



Diversité floristique des marécages soumis à l'urbanisation de leur aire d'alimentation hydrique

Mémoire

Alexandre Rimbault

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

Québec, Canada



Diversité floristique des marécages soumis à l'urbanisation de leur aire d'alimentation hydrique

Mémoire

Alexandre Rimbault

Sous la direction de :

Monique Poulin, directrice de recherche

Stéphanie Pellerin, codirectrice de recherche

Résumé

Ce projet avait pour but d'évaluer comment la structure et la composition de la végétation des marécages répond à l'intégrité de leur aire d'alimentation hydrique. Des inventaires de végétation ont été effectués dans 62 marécages du Grand Québec en 2016 et 2017. Le type de sol et la microtopographie ont aussi été inventoriés pour chaque marécage et l'intégrité de leur aire d'alimentation a été évaluée en tenant compte de l'occupation actuelle et passée du territoire. Pour les analyses statistiques, les marécages ont été classés en deux groupes : A) faiblement et B) fortement exposés à l'urbanisation depuis 50 ans.

La diversité β et les différences de composition taxonomique entre les deux niveaux d'urbanisation ont été étudiées pour chacune des strates végétales (arbres, arbustes, herbacées et ptéridophytes), puis selon l'origine (exotique ou indigène) des espèces ainsi que leur affinité pour les milieux humides (obligée/ facultative ou non de milieux humides). Une analyse des espèces indicatrices a été réalisée afin d'identifier si certaines étaient indicatrices du niveau de perturbation anthropique.

Les résultats ont montré que la composition floristique des marécages différait selon l'intégrité de leur aire d'alimentation hydrique. La diversité β était plus élevée dans les marécages qui avaient une aire d'aire d'alimentation hydrique fortement perturbée que dans les sites dont l'aire d'alimentation hydrique était faiblement perturbée. La même tendance était observée lorsque la flore était séparée selon l'origine des espèces et leur affinité pour les milieux humides. La seule exception concernait la diversité β des espèces obligées ou facultatives des milieux humides qui était similaire entre les deux groupes de marécage. Les résultats ont montré que certaines espèces végétales étaient indicatrice du niveau de perturbation anthropique. En général, les résultats de cette étude montrent que l'urbanisation modifie les patrons des communautés végétales et favorise l'établissement d'espèces exotiques.

Table des matières

Résumé.....	ii
Table des matières.....	iii
Liste des tableaux.....	v
Liste des figures	vi
Liste des annexes	vii
Remerciements	viii
Introduction.....	1
Chapitre 1	3
Biodiversité et urbanisation.....	3
Le gradient rural- urbain : les patrons généraux.....	3
Urbanisation et homogénéisation	5
Historique de perturbations et héritage écologique dans les villes	6
Les zones tampons	8
Importance de la largeur de la zone tampon appliquée aux milieux humides	8
Conséquence de la mise en place des zones tampons sur les populations locales.....	10
Avantages écologiques des zones tampons appliquées aux milieux humides.....	11
Objectifs et hypothèse	12
Chapitre 2	13
Méthodes.....	13
Zone d'étude	13
Cartographie des milieux humides et des aires d'alimentations hydriques	14
Sélection des marécages et plan d'échantillonnage.....	14
Inventaire de la végétation	15
Utilisation historique de l'aire de drainage.....	16
Analyses statistiques.....	17
Résultats	20
Description floristique des marécages.....	20
Diversité β taxonomique.....	20
Espèces indicatrices de l'intensité d'urbanisation	24
Influence de l'urbanisation sur les strates de végétation	26
Discussion	29
Différenciation de la diversité β selon l'intensité de l'urbanisation.....	29
Différenciation des communautés floristiques avec l'intensité de l'urbanisation.....	30
Influence de l'intensité d'urbanisation sur les espèces indicatrices	30
Renouvellement et enrichissement des espèces en contexte urbain	31

Conclusion	32
Apport de la recherche	32
Avenues de recherche.....	34
Bibliographie	35
Annexes	43

Liste des tableaux

Tableau 1- Différence de la diversité β (a) et de composition spécifique (b) entre les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée (non- urbain) ou fortement perturbée (urbain). 22

Tableau 2-Influence du niveau de perturbation (aire d'alimentation hydrique faiblement perturbé/ non- urbain et fortement perturbée/ urbain) sur les phénomènes de renouvellement spatial et d'enrichissement pour la diversité β 23

Tableau 3- Différence de la richesse spécifique en herbacée (a) entre les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée (non- urbain) ou fortement perturbée (urbain) pour chaque type d'espèces et (b) entre les types d'espèces (origine et classification) au sein de chaque groupe de marécages. 27

Liste des figures

Figure 1 -Différentes largeurs de zones tampons appliquées aux milieux humides pour obtenir des fonctions requises (traduit de Castelle et al. (1994)).	9
Figure 2-1. Localisation de la zone d'étude dans la province de Québec, Canada. 2. Délimitation de la zone d'étude, localisation des milieux humides et étendue spatiale de la zone péri-urbaine.	13
Figure 3 -Influence du niveau de perturbation (faiblement perturbé : cercles verts; fortement perturbé : cercles rouges) des aires d'alimentation hydrique des marécages sur leur diversité β	21
Figure 4 - Différence de recouvrement moyen des espèces indicatrices entre les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique fortement perturbée (urbain) ou faiblement perturbée (non- urbain).	25
Figure 5 - a. Moyenne de richesse spécifique arborescente cumulée entre les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée (non- urbain) ou fortement perturbée (urbain); b. Moyenne de recouvrement en ptéridophytes cumulée selon l'intégrité de l'aire d'alimentation hydrique entre les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée (non- urbain) ou fortement perturbée (urbain).	28
Figure 6 - Richesse des herbacées selon leur origine (exotiques ou indigènes) et leur classification (obligées/ facultatives ou non indicatrices de milieux humides) dans les marécages ayant une aire d'alimentation faiblement perturbée (non-urbain) ou fortement perturbée (urbain).	28

Liste des annexes

Annexe 1-Coordonnées géographiques (degré et centième de degré) des 62 marécages échantillonnés. Leurs superficies, leurs indices d'anthropisation temporel et leurs groupes d'appartenance (groupe 1= faiblement perturbé, groupe 2= fortement perturbé) sont aussi indiqués. 43

Annexe 2- Acronyme, nom scientifique, autorité, statut, indicatrice de milieux humides (MH), fréquence et recouvrement de toutes les espèces inventoriées dans les 62 marécages..... 46

Annexe 3- Variables environnementales récoltées en accord avec Saucier et al. (1994) durant les inventaires floristiques de 2016 et 2017 mais non analysées dans le cadre de ce mémoire..... 59

Annexe 4- Acronyme, valeur IndVal, p-value associée à la valeur IndVal, groupe dans lequel l'espèce est indicatrice (1 : faiblement perturbé- 2 : fortement perturbé), abondance et fréquence de toutes les espèces inventoriées dans les 62 marécages. 61

Remerciements

Je souhaite tout d'abord remercier ma directrice de recherche, Monique Poulin, de m'avoir accepté en maîtrise puis pour m'avoir conseillé et guidé tout au long de ce projet. Je tiens à remercier ma codirectrice, Stéphanie Pellerin pour sa supervision, ses suggestions et ses idées lors des présentations orales.

Je remercie Jérôme Cimon- Morin pour son aide et ses conseils fournis tout le long de mes études.

J'aimerais aussi remercier mes collègues du laboratoire de Monique Poulin pour leur soutien et leur bonne humeur : Maxime Tisserant, Léo Janne Paquin, Jean- François Rioux et Naren Keita.

Je remercie, également, les personnes qui m'ont aidé lors de l'échantillonnage sur le terrain : Jean Isaac Blais Roy et Mélanie Sandras.

En terminant, je souhaiterais remercier le Centre de la Science de la Biodiversité (CSBQ) pour son soutien logistique et scientifique, notamment pour le colloque annuel. Je remercie également Mitacs, la Ville de Québec et la Fédération canadienne des municipalités pour m'avoir fourni une aide financière sous forme de bourses de recherche.

Introduction

L'urbanisation est une menace pour la biodiversité (Grimm et al. 2008). L'environnement urbain peut être schématisé comme une succession de filtres soumettant une forte pression sélective sur les organismes (Williams et al. 2009). Les principaux filtres agissant sur cette sélection sont : la conversion des habitats naturels en surfaces imperméables, la fragmentation de l'habitat et les caractéristiques de l'environnement urbain (ex : îlots de chaleur) (McDonnell et al. 1997; Williams et al. 2009). Ces filtres modifient les processus d'assemblage des communautés végétales, ce qui peut mener à une homogénéisation biotique en raison d'une sélection artificielle biaisée vers un nombre limité d'espèces généralistes (McKinney 2006).

L'homogénéisation biotique réfère au processus par lequel les espèces locales sont remplacées par des espèces généralistes à large répartition, menant à l'accroissement de la similarité entre les communautés d'espèces, de traits ou de gènes dans l'espace au fil du temps (McKinney et Lockwood 1999). Ce phénomène dépend de nombreux facteurs tels que l'échelle spatiale considérée (Olden et Poff 2003), le type d'habitat (Qian et Guo 2010) et le temps de résidence des espèces exotiques (Kuhn et Klotz 2006). Par exemple, l'homogénéisation a principalement été documentée entre différentes villes à l'échelle planétaire (Baiser et Lockwood 2011; Aronson et al. 2015) alors qu'à l'échelle locale, le long d'un gradient rural à urbain au sein même des villes, il a été montré que l'urbanisation engendre plutôt une différenciation taxonomique, soit une baisse de la similarité des communautés (Kuhn et Klotz 2006; Aronson et al. 2015). Notre capacité à prédire les changements de communautés suite à l'urbanisation reste faible, notamment du fait que plusieurs facteurs agissent en synergie.

Malgré leurs apports en services écologiques (ex : filtration de l'eau, stockage du carbone et contrôle des inondations), les milieux humides sont parmi les écosystèmes ayant subi les plus grands impacts et pertes associées aux activités humaines (Brinson et Malvarez 2002). On estime que plus de la moitié de la superficie des milieux humides de la planète aurait disparu, notamment en raison de l'expansion du tissu urbain (Zedler et Kercher 2005; Davidson 2014). Les milieux humides restant se trouvent enclavés dans une matrice anthropique et sont alors soumis à différentes perturbations telles que le drainage et la fragmentation des écosystèmes sur le territoire de leur bassin versant. L'imperméabilisation des sols liée à l'urbanisation modifie aussi le régime hydrique des milieux

humides. En effet, sur des surfaces imperméables, l'eau de pluie s'accumule et ruisselle rapidement jusqu'aux canalisations municipales pour ensuite être rejetée rapidement vers les cours d'eau (Groffman et al. 2003). Dans le cas de milieux humides, un abaissement de la nappe phréatique modifie le type de sol, passant d'hydromorphe à bien drainé, et s'accompagne d'un passage vers une végétation davantage typique de milieux terrestres que de milieux humides (Groffman et al. 2003). Ces contraintes peuvent notamment faciliter l'établissement d'espèces exotiques (Ehrenfeld et Schneider 1991; Houlihan et al. 2006) et entraîner une modification de la composition floristique des milieux humides en paysage urbanisé (Findlay et Houlihan 1997; Houlihan et al. 2006).

Les activités humaines peuvent avoir des effets différents sur les milieux humides en fonction de leur emplacement dans le bassin versant, et ce, même si elles sont de même type et de même intensité (Brooks et al. 2012). L'intégrité des milieux humides pourrait, en effet, être plus fortement liée à l'intégrité de leur aire d'alimentation hydrique (zone en amont de ceux-ci dans leur bassin versant) qu'à l'intégrité du territoire à l'extérieur de cette aire. En effet, les perturbations dans l'aire d'alimentation hydrique peuvent modifier la quantité ou la qualité de l'eau transmise au milieu (Brooks et al. 2012). L'aire d'alimentation hydrique peut être délimitée relativement facilement grâce à la géomatique, notamment à partir d'un modèle numérique d'altitude et de réseau hydrique permettant de connaître la pente et la direction de l'écoulement en eau à l'échelle du sous bassin versant (Rousseau et al. 2011; Noel et al. 2014; Fossey et al. 2015). Malgré l'importance des aires d'alimentation hydrique pour la préservation des milieux humides et des outils pour les circonscrire, l'influence de l'intégrité de ces aires sur la flore des milieux humides demeure peu connue. Une meilleure connaissance de cet aspect pourrait notamment remettre en question, du moins pour les milieux humides, les prémisses bien acceptées en conservation de l'établissement des zones tampons circulaires.

Ce mémoire de maîtrise présente une étude portant sur l'influence de l'urbanisation au sein des aires d'alimentation hydrique des milieux humides. Plus précisément, l'étude vise à identifier l'effet de l'urbanisation de ces aires d'alimentation hydrique sur l'homogénéisation biotique des communautés végétales.

Chapitre 1

Biodiversité et urbanisation

Les écosystèmes urbains sont caractérisés par l'ubiquité des activités anthropiques. La biodiversité des milieux urbains est issue d'une mosaïque complexe de milieux naturels résiduels, de paysages industriels, résidentiels et commerciaux et de territoires agricoles situés aux alentours des aires urbaines. Les écosystèmes urbains ont des conditions environnementales particulières au niveau de la température (plus élevée dans les zones fortement minéralisées que dans les zones rurales), la luminosité (éclairage urbain), le vent (variable selon la trame des rues et la hauteur des bâtiments), l'humidité (plus faible) et l'imperméabilisation du sol qui influence le drainage des eaux pluviales. Ces conditions entraînent une faune et une flore différentes de celles trouvées en milieu naturel (Sukopp et Werner 1982; Kinzig et Grove 2000; Savard et al. 2000).

Le gradient rural- urbain: les patrons généraux

Le long d'un gradient rural- urbain, les modifications physiques de l'environnement influencent fortement l'habitat disponible pour les espèces indigènes. Ces modifications physiques ont comme conséquence la création d'un gradient de perte d'habitat naturel commençant dans les zones rurales vers le centre-ville (Medley et al. 1995; Pickett et al. 2001; McKinney 2006). L'habitat naturel se fragmente donc en différents types d'habitats altérés. La perte et la fragmentation d'habitats sont considérées comme les principaux filtres écologiques régissant les patrons de végétation dans les villes (Williams et al. 2009), ce qui provoque la disparition locale de nombreuses espèces notamment les espèces spécialistes (McKinney et Lockwood 1999; Sax et Gaines 2003; Van der Veken et al. 2004). De plus, la fragmentation diminue la probabilité de colonisation des habitats isolés favorisant les espèces ayant une grande capacité de dispersion, telles que celles utilisant la zoochorie et l'anémochorie (Moffatt et al. 2004; Knapp et al. 2009; Marini et al. 2012; Penone et al. 2012).

L'urbanisation altère les conditions hydrologiques en augmentant les surfaces imperméables. Le long d'un gradient rural- urbain, la proportion en surfaces imperméables augmente en direction du noyau urbain (McKinney 2006). Les surfaces imperméables sont associées à la formation d'îlots de chaleur urbains provoquant un stress thermique et hydrique, ce qui favorise les espèces tolérantes à la sécheresse (Williams et al. 2015). Dans les régions froides, les îlots de chaleur urbains prolongent

la saison de croissance (Imhoff et al. 2000) et permettent l'établissement d'espèces thermophiles comme plusieurs plantes rudérales ou exotiques (Knapp et al. 2008; Knapp et al. 2009; Cepelova et Munzbergova 2012; Penone et al. 2012). Les surfaces imperméables diminuent l'infiltration des eaux pluviales dans le sol et donc la recharge de la nappe phréatique (Walsh et al. 2005; White et Greer 2006). Il en résulte une hausse du ruissellement de surface (Paul et Meyer 2001; White et Greer 2006) entraînant une accumulation des polluants urbains dans le réseau hydrique urbain. Les habitats résiduels sont aussi souvent contaminés, notamment par les déchets de construction (béton) et les sels de déglacage utilisés dans les régions froides, ce qui favorise les espèces ayant une préférence pour les sols alcalins (Godefroid et al. 2007; Vallet et al. 2010).

Les espèces ont des capacités qui leur sont propres pour s'adapter aux changements physiques le long du gradient rural- urbain (Gilbert 1991). En contexte urbain, on reconnaît principalement trois types de stratégies basées sur l'évitement, l'adaptation ou l'exploitation (McKinney 2006). Les espèces qui évitent l'étalement urbain sont très sensibles aux activités anthropiques. Chez les végétaux, ces espèces sont surtout celles de fin de succession (vieille forêt) et celles de milieux humides (Stein et al. 2000). Les communautés végétales qui ont la capacité de s'adapter sont généralement présentes dans les paysages suburbains et englobent des espèces cultivées par les humains (arbustes ornementaux, gazon) et des espèces adventices (ou mauvaises herbes). Les espèces qui exploitent le milieu urbain sont surtout des espèces rudérales. Elles tolèrent des hauts niveaux de perturbation (pollution de l'air, sols alcalins et azotés) (Whitney 1985; Kowarik 1995). Ces différentes stratégies suggèrent que dans des milieux hautement modifiés, les espèces ne sont pas assemblées aléatoirement. Chaque assemblage est donc régi selon des caractéristiques écologiques qui reflètent les conséquences de l'étalement urbain sur les espèces indigènes (McKinney 2006).

Urbanisation et homogénéisation

L'urbanisation est la principale cause de disparition d'espaces naturels, entraînant des changements non aléatoires dans la répartition des espèces (Beatley 2000). Il en résulte des patrons complexes de biodiversité à travers différentes échelles spatiales (Grimm et al. 2008; Williams et al. 2015). Bien que l'urbanisation dégrade les milieux naturels, les zones urbaines hébergent souvent une grande diversité d'espèces (Pysek 1993; Kuhn et al. 2004; Wania et al. 2006; Zhao et al. 2010). Plusieurs facteurs ont été suggérés pour expliquer la grande richesse végétale des villes, notamment leur emplacement dans des zones de haute diversité (Kuhn et al. 2004) ou la grande hétérogénéité de leurs habitats, qui vont des écosystèmes naturels à ceux créés par l'humain (Pysek 1993; Kowarik 1995; Zerbe et al. 2003). Une telle richesse en espèces peut également s'expliquer par la coexistence de nombreuses espèces exotiques et d'espèces indigènes initialement présentes dans la région ou ayant colonisé les habitats urbains à partir du pool d'espèces régionales (Williams et al. 2015; Cadotte et al. 2017; Tretyakova et al. 2018). Il reste que les espèces exotiques et les espèces rudérales, indigènes ou non, dominent généralement les habitats urbains (Whitney 1985; Sax et Gaines 2003; Turner et al. 2005; Kuhn et Klotz 2006; Cervelli et al. 2013). Ce phénomène est en partie lié à l'importance des modifications environnementales et des installations de commerce et de transport ainsi que de l'abondance des zones aménagées dans lesquelles des espèces ornementales sont plantées (Godefroid et al. 2007; Williams et al. 2015; Cadotte et al. 2017). Globalement, l'extinction locale des espèces indigènes spécialisées associée à l'invasion d'espèces exotiques ou rudérales peut mener à une homogénéisation des communautés végétales urbaines, c'est-à-dire une baisse de la diversité β ; ainsi la composition des communautés est de plus en plus similaire entre elles (McKinney et Lockwood 1999).

Il a été souvent considéré, à tort, que la réduction de la diversité locale était une forme d'homogénéisation biotique (Cowie 2001; Walters et al. 2003). Néanmoins, l'homogénéisation biotique peut se faire autant en présence d'une hausse ou qu'une baisse de la diversité locale (Olden 2006; McCune et Vellend 2013; Beauvais et al. 2016). Par exemple, les gains ou pertes en espèces limitées à certains sites peuvent provoquer une différenciation des communautés (hausse diversité β) alors que les gains ou pertes en espèces généralisées sur une région mènent à une homogénéisation des communautés (Olden et Poff 2003). L'homogénéisation d'une communauté dépend aussi de sa

composition initiale. Elle n'est possible que dans les communautés présentant une certaine hétérogénéité au départ (La Sorte et al. 2008; Rogers et al. 2009).

Puisque l'homogénéisation résulte de plusieurs scénarios et il est nécessaire de connaître la composition initiale de la communauté afin de caractériser le rôle des extinctions et des introductions dans les changements de similarité entre les communautés d'espèces. Néanmoins, quand les données historiques ne sont pas disponibles, l'approche de la substitution du temps par l'espace (*space-for-time substitution*) peut être utilisée (Pickett 1989). Cette méthode estime l'effet d'un changement temporel à partir d'un changement spatial, par exemple, le long d'un gradient d'urbanisation (Qian et al. 2005; Kuhn et Klotz 2006; Gong et al. 2013). Cependant, pour certains, cette méthode ne prendrait pas en compte le niveau historique de similarité entre les communautés, et reflèterait surtout, un *turnover* spatial (Rooney et al. 2007). Malgré ces critiques, cette approche permet de synthétiser les tendances spatiales de diversité à l'échelle locale (Rogers et al. 2009).

Historique de perturbations et héritage écologique dans les villes

La perte d'habitat et l'omniprésence des espèces exotiques, souvent envahissantes, sont des conséquences majeures de l'urbanisation et ultimement des menaces pour la biodiversité (Sax et Gaines 2003; Ewers et Didham 2006). Leurs effets peuvent être immédiats, mais, il faut souvent du temps pour que les populations locales en déclin disparaissent définitivement à la suite de ces perturbations (Kuussaari et al. 2009). Il en découle des extinctions tardives ou décalées, qu'on nomme dettes d'extinctions (Tilman et al. 1994). Théoriquement, les causes déterminant ces dettes sont : (1) l'intensité de la perturbation environnementale, (2) le taux de renouvellement de l'espèce et (3) la présence de milieux intègres à proximité (Ovaskainen et Hanski 2002; Ovaskainen et Hanski 2004).

L'influence des perturbations passées sur les composantes biotiques et abiotiques des écosystèmes dépend essentiellement du type de perturbation. Certaines perturbations telles que la fragmentation ont une réponse décalée dans le temps. La reproduction végétative ou la dispersion sur de courtes distances permettent à leurs populations de perdurer (Vellend et al. 2006; De Sanctis et al. 2010; Wulf et Kolk 2014). Lorsque les fragments sont plus grands et mieux connectés, la dette d'extinction est plus grande car les espèces réussissent à mieux résister aux perturbations sur une durée de temps plus longue malgré une perte marquée d'habitat. Les dettes d'extinction sont des phénomènes qui peuvent ne pas être perçus, ce qui peut mener à une sous-estimation du nombre

d'espèces menacées. Par conséquent, les répercussions des changements environnementaux sur la biodiversité seraient souvent sous- estimées (Kuussaari et al. 2009).

Les zones tampons

Pour faire face aux perturbations anthropiques à proximité d'une aire de conservation, des zones tampons sont souvent mises en place (Li et al. 1999). Elles sont des éléments importants car elles permettent de faire un lien entre les gestionnaires de la réserve et la population locale. L'échec de la conservation d'une aire protégée est souvent dû à une mauvaise conception ou à l'absence d'une zone tampon (Li et al. 1999). Par conséquent, une zone tampon justifiée est nécessaire à l'établissement et à la pérennité d'une aire de conservation tout en permettant de préserver les besoins des habitants locaux.

Importance de la largeur de la zone tampon appliquée aux milieux humides

Les zones tampons sont nécessaires à la survie de nombreuses espèces d'animaux et de végétaux mais les règlements et les plans de gestion visant à conserver ces zones sont souvent mal adaptés (Semlitsch et Jensen 2001). Par exemple, les critères pour la conservation de la biodiversité peuvent différer des critères pour protéger les ressources en eau. Ces derniers se basent sur la température de l'eau, le niveau d'envasement et les taux de contaminants alors que les critères de protection de la biodiversité reposent sur des fonctions vitales pour les populations d'espèces tels l'alimentation, l'accouplement, la nidification et l'hivernage (Semlitsch et Jensen 2001).

Afin de maintenir la biodiversité et protéger les ressources en eau d'un milieu humide, il faudrait que la taille de la zone tampon et l'utilisation du sol conviennent aux deux objectifs (Semlitsch et Jensen 2001). Il a été proposé d'utiliser une taille universelle pour simplifier les règlements et les stratégies de gestion (Semlitsch et Jensen 2001). Néanmoins, cette idée est difficile à appliquer en raison de la topographie, du climat et de l'utilisation des terres à proximité des zones tampons qui varient d'une région à une autre (Semlitsch et Jensen 2001; Semlitsch et Bodie 2003). Une autre idée serait d'utiliser des approches stratifiées qui comprendraient trois zones tampons entourant la zone à conserver. La première servirait à protéger les ressources en eau. La deuxième chevaucherait la première et servirait d'habitat pour les espèces animales et végétales. La dernière zone permettrait de limiter les effets de bordure et les perturbations anthropiques (Semlitsch et Jensen 2001; Semlitsch et Bodie 2003).

Actuellement, quatre critères sont utilisés pour calculer la taille des zones tampons adéquates ; (1) la valeur fonctionnelle des ressources (ex : densité de la végétation et niveau de perturbation du sol), (2) l'intensité d'utilisation des terres adjacentes, (3) les caractéristiques de la zone tampon et (4) les fonctions requises de la zone tampon (Castelle et al. 1994). Généralement, les petites zones tampons sont adéquates lorsqu'elles sont en bon état (végétation indigène dense et sol non perturbé) et que l'utilisation des terres adjacentes a une faible nuisance sur le milieu (ex : parcs urbains et résidences de faible densité). En revanche, les grandes zones tampons sont nécessaires pour protéger les zones humides à grande valeur fonctionnelle des perturbations anthropiques adjacentes quand la zone tampon est en mauvais état (Castelle et al. 1994). Aussi, la largeur de la zone tampon varie selon la fonction requise (Figure 1).

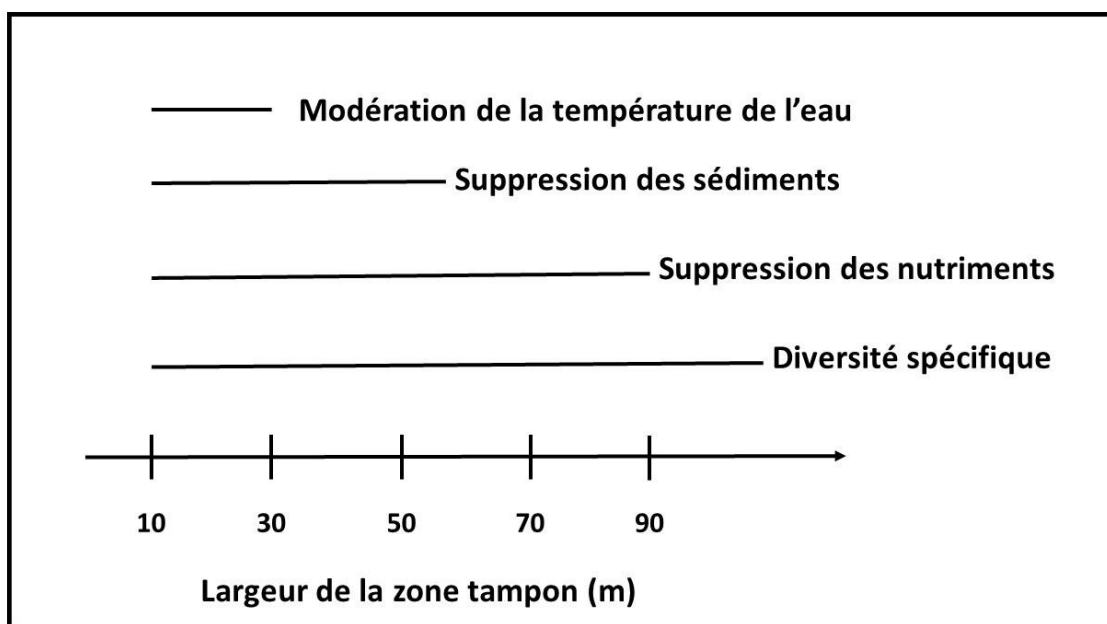


Figure 1-Différentes largeurs de zones tampons appliquées aux milieux humides pour obtenir des fonctions requises (traduit de Castelle et al. (1994)).

Conséquence de la mise en place des zones tampons sur les populations locales

De nombreux problèmes sociaux ont été évoqués en ce qui concerne les zones tampons (Wells et al. 1992; Neumann 1997). Le raisonnement à l'origine des créations de zones tampons est généralement le suivant : il est nécessaire de protéger la réserve écologique contre l'empiètement de la population locale et des activités nuisibles qui se passent en dehors de la réserve mais qui affectent la conservation à l'intérieur. Néanmoins, il est reconnu que la population locale possède des besoins légitimes (Martino 2001). Il en résulte un différend académique sur l'utilisation des zones tampons. D'une part, elles devraient, d'abord, améliorer la vie de la population locale afin de limiter l'accès à la zone protégée (Nepal et Weber 1994; Shyamsundar 1996; Vandergeest 1996; Heinen et Mehta 2000). D'un autre côté, les zones tampons devraient être, principalement, des extensions de réserves écologiques tout en conférant certains avantages à la population locale afin de limiter les conflits (Brandon 1997).

De nombreuses zones tampons sont conçues autour de réserves écologiques près desquelles un grand nombre de personnes ont été déplacées, ce qui provoque une forte pression démographique (Lynagh et Urich 2002). Malgré la délocalisation, les populations locales dépendent encore des produits comestibles, des pâturages et des matériaux de construction trouvés dans les réserves. Des études réalisées en Inde ont montré que 69 % des zones protégées abritaient des populations humaines et des activités anthropiques (Kothari 1996; Suri 1996). En Thaïlande, de nombreuses réserves ont au moins 10 % de la superficie défrichée et occupée par la population locale (Ghimire 1994). La colonisation illégale et le braconnage sont des problèmes majeurs dans les réserves écologiques des régions défavorisées (Ghimire 1994). Quel que soit le pays considéré, la protection et la restauration de zones tampons sont des projets réalisables, mais controversés lorsque les propriétaires fonciers doivent céder leurs terres (Klemas 2014). Il demeure que la mise en place de zones tampons s'est avérée plus bénéfique que d'autres pratiques de conservation telle que la restauration des berges de cours d'eau (Alexander et Allan 2006; Beechie et al. 2008).

Avantages écologiques des zones tampons appliquées aux milieux humides

Malgré le débat sur l'aspect social des zones tampons, plusieurs auteurs reconnaissent leurs avantages écologiques (Beschta et al. 1987; Nepal et Weber 1994; Shyamsundar 1996; Heinen et Mehta 2000). Les zones tampons boisées adjacentes aux milieux humides permettent de maintenir la température de l'eau et d'atténuer les chutes de température en hiver (Beschta et al. 1987). Par exemple, il a été montré que les zones tampons forestières d'au moins 30 m de largeur fournissaient le même niveau d'ombrage que les forêts anciennes (Beschta et al. 1987).

Certaines espèces animales dépendent des milieux humides mais ont des besoins spécifiques qui ne peuvent être satisfaits que dans la zone tampon environnante (ex : grands arbres pour nicher) (Naiman et al. 1988). Les milieux humides isolés et leurs zones tampons servent souvent d'espaces verts en contexte urbain. Ces espaces verts protègent la faune sauvage des animaux domestiques, des humains et des espèces des paysages plus ouverts (Naiman et al. 1988; Castelle et al. 1994). Par exemple, il a été montré qu'une zone tampon forestière de 30 m permettait de maintenir les densités en invertébrés benthiques dans des cours d'eau se situant à proximité d'une exploitation forestière (Erman et al. 1977). Il est donc nécessaire d'être vigilant quant à l'importance de la zone tampon pour la préservation de la biodiversité des aires protégées et d'en faire une gestion adéquate, notamment en ce qui concerne le drainage des terres (Klemaš 2014).

But et hypothèse

Le but de ce mémoire était de contribuer à une meilleure connaissance de l'influence de l'urbanisation du territoire sur les communautés floristiques des marécages. De façon plus spécifique, il visait à déterminer comment l'intensité d'urbanisation dans l'aire d'alimentation hydrique d'un marécage perturbe ses communautés végétales.

Plusieurs études ont porté sur l'impact de l'urbanisation sur la composition des communautés végétales dans les milieux humides (Azous et Horner 2001; Cronk et Fennessy 2001; Houlihan et al. 2006). Les connaissances actuelles sur la végétation des marécages en zone urbaine permettent d'émettre l'hypothèse et les prédictions suivantes :

- *L'urbanisation favorise la différenciation des communautés d'espèces végétales à l'échelle locale (hausse de la diversité β). En asséchant les milieux humides, l'urbanisation atténue les filtres environnementaux comme l'anoxie au sein des marécages, ce qui crée de nouvelles niches écologiques permettant l'établissement d'espèces de forêts mésiques ou d'espèces rudérales.*
 - Contrairement à un marécage ayant une aire d'alimentation hydrique non urbanisée, un marécage ayant une aire d'alimentation hydrique urbanisée abrite plus d'espèces généralistes que spécialistes et plus d'espèces exotiques qu'indigènes.

Chapitre 2

Méthodes

Zone d'étude

La zone d'étude se situait dans le Grand Québec, Québec, Canada (Figure 2). Sa superficie est de 550 km² et compte environ 581 942 habitants (Gouvernement du Québec 2016). Selon une analyse visuelle des photos aériennes récentes du secteur, près de la moitié de la zone d'étude est constituée de parcelles de milieux naturels : forêts (36 %), milieux humides (9 %) et milieux aquatiques (8 %). L'activité agricole occupe 11 % du territoire, tandis que l'ensemble des types de couverture anthropique atteint 39 %.

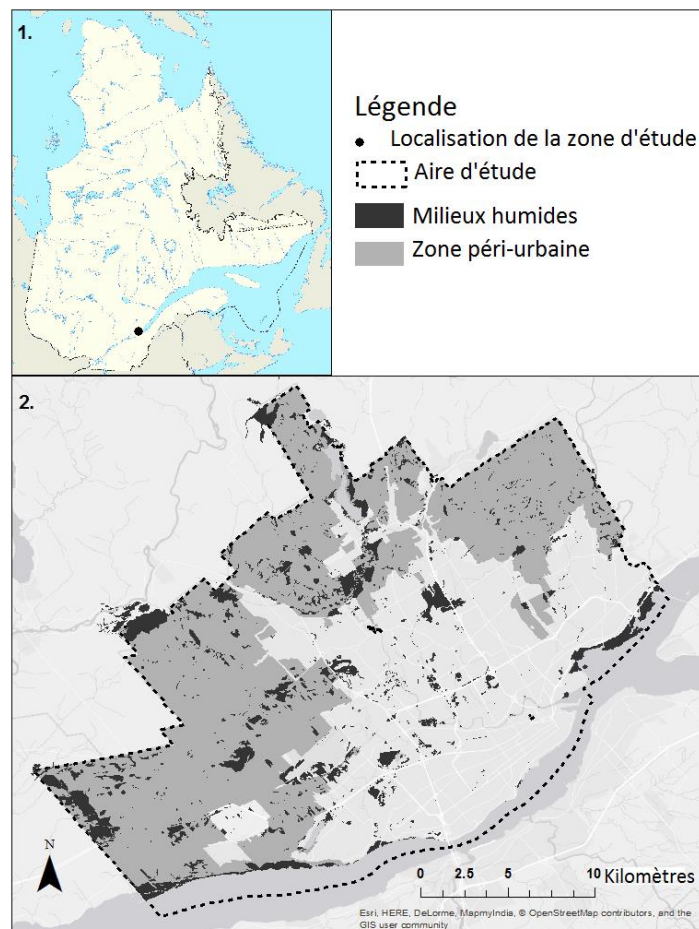


Figure 2-1. Localisation de la zone d'étude dans la province de Québec, Canada. 2. Délimitation de la zone d'étude, localisation des milieux humides et étendue spatiale de la zone péri-urbaine.

Cartographie des milieux humides et des aires d'alimentations hydriques

La carte des milieux humides du Grand Québec a été fournie par le Service de l'environnement de Québec (Ville de Québec 2016) et se base sur une carte détaillée des milieux humides créée en 2013 par photo-interprétation (Beaulieu et al. 2014). Dans cette cartographie, seuls les milieux humides de plus de 0,3 ha ont été délimités et sont regroupés selon cinq classes : tourbières boisées, marais, marécages, prairies humides et eaux peu profondes. En 2015, la délimitation des milieux humides a été validée sur le terrain et la carte a été mise à jour pour inclure les petits milieux humides. Ainsi, 44 % des milieux humides répertoriés sur la carte corrigée ont une superficie inférieure à 0,3 ha. Les 2 521 milieux humides inventoriés dans l'aire d'étude peuvent être assemblés en 1 354 complexes de milieux humides, définis comme un groupe de milieux humides voisins (± 30 m), quelle que soit leur classe. Les aires d'alimentation hydrique pour chaque complexe de milieux humides cartographiés ont été déduites à partir des orientations d'écoulement et la pente à l'échelle du bassin versant grâce à un modèle numérique d'altitude et de réseau hydrique. Le logiciel PHYSITEL a permis d'associer automatiquement ces aires d'alimentation hydrique aux milieux humides correspondants (Rousseau et al. 2011; Noel et al. 2014; Fossey et al. 2015).

Sélection des marécages et plan d'échantillonnage

Avant la sélection des sites d'étude, l'intégrité des aires d'alimentation hydrique de tous les marécages de la zone d'étude a été établie par l'analyse d'orthophotos via ArcGIS 10.3 (ESRI 2014). Les photographies dataient de 2014 et avaient une résolution de 0,1 m au sol. Les marécages ont été classés en quatre catégories de niveaux d'intégrité (% de surface intègre) de leur aire d'alimentation hydrique : A) 100 % intègres; B) 80-60 % intègres; C) 30-10 % intègres; et D) <10 % intègres. Il n'y a pas de catégorie 60-30 % à cause de l'absence de marécage dans celle-ci. Les types d'occupation du sol considérés comme réduisant l'intégrité de l'aire d'alimentation hydrique étaient essentiellement les champs agricoles, les routes, les chantiers de construction et les bâtiments. La sélection des marécages s'est ensuite faite à partir de tous les marécages dont la superficie du marécage était supérieure ou égale à 1 ha. De plus, le ratio entre la superficie de l'aire d'alimentation hydrique et la superficie du marécage devait être supérieur ou égal à 1. Les marécages qui étaient considérés comme arbustifs ont aussi été exclus de même que les marécages restaurés ou aménagés. Parmi les marécages restants, 62 marécages (Annexe 1) ont été sélectionnés de façon balancée entre les quatre niveaux d'intégrité de leur aire d'alimentation hydrique.

De façon à s'assurer d'un effort d'échantillonnage similaire entre les marécages de différentes tailles, un nombre de quadrats a été déterminé en fonction de la taille (1-1,9 ha= 2 quadrats; 2- 4,9 ha= 3 quadrats; 5- 6,9 ha = 4 quadrats). Des quadrats de 20 m x 20 m ont été utilisés pour l'échantillonnage. Pour l'ensemble des marécages, l'emplacement des quadrats a été établi aléatoirement avec ArcGIS 10.3 (ESRI 2014) en respectant une distance minimale de 20 m de la zone extérieure du marécage. La distance minimale entre les quadrats était aussi de 20 m. Les inventaires se sont déroulés durant les étés 2016 et 2017. Au total, 174 quadrats ont été inventoriés dans les 179 ha de marécages sélectionnés, ce qui représente approximativement un effort d'échantillonnage d'un quadrat à l'hectare.

Inventaire de la végétation

J'ai échantillonné la végétation selon 4 strates : arbres (> 4 m), arbustes (1 à 4 m), herbacées et ptéridophytes. Le recouvrement pour chaque espèce a été évalué à l'aide de l'échelle de Braun-Blanquet (« Présence », < 1 %, 1-5 %, 5- 10 %; 10- 25 %, 25- 50 %, 50- 75 % et 75-100 %) (Westhoff et Van Der Maarel 1978). La classe « Présence » indique la présence d'un taxon mais dans une catégorie nettement inférieure à 1 % de recouvrement. Pour la suite des analyses, la médiane de chaque recouvrement a été utilisée. Pour les classes <1 % et « Présence », les valeurs par défaut furent respectivement 0,5 et 0,01.

Les espèces répertoriées sur le terrain furent classées en différentes catégories (indigènes ou exotiques, obligées/ facultatives ou non- indicatrices de milieux humides) selon les bases de données du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP 2012), de VasCan (Brouillet et al. 2019) et PLANTS database (USDA et NRCS 2019).

Utilisation historique de l'aire de drainage

Puisque les effets d'une perturbation ou d'un changement d'utilisation du sol peuvent être décalés dans le temps (Kuussaari et al. 2009), une reconstitution des activités passées (1963) et actuelles (2014) dans l'aire d'alimentation hydrique de chaque marécage a été faite. L'occupation du territoire à l'intérieur de chaque aire d'alimentation en 1963 et 2014 a été caractérisée par des photos aériennes (Bibliothèque de l'Université Laval 2018). Ce travail fut basé sur 662 photos en noir et blanc de 1963 et sur 650 photos en couleurs de 2014. Les photographies aériennes de 1963 étaient à une échelle de 1 : 25 000 et une résolution de 0,5 m au sol alors que les photographies de 2014 avaient une résolution de 0,1 m au sol. Dans les deux cas, ces photos ont été prises par avion à différentes dates de la même année.

Pour chaque année (1963 et 2014) et pour chaque marécage, le taux (%) d'intégrité de son aire d'alimentation hydrique a été calculé selon les mêmes classes indiquées précédemment. Les deux taux (%) pour chacune des deux années ont été additionnés pour obtenir une valeur nommée « Indice d'anthropisation temporel (IAT) » pour chaque marécage. Les valeurs variaient entre 0 et 200. Plus la valeur est élevée, plus le marécage est associé à une aire non-urbanisée sur la période de temps analysée. La valeur moyenne des IAT fut utilisée pour établir la limite entre les deux groupes malgré que les valeurs ne suivaient pas une distribution parfaitement bimodale :

- Faiblement perturbé au cours du temps/ non-urbain ($200 > \text{IAT} > 95$, $n=28$);
- Fortement perturbé au cours du temps/ urbain ($78 > \text{IAT} > 0$, $n=34$).

Ces deux groupes nouvellement créés ont été utilisés pour les analyses statistiques subséquentes visant à évaluer l'influence de l'urbanisation de l'aire d'alimentation sur la flore des marécages.

Analyses statistiques

➤ Diversité β et composition floristique

Avant d'effectuer les analyses, cinq matrices d'espèces par marécage ont été créées pour représenter les espèces totales, indigènes, exotiques, obligées/ facultatives de milieux humides et non-indicatrices des milieux humides. Pour chacun des 62 marécages, les valeurs d'importances (VI) des espèces ont été calculées. La valeur VI est une mesure de la dominance relative d'une espèce dans une communauté (Barbour 1999). Elle se calcule comme la moyenne de la dominance relative (recouvrement d'une espèce par rapport au recouvrement total de toutes les espèces) et de la fréquence relative (nombre de quadrats par marécage où une espèce a été notée par rapport au nombre total d'occurrences de toutes les espèces).

Dans cette étude, les différences de diversité β entre les deux groupes d'intensité d'urbanisation ont été analysées en utilisant des tests d'homogénéité de dispersions multivariées (Anderson et al. 2006). Cette technique nécessite une matrice de distance site par site afin de calculer le centroïde de chaque groupe. Ensuite pour chaque groupe, la distance des sites au centroïde est calculée. Enfin, les distances moyennes sites au centroïde entre les groupes sont comparées avec un test de permutations (9 999 permutations). La dispersion de ces distances (variance intra-groupe) est considérée comme un estimé de la diversité β (plus grande est la variance intra-groupe, plus grande est la diversité β). L'analyse s'est faite sur une matrice de distance de Hellinger (Hellinger 1909). Un coefficient de distance quantitatif asymétrique (coefficient de Hellinger) a été choisi car il considère différemment les doubles zéros des autres valeurs. En effet, il n'est pas possible de savoir si l'absence d'une même espèce à deux marécages résulte d'une ressemblance ou d'une différence entre les deux marécages. De plus, il est plus utile de comparer les espèces les plus abondantes que les espèces rares (Legendre et Legendre 1998; Legendre et Gallagher 2001).

Pour identifier les différences dans la composition taxonomique entre les deux groupes, une analyse de variance multivariée par permutation (PERMANOVA; 9 999 permutations) (Anderson 2001) a été utilisée. Elle teste les différences de localisation entre les centroïdes.

Les différences de dispersion et de composition taxonomique entre les marécages ont été illustrées par une ordination par analyse en coordonnées principales (PCoA). Elle se base sur la

matrice de distance respective pour les espèces totales, indigènes, exotiques, obligées/ facultatives de milieux humides et non-indicatrices de milieux humides.

La diversité β peut refléter deux phénomènes pouvant produire une différence de composition taxonomique entre les marécages. Le premier phénomène est le remplacement d'espèces par d'autres d'un marécage à l'autre. Il s'agit du renouvellement des espèces dans l'espace et il se produit suite à des contraintes spatiales et historiques (Gaston et Blackburn 2000; Qian et al. 2005). Le deuxième phénomène, l'enrichissement, consiste en un ajout d'espèces sans qu'il y ait de remplacement d'espèces. Le site le plus pauvre en richesse spécifique n'est qu'un sous-ensemble du site le plus riche en espèces (Baselga 2012). La proportion de la diversité β attribuée au renouvellement en espèces et celle associée à l'enrichissement en espèces a été évaluée pour chaque type de marécage en utilisant la décomposition de la famille Podani des groupes de Sørensen (Legendre 2014). Les données étant quantitatives, la différence en pourcentage d'Odum (variante quantitative du coefficient de dissimilarité de Sørensen) a été utilisée comme indice de dissimilarité selon la formule suivante :

$(B+C) / (2A+B+C)$ où A = somme des intersections (ou minima) de l'abondance des espèces sur deux sites; B= somme au site 1 moins A et C= somme au site 2 moins A.

➤ Espèces indicatrices

Afin d'évaluer si certaines espèces étaient indicatrices du niveau de perturbation anthropique, une analyse des espèces indicatrices des groupes a été effectuée par la méthode IndVal (Annexe 4). La fonction combine l'abondance relative en recouvrement de l'espèce (A) avec sa fréquence relative au sein des groupes (B) selon la formule suivante :

$\text{IndVal}_{\text{Groupe } k, \text{ Espèce } j} = 100 \times A_{kj} \times B_{kj}$ où A_{kj} = spécificité et B_{kj} = fidélité

$\text{IndVal}_{\text{Espèce } j} = \max[\text{IndVal}_{kj}]$

Une espèce indicatrice doit se trouver majoritairement dans un seul groupe (spécificité) et être présente dans un grand nombre de sites qui appartiennent à ce groupe (fidélité). (Dufrene et Legendre 1997). Le niveau de signification des indices calculés a été testé *a posteriori* par permutations. Des valeurs seuils (A= 0, 6 et B= 0, 25) ont été choisies en accord avec De Caceres et al. (2012) pour éviter de sélectionner des espèces rares, c'est-à-dire présentes que dans un site.

➤ Effet du paysage et de l'interaction sur le recouvrement et la richesse spécifique

Des modèles linéaires généralisés mixtes ont été utilisés pour voir si la richesse spécifique et le recouvrement variaient en fonction du niveau de perturbation et en fonction de l'origine des espèces (indigènes et exotiques) et des statuts (obligées/ facultatives de milieux humides et non-indicatrices de milieux humides) pour chaque strate floristique. Le niveau de perturbation a été désigné comme effet aléatoire alors que les variables tels l'origine et le statut ont été considérés comme effets fixes. Une ANOVA fut réalisée pour chaque modèle et si lorsque celui-ci était significatif des comparaisons multiples de moyennes furent utilisées.

Toutes les analyses statistiques ont été faites à l'aide du logiciel R 3.4.3 (R Development Core Team 2013) et des bibliothèques **vegan** (Oksanen et al. 2018) -fonctions `rda` (), `adonis` () et `betadisper` (), **nlme** (Pinheiro et al. 2014) -fonction `lme` (), **lsmeans** (Lenth 2016) -fonction `ggplot2`.

Résultats

Description floristique des marécages

Au total, 347 taxa (Annexe 2) ont été inventoriés dans les 62 marécages au cours des étés 2016 et 2017. Certaines plantes n'ont pas pu être identifiées à l'espèce dû à l'absence d'inflorescence ou de fruit. Parmi tous les taxa recensés, 263 ont été observés dans les marécages dont l'aire d'alimentation hydrique était faiblement perturbée. De même, un total de 310 taxa ont été trouvés dans les marécages ayant une aire d'alimentation fortement perturbée. Au total, 226 taxa étaient présents dans les deux catégories de marécages.

Les espèces exotiques et non-indicatrices de milieux humides comptaient respectivement pour 18 et 61 % du total des espèces dans les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique fortement perturbée alors qu'elles représentaient 13 et 58 % de la flore dans les marécages dont l'aire d'alimentation hydrique était faiblement perturbée.

Diversité β taxonomique

La diversité β différait selon l'intensité d'urbanisation dans l'aire d'alimentation hydrique des marécages pour tous les groupes d'espèces, sauf pour les espèces obligées/ facultatives de milieux humides (Tableau 1a). Pour l'ensemble de la flore, la diversité β était plus grande pour les marécages avec une aire d'alimentation hydrique fortement perturbée que les marécages les plus moins perturbés (Figure 3a), ce qui indique une différenciation taxonomique avec l'urbanisation. La même tendance a été observée pour tous les autres groupes d'espèces où des différences significatives ont été observées (Figure 3).

La composition taxonomique des marécages était significativement différente entre les deux types de paysage, et ce, pour tous les groupes d'espèces, excepté pour les espèces exotiques (Tableau 1b; Figure 3). Enfin, dans tous les cas, les variations de la diversité β observées était majoritairement associé au renouvellement spatial des espèces (Tableau 2).

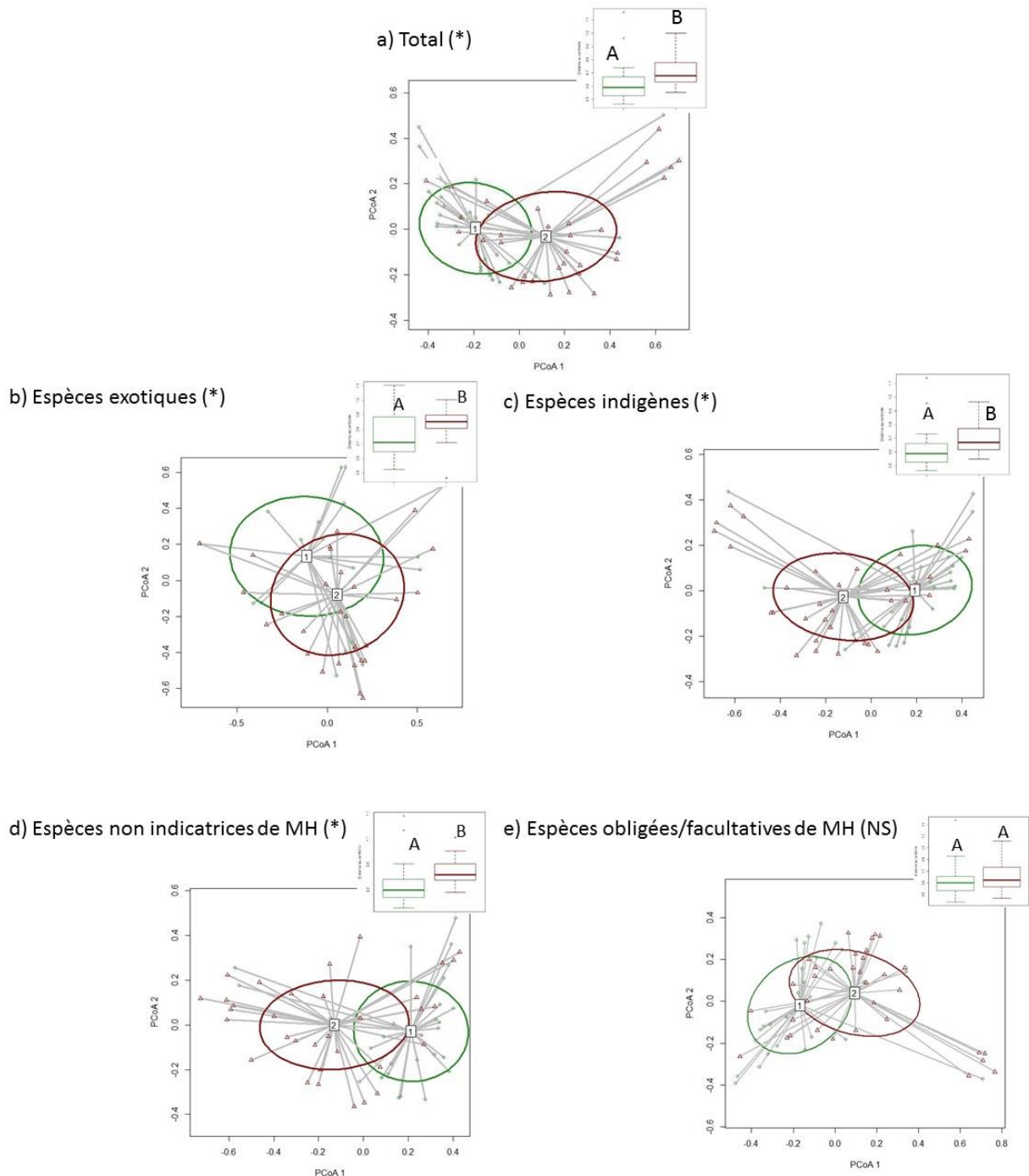


Figure 3-Influence du niveau de perturbation (faiblement perturbé : cercles verts; fortement perturbé : cercles rouges) des aires d'alimentation hydrique des marécages sur leur diversité β en considérant a) toutes les espèces, b) les espèces exotiques, c) les espèces indigènes, d) les espèces non indicatrices de milieu humide et e) les espèces obligées/ facultatives de milieu humide. La diversité β est la variance de la distance moyenne des marécages par rapport au centroïde de leur groupe, représentée ici sur les deux premiers axes d'une PCoA et utilisant une boîte à moustache (médiane et quartiles) de la distance sites centroïdes. Des lettres indiquent une différence significative ($p \leq 0,05$) déterminée par les tests t. Les cercles sont des ellipses d'écart type. Les analyses sont basées sur les 62 marécages inventoriés.

Tableau 1- Différence de la diversité β (a) et de composition spécifique (b) entre les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée (non- urbain) ou fortement perturbée (urbain). La différence de diversité β a été testée avec des tests multivariés de dispersion autour du centroïde à l'aide de tests t de permutations (9 999 permutations). L'emplacement du centroïde a été utilisé pour détecter les différences de composition en espèces qui a été testée avec une PERMANOVA (9 999 permutations). Les caractères en gras indiquent des différences significatives ($p \leq 0, 05$).

	df	SS	F	P
a. Diversité bêta				
Espèces totales	1	0,09334	5,9925	0,0152
Espèces exotiques	1	0,09166	4,2734	0,0414
Espèces indigènes	1	0,08198	5,5055	0,0193
Espèces obligées/ facultatives	1	0,03683	2,0402	0,1636
Espèces non indicatrices	1	0,16685	9,7419	0,0019
b. Composition en espèces				
Espèces totales	1	1,6694	3,4687	0,0001
Espèces exotiques	1	1,249	1,8206	0,0524
Espèces indigènes	1	1,683	3,5858	0,0002
Espèces obligées/ facultatives	1	1,4137	3,2721	0,0008
Espèces non indicatrices	1	1,846	3,5716	0,0004

Tableau 2-Influence du niveau de perturbation (aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée/ non- urbain et fortement perturbée/ urbain) sur les phénomènes de renouvellement spatial et d'enrichissement pour la diversité β des espèces totales, exotiques, indigènes, obligées/ facultatives de milieux humides (MH) et non- indicatrices de milieux humides.

	Diversité β	Proportion du renouvellement spatial dans la diversité β	Proportion de l'enrichissement dans la diversité β
a. Aire d'alimentation faiblement perturbée (non urbain)			
Espèces totales	0,29	1,00	0,00
Espèces indigènes	0,29	0,95	0,05
Espèces obligées/ facultatives de MH	0,28	0,79	0,21
Espèces non indicatrices de MH	0,30	0,85	0,15
b. Aire d'alimentation hydrique fortement perturbée (urbain)			
Espèces totales	0,34	1,00	0,00
Espèces indigènes	0,33	0,94	0,06
Espèces obligées/ facultatives de MH	0,32	0,80	0,20
Espèces non indicatrices de MH	0,36	0,83	0,17

Espèces indicatrices de l'intensité d'urbanisation

Au total 39 espèces ont été identifiées comme étant des espèces indicatrices de l'intensité d'urbanisation dans l'aire d'alimentation hydrique des marécages (Figure 4, Annexe 4). Vingt-deux espèces étaient associées aux marécages présentant une aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée et 17 espèces étaient associées aux marécages avec une aire d'alimentation hydrique fortement perturbée. Les espèces ayant un recouvrement élevé dans les marécages avec une aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée étaient *Abies balsamea*, *Betulla alleghaniensis* et *Taxus canadensis*. En revanche, les recouvrements en *Acer saccharum*, *Onoclea sensibilis*, *Matteucia struthiopteris* et *Fraxinus pennsylvanica* sont plus importants dans les marécages avec une aire d'alimentation perturbée. Néanmoins, le couvert de certaines espèces telles *Gaultheria hispidula* et *Trillium undulatum* variait faiblement entre les deux types de marécages bien que ces espèces aient été trouvées préférentiellement dans les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée.

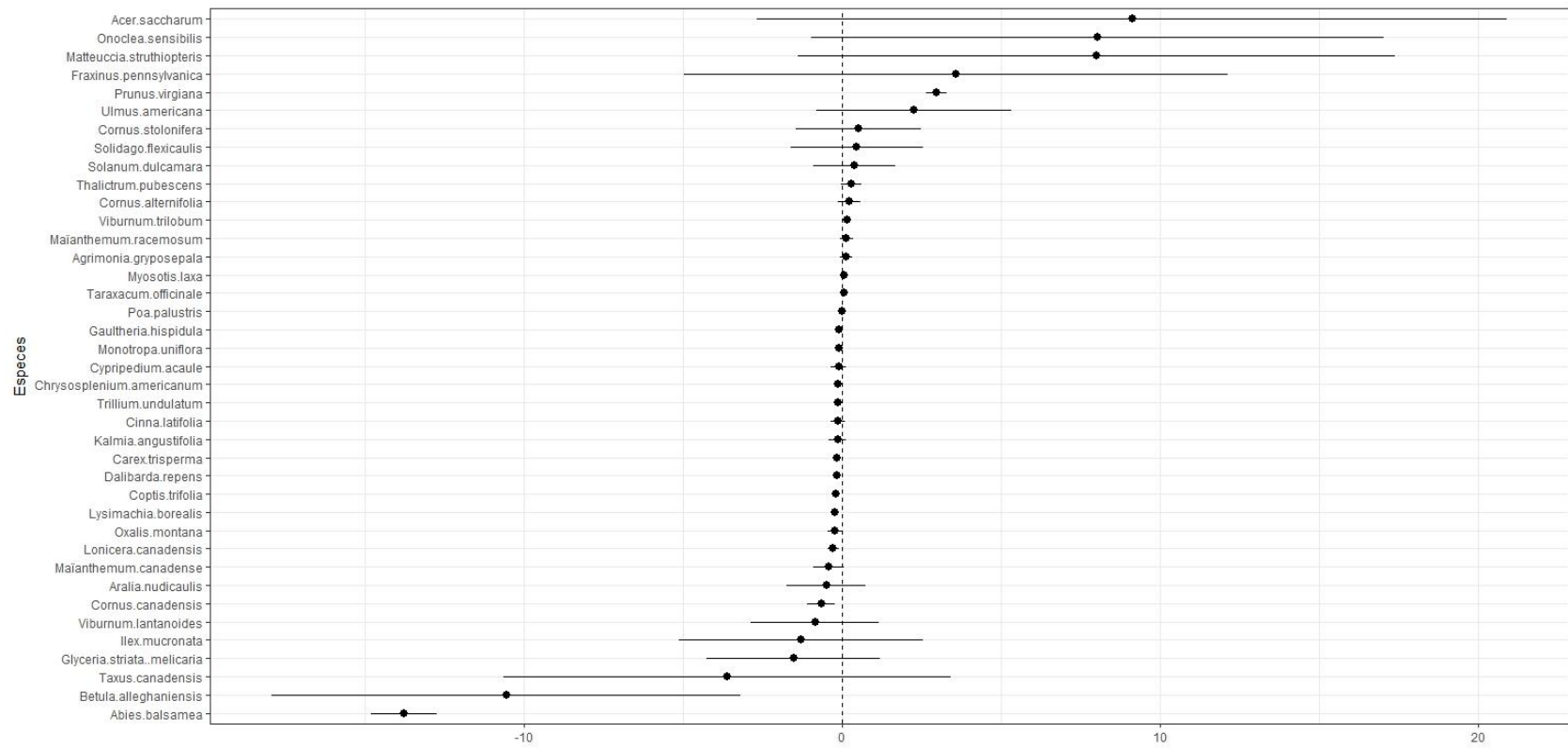


Figure 4- Différence de recouvrement moyen des espèces indicatrices entre les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique fortement perturbée (urbain) ou faiblement perturbée (non- urbain). Les espèces se situant à droite de la ligne en pointillée ont un recouvrement plus important dans les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique fortement perturbée (urbain), tandis que les espèces se situant à gauche ont un recouvrement plus important dans les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée (non- urbain). Le point noir représente la différence entre les moyennes de recouvrements dans chaque niveau de perturbation. Le trait noir représente l'écart-type. Les analyses sont basées sur les 62 marécages inventoriés. Voir les annexes 2 et 4 pour la description des espèces et des résultats.

Influence de l'urbanisation sur les strates de végétation

Selon l'analyse par strate de végétation (arbres, arbustes, herbacées et ptéridophytes), l'urbanisation du paysage a eu des effets significatifs uniquement sur la richesse spécifique des arbres ($F=5,1428$ $p=0,027$) et sur le recouvrement en ptéridophytes ($F=4,5436$ $p=0,0371$). L'urbanisation des aires d'alimentation hydrique est associée à une plus grande richesse spécifique des arbres dans les marécages malgré la faible différence entre les moyennes (Figure 5a). Le recouvrement moyen en ptéridophytes dans les marécages influencés par une aire d'alimentation urbanisée était près de deux fois plus élevé que dans ceux avec une aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée (Figure 5b). La richesse spécifique en herbacées dépendait à la fois de l'urbanisation et du type d'espèce considérée (exotiques, indigènes, obligées/ facultatives de milieux humides et non-indicatrices de milieux humides) (Figure 6). Le nombre d'espèces exotiques était significativement plus élevé dans les marécages associés à une aire d'alimentation hydrique fortement perturbée (Tableau 3a, Figure 6) alors que la richesse spécifique moyenne des autres types d'herbacées n'était pas influencée par l'urbanisation des aires d'alimentation. Au sein des deux types de marécages, il y avait significativement plus d'espèces indigènes que d'espèces exotiques (Tableau 3b, Figure 6) mais une aire d'alimentation hydrique fortement perturbée était associée à une plus grande richesse en espèces obligées/ facultatives de milieux humides qu'en espèces de milieu mésique (Tableau 3b, Figure 6).

Tableau 3- Différence de la richesse spécifique en herbacée (a) entre les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée (non- urbain) ou fortement perturbée (urbain) pour chaque type d'espèces et (b) entre les types d'espèces (origine et classification) au sein de chaque groupe de marécages. Les caractères en gras indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$).

	df	SE	T-ratio	P-value
a. Variation de la richesse spécifique en herbacées entre les deux groupes de marécages, pour chaque type d'espèces				
Espèces exotiques	60	0,2042	-2,129	0,0374
Espèces indigènes	60	0,2042	0,635	0,5277
Espèces obligées/ facultatives	60	0,2042	-0,426	0,6717
Espèces non indicatrices	60	0,2042	0,359	0,7206
b. Variation de la richesse spécifique en herbacées entre les types d'espèces (origine et classification), au sein de chaque groupe de marécages				
• Marécage avec une aire d'alimentation faiblement perturbée (non- urbain)				
Espèces exotiques- Espèces indigènes (origine)	180	0,1407	-29,107	<0,001
Espèces obligées/ facultatives- Espèces non indicatrices (classification)	180	0,1407	2,077	0,1648
• Marécages avec une aire d'alimentation fortement perturbée (urbain)				
Espèces exotiques- Espèces indigènes (origine)	180	0,1362	-25,919	<0,001
Espèces obligées/ facultatives- Espèces non indicatrices (classification)	180	0,1362	3,322	0,0059

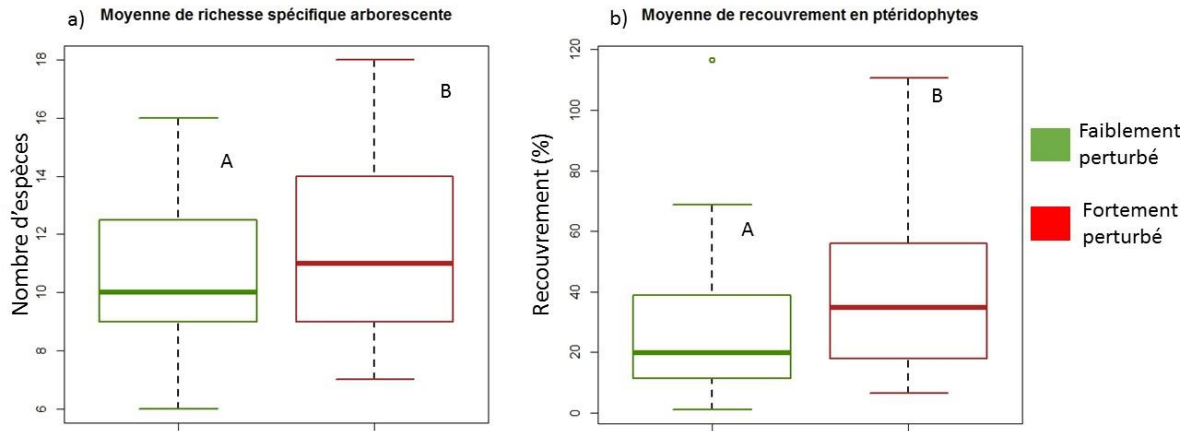


Figure 5- a. Moyenne de richesse spécifique arborescente cumulée entre les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée (non- urbain) ou fortement perturbée (urbain); b. Moyenne de recouvrement en ptéridophytes cumulée selon l'intégrité de l'aire d'alimentation hydrique entre les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée (non- urbain) ou fortement perturbée (urbain). Les résultats significatifs ($p \leq 0,05$) sont mentionnés par deux lettres différentes. Les analyses sont basées sur les 62 marécages inventoriés.

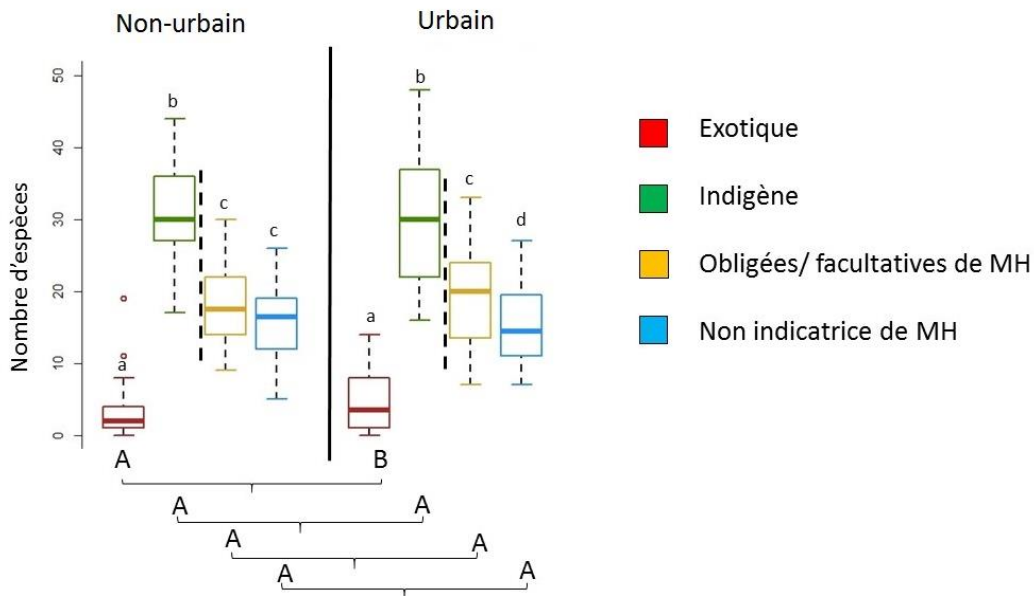


Figure 6- Richesse des herbacées selon leur origine (exotiques ou indigènes) et leur classification (obligées/ facultatives ou non indicatrices de milieux humides) dans les marécages ayant une aire d'alimentation faiblement perturbée (non-urbain) ou fortement perturbée (urbain). Les lettres majuscules indiquent une différence significative entre les deux groupes de marécages pour chaque type d'espèces ($p \leq 0,05$). Les lettres minuscules indiquent une différence significative ($p \leq 0,05$) entre les types d'espèces au sein de chaque groupe de marécages, soit ceux ayant une aire d'alimentation faiblement perturbée (non-urbain) ou fortement perturbée (urbain). Les analyses sont basées sur les 62 marécages inventoriés.

Discussion

Par cette étude, j'ai voulu vérifier si l'intégrité floristique des marécages pouvait être liée à l'intégrité de leur aire d'alimentation hydrique. En modifiant le régime hydrique et l'environnement, son anthropisation devrait influencer la flore associée aux milieux humides. Mes résultats montrent que l'urbanisation des aires d'alimentation hydriques augmente la diversité β , sauf pour les espèces obligées/ facultatives de milieux humides. Les différences de la diversité β taxonomique entre les niveaux de perturbation étaient principalement dues à des changements dans la composition en espèces, révélés par le fort taux de renouvellement (Tableau 2). La composition en espèces des communautés variait en effet selon l'intégrité de l'aire d'alimentation hydrique du marécage.

Différenciation de la diversité β selon l'intensité de l'urbanisation

L'urbanisation serait responsable d'homogénéisation biotique (McKinney 2006), mais ce phénomène semble être surtout présent à grande échelle, c'est-à-dire entre différentes villes (La Sorte et al. 2007). Le rôle des espèces exotiques dans l'homogénéisation a principalement été remarqué à grandes échelles. En effet, les flores indigènes des villes éloignées avaient à l'origine très peu d'espèces semblables et sont devenues plus similaires avec le temps grâce à l'introduction d'espèces exotiques communes (McKinney 2008). A une échelle locale, les perturbations anthropiques sont plus promptes à provoquer une différenciation biotique en raison de l'établissement d'espèces différentes et des modèles différentiels d'extinction (Olden et Poff 2003). Par conséquent, le résultat observé dans cette étude n'était pas inattendu. En effet, pour toutes les catégories d'espèces à l'exception des espèces obligées/ facultatives de milieux humides, j'ai montré une différenciation plutôt qu'une homogénéisation tel qu'aussi observé ailleurs autant dans les milieux humides que dans d'autres types d'écosystèmes (Kuhn et Klotz 2006; Brice et al. 2017; Blouin et al. 2018).

Différenciation des communautés floristiques avec l'intensité de l'urbanisation

L'usage des terres et leur utilisation passée augmentent l'hétérogénéité de l'habitat dans les villes (Pickett et al. 2001; Aronson et al. 2015). Ces nouveaux habitats urbains locaux hébergent des communautés végétales qui diffèrent les unes par rapport aux autres (Brice et al. 2017), ce qui peut expliquer les changements de composition en espèces observés dans cette étude. D'après mes résultats, les communautés végétales des marécages différaient selon l'intégrité de l'aire d'alimentation hydrique du marécage pour toutes les catégories d'espèces, excepté pour les espèces exotiques. En ce qui concerne les espèces exotiques, les deux types de marécages présentaient une composition végétale similaire malgré une diversité β plus grande pour les marécages avec une aire d'alimentation hydrique urbanisée plutôt que faiblement perturbée. En effet, par leurs niches écologiques étendues, les espèces exotiques peuvent s'adapter à différents environnements (Shea et Chesson 2002), quoique cette question des différences de niches entre les espèces exotiques et indigènes reste un débat (Gilbert et Lechowicz 2005; Fridley et al. 2007). La redondance des espèces exotiques (*Acer ginnala*, *Acer negundo*, *Acer platanoides* et *Sorbus aucuparia*) dans notre étude peut aussi s'expliquer par leur utilisation comme espèces ornementales au sein des parcs ou jardins de ville.

Influence de l'intensité d'urbanisation sur les espèces indicatrices

Dans la littérature, il a été montré que l'urbanisation d'un milieu modifiait ses principaux filtres écologiques tels qu'une augmentation de la luminosité, une plus faible humidité du sol et une modification du pH du sol (Murcia 1995; Vallet et al. 2010). Le changement de ces filtres peut être associé à la variation du couvert et de l'abondance des espèces obligées/ facultatives de milieux humides trouvée entre les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée et ceux ayant une aire d'alimentation hydrique fortement perturbée. Pour *Abies balsamea* qui a montré un recouvrement nettement supérieur dans les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée, il est possible que cela reflète sa sensibilité à la pollution urbaine (ex : sol alcalin et imperméable) (Frank 1990). On observe des tendances similaires dans nos résultats pour les espèces suivantes *Betula alleghaniensis*, *Taxus canadensis*, *Viburnum lantanoïdes* et *Cornus canadensis*, des espèces généralement associées aux communautés d'*Abies balsamea* (Frank 1990). A l'inverse, certaines espèces telles que *Onoclea sensibilis*, *Matteucia struthiopteris* et *Prunus*

virginiana tolèrent les milieux perturbés (Reudink et al. 2005; Haines et al. 2011), ce qui peut expliquer qu'elles aient été trouvées indicatrices des marécages ayant une aire d'alimentation fortement perturbée. De plus, des espèces régulièrement plantées en milieu urbain telles que *Fraxinus pennsylvanica* et *Ulmus americana* (Ware 1994; McHale et al. 2009) ont été majoritairement observées dans des marécages ayant une aire d'alimentation hydrique fortement perturbée. Enfin *Acer saccharum* a été trouvé indicateur des marécages ayant une aire d'alimentation hydrique fortement perturbée. En condition naturelle, cet arbre ne pousse pas dans les marécages, mais dans notre cas, les érablières à proximité de nos sites d'échantillonnage ont pu favoriser son implantation dans les lieux asséchés (Godman et al. 1990).

Renouvellement et enrichissement des espèces en contexte urbain

D'après mes résultats, le phénomène de remplacement expliquait majoritairement les indices de diversité β , ce qui peut suggérer un tri environnemental ou des contraintes spatiales et historiques (Qian et al. 2005). La modification des filtres abiotiques et biotiques a pu altérer les patrons des communautés végétales en facilitant l'établissement de certaines espèces peu tolérantes aux milieux humides. Ce constat est similaire à d'autres études (Huenneke et al. 1990; Burke et Grime 1996; Parendes et Jones 2000; Davis et Pelsor 2001). Néanmoins, pour les espèces exotiques, il y avait une augmentation de la diversité β sans qu'il y ait eu un changement de composition floristique, ce qui laisse croire qu'il pourrait y avoir un phénomène d'enrichissement. D'ailleurs la proportion des espèces exotiques dans la flore totale des marécages ayant une aire d'alimentation hydrique fortement perturbée était plus grande que celle dans les marécages avec une aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée (18 vs 13%).

Conclusions

Apport de la recherche

Depuis le 16 juin 2017, la *Loi sur la conservation des milieux humides et hydriques au Québec* impose comme objectif aucune perte nette de milieux humides ou hydriques. Tout projet ayant comme conséquence la détérioration voire la destruction de milieux humides devra verser une somme compensatoire dans un fonds verts centralisé au ministère de l'Environnement (MELCC). Ces fonds pourront être utilisés pour restaurer ou de créer de nouveaux milieux humides. De surcroît, les municipalités ont désormais le devoir d'élaborer leurs plans régionaux des milieux humides et hydriques, en désignant notamment ceux à protéger. Malgré que de nombreuses études se soient faites sur la création de milieux humides (Kusler 1990; Mitsch 2005) ce procédé demeure complexe et la réussite est variable, particulièrement à long terme (Moreno-Mateos et al. 2012). La conservation reste ainsi essentielle pour assurer la pérennité des milieux humides et de leurs fonctions dans le paysage. Les résultats de mon étude peuvent être utilisés afin de faire des recommandations quant à l'approche et aux objectifs à prioriser dans l'élaboration de plans de conservation de milieux humides en zone urbaine. Par exemple, mes résultats montrent que des travaux de restauration d'un milieu humide devraient aussi comprendre un volet pour restaurer son aire d'alimentation hydrique afin d'assurer la résilience de la flore restaurée.

L'objectif principale de ce mémoire était de comprendre quelles sont les conséquences des perturbations et de l'historique d'utilisation des aires d'alimentations hydriques des marécages sur la composition des communautés végétales. Dans une première partie, les conséquences des perturbations humaines sur les habitats naturels, le rôle de certains facteurs pouvant influencer l'homogénéisation biotique, ainsi que l'importance de la mise en place de zones tampons ont été documentés. Cette revue de littérature a permis de montrer les limites de nos connaissances sur la mise en place des zones tampons. Pour résoudre ces problèmes, il faudrait avoir une gestion différentielle entre la zone tampon et celle de l'aire protégée. En effet, les zones tampons doivent être différentes des zones de conservation tout en limitant les restrictions aux populations locales (Martino 2001).

Malgré que les changements de l'utilisation des terres associés aux perturbations anthropiques aient été identifiés comme d'importants vecteurs d'homogénéisation à l'échelle globale (La Sorte et al. 2007; La Sorte et al. 2014; Aronson et al. 2015), à l'échelle locale, plusieurs scénarios peuvent être observés (Sax et Gaines 2003; Kuhn et Klotz 2006; Marchetti et al. 2006; Gong et al. 2013; Aronson et al. 2015; Lososova et al. 2016; Blouin et al. 2018). Mes résultats ont montré des indices de diversité β généralement plus élevés dans les marécages ayant une aire d'alimentation hydrique perturbée, ce qui indique une différenciation biotique. Cette absence d'homogénéisation peut être associée au fait que chaque espèce perdue a été remplacée par une nouvelle, et que les nouvelles espèces différaient d'un site à l'autre, ce qui est soutenue par la proportion expliquée par le phénomène de remplacement pour la diversité β .

Mon étude relève également des modifications dans les patrons des communautés végétales, ce qui pourrait être dû à l'hétérogénéité de l'habitat urbain (Pickett et al. 2001). La perte et la fragmentation d'habitats, causées par l'étalement urbain, sont les filtres écologiques contrôlant les patrons de végétation en ville (Williams et al. 2009). Les habitats isolés ne peuvent plus être facilement colonisés ce qui favorise les espèces à grande capacité de dispersion (Moffatt et al. 2004; Knapp et al. 2009; Marini et al. 2012; Penone et al. 2012). Ces perturbations ont ainsi pu faciliter le remplacement d'espèces entre les communautés végétales.

Avenues de recherche

L'urbanisation modifie les conditions hydrologiques du sol. Le degré d'humidité du sol influence la composition de la végétation dans les marécages (Rheinhardt 1992; Rheinhardt 2007; Macia 2011; Teixeira et al. 2011). Afin de pouvoir identifier plus exactement quelles composantes du régime hydrologique (profondeur de la nappe, durée, fréquence des inondations) sont les plus importantes pour la végétation des marécages (Yu et Ehrenfeld 2010), il serait justifié de faire des relevés hydrologiques annuels dans plusieurs marécages situés sur un axe rural-urbain.

Les espèces ne sont pas sélectionnées au hasard mais par leurs traits fonctionnels. Ainsi, une homogénéisation ou une différenciation taxonomique devrait être synonyme d'une homogénéisation ou d'une différenciation fonctionnelle (Olden et al. 2004). Néanmoins, les preuves empiriques d'une relation entre la diversité β taxonomique et fonctionnelle sont inconsistantes et limitées (Smart et al. 2006; Abadie et al. 2011; Naaf et Wulf 2012; Sonnier et al. 2014). Une étude abordant les traits fonctionnels des espèces dans les marécages se situant sur un gradient rural-urbain serait justifiée pour mieux comprendre leurs mécanismes d'adaptation, ce qui pourrait faciliter la protection ou l'aménagement des marécages.

Finalement, mes résultats ont montré des différences dans la composition et la diversité de la végétation des marécages selon leurs conditions environnantes (urbanisées ou non). Ces résultats laissent penser que selon leurs localisations, ces marécages pourraient fournir des services écologiques différents. Définir et quantifier ces services écologiques sont des axes de recherche à planifier afin d'orienter au mieux nos choix de conservation.

Bibliographie

- Abadie, J.C., Machon, N., Muratet, A., et Porcher, E. 2011. Landscape disturbance causes small-scale functional homogenization, but limited taxonomic homogenization, in plant communities [Article]. *Journal of Ecology* **99**(5): 1134-1142. doi:10.1111/j.1365-2745.2011.01851.x.
- Alexander, G.G., et Allan, J.D. 2006. Stream restoration in the Upper Midwest, USA [Article]. *Restoration Ecology* **14**(4): 595-604. doi:10.1111/j.1526-100X.2006.00171.x.
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance [Article]. *Austral Ecol.* **26**(1): 32-46. doi:10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., et McArdle, B.H. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity [Article]. *Ecol. Lett.* **9**(6): 683-693. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x.
- Aronson, M.F.J., Handel, S.N., La Puma, I.P., et Clemants, S.E. 2015. Urbanization promotes non-native woody species and diverse plant assemblages in the New York metropolitan region [Article]. *Urban Ecosyst.* **18**(1): 31-45. doi:10.1007/s11252-014-0382-z.
- Azous, A.L., et Horner, R.R. 2001. *Wetlands and urbanization : implications for the future*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Baiser, B., et Lockwood, J.L. 2011. The relationship between functional and taxonomic homogenization [Article]. *Global Ecology and Biogeography* **20**(1): 134-144. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00583.x.
- Barbour, M.G. 1999. *Terrestrial plant ecology*. 3 édition ed. Benjamin/Cummings, Menlo Park, Calif.
- Baselga, A. 2012. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness [Review]. *Global Ecology and Biogeography* **21**(12): 1223-1232. doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00756.x.
- Beatley, T. 2000. Preserving biodiversity - Challenges for planners [Article]. *Journal of the American Planning Association* **66**(1): 5-20. doi:10.1080/01944360008976080.
- Beaulieu, J., Murray, S., et Villeneuve, C. 2014. *Cartographie détaillée des milieux humides du territoire de la Communauté métropolitaine de Québec (mise à jour 2013)*. Canards Illimités, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs. 2923725182, Québec.
- Beauvais, M.P., Pellerin, S., et Lavoie, C. 2016. Beta diversity declines while native plant species richness triples over 35 years in a suburban protected area [Article]. *Biol. Conserv.* **195**: 73-81. doi:10.1016/j.biocon.2015.12.040.
- Beechie, T., Pess, G., et Roni, P. 2008. Setting river restoration priorities: a review of approaches and a general protocol for identifying and prioritizing actions [Article]. *North Am. J. Fish Manage.* **28**(3): 891-905. doi:10.1577/m06-174.1.
- Beschta, R.L., Bilby, R.E., Brown, G.W., Holtby, L.B., et Hofstra, T.D. 1987. Stream Temperature and Aquatic Habitat: Fisheries and Forestry Interactions. *In Streamside management : forestry and fishery interactions*. Edited by E.O. Salo and T.W. Cundy. College of Forest Resources, University of Washington, Seattle, Wash.
- Bibliothèque de l'Université Laval. 2018. Centre GeoStat. Available from <https://www.bibl.ulaval.ca/services/centregeostat>.
- Blouin, D., Pellerin, S., et Poulin, M. 2018. Changes in spontaneous flora of anthropogenic microhabitats along rural-urban gradients. *Journal of Urban Ecology* **4**(1). doi:10.1093/jue/juy013.
- Brandon, K. 1997. Policy and practical considerations in land-use strategies for biodiversity conservation. *In Last stand: Protected areas and the defense of tropical biodiversity*. Edited by R. Kramer and C. van Schaik and J. Johnson. Oxford University Press. pp. 90-113.
- Brice, M.H., Pellerin, S., et Poulin, M. 2017. Does urbanization lead to taxonomic and functional homogenization in riparian forests? *Diversity and Distributions* **23**(7): 828-840.
- Brinson, M.M., et Malvarez, A.I. 2002. Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats [Review]. *Environmental Conservation* **29**(2): 115-133. doi:10.1017/s0376892902000085.

- Brooks, K.N., Ffolliott, P.F., et Magner, J.A. 2012. Hydrology and the management of watersheds. Wiley-Blackwell, Ames, Iowa.
- Brouillet, L., Coursol, F., Meades, S.J., Favreau, M., Anions, M., Bélisle, P., et Desmet, P. 2019. VASCAN, la base de données des plantes vasculaires du Canada. Available from <http://data.canadensys.net/vascan/> [accessed 10 January 2019].
- Burke, M.J.W., et Grime, J.P. 1996. An experimental study of plant community invasibility [Article]. *Ecology* **77**(3): 776-790. doi:10.2307/2265501.
- Cadotte, M.W., Yasui, S.L.E., Livingstone, S., et Maclvor, J.S. 2017. Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion? [Article; Proceedings Paper]. *Biol. Invasions* **19**(12): 3489-3503. doi:10.1007/s10530-017-1586-y.
- Castelle, A.J., Johnsn, A.W., et Conolly, C. 1994. Wetland and stream buffer size requirements - a review [Article; Proceedings Paper]. *Journal of Environmental Quality* **23**(5): 878-882. doi:10.2134/jeq1994.00472425002300050004x.
- Cepelova, B., et Munzbergova, Z. 2012. Factors determining the plant species diversity and species composition in a suburban landscape [Article]. *Landscape and Urban Planning* **106**(4): 336-346. doi:10.1016/j.landurbplan.2012.04.008.
- Cervelli, E.W., Lundholm, J.T., et Du, X. 2013. Spontaneous urban vegetation and habitat heterogeneity in Xi'an, China [Article]. *Landsc. Urban Plan.* **120**: 25-33. doi:10.1016/j.landurbplan.2013.08.001.
- Cowie, R.H. 2001. Decline and homogenization of Pacific faunas: the land snails of American Samoa [Article]. *Biol. Conserv.* **99**(2): 207-222. doi:10.1016/s0006-3207(00)00181-6.
- Cronk, J.K., et Fennessy, M.S. 2001. Wetland plants : biology and ecology. Lewis Publishers, Boca Raton, Fla.
- Davidson, N.C. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area [Article]. *Marine and Freshwater Research* **65**(10): 934-941. doi:10.1071/mf14173.
- Davis, M.A., et Pelsor, M. 2001. Experimental support for a resource-based mechanistic model of invasibility [Article]. *Ecol. Lett.* **4**(5): 421-428. doi:10.1046/j.1461-0248.2001.00246.x.
- De Caceres, M., Legendre, P., Wiser, S.K., et Brotons, L. 2012. Using species combinations in indicator value analyses [Article]. *Methods in Ecology and Evolution* **3**(6): 973-982. doi:10.1111/j.2041-210X.2012.00246.x.
- De Sanctis, M., Alfo, M., Attorre, F., Francesconi, F., et Bruno, F. 2010. Effects of habitat configuration and quality on species richness and distribution in fragmented forest patches near Rome [Article]. *Journal of Vegetation Science* **21**(1): 55-65. doi:10.1111/j.1654-1103.2009.01125.x.
- Dufrene, M., et Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach [Article]. *Ecol. Monogr.* **67**(3): 345-366. doi:10.1890/0012-9615(1997)067[0345:saaist]2.0.co;2.
- Ehrenfeld, J.G., et Schneider, J.P. 1991. Chamaecyparis - thyoides wetlands and suburbanization: effects on hydrology, water quality and plant community composition. [Article]. *J. Appl. Ecol.* **28**(2): 467-490. doi:10.2307/2404562.
- Erman, D.C., Newbold, J.D., et Roby, K.B. 1977. Evaluation of streamside bufferstrips for protecting aquatic organisms. California Water Resources Center Technical Report. University of California, Davies, Ca.
- ESRI. 2014. Release 10.3 Environmental Systems Research Institute. In Redlands, CA.
- Ewers, R.M., et Didham, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation [Review]. *Biological Reviews* **81**(1): 117-142. doi:10.1017/s1464793105006949.
- Findlay, C.S., et Houlihan, J. 1997. Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands [Article]. *Conservation Biology* **11**(4): 1000-1009. doi:10.1046/j.1523-1739.1997.96144.x.
- Fossey, M., Rousseau, A.N., Bensalma, F., Savary, S., et Royer, A. 2015. Integrating isolated and riparian wetland modules in the PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform: model performance and diagnosis [Article]. *Hydrological Processes* **29**(22): 4683-4702. doi:10.1002/hyp.10534.
- Frank, R.M. 1990. *Abies balsamea* (L.) Mill. balsam fir. In *Silvics of North America*. Vol. 1. Conifers. Edited by R.M. Burns and B.H. Honkala. Forest Service, United States Department of Agriculture, Washington. pp. 26-35.

- Fridley, J.D., Stachowicz, J.J., Naeem, S., Sax, D.F., Seabloom, E.W., Smith, M.D., Stohlgren, T.J., Tilman, D., et Von Holle, B. 2007. The invasion paradox: Reconciling pattern and process in species invasions [Review]. *Ecology* **88**(1): 3-17. doi:10.1890/0012-9658(2007)88[3:tiprpa]2.0.co;2.
- Gaston, K.J., et Blackburn, T.M. 2000. *Pattern and process in macroecology*. Blackwell Science, Malden, MA.
- Ghimire, K.B. 1994. Parks and people: livelihood issues in national parks management in Thailand and Madagascar [Article]. *Development and Change* **25**(1): 195-229. doi:10.1111/j.1467-7660.1994.tb00514.x.
- Gilbert, B., et Lechowicz, M.J. 2005. Invasibility and abiotic gradients: The positive correlation between native and exotic plant diversity [Article]. *Ecology* **86**(7): 1848-1855. doi:10.1890/04-09997.
- Gilbert, O.L. 1991. *The ecology of urban habitats*. 1st paper ed ed. Chapman and Hall, London.
- Godefroid, S., Monbaliu, D., et Koedam, N. 2007. The role of soil and microclimatic variables in the distribution patterns of urban wasteland flora in Brussels, Belgium [Article]. *Landscape and Urban Planning* **80**(1-2): 45-55. doi:10.1016/j.landurbplan.2006.06.001.
- Godman, R.M., Yawney, H.W., et Tubbs, C.H. 1990. *Acer saccharum* Marsh. sugar maple. In *Silvics of North America*. Vol. 2. Hardwoods. Edited by R.M. Burns and B.H. Honkala. Forest Service, United States Department of Agriculture, Washington. pp. 78-91.
- Gong, C.F., Chen, J.Q., et Yu, S.X. 2013. Biotic homogenization and differentiation of the flora in artificial and near-natural habitats across urban green spaces [Article]. *Landscape and Urban Planning* **120**: 158-169. doi:10.1016/j.landurbplan.2013.08.006.
- Gouvernement du Québec. 2016. Décret de population pour 2017: Municipalités locales, arrondissements, villages nordiques et territoires non organisés. *Gazette officielle du Québec*, 28 décembre 2016 Décret 1099-2016, 21 décembre 2016.
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J.G., Bai, X.M., et Briggs, J.M. 2008. Global change and the ecology of cities [Review]. *Science* **319**(5864): 756-760. doi:10.1126/science.1150195.
- Groffman, P.M., Bain, D.J., Band, L.E., Belt, K.T., Brush, G.S., Grove, J.M., Pouyat, R.V., Yesilonis, I.C., et Zipperer, W.C. 2003. Down by the riverside: urban riparian ecology [Review]. *Frontiers in Ecology and the Environment* **1**(6): 315-321. doi:10.1890/1540-9295(2003)001[0315:dbtrur]2.0.co;2.
- Haines, A., Morrison, G., et Farnsworth, E. 2011. *New England Wildflower Society's Flora Novae Angliae : a manual for the identification of native and naturalized higher vascular plants of New England*. New England Wild Flower Society, Framingham, Mass.
- Heinen, J.T., et Mehta, J.N. 2000. Emerging issues in legal and procedural aspects of buffer zone management with case studies from Nepal. *The Journal of Environment & Development* **9**(1): 45-67.
- Hellinger, E. 1909. Neue begründung der theorie quadratischer formen von unendlichvielen veränderlichen. *Journal für die reine und angewandte Mathematik* **136**: 210-271.
- Houlahan, J.E., Keddy, P.A., Makkay, K., et Findlay, C.S. 2006. The effects of adjacent land use on wetland species richness and community composition [Article]. *Wetlands* **26**(1): 79-96. doi:10.1672/0277-5212(2006)26[79:teoalu]2.0.co;2.
- Huenneke, L.F., Hamburg, S.P., Koide, R., Mooney, H.A., et Vitousek, P.M. 1990. Effects of soil resources on plant invasion and community structure in Californian serpentine grassland [Article]. *Ecology* **71**(2): 478-491. doi:10.2307/1940302.
- Imhoff, M.L., Tucker, C.J., Lawrence, W.T., et Stutzer, D.C. 2000. The use of multisource satellite and geospatial data to study the effect of urbanization on primary productivity in the United States [Article]. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* **38**(6): 2549-2556. Available from <Go to ISI>://WOS:000165490100010 [accessed].
- Kinzig, A.P., et Grove, J.M. 2000. Urban-suburban ecology. In *Encyclopaedia of biodiversity* 5. pp. 733-746.
- Klemas, V. 2014. Remote Sensing of Riparian and Wetland Buffers: An Overview [Review]. *J. Coast. Res.* **30**(5): 869-880. doi:10.2112/jcoastres-d-14-00013.1.
- Knapp, S., Kuhn, I., Wittig, R., Ozinga, W.A., Poschlod, P., et Klotz, S. 2008. Urbanization causes shifts in species' trait state frequencies [Article]. *Preslia* **80**(4): 375-388. Available from <Go to ISI>://WOS:000261548600003 [accessed].

- Knapp, S., Kuhn, I., Bakker, J.P., Kleyer, M., Klotz, S., Ozinga, W.A., Poschlod, P., Thompson, K., Thuiller, W., et Romermann, C. 2009. How species traits and affinity to urban land use control large-scale species frequency [Article]. *Diversity and Distributions* **15**(3): 533-546. doi:10.1111/j.1472-4642.2009.00561.x.
- Kothari, A. 1996. Is joint management of protected areas desirable and possible? *People and Protected Areas: Towards Participatory Conservation in India*. Sage Publications Inc, Newbury Pk.
- Kowarik, I. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. *In Plant Invasions: General Aspects and Special Problems. Edited by P. Pysek and K. Prach and M. Rejmanek and M. Wade*. S P B Academic Publ Bv, Amsterdam. pp. 15-38.
- Kuhn, I., et Klotz, S. 2006. Urbanization and homogenization - Comparing the floras of urban and rural areas in Germany [Article]. *Biol. Conserv.* **127**(3): 292-300. doi:10.1016/j.biocon.2005.06.033.
- Kuhn, I., Brandl, R., et Klotz, S. 2004. The flora of German cities is naturally species rich [Article]. *Evol. Ecol. Res.* **6**(5): 749-764. Available from <Go to ISI>://WOS:000222362000008 [accessed].
- Kusler, J.A. 1990. *Wetland creation and restoration: the status of the science*. Island Press, Washington, DC, USA. pp. 477.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Ockinger, E., Partel, M., Pino, J., Roda, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., et Steffan-Dewenter, I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation [Review]. *Trends in Ecology & Evolution* **24**(10): 564-571. doi:10.1016/j.tree.2009.04.011.
- La Sorte, F.A., McKinney, M.L., et Pysek, P. 2007. Compositional similarity among urban floras within and across continents: biogeographical consequences of human-mediated biotic interchange [Article]. *Global Change Biology* **13**(4): 913-921. doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01329.x.
- La Sorte, F.A., McKinney, M.L., Pysek, P., Klotz, S., Rapson, G.L., Celesti-Grapow, L., et Thompson, K. 2008. Distance decay of similarity among European urban floras: the impact of anthropogenic activities on beta diversity [Article]. *Global Ecology and Biogeography* **17**(3): 363-371. doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00369.x.
- La Sorte, F.A., Aronson, M.F.J., Williams, N.S.G., Celesti-Grapow, L., Cilliers, S., Clarkson, B.D., Dolan, R.W., Hipp, A., Klotz, S., Kuhn, I., Pysek, P., Siebert, S., et Winter, M. 2014. Beta diversity of urban floras among European and non-European cities [Article]. *Global Ecology and Biogeography* **23**(7): 769-779. doi:10.1111/geb.12159.
- Legendre, P. 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity [Article]. *Global Ecology and Biogeography* **23**(11): 1324-1334. doi:10.1111/geb.12207.
- Legendre, P., et Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*. Second English edition. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands.
- Legendre, P., et Gallagher, E.D. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data [Article]. *Oecologia* **129**(2): 271-280. doi:10.1007/s004420100716.
- Lenth, R.V. 2016. Least-squares means: the R package lsmeans. *Journal of statistical software* **69**(1): 1-33.
- Li, W.J., Wang, Z.J., et Tang, H.X. 1999. Designing the buffer zone of a nature reserve: a case study in Yancheng Biosphere Reserve, China [Article]. *Biological Conservation* **90**(3): 159-165. doi:10.1016/s0006-3207(99)00011-7.
- Lososova, Z., Chytrý, M., Danihelka, J., Tichý, L., et Ricotta, C. 2016. Biotic homogenization of urban floras by alien species: the role of species turnover and richness differences [Article]. *Journal of Vegetation Science* **27**(3): 452-459. doi:10.1111/jvs.12381.
- Lynagh, F.M., et Urich, P.B. 2002. A critical review of buffer zone theory and practice: A Philippine case study [Review]. *Soc. Nat. Resour.* **15**(2): 129-145. doi:10.1080/089419202753403319.
- Macia, M.J. 2011. Spatial distribution and floristic composition of trees and lianas in different forest types of an Amazonian rainforest [Article]. *Plant Ecology* **212**(7): 1159-1177. doi:10.1007/s11258-011-9895-1.
- Marchetti, M.P., Lockwood, J.L., et Light, T. 2006. Effects of urbanization on California's fish diversity: Differentiation, homogenization and the influence of spatial scale [Article]. *Biol. Conserv.* **127**(3): 310-318. doi:10.1016/j.biocon.2005.04.025.
- Marini, L., Bruun, H.H., Heikkinen, R.K., Helm, A., Honnay, O., Krauss, J., Kuhn, I., Lindborg, R., Partel, M., et Bommarco, R. 2012. Traits related to species persistence and dispersal explain changes in plant

- communities subjected to habitat loss [Article]. *Diversity and Distributions* **18**(9): 898-908. doi:10.1111/j.1472-4642.2012.00893.x.
- Martino, D. 2001. Buffer zones around protected areas: a brief literature review. *Electronic Green Journal* **1**: 15.
- McCune, J.L., et Vellend, M. 2013. Gains in native species promote biotic homogenization over four decades in a human-dominated landscape [Article]. *Journal of Ecology* **101**(6): 1542-1551. doi:10.1111/1365-2745.12156.
- McDonnell, M.J., Pickett, S.T., Groffman, P., Bohlen, P., Pouyat, R.V., Zipperer, W.C., Parmelee, R.W., Carreiro, M.M., et Medley, K. 1997. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosyst.* **1**(1): 21-36.
- McHale, M., Burke, I., Lefsky, M., Peper, P., et McPherson, E. 2009. Urban forest biomass estimates: is it important to use allometric relationships developed specifically for urban trees? *Urban Ecosyst.* **12**(1): 95-113.
- McKinney, M. 2008. Do humans homogenize or differentiate biotas? It depends [Editorial Material]. *J. Biogeogr.* **35**(11): 1960-1961. doi:10.1111/j.1365-2699.2008.02011.x.
- McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization [Review]. *Biol. Conserv.* **127**(3): 247-260. doi:10.1016/j.biocon.2005.09.005.
- McKinney, M.L., et Lockwood, J.L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction [Article]. *Trends in Ecology & Evolution* **14**(11): 450-453. doi:10.1016/s0169-5347(99)01679-1.
- MDDEP. 2012. Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables—Note explicative sur la ligne naturelle des hautes eaux: la méthode botanique experte. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec: 8.
- Medley, K.E., McDonnell, M.J., et Pickett, S.T.A. 1995. Forest-landscape structure along an urban-to-rural gradient [Article]. *Prof. Geogr.* **47**(2): 159-168. doi:10.1111/j.0033-0124.1995.00159.x.
- Mitsch, W.J. 2005. Wetland creation, restoration, and conservation: the state of science. Elsevier Publisher, New York. pp. 182.
- Moffatt, S.F., McLachlan, S.M., et Kenkel, N.C. 2004. Impacts of land use on riparian forest along an urban-rural gradient in southern Manitoba [Article]. *Plant Ecology* **174**(1): 119-135. doi:10.1023/B:VEGE.0000046055.27285.fd.
- Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comin, F.A., et Yockteng, R. 2012. Structural and Functional Loss in Restored Wetland Ecosystems [Article]. *PLoS. Biol.* **10**(1): 8. doi:10.1371/journal.pbio.1001247.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation [Review]. *Trends in Ecology & Evolution* **10**(2): 58-62. doi:10.1016/s0169-5347(00)88977-6.
- Naaf, T., et Wulf, M. 2012. Does taxonomic homogenization imply functional homogenization in temperate forest herb layer communities? [Article]. *Plant Ecology* **213**(3): 431-443. doi:10.1007/s11258-011-9990-3.
- Naiman, R.J., Decamps, H., Pastor, J., et Johnston, C.A. 1988. The potential importance of boundaries of fluvial ecosystems [Article]. *Journal of the North American Benthological Society* **7**(4): 289-306. doi:10.2307/1467295.
- Nepal, S.K., et Weber, K.E. 1994. A buffer zone for biodiversity conservation: viability of the concept in Nepal's Royal Chitwan National Park [Article]. *Environmental Conservation* **21**(4): 333-341. doi:10.1017/s0376892900033646.
- Neumann, R.P. 1997. Primitive ideas: Protected area buffer zones and the politics of land in Africa [Review]. *Development and Change* **28**(3): 559-582. doi:10.1111/1467-7660.00054.
- Noel, P., Rousseau, A.N., Paniconi, C., et Nadeau, D.F. 2014. Algorithm for Delineating and Extracting Hillslopes and Hillslope Width Functions from Gridded Elevation Data [Article]. *Journal of Hydrologic Engineering* **19**(2): 366-374. doi:10.1061/(asce)he.1943-5584.0000783.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'hara, R., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., et Wagner, H. 2018. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-6. Available at <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Olden, J.D. 2006. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography [Article; Proceedings Paper]. *J. Biogeogr.* **33**(12): 2027-2039. doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01572.x.

- Olden, J.D., et Poff, N.L. 2003. Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization [Article]. *American Naturalist* **162**(4): 442-460. doi:10.1086/378212.
- Olden, J.D., Poff, N.L., Douglas, M.R., Douglas, M.E., et Fausch, K.D. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization [Editorial Material]. *Trends in Ecology & Evolution* **19**(1): 18-24. doi:10.1016/j.tree.2003.09.010.
- Ovaskainen, O., et Hanski, I. 2002. Transient dynamics in metapopulation response to perturbation [Article]. *Theoretical Population Biology* **61**(3): 285-295. doi:10.1006/tpbi.2002.1586.
- Ovaskainen, O., et Hanski, I. 2004. Metapopulation dynamics in highly fragmented landscapes. *In Ecology, genetics and evolution of metapopulations. Edited by I. Hanski and O.E. Gaggiotti.* Elsevier, Burlington, MA. pp. 73-103.
- Parendes, L.A., et Jones, J.A. 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon [Article]. *Conservation Biology* **14**(1): 64-75. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99089.x.
- Paul, M.J., et Meyer, J.L. 2001. Streams in the urban landscape [Review]. *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**: 333-365. doi:10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040.
- Penone, C., Machon, N., Julliard, R., et Le Viol, I. 2012. Do railway edges provide functional connectivity for plant communities in an urban context? [Article]. *Biol. Conserv.* **148**(1): 126-133. doi:10.1016/j.biocon.2012.01.041.
- Pickett, S.T. 1989. Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. *In Long-term studies in ecology: Approaches and alternatives. Edited by G.E. Likens.* Springer, New- York. pp. 110-135.
- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Nilon, C.H., Pouyat, R.V., Zipperer, W.C., et Costanza, R. 2001. Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas [Review]. *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**: 127-157. doi:10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114012.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., et R Core Team. 2014. nlme: linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-117. Available at <http://CRAN.R-project.org/package=nlme>.
- Pysek, P. 1993. Factors affecting the diversity of flora and vegetation in central European settlements [Review]. *Vegetatio* **106**(1): 89-100. doi:10.1007/bf00044860.
- Qian, H., et Guo, Q.F. 2010. Linking biotic homogenization to habitat type, invasiveness and growth form of naturalized alien plants in North America [Article]. *Diversity and Distributions* **16**(1): 119-125. doi:10.1111/j.1472-4642.2009.00627.x.
- Qian, H., Ricklefs, R.E., et White, P.S. 2005. Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America [Article]. *Ecol. Lett.* **8**(1): 15-22. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00682.x.
- R Development Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reudink, M.W., Snyder, J.P., Xu, D., Cunkelman, A., et Balsamo, R.A. 2005. A comparison of physiological and morphological properties of deciduous and wintergreen ferns in southeastern Pennsylvania [Article]. *American Fern Journal* **95**(2): 45-56. doi:10.1640/0002-8444(2005)095[0045:acopam]2.0.co;2.
- Rheinhardt, R. 1992. A multivariate analysis of vegetation patterns in tidal freshwater swamps of lower Chesapeake Bay, USA [Article]. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **119**(2): 192-207. doi:10.2307/2997031.
- Rheinhardt, R.D. 2007. Hydrogeomorphic and compositional variation among red maple (*Acer rubrum*) wetlands in southeastern Massachusetts [Article]. *Northeastern Naturalist* **14**(4): 589-604. doi:10.1656/1092-6194(2007)14[589:hacvar]2.0.co;2.
- Rogers, D.A., Rooney, T.P., Hawbaker, T.J., Radeloff, V.C., et Waller, D.M. 2009. Paying the Extinction Debt in Southern Wisconsin Forest Understories [Article]. *Conservation Biology* **23**(6): 1497-1506. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01256.x.
- Rooney, T.P., Olden, J.D., Leach, M.K., et Rogers, D.A. 2007. Biotic homogenization and conservation prioritization [Article]. *Biol. Conserv.* **134**(3): 447-450. doi:10.1016/j.biocon.2006.07.008.

- Rousseau, A.N., Fortin, J.-P., Turcotte, R., Royer, A., Savary, S., Quévy, F., Noël, P., et Paniconi, C. 2011. PHYSITEL, a specialized GIS for supporting the implementation of distributed hydrological models. *Water News-Official Magazine of the Canadian Water Resources Association* **31**(1): 18-20.
- Saucier, J., Berger, J., et Davignon, H. 1994. Le point d'observation écologique: normes techniques. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Québec.
- Savard, J.P.L., Clergeau, P., et Mennechez, G. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems [Article]. *Landscape and Urban Planning* **48**(3-4): 131-142. doi:10.1016/s0169-2046(00)00037-2.
- Sax, D.F., et Gaines, S.D. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases [Editorial Material]. *Trends in Ecology & Evolution* **18**(11): 561-566. doi:10.1016/s0169-5347(03)00224-6.
- Semlitsch, R.D., et Jensen, J.B. 2001. Core habitat, not buffer zone. *National wetlands newsletter* **23**(4): 5-6.
- Semlitsch, R.D., et Bodie, J.R. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles [Review]. *Conservation Biology* **17**(5): 1219-1228. doi:10.1046/j.1523-1739.2003.02177.x.
- Shea, K., et Chesson, P. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions [Editorial Material]. *Trends in Ecology & Evolution* **17**(4): 170-176. doi:10.1016/s0169-5347(02)02495-3.
- Shyamsundar, P. 1996. Constraints on socio-buffering around the Mantadia National Park in Madagascar [Article]. *Environmental Conservation* **23**(1): 67-73. doi:10.1017/s0376892900038261.
- Smart, S.M., Thompson, K., Marrs, R.H., Le Duc, M.G., Maskell, L.C., et Firbank, L.G. 2006. Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems [Article]. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.* **273**(1601): 2659-2665. doi:10.1098/rspb.2006.3630.
- Sonnier, G., Johnson, S.E., Amatangelo, K.L., Rogers, D.A., et Waller, D.M. 2014. Is taxonomic homogenization linked to functional homogenization in temperate forests? [Article]. *Global Ecology and Biogeography* **23**(8): 894-902. doi:10.1111/geb.12164.
- Stein, B.A., Kutner, L.S., et Adams, J.S. 2000. *Precious heritage : the status of biodiversity in the United States*. Oxford University Press, Oxford.
- Sukopp, H., et Werner, P. 1982. *Nature in cities: a report and review of studies and experiments concerning ecology, wildlife, and nature conservation in urban and suburban areas*. Council of Europe 9287102023, Strasbourg (France).
- Suri, S. 1996. *People's involvement in protected areas: Experiences from abroad and lessons for India*. People and Protected Areas: Towards Participatory Conservation in India. Sage Publications Inc, Newbury Pk.
- Teixeira, A.D., Assis, M.A., et Luize, B.G. 2011. Vegetation and environmental heterogeneity relationships in a Neotropical swamp forest in southeastern Brazil (Itirapina, SP) [Article]. *Aquatic Botany* **94**(1): 17-23. doi:10.1016/j.aquabot.2010.10.001.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., et Nowak, M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt [Article]. *Nature* **371**(6492): 65-66. doi:10.1038/371065a0.
- Tretyakova, A.S., Veselkin, D.V., Senator, S.A., et Golovanov, Y.M. 2018. Factors of Richness of Urban Floras in the Ural-Volga Region [Article]. *Russ. J. Ecol.* **49**(3): 201-208. doi:10.1134/s1067413618030098.
- Turner, K., Lefler, L., et Freedman, B. 2005. Plant communities of selected urbanized areas of Halifax, Nova Scotia, Canada [Article]. *Landsc. Urban Plan.* **71**(2-4): 191-206. doi:10.1016/j.landurbplan.2004.03.003.
- USDA, et NRCS. 2019. The PLANTS Database. National Plant Data Team. Available from <http://plants.usda.gov> [accessed 10 January 2019].
- Vallet, J., Daniel, H., Beaujouan, V., Roze, F., et Pavoine, S. 2010. Using biological traits to assess how urbanization filters plant species of small woodlands [Article]. *Applied Vegetation Science* **13**(4): 412-424. doi:10.1111/j.1654-109X.2010.01087.x.
- Van der Veken, S., Verheyen, K., et Hermy, M. 2004. Plant species loss in an urban area (Turnhout, Belgium) from 1880 to 1999 and its environmental determinants [Article]. *Flora* **199**(6): 516-523. doi:10.1078/0367-2530-00180.
- Vandergeest, P. 1996. Property rights in protected areas: Obstacles to community involvement as a solution in Thailand [Article]. *Environmental Conservation* **23**(3): 259-268. doi:10.1017/s037689290003887x.

- Vellend, M., Verheyen, K., Jacquemyn, H., Kolb, A., Van Calster, H., Peterken, G., et Hermy, M. 2006. Extinction debt of forest plants persists for more than a century following habitat fragmentation [Article]. *Ecology* **87**(3): 542-548. doi:10.1890/05-1182.
- Ville de Québec. 2016. Données de milieux humides sur l'ensemble du territoire de la Ville de Québec. E-16- Conservation de la biodiversité des milieux humides. Données provenant de la cartographie détaillée de Canards Illimités 2013 et mise à jour par la ville de Québec en 2015. La cartographie des milieux humides de la ville de Québec n'est pas exhaustive. Elle est l'objet d'une révision périodique en fonction de l'évolution des connaissances.
- Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M., et Morgan, R.P. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure [Article; Proceedings Paper]. *Journal of the North American Benthological Society* **24**(3): 706-723. doi:10.1899/0887-3593(2005)024\{0706:tussck\}2.0.co;2.
- Walters, D.M., Leigh, D.S., et Bearden, A.B. 2003. Urbanization, sedimentation, and the homogenization of fish assemblages in the Etowah River Basin, USA [Article; Proceedings Paper]. *Hydrobiologia* **494**(1-3): 5-10. doi:10.1023/a:1025412804074.
- Wania, A., Kuhn, I., et Klotz, S. 2006. Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany - spatial gradients of species richness [Article]. *Landsc. Urban Plan.* **75**(1-2): 97-110. doi:10.1016/j.landurbplan.2004.12.006.
- Ware, G.H. 1994. Ecological bases for selecting urban trees. *Journal of Arboriculture* **20**: 98-103.
- Wells, M., Brandon, K., et Hannah, L.J. 1992. People and parks : linking protected area management with local communities. World Bank, WWF and USAID, Washington, DC.
- Westhoff, V., et Van Der Maarel, E. 1978. The Braun-Blanquet approach. *In* Classification of plant communities. . Edited by R.H. Whittaker. Springer, Junk, The Hague. pp. 287-399.
- White, M.D., et Greer, K.A. 2006. The effects of watershed urbanization on the stream hydrology and riparian vegetation of Los Penasquitos Creek, California [Article]. *Landscape and Urban Planning* **74**(2): 125-138. doi:10.1016/j.landurbplan.2004.11.015.
- Whitney, G.G. 1985. A quantitative analysis of the flora and plant communities of a representative midwestern United-States town [Article]. *Urban Ecology* **9**(2): 143-160. doi:10.1016/0304-4009(85)90003-8.
- Williams, N.S.G., Hahs, A.K., et Vesk, P.A. 2015. Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras [Review]. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* **17**(1): 78-86. doi:10.1016/j.ppees.2014.10.002.
- Williams, N.S.G., Schwartz, M.W., Vesk, P.A., McCarthy, M.A., Hahs, A.K., Clemants, S.E., Corlett, R.T., Duncan, R.P., Norton, B.A., Thompson, K., et McDonnell, M.J. 2009. A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras [Article]. *Journal of Ecology* **97**(1): 4-9. doi:10.1111/j.1365-2745.2008.01460.x.
- Wulf, M., et Kolk, J. 2014. Plant species richness of very small forests related to patch configuration, quality, heterogeneity and history [Article]. *Journal of Vegetation Science* **25**(5): 1267-1277. doi:10.1111/jvs.12172.
- Yu, S., et Ehrenfeld, J.G. 2010. Relationships among plants, soils and microbial communities along a hydrological gradient in the New Jersey Pinelands, USA [Article]. *Annals of Botany* **105**(1): 185-196. doi:10.1093/aob/mcp183.
- Zedler, J.B., et Kercher, S. 2005. Wetland resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability [Review; Book Chapter]. *Annual Review of Environment and Resources* **30**: 39-74. doi:10.1146/annurev.energy.30.050504.144248.
- Zerbe, S., Maurer, U., Schmitz, S., et Sukopp, H. 2003. Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation [Article]. *Landsc. Urban Plan.* **62**(3): 139-148. doi:10.1016/s0169-2046(02)00145-7.
- Zhao, J.J., Ouyang, Z.Y., Zheng, H., Zhou, W.Q., Wang, X.K., Xu, W.H., et Ni, Y.M. 2010. Plant species composition in green spaces within the built-up areas of Beijing, China [Article]. *Plant Ecol.* **209**(2): 189-204. doi:10.1007/s11258-009-9675-3.

Annexes

Annexe 1-Coordonnées géographiques (degré et centième de degré) des 62 marécages échantillonnés. Leurs superficies, leurs indices d'anthropisation temporel et leurs groupes d'appartenance (groupe 1= faiblement perturbé, groupe 2= fortement perturbé) sont aussi indiqués.

IDENTIFIANT	LATITUDE	LONGITUDE	SUPERFICIE (HA)	IAT	GROUPE
234	-71,41458247	46,878469	3,41	200,00	1
254	-71,36731919	46,75578056	4,91	19,60	2
261	-71,43068916	46,85024538	1,49	142,85	1
267	-71,20984881	46,91750589	2,45	197,19	1
285	-71,33882612	46,83012393	4,51	60,42	2
369	-71,29683532	46,82014257	1,49	151,77	1
373	-71,39014651	46,9093212	1,36	184,79	1
403	-71,40397826	46,74161886	3,76	46,67	2
466	-71,31305102	46,89345693	1,22	26,76	2
540	-71,45668511	46,85026968	2,96	20,26	2
564	-71,47823364	46,8598347	2,48	133,20	1
627	-71,257712	46,87785649	1,14	4,48	2
660	-71,3465631	46,78561	2,38	6,47	2
668	-71,43209514	46,86997468	4,15	103,25	1
712	-71,46999512	46,75111097	1,35	199,70	1
741	-71,32442969	46,8502831	1,75	21,79	2
765	-71,36526358	46,90283866	2,00	8,12	2
836	-71,3078924	46,83632444	3,87	5,47	2
837	-71,34487746	46,83832524	1,64	11,59	2
941	-71,30529094	46,79383983	5,36	77,54	2
958	-71,21331553	46,90838224	2,51	200,00	1
996	-71,3092731	46,82825615	1,11	7,79	2
998	-71,31305384	46,87909741	2,92	153,23	1
1079	-71,29239335	46,7991509	3,67	17,09	2

1117	-71,49428536	46,72366229	4,02	11,69	2
1143	-71,54815466	46,76594188	5,04	200,00	1
1157	-71,4992177	46,74122858	2,92	0,00	2
1187	-71,28277365	46,90075942	1,07	199,66	1
1279	-71,29133684	46,81395372	2,99	65,30	2
1302	-71,45997358	46,86619708	5,56	131,51	1
1304	-71,31998142	46,80225198	2,72	116,52	1
1388	-71,51336036	46,72204371	3,75	94,69	1
1394	-71,37417865	46,8053066	1,76	4,51	2
1408	-71,30130727	46,79366434	1,07	18,13	2
1446	-71,542154	46,86186982	3,82	3,50	2
1483	-71,32525199	46,91121683	2,06	72,04	2
1542	-71,21757673	46,90728162	2,31	120,72	1
1650	-71,43115337	46,74870176	4,74	106,17	1
1752	-71,29941897	46,80934703	2,46	18,02	2
1782	-71,4650885	46,80623961	3,39	77,06	2
1792	-71,51017473	46,72610804	2,58	18,70	2
1865	-71,35207748	46,93406522	2,99	183,53	1
1909	-71,30995559	46,79719899	5,35	17,48	2
1967	-71,30974063	46,82796748	1,85	33,62	2
2042	-71,51992596	46,77449202	3,76	27,47	2
2058	-71,45975116	46,75595939	1,11	107,03	1
2112	-71,38805734	46,83829412	3,11	15,33	2
2126	-71,3437559	46,76685983	3,94	190,47	1
2198	-71,43329866	46,81980506	3,81	199,68	1
2378	-71,34158772	46,77491178	1,05	57,89	2
2409	-71,42621439	46,88592043	6,00	197,29	1
2479	-71,26423804	46,91451222	4,84	200,00	1
2508	-71,3267696	46,78878164	4,77	24,43	2

2511	-71,44189172	46,87257197	1,31	103,04	1
2785	-71,30832922	46,9945472	1,41	153,14	1
2889	-71,370556	46,96914161	1,84	2,84	2
2979	-71,3583762	46,94838858	1,31	14,14	2
3110	-71,36544235	47,00554824	3,60	100,00	1
3111	-71,36333577	46,99412819	1,10	21,62	2
3112	-71,36714729	46,98704616	5,08	35,83	2
3168	-71,29586055	46,9543243	3,09	200,00	1
3206	-71,44937424	46,94982513	2,39	200,00	1

Annexe 2- Acronyme, nom scientifique, autorité, statut, indicatrice de milieux humides (MH), fréquence et recouvrement de toutes les espèces inventoriées dans les 62 marécages.

Acronyme	Nom scientifique	Autorité	Statut	Indicatrice de MH	Fréquence (%) ¹	Recouvrement moyen (%) ²
Arborescentes						
ABIBAL	<i>Abies balsamea</i>	Linnaeus	IND	NON	85	18
ACENEG	<i>Acer negundo</i>	Linnaeus	EXO	NON	16	10
ACEPLA	<i>Acer platanoides</i>	Linnaeus	EXO	NON	10	9
ACERUB	<i>Acer rubrum</i>	Linnaeus	IND	OUI	94	33
ACESAC	<i>Acer saccharum</i>	Marshall	IND	NON	81	9
ACESAI	<i>Acer saccharinum</i>	Linnaeus	IND	OUI	2	13
AESSP	<i>Aesculus hippocastanum</i>	Linnaeus	EXO	NON	3	<1
BETALL	<i>Betula alleghaniensis</i>	Britton	IND	NON	77	15
BETPAP	<i>Betula papyrifera</i>	Marshall	IND	NON	71	5
BETPOP	<i>Betula populifolia</i>	Marshall	IND	NON	35	4
FRAGRA	<i>Fagus grandifolia</i>	Ehrhart	IND	NON	66	1
FRAAME	<i>Fraxinus americana</i>	Linnaeus	IND	NON	29	4
FRANIG	<i>Fraxinus nigra</i>	Marshall	IND	OUI	79	6
FRAPEN	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Marshall	IND	OUI	31	8
FRASP	<i>Fraxinus</i> sp	Linnaeus	IND	OUI	8	1
JUGCIN	<i>Juglans cinerea</i>	Linnaeus	IND	NON	13	2
LARLAR	<i>Larix laricina</i>	(Du Roi) K.Koch	IND	OUI	21	7
MALSP	<i>Malus</i> sp	Miller	EXO	NON	6	3
PICGLA	<i>Picea glauca</i>	(Moench) Voss	IND	NON	45	4
PICSP	<i>Picea</i> sp	A.Dietrich	IND	NON	40	8
PICMAR	<i>Picea mariana</i>	(Miller) Britton, Sterns & Poggenburgh	IND	OUI	6	6
PICRUB	<i>Picea rubens</i>	Sargent	IND	NON	23	6
PINSTR	<i>Pinus strobus</i>	Linnaeus	IND	NON	3	1
POPBAL	<i>Populus balsamifera</i>	Linnaeus	IND	OUI	31	7
POPGRA	<i>Populus grandidentata</i>	Michaux	IND	NON	5	5
POPTRE	<i>Populus tremuloides</i>	Michaux	IND	NON	50	6
QUEMAC	<i>Quercus macrocarpa</i>	Michaux	IND	NON	<1	<1
QUERUB	<i>Quercus rubra</i>	Linnaeus	IND	NON	27	<1

QUESP	<i>Quercus</i> sp	Linnaeus	IND	NON	5	<1
SALFRA	<i>Salix x fragilis</i>	Linnaeus	EXO	NON	16	9
THUOCC	<i>Thuja occidentalis</i>	Linnaeus	IND	OUI	55	12
TILAME	<i>Tilia americana</i>	Linnaeus	IND	NON	13	2
TILCOR	<i>Tilia cordata</i>	Miller	EXO	NON	5	1
TSUCAN	<i>Tsuga canadensis</i>	(Linnaeus) Carrière	IND	NON	16	14
ULMAME	<i>Ulmus americana</i>	Linnaeus	IND	OUI	55	5
ULMRUB	<i>Ulmus rubra</i>	Muhlenberg	IND	OUI	2	4
ULMSP	<i>Ulmus</i> sp	Linnaeus	IND	NON	2	2
Arbustives						
ACEGIN	<i>Acer tataricum</i> subsp. <i>ginnala</i>	(Maximowicz)	EXO	NON	3	<1
ACEPEN	<i>Acer</i> <i>pensylvanicum</i>	Linnaeus	IND	NON	50	1
ACESPI	<i>Acer spicatum</i>	Lamarck	IND	NON	79	4
ALNINC	<i>Alnus incana</i> subsp. <i>rugosa</i>	(Du Roi) R. T. Clausen	IND	OUI	58	3
AMEARB	<i>Amelanchier</i> <i>arborea</i>	(F. Michaux) Fernald	IND	NON	40	2
AMEBAT	<i>Amelanchier</i> <i>bartramiana</i>	(Tausch) M. Roemer	IND	NON	45	<1
AMEHUM	<i>Amelanchier</i> <i>humilis</i>	Wiegand	IND	NON	2	<1
AMELAE	<i>Amelanchier</i> <i>laevis</i>	Wiegand	IND	NON	42	1
AMESAN	<i>Amelanchier</i> <i>sanguinea</i>	(Pursh) de Candolle	IND	NON	6	1
AMELANCHIERSP	<i>Amelanchier</i> sp	Medikus	IND	NON	26	1
AMESPI	<i>Amelanchier</i> <i>spicata</i>	(Lamarck) K. Koch	IND	NON	2	<1
AROMEL	<i>Aronia</i> <i>melanocarpa</i>	(Michaux) Elliott	IND	OUI	6	<1
CORALT	<i>Cornus alternifolia</i>	Linnaeus	IND	NON	44	1
CORCOR	<i>Corylus cornuta</i>	Marshall	IND	NON	77	3
CORRUG	<i>Cornus rugosa</i>	Lamarck	IND	NON	2	<1
CORSP	<i>Cornus</i> sp	Linnaeus	IND	NON	2	<1
CORSTO	<i>Cornus sericea</i>	Michaux	IND	OUI	52	1
CRATSP	<i>Crataegus</i> sp	Linnaeus	IND	NON	39	3
DIELON	<i>Diervilla lonicera</i>	Miller	IND	NON	3	<1
DIRPAL	<i>Dirca palustris</i>	Linnaeus	IND	NON	5	<1
ILEMUC	<i>Ilex mucronata</i>	(Linnaeus) M. Powell, V. Savolainen & S. Andrews	IND	OUI	50	2

ILEVER	<i>Ilex verticillata</i>	(Linnaeus) A. Gray	IND	OUI	18	2
KALANG	<i>Kalmia angustifolia</i>	Linnaeus	IND	NON	19	<1
LEDGRO	<i>Rhododendron groenlandicum</i>	(Oder) Kron & Judd	IND	OUI	3	<1
LONCAN	<i>Lonicera canadensis</i>	Bartram ex Marshall	IND	NON	50	<1
LONOBL	<i>Lonicera oblongifolia</i>	(Goldie) Hooker	IND	OUI	2	<1
LONTAT	<i>Lonicera tatarica</i>	Linnaeus	EXO	NON	5	1
LONVIL	<i>Lonicera villosa</i>	(Michaux) Roemer & Schultes	IND	NON	2	<1
PHYOPU	<i>Physocarpus opulifolius</i>	(Linnaeus) Maximowicz	IND	OUI	2	<1
POLCUS	<i>Reynoutria japonica</i> var. <i>japonica</i>	Houttuyn	EXO	NON	3	1
PRUNIG	<i>Prunus nigra</i>	Aiton	IND	NON	3	2
PRUPEN	<i>Prunus pennsylvanica</i>	Linnaeus	IND	NON	3	2
PRUSP	<i>Prunus</i> sp	Linnaeus	IND	NON	3	<1
PRUVIR	<i>Prunus virginiana</i>	Linnaeus	IND	NON	79	4
RHAALN	<i>Endotropis alnifolia</i>	L'Héritier Hauenschield	IND	OUI	2	<1
RHUTYP	<i>Rhus typhina</i>	Linnaeus	IND	NON	5	1
RIBESP	<i>Ribes</i> sp	Linnaeus	IND	NON	19	<1
RIBCYN	<i>Ribes cynosbati</i>	Linnaeus	IND	NON	13	<1
RIBGLA	<i>Ribes glandulosum</i>	Grauer	IND	OUI	26	1
RIBLAC	<i>Ribes lacustre</i>	(Persoon) Poiret	IND	OUI	21	<1
RIBTRI	<i>Ribes triste</i>	Pallas	IND	OUI	40	<1
ROSASP	<i>Rosa</i> sp	Linnaeus	IND	NON	2	<1
RUBALL	<i>Rubus allegheniensis</i>	Porter	IND	NON	35	<1
RUBIDA	<i>Rubus idaeus</i>	Linnaeus	IND	NON	53	2
RUBODO	<i>Rubus odoratus</i>	Linnaeus	IND	NON	2	<1
SALBEB	<i>Salix bebbiana</i>	Sargent	IND	OUI	13	1
SALCAN	<i>Salix candida</i>	Flüggé ex Willdenow	IND	OUI	2	<1
SALDIS	<i>Salix discolor</i>	Muhlenberg	IND	OUI	15	1
SALERI	<i>Salix eriocephala</i>	Michaux	IND	OUI	5	1
SALIXSP	<i>Salix</i> sp	Linnaeus	IND	NON	8	<1
SAMCAN	<i>Sambucus canadensis</i>	Linnaeus	IND	OUI	10	2

SAMRAC	<i>Sambucus racemosa</i>	Linnaeus	IND	NON	21	3
SAMSP	<i>Sambucus</i> sp	Linnaeus	IND	NON	13	1
SORAME	<i>Sorbus americana</i>	Marshall	IND	NON	42	1
SOROCU	<i>Sorbus aucuparia</i>	Linnaeus	EXO	NON	44	1
SORSP	<i>Sorbus</i> sp	Linnaeus	IND	NON	34	<1
SPILAT	<i>Spiraea alba</i> var. <i>latifolia</i>	(Aiton) Dippel	IND	OUI	39	1
TAXCAN	<i>Taxus canadensis</i>	Marshall	IND	NON	61	5
VACANG	<i>Vaccinium angustifolium</i>	Aiton	IND	NON	3	<1
VACMYR	<i>Vaccinium myrtilloides</i>	Michaux	IND	OUI	11	<1
VACSP	<i>Vaccinium</i> sp	Linnaeus	IND	NON	27	<1
VIBCAS	<i>Viburnum nudum</i> var. <i>cassinoides</i>	(Linnaeus) Torrey & Gray	IND	OUI	81	1
VIBEDU	<i>Viburnum edule</i>	(Michaux) Rafinesque	IND	OUI	2	<1
VIBLAN	<i>Viburnum lantanoides</i>	Michaux	IND	NON	31	2
VIBTRI	<i>Viburnum topulus</i> subsp. <i>Trilobum</i> var. <i>americanum</i>	Aiton	IND	OUI	47	<1
Herbacées & ptéridophytes						
ACHPTA	<i>Achillea ptarmica</i>	Linnaeus	EXO	NON	2	<1
ACTPAC	<i>Actaea pachypoda</i>	Elliott	IND	NON	2	<1
ACTRUB	<i>Actaea rubra</i>	(Aiton) Willdenow	IND	NON	10	<1
ACTSP	<i>Actaea</i> sp	Linnaeus	IND	NON	3	<1
AGRALB	<i>Poa nemoralis</i>	Linnaeus	EXO	OUI	2	<1
AEGPOD	<i>Aegopodium podagraria</i>	Linnaeus	EXO	NON	5	11
AGRCAP	<i>Agrostis capillaris</i>	Linnaeus	EXO	NON	2	<1
AGRGIG	<i>Agrostis gigantea</i>	Roth	EXO	OUI	13	1
AGRGRY	<i>Agrimonia gryposepala</i>	Wallroth	IND	NON	27	<1
AGRPER	<i>Agrostis perennans</i>	(Walter) Tuckerman	IND	NON	10	<1
AGRSTR	<i>Agrimonia striata</i>	Michaux	IND	NON	13	<1
ALLPET	<i>Alliaria petiolata</i>	(M. Bieberstein) Cavara & Grande	EXO	NON	5	4
AMPBRA	<i>Amphicarpa bracteata</i>	(Linnaeus) Fernald	IND	NON	5	1

ANAMAR	<i>Anaphalis margaritacea</i>	(Linnaeus) Bentham & Hooker f.	IND	NON	2	<1
ANECAN	<i>Anemonastrum canadense</i>	(Linnaeus) Mosyakin	IND	OUI	6	<1
ANTSYL	<i>Anthriscus sylvestris</i>	(Linnaeus) Hoffmann	EXO	NON	2	<1
APOAND	<i>Apocynum androsaemifolium</i>	Linnaeus	IND	NON	2	2
ANEVIR	<i>Anemone virginiana</i>	Linnaeus	IND	NON	2	<1
ARANUD	<i>Aralia nudicaulis</i>	Linnaeus	IND	NON	63	1
ARCMIN	<i>Arctium minus</i>	(Hill) Bernhardt	EXO	NON	6	1
ARITRI	<i>Arisaema triphyllum</i>	(Linnaeus) Schott	IND	OUI	84	1
ARTVUL	<i>Artemisia vulgaris</i>	Linnaeus	EXO	NON	2	<1
ATHFIL	<i>Athyrium filix-femina</i>	(Linnaeus) Roth ex Mertens	IND	NON	84	3
BIDFRO	<i>Bidens frondosa</i>	Linnaeus	IND	OUI	10	<1
BRAERE	<i>Brachyelytrum erectum</i>	(Schreber) Palisot de Beauvois	IND	OUI	2	1
BRAARI	<i>Brachyelytrum aristosum</i>	(Michaux) Palisot de Beauvois ex Branner & Coville	IND	NON	15	<1
CALCAN	<i>Calamagrostis canadensis</i>	(Michaux) Palisot de Beauvois	IND	OUI	13	<1
CALPAL	<i>Caltha palustris</i>	Linnaeus	IND	OUI	11	1
CALSEP	<i>Calystegia sepium</i>	(Linnaeus) R. Brown	IND	NON	2	<1
CANSAT	<i>Cannabis sativa</i>	Linnaeus	EXO	NON	2	<1
CARARC	<i>Carex arctata</i>	Boott	IND	NON	10	<1
CARBEB	<i>Carex bebbii</i>	Linnaeus	IND	OUI	2	<1
CARBRE	<i>Carex brevior</i>	(Dewey) Mackenzie ex Lunell	IND	OUI	2	<1
CARBRO	<i>Carex bromoides</i>	Schkuhr ex Willdenow	IND	OUI	3	<1
CARBRU	<i>Carex brunnescens</i>	(Persoon) Poiret	IND	OUI	13	<1
CARCAN	<i>Carex canescens</i>	Linnaeus	IND	OUI	2	<1

CARCAS	<i>Carex castanea</i>	Wahlenberg	IND	OUI	2	<1
CARCOM	<i>Carex communis</i>	L.H. Bailey	IND	NON	2	<1
CARCRA	<i>Carex crawfordii</i>	Fernald	IND	OUI	8	<1
CARCRI	<i>Carex crinita</i>	Lamarck	IND	OUI	21	<1
CARDEB	<i>Carex debilis</i>	Michaux	IND	OUI	13	<1
CARDEW	<i>Carex deweyana</i>	Schweinitz	IND	NON	2	<1
CARDIP	<i>Cardamine diphylla</i>	(Michaux) Alph. Wood	IND	NON	2	<1
CARDIS	<i>Carex disperma</i>	Dewey	IND	OUI	2	<1
CARECH	<i>Carex echinata</i>	Murray	IND	OUI	3	<1
CARFLA	<i>Carex flava</i>	Linnaeus	IND	OUI	2	<1
CARGRA	<i>Carex gracillima</i>	Schweinitz	IND	NON	16	<1
CARGYN	<i>Carex gynandra</i>	Schweinitz	IND	OUI	23	<1
CARHAY	<i>Carex haydenii</i>	Dewey	IND	OUI	3	1
CARINT	<i>Carex intumescens</i>	Rudge	IND	OUI	68	<1
CARLAX	<i>Carex laxiflora</i>	Lamarck	IND	NON	8	<1
CARLEP	<i>Carex leptalea</i>	Wahlenberg	IND	OUI	5	1
CARLEO	<i>Carex leptoneuria</i>	(Fernald) Fernald	IND	NON	19	<1
CARNOV	<i>Carex novae- angliae</i>	Schweinitz	IND	NON	5	<1
CARPAL	<i>Carex pallescens</i>	Linnaeus	IND	NON	2	2
CARLUP	<i>Carex lupulina</i>	Muhlenberg ex Willdenow	IND	OUI	6	0
CARPEN	<i>Carex pennsylvanica</i>	Lamarck	IND	OUI	11	<1
CARPRA	<i>Carex prasina</i>	Wahlenberg	IND	OUI	2	<1
CARPRO	<i>Carex projecta</i>	Mackenzie	IND	OUI	13	1
CARRET	<i>Carex retrorsa</i>	Schweinitz	IND	OUI	2	<1
CARSCA	<i>Carex scabrata</i>	Schweinitz	IND	OUI	10	1
CARSCO	<i>Carex scoparia</i>	Schkuhr ex Willdenow	IND	OUI	13	<1
CARSP	<i>Carex sp</i>	Linnaeus	IND	NON	42	1
CARSTI	<i>Carex stipata</i>	Muhlenberg ex Willdenow	IND	OUI	18	<1
CARSTR	<i>Carex stricta</i>	Lamarck	IND	OUI	2	1
CARTEN	<i>Carex tenera</i>	Dewey	IND	NON	2	<1
CARTRI	<i>Carex trisperma</i>	Dewey	IND	OUI	40	<1
CARWIE	<i>Carex wiegandii</i>	Mackenzie	IND	OUI	3	<1
CAUTHA	<i>Caulophyllum thalictroides</i>	(Linnaeus) Michaux	IND	NON	2	2
CENNIG	<i>Centaurea nigra</i>	Linnaeus	EXO	NON	2	<1
CERVUL	<i>Cerastium fontanum subsp.vulgare</i>	(Hartman) Greuter & Burdet	EXO	OUI	2	<1

CHEGLA	<i>Chelone glabra</i>	Linnaeus	IND	OUI	60	<1
CHEMAJ	<i>Chelidonium majus</i>	Linnaeus	EXO	NON	3	<1
CHROME	<i>Chrysosplenium americanum</i>	Schweinitz ex Hooker	IND	OUI	35	<1
CINLAT	<i>Cinna latifolia</i>	(Treviranus ex Göppinger) Grisebach	IND	OUI	13	<1
CIRALP	<i>Circaea alpina</i>	Linnaeus	IND	OUI	3	<1
CICMAC	<i>Cicuta maculata</i>	Linnaeus	IND	OUI	2	<1
CIRCAN	<i>Circaea canadensis</i>	(Linnaeus) Hill	IND	OUI	27	<1
CIRLUT	<i>Circaea lutetiana</i>	(Linnaeus) Hill	IND	NON	18	1
CIRSP	<i>Circaea</i> sp	Linnaeus	IND	OUI	2	<1
CLEVIR	<i>Clematis virginiana</i>	Linnaeus	IND	NON	27	1
CLIBOR	<i>Clintonia borealis</i>	(Aiton) Rafinesque	IND	NON	58	1
CONMAJ	<i>Convallaria majalis</i>	Linnaeus	EXO	NON	2	3
COPTRI	<i>Coptis trifolia</i>	(Linnaeus) Salisbury	IND	OUI	53	1
CORCAN	<i>Cornus canadensis</i>	Linnaeus	IND	NON	52	1
CYPACA	<i>Cypripedium acaule</i>	Aiton	IND	OUI	23	<1
DACGLO	<i>Dactylis glomerata</i>	Linnaeus	EXO	NON	5	<1
DALREP	<i>Rubus repens</i>	(Linnaeus) Kuntze	IND	NON	50	<1
DENOBS	<i>Dendrolycopodium obscurum</i>	(Linnaeus) A. Haines	IND	NON	8	<1
DAUCAR	<i>Daucus carota</i>	Linnaeus	EXO	NON	2	<1
DENPUN	<i>Dennstaedtia punctilobula</i>	(Michaux) T. Moore	IND	NON	2	<1
DOEUMB	<i>Doellingeria umbellata</i>	(Miller) Nees	IND	OUI	52	1
DRYCCI	<i>Dryopteris intermedia-campyloptera-carthusiana</i>	Adanson	IND	OUI	94	6
DRYCRI	<i>Dryopteris cristata</i>	(Linnaeus) A. Gray	IND	OUI	39	<1
ECHLOB	<i>Echinocystis lobata</i>	(Michaux) Torrey & A. Gray	IND	OUI	3	1

ELYVIR	<i>Elymus virginicus</i>	Linnaeus	IND	OUI	2	2
EPICIL	<i>Epilobium ciliatum</i>	Rafinesque	IND	OUI	3	<1
EPICOL	<i>Epilobium coloratum</i>	Biehler	IND	OUI	21	<1
EPIGLA	<i>Epilobium ciliatum</i> subsp. <i>glandulosum</i>	(Lehmann) Hoch & P.H. Raven	IND	OUI	2	<1
EPIHEL	<i>Epipactis helleborine</i>	(Linnaeus) Crantz	EXO	NON	56	<1
EQUARV	<i>Equisetum arvense</i>	Linnaeus	IND	NON	48	1
EQUSYL	<i>Equisetum sylvaticum</i>	Linnaeus	IND	OUI	44	<1
ERIPHI	<i>Erigeron philadelphicus</i>	Linnaeus	IND	OUI	2	<1
EUPMAC	<i>Eutrochium maculatum</i> var. <i>maculatum</i>	(Linnaeus) E.E. Lamont	IND	OUI	19	<1
EUTGRA	<i>Euthamia graminifolia</i>	(Linnaeus) Nuttall	IND	NON	3	<1
FESRUB	<i>Festuca rubra</i>	Linnaeus	IND	NON	2	2
FRAAMER	<i>Fragaria vesca</i> subsp. <i>americana</i>	(Porter) Staudt	IND	NON	18	<1
FRAVIR	<i>Fragaria virginiana</i>	Miller	IND	NON	16	1
GALIUMSP	<i>Galium</i> sp	Linnaeus	IND	OUI	65	1
GALTET	<i>Galeopsis tetrahit</i>	Linnaeus	EXO	NON	3	<1
GAUHS	<i>Gaultheria hispidula</i>	(Linnaeus) Muhlenberg ex Bigelow	IND	OUI	29	<1
GEUALE	<i>Geum aleppicum</i>	Jacquin	IND	NON	10	1
GEUCAN	<i>Geum canadense</i>	Jacquin	IND	NON	29	1
GEULAC	<i>Geum laciniatum</i>	Murray	IND	OUI	8	1
GEUMAC	<i>Geum macrophyllum</i>	Willdenow	IND	OUI	21	1
GEURIV	<i>Geum rivale</i>	Linnaeus	IND	OUI	10	<1
GEUSP	<i>Geum</i> sp	Linnaeus	IND	OUI	15	<1
GEUURB	<i>Geum urbanum</i>	Linnaeus	EXO	NON	3	3
GLEHED	<i>Glechoma hederacea</i>	Linnaeus	EXO	NON	2	1
GLYSMX	<i>Glyceria striata</i> / <i>melicaria</i>	(Lamarck) Hitchcock	IND	OUI	61	2
GYMDRY	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	(Linnaeus) Newman	IND	NON	37	1
HEMEROCALISSP	<i>Hemerocallis</i> sp	Linnaeus	EXO	NON	2	<1
HABCLA	<i>Platanthera clavellata</i>	(Michaux) Luer	IND	OUI	2	<1

HABFIM	<i>Platanthera grandiflora</i>	(Bigelow) Lindley	IND	OUI	2	<1
HABORC	<i>Platanthera orbiculata</i>	(Pursh) Lindley	IND	OUI	2	<1
HESMAT	<i>Hesperis matronalis</i>	Linnaeus	EXO	NON	8	5
HIEVUL	<i>Hieracium vulgatum</i>	Fries	IND	NON	66	<1
HOSPLAT	<i>Hosta plantaginea</i>	(Lamarck) Ascherson	EXO	NON	2	1
HUPLUC	<i>Huperzia lucidula</i>	(Michaux) Trevisan	IND	NON	10	<1
HYPMUT	<i>Hypericum mutilum</i>	Linnaeus	IND	OUI	2	<1
HYDRANGERSP	<i>Hydrangea</i> sp	Linnaeus	EXO	NON	5	<1
IMPCAP	<i>Impatiens capensis</i>	Meerburgh	IND	OUI	77	5
IRIVER	<i>Iris versicolor</i>	Linnaeus	IND	OUI	2	<1
JUNEFF	<i>Juncus effusus</i>	Linnaeus	IND	OUI	8	<1
JUNFIL	<i>Juncus filiformis</i>	Linnaeus	IND	OUI	2	<1
LACSA	<i>Lactuca serriola</i>	Linnaeus	EXO	NON	2	1
LAPCAN	<i>Laportea canadensis</i>	(Linnaeus) Weddell	IND	OUI	5	4
LAPCOM	<i>Lapsana communis</i>	Linnaeus	EXO	NON	5	<1
LEUVUL	<i>Leucanthemum vulgare</i>	Lamarck	EXO	NON	2	<1
LINBOR	<i>Linnaea borealis</i>	Linnaeus	IND	NON	10	<1
LYCAME	<i>Lycopus americanus</i>	Muhlenberg ex W.P.C. Barton	IND	OUI	11	<1
LYCANO	<i>Lycopodium annotinum</i>	Linnaeus	IND	NON	2	4
LYCCLA	<i>Lycopodium clavatum</i>	Linnaeus	IND	OUI	2	<1
LYCLUC	<i>Huperzia lucidula</i>	(Michaux) Trevisan	IND	NON	2	<1
LYCUNI	<i>Lycopus uniflorus</i>	Michaux	IND	NON	16	<1
LYSCIL	<i>Lysimachia ciliata</i>	Linnaeus	IND	OUI	19	2
LYSNUM	<i>Lysimachia nummularia</i>	Linnaeus	EXO	OUI	5	10
LYSTER	<i>Lysimachia terrestris</i>	(Linnaeus) Britton, Sterns & Poggenberg	IND	OUI	15	<1
LYSVUL	<i>Lysimachia vulgaris</i>	Linnaeus	EXO	OUI	2	<1

LYTSAL	<i>Lythrum salicaria</i>	Linnaeus	EXO	OUI	10	<1
MAICAN	<i>Maianthemum canadense</i>	Desfontaines	IND	NON	79	1
MAIRAC	<i>Maianthemum racemosum</i>	(Linnaeus) Link	IND	NON	31	<1
MAISP	<i>Maianthemum</i> sp	F.H. Wiggers	IND	NON	2	<1
MAISTE	<i>Maianthemum stellatum</i>	(Linnaeus) Link	IND	OUI	16	1
MATSTR	<i>Matteuccia struthiopteris</i>	(Linnaeus) Todaro	IND	OUI	24	28
MEDLUP	<i>Medicago lupulina</i>	Linnaeus	EXO	NON	2	<1
MEDVIR	<i>Medeola virginiana</i>	Linnaeus	IND	NON	10	<1
MENCAN	<i>Mentha canadensis</i>	Linnaeus	IND	OUI	2	<1
MILIUMSP	<i>Milium effusum</i> var. <i>cisatlanticum</i>	Linnaeus	IND	NON	2	1
MENSP	<i>Mentha</i> sp	Linnaeus	IND	OUI	2	<1
MITNUD	<i>Mitella nuda</i>	Linnaeus	IND	OUI	10	<1
MITREP	<i>Mitchella repens</i>	Linnaeus	IND	NON	19	1
MONUNI	<i>Monotropa uniflora</i>	Linnaeus	IND	NON	34	<1
MUHSP	<i>Muhlenbergia</i> sp	Schreber	IND	OUI	2	<1
MYOLAX	<i>Myosotis laxa</i>	Lehmann	IND	OUI	18	<1
NABALUSSP	<i>Nabalus</i> sp	Cassini	IND	NON	61	<1
OCLACU	<i>Oclemena acuminata</i>	(Michaux) Greene	IND	NON	32	<1
ONOSEN	<i>Onoclea sensibilis</i>	Linnaeus	IND	OUI	87	11
ORCHIDACEAES P	<i>Orchidaceae</i> sp	de Jussieu	IND	NON	5	<1
OSMCIN	<i>Osmundastrum cinnamomeum</i>	(Linnaeus) C. Presl	IND	OUI	79	7
OSMCLA	<i>Claytosmunda claytoniana</i>	(Linnaeus) Metzgar & Rouhan	IND	NON	55	3
OSMREG	<i>Osmunda regalis</i>	Linnaeus	IND	OUI	19	3
OXAMON	<i>Oxalis montana</i>	Rafinesque	IND	NON	60	<1
OXASTR	<i>Oxalis stricta</i>	Linnaeus	EXO	NON	16	<1
PACPAU	<i>Packera paupercula</i>	(Michaux) Á. Löve & D. Löve	IND	NON	2	<1
PANSAT	<i>Pastinaca sativa</i>	Linnaeus	EXO	NON	2	<1
PACAUR	<i>Packera aurea</i>	(Linnaeus) Á. Löve & D. Löve	IND	OUI	2	<1

PARQUI	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	(Linnaeus) Planchon ex de Candolle	EXO	NON	15	1
PHECON	<i>Phegopteris connectilis</i>	(Michaux) Watt	IND	NON	66	1
PILAU	<i>Pilosella aurantiaca</i>	(Linnaeus) F.W. Schultz & Schultz Bipontinus	EXO	NON	13	<1
PLAMAJ	<i>Plantago major</i>	Linnaeus	EXO	NON	5	<1
POACOM	<i>Poa compressa</i>	Linnaeus	EXO	NON	2	<1
POAPAL	<i>Poa palustris</i>	Linnaeus	IND	OUI	3	<1
POATRI	<i>Poa trivialis</i>	Linnaeus	EXO	OUI	2	<1
POASP	<i>Poacee sp</i>	Linnaeus	IND	NON	31	<1
POLCIL	<i>Fallopia cilioidis</i>	(Michaux) Holub	IND	NON	11	2
POLSAG	<i>Persicaria sagittata</i>	(Linnaeus) H. Gross	IND	OUI	2	<1
POTENTILLASP	<i>Potentilla sp</i>	Linnaeus	IND	NON	2	<1
PRUVUL	<i>Prunella vulgaris</i>	Linnaeus	IND	NON	18	<1
PTEAQU	<i>Pteridium aquilinum</i>	(Linnaeus) Kuhn	IND	NON	27	1
PYRELL	<i>Pyrola elliptica</i>	Nuttall	IND	NON	24	2
PYRSEC	<i>Orthilia secunda</i>	(Linnaeus) House	IND	NON	24	1
PYRSP	<i>Pyrola sp</i>	Linnaeus	IND	NON	3	<1
RANABO	<i>Ranunculus abortivus</i>	Linnaeus	IND	NON	5	<1
RANACR	<i>Ranunculus acris</i>	Linnaeus	EXO	NON	13	<1
RANREC	<i>Ranunculus recurvatus</i>	Poiret	IND	OUI	3	<1
RANREP	<i>Ranunculus repens</i>	Linnaeus	EXO	NON	40	<1
RANSP	<i>Ranunculus sp</i>	Linnaeus	IND	NON	2	<1
RUBPUB	<i>Rubus pubescens</i>	Rafinesque	IND	OUI	90	3
RUMBRI	<i>Rumex britannica</i>	Linnaeus	IND	OUI	2	<1
RUMOBT	<i>Rumex obtusifolius</i>	Linnaeus	EXO	NON	8	<1
SANGCAN	<i>Sanguisorba canadensis</i>	Linnaeus	IND	OUI	10	5
SCIATR	<i>Scirpus atrocinctus</i>	Fernald	IND	OUI	6	1
SCUGAL	<i>Scutellaria galericulata</i>	Linnaeus	IND	OUI	2	<1
SCULAT	<i>Scutellaria lateriflora</i>	Linnaeus	IND	OUI	24	<1

SEDPUR	<i>Hylotelephium telephium</i>	(Linnaeus) H. Ohba	EXO	NON	2	<1
SMIHER	<i>Smilax herbacea</i>	Linnaeus	IND	NON	3	<1
SANCAN	<i>Sanguinaria canadensis</i>	Linnaeus	IND	NON	10	<1
SOLCAN	<i>Solidago canadensis</i>	Linnaeus	IND	NON	2	<1
SOLDUL	<i>Solanum dulcamara</i>	Linnaeus	EXO	NON	27	1
SOLFLE	<i>Solidago flexicaulis</i>	Linnaeus	IND	NON	23	1
SOLIDAGOSP	<i>Solidago</i> sp	Linnaeus	IND	NON	13	<1
SOLMAC	<i>Solidago macrophylla</i>	Banks ex Pursh	IND	NON	2	<1
SOLRUG	<i>Solidago rugosa</i>	Miller	IND	NON	61	1
STAPAL	<i>Stachys palustris</i>	Linnaeus	EXO	OUI	6	<1
STRAMP	<i>Streptopus amplexifolius</i>	(Linnaeus) de Candolle	IND	NON	11	<1
SYMCOR	<i>Symphytotrichum cordifolium</i>	(Linnaeus) G.L. Nesom	IND	NON	8	<1
STRROS	<i>Streptopus lanceolatus</i> var. <i>lanceolatus</i>	(Aiton) Reveal	IND	NON	13	<1
SYMFOE	<i>Symplocarpus foetidus</i>	(Linnaeus) Salisbury ex W.P.C. Barton	IND	OUI	55	8
SYMLAN	<i>Symphytotrichum lanceolatum</i>	(Willdenow) G.L. Nesom	IND	OUI	11	<1
SYMLAT	<i>Symphytotrichum lateriflorum</i>	(Linnaeus) Á. Löve & D. Löve	IND	NON	16	<1
SYMOFF	<i>Symphytum officinale</i>	Linnaeus	EXO	NON	6	7
SYMPUN	<i>Symphytotrichum lateriflorum</i>	(Linnaeus) Á. Löve & D. Löve	IND	OUI	55	<1
TAXOFF	<i>Taraxacum officinale</i>	F.H. Wiggers	EXO	NON	18	<1
THAPUB	<i>Thalictrum pubescens</i>	Pursh	IND	OUI	71	1
THENOV	<i>Parathelypteris noveboracensis</i>	(Linnaeus) Ching	IND	NON	34	4
TIACOR	<i>Tiarella cordifolia</i>	Linnaeus	IND	NON	47	1
TOXRAD	<i>Toxicodendron radicans</i>	(Linnaeus) Kuntze	IND	NON	8	3

TRIBOR	<i>Lysimachia borealis</i>	(Rafinesque) U. Manns & Anderberg	IND	NON	73	<1
TRIERE	<i>Trillium erectum</i>	Linnaeus	IND	NON	35	1
TRIGRA	<i>Trillium grandiflorum</i>	(Michaux) Salisbury	IND	NON	31	<1
TRIPRA	<i>Trifolium pratense</i>	Linnaeus	EXO	NON	2	<1
TRIUND	<i>Trillidium undulatum</i>	(Willdenow) Floden & Schiling	IND	NON	48	<1
TUSFAR	<i>Tussilago farfara</i>	Linnaeus	EXO	NON	23	1
TYPLAT	<i>Typha latifolia</i>	Linnaeus	IND	OUI	2	1
URTVIR	<i>Urtica urens</i>	Linnaeus	EXO	NON	2	<1
VALOFF	<i>Valeriana officinalis</i>	Linnaeus	EXO	NON	3	<1
VERAME	<i>Veronica americana</i>	(Rafinesque) Schweinitz ex Bentham	IND	OUI	3	1
VEROFF	<i>Veronica officinalis</i>	Linnaeus	EXO	NON	13	<1
VERSER	<i>Veronica serpyllifolia</i>	Linnaeus	IND	OUI	2	<1
VERVIR	<i>Veratrum viride</i>	Aiton	IND	OUI	48	2
VICCRA	<i>Vicia cracca</i>	Linnaeus	EXO	NON	5	<1
VICSEP	<i>Vicia sepium</i>	Linnaeus	EXO	NON	8	<1
VIOLASP	<i>Viola sp</i>	Linnaeus	IND	NON	23	<1
VITRIP	<i>Vitis riparia</i>	Michaux	IND	NON	8	2

¹ Fréquence (%) d'une espèce dans les 62 sites échantillonnés

² Recouvrement moyen (%) d'une espèce lorsque présente dans un site

Annexe 3- Variables environnementales récoltées en accord avec Saucier et al. (1994) durant les inventaires floristiques de 2016 et 2017 mais non analysées dans le cadre de ce mémoire.

	Sol (unités)	Détails
Variables mesurées <i>in situ</i>	Epaisseur de l'horizon H ¹	cm
	Epaisseur de l'horizon A ¹	cm
	Texture de l'horizon B	1 à 12 (très fin à grossier)
	Cote de drainage	1 à 6 (excessif à très mauvais)
	Profondeur d'apparition des mouchetures (cm) ²	cm
	Abondance des mouchetures oxydées (%) ²	<2% , 2-20 % , >20 %
	Dimension des mouchetures oxydées (mm)	<5 mm, 5-15 mm , >15 mm
	Abondance des mouchetures réduites (%)	<2% , 2-20% , >20%
	Dimension des mouchetures réduites (mm)	<5 mm, 5-15 mm, >15 mm
		Microtopographie
	Etangs vernaux (%)	Echelle de Braun-Blanquet
	Sol nu (%)	Echelle de Braun-Blanquet
	Bois morts	Présence/ absence
	Ondulation	0 à 3 (aucune à forte)
	Pierrosité	Présence/ absence
	Perturbations anthropiques	
	Sentier	Echelle de Braun-Blanquet
	Déchets	Echelle de Braun-Blanquet
	Coupes d'arbres	Echelle de Braun-Blanquet
Variables obtenues à partir de couches géomatiques et ortho photos	Superficie aire d'alimentation hydrique faiblement urbanisée³	
	1963	ha
	2014	ha

¹ Les épaisseurs de l'horizon H et A ont été mesurées à partir d'un échantillon de sol au moyen d'une tarière. Dans le cas d'un sol organique (c-à-d plus de 30 cm de matière organique), l'échelle de Von Post a été utilisée afin de déterminer le degré de décomposition de la tourbe.

² L'abondance de mouchetures (<2 %, 2-20 %, >20 %) et leur profondeur d'apparition (cm) ont servi d'indicateurs de l'hydropériode et du degré d'humidité des sites.

³ Pour chaque marécage, le taux (%) d'intégrité de son aire d'alimentation hydrique a été calculé à partir de la superficie de l'aire d'alimentation hydrique faiblement perturbée. Les types d'occupation du sol réduisant l'intégrité de l'aire d'alimentation hydrique étaient essentiellement les champs agricoles, les routes, les chantiers de construction et les bâtiments.

Annexe 4- Acronyme, valeur IndVal, p-value associée à la valeur IndVal, groupe dans lequel l'espèce est indicatrice (1 : faiblement perturbé- 2 : fortement perturbé), abondance et fréquence de toutes les espèces inventoriées dans les 62 marécages. Voir annexe 2 pour la description des codes.

Acronyme	IndVal	P-value	Groupe	Abondance (A)	Fréquence (B)
ABIBAL	0,66	0,0009	1	0,71	0,93
ACEGIN	0,06	0,4813	2	1,00	0,06
ACENEG	0,15	0,3031	2	0,58	0,26
ACEPEN	0,43	0,0671	1	0,63	0,68
ACEPLA	0,10	0,4640	2	0,87	0,12
ACERUB	0,48	0,7576	1	0,50	0,96
ACESAC	0,72	0,0031	2	0,84	0,85
ACESAI	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
ACESPI	0,59	0,0974	1	0,69	0,86
ACHPTA	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
ACTPAC	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
ACTRUB	0,09	0,3973	2	0,74	0,12
ACTSP	0,02	0,7478	1	0,65	0,04
AEGPOD	0,09	0,2349	2	1,00	0,09
AESSP	0,02	1,0000	2	0,55	0,04
AGRALB	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
AGRCAP	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
AGRGIG	0,09	0,8690	1	0,80	0,15
AGRGRY	0,34	0,0092	2	0,83	0,41
AGRPER	0,07	0,6736	2	0,56	0,12
AGRSTR	0,18	0,0541	2	0,89	0,21
ALLPET	0,04	0,8873	1	0,99	0,06
ALNINC	0,30	0,9065	2	0,57	0,64
AMEARB	0,32	0,2680	2	0,78	0,41
AMEBAT	0,29	0,5316	1	0,52	0,61
AMEHUM	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
AMELAE	0,31	0,3649	2	0,76	0,43
AMELANCHIERSP	0,36	0,0072	2	0,95	0,38
AMESAN	0,03	0,9236	1	0,68	0,11
AMESPI	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
AMPBRA	0,04	0,7448	2	0,76	0,06
ANAMAR	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
ANECAN	0,04	0,7451	2	0,54	0,09
ANEVIR	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
ANTSYL	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
APOAND	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
ARANUD	0,59	0,0091	1	0,71	0,82
ARCMIN	0,05	0,7467	2	0,51	0,09
ARITRI	0,51	0,3223	2	0,57	0,88

AROMEL	0,07	0,4729	2	0,77	0,09
ARTVUL	0,04	0,4496	1	1,00	0,04
ATHFIL	0,50	0,5216	2	0,59	0,85
BETALL	0,66	0,0007	1	0,71	0,93
BETPAP	0,44	0,3603	1	0,54	0,82
BETPOP	0,26	0,3279	2	0,69	0,38
BIDFRO	0,05	0,9047	1	0,50	0,11
BRAARI	0,09	0,7218	1	0,51	0,18
BRAERE	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
CALCAN	0,07	0,9809	1	0,63	0,18
CALPAL	0,08	0,6799	2	0,65	0,12
CALSEP	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
CANSAT	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
CARARC	0,08	0,5271	1	0,57	0,14
CARBEB	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
CARBRE	0,04	0,4588	1	1,00	0,04
CARBRO	0,06	0,5014	2	1,00	0,06
CARBRU	0,08	0,8764	1	0,55	0,14
CARCAN	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
CARCAS	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
CARCOM	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
CARCRA	0,07	0,4928	1	0,67	0,11
CARCRI	0,22	0,1243	1	0,76	0,29
CARDEB	0,09	0,5939	2	0,62	0,15
CARDEW	0,04	0,4480	1	1,00	0,04
CARDIP	0,04	0,4484	1	1,00	0,04
CARDIS	0,04	0,4521	1	1,00	0,04
CARECH	0,07	0,2067	1	1,00	0,07
CARFLA	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
CARGRA	0,15	0,1738	2	0,75	0,21
CARGYN	0,16	0,5035	1	0,65	0,25
CARHAY	0,04	0,4472	1	1,00	0,04
CARINT	0,45	0,2652	1	0,60	0,75
CARLAX	0,05	0,8631	2	0,59	0,09
CARLEO	0,10	0,8693	1	0,58	0,21
CARLEP	0,07	0,4664	1	0,92	0,07
CARLUP	0,03	1,0000	1	0,52	0,07
CARNOV	0,06	0,4669	1	0,78	0,07
CARPAL	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
CARPEN	0,08	0,6325	1	0,57	0,14
CARPRA	0,04	0,4607	1	1,00	0,04
CARPRO	0,15	0,1945	1	0,83	0,18
CARRET	0,03	1,0000	2	1,00	0,03

CARSCA	0,13	0,2250	1	0,91	0,14
CARSCO	0,10	0,5007	2	0,56	0,18
CARSP	0,22	0,8819	2	0,54	0,43
CARSTI	0,18	0,1622	1	0,70	0,25
CARSTR	0,04	0,4492	1	1,00	0,04
CARTEN	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
CARTRI	0,38	0,0347	1	0,71	0,54
CARWIE	0,07	0,1997	1	1,00	0,07
CAUTHA	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
CENNIG	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
CERVUL	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
CHEGLA	0,36	0,4062	1	0,56	0,64
CHEMAJ	0,02	1,0000	1	0,55	0,04
CHROME	0,38	0,0109	1	0,71	0,54
CICMAC	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
CINLAT	0,29	0,0009	1	1,00	0,29
CIRALP	0,07	0,2049	1	1,00	0,07
CIRCAN	0,18	0,4706	1	0,57	0,32
CIRLUT	0,11	0,7849	2	0,62	0,29
CIRSP	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
CLEVIR	0,21	0,7196	2	0,81	0,29
CLIBOR	0,42	0,2576	1	0,65	0,64
CONMAJ	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
COPTRI	0,49	0,0083	1	0,66	0,75
CORALT	0,46	0,0114	2	0,78	0,59
CORCAN	0,61	0,0001	1	0,78	0,79
CORCOR	0,49	0,2715	2	0,60	0,82
CORRUG	0,04	0,4532	1	1,00	0,04
CORSP	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
CORSTO	0,53	0,0285	2	0,82	0,65
CRATSP	0,50	0,0023	2	0,90	0,56
CYPACA	0,29	0,0330	1	0,89	0,32
DACGLO	0,09	0,2508	2	1,00	0,09
DALREP	0,46	0,0110	1	0,65	0,71
DAUCAR	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
DENOBS	0,07	0,4794	1	0,67	0,11
DENPUN	0,04	0,4493	1	1,00	0,04
DIELON	0,06	0,4940	2	1,00	0,06
DIRPAL	0,06	0,4875	2	1,00	0,06
DOEUMB	0,49	0,0552	2	0,80	0,62
DRYCCI	0,65	0,2646	1	0,67	0,96
DRYCRI	0,23	0,7596	1	0,65	0,41
ECHLOB	0,03	0,7479	1	0,81	0,04

ELYVIR	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
EPICIL	0,03	0,7480	1	0,71	0,04
EPICOL	0,12	0,7972	2	0,51	0,24
EPIGLA	0,04	0,4461	1	1,00	0,04
EPIHEL	0,36	0,3715	1	0,55	0,64
EQUARV	0,29	0,8318	2	0,55	0,65
EQUSYL	0,24	0,8078	2	0,57	0,46
ERIPHI	0,04	0,4606	1	1,00	0,04
EUPMAC	0,17	0,3267	2	0,72	0,24
EUTGRA	0,06	0,5046	2	1,00	0,06
FAGGRA	0,34	0,9620	2	0,67	0,86
FESRUB	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
FRAAME	0,24	0,2327	2	0,64	0,38
FRAAMER	0,14	0,4070	2	0,59	0,24
FRANIG	0,52	0,2946	2	0,63	0,82
FRAPEN	0,34	0,0424	2	0,89	0,38
FRASP	0,12	0,2492	2	1,00	0,12
FRAVIR	0,17	0,3376	2	0,82	0,21
GALIUMSP	0,37	0,6644	1	0,61	0,68
GALTET	0,02	1,0000	1	0,55	0,04
GAUHIS	0,34	0,0125	1	0,73	0,46
GEUALE	0,07	0,7130	2	0,60	0,12
GEUCAN	0,20	0,5096	2	0,56	0,35
GEULAC	0,04	1,0000	1	0,57	0,09
GEUMAC	0,16	0,4386	2	0,55	0,29
GEURIV	0,12	0,1896	2	0,82	0,15
GEUSP	0,08	0,8615	1	0,56	0,15
GEUURB	0,07	0,2052	1	1,00	0,07
GLEHED	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
GLYSMX	0,63	0,0029	1	0,85	0,75
GYMDRY	0,27	0,3037	2	0,70	0,38
HABCLA	0,04	0,4529	1	1,00	0,04
HABFIM	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
HABORC	0,04	0,4527	1	1,00	0,04
HEMEROCALISSP	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
HESMAT	0,03	0,9772	1	0,94	0,12
HIEVUL	0,46	0,1260	2	0,69	0,68
HOSPLA	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
HUPLUC	0,08	0,5468	1	0,76	0,11
HYDRANGERSP	0,03	0,8854	1	0,74	0,06
HYPMUT	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
ILEMUC	0,62	0,0007	1	0,87	0,71
ILEVER	0,17	0,3916	1	0,81	0,21

IMPCAP	0,41	0,8274	2	0,54	0,79
IRIVER	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
JUGCIN	0,18	0,1612	2	1,00	0,18
JUNEFF	0,15	0,0562	2	1,00	0,15
JUNFIL	0,04	0,4582	1	1,00	0,04
KALANG	0,27	0,0185	1	0,85	0,32
LACSCA	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
LAPCAN	0,03	0,8879	1	0,92	0,06
LAPCOM	0,09	0,2433	2	1,00	0,09
LARLAR	0,23	0,0805	2	0,79	0,29
LEDGRO	0,07	0,2013	1	1,00	0,07
LEUVUL	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
LINBOR	0,08	0,6136	1	0,71	0,11
LONCAN	0,50	0,0040	1	0,74	0,68
LONOBL	0,04	0,4490	1	1,00	0,04
LONTAT	0,09	0,2448	2	1,00	0,09
LONVIL	0,04	0,4630	1	1,00	0,04
LYCAME	0,08	0,7225	2	0,65	0,12
LYCANO	0,04	0,4521	1	1,00	0,04
LYCCLA	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
LYCLUC	0,04	0,4478	1	1,00	0,04
LYCUNI	0,08	0,9533	2	0,57	0,18
LYSCIL	0,20	0,2101	2	0,77	0,26
LYSNUM	0,02	1,0000	1	0,68	0,06
LYSTER	0,11	0,5605	1	0,60	0,18
LYSVUL	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
LYTSAL	0,12	0,2335	2	0,85	0,15
MAICAN	0,55	0,0490	1	0,62	0,89
MAIRAC	0,38	0,0053	2	0,87	0,44
MAISP	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
MAISTE	0,10	0,7856	2	0,54	0,18
MALSP	0,05	0,7575	1	0,69	0,07
MATSTR	0,29	0,0333	2	0,82	0,35
MEDLUP	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
MEDVIR	0,16	0,0729	1	0,87	0,18
MENCAN	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
MENSP	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
MILIUMSP	0,04	0,4588	1	1,00	0,04
MITNUD	0,12	0,1947	1	0,87	0,14
MITREP	0,10	0,9555	1	0,56	0,21
MONUNI	0,41	0,0028	1	0,76	0,54
MUHSP	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
MYOLAX	0,26	0,0135	2	0,88	0,29

NABALUSSP	0,31	0,9561	2	0,50	0,62
OCLACU	0,27	0,2140	1	0,67	0,39
ONOSEN	0,66	0,0165	2	0,72	0,91
ORCHIDACEAESP	0,11	0,0885	1	1,00	0,11
OSMCIN	0,47	0,4842	1	0,55	0,86
OSMCLA	0,35	0,5728	2	0,75	0,64
OSMREG	0,23	0,1719	2	0,97	0,24
OXAMON	0,52	0,0065	1	0,70	0,75
OXASTR	0,17	0,1390	2	0,71	0,24
PACAUR	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
PACPAU	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
PANSAT	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
PARQUI	0,13	0,3377	2	0,74	0,18
PHECON	0,48	0,0995	1	0,58	0,82
PHYOPU	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
PICGLA	0,34	0,1494	1	0,64	0,54
PICMAR	0,10	0,2268	1	0,95	0,11
PICRUB	0,23	0,1292	1	0,82	0,29
PICSP	0,25	0,5912	1	0,57	0,43
PILAUR	0,09	0,6605	1	0,62	0,14
PINSTR	0,07	0,2031	1	1,00	0,07
PLAMAJ	0,03	1,0000	2	0,58	0,06
POACOM	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
POAPAL	0,06	0,4936	2	1,00	0,06
POASP	0,17	0,8922	2	0,63	0,36
POATRI	0,04	0,4490	1	1,00	0,04
POLBRA	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
POLCIL	0,09	0,6096	1	0,85	0,12
POLCUS	0,06	0,4959	2	1,00	0,06
POLSAG	0,04	0,4526	1	1,00	0,04
POPBAL	0,36	0,0259	2	0,87	0,41
POPGRA	0,03	0,8861	1	0,84	0,06
POPTRE	0,29	0,6678	2	0,52	0,56
POTENTILLASP	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
PRUNIG	0,06	0,4957	2	1,00	0,06
PRUPEN	0,07	0,1981	1	1,00	0,07
PRUSP	0,06	0,4979	2	1,00	0,06
PRUVIR	0,66	0,0094	2	0,75	0,88
PRUVUL	0,09	0,9551	1	0,51	0,18
PTEAQU	0,19	0,5148	1	0,65	0,29
PYRELL	0,21	0,6590	2	0,91	0,25
PYRSEC	0,19	0,4036	2	0,81	0,25
PYRSP	0,02	1,0000	2	0,55	0,04

QUERUB	0,27	0,1010	2	0,77	0,35
QUESP	0,03	1,0000	2	0,54	0,06
RANABO	0,05	0,4720	1	0,74	0,07
RANACR	0,09	0,6824	2	0,58	0,15
RANREC	0,07	0,2015	1	1,00	0,07
RANREP	0,23	0,6746	1	0,60	0,41
RANSP	0,04	0,4584	1	1,00	0,04
RHAALN	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
RHUTYP	0,09	0,2511	2	1,00	0,09
RIBCYN	0,12	0,3404	2	0,80	0,15
RIBESSP	0,22	0,0884	2	0,84	0,26
RIBGLA	0,21	0,3622	1	0,65	0,32
RIBLAC	0,10	0,9983	1	0,58	0,24
RIBTRI	0,28	0,3528	2	0,69	0,41
ROSASP	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
RUBALL	0,32	0,3552	2	0,83	0,38
RUBIDA	0,28	0,9227	1	0,56	0,56
RUBODO	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
RUBPUB	0,45	0,9956	2	0,54	0,97
RUMBRI	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
RUMOBT	0,04	0,9680	2	0,50	0,09
SALBEB	0,08	0,8184	2	0,66	0,14
SALCAN	0,04	0,4562	1	1,00	0,04
SALDIS	0,14	0,2629	2	0,81	0,18
SALERI	0,06	0,4741	1	0,87	0,07
SALFRA	0,17	0,1977	2	0,64	0,26
SALIXSP	0,04	1,0000	2	0,51	0,09
SAMCAN	0,06	0,9120	1	0,84	0,12
SAMRAC	0,25	0,1811	1	0,86	0,29
SAMSP	0,10	0,4591	2	0,71	0,15
SANCAN	0,13	0,1729	2	0,89	0,15
SANGCAN	0,15	0,1384	2	0,99	0,15
SCIATR	0,07	0,4957	2	0,77	0,09
SCUGAL	0,04	0,4460	1	1,00	0,04
SCULAT	0,26	0,0603	1	0,72	0,36
SEDPUR	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
SMIHER	0,06	0,5070	2	1,00	0,06
SOLCAN	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
SOLDUL	0,35	0,0231	2	0,92	0,38
SOLFLE	0,31	0,0363	2	0,95	0,32
SOLIDAGOSP	0,07	0,9687	1	0,54	0,14
SOLMAC	0,04	0,4550	1	1,00	0,04
SOLRUG	0,55	0,0977	2	0,75	0,74

SORAME	0,23	0,7808	1	0,54	0,50
SOROCU	0,22	0,9713	2	0,53	0,46
SORSP	0,19	0,7894	2	0,58	0,36
SPILAT	0,27	0,3574	2	0,66	0,41
STAPAL	0,07	0,2089	1	1,00	0,07
STRAMP	0,08	0,6143	2	0,55	0,15
STRROS	0,09	0,5652	2	0,64	0,15
SYMCOR	0,15	0,0583	2	1,00	0,15
SYMFOE	0,37	0,2765	2	0,60	0,62
SYMLAN	0,11	0,2904	2	0,78	0,15
SYMLAT	0,16	0,2157	2	0,76	0,21
SYMOFF	0,06	0,6023	2	0,65	0,09
SYMPUN	0,33	0,4125	2	0,54	0,62
TAXCAN	0,66	0,0070	1	0,77	0,86
TAXOFF	0,26	0,0126	2	1,00	0,26
THAPUB	0,55	0,0262	2	0,67	0,82
THENOV	0,17	0,9455	1	0,52	0,36
THUOCC	0,37	0,2341	1	0,58	0,64
TIACOR	0,36	0,1802	1	0,71	0,50
TILAME	0,24	0,0139	2	1,00	0,24
TILCOR	0,09	0,2406	2	1,00	0,09
TOXRAD	0,08	0,6061	2	0,91	0,09
TRIBOR	0,58	0,0034	1	0,65	0,89
TRIERE	0,22	0,6675	2	0,61	0,36
TRIGRA	0,21	0,4316	2	0,73	0,32
TRIPRA	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
TRIUND	0,40	0,0358	1	0,66	0,61
TSUCAN	0,10	0,7390	1	0,55	0,18
TUSFAR	0,23	0,2423	2	0,88	0,26
TYPLAT	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
ULMAME	0,54	0,0073	2	0,74	0,74
ULMRUB	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
ULMSP	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
URTVIR	0,04	0,4487	1	1,00	0,04
VACANG	0,02	1,0000	1	0,55	0,04
VACMYR	0,16	0,0573	1	0,92	0,18
VACSP	0,18	0,5601	1	0,55	0,32
VALOFF	0,03	1,0000	2	0,96	0,04
VERAME	0,03	0,7503	1	0,83	0,04
VEROFF	0,08	0,7918	2	0,54	0,15
VERSER	0,03	1,0000	2	1,00	0,03
VERVIR	0,47	0,0819	2	0,89	0,53
VIBCAS	0,58	0,1225	1	0,68	0,86

VIBEDU	0,04	0,4484	1	1,00	0,04
VIBLAN	0,43	0,0037	1	0,86	0,50
VIBTRI	0,51	0,0019	2	0,79	0,65
VICCRA	0,12	0,1182	2	1,00	0,12
VICSEP	0,13	0,3863	2	0,61	0,21
VIOLASP	0,15	0,6470	2	0,73	0,21
VITRIP	0,03	1,0000	2	1,00	0,03