

Université de Montréal

**L'unicité écologique des communautés végétales comme critère de
conservation dans les milieux humides lacustres**

Par

Raphaëlle Dubois

Département des sciences biologiques, Faculté des arts et sciences

Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de Maître ès sciences (M. Sc.)
en sciences biologiques, option recherche en biologie

Octobre 2019

© Raphaëlle Dubois, 2019

Université de Montréal

Département des sciences biologiques, Faculté des arts et sciences

Ce mémoire intitulé

L'unicité écologique des communautés végétales comme critère de conservation dans les milieux humides lacustres

Présenté par

Raphaëlle Dubois

A été évalué par un jury composé des personnes suivantes

Pierre-Luc Chagnon

Président-rapporteur

Stéphanie Pellerin

Directrice de recherche

Raphaël Proulx

Codirecteur de recherche

Zofia Ecaterina Taranu

Membre du jury

Résumé

L'objectif de ce mémoire est de déterminer si l'unicité écologique des communautés végétales est un critère approprié pour prioriser l'allocation des efforts de conservation dans les milieux humides lacustres. Pour répondre à cette question, j'ai utilisé des données d'inventaire végétal dans deux emplacements géographiques situés dans le sud du Québec et pour trois types de milieux humides (i.e., frênaies, aulnaies, tourbières). J'ai d'abord identifié les milieux humides statistiquement uniques en calculant leur contribution locale à la diversité bêta (LCBD). J'ai ensuite mesuré le degré d'association relatif entre les valeurs d'unicité écologique et plusieurs autres critères couramment employés pour déterminer les priorités de conservation, et ce, à l'aide de corrélations de Pearson et de partitionnements hiérarchiques. Les tourbières uniques avaient une grande valeur de conservation dans les deux régions étudiées, alors que les aulnaies et frênaies uniques montraient des signes d'altération de leur composition en espèces. La composition en espèces des sites uniques devrait donc être examinée pour en déterminer la valeur de conservation, puisqu'elle pourrait être affectée par le niveau d'intégrité du paysage. La proportion d'espèces rares ainsi que la présence d'espèces spécialistes sensibles aux perturbations étaient corrélées de façon importante et congruentes avec l'unicité dans les deux régions étudiées. Au contraire, la richesse spécifique était négativement corrélée avec l'unicité, ce qui suggère la nécessité d'un compromis. Une combinaison de critères complémentaires devrait donc être utilisée en plus de l'unicité afin d'identifier l'ensemble optimal de sites à protéger dans un contexte donné.

Mots clés : Conservation; Contribution locale à la diversité bêta (LCBD); Diversité bêta; Floristic quality assessment (FQA); Richesse spécifique; Unicité écologique

Abstract

This study aimed to determine whether plant composition uniqueness is an adequate criterion for assessing conservation priorities in lake-edge wetlands. To answer this question, I used vegetation data from two large datasets of lake-edge wetlands located in southern Québec, which encompassed three wetland types (i.e., ash-dominated swamps, alder-dominated swamps, peatlands). I first identified statistically unique wetlands by computing their local contribution to beta diversity (LCBD). I then measured the relative association between ecological uniqueness values and other criteria commonly used to assess conservation priorities using Pearson correlations and hierarchical partitioning. Unique peatlands had a high conservation value in both study regions, while ash- and alder-dominated swamps showed more signs that their species composition had been altered. The species composition of unique sites should thus be examined closely to determine its conservation value, as it could be affected by the overall integrity of the landscape. The proportion of rare species and the presence of disturbance-sensitive specialist species were appreciably correlated and congruent with uniqueness in both study regions. On the other hand, species richness was negatively correlated with uniqueness, suggesting that there was a trade-off. A combination of complementary criteria should therefore be used in conjunction with uniqueness in order to identify the optimal set of sites to protect in a given context.

Keywords: Beta diversity; Conservation; Ecological uniqueness; Floristic quality assessment (FQA); Local contribution to beta diversity (LCBD); Species richness

Table des matières

| | |
|---|----|
| Résumé | 3 |
| Abstract..... | 4 |
| Liste des tableaux | 7 |
| Liste des figures..... | 8 |
| Liste des annexes | 9 |
| Liste des sigles et abréviations | 10 |
| Remerciements | 11 |
| Organisation du mémoire | 12 |
| Chapitre 1 | 13 |
| Mise en contexte..... | 13 |
| Priorités de conservation | 13 |
| Méthode des « points chauds » de biodiversité | 15 |
| Méthode par complémentarité | 16 |
| Attributs spatiaux..... | 17 |
| Qualité floristique | 19 |
| Congruence entre les méthodes de sélection des sites pour la conservation | 22 |
| L'unicité écologique | 24 |
| Comment mesurer l'unicité?..... | 24 |
| Pertinence en conservation | 25 |
| Congruence entre l'unicité et d'autres critères de conservation | 26 |
| Les milieux humides : importance, enjeux et conservation..... | 28 |
| Objectifs de l'étude..... | 30 |
| Chapitre 2 | 31 |

| | |
|---|----|
| Ecological Uniqueness of Plant Communities as a Conservation Criterion in Lake-Edge Wetlands | 31 |
| Abstract..... | 32 |
| Introduction | 33 |
| Methods | 36 |
| Study area..... | 36 |
| Site selection and vegetation sampling | 37 |
| Additional dataset | 37 |
| Conservation criteria..... | 38 |
| Ecological uniqueness..... | 39 |
| Correlates of ecological uniqueness..... | 40 |
| Results | 41 |
| Structure and composition of floristic communities..... | 41 |
| Unique wetlands..... | 42 |
| Correlates of ecological uniqueness..... | 43 |
| Discussion..... | 46 |
| Unique wetlands..... | 46 |
| Correlates of ecological uniqueness..... | 47 |
| Conservation implications | 50 |
| References | 53 |
| Chapitre 3 | 63 |
| Conclusion..... | 63 |
| Références bibliographiques..... | 67 |
| Annexes | 83 |

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1.1. Coefficient de conservatisme des espèces | 21 |
| Tableau 1.2. Correspondance entre le statut hydrique des espèces végétales et le coefficient d'humidité utilisé pour le calcul du <i>wetness index</i> | 22 |
| Table 2.1. Conservation criteria measured or computed for each wetland.. | 41 |
| Table 2.2. Absolute (r^2) and relative (%) association of conservation criteria with ecological uniqueness for wetlands in Lake Papineau and La Mauricie National Park, Québec (Canada) assessed through zero-order correlation (ZOC) and independent effects (IE).. | 44 |

Liste des figures

| | |
|---|----|
| Figure 1.1. La connectivité et la superficie affectent les dynamiques des populations et des communautés à travers le taux de dispersion et la probabilité d’extinction, ce qui à son tour module la relation entre la richesse spécifique et l’unicité écologique | 18 |
| Figure 2.1. Location and typology of the 38 sampled wetlands on the shores of Lake Papineau, and the 40 peatlands sampled in La Mauricie National Park, Québec (Canada)..... | 36 |
| Figure 2.2. Ecological uniqueness (LCBD) of wetland plant composition in Lake Papineau and La Mauricie National Park, Québec (Canada)..... | 43 |
| Figure 2.3. Relationship between uniqueness and higher importance conservation criteria for all wetland types (dashed line) and for peatlands only (full line) in Lake Papineau and La Mauricie National Park, Québec (Canada)..... | 46 |

Liste des annexes

| | |
|--|----|
| Appendix 1. Dendrogram of species composition data used for confirmation of a priori wetland typology in Lake Papineau, Québec (Canada) | 83 |
| Appendix 2. Mean (range) of the conservation criteria measured and computed for the different types of wetlands sampled in Lake Papineau and for peatlands in La Mauricie National Park, Québec (Canada). | 84 |
| Appendix 3. Species found in the 38 wetlands sampled around Lake Papineau, Québec (Canada) | 85 |
| Appendix 4. Species found in the 40 peatlands sampled in La Mauricie National Park, Québec (Canada) | 93 |
| Appendix 5. Values of the variables measured and computed for all wetlands sampled in Lake Papineau and La Mauricie National Park, Québec (Canada). | 97 |

Liste des sigles et abréviations

| | |
|---------------|---|
| C moyen | Coefficient de conservatisme moyen |
| C-value | Coefficient of conservatism |
| e.g. | <i>Exempli gratiā</i> « par exemple » |
| <i>et al.</i> | <i>et alii</i> « et les autres » |
| i.e. | <i>id est</i> « c'est-à-dire » |
| IE | Independent effects |
| FQA | Floristic quality assessment |
| LCBD | Local contribution to beta diversity |
| LCCMHH | Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques |
| Mean C | Mean coefficient of conservatism |
| MHH | Milieu humide et hydrique |
| MRC | Municipalité régionale de comté |
| p | Probabilité de rejeter l'hypothèse nulle |
| p.ex. | Par exemple |
| SLOSS | Single large or several small |
| WI | Wetness index |
| W-value | Coefficient of wetness |
| ZOC | Zero-order correlation |

Remerciements

Je voudrais tout d'abord remercier Stéphanie Pellerin de m'avoir offert l'opportunité de travailler sur ce projet incroyablement passionnant. Non seulement je me sens fière d'avoir contribué à cette étude importante et de grande envergure, mais j'ai aussi eu le privilège d'apprendre énormément et de vivre des expériences formatrices et enrichissantes. Stéphanie a été la directrice idéale : j'ai apprécié sa grande disponibilité, ses nombreux conseils et ses rétroactions rapides, qui ont contribué à ce que mon parcours se déroule sans embûches.

Je remercie aussi Raphaël Proulx, qui m'a constamment poussée à m'améliorer et à me dépasser. Ses remises en question, entrecoupées de nombreux encouragements, ont su me motiver lorsque je sentais s'approcher une lueur de doute ou de découragement.

J'aimerais souligner l'aide inestimable que m'ont apportées les nombreuses personnes m'ayant assistée lors de l'échantillonnage sur le terrain, plus particulièrement Audréanne Loïselle, Antoine Magnoux et Léonie Carignan-Guillemette, mais également Elina Nguyen, Dominique Pépin-Pagé et Esther Lapierre-Archambault.

Je remercie Geoffrey Hall pour son aide avec l'identification de spécimens végétaux inconnus, ainsi que Stéphane Daigle, qui a su me conseiller dans mes analyses statistiques.

Je tiens à mentionner Audréanne Loïselle à nouveau, qui œuvre également sur le projet du Lac Papineau, pour ses conseils, ses réponses à mes nombreuses questions, et pour avoir conduit pratiquement toutes les fois où nous nous sommes rendues sur le terrain.

Je termine en remerciant mes collègues de l'IRBV, qui ont su rendre les nombreuses heures passées au bureau plus agréables, et qui n'ont jamais hésité à m'assister lorsque j'en faisais la demande.

Organisation du mémoire

Ce mémoire est constitué de trois chapitres, dont un rédigé sous forme d'article scientifique. Le premier chapitre présente une mise en contexte et une revue de littérature et est divisé en trois sections. La première porte sur les différents critères employés pour sélectionner les milieux naturels à prioriser pour la conservation, la seconde porte sur l'unicité écologique en guise de critère de conservation, alors que la troisième traite de la pertinence de mener des études à visée de conservation dans des milieux humides. Le deuxième chapitre constitue le corps du mémoire et présente une étude traitant de l'unicité écologique des communautés végétale en guise de critère de conservation dans les milieux humides lacustres. Enfin, une conclusion générale résumant la portée potentielle de mes travaux pour la planification de la conservation clôt le mémoire.

Le chapitre 2 a été soumis pour publication dans *Biological Conservation* sous le titre de « Ecological Uniqueness of Plant Communities as a Conservation Criterion in Lake-Edge Wetlands ». Les auteurs sont Raphaëlle Dubois, Stéphanie Pellerin et Raphaël Proulx. La première auteure a effectué l'échantillonnage sur le terrain, le traitement et l'analyse des données, ainsi que la rédaction du manuscrit. Stéphanie Pellerin et Raphaël Proulx ont supervisé le projet de recherche, en plus de corriger et de commenter le manuscrit.

Chapitre 1

Mise en contexte

L'intensification des activités humaines et leurs impacts sur les milieux naturels engendrent la nécessité d'implémenter des mesures de préservation des écosystèmes et de leurs ressources. Puisqu'un ensemble de contraintes rend impossible la protection de l'entièreté de ces milieux, il est nécessaire de cibler les endroits dont la conservation est prioritaire. Pour ce faire, plusieurs critères décisionnels sont disponibles, et l'unicité de la composition en espèces des communautés pourrait en être un exemple. L'utilisation d'un critère plutôt qu'un autre peut mener à des résultats de conservation variables, et examiner la relation entre ces différents critères pourrait aider à démystifier leur utilité respective selon le contexte et les objectifs de conservation.

Mon projet vise donc à déterminer si l'unicité écologique de la composition en espèces des communautés végétales est un critère approprié pour déterminer les priorités de conservation dans les milieux humides lacustres. Dans le présent chapitre, je vais d'abord introduire l'importance de la planification de la conservation, avant de décrire certains des critères les plus couramment employés à cette fin. Par la suite, j'aborderai le concept d'unicité écologique, son utilité potentielle en guise de critère de conservation, ainsi que sa possible association avec certains des autres critères dont il aura été question précédemment. Finalement, je m'intéresserai à l'importance de conserver les milieux humides et à la manière dont ces écosystèmes pourraient aider à répondre aux questions de mon étude.

Priorités de conservation

L'intensification des activités humaines et leurs impacts grandissants sur les milieux naturels demandent la mise en application de mesures visant à en préserver l'intégrité. L'étalement urbain, les activités d'extraction et d'exploitation des ressources et l'introduction d'espèces exotiques envahissantes sont devenus des pressions importantes sur la survie des espèces et de leurs populations dans les milieux naturels affectés (Goudie, 2018). Cette destruction et altération des écosystèmes sont parmi les causes de la « crise de la biodiversité » à laquelle nous faisons présentement face. En effet, les taux actuels d'extinction d'espèces sont de 1000 à 10 000 fois plus

élevés que les taux de base prédits par les registres fossiles (Singh, 2002; Pimm et al., 2014). Pourtant, la présence d'une diversité d'espèces apporte aux êtres humains des bénéfices économiques directs, ainsi qu'une vaste gamme de services, en plus de jouer un rôle important dans la modulation des fonctions et de la stabilité des écosystèmes (Singh, 2002; Díaz, et al. 2006; Cardinale et al., 2012). Ceci illustre la nécessité de préserver les espèces et l'intégrité des milieux naturels qui les abritent.

La création d'aires protégées est une méthode pouvant contribuer à l'atteinte de cet objectif. Bien que cette solution ne soit pas suffisante en elle-même (Boyd et al., 2008), elle contribue grandement à la préservation de la biodiversité et à la diminution des risques d'extinction (Singh, 2002; Joppa et al., 2008; Pimm et al., 2014; Rodrigues et al., 2014; Watson et al., 2014). En effet, la principale menace à la survie des espèces est la destruction de leur habitat, et l'établissement d'aires protégées permettrait de réduire ce taux de perte (Joppa et al., 2008; Butchart et al., 2012). Par exemple, Geldmann et al. (2013) ont montré, grâce à une méta-analyse sur le sujet, que les aires protégées subissaient des taux de perte d'habitat plus faibles que les zones non protégées, ainsi qu'en majorité un plus faible taux de déclin des populations qu'elles contiennent. De plus, cette protection *in situ* des espèces dans leurs milieux naturels assure la protection des processus écosystémiques qui s'y déroulent et des services écologiques qu'ils fournissent (Watson et al., 2014; Stolton et al., 2015).

Malgré l'importance d'établir des aires protégées, les ressources qui sont allouées à la conservation sont limitées, ce qui empêche la préservation de l'ensemble des milieux naturels. Il est donc nécessaire de sélectionner les zones où les efforts de conservation seront investis en priorité de façon optimale dans le but de maximiser les bénéfices et retours de l'investissement (Brooks et al., 2006). Ceci s'insère dans le concept de planification systématique de la conservation, où les sites à préserver ne sont pas choisis aléatoirement ou simplement parce qu'ils sont disponibles, mais plutôt selon un ensemble de critères qui visent à maximiser l'apport desdits sites à la conservation de la diversité d'une région (Margules et Pressey, 2000). Plusieurs critères et concepts existent pour estimer la valeur de conservation des milieux naturels et aider au choix de la localisation des aires protégées (p.ex., Brooks et al., 2006; Kukkala et Moilanen, 2013). Certains seront décrits dans la présente section, et leurs avantages et inconvénients respectifs seront abordés.

Méthode des « points chauds » de biodiversité

La biodiversité n'est pas distribuée uniformément dans le paysage (Gaston, 2000; Baillie et al., 2004). Protéger des sites de façon aléatoire ne permet donc pas nécessairement une bonne représentation des espèces, et tous les milieux naturels n'ont pas une valeur de conservation équivalente. De ce fait, un objectif de conservation courant est celui de la maximisation du nombre d'espèces préservées, qui peut être atteint en sélectionnant les milieux naturels où elles sont concentrées, autrement appelés les « points chauds » de biodiversité. Le terme point chaud a été introduit par Myers (1988) et désignait à l'origine des zones à haut degré de risque et à fort endémisme, mais sa signification a évolué et le terme peut maintenant désigner des sites riches ou abritant de grands nombres d'espèces rares, menacées ou endémiques (Reid, 1998).

Points chauds de richesse spécifique

La conservation des zones ayant la plus grande richesse spécifique a souvent été privilégiée (Fleishman et al., 2006; Pimm et al., 2014), suivant la logique selon laquelle seules de petites portions de territoire sont nécessaires pour préserver un grand nombre d'espèces (Gaston, 2000; Myers et al., 2000). Toutefois, il est insuffisant de se fier uniquement à ce critère (Kareiva et Marvier, 2003); connaître le nombre d'espèces présentes dans un milieu naturel n'apporte aucune information sur l'identité des espèces, leur abondance ou leur rôle fonctionnel dans l'écosystème (Fleishman et al., 2006). De plus, un site ayant une grande richesse ne possède pas intrinsèquement une plus grande valeur qu'un autre qui serait plus pauvre (Kareiva et Marvier, 2003). Par exemple, les écosystèmes abritant naturellement peu d'espèces, tels que les milieux humides, les steppes ou les régions arctiques, sont systématiquement négligés lorsqu'on considère uniquement la richesse spécifique en guise de déterminant de l'intérêt de conservation d'un site (Kareiva et Marvier, 2003). Pourtant, ces écosystèmes peuvent avoir une grande importance lorsqu'on considère d'autres critères, dont les aspects culturels ou spirituels ou les fonctions écosystémiques et services écologiques (Kareiva et Marvier, 2003). En considérant uniquement la richesse spécifique, on risque ainsi de négliger et de perdre ces écosystèmes importants.

Enfin, les sites de grande richesse tendent à avoir une composition en espèces semblable, et sont souvent dominés par des espèces communes (Reid, 1998; Abellán et al., 2005). En effet, un milieu naturel abritant un grand nombre d'espèces a une probabilité accrue de partager des espèces avec d'autres sites (p.ex., Maloufi et al., 2016). Ce faisant, ces sites englobent souvent une plus petite

proportion de la diversité régionale totale et diminuent l'efficacité des efforts de conservation par la redondance de leur composition en espèces (Gaston, 1996; Abellán et al., 2005).

Points chauds d'espèces à distribution restreinte

Une autre approche répandue consiste à évaluer la valeur de conservation des sites selon leur concentration en espèces à distribution restreinte, ce qui englobe à la fois les espèces rares, les espèces endémiques, ainsi que les espèces menacées. En effet, ces espèces sont souvent caractérisées par des petites populations isolées, ce qui les rend particulièrement vulnérables à la stochasticité démographique et environnementale (Lawton, 1995; Gaston, 1998). Elles sont donc sujettes à des risques accrus d'extinction, qui peuvent être exacerbés par la perte de leur habitat. En effet, les espèces endémiques sont des espèces confinées à un emplacement géographique précis. Elles seraient donc fortement adaptées aux conditions spécifiques qui y prévalent. Ce faisant, la moindre dégradation de leur habitat pourrait constituer une menace importante à leur survie (Gaston, 1998; Burlakova et al., 2011), d'où l'intérêt de préserver l'intégrité des sites qui les contiennent (Myers et al., 2000; Lamoreux et al., 2006; Hettiarachchi et Wijesundara, 2017). Suivant la même logique, Ceballos et al. (1998) suggèrent que la priorité de conservation devrait d'abord être accordée aux aires de forte concentration en espèces menacées. Protéger leur habitat permettrait de réduire les menaces qui pèsent sur elles et aiderait à assurer leur persistance dans une région. Enfin, il paraît également primordial de conserver les points chauds d'espèces rares, car elles seraient aussi vulnérables aux perturbations et pertes d'habitat (Gaston, 1998; Villalobos et al., 2013). Par ailleurs, les espèces à distribution restreinte sont des composantes critiques de la structure d'une communauté, et leur perte peut ultimement mener à son homogénéisation avec les communautés environnantes, et à sa simplification (Burlakova et al., 2011). Ainsi, la présence de ces espèces peu répandues dans un site le rendrait irremplaçable, puisque les espèces qui ne se retrouvent pas ailleurs seraient perdues si le site était détruit.

Méthode par complémentarité

Bien que la redondance dans la composition en espèces d'un réseau de sites protégés puisse agir à titre de copie de sécurité, il existe une méthode alternative qui vise plutôt à représenter l'entière des espèces d'une région au moins une fois : il s'agit de la méthode par complémentarité (Margules et al., 1988; Vane-Wright et al., 1991). Les milieux naturels sont choisis un à un de manière itérative, de sorte que chaque site ajouté est constitué d'espèces autrement non représentées parmi

les milieux naturels précédemment sélectionnés (Vane-Wright et al., 1991; Pressey et al., 1993). Les sites ainsi sélectionnés ont une composition en espèces complémentaire entre eux, ce qui permet de protéger une plus grande richesse spécifique combinée, même si les sites individuels sont souvent plus pauvres (Williams et al., 1996; Abellán et al., 2005).

Cette méthode de complémentarité a été plus fructueuse en comparaison avec la méthode par points chauds dans bon nombre d'études, notamment en permettant de protéger un plus grand nombre d'espèces, et ce, à l'intérieur d'un plus petit nombre de sites et avec moins de redondance (Pressey et Nicholls, 1989; Williams et al., 1996; Kati et al., 2004; Abellán et al., 2005; 2007; Fox et Beckley, 2005; Daru et al., 2015). Par exemple, dans leur étude, Daru et al. (2015) ont observé que les sites sélectionnés en utilisant la méthode par complémentarité englobaient des espèces rares qui avaient été négligées par la méthode des points chauds, ce qui permettait de maximiser le nombre d'espèces protégées. De façon similaire, Williams et al. (1996) ont obtenu que la méthode par complémentarité permettait de représenter toutes les espèces au moins une fois à l'intérieur d'une plus petite superficie que ce que permettait la méthode par points chauds.

Attributs spatiaux

Les lignes directrices générales pour l'établissement d'aires protégées font souvent référence aux attributs spatiaux des sites, notamment leur superficie et leur distribution spatiale (Diamond, 1975). Selon les théories des métacommunautés et de la biogéographie insulaire, ces attributs pourraient moduler la richesse spécifique des sites en affectant la persistance des populations et la dispersion (Figure 1.1 : MacArthur et Wilson, 1967; Hubbell, 2001). En effet, les sites de grande superficie devraient supporter plus d'espèces et des populations dotées d'un grand nombre d'individus, ce qui les rendrait moins vulnérables à la dérive écologique et à l'extinction locale (Shaffer, 1981; Pimm et al., 1988; Welter-Schultes et Williams, 1999; Löfgren et Jerling, 2002; Krauss et al., 2003). D'autre part, une grande proximité, c'est-à-dire de petites distances géographiques entre les sites, devrait accroître les taux de dispersion, et donc d'immigration (p.ex., Miyazono et Taylor, 2013). Le même phénomène est vrai pour les sites de grande superficie, puisqu'ils ont une plus grande chance d'intercepter des propagules (p.ex., Lomolino, 1990; Löfgren et Jerling, 2002; Krauss et al., 2003). Ces processus sont centraux dans le maintien de la viabilité des populations et donc de la biodiversité, puisqu'un plus grand nombre de propagules arrivantes favorise le renforcement des populations en cas de déclin local (Brown et Kodric-

Brown, 1977; Hufbauer et al., 2015). Mis à part ces effets potentiels de la superficie et de la proximité sur la richesse spécifique, les dynamiques de dispersion que ces paramètres engendrent peuvent aussi jouer un rôle dans la détermination de la composition en espèces des sites, ce qui peut affecter leur valeur de conservation. Par exemple, la composition en espèces des sites devient de moins en moins similaire avec une augmentation de la distance géographique entre ceux-ci (Nekola et White, 1999; Condit et al., 2002; Tuomisto et al., 2003; Gilbert et Lechowicz, 2004). En effet, la distance accroît les limites à la dispersion, ce qui favorise le remplacement des espèces rares et maximise la diversité bêta et la complémentarité entre les sites (Deane et al., 2017). Au contraire, les communautés fortement connectées subissent une homogénéisation de leur composition en espèces due à la dispersion accrue, les rendant davantage redondantes et dominées par des espèces communes (Deane et al., 2017). En somme, prendre en considération la taille et l'arrangement spatial des sites pourrait être critique pour la planification des aires protégées en affectant les espèces qu'elles contiennent et leur survie.

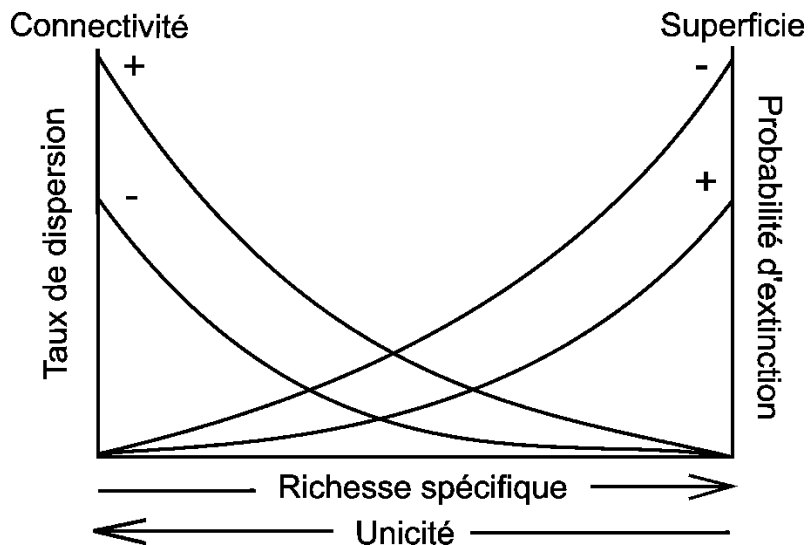


Figure 1.1. La connectivité et la superficie affectent les dynamiques des populations et des communautés à travers le taux de dispersion et la probabilité d'extinction, ce qui à son tour module la relation entre la richesse spécifique et l'unicité écologique. Adaptée de MacArthur et Wilson (1967)

Cependant, peu d'évidence empirique supporte le bienfondé de ces lignes directrices originellement basées sur la théorie de la biogéographie insulaire (Fahrig, 2019; Wintle et al., 2019). Effectivement, il semble que l'influence des attributs spatiaux des aires protégées sur la persistance des populations et la richesse spécifique ne soit pas aussi importante que ce que la théorie prédit lorsque confrontée aux études empiriques (Fahrig, 2019). D'ailleurs, le débat « single large or several small » (SLOSS) s'est penché sur la question en voulant déterminer s'il valait mieux protéger un grand site continu, ou plusieurs petits sites. En général, les études ont montré que la taille et l'isolement des sites avaient peu d'effets sur la richesse spécifique et que, lorsqu'il y avait un effet, plusieurs petits sites isolés favorisaient une plus grande richesse (Quinn et Harrison, 1988; Fahrig, 2017). En effet, les petits milieux naturels sont cruciaux pour maintenir la biodiversité régionale, notamment en augmentant les possibilités de dispersion (Semlitsch et Bodie, 1998). La perte de ces petits sites réduirait le nombre et la densité d'individus se dispersant en augmentant les distances de dispersion entre les sites, en plus d'avoir un effet négatif sur la rescousse en réduisant l'apport de propagules à partir des sites source vers les sites puits (Semlitsch et al., 1998). D'autres études suggèrent qu'un ensemble de petits sites isolés engloberait une plus grande proportion de la richesse totale d'une région (p.ex., Rösch et al., 2015). Ils contiendraient effectivement une biodiversité unique qui n'est pas bien représentée dans les réserves plus grandes et contigües (Wintle et al., 2019). Enfin, les petits sites seraient également cruciaux pour la protection d'espèces rares et menacées (Richardson et al., 2015). Pour toutes ces raisons, il est donc suggéré de ne pas viser à uniquement maximiser la taille ou la proximité géographique des sites à protéger.

Qualité floristique

Certaines mesures qui sont spécifiques à un écosystème ou un taxon donné peuvent aussi aider à déterminer les zones cibles pour la conservation. Un exemple est le Floristic Quality Assessment (FQA : Swink et Wilhelm, 1979), initialement élaboré pour la région de Chicago. Cette méthode comprend plusieurs indices basés sur la flore et la préférence des espèces pour des habitats spécifiques. Le FQA peut être notamment utilisé pour évaluer l'intégrité écologique et l'aspect naturel d'un milieu humide (Wilhelm et Ladd, 1988; Wilhelm, 1992). Par conséquent, il renseigne sur sa valeur de conservation potentielle.

Un des indices du FQA est le coefficient de conservatisme moyen (C moyen). Celui-ci est obtenu en calculant la moyenne des coefficients de conservatisme de l'ensemble des espèces végétales présentes dans un milieu donné (Swink et Wilhelm, 1979). Le coefficient de conservatisme peut prendre une valeur entre 0 et 10 (Tableau 1.1) et représente le degré de fidélité des espèces pour des habitats aux conditions particulières et non altérées (Wilhelm et Ladd, 1988). Une valeur de 0 est attribuée aux espèces ubiquitaires qui persistent sous une grande gamme de conditions, y compris en présence de perturbations, alors qu'une valeur de 10 indique des espèces conservatrices qui démontrent un très haut degré de fidélité pour des habitats particuliers et non altérés (Herman et al., 1997; Taft et al., 1997). Certains auteurs suggèrent que les espèces exotiques se voient attribuer une valeur de coefficient de conservatisme de zéro par défaut puisque leur seule présence dans une communauté est signe de perturbation (Cohen et al., 2004; Bourdaghs et al., 2006; Miller et Wardrop, 2006). Selon Swink et Wilhelm (1979), un milieu humide ayant un C moyen supérieur à 3.5 devrait avoir conservé une partie de son état originel tandis qu'un site dont le C moyen est supérieur à 4.5 est considéré comme étant de grande qualité. Si un tel site venait à être modifié ou même détruit, les espèces ne pourraient y subsister ni se relocaliser aisément et risqueraient l'extinction locale (Wilhelm et Ladd, 1988). Dans le même ordre d'idées, le C moyen est aussi utilisé en guise d'indicateur écologique et prédicteur de l'intégrité écologique des milieux humides (Francis et Austen, 2000; Lopez et Fennessy, 2002; Cohen et al., 2004; Bourdaghs et al., 2006; Taft et al., 2006; Miller et Wardrop, 2006). Par exemple, Lopez et Fennessy (2002) ont trouvé une plus grande présence d'espèces ayant un faible coefficient de conservatisme dans les sites les plus fortement perturbés parmi les 20 milieux humides qu'ils ont étudiés en Ohio, aux États-Unis. De plus, dans l'étude de Taft et al. (2006), le C moyen était un des indices permettant le mieux de distinguer les différents niveaux d'intégrité de l'habitat dans les prairies d'herbes hautes en Illinois. Préserver des habitats intacts est important en conservation puisqu'ils font souvent face à peu de menaces, ce qui favorise la survie et persistance des espèces qui les colonisent et assure que les processus naturels qui s'y déroulent soient maintenus (Margules et Pressey, 2000; Reyers et al., 2002).

Tableau 1.1. Coefficient de conservatisme des espèces

| C. de conservatisme | Description |
|----------------------------|---|
| 0 | Espèces exotiques ou ubiquitaires présentes sous une grande gamme de conditions environnementales et de perturbation. |
| 1-3 | Espèces communes trouvées dans une variété de communautés, incluant des sites perturbés. |
| 4-6 | Espèces typiquement associées à une communauté végétale stable spécifique, mais qui peuvent persister malgré quelques perturbations. |
| 7-9 | Espèces ayant une gamme de tolérance écologique étroite et associées à des communautés végétales dans un stade successional avancé ou ayant subi uniquement des perturbations mineures. |
| 10 | Espèces typiques de conditions stables et qui démontrent un très haut degré de fidélité à une gamme étroite de paramètres biotiques et abiotiques. |

Une autre composante du FQA est le *wetness index*, qui représente l’affinité moyenne des espèces présentes dans un milieu naturel pour des conditions hydriques de milieu humide (Wilhelm, 1992; Herman et al., 1997; 2001). Le *wetness index* d’une communauté est calculé en faisant une moyenne des coefficients d’humidité de l’ensemble des espèces qui s’y trouvent. Le coefficient d’humidité, dérivé du statut hydrique des espèces (probabilité qu’une espèce se retrouve en milieu humide : Reed, 1988), varie entre -5 pour les espèces obligées des milieux humides et +5 pour les espèces terrestres (Tableau 2). Des valeurs de *wetness index* négatives indiquent donc une prédominance d’espèces de milieux humides, tandis que les valeurs positives indiquent une prédominance d’espèces terrestres. En tant qu’évaluation de la végétation des milieux humides, un *wetness index* fortement négatif pourrait indiquer un milieu humide plus intact, puisque la végétation originale demeure relativement intouchée (Wilhelm, 1992). De plus, un milieu humide au *wetness index* fortement négatif n’a probablement pas subi d’altérations qui auraient pu permettre l’introduction ou la colonisation par des espèces en provenance des milieux terrestres adjacents, et est donc de plus grande qualité et intégrité (Herman et al., 1997).

Les espèces obligées des milieux humides et les espèces très conservatrices sont des espèces spécialistes. Elles sont donc typiquement adaptées à une gamme restreinte de conditions (Brown, 1995; McKinney, 1997; Boulangeat et al., 2012), ce qui leur confère souvent une distribution

restreinte et les rend particulièrement vulnérables à l’extinction dans l’éventualité d’une perte ou dégradation de leur habitat (Brown, 1995; McKinney, 1997; Walker et Preston, 2006; Pino et al., 2008; Slatyer et al., 2013). Prioriser la présence de ces espèces dans les zones à conserver permet non seulement d’assurer leur survie et leur persistance dans la région, mais assure également le maintien de leur habitat particulier. Pour ces raisons, sélectionner les sites possédant les plus grandes valeurs de C moyen et les valeurs les plus négatives de *wetness index* peut être une bonne stratégie de conservation.

Tableau 1.2. Correspondance entre le statut hydrique des espèces végétales et le coefficient d’humidité utilisé pour le calcul du *wetness index*

| C. d’humidité | Statut hydrique | Catégorie | Description |
|---------------|-----------------|---------------------------------|--|
| -5 | OBL | Obligée des milieux humides | Presque toujours retrouvée en milieu humide (>99%) |
| -3 | FACW | Facultative des milieux humides | Retrouvée surtout en milieu humide, mais peut être observée en milieu terrestre (67-99%) |
| 0 | FAC | Facultative | Retrouvée autant en milieu humide qu’en milieu terrestre (34-66%) |
| 3 | FACU | Facultative terrestre | Retrouvée surtout en milieu terrestre, mais peut être retrouvée en milieu humide (1-33%) |
| 5 | UPL | Obligée terrestre | Presque jamais retrouvée en milieu humide (<1%) |

Congruence entre les méthodes de sélection des sites pour la conservation

Les zones prioritaires obtenues par différentes méthodes sont parfois congruentes entre elles (Abellán et al., 2005; Lamoreux et al., 2006; Traba et al., 2007). Il s’agit du scénario idéal, suggérant qu’elles seraient interchangeable (Prendergast et al., 1993; Gaston, 1996; Orme et al., 2005). Cependant, dans la majorité des cas, cette condition n’est pas respectée, surtout à fine échelle spatiale (Prendergast et al., 1993; Reid, 1998; Gjerde et al., 2004). En effet, un grand nombre d’études ont montré que les points chauds de richesse spécifique, d’espèces à distribution restreinte et les assemblages complémentaires coïncident peu dans le paysage (Prendergast, 1993; Kershaw et al., 1995; Gaston, 1996; Williams et al., 1996; Ceballos et al., 1998; van Jaarsveld et al., 1998; Rey Benayas et de la Montaña, 2003; Fox et Beckley, 2005; Orme et al., 2005; Stohlgren

et al., 2005; Ceballos et Ehrlich, 2006; Davies et Cadotte, 2011; Feng et al., 2012; Daru et al., 2015; Niskanen et al., 2017). Par ailleurs, plusieurs autres études ont montré que les espèces rares, endémiques et menacées étaient trouvées majoritairement à l'extérieur des aires riches en espèces (Prendergast et al., 1993; Williams et al., 1996; Lamoreux et al., 2006; Villalobos et al., 2013). Par exemple, Ceballos et Ehrlich (2006) ont montré que seulement 1% des zones et 16% des espèces étaient communes aux trois types de points chauds de mammifères (richesse, espèces endémiques, espèces menacées). Similairement, dans leur étude menée sur les oiseaux en Grande Bretagne, Williams et al. (1996) ont observé que les points chauds de richesse étaient surtout situés dans le sud et le centre du pays, alors que ceux d'espèces rares formaient deux amas au nord et au sud, et que les aires complémentaires étaient dispersées équitablement dans toutes les régions du pays. Cette incongruence pourrait être expliquée par le fait que les déterminants de ces différents critères ne sont pas les mêmes. Par exemple, dans l'étude de Niskanen et al. (2017), le climat était le principal déterminant de la richesse spécifique, alors que la présence d'espèces menacées et à distribution restreintes étaient d'avantage modulée par les paramètres topo-édaphiques. De façon similaire, dans l'étude d'Orme et al. (2005), différents mécanismes étaient responsables des patrons géographiques montrés par chacun des critères. En effet, ce serait leur réponse contrastée face aux conditions environnementales qui causerait la faible congruence entre les différents critères de conservation.

Les attributs spatiaux des aires protégées peuvent également affecter la valeur que prennent les autres critères de conservation. Par exemple, une petite taille et une distance importante entre les sites sont associées à une faible richesse spécifique, notamment en réduisant les possibilités de colonisation et la survie des populations (Lomolino, 1990; Krauss et al., 2001; Miyazono et Taylor, 2013). Aussi, en minimisant la dispersion, une grande distance géographique favorise un plus grand remplacement des espèces rares dans la région (Deane et al., 2017). De la même manière, les sites plus éloignés les uns des autres tendent à avoir une composition en espèces différente (Nekola et White, 1999). Ceci implique qu'un moins grand nombre de sites sont requis pour englober l'ensemble des espèces présentes dans le pool régional. Au contraire, des sites hautement connectés sont davantage similaires et dominés par des espèces communes (Deane et al., 2017), donc il y a de la redondance et chaque site additionnel apporte un moins grand nombre de nouvelles espèces (non représentées) au réseau d'aires protégées. Dans ce scénario, il faudra protéger un plus

grand nombre de sites pour atteindre les objectifs de la méthode par complémentarité (Margules et al., 1988; Vane-Wright et al., 1991).

Ainsi, chacune des méthodes peut avoir une utilité différente en guise d'outils de conservation (Orme et al., 2005). Ce qui est protégé par une méthode n'est pas nécessairement protégé par d'autres (Bonn et Gaston, 2005), et il y a souvent un compromis à faire entre la protection de sites sur la base de différents critères, comme entre protéger des sites d'une grande richesse taxonomique, et d'autres abritant des espèces à distribution restreinte. Utiliser une ou l'autre des méthodes donnera des résultats différents, d'où l'intérêt de choisir avec soin celle qui convient au contexte et à l'objectif de conservation.

L'unicité écologique

L'unicité écologique est aussi un critère de conservation qui est de plus en plus mis de l'avant (p.ex., Deane et al., 2017; Heino et Grönroos, 2017; Niskanen et al., 2017; Vilmi et al., 2017). L'unicité peut être définie comme étant une mesure du degré de différenciation d'un assemblage d'espèces comparativement aux autres assemblages dans une métacommunauté (Legendre et De Cáceres, 2013). Plus un site a une composition en espèces différente et contrastante par rapport à ceux aux alentours, plus il est unique. Sélectionner un ensemble de sites qui sont très uniques en ce qui a trait à leur composition en espèces pourrait être rentable au niveau de l'investissement en conservation.

Comment mesurer l'unicité?

Il existe plusieurs méthodes pour mesurer le degré d'unicité de la composition en espèces d'une communauté. Par exemple, Stohlgren et al. (2005) l'ont calculée en divisant la fréquence relative moyenne de chaque espèce dans un site par la richesse totale du site. Pour leur part, Burlakova et al. (2011) l'ont estimée en mesurant l'indice de similarité Bray-Curtis moyen pour chaque site, avant de déterminer les différences entre les communautés par analyse de similarités (ANOSIM) à partir de cet indice. D'autres indices permettent de comparer la forme de la distribution d'abondance des espèces entre différents sites (Maurer et McGill, 2011), ce qui permet d'identifier les communautés marginales. Un de ceux-ci est le coefficient de variation de la distribution d'abondance des espèces dans un site, qui se traduit généralement par la présence d'un grand nombre d'espèces rares. Enfin, une méthode plus récente est celle du partitionnement de la

diversité bêta totale en ses différentes composantes. Une de ces composantes, la contribution locale à la diversité bêta (LCBD : Legendre et De Cáceres, 2013), représente le degré d'unicité d'un site selon sa composition en espèces. Une valeur de LCBD élevée indique ainsi une contribution à la diversité bêta d'un site supérieure à la moyenne. Cette dernière méthode a été très peu employée pour caractériser les communautés végétales; les études en ayant fait usage jusqu'à maintenant se sont surtout penchées sur le plancton (p. ex. Mimouni et al., 2015; Vilmi et al., 2017) et les macroinvertébrés aquatiques (p. ex. Tonkin et al., 2016; Heino et al., 2017; Heino et Grönroos, 2017; Sor et al., 2018).

Pertinence en conservation

L'unicité d'un site, reflétée par sa composition en espèces fortement différente de celle des autres sites, mérite d'être considérée en tant que critère de conservation. D'abord, les sites uniques ont par définition une composition en espèces complémentaire entre eux, ce qui favorise une importante diversité bêta (Legendre et De Cáceres, 2013). Ce faisant, leur protection pourrait permettre d'éviter une homogénéisation biotique, c'est-à-dire une augmentation des similarités entre les communautés d'une région (Olden et Rooney, 2006). En effet, la perte de ces sites uniques risquerait d'appauvrir la région d'espèces exclusives qui ne se retrouvent pas ailleurs, et pour cette raison ils peuvent être considérés comme étant irremplaçables (Pressey et al., 1994; Socolar et al., 2016). De plus, les assemblages d'espèces uniques sont souvent caractérisés et définis par la présence d'espèces rares, endémiques ou menacées (Burlakova et al., 2011; Niskanen et al., 2017; Vilmi et al., 2017). Au contraire, des sites qui abritent surtout des espèces communes sont redondants (Williams et al., 1996); la perte de l'un d'entre eux sera compensée par la présence des mêmes espèces ailleurs. Ceci confère aux sites uniques une grande valeur de conservation, malgré leur faible richesse spécifique potentielle (Mimouni et al., 2015; Qiao et al., 2015; Tonkin et al., 2016; Heino et al., 2017).

Cependant, bien que l'unicité puisse indiquer des conditions particulières ou une combinaison rare d'espèces avec une grande valeur de conservation, elle peut aussi indiquer des sites dégradés ou pauvres en espèces qui nécessiteraient d'être restaurés (Legendre et De Cáceres, 2013; Sor et al., 2018). Il y a effectivement plusieurs facteurs à considérer lorsqu'on choisit des ensembles de milieux naturels qui maximisent la diversité bêta. La diversité bêta d'une communauté peut soit augmenter ou diminuer lorsqu'on ajoute ou retire des espèces, dépendamment de l'identité de

l'espèce en question. Elle augmentera si des espèces indigènes communes deviennent rares, ou lorsque des espèces exotiques sont nouvellement introduites, et elle diminuera si des espèces rares s'éteignent ou si des espèces invasives s'étalent (Socolar et al., 2016). Ce faisant, une forte diversité bêta peut ne pas être avantageuse d'un point de vue de conservation si elle est associée à des sites ayant une composition en espèces fortement dégradée. Cette considération met de l'avant l'importance d'examiner la composition en espèces de sites qui contribuent fortement à la diversité bêta, et qui sont donc uniques, et d'observer si elle est associée à une forte valeur de conservation.

Congruence entre l'unicité et d'autres critères de conservation

Évaluer la congruence entre l'unicité et d'autres mesures de la valeur écologique pourrait aider à déterminer sa pertinence et son utilité en guise de critère de conservation. D'abord, bon nombre d'études ont obtenu une corrélation négative entre l'unicité et la richesse spécifique totale (Legendre and De Cáceres, 2013; da Silva and Hernandez, 2014; Mimouni et al., 2015; Qiao et al., 2015; Maloufi et al., 2016; Heino et al., 2017; Heino et Grönroos, 2017; Niskanen et al., 2017; Vilmi et al., 2017; Landeiro et al., 2018; Sor et al., 2018). Ceci peut être expliqué par le fait que les espèces rares, donc qui sont peu répandues et qui contribuent à l'unicité des sites qui les contiennent (Stohlgren et al., 2005; Burlakova et al., 2011; Villalobos et al., 2013; Qiao et al., 2015; Deane et al., 2017; Hettiarachchi et Wijesundara, 2017), sont souvent retrouvées à l'extérieur des sites riches en espèces (Prendergast et al., 1993; Gaston, 1996; Bonn et al., 2002; Orme et al., 2005; Ceballos et Ehrlich, 2006). En effet, les sites uniques ont souvent des différences locales dans leurs conditions abiotiques, et leurs conditions parfois extrêmes ou contrastantes peut permettre de supporter des espèces qui sont rares dans la région (Qiao et al., 2015; Deane et al., 2017). De plus, les sites riches en espèces sont souvent dotés d'une composition en espèce semblable, avec des espèces surtout communes et un chevauchement parfois considérable dans les espèces présentes (Reid, 1998; Abellán et al., 2005). Ceci contribue à les rendre moins uniques et ainsi redondants entre eux. Il semble donc y avoir un compromis entre la protection de sites riches en espèces, mais qui contiennent surtout des espèces communes et la protection de sites uniques qui abritent peu d'espèces, mais qui sont rares dans la région.

La présence d'espèces exotiques, quant à elle, peut réduire l'unicité des sites, bien que leur temps de résidence dans une région soit un facteur déterminant de leur effet (Lososová et al., 2012). L'établissement récent d'une nouvelle espèce peut tout d'abord causer une augmentation de la

diversité bêta (Trentanovi et al., 2013; Socolar et al., 2016) puisque les quelques sites dans lesquels elle sera initialement présente différeront des autres. Toutefois, au fur et à mesure que l'espèce étendra sa distribution et exclura des espèces indigènes, une réduction de l'unicité se produira, notamment à l'échelle locale (McKinney et Lockwood, 1999; Qian et Ricklefs, 2006; Socolar et al., 2016). Ceci illustre d'autant plus le fait qu'un ensemble de sites dégradés puissent avoir une forte diversité bêta, et donc la nécessité d'examiner la composition en espèces des sites uniques afin d'en déterminer la valeur de conservation selon le contexte.

L'unicité est aussi associée à la présence potentielle d'espèces spécialistes. En effet, ces espèces sont typiquement adaptées à une gamme restreinte de conditions (Brown, 1995; McKinney, 1997; Boulangeat et al., 2012), ce qui leur confère souvent une distribution restreinte (Brown, 1995; McKinney, 1997; Walker et Preston, 2006; Pino et al., 2008; Slatyer et al., 2013). Des exemples d'espèces spécialistes sont les espèces obligées des milieux humides et les espèces conservatrices, puisqu'il est peu probable qu'elles se retrouvent à l'extérieur de leur habitat de prédilection (Swink et Wilhelm, 1979; Wilhelm et Ladd, 1988; Wilhelm, 1992; Rooney et Rogers, 2002). Ainsi, puisque les sites uniques peuvent être caractérisés par des conditions écologiques peu communes (Legendre et De Cáceres, 2013; Legendre, 2014), ils peuvent tendre à abriter des espèces spécialisées. Au contraire, les espèces généralistes tendent à être communes et répandues, ce qui pourrait contribuer à une homogénéisation de la composition en espèces des communautés et donc à une diminution de leur unicité (McKinney et Lockwood, 1999; Naaf et Wulf, 2010). Dans leur étude, Naaf et Wulf (2010) ont obtenu que la propagation d'espèces capables de tolérer de larges gammes de pH et d'humidité, même si elles étaient des espèces indigènes, était la cause de l'homogénéisation biotique observée dans les forêts tempérées en Allemagne.

Finalement, les attributs spatiaux des sites, tels que leur superficie ou leur proximité, pourraient affecter leur unicité. En effet, la composition en espèces des communautés peut être déterminée par la dispersion des individus entre les parcelles d'une métacommunauté (Cottenie, 2005), et représenter un équilibre entre la colonisation et l'extinction (MacArthur et Wilson, 1967; Hubbell, 2001). La taille d'un site, en affectant la taille des populations qu'il contient, donc l'effet de la stochasticité et la dérive écologique sur celles-ci, influence les risques d'extinction, ainsi que la richesse spécifique, alors que la proximité entre les sites affecte la probabilité qu'ils soient colonisés (Figure 1.1 : MacArthur et Wilson, 1967). Ainsi, un site est de petite taille et isolé

spatialement, plus les limites à la dispersion devraient être importantes et les populations petites, donc plus la communauté devrait être unique (Nekola et White, 1999; Condit et al., 2002; dos Santos et al., 2015), contenir des espèces rares (Houlahan et al., 2006; Deane et al., 2017), avoir un remplacement réduit (Brown et Kodric-Brown, 1977), et avoir une faible richesse spécifique (MacArthur et Wilson, 1967). Ces patrons pourraient expliquer à leur tour la relation négative entre l'unicité d'une communauté et sa richesse en espèces dont il a été question précédemment.

En somme, l'unicité est sans contredit corrélée à d'autres mesures de la valeur de conservation, et ce, possiblement de manière variable. Ces relations pourraient indiquer soit une concordance entre les mesures, ou bien impliquer la présence de conflits et compromis (Stohlgren et al., 2005; Niskanen et al., 2017). Connaître comment l'unicité se compare aux autres mesures de la valeur de conservation pourrait aider à déterminer son utilité et sa fiabilité comme outil de conservation, dépendamment du contexte.

Les milieux humides : importance, enjeux et conservation

Les milieux humides sont définis comme étant des écosystèmes saturés d'eau ou inondés de manière permanente ou temporaire, et dont les conditions biotiques et abiotiques sont caractéristiques et principalement influencées par l'effet anoxique de l'eau (Keddy, 2010). Les milieux humides se développent en réponse au climat (précipitations, température, vent), à l'hydrologie (drainage externe et interne), à la chimie de l'eau et des sols, à la géomorphologie (relief, roche-mère) et à la biologie (faune et flore) (NWWG, 1997). Les milieux humides sont donc le produit de l'interaction entre ces différents facteurs, ce qui leur confère des caractéristiques qui permettent de les grouper en classes. Au Canada, les classes de milieux humides reconnues sont les tourbières, les marécages, les marais et les eaux peu profondes (NWWG, 1997). Le développement des milieux humides est dynamique, puisque les différents types de milieux humides peuvent évoluer vers d'autres types suivant la modification d'un ou plusieurs paramètres environnementaux.

Les milieux humides remplissent plusieurs fonctions et services écologiques qui bénéficient à la fois aux écosystèmes et aux humains (Barbier, 2011; Maltby et Acreman, 2011; Clarkson et al., 2013). Parmi ceux-ci, on note la régulation du cycle hydrologique (Bullock et Acreman, 2003), la stabilisation des sédiments et la protection des côtes (Gedan et al., 2011), la séquestration du

carbone (Keddy et al., 2009) et l'épuration des eaux (Yang et al., 2008; Keddy et al., 2009). Ils sont aussi considérés comme des habitats irremplaçables pour une grande diversité d'espèces animales et végétales (Keddy et al., 2009). L'ensemble de ces services écologiques est permis grâce à l'amalgame des conditions biotiques (p.ex., la composition en espèces végétales : Engelhardt et Ritchie, 2001) et abiotiques (p. ex., les conditions édaphiques anoxiques : Clarkson et al., 2013) qui caractérisent ce type d'écosystème. Les milieux humides abritent également des espèces hydrophytes qui sont fortement dépendantes de ces écosystèmes (Reed, 1988).

Les milieux humides peuvent aussi se distinguer en fonction de leur position dans le paysage (Cowardin et al., 1979). Par exemple, les milieux humides isolés sont ceux qui n'ont en apparence aucun lien avec le réseau hydrographique de surface. Il y a aussi les milieux riverains qui se situent en bordure des rivières ou autres cours d'eau, puis les milieux lacustres qui se trouvent en bordure des lacs. Ces derniers sont souvent des déterminants de la résilience du lac, donc de sa capacité à absorber une perturbation et maintenir ses caractéristiques d'origine (Carpenter et Cottingham, 1997). Ainsi, de nombreux milieux humides intacts en berge d'un lac contribuent à maintenir ses fonctions et à prévenir sa dégradation (Carpenter et Cottingham, 1997). Ils peuvent, par exemple, tamponner les apports soudains et trop importants en nutriments dans le lac en agissant en guise d'éponges (Carpenter et Cottingham, 1997).

Pour toutes ces raisons, les milieux humides sont d'une grande importance écologique. Néanmoins, ils sont aussi parmi les écosystèmes les plus affectés par les activités humaines, et ont d'ailleurs subi de forts taux de destruction au cours des dernières décennies (MEA, 2005; Zedler et Kercher, 2005; Davidson, 2014; Kingsford et al., 2016; Poulin et al., 2016). Par exemple, Poulin et al. (2016) ont montré que 56 681 ha de milieux humides ont été perturbés dans les basses terres du Saint-Laurent entre 1990 et 2011, ce qui représente environ 19% de leur étendue. En outre, une grande proportion des milieux humides restants sont dégradés, ce qui les empêche de remplir leurs rôles (Zedler et Kercher, 2005). Afin de contrer cette tendance, et considérant que leur restauration est laborieuse et que les dommages ne peuvent être complètement corrigés (Zedler et Kercher, 2005; Moreno-Mateos et al., 2012), il est nécessaire de gérer ces milieux dans une optique de prévention et de conservation.

De manière générale, les milieux humides sont des écosystèmes idéaux dans lesquels étudier des questions de recherche traitant de conservation, de biogéographie, de concepts d'écologie insulaire, et de dynamique des communautés. En effet, les milieux humides représentent des "îles" de communautés végétales circonscrites et discrètes qui sont isolées les unes des autres à travers une matrice inhospitalière. Ces écosystèmes diffèrent dans leurs conditions abiotiques, ce qui est traduit par une typologie variée. Cette particularité, en plus des variations en taille et en connectivité à travers le paysage, contribue à moduler la composition en espèces végétales présente dans les milieux humides.

Objectifs de l'étude

L'objectif principal de mon étude est de déterminer si l'unicité de la composition floristique est un critère approprié pour évaluer les priorités de conservation dans les milieux humides lacustres. Plus spécifiquement, j'évaluerai l'association entre l'unicité de la composition en espèces végétales et d'autres variables souvent utilisées pour déterminer la valeur de conservation des écosystèmes, telles que la richesse spécifique totale, la richesse en espèces à distribution restreinte (rares, à risque), le degré de spécialisation des espèces (coefficient de conservatisme moyen, *wetness index*), la pauvreté en espèces exotiques et les attributs spatiaux (la superficie et la distance entre les sites). Je considérerai que, s'il y a congruence entre l'unicité et les variables précédemment énumérées, alors elles pourront être substituées l'une pour l'autre, tandis qu'un conflit entre les variables indiquera la nécessité de faire des compromis.

Mon hypothèse est que l'unicité sera efficace pour cibler les ensembles de milieux humides à composition en espèces complémentaires et de haute valeur de conservation, bien que cela risque d'être fait au détriment d'autres paramètres. Ainsi, je suppose qu'il y aura nécessairement un compromis. Je prédis (1) une relation négative entre l'unicité écologique et la richesse spécifique, la superficie et la proximité, et entre l'unicité et la richesse en espèces exotiques, mais (2) une relation positive entre l'unicité et la proportion d'espèces à distribution restreinte et spécialisées.

Chapitre 2

Ecological Uniqueness of Plant Communities as a Conservation Criterion in Lake-Edge Wetlands

Raphaëlle Dubois^{1,2,3}, Stéphanie Pellerin^{1,2,3}, Raphaël Proulx^{3,4}

¹Institut de recherche en biologie végétale, Jardin botanique de Montréal et Université de Montréal, Montréal, Québec, Canada

²Centre de la science de la biodiversité du Québec, McGill University, Montréal, Québec, Canada

³Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie, Université de Montréal, Montréal, Québec, Canada

⁴Département des sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, Québec, Canada

Submitted to *Biological Conservation*

Abstract

Conservation biologists can use several criteria, such as species richness and incidence of range-restricted species, to prioritize allocation of conservation efforts and identify sites of high ecological value. Recently, ecological uniqueness has been proposed as an effective criterion because it allows the identification of species assemblages that are complementary and irreplaceable. This study aims to determine whether the ecological uniqueness of plant communities is an adequate criterion for assessing the conservation value of ecosystems. We used two large datasets of lake-edge wetlands located in southern Québec (Canada) to achieve this objective. We computed the local contribution to beta diversity (LCBD) as a measure of uniqueness and evaluated its relationship to more common conservation criteria (richness, rarity and specialization of species, as well as spatial attributes of sites) using Pearson correlations and independent effects. Uniqueness decreased with increasing plant species richness, suggesting a conservation trade-off, whereas it increased with the percentage of rare and disturbance-sensitive specialist species. Highly unique sites were mostly of high conservation value, although the overall integrity of the landscape affected the quality of sites singled out as unique. The species composition of unique sites should be examined closely to determine their conservation value and other criteria should be used in conjunction with uniqueness to identify which set of sites to protect in a given landscape.

Keywords Beta diversity; Floristic quality assessment (FQA); Local contribution to beta diversity (LCBD); Peatlands ; Rarity; Species richness

Introduction

In a context of limited available resources, conservation biologists must strategically prioritize the allocation of conservation efforts in order to maximize benefits. However, species and the potential threats to their survival are not evenly distributed across the landscape (Gaston, 2000; Baillie et al., 2004); natural areas do not all have equal value for conservation. Numerous criteria are available to help identify priority sites of higher ecological value but selecting natural areas for protection according to different criteria may influence conservation outcomes (Prendergast et al., 1993; Bonn et al., 2002; Orme et al., 2005; Ceballos and Ehrlich, 2006). Identifying which criteria impart a high conservation value to a natural area and assessing their congruence or conflict could thus help inform the optimal allocation of conservation resources (Brooks et al., 2006).

Species richness is one of the most common conservation criteria (see Gaston, 2000; Fleishman et al., 2006). It can be used to identify “biodiversity hotspots”, i.e. species-rich sites (Reid, 1998). However, species richness alone is often insufficient since it provides no information regarding species identity or functional role in an ecosystem (Fleishman et al., 2006). An alternative to the biodiversity hotspot approach is to identify “restricted-range hotspots”, which are sites that host high numbers of range-restricted species, such as rare, specialist, endemic or at-risk species (Reid 1998; Slatyer et al., 2013). Such species are often vulnerable to extinction (Bown, 1995; McKinney, 1997; Gaston, 1998; Walker and Preston, 2006). Protecting sites in which they thrive is therefore crucial to ensure their persistence in a region (e.g., Dobson et al., 1997; Myers et al., 2000; Bonn et al., 2002). However, several studies have shown that biodiversity and restricted-range hotspots are not congruent, and that, in fact, rare species often occur outside of species-rich areas (Prendergast et al., 1993; Williams et al., 1996; Orme et al., 2005; Stohlgren et al., 2005; Niskanen et al., 2017). Such a situation represents a conservation trade-off between a few range-restricted species and many potentially common species (Reid, 1998).

Spatial attributes of sites, such as size and proximity, can also determine their conservation value by modulating species dispersal, survival and richness (MacArthur and Wilson, 1967; Hubbell, 2001). Indeed, larger protected sites should support more abundant populations than smaller ones, all else being equal, making them less vulnerable to ecological drift and local extinction (Shaffer, 1981; Pimm et al., 1988). As a result, large sites should also contain more species (Welter-Schultes

and Williams, 1999; Löfgren and Jerling, 2002; Krauss et al., 2003). Additionally, small geographic distances between protected sites should increase dispersal and immigration rates (Miyazono and Taylor, 2013). The same is true for larger sites because they have a greater chance of intercepting propagules (Lomolino, 1990; Löfgren and Jerling, 2002; Krauss et al., 2003). These processes play a central role in maintaining population viability and biodiversity, as a higher number of incoming propagules favors a rescue effect in the event of a local population decline (Brown and Kodric-Brown, 1977; Hufbauer et al. 2015). Besides modulating richness, dispersal dynamics, controlled by proximity and size, also play a role in determining the species composition of sites. Indeed, similarity in community composition declines with increasing geographic distance among sites (Nekola and White, 1999; Condit et al. 2002; Tuomisto et al. 2003; Gilbert et Lechowicz 2004). Distance causes greater limits to dispersal, which increase spatial turnover of rare species, beta diversity and complementarity (Deane et al., 2017). On the contrary, well-connected communities experience homogenization of their species composition, which becomes mostly comprised of common species (Deane et al., 2017). Consequently, taking the size and spatial arrangement of sites into account could help planning for protected areas (Diamond, 1975), despite ongoing criticism from some experts (e.g., Fahrig, 2019).

Ecological uniqueness is a criterion recently proposed to single out sites that have a distinct and complementary species composition, and that thereby contribute to beta diversity (Legendre and De Cáceres, 2013). An increasing number of studies suggest using this approach to prioritize sites for conservation (e.g., Deane et al., 2017; Heino and Grönroos, 2017; Niskanen et al., 2017; Vilmi et al., 2017), as it can target exceptional assemblages with a rare combination of species. However, high ecological uniqueness could also indicate degraded or species-poor sites in need of ecological restoration (Legendre and De Cáceres, 2013). Correlations between uniqueness and other conservation criteria could therefore either indicate congruence or conflict (Stohlgren et al., 2005; Niskanen et al., 2017). Untangling how ecological uniqueness compares to other conservation criteria could help determine its reliability and usefulness.

Several studies have found that uniqueness and species richness were negatively correlated (Legendre and De Cáceres, 2013; Maloufi et al., 2016; Heino and Grönroos, 2017; Niskanen et al., 2017; Landeiro et al., 2018), while others have observed that the presence of rare species

contributed to the creation of unique species assemblages (Stohlgren et al. 2005; Burlavoka et al. 2011; Villalobos et al. 2013; Qiao et al. 2015). Since unique sites are often associated with atypical abiotic conditions, they might favor the presence of specialist species. Conversely, the presence of widespread generalist and exotic species may contribute to decreasing site uniqueness through biotic homogenization (McKinney and Lockwood, 1999; Qian and Ricklefs, 2006; Naaf and Wulf, 2010). Finally, large area and proximity both promote enhanced dispersal between sites (MacArthur and Wilson 1967) and low ecological uniqueness resulting from the subsequent homogenization of species composition (Steinitz et al. 2006; Deane et al. 2017). Although we have a general idea of the possible congruence or conflict between most criteria and ecological uniqueness, the implications for the suitability of uniqueness as a conservation criterion remain unclear.

Lake-edge wetland plant communities represent discrete “islands” isolated from one another throughout an inhospitable terrestrial and aquatic matrix, i.e. they are distinct from their surroundings where wetland-specific vegetation is unlikely to be present. Wetland abiotic conditions, size and degree of connectivity across the landscape all vary, which modulates their species composition. These characteristics are ideal for comparing conservation criteria and assessing potential congruence and conflict. Moreover, these ecosystems have a high intrinsic conservation value, as they fulfill a wide range of key functions and services (Barbier, 2011; Maltby and Acreman, 2011; Clarkson et al., 2013). Wetlands are also greatly affected by human activities, and since very few of them remain untouched (MEA, 2005; Zedler and Kercher, 2005; Davidson, 2014), they are important conservation targets.

In this study, we aimed to determine whether plant composition uniqueness is a suitable criterion for assessing conservation priorities in two large datasets of lake-edge wetlands. More specifically, we evaluated the association between plant composition uniqueness and other criteria often used to determine the conservation value of ecosystems, such as total species richness, rare and at-risk species richness, degree of species specialization, absence of exotic species and spatial attributes. If uniqueness is congruent with these criteria, they may be substituted for one another, whereas conflict between the variables would indicate the existence of trade-offs. We hypothesized that uniqueness would effectively target a complementarity of species with high conservation value in

lake-edge wetlands, although this might come at the expense of other parameters. We predicted a negative relationship between ecological uniqueness and species richness, wetland area and proximity, and between uniqueness and the presence of exotic species, but a positive relationship between uniqueness and the presence of rare, at-risk and specialist species.

Methods

Study area

The study was conducted in the lake-edge wetlands of Lake Papineau (Fig. 2.1), a 12.9 km² lake (11.2 km length; 3.5 km width; 90 m maximum depth) located in the Laurentian Plateau, in southwestern Québec, Canada. Lake Papineau receives its water from nearby lakes which lie at a higher altitude and discharges into the Salmon River, which flows southward into the Ottawa River. The average annual drawdown at the lake outlet is about 90 cm.

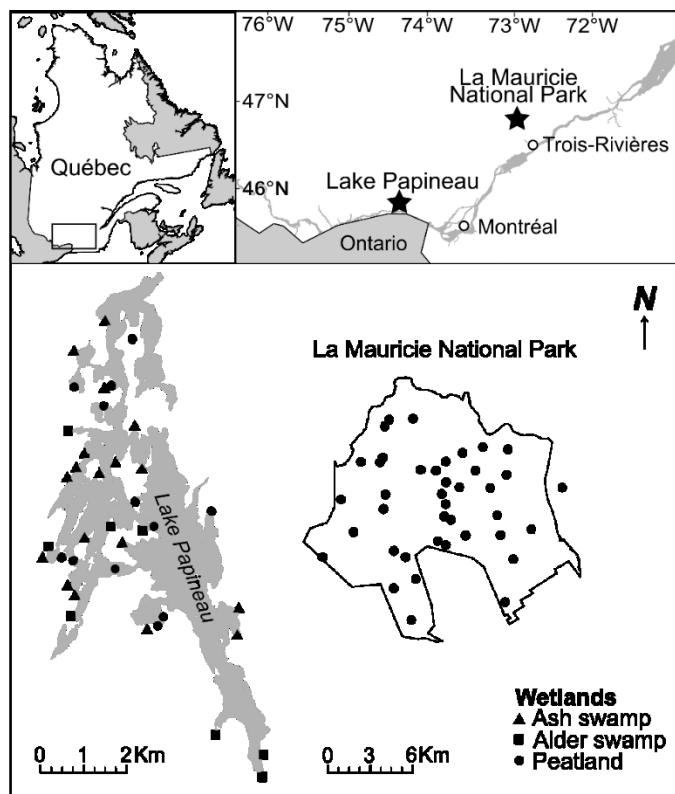


Figure 2.1. Location and typology of the 38 sampled wetlands on the shores of Lake Papineau, and the 40 peatlands sampled in La Mauricie National Park, Québec (Canada)

Site selection and vegetation sampling

Based on a visual interpretation of the topographic, hydrologic and floristic characteristics of the wetlands surrounding Lake Papineau, we distinguished three different wetland types: ash-dominated swamps, alder-dominated swamps, and peatlands. Ash-dominated swamps (hereafter referred to as ash swamps) had a tree cover of at least 30 %, predominantly composed of *Fraxinus nigra*, and were found at the base of a slope or in a depression. Alder-dominated swamps (hereafter alder swamps) were characterized by a high density of *Alnus incana* subsp. *rugosa* shrubs and their hydrology was often influenced by proximity to tributaries and beaver dams. Finally, peatlands were dominated by short ericaceous shrubs and *Sphagnum* mosses. A complete linkage clustering analysis performed on a Hellinger distance matrix of site x species data confirmed the validity of the wetland typology used (Appendix 1). We surveyed all alder swamps and peatlands located around Lake Papineau ($n = 8$ and $n = 12$, respectively) as well as a subsample of ash swamps ($n = 18$) distributed somewhat uniformly around the lake (Fig. 2.1). We delineated all selected wetlands in the field using a GPS. They ranged from 0.14 ha to 11.95 ha in size, with an average of 1.79 ha (Appendix 2).

To account for the phenological differences between plant species, we performed two vegetation surveys per wetland during the summer of 2018, the first between June 5 and 22 and the second between July 30 and August 24. In both surveys, we sampled the presence-absence of all herbaceous species and ligneous species (height < 1 m) in fifteen randomly located 0.5 m x 0.5 m plots, for a total of 30 plots per wetland. At each sampling point, we also identified the nearest ligneous plant species taller than 1 m. Additionally, in both surveys, we actively searched for species not found in plots for a duration ranging from 5 to 20 minutes, depending on wetland size. Plant nomenclature followed VasCan (Brouillet et al. 2018).

Additional dataset

We complemented our analyses with data on vascular species from 40 lake-edge and riverine peatlands located in La Mauricie National Park (536 km²), a protected area established in 1970 (Fig. 2.1). Although this dataset and the one for Lake Papineau are not directly comparable due to the variation in sampling methods and time periods, performing our analyses separately on both datasets allowed us to examine the differences, similarities and generalities in the resulting

patterns, and thus assess how the uniqueness method can be applied to varying contexts. La Mauricie National Park encompasses a network of 150 lakes, some of which are surrounded by peatlands and interconnected by streams and rivers. Previously logged forested areas cover the remainder of the park's territory, which is located at the northern limit of the deciduous forest, in the sugar maple-yellow birch bioclimatic domain. Peatland vegetation was surveyed between 1968 and 1977 in 15 m × 15 m and 20 m × 20 m plots (Milette and Fontaine, 1975; Gauthier, 1980; Lalumière and Thibault, 1988). These studies were supervised by Dr. Miroslav M. Grandtner (Laval University), lead researcher on the earlier surveys, to ensure the uniformity of the methodology. Peatlands ranged from 1 to 50 ha in size (Appendix 2).

Conservation criteria

For each wetland, we estimated species richness by summing the number of different species found in all plots (including ligneous species > 1 m) and those observed through active searching. We also categorized all species according to their origin (native, exotic), conservation status, and rarity. Species origin followed VasCan (Brouillet et al. 2018) and conservation status followed Tardif et al. (2016). We pooled all species with a conservation status in the province of Québec under the broader category of “at-risk species” because few were found. Finally, we classified native species as being rare within the study area when they occurred in only one wetland. We then calculated the percentage of exotic, at-risk and rare species for each site as a proportion of the total species richness.

In addition, we sorted species according to their level of specialization for wetland conditions based on their wetland indicator status (Reed, 1988) and its corresponding coefficient of wetness (W-value; Wilhelm, 1992; Herman et al., 1997). Species wetland indicator status followed Haines et al. (2011) and Bazoge et al. (2015). Corresponding W-values ranged from -5 for upland species to +5 for obligate wetland species. Note that we reversed signs of W-values to obtain a positive correlation with wetland habitat specialization (Ervin et al., 2006). We also evaluated species habitat specialization using their coefficient of conservatism (C-value; Swink and Wilhelm, 1979). C-values range from 0 to 10 and score species sensitivity to disturbances and fidelity to specific habitats (Wilhelm and Ladd, 1988). C-values of 0 characterize ubiquitous or exotic species present under a broad set of conditions, including disturbed sites, intermediate values of 4 – 6 include

species typically associated with a specific type of plant community but tolerant to moderate disturbance, while C-values of 9 - 10 are associated with species that are restricted to a narrow set of unaltered ecological conditions (Herman et al. 1997; Taft et al. 1997). Because C-values were unavailable for the province of Québec, we averaged those from adjacent US states (New York, Maine, Vermont; NEIWPC, 2013) and from the province of Ontario (Oldham et al., 1995). Finally, we calculated the wetness index (WI) and mean coefficient of conservatism (mean C) of each wetland plant community by averaging W- and C-values, respectively, across all species observed in a given site. These indices pertain to the floristic quality assessment (Swink and Wilhelm, 1979), a bioassessment tool, and score wetland plant communities according to their overall degree of habitat specialization. We did not weight these indices by the relative frequency of species occurrence because this information was not available for species observed within periods of active search, and because previous studies showed that frequency-weighted indices were weakly related to disturbance and less representative of habitat integrity (Cohen et al., 2004).

Finally, using ArcGIS (ESRI, Redlands, USA, ver. 10.5.1) and GPS tracks, we measured wetland area and the shortest edge-to-edge distance from each wetland to its nearest neighboring wetland. We used this distance as a reciprocal measure of proximity.

Ecological uniqueness

We estimated the ecological uniqueness of wetland plant assemblages using the local contribution to beta diversity (LCBD) index, which represents the relative contribution of a given site to the beta diversity of a group of sites (Legendre and De Cáceres, 2013). Large LCBD values indicate highly unique sites in terms of species composition, meaning that they contribute more than average to beta diversity. We ran LCBD analyses separately for each study area (Lake Papineau and La Mauricie National Park) on presence-absence data, using Hellinger-transformed site-by-species community matrices (Legendre and Gallagher, 2001). First, we computed the total sum of squares of the community dissimilarity matrices, which represents the partitioning of beta diversity among sites and is defined as the sum of the squared deviation of sites from the species means. We then calculated LCBD values by dividing the sum of squares of a given site by the total sum of squares for a given study area. We tested the LCBD values for significant deviation using 9999 permutation tests, where, under the null hypothesis, species are distributed randomly and

independently among sites while still preserving the observed species distribution (Legendre and De Cáceres, 2013). We considered sites with a species composition statistically different ($p < 0.05$) from this random distribution to be unique.

Correlates of ecological uniqueness

To quantify the relative association between commonly used conservation criteria (Table 2.1) and ecological uniqueness (LCBD), we performed zero-order correlations followed by a hierarchical partitioning of independent effects, as suggested by Murray and Conner (2009). Zero-order correlation (e.g., Pearson correlation) measures the direct association between an explanatory variable and a dependent variable without considering the potential effect of other predictors. We used it to identify and discard spurious criteria that were not associated with uniqueness. Then, to partition the variance shared by correlated variables into that attributable to each predictor individually, we computed independent effects of the remaining criteria. Independent effects were obtained through hierarchical partitioning, by incrementally decomposing the R^2 of the linear regression between LCBD values and the other conservation criteria (Chevan and Sutherland, 1991). The independent effect of an explanatory variable is computed by comparing the fit of all linear regression models containing the variable to the fit of all nested models where it is absent (Murray and Conner, 2009). Independent effects provide the average contribution of an explanatory variable to the variance in the dependent variable for all 2^k possible models (where k = number of predictors). Using this method, we obtained the relative (%) association between each conservation criterion and ecological uniqueness for both study areas. Finally, in the case of Lake Papineau, we assessed the sign and strength of the relationships between uniqueness and the dominant criteria for all sites, and separately for each wetland type, by performing Pearson correlation tests with 9999 permutations.

All statistical analyses were performed using the R software (version 3.4.3; R Core Team, Vienna, Austria). The cluster analysis was performed using the *hclust()* function of the *stats* package. LCBD values were obtained using the *beta.div()* function from the *adespatial* package (Dray et al., 2018), independent effects using the *hier.part()* function from the package of the same name (Walsh and Mac Nally, 2013), and Permutation correlation tests using the *perm.cor.test()* function from the *RVAideMemoire* package (Hervé, 2019).

Table 2.1. Conservation criteria measured or computed for each wetland. For La Mauricie National Park, the proportion of exotic species was omitted because none were found

| Conservation criteria | Description and units |
|---|---|
| Uniqueness (LCBD) | Local contribution of plant communities to beta diversity |
| Species richness | Total number of species found in a site |
| % Exotic | Proportion of total species richness (Exotic / total) |
| % At-risk | Proportion of total species richness (At-risk / total) |
| % Rare | Proportion of total species richness (Rare / total) |
| Wetness index (WI) | Mean coefficient of wetness of all species in a site (-5 – +5) |
| Mean coefficient of conservatism (Mean C) | Mean of the coefficient of conservatism values (C-values) of all species in a site (0 – 10) |
| Wetland area | Area of wetland delineated in the field (m ²) |
| Proximity | Linear edge-to-edge distance between neighboring sites (m) |

Results

Structure and composition of floristic communities

The 38 wetlands surveyed in Lake Papineau supported a total of 336 vascular plant species, of which 317 were native (Appendix 3). Species richness by wetland ranged from 57 to 123 species, with an average of 91 species (Appendix 2). Ash swamps had the highest average species richness (104 species), followed by alder swamps (90) and peatlands (73). Most species were typical of wetland habitats (average W-value = 1.6 ± 2.5), with a third being wetland obligates (123 species). Most species were also moderately tolerant to disturbance, as about 60% (201 species) of them had C-values between four and six. We found four at-risk species (*Acer nigrum*, *Carex deweyana*, *Carex folliculata* and *Eleocharis robbinsii*). Six ash swamps, one alder swamp, and one peatland hosted one of the latter species. A total of 48 native species were identified as rare, i.e. observed in a single wetland. The number of rare species per site ranged from 0 to 8 species, and 28 sites contained at least one rare species.

The 40 peatlands surveyed in La Mauricie National Park supported a total of 139 vascular plant species, all of which were native (Appendix 4). Species richness by peatland ranged from 12 to 59, with an average of 28 species. Most species were also typical of wetland habitats (average W-value = 1.0 ± 1.9), and about a third were wetland obligates (44 species). Half the species (68 species) tended toward the “intolerant” end of the disturbance-tolerance continuum (C-values ≥ 6). We found a single at-risk species (*Hypericum virginicum*), which was present in three sites. A total of 43 species were identified as rare. The number of rare species per site ranged from 0 to 10, and 31 peatlands contained at least one rare species.

Unique wetlands

In Lake Papineau, we identified nine statistically unique wetlands (Fig. 2.2). Among them, six were peatlands, while two were alder swamps, and one was an ash swamp. Interestingly, the most unique site, a peatland, was also the largest (11.9 ha), had the highest proportion of rare species (11%), the highest mean C (6.1), and was the only site harboring no exotic species (Appendix 5). On the other hand, it also had the lowest species richness (57 species) out of all sites in the study area. Another of the statistically unique peatlands had the highest WI (4.1) of all surveyed wetlands, whereas the only unique ash swamp had the lowest WI (0.6). Finally, the most unique alder swamp had the highest proportion of exotic species (14%) and the lowest mean C (4.0).

In La Mauricie National Park, we identified six peatlands that were statistically unique (Fig. 2.2). Two of them had the lowest species richness out of all the sites in this study area (12 species: Appendix 5). Another unique peatland had the greatest percentage of at-risk species (3%), and the highest WI (4.7). Finally, one had the highest mean C (7.6), whereas another had the lowest mean C (4.6).

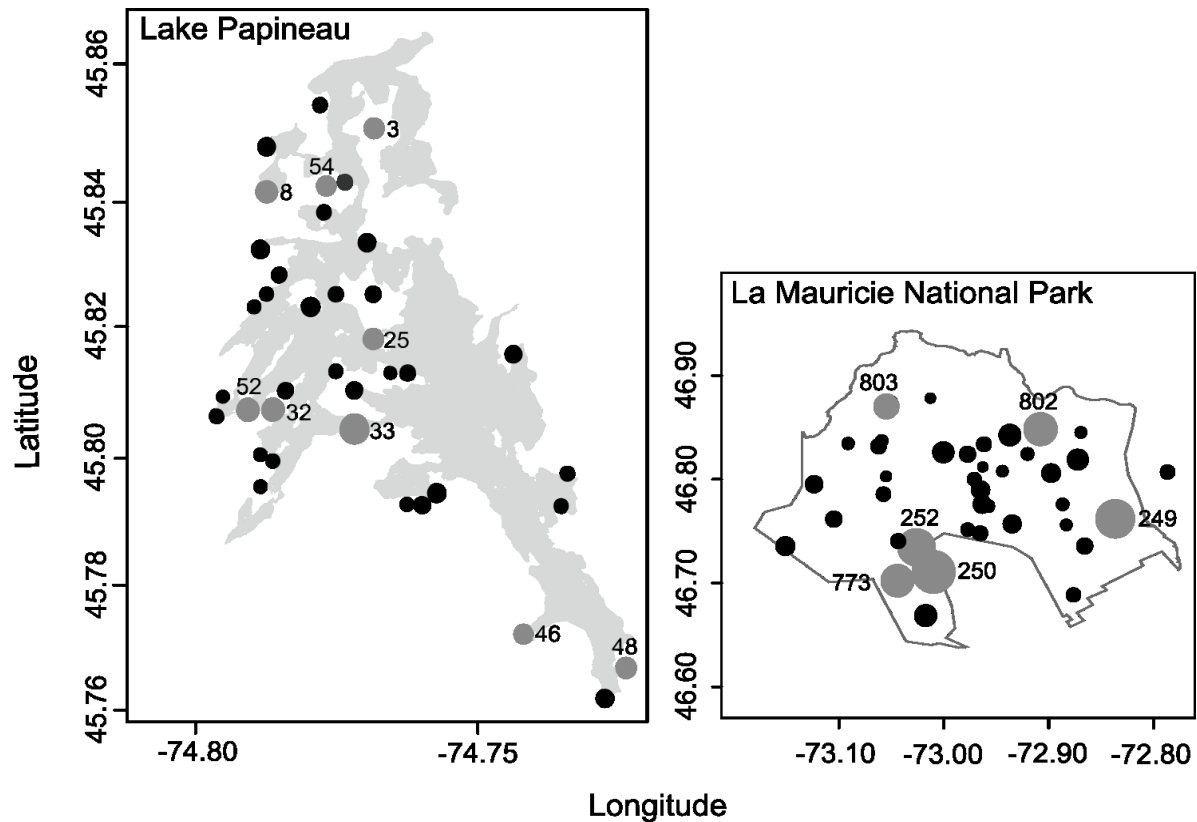


Figure 2.2. Ecological uniqueness (LCBD) of wetland plant composition in Lake Papineau and La Mauricie National Park, Québec (Canada). Dot size is proportional to the LCBD value. Grey dots represent statistically unique sites (LCBD, $p < 0.05$, 9999 perm), while black dots represent the other studied wetlands. The numbers indicate the site ID of statistically unique wetlands

Correlates of ecological uniqueness

For all wetlands surveyed in Lake Papineau, we found no spurious variable using zero-order correlation. We thus calculated independent effects for all conservation criteria (Table 2.2). This analysis indicated that wetland area was the criterion most highly associated with ecological uniqueness, closely followed by mean C and species richness. Wetland area and mean C showed congruence with uniqueness, as the variables were positively correlated. However, uniqueness decreased with species richness, suggesting a conflict between the two criteria (Fig. 2.3). The percentage of rare species also contributed noticeably to the variance in ecological uniqueness and showed congruence (Fig. 2.3). While uniqueness was correlated to these four metrics when all sites were considered regardless of type, significant relationships were found only in peatlands

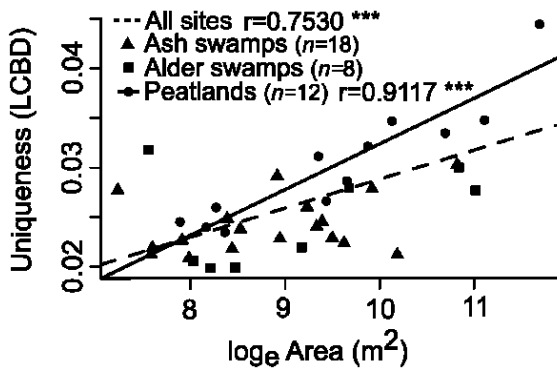
when tested for the three wetland types separately (Fig. 2.3). Finally, the relative importance of proximity, the WI and the percentage of exotic and at-risk species were either negligible or null.

For La Mauricie National Park, proximity did not relate to uniqueness according to zero-order correlation and was therefore discarded as a spurious variable. Among the remaining variables, the WI had by far the most important association with uniqueness (Table 2.2). Uniqueness increased with the WI (Fig. 2.3), indicating congruence between the two criteria. Moreover, the percentage of rare species, species richness and mean C also contributed appreciably to the variance in uniqueness. Uniqueness increased with the proportion of rare species and mean C, indicating congruence between the variables, and decreased with species richness, indicating a conflict (Fig. 2.3). The association between uniqueness and the proportion of at-risk species was more negligible, as was that with wetland area. Overall, out of the more important correlates of ecological uniqueness, Lake Papineau and La Mauricie National Park shared species richness, mean C and the proportion of rare species, and all but the former were in congruence with conservation guidelines.

Table 2.2. Absolute (r^2) and relative (%) association of conservation criteria with ecological uniqueness for wetlands in Lake Papineau and La Mauricie National Park, Québec (Canada) assessed through zero-order correlation (ZOC) and independent effects (IE). Dashes indicate a variable removed through ZOC. Bold indicates variables of high importance for both study areas

| Criteria | Lake Papineau | | | | La Mauricie National Park | | | |
|-------------------------|---------------|-----------|-------|-----------|---------------------------|-----------|-------|-----------|
| | ZOC | | IE | | ZOC | | IE | |
| | r^2 | % | r^2 | % | r^2 | % | r^2 | % |
| Species richness | 0.363 | 19 | 0.363 | 22 | 0.125 | 10 | 0.097 | 14 |
| % Exotic | 0.091 | 5 | 0.091 | 6 | NA | NA | NA | NA |
| % At-risk | 0.014 | 1 | 0.000 | 0 | 0.119 | 9 | 0.052 | 8 |
| % Rare | 0.304 | 16 | 0.262 | 16 | 0.160 | 13 | 0.208 | 16 |
| WI | 0.102 | 5 | 0.102 | 6 | 0.591 | 47 | 0.317 | 46 |
| Mean C | 0.404 | 22 | 0.404 | 24 | 0.256 | 20 | 0.095 | 14 |
| Wetland area | 0.567 | 30 | 0.410 | 25 | 0.011 | 1 | 0.011 | 2 |
| Proximity | 0.020 | 1 | 0.020 | 1 | 0.002 | 0 | - | - |

a. Lake Papineau (n=38)



b. La Mauricie National Park (n=40)

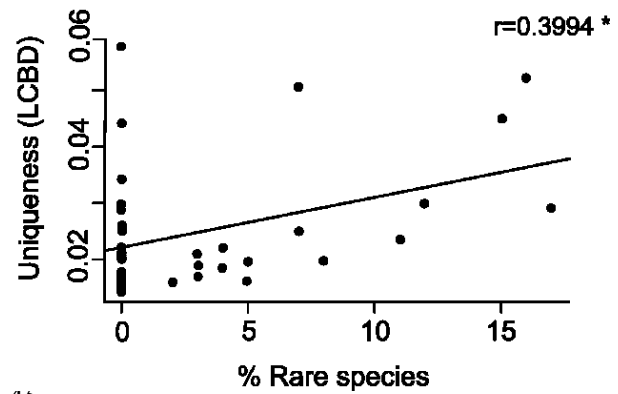
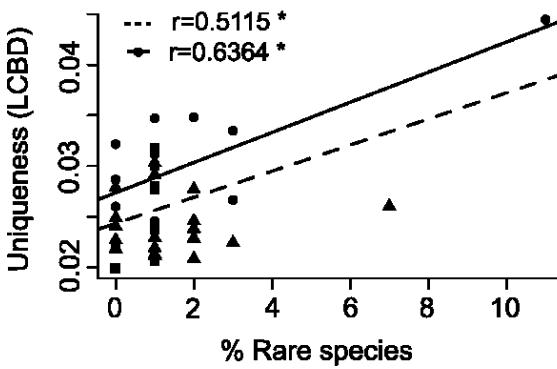
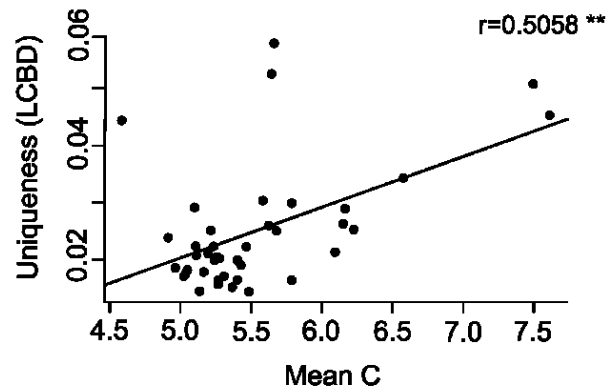
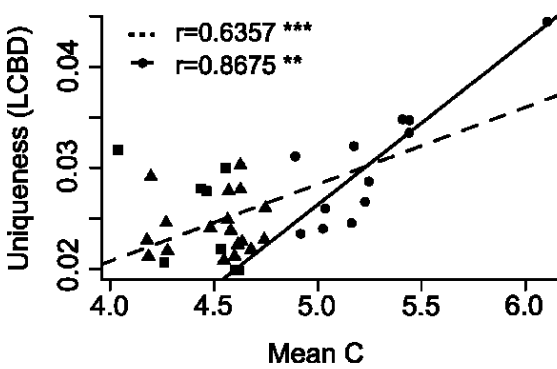
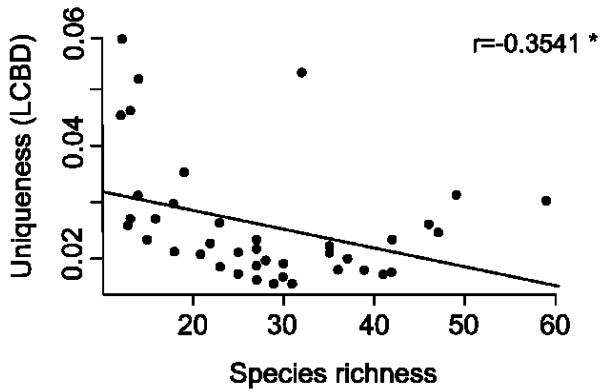
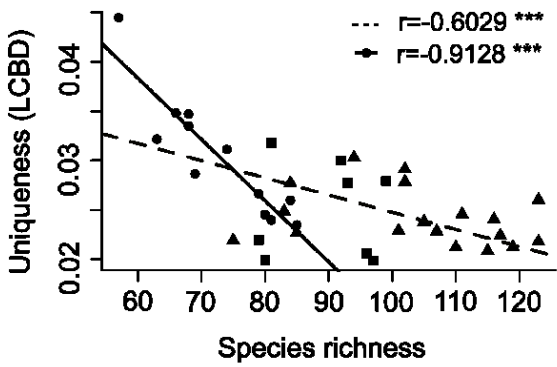
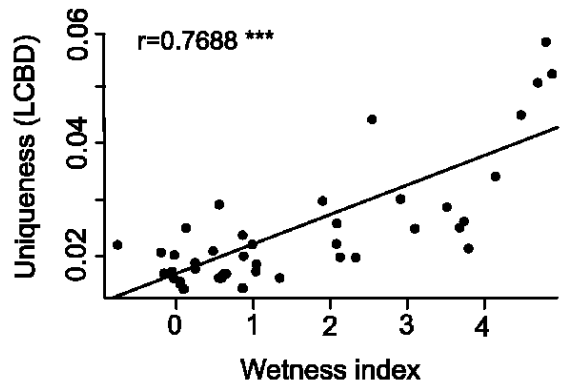


Figure 2.3. Relationship between uniqueness and higher importance conservation criteria for all wetland types (dashed line) and for peatlands only (full line) in Lake Papineau and La Mauricie National Park, Québec (Canada). Linear regression lines and Pearson correlation coefficients are shown when permutation correlation tests performed with 9999 permutations are significant (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$)

Discussion

This study aimed to determine whether plant composition uniqueness is a suitable surrogate for conservation value and an appropriate criterion for assessing conservation priorities in lake-edge wetlands. We evaluated the association between ecological uniqueness and other criteria often used to assess conservation value and examined the types of species present in unique sites. Our results indicate that ecological uniqueness correlates positively with the proportion of rare species and mean C, but conflicts with species richness. These findings further our understanding of the congruence – or absence thereof – between conservation criteria, which could help determine the respective utility of each for assessing conservation priorities.

Unique wetlands

A majority of the wetlands statistically identified as unique through LCBD analysis in Lake Papineau were peatlands (67 %), although peatlands represented only 32 % of wetlands in this study area. Moreover, even though they were generally species-poor, unique peatlands, in both study regions, generally had a species composition of high conservation value, with a high proportion of rare or at-risk species, a high WI and mean C and a low proportion of exotic species (Appendix 5).

We observed opposite results for the other wetland types. Indeed, the three unique ash and alder swamps had characteristics of least interest from a wetland conservation standpoint, such as a high proportion of exotic species, and a low WI and mean C. These findings concur with Legendre and De Cáceres (2013), who reported that unique sites either reflect species assemblages with an exceptional composition (peatlands in our case), or sites with a high species turnover due to shifting environmental conditions (ash and alder swamps).

In pristine landscapes, unique sites should be of high conservation value (Socolar et al., 2016). In our study, peatlands had a consistently high degree of intactness, which could explain why unique peatland sites were especially worthy of conservation judging by their high scores for other criteria. However, in general, as disturbances and human activities make slight alterations to the landscape, the few recently affected sites should contrast with their otherwise still pristine surroundings, making them more unique. Such sites should have a lower conservation value compared to others (Socolar et al., 2016). In our study, some ash and alder swamps suffered more anthropic influence than others by being adjacent to cottages, roads and culverts, and others were subjected to hydrological fluctuations induced by beaver dams. These special features, affecting only some sites, could explain why unique ash and alder swamps showed more signs that species composition had been altered, as suggested by their higher proportion of exotic species and lower WI and mean C (Appendix 5).

Legendre and De Cáceres (2013) proposed a test of statistical significance to identify unique sites. According to this test, sites are considered statistically unique when the null hypothesis of random and independent species distribution is rejected. Such a dichotomic approach to differentiate unique and common species assemblages, with no middle ground, may not translate well into conservation scenarios; this purely statistical threshold has no biological basis and may not reflect ecological considerations. Moreover, since LCBD is a continuous metric, the proposed test of statistical significance neglects the intermediates, i.e. the sites that are not deemed statistically unique, but that should not be categorized outright as "common" because they still have an appreciable LCBD value. Nonetheless, the method proposed by Legendre and De Cáceres (2013) may be a useful and accessible starting point when exploring possible conservation scenarios and objectives, as it singles out sites with a distinct species composition. We suggest, on the contrary, that the whole range of uniqueness values should be explored in conjunction with complementary conservation criteria.

Correlates of ecological uniqueness

The conservation criteria that best correlated with uniqueness were different in the two study areas; wetland size was the most important criterion in Lake Papineau, whereas it was the WI in La Mauricie National Park. It is also interesting to note that the leading variable in each study area

was of lesser importance in the other. This raises a question regarding whether the relationship between uniqueness and said criteria can be generalized to other ecological contexts. We suggest that these relationships should be taken with caution, as they may be region-specific. Nevertheless, high uniqueness was not associated with small sites, or sites with a low WI in any of the study areas, suggesting that these criteria might either be congruent or complementary with uniqueness, but not conflicting.

On the other hand, the proportion of rare species, mean C and species richness all contributed appreciably to the variation in ecological uniqueness in both study areas. The proportion of rare species and mean C were both positively related to uniqueness, which is consistent with our predictions. The positive association between ecological uniqueness and the proportion of rare species indicates that protecting unique species assemblages will, in turn, protect rare species and that both conservation objectives are compatible. This positive relationship was also reported in Qiao et al. (2015) and could be attributed to the fact that the presence of rare species in a site contributes to its distinctiveness (Stohlgren et al., 2005; Burlakova et al., 2011; Villalobos et al., 2013), as they are by definition narrowly distributed and, in our case, exclusive to a single site. However, the presence of rare species alone does not suffice to predict the uniqueness of a site, as it is also affected by the presence of common species. High uniqueness emerges from the concomitant presence of rare species and absence of common species. The congruence between uniqueness and the presence of rare species has considerable implications for conservation because preserving the sites that harbor rare species is crucial to ensure their persistence in a region. The loss of such species should be avoided, as it could contribute to homogenization and simplification of communities (Burlakova et al., 2011). It was also found that a set of sites that harbor rare species captures a higher proportion of all species in a given region compared to species-rich sites (Williams et al., 1996). However, one must consider the identity of rare species, as not all are worthy of conservation. For instance, exotic species that were originally absent from a region will be rare when they first begin invading it (Qian and Ricklefs, 2006; Lososová, et al. 2012). Locky and Bayley (2006) found that most of the locally rare species that occurred in southern boreal peatlands in Manitoba, Canada, were upland species of lower conservation concern. In our case, we only considered native rare species to reduce any bias attributed to recent invasion in the area.

Uniqueness also increased with mean C, indicating that unique sites host conservative species (high C-value) and that both conservation objectives can be pursued simultaneously. Conservative species are typically disturbance-sensitive and are adapted to a specific set of biotic and abiotic conditions (Wilhelm and Ladd, 1988; Taft et al., 1997). This implies that upon alteration of their habitat, they may face local extirpation, leading to biotic homogenization (Wilhelm and Ladd, 1988). Hence, preventing the degradation of sites that host these species is important for their conservation. Moreover, mean C is also an ecological indicator and a predictor of wetland intactness (Francis and Austen, 2000; Lopez and Fennessy, 2002; Cohen et al., 2004). Preserving intact habitats is important because they typically face a low level of threat, which promotes the viability and persistence of the species that inhabit them and ensures that the natural processes that prevail are maintained (Margules and Pressey, 2000; Reyers et al., 2002). Thus, our results suggest that unique wetlands should be conservation priorities because they tend to harbor conservative species that depend on the maintenance of pristine habitats.

Uniqueness decreased with increasing species richness in both study areas, which indicates an incompatibility between the two conservation objectives. This negative relationship has been observed in numerous other studies (e.g., Legendre and De Cáceres, 2013; Mimouni et al., 2015; Qiao et al., 2015; Maloufi et al., 2016; Heino and Grönroos, 2017; Vilmi et al., 2017; Landeiro et al., 2018). This incompatibility implies that unique species assemblages are at risk of being neglected in conservation plans focusing solely on species richness, which is a widely used conservation objective (Fleishman et al., 2006; Pimm et al., 2014). However, being species-poor does not necessarily make sites unworthy of conservation (Kareiva and Marvier, 2003). For instance, some ecosystems, such as ombrotrophic peatlands, are naturally species-poor and still hold great value. In fact, high species richness in such ecosystems is likely the result of disturbances and encroachment of undesirable species. Moreover, only valuing species richness often implies the conservation of sites that host overlapping sets of common species (Reid, 1998; Abellán et al., 2005). Consequently, there is an apparent trade-off between protecting species-rich sites that resemble one another, versus unique sites that host fewer species. Our results suggest that species-poor sites should not automatically be dismissed as being of lesser importance; some can be unique and thus potentially valuable for conservation.

The proportion of at-risk and exotic species had a negligible or null association with uniqueness in both study areas, which could be attributed to the fact that few were found and that they represented only small fractions of species occurrences in most sites. These criteria vary independently from uniqueness and complement it. Hence, selecting unique sites will be neither favorable nor detrimental to the protection of these aspects of conservation value. Proximity also had a negligible or null association with uniqueness. This result, combined with the fact that wetland area was only important in one of our study regions, could imply that spatial attributes of sites might be overall poor indicators of ecological uniqueness. Therefore, knowledge of species composition and identity is indispensable. A recent reassessment of the commonly used guidelines for the design of nature reserves, originally based on island biogeography theory, also reported a lack of empirical evidence and suggested little actual influence of spatial attributes on population persistence and species richness (Fahrig, 2019).

Conservation implications

Our results corroborate the fact that uniqueness is a useful and interesting criterion for the identification of spatial conservation priorities. Indeed, uniqueness could be used instead of other conservation criteria with which it is redundant. For instance, we showed that site uniqueness is congruent with the mean C as well as the percentage of rare species. Consequently, uniqueness could be used as a surrogate for these conservation criteria without much loss of information.

However, previous studies indicated that conservation priorities should not be established based on a single criterion (e.g., Bonn et al., 2002; Orme et al., 2005). For instance, the conflict between uniqueness and species richness prevents surrogacy between the two criteria. Conflict and complementarity between criteria imply that combining them is necessary to provide a thorough understanding of conservation priorities and that different approaches might yield conflicting results in conservation planning. Uniqueness should not replace all conservation criteria but should instead be used in conjunction with those with which it is incompatible or complementary. Yet, indirect criteria of species richness and composition, like site area and proximity, may have to be reconsidered. As such, we suggest combining uniqueness with species richness to obtain a more thorough assessment of conservation priorities in a given region.

Uniqueness also has many advantages over more restrictive conservation criteria such as those of the floristic quality assessment (WI and mean C), which are taxon- and ecosystem-specific, as the concept can be generalized to many ecological contexts and taxonomic groups. For instance, studies have successfully used it to characterize plankton and invertebrate communities (e.g., Mimouni et al., 2015; Heino et al., 2017; Heino and Grönroos, 2017; Vilmi et al., 2017). However, further studies are needed to determine whether the uniqueness and conservation value patterns for different taxa (e.g., sessile taxa such as plants vs. mobile ones) coincide in a given conservation scenario. Although computing uniqueness requires complete species lists for all sites in a region, information such as species richness is obtained by default along with uniqueness, and other criteria that rely on species lists can easily be computed from the same data.

Finally, by maximizing the beta diversity of a region and by targeting whole communities instead of single species, uniqueness can help protect essential ecosystem functions. Indeed, species fulfill functional roles that modify the ecosystem in which they thrive (i.e., ecosystem functions: Symstad et al., 1998). As well as protecting species, it is crucial to protect the functions they fulfill, as they ensure the proper functioning of ecosystems and the delivery of ecosystem services (MEA, 2005; Cadotte et al., 2011). Different species assemblages should support the functioning of an ecosystem in varying ways, depending on the species' respective functional roles and their interaction with one another (Isabell et al., 2011). The loss or replacement of a species could thus drastically alter the functioning of an ecosystem, and this change is dependent upon species identity (Tilman et al., 1997; Symstad et al., 1998). Uniqueness can thus help ensure the maintenance of fully functioning ecosystems by targeting whole communities for protection instead of single species. Another way that uniqueness can help preserve ecosystem functions is by maximizing beta diversity (Mori et al., 2018). Indeed, for a multitude of ecosystem functions to be sustained in a region, a variety of species assemblages, and thus a high beta diversity are necessary (van der Plas et al., 2016). Sustaining a vast array of functions is important because humans depend on several simultaneous ecosystem services for their well-being.

However, since the overall integrity of the landscape affects which sites are singled out as unique, it is important to also examine the species composition of unique sites. Do they harbor exotic and generalist species that are the consequence of human-induced disturbances, or range-restricted and

specialist species confined to unaltered habitats? These are key questions to consider when choosing a set of sites that maximizes beta diversity. Indeed, beta diversity will increase when native species become rarer, or when exotic species recently colonize, and will decrease if rare species are extirpated, or when invasive species spread further (Socolar et al., 2016). Therefore, not all drivers of beta diversity are desirable from a conservation standpoint, which underlines the importance of carefully examining the species composition of sites that contribute highly to beta diversity, as they may not always be suitable for conservation.

References

- Abellán, P., Sánchez-Fernández, D., Velasco, J. and Millán, A. 2005. Conservation of freshwater biodiversity: a comparison of different area selection methods. *Biodiv. Conserv.* 14, 3457–3474.
- Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor, C., Stuart, S.N., 2004. IUCN red list of threatened species. A global species assessment. The IUCN Species Survival Commission.
- Barbier, E.B., 2011. Wetlands as natural assets. *Hydrol. Sci. J.* 56, 1360–1373.
- Bazoge, A., Lachange, D., Villeneuve, C., 2015. Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques. Direction de l'expertise en biodiversité et Direction de l'aménagement et des eaux souterraines.
- Bonn, A., Rodrigues, A.S.L., Gaston, K.J., 2002. Threatened and endemic species: are they good indicators of patterns of biodiversity on a national scale? *Ecol. Lett.* 5, 733–741.
- Boulangeat, I., Lavergne, S., Van Es, J., Garraud, L., Thuiller, W., 2012. Niche breadth, rarity and ecological characteristics within a regional flora spanning large environmental gradients. *J. Biogeogr.* 39, 204–214.
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., da Fonseca, G.A.B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Mittermeier, C.G., Pilgrim, J.G., Rodrigues, A.S.L., 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313, 58–62.
- Brouillet, L., Coursol, F., Meades, S.J., Favreau, M., Anions, M., Bélisle, P., Desmet P., 2010+. VASCAN, the database of vascular plants of Canada. <http://data.canadensys.net/vascan/> (Consulted on 2018-09-18).
- Brown, J.H., 1995. *Macroecology*. The University of Chicago Press.
- Brown, J.H., Kodric-Brown, A., 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58, 445–449.

- Burlakova, L.E., Karatayev, A.Y., Karatayev, V.A., May, M.E., Bennett, D.L., Cook, M.J., 2011. Endemic species: contribution to community uniqueness, effect of habitat alteration, and conservation priorities. *Biol. Conserv.* 144, 155–165.
- Cadotte, M.W., Carscadden, K., Mirotchnick, N., 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *J. Appl. Ecol.* 48, 1079–1087.
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., 2006. Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 103, 19374–19379.
- Chevan, A., Sutherland, M., 1991. Hierarchical partitioning. *Am. Stat.* 45, 90–96.
- Clarkson, B.R., Ausseil, A.E., Gerbeaux, P., 2013. Wetland ecosystem services. In: Dymond, J.R. (ed) *Ecosystem services in New Zealand – conditions and trends*. Manaaki Lenhua Press, Landcare Research, 192–202.
- Cohen, M.J., Carstenn, S., Lane, C.R., 2004. Floristic quality indices for biotic assessment of depressional marsh condition in Florida. *Ecol. Appl.* 14, 784–794.
- Davidson, N.C., 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Mar. Freshw. Res.* 65, 934–941.
- Deane, D.C., Fordham, D.A., Stevens, A.K., Bradshaw, C.J.A., 2017. Dispersal-driven homogenization of wetland vegetation revealed from local contributions to β -diversity. *J. Veg. Sci.* 28, 893–902.
- Diamond, J.M., 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biol. Conserv.* 7, 129–146.
- Dray, S., Blanchet, G., Borcard, D., Clappe, S., Guenard, G., Jombart, T., Larocque, G., Legendre, P., Madi, N., Wagner, H.H., 2018. *Adespatial*: multivariate multiscale spatial analysis. R package version 0.1-1.

- Ducks Unlimited Canada, 2017. Milieux humides cartographie détaillée. <https://www.donneesquebec.ca/> (Consulted on 2019-06-19).
- Dobson, A.P., Rodriguez, J.P., Roberts, W.M., Wilcove, D.S., 1997. Geographic distribution of endangered species in the United States. *Science* 275, 550–553.
- Ervin, G.N., Herman, B.D., Bried, J.T., Holly, D.C., 2006. Evaluating non-native species and wetland indicator status as components of wetland floristic assessment. *Wetlands* 26, 1114–1129.
- Fahrig, L., 2019. Habitat fragmentation: a long and tangled tale. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 28, 33–41.
- Fleishman, E., Noss, R.F., Noon, B.R., 2006. Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecol. Indic.* 6, 543–553.
- Francis, C.M., Austen, M.J., 2000. Assessing floristic quality in southern Ontario woodlands. *Nat. Areas J.* 20, 66–77.
- Gaston, K.J., 1998. Rarity as double jeopardy. *Nature* 394, 229–230.
- Gaston, K.J., 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405, 220–227.
- Gauthier, R., 1980. La végétation des tourbières et les sphaignes du parc des Laurentides. Université Laval.
- Gilbert, B., Lechowicz, M.J., 2004. Neutrality, niches, and dispersal in a temperate forest understory. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 101, 7651–7656.
- Haines, A., Farnsworth, E., Morrison, G., 2011. New England Wildflower Society's *Flora Novae Angliae*: a manual for the identification of nature and naturalized higher vascular plants of New England. Yale University Press.
- Heino, J., Grönroos, M., 2017. Exploring species and site contributions to beta diversity in stream insect assemblages. *Oecologia* 183, 151–160.

- Herman, K.D., Masters, L.A., Penskar, M.E., Reznicek, A.A., Wilhelm, G.S., Brodowicz, W.W., 1997. Floristic quality assessment: development and application in the state of Michigan (USA). *Nat. Areas J.* 17, 265–279.
- Hervé, M., 2019. RVAideMemoire: testing and plotting procedures for biostatistics. R package version 09–71.
- Hubbell, S.P., 2001. *The unified theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press.
- Hufbauer, R.A., Szücs, M., Ksayon, E., Youngberg, C., Koontz, M.J., Richards, C., Tuff, T., Melbourne, B.A., 2015. Three types of rescue can avert extinction in a changing environment. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 10557–10562.
- Kareiva, P., Marvier, M., 2003. Conserving biodiversity coldspots - recent calls to direct conservation funding to the world's biodiversity hotspots may be bad investment advice. *Am. Sci.* 91, 244–351.
- Krauss, J., Steffan-Dewenter, I., Tschamntke, T., 2003. Local species immigration, extinction, and turnover of butterflies in relation to habitat area and habitat isolation. *Oecologia* 137, 591–602.
- Lalumière, R., Thibault, M., 1988. *Les forêts du Parc national de la Mauricie, au Québec*. Vol 11. Presses Université Laval
- Landeiro, V.L., Bini, L.M., Franz, B., Heino, J., Siqueira, T., 2018. Species-poor and low-lying sites are more ecologically unique in a hyperdiverse Amazon region: evidence from multiple taxonomic groups. *Divers. Distrib.* 24, 966–977.
- Legendre, P., De Cáceres, M., 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecol. Lett.* 16, 951–963.
- Legendre, P., Gallagher, E.D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271–280.

- Löfgren, A., Jerling, L., 2002. Species richness, extinction and immigration rates of vascular plants on islands in the Stockholm Archipelago, Sweden, during a century of ceasing management. *Folia Geobot.* 37, 297–308.
- Lomolino, M. V., 1990. the target area hypothesis: the influence of island area on immigration rates of non-volant mammals. *Oikos* 57, 297–300.
- Lopez, R.D., Fennessy, M.S., 2002. Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. *Ecol. Appl.* 12, 487–497.
- Lososová, Z., Chytrý, M., Tichý, L., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Kintrová, K., Láníková, D., Otýpková, Z., Řehořek, V., 2012. Biotic homogenization of central European urban floras depends on residence time of alien species and habitat types. *Biol. Conserv.* 145, 179–184.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- Maloufi, S., Catherine, A., Mouillot, D., Louvard, C., Couté, A., Bernard, C., Troussellier, M., 2016. Environmental heterogeneity among lakes promotes hyper β -diversity across phytoplankton communities. *Freshw. Biol.* 61, 633–645.
- Maltby, E., Acreman, M.C., 2011. Ecosystem services of wetlands: pathfinder for a new paradigm. *Hydrol. Sci. J.* 56, 1341–1359.
- Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243–253.
- McKinney, M.L., 1997. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28, 495–516
- McKinney, M.L., Lockwood, J.L., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol. Evol.* 14, 450–453.

- MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005. Ecosystems and human well-being: wetlands and water. World Resources Institute.
- MFFP (Ministère des Forêts, de la faune et des parcs), 2018. Couche écoforestière avec perturbations. <https://donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/carte-ecoforestiere-avec-perturbations> (Consulted on 2019-03-12).
- Milette, P., Fontaine, D., 1975. Étude phyto-écologique de six tourbières du tiers inférieur du Parc national de la Mauricie. Québec. Faculté de foresterie, de géographie et de géomatique, Université Laval.
- Mimouni, E.A., Pinel-Alloul, B., Beisner, B.E., 2015. Assessing aquatic biodiversity of zooplankton communities in an urban landscape. *Urban Ecosyst.* 18, 1353–1372.
- Miyazono, S., Taylor, C.M., 2013. Effects of habitat size and isolation on species immigration-extinction dynamics and community nestedness in a desert river system. *Freshw. Biol.* 58, 1303–1312.
- Mori, A.S., Isbell, F., Seidl, R., 2018. β -diversity, community assembly, and ecosystem functioning. *Trends Ecol. Evol.* 33, 549–564.
- Murray, K., Conner, M.M., 2009. Methods to quantify variable importance: implications for the analysis of ecological data. *Ecology* 90, 348–355.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- Naaf, T., Wulf, M., 2010. Habitat specialists and generalists drive homogenization and differentiation of temperate forest plant communities at the regional scale. *Biol. Conserv.* 143, 848–855.
- Nekola, J.C.C., White, P.S.S., 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *J. Biogeogr.* 26, 867–878.

- NEIWPCC (New England Interstate Water Pollution Control Commission), 2013. Northeast regional floristic quality assessment. <http://neiwppcc.org/our-programs/wetlands-aquatic-species/nebawwg/nqa/> (Consulted on 2019-01-10).
- Niskanen, A.K.J., Heikkinen, R.K., Väre, H., Luoto, M., 2017. Drivers of high-latitude plant diversity hotspots and their congruence. *Biol. Conserv.* 212, 288–299.
- Oldham, M., WD, B., DA, S., 1995. Floristic quality assessment system for southern Ontario. Natural Heritage Information Centre.
- Orme, C.D.L., Davies, R.G., Burgess, M., Eigenbrod, F., Pickup, N., Olson, V.A., Webster, A.J., Ding, T.S., Rasmussen, P.C., Ridgely, R.S., Stattersfield, A.J., Bennett, P.M., Blackburn, T.M., Gaston, K.J., Owens, I.P.F., 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436, 1016–1019.
- Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., Joppa, L.N., Raven, P.H., Roberts, C.M., Sexton, J.O., 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344, 1246752.
- Pimm, S.L., Jones, H.L., Diamond, J., 1988. On the risk of extinction. *Am. Nat.* 132, 757–785.
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C., Gibbons, D.W., 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365, 335–337.
- Qian, H., Ricklefs, R.E., 2006. The role of exotic species in homogenizing the North American flora. *Ecol. Lett.* 9, 1293–1298.
- Qiao, X., Li, Q., Jiang, Q., Lu, J., Franklin, S., Tang, Z., Wang, Q., Zhang, J., Lu, Z., Bao, D., Guo, Y., Liu, H., Xu, Y., Jiang, M., 2015. Beta diversity determinants in Badagongshan, a subtropical forest in central China. *Sci. Rep.* 5, 1–9.
- Reed, P., 1988. National list of plant species that occur in wetlands: Michigan biological report. US Department of Interior, Fish and Wildlife Services.

- Reid, W. V., 1998. Biodiversity hotspots. *Trends Ecol. Evol.* 13, 275–280.
- Reyers, B., Fairbanks, D., Wessels, K.J., Van Jaarsveld, A.S., 2002. A multicriteria approach to reserve selection: addressing long-term biodiversity maintenance. *Biodivers. Conserv.* 11, 769–793.
- Shaffer, M.L., 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31, 131–134.
- Slatyer, R.A., Hirst, M., Sexton, J.P., 2013. Niche breadth predicts geographical range size: a general ecological pattern. *Ecol. Lett.* 16, 1104–1114.
- Socolar, J.B., Gilroy, J.J., Kunin, W.E., Edwards, D.P., 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends Ecol. Evol.* 31, 67–80.
- Steinitz, O., Heller, J., Tsoar, A., Rotem, D., Kadmon, R., 2006. Environment, dispersal and patterns of species similarity. *J. Biogeogr.* 33, 1044–1054.
- Stohlgren, T.J., Guenther, D.R., Evangelista, P.H., Alley, N., 2005. Patterns of plant species richness, rarity, endemism, and uniqueness in an arid landscape. *Ecol. Appl.* 15, 715–725.
- Swink, F., Wilhelm, G.S., 1979. *Plants of the Chicago region, revised and expanded edition with keys.* The Morton Arboretum, USA.
- Symstad, A.J., Tilman, D., Wilson, J., Knops, J.M.H., 1998. Species loss and ecosystem functioning: effects of species identity and community composition. *Oikos* 81, 389–397.
- Taft, J.B., Wilhelm, G.S., Ladd, D.M., Masters, L.A., 1997. Floristic quality assessment for vegetation in Illinois, a method for assessing vegetation integrity. Illinois Native Plant Society.
- Tardif, B., Tremblay, B., Jolicoeur, G., Labrecque, J., 2016. *Les plantes vasculaires en situation précaire au Québec.* Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ). Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de

la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'expertise en biodiversité, Québec.

- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E., 1997 The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277, 1300–1302.
- Tuomisto, H., Ruokolainen, K., Yli-Halla, M., 2003. Dispersal, environment and floristic variation of western Amazonian forests. *Science* 299, 241–243.
- van der Plas, F., Manning, P., Soliveres, S., Allan, E., Scherer-Lorenzen, M., Verheyen, K., Wirth, C., Zavala, M.A., Ampoorter, E., Baeten, L., Barbaro, L., Bauhus, J., Benavides, R., Benneter, A., Bonal, D., Bouriaud, O., Bruelheide, H., Bussotti, F., Carnol, M., Castagneyrol, B., Charbonnier, Y., Coomes, D.A., Coppi, A., Bastias, C.C., Dawud, S.M., De Wandeler, H., Domisch, T., Finér, L., Gessler, A., Granier, A., Grossiord, C., Guyot, V., Hättenschwiler, S., Jactel, H., Jaroszewicz, B., Mueller, S., Muys, B., Nguyen, D., Pollastrini, M., Sophia Ratcliffe, S., Raulund-Rasmussen, K., Selvi, F., Stenlid J., Valladares, F., Vesterdal, L., Zielinski, D., Fischer, M., 2016. Biotic homogenization can decrease landscape-scale forest multifunctionality. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113, 3557–3562.
- Villalobos, F., Dobrovolski, R., Provete, D.B., Gouveia, S.F., 2013. Is rich and rare the common share? Describing biodiversity patterns to inform conservation practices for South American anurans. *PLoS One* 8, e56073.
- Vilmi, A., Karjalainen, S.M., Heino, J., 2017. Ecological uniqueness of stream and lake diatom communities shows different macroecological patterns. *Divers. Distrib.* 23, 1042–1053.
- Walker, K.J., Preston, C.D., 2006. Ecological predictors of extinction risk in the flora of lowland England, UK. *Biodivers. Conserv.* 15, 1913–1942.
- Walsh, C., Mac Nally, R., 2013. Package 'hier.part'. R package version 1.0-4
- Welter-Schultes, F.W., Williams, M.R., 1999. History, island area and habitat availability determine land snail species richness of Aegean islands. *J. Biogeogr.* 26, 239–249.

- Wilhelm, G.S., 1992. Technical comments on the proposed revisions of the 1989 wetland delineation manual. *Erigenia* 12, 41–50.
- Wilhelm, G., Ladd, D., 1988. Natural area assessment in the Chicago region. *Transcr. 53rd North Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 361–375.
- Williams, P., Gibbons, D., Margules, C., Rebelo, A., Humphries, C., Pressey, R., 1996. A Comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conserv. Biol.* 10, 155–174.
- Zedler, J.B., Kercher, S., 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 39–74.

Chapitre 3

Conclusion

L'objectif de ce mémoire de maîtrise était de déterminer si l'unicité écologique des communautés végétales est un critère approprié pour prioriser l'allocation des efforts de conservation dans les milieux humides lacustres. Dans la revue de littérature présentée au premier chapitre, nous avons vu que plusieurs critères de conservation peuvent être employés dans l'optique de cibler les zones à conserver en priorité (Margules et Pressey, 2000). Nous avons également noté que certains de ces critères ne sont pas congruents entre eux, et donc que les sites qu'ils ciblent pour la conservation ne sont pas les mêmes (Prendergast et al., 1993; Orme et al., 2005; Ceballos et Ehrlich, 2006). Ceci complique grandement les décisions de conservation que doivent prendre les gestionnaires, puisque les ressources disponibles sont limitées, et qu'il y a souvent des compromis à faire (Reid, 1998). Cependant, être au fait de la présence des conflits qui existent entre les critères demeure crucial pour permettre un choix éclairé et optimal des sites à conserver, dépendamment du contexte et des objectifs de conservation favorisés.

Ainsi, le deuxième chapitre de ce mémoire tente de déterminer comment l'unicité écologique s'insère dans ce contexte de conflits de conservation, dans le but d'identifier les situations pour lesquelles il s'agit d'un critère approprié, et celles où une stratégie alternative devrait être privilégiée. Afin de répondre à cette question, j'ai d'abord identifié les milieux humides significativement uniques présents dans deux régions géographiques et pour trois types de milieux humides. Par la suite, j'ai observé les types d'espèces représentés dans chaque site et en ai constaté la valeur de conservation sur la base d'autres critères. J'ai également examiné la relation entre l'entièreté du gradient d'unicité et plusieurs autres critères pouvant être utilisés pour évaluer la valeur de conservation des milieux naturels. Dans le cas où un critère serait congruent avec l'unicité, alors on pourrait supposer que l'un pourrait remplacer l'autre et que les deux seraient compatibles et mèneraient à des résultats de conservation comparables. Dans le cas où un critère serait corrélé de manière négative avec l'unicité, alors la présence d'un conflit pourrait être supposée. Ceci impliquerait un compromis, tel que la maximisation d'un critère empêcherait la maximisation de l'autre, et vice-versa.

L'étude présentée dans le deuxième chapitre a montré que les milieux humides uniques peuvent avoir une grande valeur de conservation, comme ce fut le cas des tourbières uniques, mais qu'ils peuvent aussi être plutôt dégradés comparativement aux autres, comme ce fut le cas des aulnaies et frênaies uniques. L'étude a aussi montré que trois critères de conservation étaient particulièrement associés à l'unicité dans les deux régions étudiées : la proportion d'espèces rares, le coefficient de conservatisme moyen, ainsi que la richesse spécifique. Pour les deux premiers critères, nous avons noté une congruence avec l'unicité, alors que la richesse montrait plutôt un conflit. Dans ce premier cas, la protection de l'unicité permet la protection de ces autres critères. Dans l'autre cas, la protection de l'unicité empêche la protection de la richesse; un compromis est donc nécessaire. Les autres critères étant soit très peu associés à l'unicité, ou bien fortement associés à l'unicité dans seulement une des aires d'études (leur effet étant potentiellement spécifique à la région et donc non généralisable), indiquent que l'unicité et ces critères seraient plutôt complémentaires et indépendants, et que la protection de l'un n'empêcherait pas et ne favoriserait pas la protection de l'autre.

Ces résultats sont particulièrement intéressants d'un point de vue appliqué, en apportant des informations nouvelles qui pourraient faciliter la prise de décisions de conservation. Par exemple, au Québec, les milieux humides et hydriques (MHH), font l'objet d'une loi ayant été adoptée en 2017, et dont la mise en application se fera graduellement au cours des prochaines années (PL 132, 2017). Il s'agit de la loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques (ci-après appelée LCCMHH). Selon cette nouvelle loi, les municipalités régionales de comtés (MRC) doivent se prémunir de plans d'intervention, appelés « plans régionaux des milieux humides et hydriques » (Goulwen et al., 2018). Ces plans impliquent notamment de recenser et caractériser l'entièreté des MHH présents sur leur territoire, ainsi que le contexte d'utilisation du territoire et de développement qui pourrait exercer pression sur ces écosystèmes. À la suite de cet exercice, les MRC doivent identifier des MHH exceptionnels qu'ils jugent crucial de protéger dans leur état actuel, appelés « milieux humides et hydriques d'intérêt ». Les objectifs de conservation, et donc les méthodes employées pour sélectionner ces milieux d'intérêt, sont à la discrétion des MRC. La qualité du plan régional dépend fortement de la bonne compréhension des problématiques liées à la gestion des milieux naturels. De ce fait, mon mémoire pourrait contribuer, en apportant de nouvelles connaissances en matière de planification de la conservation, à la création de plans régionaux mieux étayés. En effet, l'unicité pourrait être un des critères employés par les

municipalités pour identifier ces milieux humides d'intérêt. Mon étude apporte également des preuves supplémentaires selon lesquelles l'utilisation conjointe d'un ensemble de critères de conservation est nécessaire pour prendre des décisions de conservation éclairées. De plus, mes résultats montrent que les critères relevant des attributs spatiaux des sites (superficie, proximité) ne seraient idéalement pas substituables aux informations découlant de la composition en espèces. Enfin, les milieux humides d'une MRC ne devraient pas être considérés individuellement, mais bien en combinaison les uns avec les autres, afin que non seulement les sites individuels soient d'un grand intérêt pour la conservation, mais aussi que le réseau de sites protégés soit le plus représentatif possible de la diversité de la région.

Un des objectifs principaux de la LCCMHH est de conserver les fonctions écologiques importantes pour le bon fonctionnement des écosystèmes et donc, indirectement, la qualité de vie de la population. En effet, au-delà de protéger les espèces, il est important de protéger les fonctions que ces espèces remplissent, puisque ce sont elles qui assurent le fonctionnement des écosystèmes et la délivrance de services écologiques (MEA, 2005; Cadotte et al., 2011). Miser sur la protection de la diversité bêta, comme par l'entremise de l'unicité, peut permettre de préserver les fonctions écosystémiques (Mori et al., 2018). D'abord, en plus d'être associée à la présence individuelle d'espèces rares, l'unicité est caractérisée par la rareté d'assemblages d'espèces entières. Toutes les espèces ont des rôles fonctionnels qui affectent l'écosystème dans lequel elles vivent (i.e., les fonctions écosystémiques : Symstad et al., 1998), et les assemblages d'espèces rares pourraient remplir des ensembles de fonctions écosystémiques rares. Différentes associations d'espèces remplissent des fonctions écosystémiques qui reflètent l'amalgame des rôles fonctionnels de chacune des espèces et leurs interactions les unes avec les autres. La perte ou le remplacement d'une espèce pourrait drastiquement altérer l'ensemble de fonctions écosystémiques remplies par une communauté, et ce changement est dépendant de l'identité des espèces (Tilman et al., 1997; Symstad et al., 1998). Cet effet pourrait être exacerbé si les espèces en question sont rares, puisque celles-ci peuvent influencer de façon importante la structure fonctionnelle d'un assemblage (Lyons et al., 2005; Leitao et al., 2016) et remplissent des fonctions écosystémiques peu communes qui sont irremplaçables (Mouillot et al., 2013). En retour, ce changement pourrait affecter les fonctions écosystémiques qui sont remplies par l'écosystème entier. Si l'on aspire à maintenir des écosystèmes fonctionnels et continuer à en bénéficier, il faut viser à préserver intacts les

assemblages d'espèces et leurs rôles fonctionnels spécifiques, spécialement ceux qui sont rares (donc uniques) et irremplaçables.

Ensuite, protéger des assemblages d'espèces uniques peut contribuer à prévenir l'homogénéisation biotique (i.e. la diminution de la diversité bêta), un phénomène qui pourrait fortement affecter le fonctionnement des écosystèmes, au même titre que la perte locale d'espèces (Díaz et Cabido, 2001; Loreau et al. 2003; Olden et al., 2004). En effet, puisque les traits fonctionnels des espèces dictent leur réponse aux modifications de leur environnement, une homogénéisation taxonomique pourrait être concomitante avec une homogénéisation fonctionnelle des communautés (Olden et al., 2004), bien que cela dépende de la redondance entre les traits (Baiser et Lockwood, 2011; Naaf et Wulf, 2012; Sonnier et al. 2014). Ainsi, différents ensembles d'espèces dans différentes communautés devraient supporter le fonctionnement d'un écosystème à différents niveaux (Isbell et al., 2011). Par conséquent, pour qu'une multitude de fonctions écosystémiques soient soutenues au sein d'un paysage, une grande variété d'assemblages d'espèces, et donc une forte diversité bêta, sont nécessaires (van der Plas et al., 2016). Soutenir une vaste gamme de fonctions est important, puisque les humains dépendent d'une plusieurs de services écologiques simultanément pour leur bien-être.

En somme, je suggère que l'unicité écologique soit ajoutée à l'arsenal de stratégies qui sont employées par les conservationnistes. D'abord, une forte unicité est associée à la présence d'espèces rares et d'espèces sensibles aux perturbations, indicatrices d'habitats de bonne qualité. Ensuite, préserver les assemblages d'espèces uniques contribue à maintenir la diversité bêta de la région et à prévenir une homogénéisation biotique, ce qui pourrait se traduire par un meilleur fonctionnement des écosystèmes. Ces caractéristiques feraient des sites uniques des cibles de conservation intéressantes dans un contexte où les MRC du Québec sont en processus d'identification des milieux humides et hydriques d'intérêt qui se trouvent sur leur territoire. Cependant, puisque l'intégrité des sites uniques peut varier dépendamment des impacts anthropiques passés qu'a subi une région, et puisqu'une forte unicité est aussi associée à une faible richesse spécifique, je recommande que d'autres critères de conservation soient comparés à l'unicité dans un contexte de conservation donné.

Références bibliographiques

- Abellán, P., Sánchez-Fernández, D., Velasco, J., Millán, A., 2005. Conservation of freshwater biodiversity: a comparison of different area selection methods. *Biodivers. Conserv.* 14, 3457–3474.
- Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor, C., Stuart, S.N., 2004. IUCN red list of threatened species. A global species assessment. The IUCN Species Survival Commission.
- Baiser, B., Lowckwood, L., 2011. The relationship between functional and taxonomic homogenization. *Global Ecol. Biogeogr.* 20, 134–144.
- Barbier, E.B., 2011. Wetlands as natural assets. *Hydrol. Sci. J.* 56, 1360–1373.
- Bonn, A., Rodrigues, A.S.L., Gaston, K.J., 2002. Threatened and endemic species: are they good indicators of patterns of biodiversity on a national scale? *Ecol. Lett.* 5, 733–741.
- Bonn, A., Gaston, K.J., 2005. Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria. *Biodivers. Conserv.* 14, 1083–1100
- Boulangeat, I., Lavergne, S., Van Es, J., Garraud, L., Thuiller, W., 2012. Niche breadth, rarity and ecological characteristics within a regional flora spanning large environmental gradients. *J. Biogeogr.* 39, 204–214.
- Bourdagh, M., Johnston, C.A., Regal, R.R., 2006. Properties and performance of the floristic quality index in Great Lakes coastal wetlands. *Wetlands* 26, 718–735.
- Boyd, C., Brooks, T.M., Butchart, S.H.M., Edgar, G.J., Da Fonseca, G.A.B., Hawkins, F., Hoffmann, M., Sechrest W., Stuart, S.N., Van Dijk, P.P., 2008. Spatial scale and the conservation of threatened species. *Conserv. Letters* 1, 37-43.
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., da Fonseca, G.A.B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Mittermeier, C.G., Pilgrim, J.G., Rodrigues, A.S.L., 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313, 58–62.

- Brown, J.H., Kodric-Brown, A., 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58, 445–449.
- Bullock, A., Acreman, M., 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 7, 358–389.
- Burlakova, L.E., Karatayev, A.Y., Karatayev, V.A., May, M.E., Bennett, D.L., Cook, M.J., 2011. Endemic species: contribution to community uniqueness, effect of habitat alteration, and conservation priorities. *Biol. Conserv.* 144, 155–165.
- Butchart, S.H.M., Evans, M.I., Quader, S., Aricò, S., Arinaitwe, J., Balman, M., Bennun, L.A., Bertzky, B., Besançon, C., Boucher, T.M., Brooks, T.M., Burfield, I.J., Burgess, N.D., Chan, S., Clay, R.P., Crosby, M.J., Davidson, N.C., De Silva, N., Devenish, C., Dutson, G.C.K., Díaz Fernández, D.F., Fishpool, L.D.C., Fitzgerald, C., Foster, M., Heath, M.F., Hockings, M., Hoffman, M., Knox, D., Larsen, F.W., Lamoreux, J.F., Loucks, C., May, I., Millett, J., Molloy, D., Morling, P., Parr, M., Ricketts, T.H., Seddon, N., Skilnik, B., Stuart, S.N., Upgren, A., Woodley, S., 2012. Protecting important sites for biodiversity contributes to meeting global conservation targets. *PLoS one* 7, e32529.
- Cadotte, M.W., Carscadden, K., Mirotnick, N., 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *J. Appl. Ecol.* 48, 1079–1087.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67.
- Carpenter, S. R., Cottingham, K. L., 1997. Resilience and restoration of lakes. *Conserv. Ecol.* [online]. 1:2. <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art2/>
- Ceballos, G., Rodriguez, P., Medellin, R., 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Ecol. Appl.* 8, 8–17.
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., 2006. Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 103, 19374–19379.

- Clarkson, B.R., Ausseil, A.E., Gerbeaux, P., 2013. Wetland ecosystem services. In: Dymond, J.R. (ed) *Ecosystem services in New Zealand – conditions and trends*. Manaaki Lenhua Press, Landcare Research, 192–202.
- Cohen, M.J., Carstenn, S., Lane, C.R., 2004. Floristic quality indices for biotic assessment of depressional marsh condition in Florida. *Ecol. Appl.* 14, 784–794.
- Condit, R., Pitman, N., Leigh, E.G., Chave, J., Terborgh, J., Foster, R. B., Núñez, P., Aguilar, S., Valencia, R., Villa, G., Muller-Landau, H. C., Losos, E., Hubbell, S. P., 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science* 295, 666–669.
- Cottenie, K., 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecol. Lett.* 8, 1175–1182.
- Cowardin, L., Carter, V., Golet, F.C., Laroe, E.T., 1979. *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States*. United States Department of the Interior. Washington, D.C.
- Daru, B.H., van der Bank, M., Davies, T.J., 2015. Spatial incongruence among hotspots and complementary areas of tree diversity in southern Africa. *Divers. Distrib.* 21, 769–780.
- Da Silva, P.G., Hernández, M.I.M., 2014. Local and regional effects on community structure of dung beetles in a mainland-island scenario. *PLoS One* 9, e111883.
- Davidson, N.C., 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Mar. Freshw. Res.* 65, 934–941.
- Davies, T.J., Cadotte, M.W., 2011. Quantifying biodiversity: does it matter what we measure? In: Zachos, F., Habel, J. (eds) *Biodiversity hotspots*. Springer, 43–60.
- Deane, D.C., Fordham, D.A., Stevens, A.K., Bradshaw, C.J.A., 2017. Dispersal-driven homogenization of wetland vegetation revealed from local contributions to β -diversity. *J. Veg. Sci.* 28, 893–902.
- Diamond, J.M., 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biol. Conserv.* 7, 129–146.

- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.* 16, 646–655.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F.S., Tilman, D., 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biol.* 4, 1300–1305.
- dos Santos, A.S., Saraiva, D.D., Müller, S.C., Overbeck, G.E., 2015. Interactive effects of environmental filtering predict beta-diversity patterns in a subtropical forest metacommunity. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 17, 96–106.
- Engelhardt, K.A.M., Ritchie, M.E., 2001. Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. *Nature* 411, 687–689.
- Fahrig, L., 2017. Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 48, 1–23.
- Fahrig, L., 2019. Habitat fragmentation: a long and tangled tale. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 28, 33–41.
- Feng, J.M., Zhang, Z., Nan, R.Y., 2012. Non-congruence among hotspots based on three common diversity measures in Yunnan, south-west China. *Plant Ecol. Divers.* 4, 353–361.
- Fleishman, E., Noss, R.F., Noon, B.R., 2006. Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecol. Indic.* 6, 543–553.
- Fox, N.J., Beckley, L.E., 2005. Priority areas for conservation of western Australian coastal fishes: a comparison of hotspot, biogeographical and complementarity approaches. *Biol. Conserv.* 125, 399–410.
- Francis, C.M., Austen, M.J., 2000. Assessing floristic quality in southern Ontario woodlands. *Nat. Areas J.* 20, 66–77.
- Gaston, K.J., 1996. Biodiversity - congruence. *Prog. Phys. Geogr.* 20, 105–112.
- Gaston, K.J., 1998. Rarity as double jeopardy. *Nature* 394, 229–230.

- Gaston, K.J., 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405, 220–227.
- Gedan, K.B., Kirwan, M.L., Wolanski, E., Barbier, E.B., Silliman, B.R., 2011. The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: answering recent challenges to the paradigm. *Clim. Change* 106, 7–29.
- Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I.D., Hockings, M., Burgess, N.D., 2013. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biol. Conserv.* 161, 230–238.
- Gilbert, B., Lechowicz, M.J., 2004. Neutrality, niches, and dispersal in a temperate forest understory. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 101, 7651–7656.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H.H., Storaunet, K.O., 2004. Fine-scale diversity and rarity hotspots in northern forests. *Conserv. Biol.* 18, 1032–1042.
- Goudie, A.S., 2018. Human impact on the natural environment. John Wiley & Sons.
- Goulwen, D., Martel, M., Joly, M., Dufour Tremblay, G., 2018. Les plans régionaux des milieux humides et hydriques – Démarche de réalisation. Ministère de l’Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de la protection des espèces et des milieux naturels et Direction de l’agroenvironnement et du milieu hydrique, Québec.
- Heino, J., Bini, L.M., Andersson, J., Bergsten, J., Bjelke, U., Johansson, F., 2017. Unravelling the correlates of species richness and ecological uniqueness in a metacommunity of urban pond insects. *Ecol. Indic.* 73, 422–431.
- Heino, J., Grönroos, M., 2017. Exploring species and site contributions to beta diversity in stream insect assemblages. *Oecologia* 183, 151–160.
- Herman, K.D., Masters, L.A., Penskar, M.E., Reznicek, A.A., Wilhelm, G.S., Brodowicz, W.W., 1997. Floristic quality assessment: development and application in the state of Michigan (USA). *Nat. Areas J.* 17, 265–279.

- Herman, K.D., Masters, L.A., Penskar, M.R., Reznicek, A.A., Wilhelm, G.S., Brodovich, W.W., Gardner, K.P., 2001. Floristic quality assessment with wetland categories and examples of computer applications for the state of Michigan. Michigan Dept. of Natural Resources, Wildlife Division, Natural Heritage Program. Hettiarachchi, T., Wijesundara, C.S., 2017. Conservational significance of Dunumadalawa Forest Reserve in Central Sri Lanka based on the endemism of its avifauna. *Ceylon J. Sci.* 46, 21–30.
- Houlahan, J.E., Keddy, P. a., Makkay, K., Findlay, C.S., 2006. The effects of adjacent land use on wetland species richness and community composition. *Wetlands* 26, 79–96.
- Hubbell, S.P., 2001. *The unified theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press.
- Hufbauer, R.A., Szücs, M., Ksayon, E., Youngberg, C., Koontz, M.J., Richards, C., Tuff, T., Melbourne, B.A., 2015. Three types of rescue can avert extinction in a changing environment. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 10557–10562.
- Isbell, D., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, S.W., Rich, P.B., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., van Ruijven, J., Weigelt, A., Wilsey, B.J., Zavaleta, E.S., Loreau, M., 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477, 199–202.
- Joppa, L.N., Loarie, S.R., Pimm, S.L., 2008. On the protection of “protected areas.” *Proc. Natl. Acad. Sci.* 105, 6673–6678.
- Kareiva, P., Marvier, M., 2003. Conserving biodiversity coldspots - recent calls to direct conservation funding to the world’s biodiversity hotspots may be bad investment advice. *Am. Sci.* 91, 244–351.
- Kati, V., Devillers, P., Dufrêne, M., Legakis, A., Vokou, D., Lebrun, P., 2004. Hotspots, complementarity or representativeness? Designing optimal small-scale reserves for biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 120, 471–480.
- Keddy, P.A., 2010. *Wetland ecology: principles and conservation*. Cambridge University Press.

- Keddy, P.A., Fraser, L.H., Solomeshch, A.I., Junk, W.J., Campbell, D.R., Arroyo, M.T.K., Alho, C.J.R., 2009. Wet and wonderful: the world's largest wetlands are conservation priorities. *Bioscience* 59, 39–51.
- Kershaw, M., Mace, G.M., Williams, P.H., 1995. Threatened status, rarity, and diversity as alternative selection measures for protected areas: A test using afro-tropical antelopes. *Conserv. Biol.* 9, 324–334.
- Kingsford, R.T., Basset, A., Jackson, L., 2016. Wetlands: conservation's poor cousins. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwa. Ecosyst.* 26, 892–916.
- Krauss, J., Steffan-Dewenter, I., Tschamtker, T., 2003. Local species immigration, extinction, and turnover of butterflies in relation to habitat area and habitat isolation. *Oecologia* 137, 591–602.
- Kukkala, A.S., Moilanen, A., 2013. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biol. Rev.* 88, 443–464.
- Lamoreux, J.F., Morrison, J.C., Ricketts, T.H., Olson, D.M., Dinerstein, E., McKnight, M.W., Shugart, H.H., 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* 440, 212–214.
- Landeiro, V.L., Bini, L.M., Franz, B., Heino, J., Siqueira, T., 2018. Species-poor and low-lying sites are more ecologically unique in a hyperdiverse Amazon region: evidence from multiple taxonomic groups. *Divers. Distrib.* 24, 966–977.
- Lawton, J.H., 1995. Population dynamic principles. In: Lawton, J.H., May, R.M. (eds) *Extinction rates*. Oxford University Press, 147–163.
- Legendre, P., 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 23, 1324–1334.
- Legendre, P., De Cáceres, M., 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecol. Lett.* 16, 951–963.

- Leitao, R.P., Zuanon, J., Villéger, S., Williams, S.E., Baraloto, C., Fortunel, C., Mendonça, F.P., Mouillot, D., 2016. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proc. R. Soc B* 283, 20160084.
- Löfgren, A., Jerling, L., 2002. Species richness, extinction and immigration rates of vascular plants on islands in the Stockholm Archipelago, Sweden, during a century of ceasing management. *Folia Geobot.* 37, 297–308.
- Lomolino, M.V., 1990. The target area hypothesis: the influence of island area on immigration rates of non-volant mammals. *Oikos* 57, 297–300.
- Lopez, R.D., Fennessy, M.S., 2002. Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. *Ecol. Appl.* 12, 487–497.
- Loreau, M., Mouquet, N., Gonzalez, A., 2003. Biodiversity as a spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 100, 12765–12770.
- Lososová, Z., Chytrý, M., Tichý, L., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Kintrová, K., Láníková, D., Otýpková, Z., Řehořek, V., 2012. Biotic homogenization of central European urban floras depends on residence time of alien species and habitat types. *Biol. Conserv.* 145, 179–184.
- Lyons, K.G., Brigham, C.A., Traut, B.H., Schwartz, M.W., 2005. Rare species and ecosystem functioning. *Conserv. Biol.* 19, 1019–1024.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- Maloufi, S., Catherine, A., Mouillot, D., Louvard, C., Couté, A., Bernard, C., Troussellier, M., 2016. Environmental heterogeneity among lakes promotes hyper β -diversity across phytoplankton communities. *Freshw. Biol.* 61, 633–645.
- Maltby, E., Acreman, M.C., 2011. Ecosystem services of wetlands: pathfinder for a new paradigm. *Hydrol. Sci. J.* 56, 1341–1359.

- Margules, C.R., Nicholls, A.O., Pressey, R.L., 1988. Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biol. Conserv.* 43, 63–76.
- Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243–253.
- Maurer, B.A., McGill, B.J., 2011. Measurement of species diversity. In: Magurran, A.E., McGill, B.J. (eds) *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press, 55–65.
- McKinney, M.L., 1997. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleoecological views. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28, 495–516.
- McKinney, M.L., Lockwood, J.L., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol. Evol.* 14, 450–453.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005. *Ecosystems and human well-being: wetlands and water*. World Resources Institute.
- Miller, S.J., Wardrop, D.H., 2006. Adapting the floristic quality assessment index to indicate anthropogenic disturbance in central Pennsylvania wetlands. *Ecol. Indic.* 6, 313–326.
- Mimouni, E.A., Pinel-Alloul, B., Beisner, B.E., 2015. Assessing aquatic biodiversity of zooplankton communities in an urban landscape. *Urban Ecosyst.* 18, 1353–1372.
- Miyazono, S., Taylor, C.M., 2013. Effects of habitat size and isolation on species immigration-extinction dynamics and community nestedness in a desert river system. *Freshw. Biol.* 58, 1303–1312.
- Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comín, F.A., Yockteng, R., 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biol.* 10, e1001247.
- Mori, A.S., Isbell, F., Seidl, R., 2018. β -diversity, community assembly, and ecosystem functioning. *Trends Ecol. Evol.* 33, 549–564.
- Mouillot, D., Bellwood, D.R., Baraloto, C., Chave, J., Galzin, R., Harmelin-Vivien, M., Kulbicki, M., Lavergne, S., Lavorel, S., Mouquet, N., Paine, C.E.T., Renaud, J., Thuillet, W., 2013.

- Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. *PLoS One* 11, e1001569. Myers, N., 1988. Threatened biotas: “hot spots” in tropical forests. *Environmentalist* 8, 187–208.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- Naaf, T., Wulf, M., 2010. Habitat specialists and generalists drive homogenization and differentiation of temperate forest plant communities at the regional scale. *Biol. Conserv.* 143, 848–855.
- Naaf, T., Wulf, M., 2012. Does taxonomic homogenization imply functional homogenization in temperate forest herb layer communities? *Plant. Ecol.* 213, 431–443.
- Nekola, J.C.C., White, P.S.S., 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *J. Biogeogr.* 26, 867–878.
- Niskanen, A.K.J., Heikkinen, R.K., Väre, H., Luoto, M., 2017. Drivers of high-latitude plant diversity hotspots and their congruence. *Biol. Conserv.* 212, 288–299.
- NWWG (National Wetlands Working Group), 1997. Canadian wetland classification system. University of Waterloo, Waterloo, Ontario.
- Olden, J.D., Poff, N.L., Douglas, M.R., Douglas, M.E., Fausch, K.D., 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends Ecol. Evol.* 19, 18–24.
- Olden, J.D., Rooney, T.P., 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 15, 113–120.
- Orme, C.D.L., Davies, R.G., Burgess, M., Eigenbrod, F., Pickup, N., Olson, V.A., Webster, A.J., Ding, T.S., Rasmussen, P.C., Ridgely, R.S., Stattersfield, A.J., Bennett, P.M., Blackburn, T.M., Gaston, K.J., Owens, I.P.F., 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436, 1016–1019.

- Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J.L., Joppa, L.N., Raven, P.H., Roberts, C.M., Sexton, J.O., 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344, 1246752.
- Pimm, S.L., Jones, H.L., Diamond, J., 1988. On the risk of extinction. *Am. Nat.* 132, 757–785.
- Pino, J., Vilà, M., Álvarez, N., Seguí, J.M., Guerrero, C., 2008. Niche breadth rather than reproductive traits explains the response of wetland monocotyledons to land-cover change. *Appl. Veg. Sci.* 12, 119–130.
- PL 132 (Projet de loi n° 132), 2017. Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques, 1^e sess, 41^e lég, Québec, c 14 (Sanctionné le 16 juin 2017).
- Poulin, M., Pellerin, S., Cimon-Morin, J., Lavallée, S., Courchesne, G., Tendland, Y., 2016. Inefficacy of wetland legislation for conserving Quebec wetlands as revealed by mapping of recent disturbances. *Wetl. Ecol. Manag.* 24, 651–665.
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C., Gibbons, D.W., 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365, 335–337.
- Pressey, R.L., Humphries, C.J., Margules, C.R., Vane-Wright, R.I., Williams, P.H., 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends Ecol. Evol.* 8, 124–128.
- Pressey, R.L., Johnson, I.R., Wilson, P.D., 1994. Shades of irreplaceability: towards a measure of the contribution of sites to a reservation goal. *Biodivers. Conserv.* 3, 242–262.
- Pressey, R.L., Nicholls, A.O., 1989. Efficiency in conservation evaluation: scoring versus iterative approaches. *Biol. Conserv.* 50, 199–218.
- Qian, H., Ricklefs, R.E., 2006. The role of exotic species in homogenizing the North American flora. *Ecol. Lett.* 9, 1293–1298.
- Qiao, X., Li, Q., Jiang, Q., Lu, J., Franklin, S., Tang, Z., Wang, Q., Zhang, J., Lu, Z., Bao, D., Guo, Y., Liu, H., Xu, Y., Jiang, M., 2015. Beta diversity determinants in Badagongshan, a subtropical forest in central China. *Sci. Rep.* 5, 1–9.

- Quinn, J.F., Harrison, S.P., 1988. Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. *Oecologia* 75, 132–140.
- Reed, P., 1988. National list of plant species that occur in wetlands: Michigan biological report. US Department of Interior, Fish and Wildlife Services.
- Reid, W. V., 1998. Biodiversity hotspots. *Trends Ecol. Evol.* 13, 275–280.
- Rey Benayas, J.M., de la Montaña, E., 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biol. Conserv.* 114, 357–370.
- Reyers, B., Fairbanks, D., Wessels, K.J., Van Jaarsveld, A.S., 2002. A multicriteria approach to reserve selection: addressing long-term biodiversity maintenance. *Biodivers. Conserv.* 11, 769–793.
- Richardson, S.J., Clayton, R., Rance, B.D., Broadbent, H., Mcglone, M.S., Wilmshurst, J.M., 2015. Small wetlands are critical for safeguarding rare and threatened plant species. *Appl. Veg. Sci.* 18, 230–241.
- Rodrigues, A.S.L., Akçakaya, H.R., Andelman, S.J., Bakkarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Chanson, J.S., Fishpool, L.D.S., Da Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Marquet, P.A., Pilgrom, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J., Yan, X., 2004. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected area network. *Bioscience* 54, 1092–1100.
- Rooney, T.P., Rogers, D.A., 2002. The modified floristic quality index. *Nat. Areas J.* 22, 340–344.
- Rösch, V., Tschardtke, T., Scherber, C., Batáry, P., 2015. Biodiversity conservation across taxa and landscapes requires many small as well as single large habitat fragments. *Oecologia* 179, 209–222.
- Shaffer, M.L., 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31, 131–134.

- Semlitsch, R.D., Bodie, J.R., 1998. Are small, isolated wetlands expandable? *Conserv. Biol.* 12, 1129–1133.
- Singh, J.S., 2002. The biodiversity crisis: a multifaceted review. *Curr. Sci.* 82, 638–647.
- Slatyer, R.A., Hirst, M., Sexton, J.P., 2013. Niche breadth predicts geographical range size: a general ecological pattern. *Ecol. Lett.* 16, 1104–1114.
- Socolar, J.B., Gilroy, J.J., Kunin, W.E., Edwards, D.P., 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends Ecol. Evol.* 31, 67–80.
- Sonnier, G., Johnson, S.E., Amatangelo, K.L., Rogers, D.A., Waller, D.M., 2014. Is taxonomic homogenization linked to functional homogenization in temperate forests? *Global Ecol. Biogeogr.* 23, 894–902.
- Sor, R., Legendre, P., Lek, S., 2018. Uniqueness of sampling site contributions to the total variance of macroinvertebrate communities in the Lower Mekong Basin. *Ecol. Indic.* 84, 425–432.
- Stohlgren, T.J., Guenther, D.R., Evangelista, P.H., Alley, N., 2005. Patterns of plant species richness, rarity, endemism, and uniqueness in an arid landscape. *Ecol. Appl.* 15, 715–725
- Stolton, S., Dudley, N., Avcioğlu Çokçalışkan, B., Hunter, D., Ivanić, K.-Z., Kanga, E., Kettunen, M., Kumagai, Y., Maxted, N., Senior, J., Wong, M., Keenleyside, K., Mulrooney, D., Waithaka, J., 2015. Values and benefits of protected areas. In: Worboys, G.L., Lockwood, M., Kothari, A., Feary, S., Pulsford, I. (eds) *Protected area governance and management*, ANU Press, 145–168,
- Swink, F., Wilhelm, G.S., 1979. *Plants of the Chicago region, revised and expanded edition with keys*. The Morton Arboretum, USA.
- Symstad, A.J., Tilman, D., Wilson, J., Knops, J.M.H., 1998. Species loss and ecosystem functioning: effects of species identity and community composition. *Oikos* 81, 389–397.

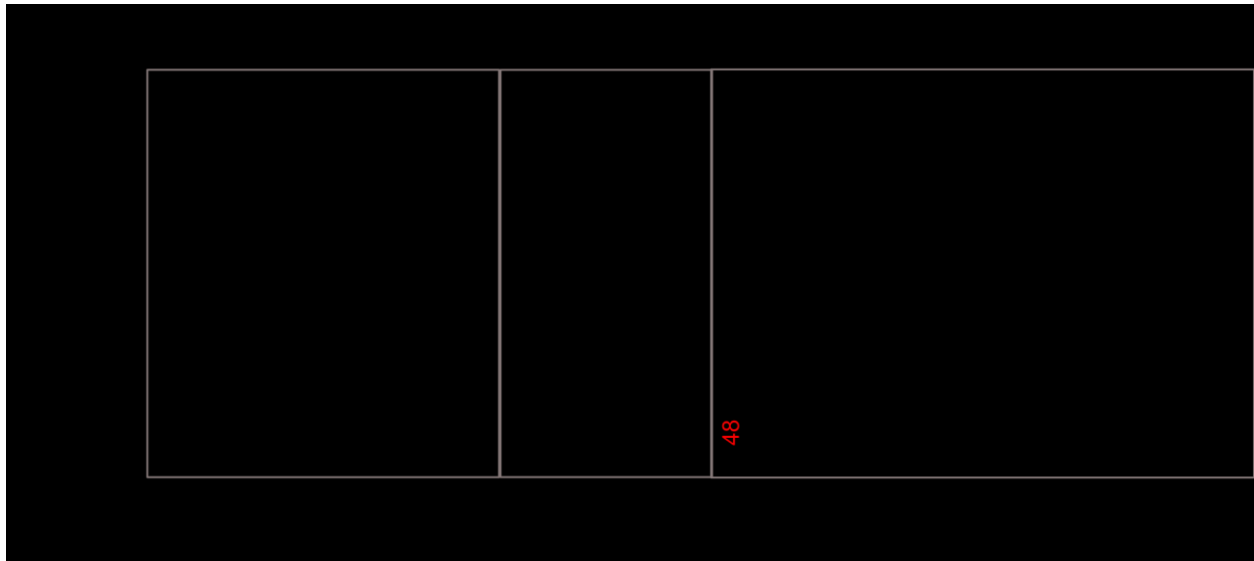
- Taft, J.B., Wilhelm, G.S., Ladd, D.M., Masters, L.A., 1997. Floristic quality assessment for vegetation in Illinois, a method for assessing vegetation integrity. Illinois Native Plant Society.
- Taft, J., Hauser, C., Robertson, K.R., 2006. Estimating floristic integrity in tallgrass prairie. *Biol. Conserv.* 131, 42–51.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E., 1997 The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277, 1300–1302.
- Tonkin, J.D., Stoll, S., Jähnig, S.C., Haase, P., 2016. Contrasting metacommunity structure and beta diversity in an aquatic-floodplain system. *Oikos* 125, 686–697.
- Traba, J., García De La Morena, E.L., Morales, M.B., Suárez, F., 2007. Determining high value areas for steppe birds in Spain: hot spots, complementarity and the efficiency of protected areas. *Biodivers. Conserv.* 16, 3255–3275.
- Trentanovi, G., von der Lippe, M., Sitzia, T., Ziechmann, U., Kowarik, I., Cierjacks, A., 2013. Biotic homogenization at the community scale: disentangling the roles of urbanization and plant invasion. *Divers. Distrib.* 19, 738–748.
- Tuomisto, H., Ruokolainen, K., Yli-Halla, M., 2003. Dispersal, environment and floristic variation of western Amazonian forests. *Science* 299, 241–243.
- van der Plas, F., Manning, P., Soliveres, S., Allan, E., Scherer-Lorenzen, M., Verheyen, K., Wirth, C., Zavala, M.A., Ampoorter, E., Baeten, L., Barbaro, L., Bauhus, J., Benavides, R., Benneter, A., Bonal, D., Bouriaud, O., Bruelheide, H., Bussotti, F., Carnol, M., Castagneyrol, B., Charbonnier, Y., Coomes, D.A., Coppi, A., Bastias, C.C., Dawud, S.M., De Wandeler, H., Domisch, T., Finér, L., Gessler, A., Granier, A., Grossiord, C., Guyot, V., Hättenschwiler, S., Jactel, H., Jaroszewicz, B., Mueller, S., Muys, B., Nguyen, D., Pollastrini, M., Sophia Ratcliffe, S., Raulund-Rasmussen, K., Selvi, F., Stenlid J., Valladares, F., Vesterdal, L., Zielinski, D., Fischer, M., 2016. Biotic homogenization can decrease landscape-scale forest multifunctionality. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113, 3557–3562.

- van Jaarsveld, A., Freitag, S., Chown, S., Muller, C., Koch, S., Hull, H., Bellamy, C., Kruger, M., Endrody-Younga, S., Mansell, M., Scholtz, C., 1998. Biodiversity assessment and conservation strategies. *Science* 279, 2106–2108.
- Vane-Wright, R.I., Humphries, C.J., Williams, P.H., 1991. What to protect? - Systematics and the agony of choice. *Biol. Conserv.* 55, 235–254.
- Villalobos, F., Dobrovolski, R., Provete, D.B., Gouveia, S.F., 2013. Is rich and rare the common share? Describing biodiversity patterns to inform conservation practices for South American anurans. *PLoS One* 8, e56073.
- Vilmi, A., Karjalainen, S.M., Heino, J., 2017. Ecological uniqueness of stream and lake diatom communities shows different macroecological patterns. *Divers. Distrib.* 23, 1042–1053.
- Walker, K.J., Preston, C.D., 2006. Ecological predictors of extinction risk in the flora of lowland England, UK. *Biodivers. Conserv.* 15, 1913–1942.
- Watson, J.E.M., Dudley, N., Segan, D.B., Hockings, M., 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature* 515, 67–73.
- Welter-Schultes, F.W., Williams, M.R., 1999. History, island area and habitat availability determine land snail species richness of Aegean islands. *J. Biogeogr.* 26, 239–249.
- Wilhelm, G.S., 1992. Technical comments on the proposed revisions of the 1989 wetland delineation manual. *Erigenia* 12, 41–50.
- Wilhelm, G., Ladd, D., 1988. Natural area assessment in the Chicago region. In: *Transactions of the North American wildlife and natural resources conference.* 53, 361–375.
- Williams, P., Gibbons, D., Margules, C., Rebelo, A., Humphries, C., Pressey, R., 1996. A Comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conserv. Biol.* 10, 155–174.
- Wintle, B.A., Kujala, H., Whitehead, A., Cameron, A., Veloz, S., Kukkala, A., Moilanen, A., Gordon, A., Lentini, P.E., Cadenhead, N.C.R., Bekessy, S.A., 2019. Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 116, 909–914.

Yang, Q., Tam, N.F.Y., Wong, Y.S., Luan, T.G., Su, W.S., Lan, C.Y., Shin, P.K.S., Cheung, S.G., 2008. Potential use of mangroves as constructed wetland for municipal sewage treatment in Futian, Shenzhen, China. *Mar. Pollut. Bull.* 57, 735–743.

Zedler, J.B., Kercher, S., 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 39–74.

Annexes



Appendix 1. Dendrogram of species composition data used for confirmation of a priori wetland typology in Lake Papineau, Québec (Canada). Height indicates the dissimilarity fusion level of wetland type groups. The goal was to confirm that the three wetland types had a distinct and specific species composition. In order to find the appropriate clustering method for our data, we tested four different methods (single linkage clustering, complete linkage clustering, the unweighted pair group method with arithmetic mean (PGMA) and the Ward method) and measured the cophenetic correlation. We selected the complete linkage clustering method as it provided the highest cophenetic correlation. Only the site in red was miscategorized as an alder swamp in the field according to the analysis and should instead be an ash swamp

Appendix 2. Mean (range) of the conservation criteria measured and computed for the different types of wetlands sampled in Lake Papineau and for peatlands in La Mauricie National Park, Québec (Canada). See Table 2.1 for description of the criteria

| Variables | Lake Papineau | | | All sites | La Mauricie National Park |
|--------------------------------|-----------------------------|----------------------------|------------------------------|-----------------------------|------------------------------|
| | Ash swamps | Alder swamps | Peatlands | | |
| LCBD | 0.0242 (0.0208 – 0.0303) | 0.0250 (0.0199 – 0.318) | 0.0303 (0.0204 – 0.0445) | 0.0263 (0.0199 – 0.0445) | 0.0250 (0.0144 – 0.5804) |
| Species richness | 104 (75 – 123) | 90 (79 – 99) | 73 (57 – 85) | 91 (57 – 123) | 28 (12 – 59) |
| % Exotic | 5.1 (3 – 9) | 5.5 (2 – 14) | 3.4 (0 – 5) | 4.6 (0 – 14) | NA |
| % At-risk | 0.39 (0 – 4) | 0.13 (0 – 2) | 0.083 (0 – 2) | 0.24 (0 – 4) | 0.18 (0 – 3) |
| % Rare | 1.4 (0 – 7) | 0.63 (0 – 1) | 2.0 (0 – 11) | 1.4 (0 – 11) | 3.1 (0 – 17) |
| WI | 1.6 (0.6 – 2.6) | 3.1 (2.2 – 3.7) | 3.7 (3.4 – 4.1) | 2.6 (0.6 – 4.1) | 1.6 (-0.7 – 4.7) |
| Mean C | 4.5 (4.2 – 4.7) | 4.4 (4.0 – 4.6) | 5.3 (4.9 – 6.1) | 4.7 (4.0 – 6.1) | 5.5 (4.6 – 7.6) |
| Wetland area (m ²) | 11 072 (1382 – 50 106) | 18 840 (1907 – 60 817) | 27 423 (2672 – 1 119 453) | 17 871 (1382 – 119 453) | 122 125 (10 000 – 50 000) |
| Proximity (m) | 263 (0 – 653) | 349 (69 – 933) | 287 (0 – 1275) | 289 (0 – 1275) | 2240 (490 – 6 305) |

Appendix 3. Species found in the 38 wetlands sampled around Lake Papineau, Québec (Canada). The number and proportion (%) of wetlands in which each species was observed is presented. Information is also provided regarding species C- and W-values and origin for the province of Québec

| Species | Number of sites | Proportion of sites (%) | C-value | W-value | Origin |
|---|-----------------|-------------------------|---------|---------|--------|
| <i>Abies balsamea</i> | 12 | 32 | 4 | 0 | Native |
| <i>Acer nigrum</i> | 2 | 5 | 8 | -3 | Native |
| <i>Acer pensylvanicum</i> | 17 | 45 | 5 | -3 | Native |
| <i>Acer rubrum</i> | 33 | 87 | 3 | 3 | Native |
| <i>Acer saccharum</i> | 22 | 58 | 4 | -3 | Native |
| <i>Acer spicatum</i> | 9 | 24 | 5 | -3 | Native |
| <i>Actaea pachypoda</i> | 2 | 5 | 6 | -5 | Native |
| <i>Actaea rubra</i> | 4 | 11 | 6 | -3 | Native |
| <i>Adiantum pedatum</i> | 2 | 5 | 8 | -3 | Native |
| <i>Ageratina altissima</i> var. <i>altissima</i> | 16 | 42 | 5 | -3 | Native |
| <i>Agrimonia gryposepala</i> | 6 | 16 | 4 | -3 | Native |
| <i>Agrimonia striata</i> | 1 | 3 | 4 | -3 | Native |
| <i>Agrostis gigantea</i> | 28 | 74 | 0 | 3 | Exotic |
| <i>Agrostis scabra</i> | 1 | 3 | 3 | 0 | Native |
| <i>Alisma triviale</i> | 1 | 3 | 5 | 5 | Native |
| <i>Alnus incana</i> subsp. <i>rugosa</i> | 31 | 82 | 4 | 3 | Native |
| <i>Amelanchier</i> sp. | 3 | 8 | NA | NA | Native |
| <i>Amphicarpaea bracteata</i> | 1 | 3 | 4 | 0 | Native |
| <i>Anaphalis margaritacea</i> | 1 | 3 | 2 | -3 | Native |
| <i>Aralia nudicaulis</i> | 19 | 50 | 4 | -3 | Native |
| <i>Aralia racemosa</i> | 1 | 3 | 6 | -3 | Native |
| <i>Arctium minus</i> | 2 | 5 | 0 | -3 | Exotic |
| <i>Arethusa bulbosa</i> | 2 | 5 | 9 | 5 | Native |
| <i>Arisaema triphyllum</i> subsp. <i>triphyllum</i> | 25 | 66 | 5 | 3 | Native |
| <i>Aronia melanocarpa</i> | 8 | 21 | 6 | 3 | Native |
| <i>Asclepias incarnata</i> | 15 | 39 | 5 | 5 | Native |
| <i>Asclepias syriaca</i> | 3 | 8 | 2 | -5 | Native |
| <i>Athyrium filix-femina</i> | 23 | 61 | 4 | 0 | Native |
| <i>Barbarea vulgaris</i> | 1 | 3 | 0 | 0 | Exotic |
| <i>Betula alleghaniensis</i> | 30 | 79 | 4 | 0 | Native |
| <i>Betula papyrifera</i> | 7 | 18 | 3 | -3 | Native |
| <i>Betula populifolia</i> | 1 | 3 | 3 | 0 | Native |
| <i>Bidens cernua</i> | 7 | 18 | 3 | 5 | Native |
| <i>Bidens frondosa</i> | 18 | 47 | 2 | 3 | Native |
| <i>Bidens tripartita</i> | 19 | 50 | 4 | 3 | Native |
| <i>Boehmeria cylindrica</i> | 16 | 42 | 5 | 3 | Native |
| <i>Brachyelytrhum erectum</i> | 4 | 11 | 6 | -3 | Native |
| <i>Brasenia schreberi</i> | 10 | 26 | 5 | 5 | Native |
| <i>Bromis ciliatus</i> | 3 | 8 | 5 | 3 | Native |

| Species | Number of sites | Proportion of sites (%) | C-value | W-value | Origin |
|---|-----------------|-------------------------|---------|---------|--------|
| <i>Calamagrostis canadensis</i> | 14 | 37 | 4 | 3 | Native |
| <i>Calla palustris</i> | 36 | 95 | 7 | 5 | Native |
| <i>Callitriche palustris</i> | 2 | 5 | 4 | 5 | Native |
| <i>Calopogon tuberosus</i> | 1 | 3 | 8 | 5 | Native |
| <i>Cardamine diphylla</i> | 7 | 18 | 7 | -3 | Native |
| <i>Cardamine pensylvanica</i> | 15 | 39 | 4 | 5 | Native |
| <i>Carex arctata</i> | 5 | 13 | 4 | -5 | Native |
| <i>Carex blanda</i> | 13 | 34 | 4 | 0 | Native |
| <i>Carex bromoides</i> | 16 | 42 | 5 | 3 | Native |
| <i>Carex brunnescens</i> var. <i>sphaerostachya</i> | 13 | 34 | 6 | 3 | Native |
| <i>Carex canescens</i> subsp. <i>canescens</i> | 32 | 84 | 6 | 5 | Native |
| <i>Carex comosa</i> | 11 | 29 | 5 | 5 | Native |
| <i>Carex crawfordii</i> | 3 | 8 | 4 | 3 | Native |
| <i>Carex crinita</i> | 24 | 63 | 4 | 3 | Native |
| <i>Carex deweyana</i> | 6 | 16 | 5 | -3 | Native |
| <i>Carex diandra</i> | 4 | 11 | 7 | 5 | Native |
| <i>Carex disperma</i> | 20 | 53 | 7 | 5 | Native |
| <i>Carex echinata</i> subsp. <i>echinata</i> | 30 | 79 | 5 | 5 | Native |
| <i>Carex flava</i> | 1 | 3 | 5 | 5 | Native |
| <i>Carex folliculata</i> | 1 | 3 | 7 | 3 | Native |
| <i>Carex gracillima</i> | 18 | 47 | 3 | -3 | Native |
| <i>Carex hystericina</i> | 8 | 21 | 4 | 5 | Native |
| <i>Carex interior</i> | 7 | 18 | 6 | 5 | Native |
| <i>Carex intumescens</i> | 28 | 74 | 4 | 3 | Native |
| <i>Carex lacustris</i> | 4 | 11 | 5 | 5 | Native |
| <i>Carex lasiocarpa</i> subsp. <i>americana</i> | 12 | 32 | 7 | 5 | Native |
| <i>Carex leptalea</i> | 27 | 71 | 6 | 5 | Native |
| <i>Carex lupulina</i> | 7 | 18 | 5 | 5 | Native |
| <i>Carex lurida</i> | 15 | 39 | 4 | 5 | Native |
| <i>Carex pedunculata</i> | 2 | 5 | 6 | -3 | Native |
| <i>Carex plantaginea</i> | 1 | 3 | 6 | -5 | Native |
| <i>Carex prasina</i> | 1 | 3 | 7 | 5 | Native |
| <i>Carex projecta</i> | 19 | 50 | 4 | 3 | Native |
| <i>Carex pseudocyperus</i> | 18 | 47 | 6 | 5 | Native |
| <i>Carex retrorsa</i> | 6 | 16 | 5 | 5 | Native |
| <i>Carex rostrata</i> | 8 | 21 | 7 | 5 | Native |
| <i>Carex scabrata</i> | 9 | 24 | 6 | 5 | Native |
| <i>Carex scoparia</i> | 3 | 8 | 3 | 3 | Native |
| <i>Carex stipata</i> var. <i>stipata</i> | 24 | 63 | 3 | 3 | Native |
| <i>Carex stricta</i> | 6 | 16 | 4 | 5 | Native |
| <i>Carex tribuloides</i> var. <i>tribuloides</i> | 14 | 37 | 4 | 3 | Native |
| <i>Carex trisperma</i> | 10 | 26 | 7 | 5 | Native |
| <i>Carex tuckermanii</i> | 4 | 11 | 6 | 5 | Native |
| <i>Carex vesicaria</i> | 12 | 32 | 6 | 5 | Native |
| <i>Caulophyllum thalictroides</i> | 1 | 3 | 7 | -5 | Native |
| <i>Cephalanthus occidentalis</i> | 9 | 24 | 6 | 5 | Native |

| Species | Number of sites | Proportion of sites (%) | C-value | W-value | Origin |
|---|-----------------|-------------------------|---------|---------|--------|
| <i>Chamaedaphne calyculata</i> | 28 | 74 | 7 | 5 | Native |
| <i>Chelone glabra</i> | 26 | 68 | 6 | 5 | Native |
| <i>Chrysosplenium americanum</i> | 14 | 37 | 6 | 5 | Native |
| <i>Cinna latifolia</i> | 16 | 42 | 5 | 3 | Native |
| <i>Circaea alpina</i> | 11 | 29 | 7 | 3 | Native |
| <i>Circaea canadensis</i> | 12 | 32 | 4 | -3 | Native |
| <i>Cirsium muticum</i> | 1 | 3 | 7 | 5 | Native |
| <i>Cirsium vulgare</i> | 5 | 13 | 0 | -3 | Exotic |
| <i>Cladium mariscoides</i> | 1 | 3 | 8 | 5 | Native |
| <i>Clematis virginiana</i> | 6 | 16 | 4 | 3 | Native |
| <i>Clintonia borealis</i> | 3 | 8 | 6 | 0 | Native |
| <i>Comarum palustre</i> | 20 | 53 | 7 | 5 | Native |
| <i>Coptis trifolia</i> | 8 | 21 | 5 | 3 | Native |
| <i>Cornus alternifolia</i> | 4 | 11 | 5 | -3 | Native |
| <i>Cornus canadensis</i> | 10 | 26 | 5 | 0 | Native |
| <i>Cornus sericea</i> | 12 | 32 | 3 | 3 | Native |
| <i>Corylus cornuta</i> | 7 | 18 | 4 | -3 | Native |
| <i>Cystopteris bulbifera</i> | 1 | 3 | 6 | 0 | Native |
| <i>Decodon verticillatus</i> | 7 | 18 | 7 | 5 | Native |
| <i>Dendrolycopodium obscurum</i> | 1 | 3 | 5 | -3 | Native |
| <i>Deparia acrostichoides</i> | 9 | 24 | 6 | 0 | Native |
| <i>Doellingeria umbellata</i> var. <i>umbellata</i> | 6 | 16 | 3 | 3 | Native |
| <i>Drosera intermedia</i> | 8 | 21 | 7 | 5 | Native |
| <i>Drosera rotundifolia</i> | 15 | 39 | 6 | 5 | Native |
| <i>Dryopteris carthusiana</i> | 25 | 66 | 5 | 3 | Native |
| <i>Dryopteris clintoniana</i> | 3 | 8 | 7 | 3 | Native |
| <i>Dryopteris cristata</i> | 12 | 32 | 6 | 3 | Native |
| <i>Dryopteris goldiana</i> | 1 | 3 | 9 | 0 | Native |
| <i>Dryopteris intermedia</i> | 12 | 32 | 4 | 0 | Native |
| <i>Dryopteris marginalis</i> | 8 | 21 | 5 | 3 | Native |
| <i>Dulichium arundinaceum</i> | 20 | 53 | 6 | 5 | Native |
| <i>Eleocharis acicularis</i> | 17 | 45 | 4 | 5 | Native |
| <i>Eleocharis elliptica</i> | 2 | 5 | 5 | 5 | Native |
| <i>Eleocharis obtusa</i> | 1 | 3 | 4 | 5 | Native |
| <i>Eleocharis palustris</i> | 2 | 5 | 5 | 5 | Native |
| <i>Eleocharis robbinsii</i> | 1 | 3 | 8 | 5 | Native |
| <i>Elymus virginicus</i> | 1 | 3 | 5 | 3 | Native |
| <i>Epilobium ciliatum</i> subsp. <i>ciliatum</i> | 9 | 24 | 3 | 3 | Native |
| <i>Epilobium coloratum</i> | 23 | 61 | 4 | 5 | Native |
| <i>Epilobium leptophyllum</i> | 10 | 26 | 4 | 5 | Native |
| <i>Epilobium palustre</i> | 2 | 5 | 6 | 5 | Native |
| <i>Epipactis helleborine</i> | 15 | 39 | 0 | -3 | Exotic |
| <i>Equisetum arvense</i> | 21 | 55 | 2 | 0 | Native |
| <i>Equisetum fluviatile</i> | 8 | 21 | 6 | 5 | Native |
| <i>Equisetum hyemale</i> | 2 | 5 | 2 | 0 | Native |
| <i>Equisetum scirpoides</i> | 4 | 11 | 7 | 0 | Native |

| Species | Number of sites | Proportion of sites (%) | C-value | W-value | Origin |
|---|-----------------|-------------------------|---------|---------|--------|
| <i>Equisetum sylvaticum</i> | 23 | 61 | 6 | 3 | Native |
| <i>Erigeron philadelphicus</i> var. <i>philadelphicus</i> | 5 | 13 | 3 | 0 | Native |
| <i>Eriocaulon aquaticum</i> | 3 | 8 | 7 | 5 | Native |
| <i>Eriophorum gracile</i> | 1 | 3 | 8 | 5 | Native |
| <i>Eriophorum tenellum</i> | 2 | 5 | 8 | 5 | Native |
| <i>Eriophorum vaginatum</i> subsp. <i>spissum</i> | 1 | 3 | 9 | 5 | Native |
| <i>Eriophorum virginicum</i> | 9 | 24 | 8 | 5 | Native |
| <i>Erythronium americanum</i> | 4 | 11 | 5 | -5 | Native |
| <i>Eupatorium perfoliatum</i> | 5 | 13 | 3 | 3 | Native |
| <i>Eurybia macrophylla</i> | 5 | 13 | 4 | -5 | Native |
| <i>Euthamia graminifolia</i> | 2 | 5 | 2 | 0 | Native |
| <i>Eutrochium maculatum</i> | 10 | 26 | 3 | 3 | Native |
| <i>Fagus grandifolia</i> | 10 | 26 | 5 | -3 | Native |
| <i>Fallopia cili nodis</i> | 1 | 3 | 4 | -5 | Native |
| <i>Fragaria virginiana</i> | 21 | 55 | 2 | 0 | Native |
| <i>Fraxinus americana</i> | 6 | 16 | 3 | -3 | Native |
| <i>Fraxinus nigra</i> | 30 | 79 | 7 | 3 | Native |
| <i>Galeopsis bifida</i> | 3 | 8 | 0 | -3 | Exotic |
| <i>Galium asprellum</i> | 16 | 42 | 4 | 5 | Native |
| <i>Galium palustre</i> | 31 | 82 | 5 | 3 | Native |
| <i>Galium trifidum</i> | 31 | 82 | 5 | 3 | Native |
| <i>Galium triflorum</i> | 21 | 55 | 5 | -3 | Native |
| <i>Gaultheria hispidula</i> | 1 | 3 | 7 | 3 | Native |
| <i>Gaylussacia baccata</i> | 3 | 8 | 5 | -3 | Native |
| <i>Geranium robertianum</i> | 1 | 3 | 5 | -3 | Native |
| <i>Geum canadense</i> | 4 | 11 | 3 | 0 | Native |
| <i>Geum laciniatum</i> | 6 | 16 | 4 | 3 | Native |
| <i>Geum macrophyllum</i> | 3 | 8 | 7 | 3 | Native |
| <i>Glyceria canadensis</i> | 6 | 16 | 5 | 5 | Native |
| <i>Glyceria grandis</i> | 4 | 11 | 5 | 5 | Native |
| <i>Glyceria melicaria</i> | 10 | 26 | 6 | 5 | Native |
| <i>Glyceria striata</i> | 21 | 55 | 3 | 5 | Native |
| <i>Gymnocarpium dryopteris</i> | 10 | 26 | 6 | -3 | Native |
| <i>Hepatica acutiloba</i> | 1 | 3 | 7 | -5 | Native |
| <i>Huperzia lucidula</i> | 10 | 26 | 6 | 0 | Native |
| <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> | 16 | 42 | 0 | 5 | Exotic |
| <i>Hydrocotyle americana</i> | 16 | 42 | 5 | 5 | Native |
| <i>Hypericum ellipticum</i> | 18 | 47 | 5 | 5 | Native |
| <i>Hypericum fraseri</i> | 35 | 92 | 6 | 5 | Native |
| <i>Ilex mucronata</i> | 11 | 29 | 6 | 3 | Native |
| <i>Ilex verticillata</i> | 32 | 84 | 5 | 3 | Native |
| <i>Impatiens capensis</i> | 29 | 76 | 3 | 3 | Native |
| <i>Iris versicolor</i> | 21 | 55 | 4 | 5 | Native |
| <i>Juncus brachycephalus</i> | 4 | 11 | 7 | 5 | Native |
| <i>Juncus brevicaudatus</i> | 2 | 5 | 4 | 5 | Native |
| <i>Juncus canadensis</i> | 7 | 18 | 5 | 5 | Native |

| Species | Number of sites | Proportion of sites (%) | C-value | W-value | Origin |
|----------------------------------|-----------------|-------------------------|---------|---------|--------|
| <i>Juncus effusus</i> | 10 | 26 | 2 | 3 | Native |
| <i>Juncus pelocarpus</i> | 7 | 18 | 6 | 5 | Native |
| <i>Kalmia angustifolia</i> | 8 | 21 | 5 | 0 | Native |
| <i>Kalmia polifolia</i> | 3 | 8 | 9 | 5 | Native |
| <i>Lactuca biennis</i> | 3 | 8 | 4 | 0 | Native |
| <i>Laportea canadensis</i> | 14 | 37 | 6 | 3 | Native |
| <i>Larix laricina</i> | 5 | 13 | 5 | 3 | Native |
| <i>Leersia oryzoides</i> | 20 | 53 | 4 | 5 | Native |
| <i>Lemna minor</i> | 10 | 26 | 3 | 5 | Native |
| <i>Linnaea borealis</i> | 3 | 8 | 6 | 0 | Native |
| <i>Liparis loeselii</i> | 4 | 11 | 7 | 3 | Native |
| <i>Lonicera canadensis</i> | 12 | 32 | 5 | -3 | Native |
| <i>Ludwigia palustris</i> | 7 | 18 | 5 | 5 | Native |
| <i>Lycopodium clavatum</i> | 3 | 8 | 5 | 0 | Native |
| <i>Lycopus americanus</i> | 4 | 11 | 4 | 5 | Native |
| <i>Lycopus uniflorus</i> | 38 | 100 | 5 | 5 | Native |
| <i>Lysimachia borealis</i> | 27 | 71 | 5 | 0 | Native |
| <i>Lysimachia terrestris</i> | 36 | 95 | 5 | 5 | Native |
| <i>Lysimachia thyrsoiflora</i> | 31 | 82 | 7 | 5 | Native |
| <i>Maianthemum canadense</i> | 23 | 61 | 4 | -3 | Native |
| <i>Maianthemum racemosum</i> | 1 | 3 | 4 | -3 | Native |
| <i>Malaxis unifolia</i> | 1 | 3 | 6 | 0 | Native |
| <i>Malus pumila</i> | 1 | 3 | 0 | -5 | Exotic |
| <i>Matteuccia struthiopteris</i> | 14 | 37 | 5 | 3 | Native |
| <i>Medeola virginiana</i> | 1 | 3 | 5 | -3 | Native |
| <i>Mentha canadensis</i> | 7 | 18 | 4 | 3 | Native |
| <i>Menyanthes trifoliata</i> | 1 | 3 | 9 | 5 | Native |
| <i>Milium effusum</i> | 1 | 3 | 7 | -3 | Native |
| <i>Mimulus ringens</i> | 4 | 11 | 6 | 5 | Native |
| <i>Mitchella repens</i> | 4 | 11 | 5 | -3 | Native |
| <i>Mitella diphylla</i> | 2 | 5 | 6 | -3 | Native |
| <i>Mitella nuda</i> | 12 | 32 | 7 | 3 | Native |
| <i>Monotropa uniflora</i> | 1 | 3 | 6 | -3 | Native |
| <i>Muhlenbergia mexicana</i> | 7 | 18 | 3 | 3 | Native |
| <i>Myosotis scorpioides</i> | 9 | 24 | 0 | 5 | Exotic |
| <i>Myosotis sylvatica</i> | 1 | 3 | 0 | -5 | Exotic |
| <i>Myrica gale</i> | 27 | 71 | 7 | 5 | Native |
| <i>Nabalus altissimus</i> | 13 | 34 | 4 | -3 | Native |
| <i>Nuphar variegata</i> | 6 | 16 | 5 | 5 | Native |
| <i>Nymphaea odorata</i> | 16 | 42 | 5 | 5 | Native |
| <i>Oclemena acuminata</i> | 12 | 32 | 5 | -3 | Native |
| <i>Oclemena nemoralis</i> | 12 | 32 | 9 | 5 | Native |
| <i>Onoclea sensibilis</i> | 34 | 89 | 3 | 3 | Native |
| <i>Osmorhiza claytonii</i> | 2 | 5 | 6 | -3 | Native |
| <i>Osmunda regalis</i> | 33 | 87 | 6 | 3 | Native |
| <i>Osmundastrum cinnamomeum</i> | 36 | 95 | 5 | 3 | Native |

| Species | Number of sites | Proportion of sites (%) | C-value | W-value | Origin |
|---|-----------------|-------------------------|---------|---------|--------|
| <i>Ostrya virginiana</i> | 8 | 21 | 5 | -3 | Native |
| <i>Oxalis montana</i> | 13 | 34 | 6 | -3 | Native |
| <i>Oxalis stricta</i> | 10 | 26 | 2 | -3 | Exotic |
| <i>Parthenocissus vitacea</i> | 12 | 32 | 4 | -3 | Native |
| <i>Persicaria amphibia</i> | 4 | 11 | 5 | 5 | Native |
| <i>Persicaria hydropiper</i> | 10 | 26 | 0 | 5 | Exotic |
| <i>Persicaria sagittata</i> | 16 | 42 | 4 | 5 | Native |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | 2 | 5 | 0 | 3 | Exotic |
| <i>Phegopteris connectilis</i> | 18 | 47 | 5 | -3 | Native |
| <i>Picea glauca</i> | 6 | 16 | 5 | -3 | Native |
| <i>Pilea pumila</i> | 17 | 45 | 4 | 3 | Native |
| <i>Pilosella aurantiaca</i> | 3 | 8 | 0 | -5 | Exotic |
| <i>Pinus strobus</i> | 4 | 11 | 4 | -3 | Native |
| <i>Plantago major</i> | 1 | 3 | 0 | -3 | Exotic |
| <i>Platanthera clavellata</i> | 2 | 5 | 6 | 3 | Native |
| <i>Poa alsodes</i> | 11 | 29 | 5 | 3 | Native |
| <i>Poa palustris</i> | 8 | 21 | 4 | 3 | Native |
| <i>Poa pratensis</i> | 2 | 5 | 0 | -3 | Native |
| <i>Pogonia ophioglossoides</i> | 12 | 32 | 8 | 5 | Native |
| <i>Polygonatum pubescens</i> | 2 | 5 | 6 | -3 | Native |
| <i>Polystichum acrostichoides</i> | 1 | 3 | 5 | -3 | Native |
| <i>Pontederia cordata</i> | 11 | 29 | 6 | 5 | Native |
| <i>Populus balsamifera</i> | 1 | 3 | 4 | 3 | Native |
| <i>Populus deltoides</i> | 2 | 5 | 2 | 0 | Native |
| <i>Potamogeton natans</i> | 11 | 29 | 5 | 5 | Native |
| <i>Potentilla norvegica</i> | 4 | 11 | 2 | 0 | Native |
| <i>Prunella vulgaris</i> | 7 | 18 | 2 | 0 | Native |
| <i>Prunus virginiana</i> | 1 | 3 | 3 | -3 | Native |
| <i>Pteridium aquilinum</i> | 3 | 8 | 2 | -3 | Native |
| <i>Pyrola elliptica</i> | 13 | 34 | 5 | -3 | Native |
| <i>Quercus rubra</i> | 5 | 13 | 4 | -3 | Native |
| <i>Ranunculus abortivus</i> | 8 | 21 | 4 | 3 | Native |
| <i>Ranunculus acris</i> | 1 | 3 | 0 | 0 | Exotic |
| <i>Ranunculus recurvatus</i> | 16 | 42 | 4 | 3 | Native |
| <i>Rhamnus alnifolia</i> | 2 | 5 | 8 | 5 | Native |
| <i>Rhododendron groenlandicum</i> | 2 | 5 | 8 | 5 | Native |
| <i>Rhynchospora alba</i> | 9 | 24 | 8 | 5 | Native |
| <i>Ribes cynosbati</i> | 2 | 5 | 5 | -3 | Native |
| <i>Ribes glandulosum</i> | 2 | 5 | 5 | 3 | Native |
| <i>Ribes lacustre</i> | 6 | 16 | 7 | 3 | Native |
| <i>Ribes triste</i> | 7 | 18 | 7 | 5 | Native |
| <i>Rosa acicularis</i> | 10 | 26 | 7 | -3 | Native |
| <i>Rosa palustris</i> | 11 | 29 | 6 | 5 | Native |
| <i>Rubus allegheniensis</i> | 1 | 3 | 2 | -3 | Native |
| <i>Rubus idaeus</i> subsp. <i>strigosus</i> | 22 | 58 | 2 | -3 | Native |
| <i>Rubus odoratus</i> | 2 | 5 | 4 | -3 | Native |

| Species | Number of sites | Proportion of sites (%) | C-value | W-value | Origin |
|--|-----------------|-------------------------|---------|---------|--------|
| <i>Rubus pubescens</i> | 36 | 95 | 5 | 3 | Native |
| <i>Rubus repens</i> | 2 | 5 | 6 | 0 | Native |
| <i>Rumex britannica</i> | 26 | 68 | 6 | 5 | Native |
| <i>Sagittaria cuneata</i> | 15 | 39 | 6 | 5 | Native |
| <i>Sagittaria latifolia</i> | 21 | 55 | 4 | 5 | Native |
| <i>Salix bebbiana</i> | 2 | 5 | 3 | 3 | Native |
| <i>Salix discolor</i> | 11 | 29 | 3 | 3 | Native |
| <i>Salix lucida</i> | 1 | 3 | 5 | 3 | Native |
| <i>Salix pedicellaris</i> | 1 | 3 | 8 | 5 | Native |
| <i>Salix pellita</i> | 2 | 5 | 7 | 5 | Native |
| <i>Salix petiolaris</i> | 3 | 8 | 3 | 5 | Native |
| <i>Sambucus canadensis</i> | 5 | 13 | 4 | 3 | Native |
| <i>Sanicula trifoliata</i> | 1 | 3 | 7 | -5 | Native |
| <i>Sarracenia purpurea</i> | 11 | 29 | 9 | 5 | Native |
| <i>Scirpus atrocinctus</i> | 7 | 18 | 5 | 5 | Native |
| <i>Scirpus atrovirens</i> | 1 | 3 | 4 | 3 | Native |
| <i>Scirpus cyperinus</i> | 10 | 26 | 4 | 5 | Native |
| <i>Scirpus microcarpus</i> | 3 | 8 | 4 | 5 | Native |
| <i>Scirpus pedicellatus</i> | 7 | 18 | 5 | 5 | Native |
| <i>Scutellaria galericulata</i> | 28 | 74 | 5 | 5 | Native |
| <i>Scutellaria lateriflora</i> | 27 | 71 | 5 | 5 | Native |
| <i>Sium suave</i> | 27 | 71 | 5 | 5 | Native |
| <i>Solanum dulcamara</i> | 7 | 18 | 0 | 0 | Exotic |
| <i>Solidago canadensis</i> | 2 | 5 | 2 | -3 | Native |
| <i>Solidago flexicaulis</i> | 1 | 3 | 6 | -3 | Native |
| <i>Solidago rugosa</i> | 22 | 58 | 3 | 0 | Native |
| <i>Sparganium americanum</i> | 24 | 63 | 5 | 5 | Native |
| <i>Sparganium natans</i> | 4 | 11 | 7 | 5 | Native |
| <i>Spiraea alba</i> var. <i>latifolia</i> | 23 | 61 | 4 | 3 | Native |
| <i>Spiraea tomentosa</i> | 14 | 37 | 4 | 3 | Native |
| <i>Spirodela polyrhiza</i> | 2 | 5 | 3 | 5 | Native |
| <i>Stellaria borealis</i> | 4 | 11 | 8 | 5 | Native |
| <i>Streptopus lanceolatus</i> var. <i>lanceolatus</i> | 2 | 5 | 7 | -3 | Native |
| <i>Symphotrichum cordifolium</i> | 8 | 21 | 3 | -5 | Native |
| <i>Symphotrichum lanceolatum</i> subsp. <i>lanceolatum</i> var. <i>lanceolatum</i> | 12 | 32 | 3 | 3 | Native |
| <i>Symphotrichum puniceum</i> | 14 | 37 | 5 | 3 | Native |
| <i>Taraxacum officinale</i> | 7 | 18 | 0 | -3 | Exotic |
| <i>Thalictrum pubescens</i> | 30 | 79 | 4 | 3 | Native |
| <i>Thelypteris noveboracensis</i> | 16 | 42 | 5 | -3 | Native |
| <i>Thelypteris palustris</i> | 24 | 63 | 5 | 5 | Native |
| <i>Thuja occidentalis</i> | 33 | 87 | 4 | 3 | Native |
| <i>Tiarella cordifolia</i> | 20 | 53 | 6 | -3 | Native |
| <i>Tilia americana</i> | 17 | 45 | 5 | -3 | Native |
| <i>Toxicodendron radicans</i> | 2 | 5 | 3 | 0 | Native |
| <i>Trillium erectum</i> | 4 | 11 | 6 | -3 | Native |

| Species | Number of sites | Proportion of sites (%) | C-value | W-value | Origin |
|--|-----------------|-------------------------|---------|---------|--------|
| <i>Trillium grandiflorum</i> | 1 | 3 | 6 | -3 | Native |
| <i>Tsuga canadensis</i> | 28 | 74 | 5 | -3 | Native |
| <i>Tussilago farfara</i> | 6 | 16 | 0 | -3 | Exotic |
| <i>Typha latifolia</i> | 23 | 61 | 3 | 5 | Native |
| <i>Ulmus americana</i> | 23 | 61 | 4 | 3 | Native |
| <i>Urtica dioica</i> | 4 | 11 | 3 | 3 | Native |
| <i>Utricularia cornuta</i> | 1 | 3 | 8 | 5 | Native |
| <i>Utricularia intermedia</i> | 12 | 32 | 6 | 5 | Native |
| <i>Utricularia vulgaris</i> | 5 | 13 | 4 | 5 | Native |
| <i>Uvularia grandiflora</i> | 2 | 5 | 7 | -3 | Native |
| <i>Uvularia sessilifolia</i> | 1 | 3 | 5 | -3 | Native |
| <i>Vaccinium angustifolium</i> | 14 | 37 | 4 | -3 | Native |
| <i>Vaccinium corymbosum</i> | 1 | 3 | 6 | 3 | Native |
| <i>Vaccinium macrocarpon</i> | 8 | 21 | 7 | 5 | Native |
| <i>Vaccinium myrtilloides</i> | 8 | 21 | 5 | 3 | Native |
| <i>Vaccinium oxycoccos</i> | 1 | 3 | 8 | 5 | Native |
| <i>Veronica americana</i> | 1 | 3 | 5 | 5 | Native |
| <i>Veronica scutellata</i> | 16 | 42 | 6 | 5 | Native |
| <i>Viburnum lantanoides</i> | 8 | 21 | 7 | -3 | Native |
| <i>Viburnum nubum</i> var. <i>cassinoides</i> | 7 | 18 | 5 | 3 | Native |
| <i>Viola canadensis</i> var. <i>canadensis</i> | 1 | 3 | 7 | -3 | Native |
| <i>Viola</i> sp. | 32 | 84 | NA | NA | Native |

Appendix 4. Species found in the 40 peatlands sampled in La Mauricie National Park, Québec (Canada). The number and proportion (%) of peatlands in which each species was observed is presented. Information is also provided regarding species C- and W-values. All species are native to the province of Québec

| Species | Number of sites | Proportion of sites (%) | C-value | W-value |
|--|-----------------|-------------------------|---------|---------|
| <i>Abies balsamea</i> | 35 | 88 | 4 | 0 |
| <i>Acer pensylvanicum</i> | 13 | 33 | 5 | -3 |
| <i>Acer rubrum</i> | 34 | 85 | 3 | 3 |
| <i>Acer spicatum</i> | 15 | 38 | 5 | -3 |
| <i>Alnus incana</i> subsp. <i>rugosa</i> | 25 | 63 | 4 | 3 |
| <i>Amelanchier bartramiana</i> | 18 | 45 | 6 | 0 |
| <i>Amelanchier laevis</i> | 1 | 3 | 4 | -5 |
| <i>Andromeda polifolia</i> var. <i>latifolia</i> | 8 | 20 | 9 | 5 |
| <i>Aralia nudicaulis</i> | 18 | 45 | 4 | -3 |
| <i>Aronia arbutifolia</i> | 1 | 3 | 5 | 3 |
| <i>Athyrium filix-femina</i> | 3 | 8 | 4 | 0 |
| <i>Betula alleghaniensis</i> | 21 | 53 | 4 | 0 |
| <i>Betula cordifolia</i> | 1 | 3 | 6 | -3 |
| <i>Betula papyrifera</i> | 28 | 70 | 3 | -3 |
| <i>Calamagrostis canadensis</i> | 2 | 5 | 4 | 3 |
| <i>Carex aquatilis</i> | 1 | 3 | 6 | 5 |
| <i>Carex canescens</i> | 2 | 5 | 6 | 5 |
| <i>Carex disperma</i> | 1 | 3 | 7 | 5 |
| <i>Carex interior</i> | 1 | 3 | 6 | 5 |
| <i>Carex intumescens</i> | 7 | 18 | 4 | 3 |
| <i>Carex lasiocarpa</i> subsp. <i>americana</i> | 1 | 3 | 7 | 5 |
| <i>Carex leptalea</i> | 1 | 3 | 6 | 5 |
| <i>Carex magellanica</i> subsp. <i>irrigua</i> | 1 | 3 | 8 | 5 |
| <i>Carex michauxiana</i> | 1 | 3 | 7 | 5 |
| <i>Carex oligosperma</i> | 3 | 8 | 8 | 5 |
| <i>Carex pauciflora</i> | 1 | 3 | 9 | 5 |
| <i>Carex rostrata</i> | 3 | 8 | 7 | 5 |
| <i>Carex stricta</i> | 6 | 15 | 4 | 5 |
| <i>Carex trisperma</i> | 34 | 85 | 7 | 5 |
| <i>Carex utriculata</i> | 2 | 5 | 7 | 5 |
| <i>Chamaedaphne calyculata</i> | 12 | 30 | 7 | 5 |
| <i>Chelone glabra</i> | 1 | 3 | 6 | 5 |
| <i>Cinna latifolia</i> | 3 | 8 | 5 | 3 |
| <i>Circaea alpina</i> | 2 | 5 | 7 | 3 |
| <i>Clintonia borealis</i> | 14 | 35 | 6 | 0 |
| <i>Comarum palustre</i> | 1 | 3 | 7 | 5 |
| <i>Coptis trifolia</i> | 33 | 83 | 5 | 3 |
| <i>Cornus canadensis</i> | 34 | 85 | 5 | 0 |
| <i>Corylus cornuta</i> | 3 | 8 | 4 | -3 |

| Species | Number of sites | Proportion of sites (%) | C-value | W-value |
|---|-----------------|-------------------------|---------|---------|
| <i>Cypripedium acaule</i> | 12 | 30 | 6 | -3 |
| <i>Dendrolycopodium obscurum</i> | 2 | 5 | 5 | -3 |
| <i>Doellingeria umbellata</i> var. <i>umbellata</i> | 1 | 3 | 3 | 3 |
| <i>Drosera rotundifolia</i> | 1 | 3 | 6 | 5 |
| <i>Dryopteris campyloptera</i> | 1 | 3 | 6 | -5 |
| <i>Dryopteris carthusiana</i> | 20 | 50 | 5 | 3 |
| <i>Dulichium arundinaceum</i> | 1 | 3 | 6 | 5 |
| <i>Epilobium ciliatum</i> subsp. <i>glandulosum</i> | 1 | 3 | 3 | 3 |
| <i>Equisetum sylvaticum</i> | 1 | 3 | 6 | 3 |
| <i>Eriophorum vaginatum</i> subsp. <i>spissum</i> | 1 | 3 | 9 | 5 |
| <i>Eriophorum virginicum</i> | 4 | 10 | 8 | 5 |
| <i>Fagus grandifolia</i> | 8 | 20 | 5 | -3 |
| <i>Fraxinus nigra</i> | 8 | 20 | 7 | 3 |
| <i>Galium asprellum</i> | 2 | 5 | 4 | 5 |
| <i>Galium palustre</i> | 2 | 5 | 5 | 3 |
| <i>Galium triflorum</i> | 2 | 5 | 5 | -3 |
| <i>Gaultheria hispidula</i> | 32 | 80 | 7 | 3 |
| <i>Gaultheria procumbens</i> | 7 | 18 | 4 | 3 |
| <i>Gymnocarpium dryopteris</i> | 3 | 8 | 6 | -3 |
| <i>Huperzia lucidula</i> | 1 | 3 | 6 | 0 |
| <i>Hydrocotyle americana</i> | 1 | 3 | 5 | 5 |
| <i>Hypericum fraseri</i> | 6 | 15 | 6 | 5 |
| <i>Hypericum virginicum</i> | 3 | 8 | 6 | 5 |
| <i>Ilex mucronata</i> | 34 | 85 | 6 | 3 |
| <i>Impatiens capensis</i> | 2 | 5 | 3 | 3 |
| <i>Iris versicolor</i> | 3 | 8 | 4 | 5 |
| <i>Juncus brevicaudatus</i> | 2 | 5 | 4 | 5 |
| <i>Kalmia angustifolia</i> | 27 | 68 | 5 | 0 |
| <i>Kalmia polifolia</i> | 8 | 20 | 9 | 5 |
| <i>Larix laricina</i> | 10 | 25 | 5 | 3 |
| <i>Linnaea borealis</i> | 19 | 48 | 6 | 0 |
| <i>Lonicera canadensis</i> | 12 | 30 | 5 | -3 |
| <i>Lycopodium annotinum</i> | 1 | 3 | 6 | 0 |
| <i>Lycopodium clavatum</i> | 1 | 3 | 5 | 0 |
| <i>Lycopus uniflorus</i> | 8 | 20 | 5 | 5 |
| <i>Lysimachia borealis</i> | 26 | 65 | 5 | 0 |
| <i>Lysimachia terrestris</i> | 6 | 15 | 5 | 5 |
| <i>Maianthemum canadense</i> | 20 | 50 | 4 | -3 |
| <i>Maianthemum trifolium</i> | 13 | 33 | 9 | 3 |
| <i>Mitella nuda</i> | 1 | 3 | 7 | 3 |
| <i>Moneses uniflora</i> | 1 | 3 | 8 | 3 |
| <i>Monotropa uniflora</i> | 6 | 15 | 6 | -3 |
| <i>Muhlenbergia glomerata</i> | 1 | 3 | 7 | 3 |
| <i>Myrica gale</i> | 4 | 10 | 7 | 5 |
| <i>Nabalus altissimus</i> | 1 | 3 | 4 | -3 |
| <i>Neottia cordata</i> | 1 | 3 | 8 | 3 |

| Species | Number of sites | Proportion of sites (%) | C-value | W-value |
|--|-----------------|-------------------------|---------|---------|
| <i>Oclemena acuminata</i> | 19 | 48 | 5 | -3 |
| <i>Onoclea sensibilis</i> | 1 | 3 | 3 | 3 |
| <i>Orthilia secunda</i> | 1 | 3 | 6 | 0 |
| <i>Osmunda claytoniana</i> | 3 | 8 | 4 | 0 |
| <i>Osmunda regalis</i> | 2 | 5 | 6 | 3 |
| <i>Osmundastrum cinnamomeum</i> | 25 | 63 | 5 | 3 |
| <i>Oxalis montana</i> | 23 | 58 | 6 | -3 |
| <i>Phegopteris connectilis</i> | 6 | 15 | 5 | -3 |
| <i>Picea mariana</i> | 24 | 60 | 7 | 3 |
| <i>Picea rubens</i> | 19 | 48 | 5 | -3 |
| <i>Pinus strobus</i> | 7 | 18 | 4 | -3 |
| <i>Platanthera orbiculata</i> | 5 | 13 | 8 | 0 |
| <i>Populus grandidentata</i> | 1 | 3 | 3 | -3 |
| <i>Populus tremuloides</i> | 1 | 3 | 2 | 0 |
| <i>Potentilla norvegica</i> | 1 | 3 | 2 | 0 |
| <i>Rhododendron groenlandicum</i> | 16 | 40 | 8 | 5 |
| <i>Ribes glandulosum</i> | 5 | 13 | 5 | 3 |
| <i>Ribes lacustre</i> | 1 | 3 | 7 | 3 |
| <i>Rubus idaeus</i> subsp. <i>strigosus</i> | 4 | 10 | 2 | -3 |
| <i>Rubus pubescens</i> | 8 | 20 | 5 | 3 |
| <i>Rubus repens</i> | 7 | 18 | 6 | 0 |
| <i>Sagittaria cuneata</i> | 2 | 5 | 6 | 5 |
| <i>Sagittaria latifolia</i> | 2 | 5 | 4 | 5 |
| <i>Sambucus racemosa</i> subsp. <i>pubens</i> var. <i>pubens</i> | 1 | 3 | 5 | -3 |
| <i>Sarracenia purpurea</i> | 10 | 25 | 9 | 5 |
| <i>Scirpus atrocinctus</i> | 2 | 5 | 5 | 5 |
| <i>Scutellaria galericulata</i> | 1 | 3 | 5 | 5 |
| <i>Scutellaria lateriflora</i> | 2 | 5 | 5 | 5 |
| <i>Solidago macrophylla</i> | 2 | 5 | 6 | -3 |
| <i>Solidago rugosa</i> | 1 | 3 | 3 | 0 |
| <i>Sorbus americana</i> | 3 | 8 | 6 | -3 |
| <i>Sorbus decora</i> | 24 | 60 | 7 | -3 |
| <i>Sparganium americanum</i> | 1 | 3 | 5 | 5 |
| <i>Sparganium angustifolium</i> | 1 | 3 | 6 | 5 |
| <i>Sparganium emersum</i> | 2 | 5 | 6 | 5 |
| <i>Spiraea alba</i> var. <i>latifolia</i> | 7 | 18 | 4 | 3 |
| <i>Streptopus amplexifolius</i> | 7 | 18 | 8 | 0 |
| <i>Streptopus lanceolatus</i> var. <i>lanceolatus</i> | 6 | 15 | 7 | -3 |
| <i>Taxus canadensis</i> | 7 | 18 | 6 | -3 |
| <i>Thalictrum pubescens</i> | 2 | 5 | 4 | 3 |
| <i>Thelypteris noveboracensis</i> | 1 | 3 | 5 | -3 |
| <i>Thuja occidentalis</i> | 28 | 70 | 4 | 3 |
| <i>Tiarella cordifolia</i> | 1 | 3 | 6 | -3 |
| <i>Trillium erectum</i> | 2 | 5 | 6 | -3 |
| <i>Trillium undulatum</i> | 17 | 43 | 7 | -3 |
| <i>Tsuga canadensis</i> | 3 | 8 | 5 | -3 |

| Species | Number of sites | Proportion of sites (%) | C-value | W-value |
|---|-----------------|-------------------------|---------|---------|
| <i>Uvularia sessilifolia</i> | 1 | 3 | 5 | -3 |
| <i>Vaccinium angustifolium</i> | 5 | 13 | 4 | -3 |
| <i>Vaccinium myrtilloides</i> | 14 | 35 | 5 | 3 |
| <i>Vaccinium oxycoccos</i> | 9 | 23 | 8 | 5 |
| <i>Viburnum lantanoides</i> | 3 | 8 | 7 | -3 |
| <i>Viburnum nudum</i> var. <i>cassinoides</i> | 32 | 80 | 5 | 3 |
| <i>Viola blanda</i> | 8 | 20 | 5 | 3 |
| <i>Viola macloskeyi</i> | 2 | 5 | 5 | 5 |

Appendix 5. Values of the variables measured and computed for all wetlands sampled in Lake Papineau and La Mauricie National Park, Québec (Canada). Bold indicates significantly unique sites. See table 2.1 for description of the criteria

| Site | Type | Longitude | Latitude | LCBD | Species richness | % Exotic | % At-risk | % Rare | WI | Mean C | Area (ha) | Proximity (m) |
|---------------|--------------------|----------------|---------------|---------------|------------------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|---------------|---------------|
| Lake Papineau | | | | | | | | | | | | |
| 2 | Ash swamp | -74.783 | 45.853 | 0.0229 | 101 | 3 | 0 | 1 | 1.5 | 4.7 | 1.336 | 653 |
| 3 | Peatland | -74.774 | 45.849 | 0.0311 | 74 | 4 | 0 | 1 | 3.5 | 4.9 | 1.153 | 653 |
| 5 | Ash swamp | -74.790 | 45.848 | 0.0277 | 84 | 4 | 0 | 2 | 1.4 | 4.6 | 0.138 | 387 |
| 6 | Peatland | -74.779 | 45.841 | 0.0240 | 81 | 4 | 0 | 1 | 3.6 | 5.0 | 0.352 | 0 |
| 8 | Peatland | -74.79 | 45.841 | 0.0335 | 68 | 3 | 1 | 3 | 3.8 | 5.4 | 4.411 | 219 |
| 10 | Peatland | -74.782 | 45.837 | 0.0235 | 85 | 5 | 0 | 1 | 3.6 | 4.9 | 0.43 | 264 |
| 12 | Alder swamp | -74.791 | 45.832 | 0.0279 | 99 | 4 | 0 | 1 | 3.7 | 4.4 | 1.597 | 362 |
| 13 | Ash swamp | -74.774 | 45.833 | 0.0279 | 102 | 3 | 1 | 0 | 1.2 | 4.6 | 2.033 | 625 |
| 15 | Ash swamp | -74.788 | 45.828 | 0.0240 | 116 | 4 | 1 | 0 | 1.3 | 4.5 | 1.133 | 196 |
| 16 | Ash swamp | -74.79 | 45.825 | 0.0218 | 123 | 6 | 0 | 0 | 1.4 | 4.3 | 0.463 | 196 |
| 17 | Ash swamp | -74.783 | 45.823 | 0.0291 | 102 | 8 | 0 | 1 | 1.1 | 4.2 | 0.747 | 240 |
| 18 | Ash swamp | -74.779 | 45.825 | 0.0238 | 105 | 5 | 1 | 2 | 1.3 | 4.6 | 0.506 | 240 |
| 20 | Ash swamp | -74.773 | 45.825 | 0.0246 | 111 | 9 | 1 | 2 | 1.2 | 4.3 | 1.200 | 405 |
| 22 | Ash swamp | -74.792 | 45.823 | 0.0212 | 119 | 5 | 0 | 1 | 1.7 | 4.2 | 0.196 | 197 |
| 25 | Peatland | -74.773 | 45.818 | 0.0322 | 63 | 3 | 0 | 0 | 4.1 | 5.2 | 1.946 | 504 |
| 27 | Peatland | -74.752 | 45.816 | 0.0266 | 79 | 4 | 0 | 3 | 3.7 | 5.2 | 1.254 | 1 275 |
| 28 | Alder swamp | -74.779 | 45.813 | 0.0220 | 79 | 3 | 0 | 0 | 3.1 | 4.5 | 0.968 | 213 |
| 29 | Alder swamp | -74.771 | 45.812 | 0.0200 | 80 | 5 | 0 | 0 | 3.5 | 4.6 | 0.479 | 69 |
| 30 | Ash swamp | -74.776 | 45.810 | 0.0260 | 123 | 5 | 0 | 7 | 1.4 | 4.7 | 1.025 | 213 |
| 31 | Alder swamp | -74.797 | 45.809 | 0.0199 | 97 | 5 | 1 | 0 | 3.2 | 4.6 | 0.369 | 140 |
| 32 | Peatland | -74.789 | 45.807 | 0.0348 | 66 | 2 | 0 | 2 | 3.4 | 5.4 | 6.687 | 0 |
| 33 | Peatland | -74.776 | 45.804 | 0.0444 | 57 | 0 | 0 | 11 | 3.6 | 6.1 | 11.945 | 339 |
| 34 | Ash swamp | -74.787 | 45.810 | 0.0249 | 83 | 5 | 0 | 0 | 1.7 | 4.6 | 0.440 | 0 |
| 41 | Ash swamp | -74.765 | 45.793 | 0.0212 | 110 | 7 | 0 | 1 | 1.8 | 4.6 | 2.655 | 0 |
| 44 | Ash swamp | -74.742 | 45.797 | 0.0229 | 107 | 7 | 0 | 2 | 2.5 | 4.2 | 0.768 | 508 |
| 45 | Ash swamp | -74.743 | 45.792 | 0.0227 | 85 | 5 | 0 | 0 | 2.0 | 4.6 | 0.273 | 508 |
| 46 | Alder swamp | -74.749 | 45.772 | 0.0300 | 92 | 2 | 0 | 1 | 3.3 | 4.6 | 5.080 | 933 |
| 48 | Alder swamp | -74.736 | 45.769 | 0.0318 | 81 | 14 | 0 | 1 | 2.2 | 4.0 | 0.191 | 364 |
| 49 | Alder swamp | -74.736 | 45.762 | 0.0277 | 93 | 5 | 0 | 1 | 3.4 | 4.5 | 6.082 | 364 |

| Site | Type | Longitude | Latitude | LCBD | Species richness | % Exotic | % At-risk | % Rare | WI | Mean C | Area (ha) | Proximity (m) |
|---------------------------|------------------|----------------|---------------|---------------|------------------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|--------------|---------------|
| Lake Papineau | | | | | | | | | | | | |
| 50 | Ash swamp | -74.798 | 45.806 | 0.0224 | 117 | 4 | 0 | 3 | 1.6 | 4.6 | 1.514 | 140 |
| 51 | Peatland | -74.764 | 45.794 | 0.0287 | 69 | 4 | 0 | 0 | 3.9 | 5.2 | 1.557 | 17 |
| 52 | Peatland | -74.793 | 45.807 | 0.0347 | 68 | 3 | 0 | 1 | 3.9 | 5.4 | 2.515 | 105 |
| 53 | Peatland | -74.769 | 45.812 | 0.0245 | 80 | 4 | 0 | 1 | 3.7 | 5.2 | 0.267 | 69 |
| 54 | Ash swamp | -74.782 | 45.840 | 0.0303 | 94 | 3 | 2 | 1 | 0.6 | 4.6 | 5.011 | 0 |
| 55 | Ash swamp | -74.791 | 45.800 | 0.0208 | 115 | 5 | 1 | 2 | 2.0 | 4.5 | 0.293 | 111 |
| 56 | Ash swamp | -74.789 | 45.799 | 0.0219 | 75 | 3 | 0 | 1 | 2.6 | 4.7 | 0.200 | 111 |
| 57 | Alder swamp | -74.791 | 45.795 | 0.0206 | 96 | 6 | 0 | 1 | 2.7 | 4.3 | 0.308 | 348 |
| 58 | Peatland | -74.765 | 45.793 | 0.0260 | 84 | 5 | 0 | 0 | 3.6 | 5.0 | 0.391 | 0 |
| La Mauricie National Park | | | | | | | | | | | | |
| 247 | Peatland | -73.017 | 46.669 | 0.0303 | 49 | NA | 2 | 12 | 2.8 | 5.6 | 8.2 | 4 262 |
| 248 | Peatland | -72.935 | 46.757 | 0.0250 | 46 | NA | 2 | 7 | 3.0 | 5.7 | 9 | 2 550 |
| 249 | Peatland | -72.837 | 46.762 | 0.0525 | 32 | NA | 3 | 16 | 4.7 | 5.6 | 2.5 | 3 619 |
| 250 | Peatland | -73.010 | 46.711 | 0.0581 | 12 | NA | 0 | 0 | 4.6 | 5.7 | 5 | 2 797 |
| 252 | Peatland | -73.026 | 46.734 | 0.0508 | 14 | NA | 0 | 7 | 4.5 | 7.5 | 13 | 1 470 |
| 773 | Peatland | -71.454 | 47.225 | 0.0444 | 12 | NA | 0 | 0 | 2.5 | 4.6 | 12 | 2 797 |
| 783 | Peatland | -71.225 | 47.833 | 0.0208 | 27 | NA | 0 | 0 | -0.20 | 5.1 | 15 | 998 |
| 784 | Peatland | -71.525 | 47.363 | 0.0187 | 28 | NA | 0 | 4 | 1.0 | 5.0 | 10 | 998 |
| 785 | Peatland | -70.896 | 47.704 | 0.0239 | 47 | NA | 0 | 11 | 0.82 | 4.9 | 40 | 4 010 |
| 786 | Peatland | -72.050 | 47.900 | 0.0191 | 37 | NA | 0 | 3 | 0.24 | 5.4 | 50 | 1 233 |
| 787 | Peatland | -71.504 | 47.629 | 0.0172 | 36 | NA | 0 | 0 | -0.15 | 5.0 | 6.3 | 620 |
| 788 | Peatland | -71.333 | 47.375 | 0.0163 | 41 | NA | 0 | 2 | -0.032 | 5.3 | 40 | 1 497 |
| 789 | Peatland | -71.421 | 47.575 | 0.0176 | 27 | NA | 0 | 0 | 1.0 | 5.0 | 1 | 2 217 |
| 790 | Peatland | -71.800 | 48.233 | 0.0163 | 25 | NA | 0 | 0 | 0.56 | 5.4 | 26 | 2 217 |
| 791 | Peatland | -71.242 | 47.663 | 0.0164 | 42 | NA | 0 | 5 | 1.3 | 5.8 | 7 | 2 916 |
| 792 | Peatland | -71.358 | 47.454 | 0.0211 | 36 | NA | 0 | 3 | 0.45 | 5.2 | 3.3 | 1 470 |
| 793 | Peatland | -71.608 | 47.792 | 0.0223 | 27 | NA | 0 | 4 | -0.73 | 5.1 | 3.5 | 4 010 |
| 794 | Peatland | -71.417 | 47.654 | 0.0153 | 27 | NA | 0 | 0 | 0.048 | 5.4 | 8.4 | 1 908 |
| 795 | Peatland | -71.533 | 47.742 | 0.0175 | 23 | NA | 0 | 0 | -0.053 | 5.0 | 1 | 490 |
| 796 | Peatland | -70.858 | 47.733 | 0.0251 | 23 | NA | 0 | 0 | 0.12 | 5.2 | 1.8 | 490 |
| 797 | Peatland | -71.208 | 47.929 | 0.0205 | 35 | NA | 0 | 0 | -0.034 | 5.3 | 7.2 | 1 595 |
| 798 | Peatland | -71.417 | 47.888 | 0.0144 | 29 | NA | 0 | 0 | 0.091 | 5.1 | 1.1 | 1 454 |

| Site | Type | Longitude | Latitude | LCBD | Species richness | % Exotic | % At-risk | % Rare | WI | Mean C | Area (ha) | Proximity (m) |
|---------------------------|-----------------|----------------|---------------|---------------|------------------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|-------------|---------------|
| La Mauricie National Park | | | | | | | | | | | | |
| 799 | Peatland | -70.971 | 47.471 | 0.0223 | 42 | NA | 0 | 0 | 0.94 | 5.2 | 1.5 | 1 595 |
| 800 | Peatland | -71.838 | 48.192 | 0.0292 | 59 | NA | 0 | 17 | 0.54 | 5.1 | 12 | 1 776 |
| 801 | Peatland | -71.608 | 48.183 | 0.0158 | 30 | NA | 0 | 0 | 0.044 | 5.3 | 7.7 | 642 |
| 802 | Peatland | -71.850 | 47.800 | 0.0452 | 13 | NA | 0 | 15 | 4.3 | 7.6 | 10.5 | 2 320 |
| 803 | Peatland | -71.171 | 47.933 | 0.0343 | 19 | NA | 0 | 0 | 4.0 | 6.6 | 2 | 642 |
| 804 | Peatland | -71.775 | 47.879 | 0.0214 | 22 | NA | 0 | 0 | 3.7 | 6.1 | 5.4 | 620 |
| 805 | Peatland | -71.208 | 47.896 | 0.0146 | 31 | NA | 0 | 0 | 0.83 | 5.5 | 5.8 | 2 856 |
| 806 | Peatland | -70.700 | 47.746 | 0.0179 | 30 | NA | 0 | 0 | 0.24 | 5.2 | 2.8 | 2 394 |
| 807 | Peatland | -71.258 | 47.833 | 0.0171 | 39 | NA | 0 | 3 | 0.61 | 5.3 | 14.5 | 2 232 |
| 808 | Peatland | -71.183 | 48.033 | 0.0223 | 15 | NA | 0 | 0 | 2.0 | 5.5 | 5.2 | 2 627 |
| 809 | Peatland | -70.867 | 47.792 | 0.0202 | 18 | NA | 0 | 0 | 0.85 | 5.3 | 11 | 1 909 |
| 810 | Peatland | -71.517 | 47.500 | 0.0253 | 13 | NA | 0 | 0 | 3.5 | 6.2 | 30 | 1 233 |
| 811 | Peatland | -72.033 | 47.638 | 0.0299 | 14 | NA | 0 | 0 | 1.8 | 5.8 | 1.4 | 2 135 |
| 812 | Peatland | -71.333 | 47.783 | 0.0199 | 21 | NA | 0 | 5 | 2.3 | 5.2 | 35 | 5 297 |
| 813 | Peatland | -71.275 | 47.263 | 0.0200 | 25 | NA | 0 | 8 | 2.1 | 5.4 | 1.4 | 6 305 |
| 814 | Peatland | -71.642 | 47.233 | 0.0263 | 13 | NA | 0 | 0 | 3.6 | 6.2 | 34 | 4 562 |
| 815 | Peatland | -71.896 | 47.829 | 0.0289 | 18 | NA | 0 | 0 | 3.4 | 6.2 | 20 | 2 425 |