

Université de Montréal

Platanthera blephariglottis : une espèce indicatrice
de l'intégrité écologique des tourbières ombrotrophes au Québec

Par

Vincent Laroche

Département de sciences biologiques

Faculté des arts et sciences

Mémoire présenté à la Faculté des arts et sciences

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

en sciences biologiques

Décembre, 2010

© Vincent Laroche, 2010

Université de Montréal
Faculté des arts et sciences

Ce mémoire intitulé :

Platanthera blephariglottis : une espèce indicatrice
de l'intégrité écologique des tourbières ombrotrophes au Québec

présenté par :

Vincent Laroche

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Jacques Brodeur
président-rapporteur

Stéphanie Pellerin
directrice de recherche

Luc Brouillet
codirecteur de recherche

Jacques Brisson
membre du jury

Résumé

Ce mémoire visait à déterminer si la platanthère à gorge frangée (*Platanthera blephariglottis* var. *blephariglottis*), une orchidée, est une espèce indicatrice de l'intégrité écologique des tourbières ombrotrophes. Les indicateurs d'intégrité écologique sont des outils indispensables pour évaluer efficacement les composantes d'un écosystème. Les résultats indiquent que l'abondance de la platanthère est fortement liée à l'indice de qualité floristique (FQAI). Le FQAI est aussi un excellent prédicateur de la présence de l'espèce, avec un taux de succès à 87%. D'autre part, l'abondance de l'orchidée est négativement affectée par les activités anthropiques et la matrice environnante. D'un point de vue descriptif, les habitats renfermant une grande abondance d'orchidées sont caractérisés par une faible microtopographie de surface et un recouvrement important de bryophytes et d'éricacées de petite taille. Globalement, ce mémoire a montré que la platanthère renferme un potentiel pour être indicatrice de l'intégrité écologique des tourbières ombrotrophes au Québec.

Mots-clés : *Platanthera blephariglottis*; Orchidée; Bog; FQAI; Intégrité écologique.

Abstract

The aim of this study was to evaluate whether White Fringed Orchid (*Platanthera blephariglottis* var. *blephariglottis*) can be used as an indicator of *Sphagnum* bog integrity. Ecological indicators of integrity are important tools as it is impossible to monitor efficiently all components of an ecosystem. Results indicate that White Fringed Orchid abundance is highly linked with floristic quality assessment index (FQAI). FQAI is also a good predictor of presence of the species, with an accuracy of 87%. On the other hand, orchid abundance is negatively affected by anthropogenic activities and the environmental matrix. Similarly, peatlands having low edge effect are characterized by higher orchid abundance than those more influenced by edges. From a descriptive perspective, high orchid abundance habitat is characterized by low surface microtopography, high bryophyte and small ericaceous covers. Globally, this study has shown that White Fringed Orchid has potential to evaluate ecological integrity in *Sphagnum* bogs in Québec.

Keywords : *Platanthera blephariglottis*; Orchid; Bog; FQAI; Ecological integrity.

Tables des matières

Résumé.....	iii
Abstract.....	iv
Tables des matières.....	v
Liste des tableaux.....	viii
Liste des figures.....	viii
Listes des annexes.....	ix
Remerciements.....	x
Chapitre 1 : Introduction générale.....	1
1.1 Tourbières.....	1
1.2 Intégrité écologique.....	2
1.3 Indicateurs.....	3
1.4 Types d'indicateurs.....	4
1.4.1 Indice de la qualité floristique.....	5
1.4.2 Assemblage et communauté d'espèces.....	6
1.4.3 Taxon spécifique.....	7
1.5 Objectifs.....	8
1.6 Organisation du mémoire.....	10
Chapitre 2 : <i>Platanthera blephariglottis</i> : an indicator species of <i>Sphagnum</i> bogs integrity.....	11
Abstract.....	11
Résumé.....	11

2.1 Introduction	12
2.2 Materials and methods.....	14
2.2.1 White Fringed Orchid.....	14
2.2.2 Study area	15
2.2.3 Field sampling and data collection	16
2.2.3.1 Vegetation sampling.....	17
2.2.3.2 Abiotic variables.....	17
2.2.3.3 Anthropogenic variables.....	18
2.2.4 Data analysis.....	21
2.2.4.1 White Fringed Orchid abundance groups and floristic characteristics of the plots	21
2.2.4.2 Environmental variables linked to White Fringed Orchid abundance groups	21
2.2.4.3 White Fringed Orchid occurrences modelling.....	23
2.3 Results	23
2.3.1 Floristic characteristics of sampling plots	23
2.3.2 Control factors of White Fringed Orchid abundance	24
2.3.3 Predictive variables of White Fringed Orchid.....	29
2.4 Discussion	30
2.5 Conclusion.....	33
Chapitre 3 : Conclusion générale	35
Bibliographie.....	40
Annexes.....	xi

Liste des tableaux

Table 1. Description of the five metrics used to calculate the Anthropogenic Activity Index for each sampling plot. This is a modification of the index proposed by Ervin et al. (2006).....	20
Table 2. Environmental variables sampled in the 113 sampling plots and their abbreviation.....	22
Table 3. Significance of variables explaining the presence of White Fringed Orchid after forward selection with 9,999 permutations.....	29
Table 4. Classification rates of the first four steps of the forward selection by permutations model based on 68 plots with and 45 without White Fringed Orchid in southern Québec.....	30

Liste des figures

- Figure 1. Map showing the study area and sampling *Sphagnum* bogs in southern Québec, Canada..... 16
- Figure 2. Principal component analysis diagrams separating the 113 sampling plots according to White Fringe Orchid groups of abundance (A) based on 48 companion species (B) in *Sphagnum* bogs of southern Québec. Only the 29 important contributing species (outside the equilibrium circle) are shown. Species vectors have been doubled for better interpretation. See Annexe A for species abbreviations. 24
- Figure 3. Distribution of environmental variables in the three White Fringed Orchid abundance groups in *Sphagnum* bogs in southern Québec. Only variables with significant differences according to ANOVA or Chi-square goodness-of-fit tests are shown. The upper, lower, and middle lines of the box correspond, respectively, to the 75th, 25th, and 50th percentiles (median). The upper and lower whiskers extend from the maximum and minimum values. The means are represented by the black dot. Open dots represent outliers. Means with different letters differ significantly according to Tukey's HSD test. 25
- Figure 4. Linear discriminant analysis of White Fringe Orchid abundance groups (A) based on abiotic (B), vegetation (C) and anthropogenic variables (D). Bold indicated significant variables ($p \leq 0.05$) according to forward selection. Vectors length has been doubled for better visualization. See table 2 for abbreviations..... 28

Listes des annexes

- Annexe 1. Nom, code et groupe des espèces échantillonnées dans les 60 tourbières du Québec, Canada. V fait référence aux espèces vasculaires tandis que B fait référence aux bryophytes. La nomenclature suit Brouillet et al. (2010+). xi
- Annexe 2. Données arrondies de l'ensemble des variables environnementales échantillonnées dans les 113 quadrats. Voir Table 2 pour les abréviations et les unités. (PB: Nombre de platanthère à gorge frangée; Edge: edge effect; TBA: basal area; Micro: microtopography). Pour les variables Bare, Water, Bry, Cyp, Eri, Fern, Herb et Shr: 1: 0%; 2: 1-5%; 3: 6-10%; 4: 11-20%; 5: 21-30%; 6: 31-40%; 7: 41-50%; 8: 51-60%; 9: 61-70%; 10: 71-80%; 11: 81-90%; 12: 91-95%; 96-100%. xiv
- Annexe 3. Liste des quadrats inventoriés, la municipalité dans laquelle ils se trouvent et leurs coordonnées géographiques (système NAD 1983). xviii
- Annexe 4. Estimation des populations de *Platanthera blephariglottis* par le CDPNQ et celles réalisées à l'été 2008. xxi

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier ma directrice de maîtrise, Stéphanie Pellerin, pour m'avoir accordé sa confiance et son indéfectible soutien à travers toutes les étapes de ce projet. Je la remercie également de m'avoir initié au monde rigoureux et passionnant de la recherche universitaire. Grâce à elle, j'ai découvert les merveilleux écosystèmes que sont les tourbières.

Je voudrais également remercier Luc Brouillet, mon co-directeur de recherche, pour ses questionnements et réflexions toujours pertinents. Je le remercie également pour son soutien et ses suggestions lors de la rédaction de ce présent mémoire.

Il n'aurait jamais été possible de réaliser ce projet sans la précieuse contribution des personnes m'ayant aidé à collecter les données sur le terrain : Alexandre Bergeron et Isabelle Rocheleau. Je garderai toujours de merveilleux souvenirs de ces journées, parfois très longues!

Merci aussi à mes collègues de laboratoire, Caroline Dubé et Chantale Moisan, pour le soutien et les discussions passionnantes au sujet des tourbières et des statistiques.

À ce sujet, je remercie Stéphane Daigle, Pierre Legendre et Daniel Borcard pour l'aide fournie dans la réalisation des analyses statistiques.

Je tiens également à remercier Stuart Hay et Lucie Fortin, de l'herbier Marie-Victorin, pour l'identification de spécimens vasculaires et invasculaires inconnus.

Je voudrais également remercier mon épouse, Catherine Landry, pour son soutien inconditionnel tout au long de ce projet. Un merci tout spécial aussi à ma famille, spécialement mes parents, pour qui le dépassement de soi et la réussite sont des valeurs qu'ils ont su m'inculquées.

Je tiens aussi à remercier toute l'équipe d'Horizon multiresource inc. pour leur support et leur flexibilité lors de la rédaction du mémoire.

Un remerciement spécial à tous les propriétaires des sites d'inventaires pour leur droit de passage et d'échantillonnage.

J'aimerais aussi remercier tous les membres de l'Institut de Recherche en Biologie Végétale (IRBV).

En terminant, je voudrais remercier les Amis du jardin botanique de Montréal pour leur soutien financier.

Chapitre 1 : Introduction générale

L'étude des impacts des perturbations anthropiques sur la condition d'un écosystème, tant du point de vue de sa biodiversité que de son intégrité écologique, est essentielle à une meilleure gestion des ressources (Noss 1999, Sheviak 2003, Niemi & McDonald 2004, LaPaix et al. 2009). Les perturbations anthropiques affectant le milieu naturel sont de plus en plus fréquentes (Foin et al. 1998, Wilcove et al. 1998). Ce constat s'applique également aux tourbières du Québec qui sont exploitées ou fragmentées par diverses industries, dont l'exploitation de la tourbe et la culture de la canneberge (Poulin et al. 2002, Pellerin & Lavoie 2003). Dans le but de préserver les tourbières restantes, en particulier celles situées près des grands centres urbains, une méthode d'évaluation rapide et globale de leur intégrité écologique est nécessaire pour permettre d'identifier celles qui mériteraient d'être conservées.

1.1 TOURBIÈRES

Le superficie mondiale des milieux humides atteint 6-7% de la surface terrestre (Nord-Varhaug 1996, Lehner & Doll 2004). Les tourbières constituent la majorité de ceux-ci, soit entre 50 et 70% (Lappalainen 1996, Joosten & Clarke 2002, Chapman et al. 2003). Les services écologiques rendus par les tourbières sont nombreux. Par exemple, elles aident à la régularisation du débit des eaux (Price 2001, Moore 2002, Erwin 2009). Elles jouent aussi un rôle clé dans la régularisation du climat en emmagasinant d'importantes quantités de carbone (Clymo 1998, Erwin 2009). D'ailleurs, ces écosystèmes contiendraient 30% de tout le carbone des sols de la planète (Parish et al. 2008). Les tourbières sont aussi importantes pour la biodiversité régionale, surtout dans

les régions tempérées, car leur flore d'appartenance boréale contraste fortement avec les environnements forestiers environnants (Charest et al. 2000, Ingerpuu et al. 2001). Elles abritent aussi plusieurs espèces rares ou endémiques, tant au Québec qu'ailleurs dans le monde (Bouchard et al. 1983, Charman 2002, CDPNQ 2008a). Finalement, elles sont utilisées pour la pratique de loisirs tels que la randonnée, l'ornithologie et la chasse (Brinson et al. 1994, Costanza et al. 1997, Postel & Carpenter 1997).

Environ 13% des surfaces mondiales de tourbières est situé au Canada (Tarnocai et al. 2005), et 70% de celles-ci sont des tourbières forestières (Dahl & Zoltai 1997). Bien que 90% des tourbières canadiennes sont peu ou point perturbées, celles situées près des centres urbains subissent de fortes pressions (Poulin et al. 2004). Ainsi, près de 60% des tourbières du Bas Saint-Laurent, dans le sud-est du Québec ont été converties ou perturbées par l'exploitation de la tourbe, la production forestière ou l'agriculture (Pellerin 2003). Par ailleurs, des études récentes ont montré que la flore, la faune et la succession végétale des tourbières non perturbées de façon directe peuvent aussi être influencées par les activités anthropiques environnantes (Lachance & Lavoie 2004, Deans et al. 2005, Waldron et al. 2009, Tousignant et al. 2010).

1.2 INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE

La notion d'intégrité écologique est un concept relativement nouveau et encore sujet à de nombreux débats au sein de la communauté scientifique. Bien que le concept ait déjà été évoqué par les philosophes grecs, comme Platon, ou par des écologistes dans les années 1920 (Rapport 1992), il faut attendre le *Clean Water Act* de 1972 aux États-Unis (Water Pollution Control Act Amendments of 1972, Pub. L. 92- 500) pour voir l'apparition du terme « intégrité biologique ». Suite à des échanges concernant cette loi,

Frey (1977) définit l'intégrité biologique comme « *la capacité de supporter et de maintenir une communauté d'organismes équilibrée, intégrée et adaptée possédant une composition et diversité comparable aux écosystèmes non-perturbés de la région* ». À partir des années 1980, J.R. Karr s'est établi comme principal acteur du concept d'intégrité avec de ses nombreux travaux sur l'eau (Karr & Dudley 1981, Kerans & Karr 1994, Karr 1999, 2004). Avec le temps, des définitions plus complexes sont apparues à mesure que les concepts de biodiversité et d'intégrité ont évolué. Par exemple, Karr (1991, Angermeier & Karr 1994, Karr 1999) inclus désormais les notions de biodiversité globale (gènes, espèces et assemblages) ainsi que des processus (mutation, démographie, interactions biologiques, dynamique des nutriments et de l'énergie, et le concept de métapopulation) à la définition standard d'intégrité écologique. Dans ce mémoire, la définition de Karr & Dudley (1981), similaire à celle de Frey, est retenue : « *la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir une communauté équilibrée, intégrée et adaptée d'organismes possédant une composition et diversité d'espèces formant une association fonctionnelle comparable aux écosystèmes non-perturbés de la région* ». Cette définition est présentement la plus utilisée et acceptée (Carignan & Villard 2002, Reza & Abdullah 2011).

1.3 INDICATEURS

Les indicateurs d'intégrité écologique sont des outils facilitant l'évaluation de l'intégrité écologique. Ils ont plusieurs utilités, dont entre autres : évaluer rapidement la condition d'un écosystème, quantifier l'ampleur d'un stress subi par un écosystème, faire le suivi du succès de travaux de restauration au fil du temps, faciliter la création de nouvelles lois et législations, et aider à la gestion des ressources naturelles et à la

création de milieux protégés (Lambeck 1997, Dale & Beyeler 2001, Carignan & Villard 2002, Niemi & McDonald 2004, Lindenmayer et al. 2006, Taft et al. 2006). Le type d'indicateur choisi dépendra de l'objectif poursuivi. Par exemple, le déclin d'un indicateur écologique dans les années 1960-70, soit l'abondance du faucon pèlerin (*Falco peregrinus* Tunstall), a permis de découvrir que l'utilisation du DDT avait des effets néfastes sur plusieurs autres espèces (Ratcliff 1967, 1980). En effet, la baisse d'effectifs du faucon pèlerin, par le faible taux de survie des œufs, a été corrélée au même phénomène chez les autres oiseaux de proies et à la présence de malformations chez les amphibiens. Depuis cette découverte, l'utilisation du DDT a été bannie dans la majorité des pays industrialisés et les populations animales touchées par le DDT se portent mieux (Enderson et al. 1982, Peakall et al. 1990).

Plusieurs critères doivent être rencontrés pour assurer la rigueur scientifique et biologique d'un indicateur. Ainsi, l'indicateur choisi doit entre autres être :

- 1) représentatif de l'écosystème;
- 2) fréquent au sein de l'écosystème;
- 3) sensible aux perturbations;
- et 4) répondre de manière constante aux perturbations (Dale & Beyeler 2001, Carignan & Villard 2002, Diekmann 2003, Niemi & McDonald 2004, LaPaix et al. 2009). D'un point de vue pratique, cet indicateur doit aussi être facile et peu coûteux à mesurer.

1.4 TYPES D'INDICATEURS

Les indicateurs écologiques peuvent prendre différentes formes (Niemi & McDonald 2004). Il peut s'agir d'indicateurs intégrateurs calculés à partir de plusieurs composantes du système, comme le *Floristic Quality Assessment Index* (FQAI; Swink & Wilhelm 1979, 1994) ou l'indice d'Ellenberg (Ellenberg et al. 1992), de groupes

taxonomiques (e.g., les macrophytes), d'un assemblage prédéterminé de taxons ou de communautés d'espèces, de taxons individuels ou encore de variables physico-chimiques (Parr & Papendick 1997, Bald et al. 2005, Rogers et al. 2007). Les prochaines sections traitent de quelques-uns des indices les plus souvent utilisés.

1.4.1 Indice de la qualité floristique

Le FQAI est fréquemment utilisé dans les études portant sur l'intégrité écologique des écosystèmes (e.g., Francis et al. 2000, Bourdaghs et al. 2006, Taft et al. 2006). Par exemple, le FQAI de plusieurs milieux humides en Amérique du Nord a montré une forte corrélation négative avec les perturbations humaines (Lopez & Fennessy 2002, Andreas et al. 2004, Cohen et al. 2004, Bourdaghs et al. 2006, Ervin et al. 2006, Taft et al. 2006). Cet indice utilise le coefficient de conservatisme des espèces (C) qui est basé sur l'affinité des espèces pour un habitat donné et sur leur capacité à se maintenir suite à une perturbation naturelle ou anthropique. Cet indice utilise également la richesse des plantes indigènes au sein de la communauté étudiée. Il se calcule en utilisant la moyenne du coefficient de conservatisme des espèces (\bar{C}), pondérée par la racine carrée du nombre d'espèces indigènes (N), ou $FQAI = \bar{C} \times \sqrt{N}$.

Il existe quelques limites à l'utilisation du FQAI. Par exemple, celui-ci est influencé par les fluctuations saisonnières causées par l'émergence tardive ou la sénescence hâtive d'espèces au cours de la saison de croissance (Francis et al., 2000; Matthews, 2003). L'utilisation de la moyenne du coefficient de conservatisme (\bar{C}) remédie à ce problème, car il est plus robuste aux changements saisonniers de végétation que le FQAI lui-même (Francis et al., 2000). De plus, une courte période d'échantillonnage pourrait aussi remédier en partie à ce problème. D'autre part, le FQAI

est sensible à la surface d'échantillonnage. Par exemple, certaines études ont démontré une corrélation positive entre la superficie inventoriée et le FQAI, et ce, en lien avec la richesse spécifique qui elle est dépendante de la superficie (Francis et al., 2000; Rooney & Rogers, 2002; Matthews, 2003; Bourdaghs et al., 2006). Toutefois, ceci s'applique uniquement à la méthode standard d'échantillonnage consistant à survoler l'ensemble d'un site à différents moments pendant la saison de croissance pour recenser toutes les espèces présentes.

1.4.2 Assemblage et communauté d'espèces

Plusieurs études récentes ont utilisé les communautés ou assemblages d'espèces puisque l'apport de plusieurs espèces fournit un diagnostic plus précis des changements écologiques que celui établi en utilisant une seule espèce (Simberloff 1998, Carignan & Villard 2002, Diekmann 2003, Roberge & Angelstam 2004). Par exemple, Mackay et al. (2010) ont montré que, dans le nord du Queensland, Australie, certains assemblages de macrophytes aquatiques sont indicateurs de l'intégrité des cours d'eau, évaluée par l'utilisation du territoire environnant et par l'intégrité des rives. Plusieurs études ont aussi montré l'efficacité d'assemblages d'oiseaux comme indicateurs d'intégrité (DeLuca et al. 2004, Howe et al. 2007, Smith & Chow-Fraser 2010). Par exemple, l'étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris* L.), le quiscale bronzé (*Quiscalus quiscula* L.) et le merle d'Amérique (*Turdus migratorius* L.), présentent de fortes corrélations positives aux perturbations anthropiques dans les milieux humides de la région des Grand Lacs et de la côte est américaine, tandis que la présence de la grue du Canada (*Grus canadensis* L.) et du troglodyte à bec court (*Cistothorus platensis* Latham) sont fortement négativement corrélées aux perturbations humaines (Howe et al. 2007). Ainsi,

l'observation des premières espèces dans un secteur indiquerait une faible intégrité écologique et inversement pour le second groupe d'espèces.

Finalement, les communautés de poissons ont été utilisées comme base du populaire indice d'intégrité biologique des cours d'eau (IBI) développé par Karr (1981). La richesse spécifique, la composition en espèces, leur niveau trophique ainsi que leur abondance et condition physiologique sont pris en compte pour évaluer l'intégrité d'un cours d'eau. L'intérêt de cette méthode réside dans la comparaison de chaque paramètre à des sites-références au niveau régional peu ou point perturbés par l'intervention de l'humain. Il existe maintenant des déclinaisons basées sur les organismes benthiques (Kerans & Karr 1994), les arthropodes terrestres (Karr & Kimberling 2003) et la végétation (Miller et al. 2006).

1.4.3 Taxon spécifique

L'utilisation d'un taxon unique comme indicateur d'intégrité écologique est adéquate lorsque celui-ci est grandement affecté par des perturbations anthropiques et qu'il est représentatif de la réponse d'autres espèces inféodées aux mêmes habitats. Il est alors question d'espèce-parapluie (Lambeck 1997, Fleishman et al. 2001). Au même titre que les assemblages ou communautés d'espèces, la présence d'un taxon spécifique ou certaines caractéristiques de celui-ci (ex. le taux de gras, la date de floraison) ont été corrélées aux perturbations anthropiques des écosystèmes chez certaines espèces d'oiseaux (O'Connell et al. 2000, Glennon & Porter 2005, Guénette & Villard 2005), d'insectes (Nilsson et al. 1995, Fleishman et al. 2000, Van Looy et al. 2005, Maleque et al. 2009), et de plantes vasculaires (Kollmann & Fischer 2003, Mackay et al. 2010) et invasives (Frego 2007, Edman et al. 2008, Nascimbene et al. 2010).

Par exemple, la paruline à couronne rousse (*Dendroica palmarum* Gmelin) a été identifiée comme espèce indicatrice des tourbières intègres du sud du Québec (Calmé & Desrochers 2000, Calmé et al. 2002). Dans cette région, cette espèce niche uniquement dans les tourbières et vit au sein de celles qui sont vastes et peu perturbées (Desrochers et al. 1998, Delage et al. 2000, Poulin et al. 2006). Les insectes, particulièrement les papillons, constituent aussi de bons indicateurs écologiques (Kremen 1992, Pearson & Cassola 1992, Kremen 1994, Dufrière & Legendre 1997). En Europe, plusieurs espèces, dites tyrphobiontes, ne vivent que dans les tourbières tempérées et boréales intègres ou peu perturbées (Spitzer & Jaros 1993, 2001, Spitzer & Danks 2006). La présence de ces espèces est étroitement liée aux conditions climatiques et édaphiques des tourbières ombrotrophes (Spitzer & Danks 2006). Par exemple, les habitats de sphaigne (*Sphagnum spp.*) présentant des températures froides et une source d'eau abondante, sont la niche de coléoptères psélaphides boréaux, un groupe de tyrphobiontes (Reichle 1966). De même, plusieurs insectes sont étroitement associés aux tourbières puisqu'ils se nourrissent d'une ou de quelques espèces végétales tourbicoles. C'est le cas de *Endothenia daeckeania* (Kearfott), un insecte de la famille des Tortricidae, qui se nourrit uniquement des ovaires de sarracénie pourpre (Hilton 1982). L'ensemble de ces associations (climatique, édaphique, anthropique et trophique) indiquent que ces espèces sont de bons indicateurs de l'intégrité écologique des tourbières.

1.5 OBJECTIFS

L'objectif général de ce mémoire est d'évaluer si la platanthère à gorge frangée (*Platanthera blephariglottis* var. *blephariglottis* (Willd.) Lindl.) s'avère une espèce indicatrice de l'intégrité écologique des tourbières ombrotrophes du Québec méridional.

La platanthère à gorge frangée est une orchidée terrestre vivant surtout dans les tourbières ombrotrophes et occasionnellement dans les tourbières minérotrophes pauvres. Son aire de répartition est confinée à l'est américain et s'étend de la Géorgie au Québec et du Michigan à Terre-Neuve (Sheviak 2003). Sa période de floraison dure habituellement de 31 à 46 jours de la fin juin à août. Un individu mesure 20 à 40 cm et porte un racème de 10 à 25 fleurs blanches non-odorantes (Smith & Snow 1976, Cole & Firmage 1984). Cette espèce a été choisie pour cette étude puisque le CDPNQ (2008b) fait état de sa sensibilité aux nombreuses pressions que subissent les tourbières dans la région à l'étude.

Les objectifs spécifiques du mémoire sont :

- 1) de déterminer les relations entre les variables abiotiques et anthropiques et l'abondance de la platanthère à gorge frangée.
- 2) d'identifier les variables pouvant être utilisées pour prédire la présence de l'orchidée.

Les résultats obtenus permettront de cerner les conditions requises pour la présence et celles modulant l'abondance de la platanthère à gorge frangée. Au plan pratique, mes résultats permettront de proposer des avenues pour utiliser cette espèce comme indicateur écologique. Mes données mettront aussi à jour nos connaissances sur cette espèce à statut précaire à l'échelle provinciale.

1.6 ORGANISATION DU MÉMOIRE

Le premier chapitre du mémoire est l'introduction générale présentée précédemment. Le second chapitre constitue le corps du mémoire et est rédigé sous forme d'article. Le dernier chapitre présente une conclusion générale au mémoire.

Le chapitre 2 a été soumis pour publication dans *Ecological Indicators*. Les auteurs sont, en ordre, Vincent Laroche, Stéphanie Pellerin et Luc Brouillet. Le premier auteur a effectué l'échantillonnage sur le terrain, le traitement et l'analyse des données de même que la rédaction du présent mémoire. Stéphanie Pellerin a, quant à elle, supervisé le projet, ainsi que corrigé et commenté le manuscrit. Luc Brouillet a également corrigé et commenté le manuscrit.

Chapitre 2 : *Platanthera blephariglottis* : an indicator species of *Sphagnum* bogs integrity

ABSTRACT

Ecosystem integrity often needs to be evaluated rapidly; indicator species may be used to do so. In this study, we aim to evaluate whether White Fringed Orchid is an indicator of ombrotrophic peatland (*Sphagnum* bog) integrity in northeastern North America. The study was carried out in 113 sampling plots located in 60 bogs of southern Quebec, Canada. Vegetation (species cover and strata) and abiotic variables were collected within the plots and disturbance variables were determined using aerial photographs and satellite imagery. The level of integrity on each plot was assessed by calculating a Floristic Quality Assessment Index (FQAI) and an Anthropogenic Activity Index (AAI). Data were analyzed with ANOVAs, multivariate techniques and logistic multiple regression. Results indicated that the presence and abundance of White Fringed Orchid were positively linked to the FQAI and negatively to the perimeter/area ratio variable, suggesting that this species is most abundant and frequent at sites that are less disturbed and influenced by human activities. ANOVA showed that the AAI was lower in plots with high orchid abundance than in those without, suggesting that the orchid grows in more pristine sites. Our study showed that White Fringed Orchid abundance and presence may be used to rapidly and accurately evaluate *Sphagnum* bog integrity.

RÉSUMÉ

L'intégrité des écosystèmes nécessite fréquemment une évaluation rapide; les espèces indicatrices peuvent y arriver. Cette étude a pour objectif d'évaluer si la platanthère à gorge frangée est une espèce indicatrice des tourbières ombrotrophes

(bogs) au Québec. L'étude a été réalisée à l'intérieur de 113 quadrats répartis dans 60 tourbières du sud du Québec, Canada. Les inventaires de végétation et des variables abiotiques ont été réalisés à l'intérieur des quadrats et les variables de perturbations ont été mesurées en utilisant des orthophotographies et des images satellites. L'intégrité de chaque quadrat a été établie en calculant l'indice de qualité floristique (FQAI) et l'indice d'activité anthropique (AAI). Les données ont été analysées à l'aide d'ANOVAs, d'analyses multivariées et d'une régression logistique multiple. Les résultats montrent que la présence et l'abondance de la platanthère à gorge frangée sont positivement liées au FQAI et négativement au ratio périmètre/aire, ce qui suggère que cette espèce est plus abondante et fréquente aux sites moins perturbés et affectés par les activités humaines. Les ANOVAs montrent que le AAI est plus faible dans les quadrats renfermant une forte abondance d'orchidées et inversement, ce qui suggère que l'orchidée croît dans les sites les plus intègres. Notre étude montre que l'abondance et la présence de platanthère à gorge frangée peuvent être utilisées pour évaluer rapidement et de manière fiable l'intégrité des bogs.

2.1 INTRODUCTION

Peatlands are acidic freshwater wetlands that cover around 4 million km² of the earth's land surface and represent 50-70% of global wetland resources (Chapman et al. 2003). These ecosystems are important for biodiversity conservation, climate regulation and human welfare (Erwin 2009). For instance, they contain around 30% of global soil carbon (Parish et al. 2008), store great quantities of water (Moore 2002), and provide unique habitats for many rare and endemic species (Charman 2002). Although about

90% of peatlands in Canada remain more or less undisturbed, pressure on peatlands is very high in inhabited regions (Poulin et al. 2004). For instance, in southeastern Québec, up to 60% of peatlands have been destroyed or disturbed by logging, farming and peat mining since the beginning of the 20th century (Pellerin 2003). Furthermore, several recent studies have shown that even seemingly untouched peatlands have undergone important vegetation changes due to the influence of surrounding anthropogenic disturbances (Laine et al. 1995, Lachance & Lavoie 2004, Houlihan et al. 2006, Pellerin et al. 2009a, Tousignant et al. 2010).

Evaluating the short- and long-term impact of *in situ* and *ex situ* disturbances on peatlands is essential in order to establish appropriate conservation goals. Since it is virtually impossible to monitor all the components within an ecosystem efficiently, biological indicators of the health or integrity of the system are needed. To be efficient, biological indicators must be representative of and frequently encountered within the target ecosystem, cost-effective and easy to measure, and responsive to environmental drivers and ecosystem changes in a predictable manner (Dale & Beyeler 2001, Carignan & Villard 2002, Howe et al. 2007, LaPaix et al. 2009). The level of anthropogenic disturbances within or surrounding ecosystems has been correlated with the presence or abundance of several biological organisms, such as birds (O'Connell et al. 2000, Glennon & Porter 2005, Guénette & Villard 2005), insects (Nilsson et al. 1995, Fleishman et al. 2000) and plants (Kollmann & Fischer 2003, Frego 2007, Edman et al. 2008, Mackay et al. 2010, Nascimbene et al. 2010). Within plants, species of the orchid family likely have the most potential as biological indicators (Newman 2009). Several studies have correlated orchid abundance to anthropogenic and natural disturbances

(Jacquemyn et al. 2005, Bergman et al. 2006, Coates et al. 2006, Kull & Hutchings 2006, Newman 2009, Hutchings 2010), as well as to environmental conditions (Partomihardo 2003, Bulafu et al. 2007). For example, *Wulfschlaegelia calcarata* Benth., a terrestrial tropical orchid from Puerto Rico, was found to be abundant in forests minimally impacted by human activities but absent from highly impacted ones (Bergman et al. 2006).

In this study, we aim to evaluate whether White Fringed Orchid (*Platanthera blephariglottis* var. *blephariglottis* (Willd.) Lindl.) can be used as an indicator of open ombrotrophic peatlands (*Sphagnum* bog) integrity in northeastern North America. Our specific objectives were 1) to determine the relationship between White Fringed Orchid abundance and environmental variables, and 2) to identify which variables can be used to predict White Fringed Orchid presence. This species was chosen because the Centre de données du patrimoine naturel du Québec (CDPNQ 2008b) noted the potential sensitivity of White Fringed Orchid to many threats affecting peatlands in the region: drainage, peat mining, agriculture exploitation and cranberry production.

2.2 MATERIALS AND METHODS

2.2.1 White Fringed Orchid

White Fringed Orchid is an eastern North American species ranging from Georgia to Québec and from Michigan to Newfoundland (Sheviak 2003). This species is vulnerable in Québec mainly because of habitat destruction and low number of healthy populations. However, the species is not rare in terms of population and individual (different from mature plant) occurrences (CDPNQ 2008c). In the northern part of its range, the species grows mainly in *Sphagnum* bogs and less frequently in poor

minerotrophic peatlands (fens). Blooming lasts 31 to 46 days between the end of June and the beginning of August, depending on the latitude and microhabitat (Smith & Snow 1976, Cole & Firmage 1984). Like most terrestrial orchids, White Fringed Orchid requires association with *Rhizoctonia* (*sensu lato*) symbiotic fungi to start seed germination and development (Rasmussen 1995). However, a recent study conducted in peatlands of southern Québec showed that White Fringed Orchid seeds were able to germinate in sites where the species was not previously present, meaning that *Rhizoctonia* is present and likely not a restrictive factor to the presence of the species (Poulin & Laroche, unpublished results).

2.2.2 Study area

The study area is located in the St. Lawrence Lowlands, Appalachian, and Canadian Shield regions of southern Québec, Canada, and extends between 45 and 48° N and 70 and 74° W (Fig. 1). It covers almost the whole distribution area of the White Fringed Orchid in Québec, excluding only the extreme western part. Regional forests are mainly composed of *Acer saccharum* Marsh. and *Carya cordiformis* (Wangenh.) K. Koch in the southern part of the study area, and of *Abies balsamea* (L.) P. Mill. and *Betula alleghaniensis* Britt. in the northern part (Saucier et al. 2009). Peatlands are scattered throughout the study area and belong to the continental semi-forested ombrotrophic type (Janssens & Glaser 1986). They are mainly characterized by low hummocks and hollow structures, and are dominated by ericaceous shrubs, *Sphagnum* mosses and black spruce (*Picea mariana* (P. Mill) B.S.P.) thickets. Most have been intensively disturbed during the last four centuries through drainage, agricultural activities, peat mining, wood gathering, cranberry culture and urban sprawl (Poulin et al.

2004). These pressures likely affect up to 60% of White Fringed Orchid populations (CDPNQ 2008b). The mean annual temperature of the study area varies between 1.4 °C in the northeast and 6.2 °C in the southwest (Environnement Canada 2010). Average precipitations range from 920 mm in the eastern part of the region to 979 mm in the west, of which 26% and 22%, respectively, falls as snow (Environnement Canada 2010).

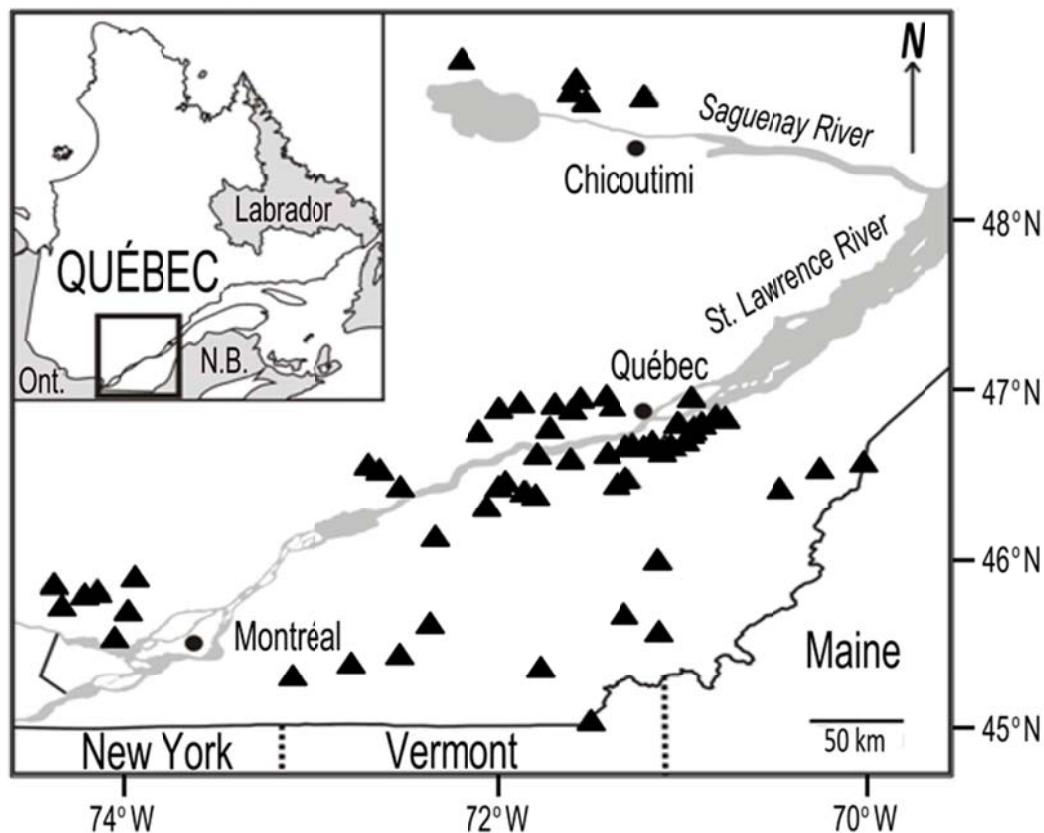


Figure 1. Map showing the study area and sampling *Sphagnum* bogs in southern Québec, Canada.

2.2.3 Field sampling and data collection

In Québec, 126 occurrences of White Fringed Orchid are known, but at the beginning of this study, near 35% of the occurrences had not been visited since 20 years (CDPNQ 2008c). We surveyed 60 occurrences in bogs spread over the distribution area of the species between mid-June and mid-August in summer 2008 (Fig. 1). We selected occurrences that were easily accessible and for which we had

adequate location information. We also selected occurrences from all levels of population quality (CDPNQ 2008c), i.e., excellent (> 1,000 plants), good (500 to 1,000 plants), moderately good (50 to 500 plants), low (1 to 50 plants), and historical (not seen for more than 20 years). Extinct populations were not sampled because buildings or agricultural fields had replaced the habitat. White Fringed Orchid was found in 53 bogs. In these, two sampling plots (5 x 5 m) were set up, the first one in an area supporting high density of the orchid, while the second was located 100 m away (in a random direction: north, south, east, west), in a sector of low density or without orchids. In the seven bogs in which no White Fringed Orchid was found, only one plot was established at the former occurrence. A total of 113 plots were surveyed.

2.2.3.1 Vegetation sampling

We used a point-intercept sampling method to estimate the relative cover of each plant species within each plot. Six equidistant transects (at 1 m intervals) were drawn within the plot. Along each transect, we recorded all species touching the projection of a vertical rod placed at six equidistant positions (N = 36 positions). The cover of areas of open water, bryophyte, Cyperaceae, herb and forb, ericaceous shrub and other shrubs was estimated following 13 categories; 0%, 1-5%, 6-10%, 11-20%, 21-30%, 31-40%, 41-50%, 51-60%, 61-70%, 71-80%, 81-90%, 91-95% and 96-100%. A voucher of White Fringed Orchid was collected in populations with more than 100 individuals. Fifty-one vouchers were deposited at the Marie-Victorin Herbarium (MT).

2.2.3.2 Abiotic variables

The following parameters were measured at each plot. We measured the peat deposit thickness with a metal probe inserted manually in the peat profile. Water pH and

electrical conductivity were measured in the field from an excavated well after the water level had stabilized, using an Orion 5-star portable probe. Conductivity values were adjusted to 25 °C and corrected for the concentration of hydrogen ions (Sjörs 1950). The surface microtopography was assessed according to seven categories: 0: flat, 1: few low hummocks (< 20 cm), 2: many low hummocks, 3: few medium hummocks (20-40 cm), 4: many medium hummocks, 5: few high hummocks (> 40 cm), and 6: many high hummocks (Boudreau 2004). We also measured the diameter at breast height (dbh) of all trees (dbh \geq 5 cm) in each plot and calculated the tree basal area as an indicator of tree cover extent and shading. The mean heights of ericaceous and other shrubs were also measured as an indicator of shading. Finally, a Wetness Index (Herman et al., 1997; Ervin et al., 2006) was computed using our plant inventory and published coefficients of wetness for each species (USDA, NRCS 2011). The plant coefficient of wetness usually ranges from -5 for wetland obligates to +5 for upland obligates. For the purpose of this study, we also discriminated obligate wetland species from permanently submerged obligates. We also inverted signs to allow a positive correlation between the Wetness Index and White Fringed Orchid abundance. Thus, our coefficients of wetness ranged from +6 for submerged obligates to -5 for upland obligates. The Wetness Index per plot was calculated as the mean of species coefficients of wetness values for all species present.

2.2.3.3 *Anthropogenic variables*

Anthropogenic variables were assessed with ArcGIS 9.2 (ESRI 2006) using digitized topographical maps (1:20,000), aerial photographs (1999 or 2000), and satellite imagery (2006, 2007 and 2009) obtained from Google Earth (Google Inc. 2010). We

measured the perimeter length and the area of each bog and calculated the perimeter-area ratio as an indicator of edge influences (Helzer & Jelinski 1999). To assign a score of human disturbance severity to each plot, we computed an Anthropogenic Activity Index (AAI) according to five metrics (Table 1). This index is a modification of the method described by Ervin et al. (2006). Finally, using plant data, we calculated the Floristic Quality Assessment Index (FQAI) developed by Swink & Wilhelm (1979, 1994) for each plot. Several studies have shown that FQAI is a good predictor of wetland health (e.g., Lopez & Fennessy 2002, Cohen et al. 2004, Ervin et al. 2006, Taft et al. 2006). The FQAI uses measures of the coefficient of conservatism (*C*) of the plants, which is based on the affinity of a plant species to a specific habitat and of its capacity to persist after natural or anthropogenic disturbance. The FQAI also takes into account the richness of native plants in the studied community. *C* values are region specific, but no coefficient was available for Québec. With the help of expert botanists from the Marie-Victorin Herbarium and bryologists of the Peatland Ecology Research Group (Université Laval), we adapted coefficient values available for southern Ontario (Oldham et al. 1995) and Ohio (Andreas et al. 2004).

Table 1. Description of the five metrics used to calculate the Anthropogenic Activity Index for each sampling plot. This is a modification of the index proposed by Ervin et al. (2006).

Metric 1. Landscape Used Intensity (500-m buffer zone surrounding the <i>Sphagnum</i> bog)	Scores
Mainly undisturbed wetlands, mature forests or other undisturbed ecosystems	0
Mainly old fields or secondary forests	1
Mainly agricultural areas	2
Mainly forest exploitation or urban, residential and industrial areas	3
Metric 2. Surrounding Habitat Alteration (500-m buffer zone surrounding the sampling plots)	
No alteration by human activities	0
Some tree cutting	1
Moderate tree cutting and low All Terrain Vehicle (ATV) activities	2
High tree cutting rates, high ATV or peat mining activities	3
Metric 3. Surrounding Hydrological Alteration (500-m buffer zone surrounding the sampling plots)	
No ditch in the buffer	0
Ditches located at 100 to 500 m from the sampling plot	1
Ditches located at 50 to 100 m from the sampling plot	2
Ditches located at less than 50 m from the sampling plot	3
Metric 4. Local Intactness of the Habitat (50-m buffer zone surrounding the sampling plots)	
Mainly peatland areas	0
Mainly other undisturbed ecosystems	1
Mainly agricultural areas	2
Mainly forest exploitation or urban, residential and industrial areas	3
Metric 5. Microhabitat Heterogeneity (within the sampling plots)	
All vegetation stratum present (see Table 2 for the stratum definition)	0
Moderate diversity (one stratum missing)	1
Low diversity (two or three stratum missing)	2
No diversity (one dominant)	3

2.2.4 Data analysis

2.2.4.1 White Fringed Orchid abundance groups and floristic characteristics of the plots

Prior to analyses, sampling plots were split up into three categories of White Fringed Orchid abundance: 1) none, 2) low abundance (1 to 30 individuals), and 3) high abundance (> 30 individuals). These groups were chosen in order to obtain the best Spearman correlation between abundance groups and White Fringed Orchid raw abundance. Principal component analysis (PCA) was then performed with vegetation data in order to identify the relationship between plant species composition of the plots and White Fringed Orchid abundance groups. Rare species (present in less than six plots) were removed from the vegetation matrix before analysis. A total of 48 species composed the matrix. A Hellinger's transformation was applied to the matrix to account for the presence of double zeros (Legendre & Gallagher 2001).

2.2.4.2 Environmental variables linked to White Fringed Orchid abundance groups

Differences in environmental variables (Table 2) between White Fringed Orchid abundance groups were determined using randomization tests (9,999 permutations) for one-way analyses of variance (ANOVA) because variables were not homoscedastic. As the surface microtopography variable was composed of seven qualitative classes, we used a Chi-square goodness-of-fit test with 9,999 permutations instead of ANOVA. Post-hoc multiple comparisons were performed using Tukey's HSD. Linear discriminant analysis was performed to identify which environmental factors best explained the *a priori* White Fringed Orchid abundance groups. For this analysis, environmental data were standardized to unit variance (Legendre & Legendre 1998). The variables to be

included in the model were identified by forward selection with 9,999 permutations of the residuals (stop criterion: $\alpha = 0.1$).

Table 2. Environmental variables sampled in the 113 sampling plots and their abbreviation.

Variables	Abbreviation
<i>Anthropogenic variables</i>	
Floristic Quality Assessment Index	FQAI
Anthropogenic Activity Index	AAI
Perimeter (m) / area (m ²) ratio	Edge effect
<i>Abiotic variables</i>	
Bare peat cover	Bare peat
Water corrected conductivity ($\mu\text{S} / \text{cm}^2$)	K ₂₅
Open water cover	Open water
Median ericaceous height	Ericaceous height
Median other shrub height	Shrub height
Water pH	pH
Microtopography	Microtopography
Thickness of peat deposit	Peat deposit
Tree basal area	Tree basal area
Wetness Index	W
<i>Vegetation variables</i>	
Bryophyte cover (%)	Bryophyte
Cyperaceae cover (%)	Cyperaceae
Ericaceous shrub cover (%)	Ericaceous
Fern cover (%)	Fern
Herb and forb cover (%)	Herb and Forb
Other shrub cover (%)	Shrub
<i>Other variables</i>	
Latitude (Degree decimal)	Latitude
Longitude (Degree decimal)	Longitude

2.2.4.3 White Fringed Orchid occurrences modelling

A logistic multiple regression analysis was performed to identify the variables with the stronger power to distinguish between sites that support White Fringed Orchid in peatlands and sites that do not. Highly correlated variables ($r > 0.85$) may influence the selection and contribution of each variable included in the model; no highly correlated variables were found in our dataset, however. Vegetation and environmental variables to be included in the model were identified by forward selection of the residuals (9,999 permutations). This analysis uses scaled and centered data to give the same weight to all variables. The stop criterion was set at $\alpha = 0.1$.

All statistical analyses were performed in version 2.9.2 of the R-language and environment for statistical computing (R Development Core Team 2010).

2.3 RESULTS

2.3.1 Floristic characteristics of sampling plots

The raw abundance of White Fringed Orchid varied from 0 to 364 individuals per plot, with a mean of 75 plants per plot when the orchid was present. White Fringed Orchid was absent in 45 plots, had low abundance in 21, and high abundance in 47. A total of 112 taxa were recorded in the 113 sampling plots, including 74 vascular plant and 38 bryophyte species (Annexe 1). The most frequent species were *Vaccinium oxycoccos* L., *Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench., *Sphagnum magellanicum* Brid., and *Kalmia angustifolia* L., all sampled in more than 80% of plots. The composition of plant species assemblages in the plots likely had a positive influence on the abundance of White Fringed Orchid (Fig 2a) according to the degree of significance of the PCA first (17.8 %) and second (14.9 %) axes. Some species appear indicative of a high

abundance of White Fringed Orchid: *Sphagnum rubellum* Wils., *Eriophorum virginicum* L., *Andromeda polifolia* var. *glaucophylla* (Link) DC., *Carex exilis* Dewey, *C. pauciflora* Lightf., *Drosera rotundifolia* L. and *Chamaedaphne calyculata*. Other species were characteristic of plots without the orchid: *Picea mariana*, *Vaccinium angustifolium* Ait., *Rhododendron groenlandicum* (Oeder) Kron & Judd, *Kalmia angustifolia*, *Sphagnum angustifolium* (C. Jens. Ex Russ.) C. Jens. In Tolf, *Sphagnum fuscum* (Schrimp.) Klingrr. and *Carex trisperma* Dewey.

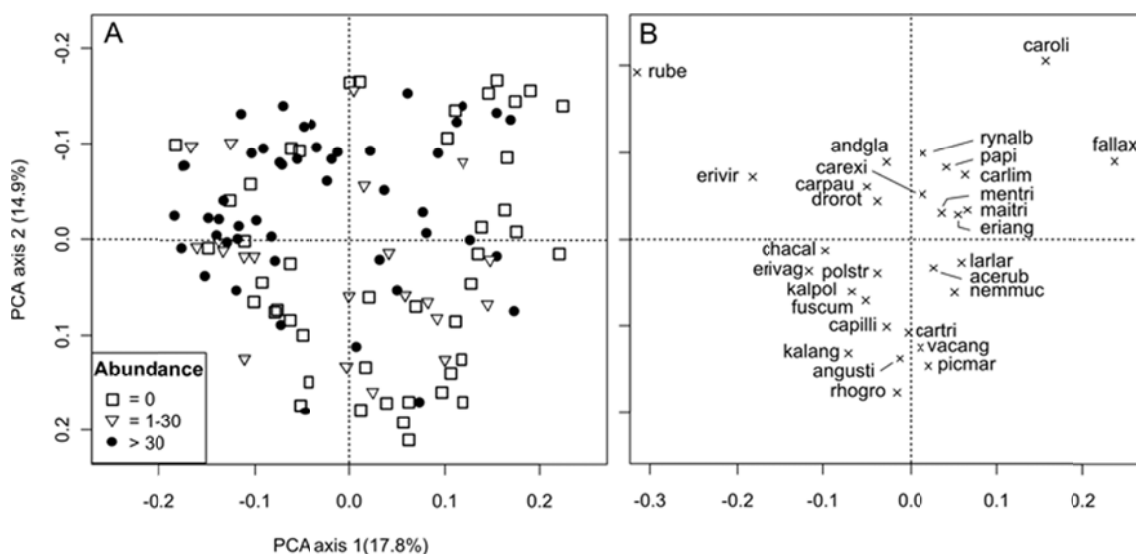


Figure 2. Principal component analysis diagrams separating the 113 sampling plots according to White Fringe Orchid groups of abundance (A) based on 48 companion species (B) in *Sphagnum* bogs of southern Québec. Only the 29 important contributing species (outside the equilibrium circle) are shown. Species vectors have been doubled for better interpretation. See Annexe 1 for species abbreviations.

2.3.2 Control factors of White Fringed Orchid abundance

The randomized ANOVA analyses showed that eight environmental variables exhibited significant differences among White Fringed Orchid abundance groups (Fig. 3). Plots with White Fringed Orchid were characterized by higher habitat integrity, as determined by the FQAI, than plots without it (Fig. 3a).

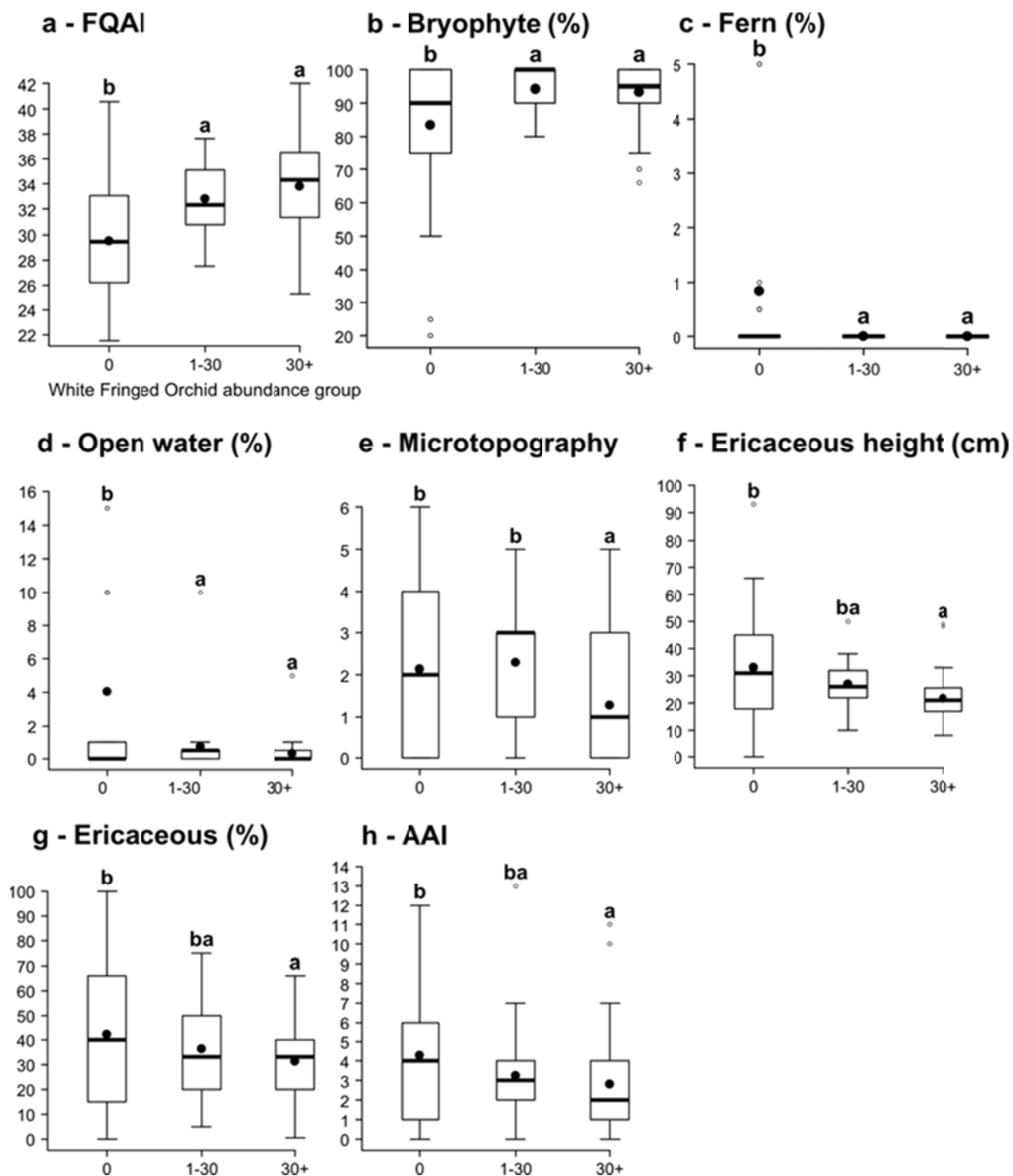


Figure 3. Distribution of environmental variables in the three White Fringed Orchid abundance groups in *Sphagnum* bogs in southern Québec. Only variables with significant differences according to ANOVA or Chi-square goodness-of-fit tests are shown. The upper, lower, and middle lines of the box correspond, respectively, to the 75th, 25th, and 50th percentiles (median). The upper and lower whiskers extend from the maximum and minimum values. The means are represented by the black dot. Open dots represent outliers. Means with different letters differ significantly according to Tukey's HSD test.

The mean cover of bryophyte species was high in all groups, but was somewhat higher in plots supporting White Fringed Orchid than in plots without it (Fig. 3b). The absence of ferns and a low cover of open water also distinguished plots with the White Fringed Orchid (Fig. 3c and d). Plots with high orchid abundance were mostly characterized by few and low hummocks or flat surface microtopography, while sites with no or low abundance of the orchid were characterized by many low hummocks (Fig. 3e). Finally, the median height and cover of ericaceous shrubs as well as the AAI were lower in plots with high orchid abundance than in plots without the orchid (Fig. 3f-h).

The LDA model, which includes the 21 environmental variables, separated the three groups of White Fringed Orchid abundance with 75% accuracy. The first discriminant function distinguished plots without orchid (left) from those with high abundance (right), whereas the second mostly discriminated plots with high abundance (up) from those with low orchid abundance (down) (Fig. 4). The discriminatory power of the model was associated with six statistically significant variables ($p \leq 0.05$). FQAI ($r = 0.62$), median ericaceous shrubs height ($r = -0.48$), open water ($r = -0.39$), microtopography ($r = -0.29$), and edge effect ($r = -0.19$) were strongly associated with the first axis. This axis represented an integrity gradient from less pristine plots (left) without orchid to undisturbed plots (right) with high orchid abundance. Bryophyte cover ($r = 0.39$) and AAI ($r = -0.31$), not significant according to forward selection, were also strongly associated with the first axis. Microtopography ($r = -0.46$), median height of others shrubs ($r = -0.28$), and tree basal area ($r = 0.13$) were significant variables associated with the second axis. This axis revealed a gradient from hummocky habitats with tall ericaceous shrubs (down) to flatter ones with short ericaceous shrubs (up).

Cover of other shrubs ($r = -0.37$), herb and forb cover ($r = 0.36$), water pH ($r = 0.31$), and latitude ($r = 0.33$), not significant according to forward selection, were also associated strongly with the second axis. Although tree basal area was considered a significant variable by the model, it never reached more than $5 \text{ m}^2/\text{ha}$ per plot, and thus likely was not seen as an important gradient. Despite not being significant according to forward selection, water pH values (ranging from 3.25 to 5.74) were somewhat higher in plots without White Fringed Orchid. Other shrubs, ericaceous shrubs, fern and Cyperaceae covers (Fig 4c) were also higher to some extent in plots without White Fringed Orchid than in plots where it was growing. Conversely, higher covers of bryophyte and of herb and forb were associated with the presence of the orchid.

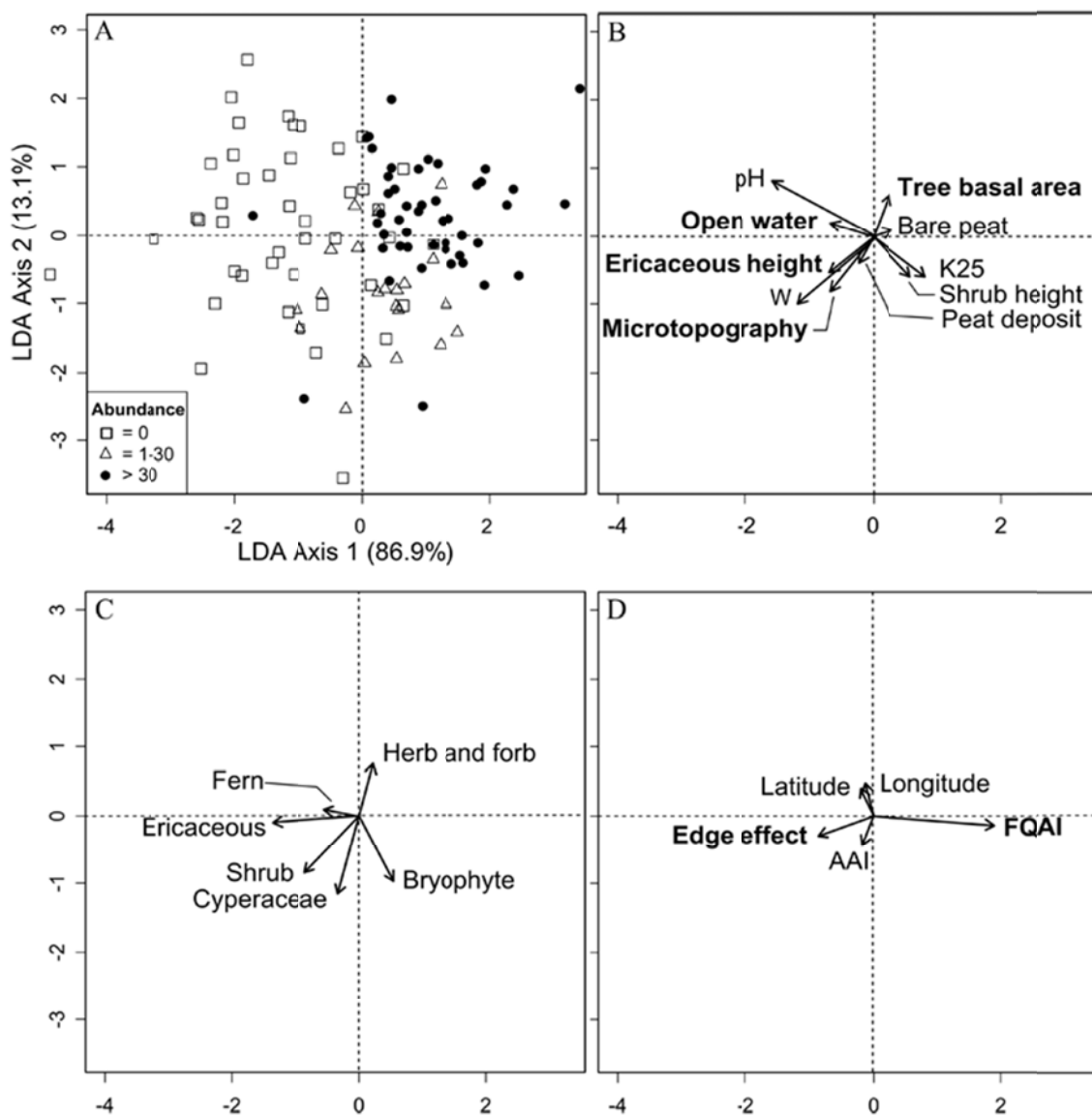


Figure 4. Linear discriminant analysis of White Fringe Orchid abundance groups (A) based on abiotic (B), vegetation (C) and anthropogenic variables (D). Bold indicated significant variables ($p \leq 0.05$) according to forward selection. Vectors length has been doubled for better visualization. See table 2 for abbreviations

2.3.3 Predictive variables of White Fringed Orchid

The logistic multiple regression analysis was carried out on 15 variables identified by the forward selection process (Table 3). These variables are not highly correlated with each other. FQAI was the most powerful variable to explain the presence of White Fringed Orchid (Table 3). With this sole variable in the model, 87% of the plots with the orchid and 51 % of those without were classified correctly (Table 4). With the four most significant variables (FQAI, open water, ericaceous shrubs cover and *Sphagnum majus* (Russ.) C. Jens, cover), the model correctly predicted on average 82% of the two plot types. With all 15 variables, the average classification rate was 91%, while the prediction percentage of the presence of the White Fringed Orchid reached 96%.

Table 3. Significance of variables explaining the presence of White Fringed Orchid after forward selection with 9,999 permutations.

Order	Variable	R ² _a cum	Coef
1	*** FQAI	0.185	+ 4.0
2	** Open water	0.244	- 0.5
3	** Ericaceous	0.294	- 3.1
4	** <i>Sphagnum majus</i>	0.336	- 2.1
5	* pH	0.367	- 2.7
6	* Edge effect	0.402	- 2.6
7	* <i>Carex trisperma</i>	0.430	- 2.6
8	* Longitude	0.454	- 1.8
9	* Tree basal area	0.472	+ 1.8
10	* <i>Rhynchospora alba</i>	0.488	- 1.7
11	* Ericaceous height	0.502	- 1.4
12	. Fern	0.514	- 0.01
13	. K ₂₅	0.524	+ 1.8
14	. <i>Aulacomnium palustre</i>	0.537	- 1.3
15	. <i>Rhododendron canadense</i>	0.546	+ 0.01

Significance level: *** $p < 0.001$; ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; . $p < 0.10$

Table 4. Classification rates of the first four steps of the forward selection by permutations model based on 68 plots with and 45 without White Fringed Orchid in southern Québec.

Step	Variable	Plot type	Predicted number		Classification rate (%)
			Orchid	Non-orchid	
1	FQAI	Orchid	59	9	86.7
		Non-orchid	22	23	51.1
2	Open Water	Orchid	58	10	85.3
		Non-orchid	17	28	62.2
3	Ericaceous	Orchid	60	8	88.2
		Non-orchid	15	30	66.7
4	<i>Sphagnum majus</i>	Orchid	61	7	89.7
		Non-orchid	12	33	73.3

2.4 DISCUSSION

Our results showed that White Fringed Orchid is an efficient indicator species of *Sphagnum* bogs integrity in northeastern North America. Indeed, the presence and abundance of this species are highly linked to the FQAI, the efficiency of which to assess wetland integrity have already been demonstrated (Lopez & Fennessy 2002, Andreas et al. 2004, Cohen et al. 2004, Bourdaghs et al. 2006). For instance, Andreas et al. (2004) found that the FQAI for all wetlands types together (bog, fen, coastal, marsh, sedge-grass, shrub and forest) had a strong negative correlation with local and regional human disturbances. Furthermore, White Fringed Orchid abundance and presence are negatively linked to edge effect (perimeter/area ratio variable) in LDA and in logistic multiple regression, indicating that this species is more abundant and frequent in sites less influenced by surrounding activities. A high perimeter/area ratio indeed indicates that an ecosystem contains a high proportion of edges, and a small area of core habitats. Such characteristics are known to be undesirable for many indigenous species of natural areas and favourable for exotic or invasive species (Wilcove 1985, Vallet et al. 2010). On the other hand, ecosystems with a high proportion of core habitats usually contain

many indigenous and highly conservative species (Wilcove 1985, Wisheu & Keddy 1992, Helzer & Jelinski 1999, Vermaat et al. 2007, Vallet et al. 2010). Finally, according to the ANOVA, sites with high orchid abundance are characterized by a lower anthropogenic disturbance index (AAI) than sites without orchid. However, this index was found to be non-significant in LDA and regression. This could be explained in part by our sampling design (one plot with the orchid and one without in each bog), which implies that some of the metrics used in the AAI calculations (landscape used intensity, surrounding habitat and hydrological alterations) were nearly the same for those paired-plots.

As mentioned above, the FQAI has been shown to be a good indicator of wetlands integrity. Although the efficiency of this index had not been specifically tested for *Sphagnum* bogs, we can expect that it would be also efficient since this type of ecosystem is mainly composed of herbaceous and bryophyte species, which are known to be better indicators of disturbances than tall woody species (Lopez et al. 2002). However, this index has some limitations, such as seasonal variations caused by late-emergent or early-senescent species (Francis et al. 2000, Matthews 2003) and area sampling dependence (Francis et al. 2000, Rooney & Rogers 2002, Matthews et al. 2005, Bourdaghs et al. 2006). Our narrow summer period sampling minimized in part the effects of seasonal variations (Walker et al. 1999). Also, the area dependence of FQAI has been recognized only for traditional overall site sampling (Houle & Phillips 1989, Bourdaghs et al. 2006). This limitation has no effect in the present study because single plot size was used.

As expected according from our FQAI results, most of the companion species associated with high abundance of White Fringed Orchid, such as *Chamaedaphne calyculata*, *Drosera rotundifolia*, *Kalmia angustifolia* and *Sphagnum rubellum*, are recognized to occur mostly in pristine or slightly disturbed bog habitats (Gignac 1992, Mitchell & Niering 1993, Malik 1994, Lachance & Lavoie 2004, Pellerin et al. 2009a, Pellerin et al. 2009b, Tousignant et al. 2010). Inversely, species associated with sites without the orchid such as *Picea mariana*, *Carex trisperma*, *Vaccinium angustifolium* and *Sphagnum angustifolium*, are mostly shade- or drought-tolerant species often more tolerant to disturbance (Laine & Vanha-Majamaa 1992, Macdonald & Yin 1999, Lachance & Lavoie 2004, Pellerin et al. 2009a, Tousignant et al. 2010). According to the logistic multiple regression, decreasing covers of *Sphagnum majus* and *Rhynchospora alba* appear to correlate with the presence of White Fringed Orchid. These two species grow where the water table is at least at ground level (Campbell & Rochefort 2001) while White Fringed Orchid does not tolerate such wet habitats (Brown & Scott 1997).

At another level of analysis, this study also helped to circumscribe the White Fringed Orchid habitat, which was not well known in this part of its range. According to our results, this species mostly grows in ericaceous-*Sphagnum* carpets characterized by low and scarce hummocks, very high bryophyte cover, and low cover of small ericaceous shrubs. Others parameters, even though not significant, provide useful information about White Fringed Orchid habitat characteristics. As shown by the LDA and logistic multiple regression, open water and ericaceous shrubs covers are strongly positively linked with the absence of orchid. Open water cover means that the water

table level is locally above the surface, and again White Fringed Orchid does not support such a high water table level (Brown & Scott 1997). Moreover, very low pH value of water table is a significant parameter which indicates favourable conditions for White Fringed Orchid. Also, a low vegetation wetness coefficient characterizes areas containing the orchid. In our study, low wetness coefficient is indicative of lawns and wet carpets, and a high coefficient, of pools and areas with open surface water.

Water nutrients were not directly recorded during our study, even if corrected conductivity is an indirect measure of major ions in water (Vitt et al. 1995). These parameters are important in determining species presence and abundance in peatlands (Vitt & Chee 1990). For instance, a previously study indicated that the presence of *Listera australis* Lindl., an orchid peatland species that frequently grows with White Fringed Orchid, is favoured specifically by ammonium (NH_4^+) concentration over 0.52 mg/L (Boudreau 2004). It would have been interesting to see whether the same cation or other specific ions would have shown a similar relationship with White Fringed Orchid.

2.5 CONCLUSION

In conclusion, our study showed that the presence and the abundance of White Fringed Orchid have good ability to rapidly and accurately evaluate *Sphagnum* bogs integrity in Québec. Indeed, we found a significant positive relationship between the abundance and presence of this species and the integrity gradient (FQAI variable), and a negative relationship with the disturbance gradient (Edge effect and AAI variables). Moreover, this species has most of the characteristics of a good indicator species (Carignan and Villard, 2001; Reza and Abdullah, 2011): 1) it is easy to identify by its white showy flowers, and each plant has several flowers that bloom in succession for a

long time, which allows identification from emergence to senescence; 2) individual can grow in the same site for several growing seasons (Cole and Firmage, 1984); 3) populations are generally large and extensive within sites; 4) it is representative of *Sphagnum* bogs of northeastern North America; 5) it is relatively frequent in its range; and 6) our results indicated that it responds to disturbances and to environmental drivers in a predictable manner. Using White Fringed Orchid would thus provide a similar assessment of *Sphagnum* bog integrity than calculating FQAI score, with less effort and money input. The use of White Fringed Orchid as an ecological indicators may help to identify peatlands worthy of conservation since it grows in sites less impacted by surrounding activities, i.e., sites more likely to have preserved their ecological integrity and dynamics over a long time period (Pellerin and Lavoie, 2003; Bonifait and Villard, 2010). The identification of such an indicator is especially important in northeastern North America since selection criteria to identify peatlands for conservation are missing.

Chapitre 3 : Conclusion générale

Cette étude a permis de montrer le potentiel de la platanthère à gorge frangée comme espèce indicatrice de l'intégrité des tourbières ombrotrophes au Québec. En effet, mes résultats indiquent que des abondances élevées de cette orchidée sont fortement liées à des scores élevés du FQAI, indice dont l'efficacité à caractériser l'intégrité des milieux humides à maintes reprises été démontrée (Lopez & Fennessy 2002, Andreas et al. 2004, Cohen et al. 2004, Bourdaghs et al. 2006). De plus, selon les résultats de l'analyse discriminante et de la régression logistique, l'abondance et la présence de l'orchidée sont négativement liées à l'effet de bordure (ratio périmètre/aire), indiquant que l'espèce était plus abondante et plus souvent présente dans les sites les moins affectés par les activités humaines environnantes. En effet, un ratio périmètre/aire élevé signifie qu'un écosystème renferme un haut pourcentage de bordure et une faible superficie d'habitats intérieurs. Les habitats de bordure avec milieu environnant anthropisé sont reconnus pour être défavorables aux espèces indigènes des milieux naturels tout en favorisant l'établissement d'espèces exotiques ou envahissantes (Wilcove 1985, Vallet et al. 2010). À l'inverse, les écosystèmes possédant une grande proportion d'habitats intérieurs renferment plus d'espèces indigènes nécessitant des habitats intègres ou peu perturbés (Wilcove 1985, Wisheu & Keddy 1992, Helzer & Jelinski 1999, Vermaat et al. 2007, Vallet et al. 2010). De plus, malgré que certains auteurs dénoncent l'utilisation d'un seul taxon comme indicateur d'intégrité écologique (Dale & Beyeler 2001, Carignan & Villard 2002, Diekman 2003), cette étude suggère qu'il est possible de tirer des informations importantes de certaines espèces comme la platanthère à gorge frangée.

D'autre part, et comme le suggéraient les résultats du FQAI, plusieurs des espèces associées à une forte abondance de platanthères, telles que *Chamaedaphne calyculata*, *Drosera rotundifolia*, *Kalmia angustifolia* et *Sphagnum rubellum*, dépendent d'habitats intègres ou légèrement perturbés (Gignac 1992, Mitchell & Niering 1993, Malik 1994, Lachance & Lavoie 2004, Pellerin et al. 2009a, Pellerin et al. 2009b, Tousignant et al. 2010). Inversement, les espèces associées aux sites sans orchidée, comme *Picea mariana*, *Carex trisperma*, *Vaccinium angustifolium* et *Sphagnum angustifolium*, sont surtout des espèces tolérantes à l'ombre et à la sécheresse, et généralement plus tolérantes perturbations (Laine & Vanha-Majamaa 1992, Macdonald & Yin 1999, Lachance and Lavoie 2004, Pellerin et al. 2009a, Tousignant et al. 2010)

Par ailleurs, bien que les résultats de mon étude indiquent que la platanthère est plus abondante et plus souvent présente dans les sites les moins perturbés, l'absence de l'espèce dans certains sites ne doit pas automatiquement être interprétée comme un indicateur de sites non intègres. Par exemple, plusieurs grands complexes tourbeux dans le nord du Québec ne contiennent pas de platanthère à gorge frangée et sont pourtant des milieux très intègres.

La platanthère à gorge frangée, une orchidée relativement abondante dans son aire de répartition, n'a fait l'objet que de rares études phénologiques (Smith & Snow 1976, Cole & Firmage 1984) et d'une seule portant sur les caractéristiques de son habitat (Brown & Scott 1997). L'intérêt de mon étude réside donc aussi dans l'identification des caractéristiques importantes de son habitat et des composantes affectant son abondance et sa présence. Ainsi, mes résultats indiquent que *P. blephariglottis* vit principalement dans des platières à sphaignes. Cet habitat est

caractérisé par de faibles buttes dispersées, un recouvrement important de bryophytes et un faible couvert d'éricacées de petite taille. Également, une faible épaisseur de tourbe, l'absence d'eau libre en surface, le faible recouvrement d'arbustes ainsi qu'un pH acide pour des tourbières ombrotrophes définit son habitat.

Une donnée importante n'a pas été échantillonnée au cours du projet : il s'agit de la concentration de chacun des ions majeurs présents dans l'eau de surface, malgré une approximation de l'ensemble des ions fournie par la conductivité corrigée. Puisque les tourbières ombrotrophes sont des habitats pauvres en nutriments (Sjörs 1950, Wells 1980, Brown & Scott 1997, Campbell & Rochefort 2001), les variations de disponibilité de certains ions et de certains nutriments peuvent influencer la présence et l'abondance des espèces vasculaires. Ainsi, la présence du *Listera australis*, autre orchidée tourbicole qui croît dans le même type d'habitat que la platanthère, semble favorisée par une concentration d'azote ammoniacale (NH_4^+) supérieure à 0,52 mg/L (Vitt & Chee 1990, Boudreau 2004). De même à Terre-Neuve, *Platanthera blephariglottis* semble exiger une concentration de calcium (Ca^{2+}) plus faible que le *P. clavellata* (Michx.) Luer vivant dans les mêmes types de tourbières (Brown & Scott 1997). Il aurait été intéressant de mesurer la concentration en ions de l'eau de surface des quadrats inventoriés dans le but de cerner de nouveaux paramètres influençant probablement la présence ou l'abondance de la platanthère à gorge frangée.

Le statut d'espèce susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable au Québec de la platanthère à gorge frangée n'est pas principalement basé sur sa rareté, mais plutôt sur le fait qu'elle est présente dans un type d'écosystème qui lui est menacé par les activités humaines, telles que l'agriculture, l'exploitation de la tourbe, la foresterie,

l'expansion de l'industrie de la canneberge et le développement urbain (CDPNQ 2008b). Aux menaces qui amenuisent la superficie totale de tourbières s'ajoute la présence de canaux de drainage en bordure des zones naturelles restantes. Ces canaux diminuent le niveau de la nappe phréatique, le contenu volumique en eau et la structure de la tourbe jusqu'à une distance de 60 à 100 m (Lieffers & Rothwell 1986, MacDonald & Yin 1999, Prévost et al. 2001). Ainsi, si aucune mesure ferme de protection des tourbières n'est mise en place, les populations de platanthère à gorge frangée vont sans aucun doute régresser et sa capacité d'espèce indicatrice diminuera d'autant.

Dans un autre ordre d'idée, plusieurs aspects de la platanthère à gorge frangée restent à approfondir et même, à acquérir. Ainsi, il serait intéressant d'étudier les stades de développement de la platanthère dans le but d'évaluer le pourcentage de plants immatures à l'intérieur d'une même population et de connaître précisément le temps requis pour la maturation d'un plant. Des estimations prenant en considération les individus immatures pourraient avoir un impact sur le statut de vulnérabilité de l'espèce même s'ils contribuent moins à la croissance immédiate d'une population (Nault & Gagnon 1993). Également, aucune étude ne s'est encore intéressée aux impacts des activités humaines, telles que l'agriculture et le développement urbain, sur le succès de pollinisation de la platanthère. De plus, les tourbières étant fréquemment visitées par les cerfs et les orignaux, ces cervidés ont-ils un impact sur le taux de floraison ou de fructification ? En plus de la fragilité des populations à la perte d'habitat (CDPNQ 2008b), les populations sont-elles en plus vulnérables à d'éventuels changements environnementaux ou apparition de maladies étant donné une faible variabilité génétique si les plants sont principalement issus de reproduction végétative ?

Finalement, mon mémoire aura permis une importante mise à jour des occurrences de l'espèce au niveau provincial. En effet, 14 des 33 occurrences historiques (non-visitées depuis minimum 20 ans) ont été inventoriées et neuf d'entre elles contenaient encore une population de platanthère à gorge frangée. D'autre part, la qualité des occurrences mesurée par le nombre d'individus observés au sein des populations semble supérieure aux données fournies par le CDPNQ (Annexe 4). Selon les estimations de 2008, 26 tourbières ont maintenant des populations d'effectifs supérieurs à ceux connus par le CDPNQ et cinq nouvelles populations ont désormais été caractérisées. À la lumière des informations tirées de mon étude, le statut d'espèce susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable au Québec (CDPNQ 2008a) ne devrait sans doute pas être retenu, compte tenu qu'il existe une augmentation de 167% (20 occurrences) du nombre d'occurrences de bonne viabilité, un critère primordial pour l'établissement du statut de l'espèce, par rapport aux données fournies par le CDPNQ au début de mes travaux.

Bibliographie

- Aerts, R., J. T. A. Verhoeven & D. F. Whigham. 1999. Plant-mediated controls on nutrient cycling in temperate fens and bogs. *Ecology* 80:2170-2181.
- Andreas, B. K. & R. W. Lichvar. 1995. Floristic index for establishing assessment standards: A case of study for northern Ohio. U.S. Army Corps and Engineers, Vicksburg, MS.
- Andreas, B. K., J. M. Mack & J. S. McCormac. 2004. Floristic quality assessment index (FQAI) for vascular plants and mosses for the State of Ohio. Ohio Environmental Protection Agency, Division of Surface Water, Wetland Ecology Group, Columbus, Ohio.
- Angermeier, P. L. & J. R. Karr. 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives - Protecting biotic resources. *Bioscience* 44:690-697.
- Bald, J., A. Borja, I. Muxika, J. Franco & V. Valencia. 2005. Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: A case-study from the Basque Country (Northern Spain). *Marine Pollution Bulletin* 50:1508-1522.
- Baron, J. S., N. L. Poff, P. L. Angermeier, C. N. Dahm, P. H. Gleick, N. G. Hairston, R. B. Jackson, C. A. Johnston, B. D. Richter & A. D. Steinman. 2002. Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications* 12:1247-1260.
- Bauer, I.E., L.D. Gignac & D.H. Vitt. 2003. Development of a peatland complex in boreal western Canada: lateral site expansion and local variability in vegetation succession and long-term peat accumulation. *Canadian Journal of Botany* 81:833-847.
- Bergman, E., J. D. Ackerman, J. Thompson & J. K. Zimmerman. 2006. Land-use history affects the distribution of the saprophytic orchid *Wulfschlaegelia calcarata* in Puerto Rico's Tabonuco Forest. *Biotropica* 38:492-499.
- Bonifait, S. & M. A. Villard. 2010. Efficiency of buffer zones around ponds to conserve odonates and songbirds in mined peat bogs. *Ecography* 33:913-920.
- Bouchard, A., D. Barabé, M. Dumais & S. Hay. 1983. Les plantes vasculaires rares du Québec. The rare vascular plants of Québec. Musée national des sciences naturelles, Musées nationaux du Canada, Ottawa.

- Boudreau, L. 2004. L'autécologie du *Listera australis* Lindl. au Québec, une orchidée rare de nos tourbières. Page 150 p. Collection Mémoires et thèses électroniques. Université Laval, Québec.
- Bourdaghs, M., C. A. Johnston & R. R. Regal. 2006. Properties and performance of the Floristic Quality Index in Great Lakes coastal wetlands. *Wetlands* 26:718-735.
- Brinson, M. M., W. Kruczynski, L. C. Lee, W. L. Nutter, R. D. Smith & D. F. Whigham. 1994. Developing an approach for assessing functions of wetlands. Pages 615-624 in W. J. Mitsch, editor. *Global wetlands: Old World and New*. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands.
- Brouillet, L., F. Coursol, M. Favreau & M. Anions (compilers). 2010+. VASCAN, the Database of Vascular Plants of Canada. <http://data.canadensys.net/vascan/> (consulted on 2010-12-20).
- Brown, C. & P. Scott. 1997. Environmental parameters influencing the distribution of *Platanthera blephariglottis* and *Platanthera clavellata* (Orchidaceae) in peatlands on the Avalon Peninsula, Newfoundland. *Canadian Journal of Botany* 75:974-980.
- Bulafu, C. E., P. Mucunguzi & E. K. Kakudidi. 2007. Diversity and distribution of wild terrestrial orchids of Mt Elgon forest national park, eastern Uganda. *African Journal of Ecology* 45:21-28.
- Calmé, S. & A. Desrochers. 2000. Biogeographic aspects of the distribution of bird species breeding in Quebec's peatlands. *Journal of Biogeography* 27:725-732.
- Calmé, S., A. Desrochers & J. P. L. Savard. 2002. Regional significance of peatlands for avifaunal diversity in southern Quebec. *Biological Conservation* 107:273-281.
- Campbell, D. R. & L. Rochefort. 2001. La végétation: gradients. Pages 129-140 in S. a. L. R. Payette, editor. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Saint-Nicolas.
- Carignan, V. & M. Villard. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78:45-61.
- CDPNQ. 2008a. Les plantes vasculaires menacées ou vulnérables du Québec. 3e édition. Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, direction du patrimoine écologique et des parcs, Québec.
- CDPNQ. 2008b. *Platanthera blephariglottis* var. *blephariglottis*. Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec, Québec.

- CDPNQ. 2008c. Occurrences de *Platanthera blephariglottis* var. *blephariglottis* répertoriées au CDPNQ.
- Chapman, S., A. Buttler, A. Francez, F. Laggoun-Defarge, H. Vasander, M. Schloter, J. Combe, P. Grosvernier, H. Harms, D. Epron, D. Gilbert & E. Mitchell. 2003. Exploitation of northern peatlands and biodiversity maintenance: a conflict between economy and ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1:525-532.
- Charest, R., L. Brouillet, A. Bouchard & S. Hay. 2000. The vascular flora of Terra Nova National Park, Newfoundland, Canada: a biodiversity analysis from a biogeographical and life form perspective. *Canadian Journal of Botany* 78:629-645.
- Charman, D. J. 2002. Peatlands and environmental change. Wiley, Chichester.
- Clymo, R. S. 1998. *Sphagnum*, the peatland carbon economy, and climate change. Maney Publishing, Leeds.
- Coates, F., I. D. Lunt & R. L. Tremblay. 2006. Effects of disturbance on population dynamics of the threatened orchid *Prasophyllum correctum* DL Jones and implications for grassland management in south-eastern Australia. *Biological Conservation* 129:59-69.
- Cohen, M. J., S. Carstenn & C. R. Lane. 2004. Floristic quality indices for biotic assessment of depressional marsh condition in Florida. *Ecological Applications* 14:784-794.
- Cole, F. & D. Firmage. 1984. The floral ecology of *Platanthera blephariglottis*. *American Journal of Botany* 71:700-710.
- Correll, D. S. 1950. Native orchids of North America north of Mexico. *Chronica Botanica C.*, Waltham, Mass.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, and M. vanden Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Dahl, T. E. & S. C. Zoltai. 1997. Forested northern wetlands of North America. CRC Press, Boca Raton, Fla, USA.
- Dale, V. H. & S. C. Beyeler. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1:3-10.

- Deans, A. M., J. R. Malcolm, S. M. Smith & M. I. Bellocq. 2005. Edge effects and the responses of aerial insect assemblages to structural-retention harvesting in Canadian boreal peatland forests. *Forest Ecology and Management* 204:249-266.
- Delage, V., M. J. Fortin & A. Desrochers. 2000. Effects of peripheral and isolated locations of songbird habitats in mined bogs. *Ecoscience* 7:149-156.
- DeLuca, W. V., C. E. Studds, L. L. Rockwood & P. P. Marra. 2004. Influence of land use on the integrity of marsh bird communities of Chesapeake Bay, USA. *Wetlands* 24:837-847.
- Desrochers, A., L. Rochefort & J. P. L. Savard. 1998. Avian recolonization of eastern Canadian bogs after peat mining. *Canadian Journal of Zoology* 76:989-997.
- Diekmann, M. 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review. *Basic and Applied Ecology* 4:493-506.
- Dufrêne, M. & P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345-366.
- Edman, M., A. M. Eriksson & M. A. Villard. 2008. Effects of selection cutting on the abundance and fertility of indicator lichens *Lobaria pulmonaria* and *Lobaria quercizans*. *Journal of Applied Ecology* 45:26-33.
- Ellenberg, H., H. E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner & D. Paulissen. 1992. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen ohne Rubus. *Scripta Geobotanica* 18:9-166.
- Enderson, J.H., G.R. Craig, W.A. Burnham and D.D. 1982. Berger, Eggshell thinning and organochlorine residues in Rocky Mountain Peregrines, *Falco peregrinus*, and their prey. *The Canadian Field-Naturalist* 96:255-264.
- Environnement Canada. 2010. Normales climatiques au Canada 1971-2000. Montréal, Mistassini.
- Ervin, G. N., B. D. Herman, J. T. Bried & D. C. Holly. 2006. Evaluating non-native species and wetland indicator status as components of wetlands floristic assessment. *Wetlands* 26:1114-1129.
- Erwin, K. L. 2009. Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management* 17:71-84.
- ESRI. 2006. ArcGIS. Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, CA.
- Fleishman, E., D. D. Murphy & P. E. Brussard. 2000. A new method for selection of umbrella species for conservation planning. *Ecological Applications* 10:569-579.

- Fleishman, E., R. B. Blair & D. D. Murphy. 2001. Empirical validation of a method for umbrella species selection. *Ecological Applications* 11:1489-1501.
- Foin, T., S. Riley, A. Pawley, D. Ayres, T. Carlsen, P. Hodum & P. Switzer. 1998. Improving recovery planning for threatened and endangered species. *Bioscience* 48:177-184.
- Francis, C. M., M. J. W. Austen, J. M. Bowles & W. B. Draper. 2000. Assessing floristic quality in southern Ontario woodlands. *Natural Areas Journal* 20:66-77.
- Frego, K. 2007. Bryophytes as potential indicators of forest integrity. *Forest Ecology and Management* 242:65-75.
- Frey, D. 1977. Biological integrity of water: an historical approach. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Gessner, M. O. & E. Chauvet. 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications* 12:498-510.
- Gignac, L. D. 1992. Niche structure, resource partitioning, and species interactions of mire bryophytes relative to climatic and ecological gradients in western Canada. *Bryologist* 95:406-418.
- Glennon, M. J. & W. F. Porter. 2005. Effects of land use management on biotic integrity: An investigation of bird communities. *Biological Conservation* 126:499-511.
- Google Inc. 2010. Google Earth. <http://earth.google.com>. Mountain View, CA.
- Guénette, J. & M. Villard. 2005. Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation. *Conservation Biology* 19:1168-1180.
- Hellquist, C. E. & G. E. Crow. 2003. The vascular flora of Mud Pond peatland, Carroll County, New Hampshire. *Rhodora* 105:153-177.
- Helzer, C. J. & D. E. Jelinski. 1999. The relative importance of patch area and perimeter-area ratio to grassland breeding birds. *Ecological Applications* 9:1448-1458.
- Herman, K. D., L. A. Masters, M. R. Penskar, A. A. Reznicek, G. S. Wilhelm & W. R. Brodowicz. 1997. Floristic quality assessment: development and application in the state of Michigan (USA). *Natural Areas Journal* 17:265-279.
- Hilton, D. F. J. 1982. The biology of *Endothenia daeckiana* (Lepidoptera, Olethreutidae), an inhabitant of the ovaries of the Northern Pitcher Plant, *Sarracenia purpurea* (Sarraceniaceae). *Canadian Entomologist* 114:269-274.

- Houlahan, J. E., P. A. Keddy, K. Makkay & C. S. Findlay. 2006. The effects of adjacent land use on wetland species richness and community composition. *Wetlands* 26:79-96.
- Houle, G. & D. L. Phillips. 1989. Seasonal-variation and annual fluctuation in granite outcrop plant-communities. *Vegetatio* 80:25-35.
- Howe, R. W., R. R. Regal, J. Hanowski, G. J. Niemi, N. P. Danz & C. R. Smith. 2007. An index of ecological condition based on bird assemblages in Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research* 33:93-105.
- Hutchings, M. J. 2010. The population biology of the early spider orchid *Ophrys sphegodes* Mill. III. Demography over three decades. *Journal of Ecology* 98:867-878.
- Ingerpuu, N., K. Vellak, T. Kukk & M. Partel. 2001. Bryophyte and vascular plant species richness in boreo-nemoral moist forests and mires. *Biodiversity and Conservation* 10:2153-2166.
- Jacquemyn, H., R. Brys, M. Hermy & J. H. Willems. 2005. Does nectar reward affect rarity and extinction probabilities of orchid species? An assessment using historical records from Belgium and the Netherlands. *Biological Conservation* 121:257-263.
- Janssens, J. A. & P. H. Glaser. 1986. The bryophyte flora and major peat-forming mosses at Red Lake peatland, Minnesota. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique* 64:427-442.
- Joosten, H. & D. Clarke. 2002. Wise use of mires and peatlands. International Mire Conservation Group.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21-27.
- Karr, J. R. & D. R. Dudley. 1981. Ecological perspective on water-quality goals. *Environmental Management* 5:55-68.
- Karr, J. R. 1991. Biological integrity - A long-neglected aspect to water-resource management. *Ecological Applications* 1:66-84.
- Karr, J. R. 1999. Defining & measuring river health. *Freshwater Biology* 41:221-234.
- Karr, J. R. & D. N. Kimberling. 2003. A terrestrial arthropod index of biological integrity for shrub-steppe landscapes. *Northwest Science* 77:202-213.

- Karr, J. R. 2004. Beyond definitions: Maintaining biological integrity, diversity, and environmental health in national wildlife refuges. *Natural Resources Journal* 44:1067-1092.
- Kerans, B. L. & J. R. Karr. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications* 4:768-785.
- Kollmann, J. & A. Fischer. 2003. Special feature: Vegetation as indicator for habitat quality. *Basic and Applied Ecology* 4:489-491.
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications* 2:203-217.
- Kremen, C. 1994. Biological inventory using target taxa - a case-study of the butterflies of Madagascar. *Ecological Applications* 4:407-422.
- Kull, T. & M. J. Hutchings. 2006. A comparative analysis of decline in the distribution ranges of orchid species in Estonia and the United Kingdom. *Biological Conservation* 129:31-39.
- Lachance, D. & C. Lavoie. 2004. Vegetation of *Sphagnum* bogs in highly disturbed landscapes: relative influence of abiotic and anthropogenic factors. *Applied Vegetation Science* 7:183-192.
- Laine, J. & I. Vanha-Majamaa. 1992. Vegetation ecology along a trophic gradient on drained pine mires in southern Finland. *Annales Botanici Fennici* 29:213-233.
- Laine, J., H. Vasander & T. Sallantus. 1995. Ecological effects of peatland drainage for forestry. *Environmental Reviews* 3:286-303.
- Lambeck, R. J. 1997. Focal species: A multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11:849-856.
- LaPaix, R., B. Freedman & D. Patriquin. 2009. Ground vegetation as an indicator of ecological integrity. *Environmental Reviews* 17:249-265.
- Lappalainen, E. 1996. General review on world peatland and peat resources. International Peat Society.
- Legendre, P. & L. Legendre. 1998. Numerical ecology. 2nd English edition. Elsevier, New York.
- Legendre, P. & E. D. Gallagher. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129:271-280.

- Lehner, B. & P. Doll. 2004. Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands. *Journal of Hydrology* 296:1-22.
- Lieffers, V.J. & Rothwell, R.L. 1986. Effects of depth of water table and substrate temperature on root and top growth of *Picea mariana* and *Larix laricina* seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* 16:1201-1206.
- Lindenmayer, D. B., J. F. Franklin & J. Fischer. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131:433-445.
- Lopez, R. D., C. B. Davis & M. S. Fennessy. 2002. Ecological relationships between landscape change and plant guilds in depressional wetlands. *Landscape Ecology* 17:43-56.
- Lopez, R. D. & M. S. Fennessy. 2002. Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. *Ecological Applications* 12:487-497.
- Macdonald, S. E. & F. Y. Yin. 1999. Factors influencing size inequality in peatland black spruce and tamarack: evidence from post-drainage release growth. *Journal of Ecology*. 87:404-412.
- Mackay, S. J., C. S. James & A. H. Arthington. 2010. Macrophytes as indicators of stream condition in the wet tropics region, Northern Queensland, Australia. *Ecological Indicators* 10:330-340.
- Maleque, M. A., K. Maeto & H. T. Ishii. 2009. Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. *Applied Entomology and Zoology* 44:1-11.
- Malik, A. U. 1994. Autecological response of *Kalmia angustifolia* to forest types and disturbances regimes. *Forest Ecology and Management* 65:231-249.
- Matthews, J. W. 2003. Assessment of the floristic quality index for use in Illinois, USA, wetlands. *Natural Areas Journal* 23:53-60.
- Matthews, J. W., P. A. Tessene, S. M. Wiesbrook & B. W. Zercher. 2005. Effect of area and isolation on species richness and indices of floristic quality in Illinois, USA wetlands. *Wetlands* 25:607-615.
- Miller, S. J., D. H. Wardrop, W. M. Mahaney & R. R. Brooks. 2006. A plant-based index of biological integrity (IBI) for headwater wetlands in central Pennsylvania. *Ecological Indicators* 6:290-312.
- Mitchell, C. C. & W. A. Niering. 1993. Vegetation change in a topogenic bog following beaver flooding. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 120:136-147.

- Moore, P. D. 2002. The future of cool temperate bogs. *Environmental Conservation* 29:3-20.
- Nascimbene, J., G. Brunialti, S. Ravera, L. Frati & G. Caniglia. 2010. Testing *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm. as an indicator of lichen conservation importance of Italian forests. *Ecological Indicators* 10:353-360.
- Nault, A. & D. Gagnon. 1993. Ramet demography of *Allium tricoccum*, a spring ephemeral, perennial forest herb. *Journal of Ecology* 81:101-119.
- Newman, B. 2009. Orchids as indicators of ecosystem health in urban bushland fragments. Murdoch University.
- Niemi, G. J. & M. E. McDonald. 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35:89-111.
- Nilsson, S. G., U. Arup, R. Baranowski & S. Ekman. 1995. Tree-dependent lichens and beetles as indicators in conservation forests. *Conservation Biology* 9:1208-1215.
- Nord-Varhaug, O. 1996. Focusing our attention on mires and peatland conservation: The Trondheim and Edinburg declarations. *Global mire and peatland conservation. Proceedings of an International Workshop.*
- Noss, R. F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* 115:135-146.
- NRCS. 1997. National list of vascular plant species that occur in wetlands: 1996 national summary. U.S. Fish and Wildlife Service.
- O'Connell, T. J., L. E. Jackson & R. P. Brooks. 2000. Bird guilds as indicators of ecological condition in the central Appalachians. *Ecological Applications* 10:1706-1721.
- Oldham, M. J., W. D. Bakowsky & D. A. Sutherland. 1995. Floristic quality assessment system for southern Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, Ontario.
- Parish, F., A. Sirin, D. Charman, H. Joosten, T. Minayeva, M. Silvius & L. Stringer. 2008. Assessment of peatlands, biodiversity and climate change: main report., Global Environment Centre, Wageningen.
- Parr, J. F. & R. I. Papendick. 1997. Soil quality: Relationships and strategies for sustainable dryland farming systems. *Annals of Arid Zone* 36:181-191.
- Partomihardo, T. 2003. Colonisation of orchids on the Krakatau Islands. *Telopea* 10:299-310.

- Peakall, D.B., D.G. Noble, J.E. Elliott, J.D. Somers & G. Erickson. 1990. Environmental contaminants in Canadian Peregrine Falcons, *Falco peregrinus*: a toxicological assessment. *Canadian Field Naturalist* 104:244-254.
- Pearson, D. L. & F. Cassola. 1992. Worldwide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera, Cicindelidae) - Indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology* 6:376-391.
- Pellerin, S. & C. Lavoie. 2000. Peatland fragments of southern Quebec: recent evolution of their vegetation structure. *Canadian Journal of Botany* 78:255-265.
- Pellerin, S. 2003. Des tourbières et des hommes. L'utilisation des tourbières dans la région de Rivière-du-Loup - l'Isle-Verte. *Naturaliste canadien* 127:18-23.
- Pellerin, S. & C. Lavoie. 2003. Recent expansion of jack pine in peatlands of southeastern Quebec: A paleoecological study. *Écoscience* 10:247-257.
- Pellerin, S., M. Mercure, A. S. Desaulniers & C. Lavoie. 2009a. Changes in plant communities over three decades on two disturbed bogs in southeastern Quebec. *Applied Vegetation Science* 12:107-118.
- Pellerin, S., L. A. Lagneau, M. Lavoie & M. Larocque. 2009b. Environmental factors explaining the vegetation patterns in a temperate peatland. *Comptes Rendus Biologies* 332:720-731.
- Postel, S. & S. R. Carpenter. 1997. Freshwater ecosystem services. Pages 195-214 in G. Daily, editor. *Nature's services*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Poulin, M., L. Rochefort & A. Desrochers. 1999. Conservation of bog plant species assemblages: Assessing the role of natural remnants in mined sites. *Applied Vegetation Science* 2:169-180.
- Poulin, M., D. Careau, L. Rochefort & A. Desrochers. 2002. From satellite imagery to peatland vegetation diversity: How reliable are habitat maps? *Conservation Ecology* 6.
- Poulin, M., L. Rochefort, S. Pellerin & J. Thibault. 2004. Threats and protection for peatlands in Eastern Canada. *Géocarrefour* 79:331-344.
- Poulin, M., M. Beslisle & M. Cabeza. 2006. Within-site habitat configuration in reserve design: A case study with a peatland bird. *Biological Conservation* 128:55-66.
- Prévost, M., Plamondon, A. & Roy, V. 2001. La production forestière. Pages 423-447 in Payette S. and L. Rochefort, editor. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Saint-Nicolas.

- Price, J. 2001. L'hydrologie. Pages 142-158 in Payette S. and L. Rochefort, editor. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Saint-Nicolas.
- R Development Core Team. 2010. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rapport, D. J. 1992. Evolution of indicators of ecosystem health. Pages 121-134 in E. A. Science, editor. *Ecological indicators*, New York/London.
- Rasmussen, H. N. 1995. *Terrestrial orchids: from seed to mycotrophic plant*. Cambridge University Press, Melbourne.
- Ratcliff, D. A. 1967. Decreases in eggshell weight in certain bird of prey. *Nature* 215:208-210.
- Ratcliff, D. A. 1980. *The peregrine falco*. Poyser, Calton, UK.
- Reed, P. B. J. 1988. National list of plant species that occur in wetlands: 1988 national survey. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., USA.
- Reichle, D. E. 1966. Some pselaphid beetles with boreal affinities and their distribution along a postglacial fringe. *Systematic Zoology* 15:330-344.
- Reza, M.I.H. & S.A. Abdullah. 2011. Regional index of ecological integrity: a need for sustainable management of natural resources. *Ecological Indicators* 11 :220–229.
- Roberge, J. M. & P. Angelstam. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18:76-85.
- Rogers, S. I., M. L. Tasker, R. Earll & S. Gubbay. 2007. Ecosystem objectives to support the UK vision for the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 54:128-144.
- Rooney, T. P. & D. A. Rogers. 2002. The modified Floristic Quality Index. *Natural Areas Journal* 22:340-344.
- Saucier, J.-P., P. Grondin, A. Robitaille, J. Gosselin, C. Morneau, P. J. H. Richard, J. Brisson, L. Sirois, A. Leduc, H. Morin, É. Thiffault, S. Gauthier, C. Lavoie & S. Payette. 2009. *Écologie forestière*. Pages 165-315 in É. Multimondes, editor. *Manuel de foresterie*. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Québec.
- Sheviak, C. J. 2003. *Platanthera*.in *Flora of North America* Editorial Committee (1993+), editor.

- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passe in the landscape era? *Biological Conservation* 83:247-257.
- Sjörs, H. 1950. On the relation between vegetation and electrolytes in North Swedish mire waters. *Oikos* 2:241-258.
- Sjörs, H. 1991. Phyto- and necromass above and below ground in fen. *Holarctic Ecology* 14:208-218.
- Smith, G. R. & G. E. Snow. 1976. Pollination ecology of *Platanthera (Habenaria) ciliaris* and *P. blephariglottis* (Orchidaceae). *Botanical Gazette* 137:133-140.
- Smith, L. A. & P. Chow-Fraser. 2010. Implications of the Species-Area Relationship on Sampling Effort for Marsh Birds in Southern Ontario. *Wetlands* 30:553-563.
- Spitzer, K. & J. Jaros. 1993. Lepidoptera associated with the Cervene Blato Bog (Central Europe) - Conservation implications. *European Journal of Entomology* 90:323-336.
- Spitzer, K. & J. Jaros. 2001. Moths and butterflies (Lepidoptera) of the Chalupska slat' bog, Sumava Mountains. *Sbor. Jihoces. Muz. V Ces. Budejovicich Prir. Vedy* 41:43-55.
- Spitzer, K. & H. V. Danks. 2006. Insect biodiversity of boreal peat bogs. *Annual Review of Entomology* 51:137-161.
- Swink, F. & G. Wilhelm. 1979. *Plants of the Chicago Region*. Morton Arboretum, Lisle, Illinois.
- Swink, F. & G. Wilhelm. 1994. *Plants of the Chicago Region*. 4th edition. Indiana Academy of Science, Indianapolis.
- Taft, J. B., G. S. Wilhelm, D. M. Ladd & L. A. Masters. 1997. Floristic quality assessment for vegetation in Illinois: a method for assessing vegetation integrity. *Erigenia* 15:3-95.
- Taft, J. B., C. Hauser & K. R. Robertson. 2006. Estimating floristic integrity in tallgrass prairie. *Biological Conservation* 131:42-51.
- Tarnocai, C., I. M. Kettles & B. Lacelle. 2005. *Peatlands of Canada*. Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, Ontario.
- Tousignant, M. E., S. Pellerin & J. Brisson. 2010. The Relative Impact of Human Disturbances on the Vegetation of a Large Wetland Complex. *Wetlands* 30:333-344.

- Ulanowicz, R. E. 2000. Toward the measurement of ecological integrity. Pages 99-120 in D. Pimentel, L. Westra & R. F. Noss, editors. *Ecological integrity, integrating environment, conservation and health*. Island Press, Washington, D.C.
- USDA, NRCS, 2011. The PLANTS Database (<http://plants.usda.gov>, February 2010). National Plant Data Center, Baton Rouge
- Vallet, J., V. Beaujouan, J. Pithon, F. Roze & H. Daniel. 2010. The effects of urban or rural landscape context and distance from the edge on native woodland plant communities. *Biodiversity and Conservation* 19:3375-3392.
- Van Looy, K., S. Vanacker, H. Jochems, G. De Blust & M. Dufrêne. 2005. Ground beetle habitat templates and riverbank integrity. *River Research and Applications* 21:1133-1146.
- Vermaat, J. E., H. Goosen & N. Omtzigt. 2007. Do biodiversity patterns in Dutch wetland complexes relate to variation in urbanisation, intensity of agricultural land use or fragmentation? *Biodiversity and Conservation* 16:3585-3595.
- Vitt, D. H. & W. L. Chee. 1990. The relationships of vegetation to surface-water chemistry and peat chemistry in fens of Alberta, Canada. *Vegetatio* 89:87-106.
- Vitt, D.H., S.E. Bayley & T.-L. Jin. 1995. Seasonal variation in water chemistry over a bog-rich fen gradient in continental western Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52:587-606
- Waldron, S., H. Flowers, C. Arlaud, C. Bryant & S. McFarlane. 2009. The significance of organic carbon and nutrient export from peatland-dominated landscapes subject to disturbance, a stoichiometric perspective. *Biogeosciences* 6:363-374.
- Walker, S., J. B. Wilson & A. F. Mark. 1999. Seasonal changes in semi-arid vegetation of Central Otago, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 37:479-493.
- Wells, E. D. 1980. Peatlands of eastern Newfoundland: distribution, morphology, vegetation, and nutrient status. *Canadian Journal of Botany* 59:1978-1977.
- Wilcove, D. S. 1985. Nest predation in forest tracts and decline of migratory songbirds. *Ecology* 66:1211-1214.
- Wilcove, D. S., D. Rothstein, J. Dubow, A. Phillips & E. Losos. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience* 48:607-615.
- Wilhelm, G. S. & D. M. Ladd. 1988. Natural area assessment in the Chicago Region. Pages 361-375 in R. E. McCabe, editor. *Transactions of the 53rd North American Wildlife and Natural Resources Conference*. Wildlife Management Institute, Washington, D.C.

Wisheu, I. C. & P. A. Keddy. 1992. Competition and centrifugal organization of plant-communities - Theory and tests. *Journal of Vegetation Science* 3:147-156.

Annexes

Annexe 1. Nom, code et groupe des espèces échantillonnées dans les 60 tourbières du Québec, Canada. V fait référence aux espèces vasculaires tandis que B fait référence aux bryophytes. La nomenclature suit Brouillet et al. (2010+).

Espèce	Code	Groupe	Espèce	Code	Groupe
<i>Abies balsamea</i>	abibal	V	<i>Carex rostrata</i>	carros	V
<i>Acer rubrum</i>	acerub	V	<i>Carex trisperma</i>	cartri	V
<i>Alnus incana</i> subsp. <i>rugosa</i>	alnrug	V	<i>Chamaedaphne calyculata</i>	chacal	V
<i>Andromeda polifolia</i> var. <i>glaucophylla</i>	andgla	V	<i>Cladopodiella fluitans</i>	claflu	B
<i>Photinia melanocarpa</i>	aromel	V	<i>Coptis trifolia</i>	coptri	V
<i>Aulacomnium palustre</i>	aulpal	B	<i>Cornus canadensis</i>	corcan	V
<i>Betula populifolia</i>	betpop	V	<i>Cypripedium acaule</i>	cypaca	V
<i>Betula pumila</i>	betpum	V	<i>Dicranum fuscenscens</i>	dicfus	B
<i>Calamagrostis canadense</i>	calcan	V	<i>Dicranum montanum</i>	dicmon	B
<i>Calla palustris</i>	calpal	V	<i>Dicranum ontariense</i>	dicont	B
<i>Calliergon stramineum</i>	calstr	B	<i>Dicranum polysetum</i>	dicpol	B
<i>Calopogon tuberosus</i>	caltub	V	<i>Drosera intermedia</i>	droint	V
<i>Calypogeia sphagnicola</i>	calsph	B	<i>Drosera rotundifolia</i>	drorot	V
<i>Carex aquatilis</i>	carauq	V	<i>Dryopteris carthursiana</i>	drycar	V
<i>Carex canescens</i> subsp. <i>canescens</i>	carcanc	V	<i>Epilobium palustre</i>	epipal	V
<i>Carex canescens</i> subsp. <i>disjuncta</i>	carcand	V	<i>Eriophorum angustifolium</i>	eriang	V
<i>Carex chordorriza</i>	carcho	V	<i>Eriophorum vaginatum</i>	erivag	V
<i>Carex echinata</i>	carech	V	<i>Eriophorum virginicum</i>	erivir	V
<i>Carex exilis</i>	carexi	V	<i>Fagus grandifolia</i>	fagggra	V
<i>Carex limosa</i>	carlim	V	<i>Gaultheria hispidula</i>	gauhis	V
<i>Carex magellanica</i>	carmag	V	<i>Gaylussacia baccata</i>	gaybac	V
<i>Carex oligosperma</i>	caroli	V	<i>Geocolon lividum</i>	geoliv	V
<i>Carex pauciflora</i>	carpau	V	<i>Glyceria canadensis</i>	glycan	V

Annexe 1. Suite

Espèce	Code	Groupe	Espèce	Code	Groupe
<i>Gymnocolea inflata</i>	gyminf	B	<i>Rhododendron groenlandicum</i>	rhogro	V
<i>Hylocomium splendens</i>	hylspl	B	<i>Rhynchospora alba</i>	rynalb	V
<i>Ilex verticillata</i>	ilever	V	<i>Sanguisorba canadense</i>	sancan	V
<i>Kalmia angustifolia</i>	kalang	V	<i>Sarracenia purpurea</i>	sarpur	V
<i>Kalmia polifolia</i>	kalpol	V	<i>Scheuchzeria palustre</i>	schpal	V
<i>Larix laricina</i>	larlar	V	<i>Sphagnum angustifolium</i>	angusti	B
<i>Maianthemum canadense</i>	maican	V	<i>Sphagnum capillifolium</i>	capilli	B
<i>Maianthemum trifolium</i>	maitri	V	<i>Sphagnum centrale</i>	centrale	B
<i>Melampyrum lineare</i>	mellin	V	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	cuspi	B
<i>Menyanthes trifoliata</i>	mentri	V	<i>Sphagnum fallax</i>	fallax	B
<i>Myrica anomala</i>	mylano	B	<i>Sphagnum fimbriatum</i>	fimbri	B
<i>Myrica gale</i>	myrgal	V	<i>Sphagnum fuscum</i>	fuscum	B
<i>Ilex mucronata</i>	nemmuc	V	<i>Sphagnum girgensonii</i>	girgen	B
<i>Oclemena nemoralis</i>	oclnem	V	<i>Sphagnum magellanicum</i>	mage	B
<i>Osmunda regalis</i> var. <i>spectabilis</i>	osmreg	V	<i>Sphagnum majus</i> subsp. <i>majus</i>	majus	B
<i>Osmundastrum cinnamomeum</i>	osmcim	V	<i>Sphagnum papillosum</i>	papi	B
<i>Picea mariana</i>	picmar	V	<i>Sphagnum pulchrum</i>	pulchrum	B
<i>Pinus strobus</i>	pinstr	V	<i>Sphagnum quinquefarinum</i>	quinque	B
<i>Platanthera blephariglottis</i> var. <i>blephariglottis</i>	plable	V	<i>Sphagnum riparium</i>	riparium	B
<i>Platanthera clavellata</i>	placla	V	<i>Sphagnum rubellum</i>	rube	B
<i>Pleurozium schreberi</i>	plesch	B	<i>Sphagnum russowii</i>	russow	B
<i>Pohlia nutans</i>	pohnut	B	<i>Sphagnum teres</i>	teres	B
<i>Polytrichum commune</i> var. <i>commune</i>	polcom	B	<i>Thalictrum pubescens</i>	thapub	V
<i>Polytrichum strictum</i>	polstr	B	<i>Tomenthypnum falcifolium</i>	tomfal	B
<i>Ptilidium crista-castrensis</i>	pticri	B	<i>Trientalis borealis</i>	tribor	V
<i>Ptilium ciliare</i>	pticil	B	<i>Ulmus americana</i>	ulmame	V
<i>Ptilium pulcherrinum</i>	ptipul	B	<i>Utricularia cornuta</i>	trcor	V
<i>Rhamnus frangula</i>	rhafra	V	<i>Utricularia intermedia</i>	utrint	V
<i>Rhododendron canadense</i>	rhocan	V	<i>Vaccinium angustifolium</i>	vacang	V

Annexe 1. Suite

Espèce	Code	Groupe	Espèce	Code	Groupe
<i>Vaccinium corymbosum</i>	vaccor	V	<i>Viburnum nudum</i> var. <i>cassinoides</i>	vibcas	V
<i>Vaccinium myrtilloides</i>	vacmyr	V	<i>Warnstofia fluitans</i>	warflu	B
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	vacoxy	V			

Annexe 2. Données arrondies de l'ensemble des variables environnementales échantillonnées dans les 113 quadrats. Voir Table 2 pour les abréviations et les unités. (PB: Nombre de platanthère à gorge frangée; Edge: edge effect; TBA: basal area; Micro: microtopography). Pour les variables Bare, Water, Bry, Cyp, Eri, Fern, Herb et Shr: 1: 0%; 2: 1-5%; 3: 6-10%; 4: 11-20%; 5: 21-30%; 6: 31-40%; 7: 41-50%; 8: 51-60%; 9: 61-70%; 10: 71-80%; 11: 81-90%; 12: 91-95%; 96-100%.

Sites	PB	Lat	Long	FQAI	AAI	Edge	pH	K ₂₅	W	Peat	Micro	TBA	Bare	Water	Bry	Cyp	Eri	Fern	Herb	Shr	E height	S height
Caro	0	45.7106	-74.3511	33.8	0	0.0197	4.39	23	3.6	82	3	9	1	1	10	4	6	1	2	4	55	85
Toro	0	46.5387	-72.6329	28.5	9	0.0016	3.91	14	4.6	332	4	0	1	1	11	4	10	1	4	1	22	0
Redo	0	46.6182	-72.5105	21.9	3	0.0037	3.80	35	5.3	112	0	0	1	1	10	2	10	1	5	2	22	175
Nodo	0	45.8469	-74.3762	35.5	2	0.1840	3.71	4	5.5	694	0	0	1	1	12	4	7	1	4	2	24	30
Hero	0	45.0354	-71.5014	32.8	5	0.0233	3.99	17	4.1	700	4	0	1	4	8	7	9	1	6	2	50	99
Greo	0	45.3447	-71.7365	33.4	7	0.0205	4.11	19	4.3	286	6	0	1	2	11	4	10	1	1	7	29	96
Otto	0	45.5542	-71.1421	26.8	2	0.0148	3.95	0	5.6	700	2	0	1	2	11	5	5	1	2	2	9	42
Lsfo	0	45.9652	-71.1394	40.5	0	0.0040	4.36	12	4.9	330	3	0	1	2	11	6	3	1	2	5	12	23
Weeh	0	45.6609	-71.3093	35.2	1	0.0064	4.11	18	5.1	700	0	0	1	1	13	6	6	1	2	3	18	54
Miro	0	45.6854	-74.0377	25.2	7	0.0040	3.83	25	3.5	296	4	0	1	1	11	2	11	1	1	4	48	95
Shio	0	45.8693	-73.9865	33.6	1	0.0177	3.70	0	4.9	89	1	0	1	1	12	6	6	1	2	5	22	47
Salo	0	46.7129	-72.0522	30.4	1	0.0037	5.74	87	5.5	103	0	0	1	2	11	7	2	2	6	6	32	68
Poro	0	46.7375	-71.7108	29.8	1	0.0089	3.25	0	3.7	169	6	0	1	1	13	4	4	1	2	10	45	185
Chah	0	46.8643	-71.3821	26.7	10	0.0243	3.60	47	3.3	150	0	0	1	1	5	1	13	1	2	6	36	99
Frio	0	46.9048	-71.3951	25.3	5	0.0906	3.82	27	5.0	330	1	15	1	1	13	6	4	1	2	4	32	145
Scao	0	46.8662	-71.5840	31.6	0	0.0023	3.86	2	4.9	165	0	0	1	2	11	6	6	1	2	2	18	54
Nico	0	46.6781	-71.3053	28.7	1	0.0144	3.63	0	4.6	101	1	0	1	1	13	4	7	1	2	1	15	0
Isso	0	46.5752	-71.5961	33.2	4	0.0041	4.06	14	4.1	128	4	0	2	3	13	6	10	1	3	4	38	66
Vilo	0	46.3804	-71.8316	26.2	5	0.0024	3.77	3	4.1	173	6	0	1	1	13	4	8	1	1	2	32	20
Duso	0	46.8771	-71.6659	37.5	4	0.0496	4.08	15	4.5	337	2	15	1	1	11	4	10	1	3	3	38	54
Chuo	0	46.8726	-71.8443	23.4	8	0.0044	3.69	17	3.3	128	2	0	1	1	5	1	13	1	1	4	39	94
Gpbo	0	46.7817	-71.0581	32.1	1	0.0028	4.55	28	5.0	353	4	0	1	2	13	4	6	1	2	2	25	32
Shlo	0	46.7028	-71.0559	32.4	12	0.0115	3.63	10	4.6	74	0	0	1	1	12	3	9	1	1	2	21	28
Psco	0	46.7924	-70.9700	21.9	5	0.0041	4.07	22	5.6	110	0	0	1	1	13	8	2	1	1	1	16	0
Sedo	0	46.5985	-71.7553	31.3	3	0.0029	3.65	0	4.7	246	4	0	1	3	13	2	8	1	2	4	33	102
Spao	0	46.4282	-71.3422	25.1	3	0.0038	4.2	17	4.8	252	0	0	1	1	13	7	2	1	1	2	10	1
Brao	0	46.6674	-71.1408	33.4	1	0.0060	4.16	13	5.5	140	1	0	1	3	12	7	2	1	2	1	12	0
Foro	0	46.6607	-71.1702	26.6	6	0.0053	3.25	0	3.3	202	4	5	1	1	10	2	6	1	2	7	62	250

Sites	PB	Lat	Long	FQAI	AAI	Edge	pH	K ₂₅	W	Peat	Micro	TBA	Bare	Water	Bry	Cyp	Eri	Fern	Herb	Shr	E_height	S_height
Juso	0	46.5186	-70.0373	27.4	3	0.0088	4.64	16	5.9	100	0	0	1	2	13	5	2	1	2	2	12	18
Grah	0	45.3652	-72.7324	27.4	12	0.0058	5.7	134	2.3	0	4	45	1	1	4	2	6	1	2	4	66	206
Okao	0	45.5051	-74.0757	21.5	11	0.0055	5.7	134	0.8	791	2	20	2	1	7	2	6	2	2	6	66	116
Frao	0	46.4085	-71.9175	32.2	12	0.0043	3.87	26	3.9	105	3	0	1	3	11	2	7	2	3	5	50	140
Sleno	0	48.7477	-71.5567	28.9	4	0.0015	3.99	8	5.4	55	1	0	1	6	10	9	2	1	2	2	15	18
Sleso	0	48.7071	-71.5878	24.0	2	0.0015	4.12	2	6.0	144	0	0	1	2	13	6	1	2	2	1	0	0
Mish	0	48.9022	-72.1616	27.7	4	0.0015	3.99	41	4.6	210	1	0	1	1	13	3	7	1	4	6	31	56
Anth	0	48.6841	-71.1986	33.4	0	0.3903	3.97	7	4.6	175	0	0	1	1	13	4	5	1	2	4	17	71
Snao	0	48.6447	-71.5251	33.1	5	0.0019	4.08	0	5.9	102	0	0	1	6	8	6	2	1	3	1	14	0
Csgo	0	46.7307	-71.0194	24.6	3	0.0092	4.58	18	3.7	60	2	0	1	6	10	10	2	2	1	4	93	107
Nseo	0	46.6660	-71.3402	33.0	4	0.0139	3.88	21	4.1	131	4	0	1	2	13	3	10	1	6	10	51	112
Louo	0	46.2914	-72.0206	32.2	6	0.0034	4.05	40	3.7	74	4	12	1	4	11	2	6	5	3	5	39	122
Sleh	0	46.8572	-71.9465	31.0	7	0.0108	3.77	64	3.9	106	3	0	1	1	13	2	10	1	2	3	40	77
Scamo	0	46.4924	-70.2753	28.6	4	0.0136	4.07	35	3.5	260	3	0	1	1	7	1	7	2	1	6	53	106
Gero	0	46.3716	-70.4863	24.9	0	0.0272	3.73	0	5.9	136	1	0	1	2	13	8	3	1	3	1	28	0
Beauh	0	46.6963	-71.2055	24.6	8	0.0185	3.76	67	3.4	76	2	4	1	1	4	2	6	2	2	7	66	225
Ndo	0	46.3631	-71.7765	29.4	1	0.0032	3.73	19	4.9	262	4	0	1	1	13	4	9	1	1	2	25	15
Scho	1	45.6006	-72.3136	31.7	0	0.0100	3.61	0	5.5	206	3	0	1	3	11	6	6	1	2	2	32	35
Sjeo	1	46.9407	-70.9329	35.5	7	0.0060	3.70	12	3.9	165	5	0	2	1	10	2	10	1	2	6	37	82
Sheo	1	46.677	-71.2102	30.5	4	0.0044	3.81	24	4.0	47	3	0	1	2	13	3	8	1	2	5	38	97
Embo	1	46.4434	-71.3122	31.8	5	0.0077	3.77	3	5.0	195	3	7	1	2	13	2	3	1	2	4	27	81
Valo	1	46.1006	-72.2881	34.1	4	0.0022	3.77	53	3.8	293	4	20	1	1	13	3	6	1	2	5	50	114
Milo	2	45.8037	-74.1706	31.3	2	0.0099	4.16	23	4.4	700	2	9	1	2	11	6	6	1	2	2	30	300
Mcko	3	46.5896	-71.3998	33.7	4	0.0053	4.01	3	5.2	141	3	0	1	2	13	6	2	1	2	3	28	78
Lmio	3	46.8210	-70.8375	35.1	2	0.0112	3.66	14	4.0	93	1	0	1	1	13	7	5	1	2	6	26	52
Mero	6	46.3968	-71.9401	30.7	3	0.0041	3.57	0	3.8	150	4	0	1	2	13	3	4	1	2	6	38	78
Baro	7	45.7754	-74.2518	32.0	4	0.0252	4.00	17	5.1	164	0	0	1	1	12	5	5	1	2	2	10	54
Joao	8	45.4225	-72.4877	35.7	2	0.0099	3.45	0	4.9	779	3	0	1	2	13	3	9	1	2	3	22	62
Csgpb	9	46.7309	-71.0204	27.5	3	0.0092	4.17	11	5.0	87	3	0	1	2	13	8	2	1	2	3	13	98
Rcho	12	46.8042	-70.7767	37.6	4	0.0066	3.82	19	4.7	160	2	0	1	1	13	4	6	1	2	7	33	62
Grepb	16	45.3438	-71.7394	32.3	4	0.0205	4.08	14	5.0	258	1	0	1	2	11	3	4	1	2	4	23	28

Sites	PB	Lat	Long	FQAI	AAI	Edge	pH	K ₂₅	W	Peat	Micro	TBA	Bare	Water	Bry	Cyp	Eri	Fern	Herb	Shr	E_height	S_height
Porpb	16	46.7379	-71.7097	30.4	1	0.0089	4.05	46	3.9	231	0	8	1	1	11	4	10	1	2	6	24	122
Pcho	16	46.7740	-71.0038	36.4	3	0.0041	3.99	16	4.2	255	4	0	1	2	13	6	5	1	2	8	27	84
Ptpro	17	46.5532	-72.6600	27.7	0	0.0016	3.82	31	4.3	417	0	0	1	1	11	4	4	1	2	2	19	60
Shao	19	46.9026	-71.5340	34.3	2	0.0064	3.95	12	4.6	170	3	0	1	2	13	7	5	1	2	3	22	37
Shlpb	20	46.7037	-71.0569	35.0	13	0.0115	3.92	34	4.1	286	1	0	1	1	11	3	10	1	2	3	26	66
Carpb	24	45.7117	-74.3494	28.0	0	0.0197	3.75	0	4.2	700	1	0	1	1	11	7	6	1	2	5	20	165
Nodp	27	45.8476	-74.3768	36.5	1	0.1840	3.96	24	5.3	639	2	0	1	1	11	6	7	1	4	2	24	30
Embp	32	46.4439	-71.3133	25.2	11	0.0077	4.29	48	4.5	216	3	0	1	1	13	2	8	1	2	2	21	42
Redpb	34	46.4178	-72.5093	26.2	1	0.0037	3.89	51	4.3	97	1	11	1	1	9	2	6	1	2	6	25	250
Forpb	34	46.6608	-71.1689	34.3	5	0.0053	3.70	19	3.3	170	2	0	1	2	9	2	8	1	2	4	48	81
Sjepb	35	46.9397	-70.9343	35.1	4	0.0060	3.67	1	4.9	286	1	0	1	1	11	5	6	1	2	2	23	52
Juspb	37	46.5189	-70.0385	42.0	1	0.0088	4.15	20	5.1	120	0	6	2	1	11	5	3	1	4	4	24	42
Shipb	42	45.8693	-73.9862	38.9	1	0.0177	3.87	7	4.7	240	0	0	1	1	11	6	6	1	2	4	16	37
Fripb	42	46.9048	-71.3937	37.4	4	0.0906	3.52	0	5.1	197	0	0	1	1	12	3	9	1	2	2	32	37
Joapb	46	45.4212	-72.4894	31.7	1	0.0099	4.13	28	4.9	150	3	0	1	2	13	7	6	1	2	6	22	48
Nsepb	46	46.6667	-71.3393	36.8	4	0.0139	3.70	1	5.2	153	3	0	1	1	13	2	6	1	4	4	22	72
Vilpb	48	46.3805	-71.8303	31.0	2	0.0024	3.69	0	4.3	246	0	0	1	1	12	8	7	1	2	2	18	32
Okap	49	45.5061	-74.0748	27.8	10	0.0055	3.94	57	2.6	792	2	50	1	2	9	2	4	1	2	8	29	225
Gerpb	49	46.3709	-70.4879	36.2	1	0.0272	3.58	0	4.9	233	0	0	2	1	12	5	5	1	2	2	27	43
Torpb	51	46.5349	-72.6338	32.5	7	0.0016	4.11	31	4.5	423	0	0	1	1	11	5	4	1	2	3	8	250
Sedpb	52	46.5974	-71.7551	34.9	4	0.0029	4.07	43	5.1	92	3	0	1	1	13	4	5	1	2	2	19	11
Lmip	52	46.8204	-70.8364	39.6	2	0.0112	3.79	15	4.9	169	2	0	1	2	13	3	6	1	2	5	26	54
Milpb	54	45.8024	-74.1716	35.4	2	0.0099	4.07	16	4.8	700	1	0	1	1	10	5	4	1	2	3	14	70
Ndpb	55	46.3625	-71.7780	33.1	2	0.0032	3.44	0	5.1	299	3	0	1	2	13	4	6	1	2	2	17	26
Schpb	63	45.6010	-72.3144	37.9	0	0.0100	3.70	0	4.8	131	0	0	1	1	11	4	6	1	1	4	14	35
Slespb	67	48.7062	-71.5880	33.3	0	0.0015	3.49	0	5.1	181	1	8	2	2	13	6	6	1	2	4	26	94
Scapb	67	46.4919	-70.2742	33.4	1	0.0136	4.09	31	5.3	182	0	0	1	2	13	6	5	1	2	2	17	17
Rtopb	71	46.5513	-72.6638	31.5	0	0.0016	3.94	41	4.4	448	0	0	1	1	10	6	3	1	2	4	18	70
Snapb	77	48.6460	-71.5272	30.5	6	0.0019	3.89	7	5.2	172	0	0	1	1	13	7	2	1	2	2	15	12
Pchpb	79	46.7754	-71.0048	35.4	3	0.0041	4.08	12	5.2	140	3	0	1	1	13	4	6	1	3	4	19	34
Niepb	84	46.6770	-71.3069	32.7	1	0.0144	3.70	1	4.3	85	1	0	1	1	12	3	9	1	4	4	33	72

Sites	PB	Lat	Long	FQAI	AAI	Edge	pH	K ₂₅	W	Peat	Micro	TBA	Bare	Water	Bry	Cyp	Eri	Fern	Herb	Shr	E_height	S_height
Barpb	89	45.7756	-74.2505	30.1	4	0.0252	4.17	35	5.2	143	2	0	2	1	11	5	6	1	2	2	14	63
Frapb	89	46.4088	-71.9163	36.6	6	0.0043	3.90	68	4.3	110	0	0	1	2	13	2	6	1	2	3	22	46
Mirpb	99	45.6861	-74.0394	25.9	4	0.0040	3.63	25	4.1	378	1	0	1	1	11	2	8	1	6	3	28	60
Valpb	103	46.1001	-72.2892	34.3	6	0.0022	3.73	37	3.4	269	5	0	1	5	13	6	6	1	2	6	27	97
Lsfpb	108	45.9639	-71.1403	38.6	0	0.0046	4.37	19	4.7	334	0	0	1	2	12	6	5	1	2	2	17	58
Rchpb	115	46.8051	-70.7762	25.3	5	0.0066	3.62	24	3.4	121	3	50	1	2	11	2	3	1	3	6	49	35
Merp	116	46.3982	-71.9397	33.6	2	0.0041	3.79	7	4.8	125	3	0	1	1	13	4	5	1	2	2	17	22
Mckp	117	46.5883	-71.3964	32.4	4	0.0053	4.45	28	4.6	100	3	8	1	1	13	4	2	1	3	3	19	94
Chup	129	46.8702	-71.8393	34.9	1	0.0044	3.95	2	5.1	378	0	0	1	1	13	4	8	1	2	2	17	55
Shapb	129	46.9033	-71.5333	33.1	2	0.0064	4.15	12	5.2	100	1	0	1	2	13	6	4	1	2	2	17	58
Otpb	135	45.5548	-71.1410	37.1	2	0.0148	4.03	11	4.7	700	0	0	1	2	10	4	5	1	2	6	15	79
Salpb	135	46.7125	-72.0538	34.7	1	0.0037	3.83	11	4.5	145	3	9	1	2	13	4	5	1	2	3	23	133
Slenp	141	48.7495	-71.5589	36.3	4	0.0015	4.15	24	5.1	87	3	0	2	1	13	6	6	1	2	4	25	48
Duspb	148	46.8773	-71.6646	38.4	3	0.0496	3.70	2	4.5	655	0	0	1	1	12	3	9	1	2	2	28	76
Shepb	150	46.6739	-71.2098	30.9	3	0.0044	4.20	23	5.5	94	0	0	1	1	13	6	4	1	2	1	13	0
Loupb	159	46.2911	-72.0206	31.0	2	0.0034	3.83	12	4.7	182	1	0	1	1	13	4	5	1	2	6	26	88
Gpbp	160	46.7803	-71.0572	38.5	1	0.0028	3.90	13	4.8	388	0	0	1	2	12	4	6	1	3	4	20	48
Isspb	164	46.5743	-71.5953	35.2	2	0.0041	4.03	9	5.3	151	0	0	1	1	12	4	7	1	2	3	21	58
Herpb	175	45.0352	-71.5002	32.1	3	0.0233	4.10	20	5.1	700	0	0	1	1	11	4	6	1	2	2	20	47
Spapb	197	46.4293	-71.3407	36.3	0	0.0038	4.74	25	4.9	148	3	5	1	2	13	6	2	1	4	4	22	79
Scapb	288	46.8680	-71.5857	31.1	0	0.0023	3.98	4	4.8	236	0	0	1	1	13	6	4	1	2	2	14	34
Pscp	314	46.7941	-70.9716	26.7	3	0.0040	4.04	14	5.2	93	0	7	1	2	12	4	3	1	2	2	21	50
Brpab	364	46.6689	-71.1403	40.0	1	0.0060	4.24	23	4.7	150	3	0	1	1	13	4	6	1	3	3	19	49

Annexe 3. Liste des quadrats inventoriés, la municipalité dans laquelle ils se trouvent et leurs coordonnées géographiques (système NAD 1983).

Quadrat	Date	Municipalité	Latitude	Longitude	MTM
CARPB	16-06-08	Brownsburg-Chatham	5063894	238664	8
CARO	16-06-08	Brownsburg-Chatham	5063775	238535	8
BARPB	17-06-08	Gore	5070917	246434	8
BARO	17-06-08	Gore	5070894	246330	8
TORPB	18-06-08	Shawinigan-Sud	5155402	371238	8
TORO	18-06-08	Shawinigan-Sud	5155390	371310	8
RTORPB	18-06-08	Shawinigan-Sud	5157199	368922	8
RTORO	18-06-08	Shawinigan-Sud	5157406	368749	8
REDPB	19-06-08	Sainte-Marthe-du-Cap	5142495	380952	8
REDO	19-06-08	Sainte-Marthe-du-Cap	5142536	380860	8
MILPB	20-06-08	Mille-Isles	5073840	252590	8
MILO	20-06-08	Mille-Isles	5073986	252668	8
NODPB	20-06-08	Lac-Notre-Dame	5079017	236697	8
NODO	20-06-08	Lac-Notre-Dame	5078944	236742	8
HERPB	23-06-08	East Hereford	4988851	225988	7
HERO	23-06-08	East Hereford	4988867	225895	7
GREPB	24-06-08	Johnville	5023403	207671	7
GREO	24-06-08	Johnville	5023497	207897	7
OTTPB	25-06-08	Milan	5046299	254747	7
OTTO	25-06-08	Milan	5046241	254663	7
LSFPB	26-06-08	Saint-Daniel	5091770	255173	7
LSFO	26-06-08	Saint-Daniel	5091912	255237	7
WEEH	26-06-08	Lingwick	5058212	241729	7
SCHPB	27-06-08	Durham-Sud	5051923	397285	8
SCHO	27-06-08	Durham-Sud	5051883	397344	8
MIRPB	30-06-08	Mirabel	5060842	262779	8
MIRO	30-06-08	Mirabel	5060756	262913	8
SHIPB	01-07-08	Saint-Hippolyte	5081168	267048	8
SHIO2	01-07-08	Saint-Hippolyte	5081167	267028	8
SALPB	07-07-08	Saint-Alban	5175795	415364	8
SALO	07-07-08	Saint-Alban	5175836	415485	8
PORPB	07-07-08	Pont-Rouge	5178312	212352	7
PORO	07-07-08	Pont-Rouge	5178261	212265	7
CHAH	08-07-08	Loretteville	5192020	237548	7
FRIPB	08-07-08	Lac-Saint-Charles	5196535	236708	7
FRIO	08-07-08	Lac-Saint-Charles	5196542	236608	7
SCAPB	09-07-08	Sainte-Catherine-de-la-Jacques-Cartier	5192630	222031	7

Annexe 3. Suite

Quadrat	Date	Municipalité	Latitude	Longitude	MTM
SCAO	09-07-08	Sainte-Catherine-de-la-Jacques-Cartier	5192431	222153	7
SJEPB	10-07-08	Saint-Jean d'Orléans	5200115	271732	7
SJEO	10-07-08	Saint-Jean d'Orléans	5200231	271839	7
NICPB	10-07-08	Saint-Nicolas	5171146	243064	7
NICO	10-07-08	Saint-Nicolas	5171267	243189	7
ISSPB	11-07-08	Issoudun	5159995	220840	7
ISSO	11-07-08	Issoudun	5160100	220785	7
VILPB	14-07-08	Villeroy	5138730	202467	7
VILO	14-07-08	Villeroy	5138726	202369	7
DUSPB	15-07-08	Sainte-Catherine-de-la-Jacques-Cartier	5193752	216030	7
DUSO	15-07-08	Sainte-Catherine-de-la-Jacques-Cartier	5193735	215927	7
CHUPB	15-07-08	Saint-Raymond	5193173	202695	7
CHUO	15-07-08	Saint-Raymond	5193449	202322	7
GPBPB	16-07-08	Pintendre	5182462	262249	7
GPBO	16-07-08	Pintendre	5182612	262183	7
SHLPB	16-07-08	Saint-Henri	5173943	262213	7
SHLO	16-07-08	Saint-Henri	5173850	262288	7
PSCP	17-07-08	Saint-Charles-de-Bellechasse	5183954	268793	7
PSCO	17-07-08	Saint-Charles-de-Bellechasse	5183763	268918	7
PCHPB	17-07-08	Saint-Charles-de-Bellechasse	5181892	266248	7
PCHO	17-07-08	Saint-Charles-de-Bellechasse	5181735	266325	7
SHEPB	18-07-08	Sainte-Hélène-de-Breakyville	5170731	250493	7
SHEO	18-07-08	Sainte-Hélène-de-Breakyville	5171068	250465	7
SEDPB	21-07-08	Saint-Croix-de-Lotbinière	5162745	208631	7
SEDO	21-07-08	Saint-Croix-de-Lotbinière	5162864	208620	7
SPAPB	22-07-08	Saint-Patrice-de-Beaurivage	5143636	240185	7
SPAO	22-07-08	Saint-Patrice-de-Beaurivage	5143515	240068	7
EMBEPB	22-07-08	Saint-Patrice-de-Beaurivage	5145245	242305	7
EMBEO	22-07-08	Saint-Patrice-de-Beaurivage	5145181	242389	7
BRAPB	23-07-08	Saint-Jean-Chrysostome	5170120	255808	7
BRAO	23-07-08	Saint-Jean-Chrysostome	5169955	255770	7
FORPB	23-07-08	Saint-Jean-Chrysostome	5070917	246434	8
FORO	23-07-08	Saint-Jean-Chrysostome	5169239	253507	7
JUSPB	24-07-08	Saint-Just-de-Bretenières	5153353	340203	7
JUSO	24-07-08	Saint-Just-de-Bretenières	5153330	340297	7
MERPB	25-07-08	Villeroy	5140852	194084	7
MERO	25-07-08	Villeroy	5140696	194055	7
VALPB	28-07-08	Saint-Eulalie	5107425	398408	8
VALO	28-07-08	Saint-Eulalie	5107473	398496	8

Annexe 3. Suite

Quadrat	Date	Municipalité	Latitude	Longitude	MTM
MCKPB	29-07-08	Saint-Agapit	5161361	236105	7
MCKO	29-07-08	Saint-Agapit	5161506	235843	7
JOAPB	30-07-08	Saint-Joachim-de-Shefford	5031749	383886	8
JOAO	30-07-08	Saint-Joachim-de-Shefford	5031897	384016	8
GRAH	30-07-08	Granby	5025318	364929	8
OKAPB	31-07-08	Oka	5040857	259882	8
OKAO	31-07-08	Oka	5040745	259813	8
FRAPB	04-08-08	Villeroy	5141996	195905	7
FRAO	04-08-08	Villeroy	5141962	195814	7
SLENPB	05-08-08	Saint-Léon-de-Chicoutimi	5401777	226937	7
SLENO	05-08-08	Saint-Léon-de-Chicoutimi	5401577	227098	7
SLESPB	05-08-08	Saint-Léon-de-Chicoutimi	5396995	224726	7
SLESO	05-08-08	Saint-Léon-de-Chicoutimi	5397093	224746	7
MISH	05-08-08	Doldeau-Mistassini	5419079	402908	8
ANTH	06-08-08	Saint-David-de-Falardeau	5394201	253361	7
SNAPB	06-08-08	Saint-Nazaire	5390239	229111	7
SNAO	06-08-08	Saint-Nazaire	5390084	229263	7
CSGPB	07-08-08	Saint-Henri	5176950	265020	7
CSGO	07-08-08	Saint-Henri	5176925	265100	7
NSEPB	08-08-08	Saint-Étienne-de-Lauzon	5170031	240571	7
NSEO	08-08-08	Saint-Étienne-de-Lauzon	5169944	240502	7
LOUPB	08-08-08	Saint-Louis-de-Blandford	5128995	418788	8
LOUO	08-08-08	Saint-Louis-de-Blandford	5128995	418788	8
SLEH	09-08-08	Saint-Léonard-de-Portneuf	5191873	194498	7
SHAPB	12-08-08	Shannon	5196504	226075	7
SHAO	12-08-08	Shannon	5196420	226019	7
LMIPB	13-08-08	La Durantaye	5186820	279126	7
LMIO	13-08-08	La Durantaye	5186889	279046	7
RCHPB	13-08-08	Saint-Raphaël	5185104	283712	7
RCHO	13-08-08	Saint-Raphaël	5185002	283678	7
SCAMPB	14-08-08	Sainte-Camille-de-Bellechasse	5150275	322133	7
SCAMO	14-08-08	Sainte-Camille-de-Bellechasse	5150329	322047	7
GERPB	14-08-08	Sainte-Germain-du-Lac-Étchemin	5136801	305725	7
GERO	14-08-08	Sainte-Germain-du-Lac-Étchemin	5136879	305851	7
BEAUH	15-08-08	Saint-Jean-Chrysostome	5173215	250839	7
NDPB	15-08-08	Notre-Dame-de-Lourdes	5136663	206460	7
NDO	15-08-08	Notre-Dame-de-Lourdes	5136727	206573	7

Annexe 4. Estimation des populations de *Platanthera blephariglottis* par le CDPNQ et celles réalisées à l'été 2008.

Quadrat	Municipalité	CDPNQ	Estimation 2008
CARPB	Brownsburg-Chatham	A	A
BARPB	Gore	B	B
TORPB	Shawinigan-Sud	Non recensée	C
RTORPB	Shawinigan-Sud	H	A
REDPB	Sainte-Marthe-du-Cap	H	C
MILPB	Mille-Isles	C	B
NODPB	Lac-Notre-Dame	C	C
HERPB	East Hereford	A	B
GREPB	Johnville	E	C
OTTPB	Milan	C	B
LSFPB	Saint-Daniel	B	B
WEEH	Lingwick	H	H
SCHPB	Durham-Sud	H	C
MIRPB	Mirabel	D	C
SHIPB	Saint-Hippolyte	H	C
SALPB	Saint-Alban	B	B
PORPB	Pont-Rouge	H	D
CHAH	Loretteville	F	H
FRIPB	Lac-Saint-Charles	Non recensée	C
SCAPB	Sainte-Catherine-de-la-Jacques-Cartier	A	A
SJEPB	Saint-Jean d'Orléans	E	C
NICPB	Saint-Nicolas	D	C
ISSPB	Issoudun	B	B
VILPB	Villerooy	B	B
DUSPB	Sainte-Catherine-de-la-Jacques-Cartier	C	C
CHUPB	Saint-Raymond	A	A
GPBPB	Pintendre	E	A
SHLPB	Saint-Henri-de-Lévis	H	D
PSCP	Saint-Charles-de-Bellechasse	B	A
PCHPB	Saint-Charles-de-Bellechasse	D	B
SHEPB	Sainte-Hélène-de-Breakyville	H	A
SEDPB	Saint-Croix-de-Lotbinière	B	A
SPAPB	Saint-Patrice-de-Beaurivage	Non recensée	A
EMBEPB	Saint-Patrice-de-Beaurivage	C	C
BRAPB	Saint-Jean-Chrysostome	Non recensée	A
FORPB	Saint-Jean-Chrysostome	H	D
JUSPB	Saint-Just-de-Bretonnières	H	C
MERPB	Villerooy	E	A
VALPB	Saint-Eulalie	Non recensée	B

Annexe 4. Suite.

Quadrat	Municipalité	CDPNQ	Estimation 2008
MCKPB	Saint-Agapit	D	A
JOAPB	Saint-Joachim-de-Shefford	A	A
GRAH	Granby	H	H
OKAPB	Oka	C	C
FRAPB	Villeroy	E	B
SLENPB	Saint-Léon-de-Chicoutimi	B	A
SLESPB	Saint-Léon-de-Chicoutimi	D	C
MISH	Doldeau-Mistassini	D	F
ANTH	Saint-David-de-Falardeau	E	F
SNAPB	Saint-Nazaire	C	B
CSGPB	Saint-Henri	Non recensée	C
NSEPB	Saint-Étienne-de-Lauzon	B	B
LOUPB	Saint-Louis-de-Blandford	H	B
SLEH	Saint-Léonard-de-Portneuf	H	H
SHAPB	Shannon	C	B
LMIPB	La Durantaye	D	B
RCHPB	Saint-Raphaël	H	B
SCAMPB	Sainte-Camille-de-Bellechasse	H	B
GERPB	Sainte-Germain-du-Lac-Étchemin	H	C
BEAUH	Saint-Jean-Chrysostome	D	H
NDPB	Notre-Dame-de-Lourdes	Non recensée	C

A : > 1 000 individus; B : 500-1 000 individus; C : 50-500 individus, D : 1-50 individus, E : à caractériser, F : non-retrouvée, H : non-visitée depuis 20 ans et plus.

