

La tourbière de la base de plein air de Sainte-Foy : quatre décennies de changements floristiques

Florence Blanchard, Stéphanie Pellerin et Monique Poulin

Volume 142, numéro 3, automne 2018

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/1050995ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/1050995ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

ISSN

0028-0798 (imprimé)

1929-3208 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Blanchard, F., Pellerin, S. & Poulin, M. (2018). La tourbière de la base de plein air de Sainte-Foy : quatre décennies de changements floristiques. *Le Naturaliste canadien*, 142(3), 22–30. <https://doi.org/10.7202/1050995ar>

Résumé de l'article

L'objectif de cette étude était de reconstituer les changements floristiques survenus dans la tourbière de la base de plein air de Sainte-Foy (ville de Québec) entre 1978 et 2015, notamment à la suite du processus de boisement qui semble s'opérer. Les objectifs spécifiques étaient d'identifier les espèces dont la fréquence et l'abondance ont le plus changé et d'évaluer comment ces changements ont modifié la composition floristique globale de la tourbière. Trente-cinq placettes échantillonnées en 1978 ont été rééchantillonnées en 2015. La flore de la tourbière est beaucoup plus riche maintenant qu'en 1978 (hausse de 152 % de la richesse spécifique) et le cortège floristique des deux années diffère fortement (indice de dissimilarité de Sørensen de 0,62). Les espèces typiques des milieux humides sont celles qui ont le plus diminué en fréquence et en abondance, alors que celles associées à des habitats forestiers ont augmenté de façon importante. Une diversification biotique (hausse de la diversité bêta) a également été observée, ce qui indique que les assemblages floristiques sont désormais plus différents d'une placette d'échantillonnage à l'autre qu'en 1978. Des actions pouvant être prises pour assurer la protection de la tourbière sont discutées.

La tourbière de la base de plein air de Sainte-Foy : quatre décennies de changements floristiques

Florence Blanchard, Stéphanie Pellerin* et Monique Poulin

Résumé

L'objectif de cette étude était de reconstituer les changements floristiques survenus dans la tourbière de la base de plein air de Sainte-Foy (ville de Québec) entre 1978 et 2015, notamment à la suite du processus de boisement qui semble s'opérer. Les objectifs spécifiques étaient d'identifier les espèces dont la fréquence et l'abondance ont le plus changé et d'évaluer comment ces changements ont modifié la composition floristique globale de la tourbière. Trente-cinq placettes échantillonnées en 1978 ont été rééchantillonnées en 2015. La flore de la tourbière est beaucoup plus riche maintenant qu'en 1978 (hausse de 152 % de la richesse spécifique) et le cortège floristique des deux années diffère fortement (indice de dissimilarité de Sørensen de 0,62). Les espèces typiques des milieux humides sont celles qui ont le plus diminué en fréquence et en abondance, alors que celles associées à des habitats forestiers ont augmenté de façon importante. Une diversification biotique (hausse de la diversité bêta) a également été observée, ce qui indique que les assemblages floristiques sont désormais plus différents d'une placette d'échantillonnage à l'autre qu'en 1978. Des actions pouvant être prises pour assurer la protection de la tourbière sont discutées.

MOTS CLÉS : boisement, diversité bêta, érable rouge, richesse floristique, tourbière ombrotrophe

Abstract

The present study aimed to reconstruct the floristic evolution of the bog at the Base de plein air de Sainte-Foy (Québec City, Québec, Canada) between 1978 and 2015, particularly considering the tree encroachment apparently occurring at the site. The specific objectives were to identify which species had shown the greatest change in frequency and abundance, and to assess how such modifications had altered the overall floristic composition of the bog. Thirty-five plots sampled in 1978 were re-sampled in 2015. There was a 152% increase in plant richness between the two sample dates, and the plant assemblages were markedly different (Sørensen dissimilarity index of 0.62). There was a notable decrease in the frequency and abundance of typical wetland associated species over time. By contrast, forest-associated species increased significantly. Biotic differentiation (an increase in beta diversity) was also observed, indicating that plant assemblages differed more between sampling plots in 2015 than they did in 1978. Management approaches for the protection of the bog are discussed.

KEYWORDS: beta diversity, ombrotrophic peatland, plant richness, red maple, tree encroachment

Introduction

Les tourbières sont des milieux humides caractérisés par un sol mal drainé où la matière organique (tourbe) s'accumule plus qu'elle ne se décompose. Au Québec, elles couvrent environ 161 000 km², ce qui représente près de 85 % de la superficie de tous les milieux humides de la province (L. Rochefort et collab., non publié). Bien que la très grande majorité des tourbières de la province soient encore à l'état naturel, celles dans les régions densément peuplées, notamment dans les basses-terres du Saint-Laurent, sont soumises à de nombreuses pressions associées au développement urbain et aux industries agricoles et forestières (Pellerin et Poulin, 2013; Poulin et collab., 2004). Dans certaines régions, jusqu'à 60 % de la superficie de tourbières est perturbée (Pellerin, 2003). Même les tourbières qui ne subissent pas l'influence directe des activités humaines peuvent se dégrader. Plusieurs études faites au Québec et ailleurs dans le monde ont montré des changements récents importants dans la flore et la faune des tourbières naturelles qui sont isolées depuis plusieurs années au sein d'une matrice agricole ou d'un tissu urbain (p. ex. :

Lachance et collab., 2005; Linderholm et Leine, 2004; Pasquet et collab., 2015; Pellerin et Lavoie, 2003).

Le boisement, c'est-à-dire une hausse de la densité, de la couverture ou de la biomasse des espèces ligneuses, sans qu'il y ait eu plantation d'arbres, est l'un des changements les plus importants observés dans la flore des tourbières des régions habitées (p. ex. : Bart et collab., 2016; Linderholm et Leine, 2004; Pellerin et Lavoie, 2003; Talbot et collab., 2009), et l'un des principaux facteurs de la perte de biodiversité dans les milieux humides (Warner et collab., 2007). Ce boisement est souvent associé au drainage, à l'eutrophisation liée à la

Florence Blanchard est étudiante de premier cycle en sciences biologiques à l'Université de Montréal.

Stéphanie Pellerin est professeure associée à l'Institut de recherche en biologie végétale de l'Université de Montréal et du Jardin botanique de Montréal.

stephanie.pellerin.1@umontreal.ca

Monique Poulin est professeure titulaire au département de Phytologie de l'Université Laval.

pollution atmosphérique, notamment aux dépôts azotés, ou au réchauffement climatique. Ce boisement engendré par des facteurs humains se distingue du boisement lié à une succession naturelle par sa rapidité, son intensité et ses répercussions majeures sur les communautés végétales. À titre d'exemple, dans deux tourbières de la Montérégie (Small et Large Tea Field), la couverture forestière est passée de 26 à 51 % entre 1983 et 2010 (gain de 280 ha de forêt), ce qui a entraîné une diminution importante de la fréquence et de l'abondance des espèces tourbicoles et une prolifération des espèces d'affinité terrestre, souvent d'origine exotique (Pasquet et collab., 2015). Les études portant sur les conséquences du boisement sur la flore des tourbières se sont essentiellement intéressées aux changements de richesse en espèces (p. ex. : Pasquet et collab., 2015; Tousignant et collab., 2010); en contrepartie, les conséquences du boisement sur la diversité bêta, soit la variation en espèces entre les sites d'un secteur donné, demeurent peu connues. Cette mesure de la diversité est maintenant reconnue comme un indicateur important de la perte de la biodiversité à diverses échelles spatiales (Gering et collab., 2003).

L'objectif de cette étude était de caractériser les modifications survenues au sein de la flore de la tourbière de la base de plein air de Sainte-Foy au cours des 4 dernières décennies. Cette tourbière est isolée dans la trame urbaine de

la ville de Québec et montre des signes de boisement depuis quelques années (figure 1b et c). En particulier, nous voulions savoir quelles espèces avaient le plus diminué ou augmenté en fréquence et en abondance, comment la composition floristique globale de la tourbière avait changé et quels étaient les effets de ces changements sur la diversité bêta du site.

Territoire d'étude

La base de plein air de Sainte-Foy est un parc municipal situé dans l'arrondissement de Sainte-Foy–Sillery–Cap-Rouge de la ville de Québec, plus précisément à l'intersection des autoroutes 40 (Félix-Leclerc) et 540 (Duplessis). Ce site de 135 ha offre plusieurs activités récréotouristiques qui se concentrent au pourtour de deux lacs artificiels créés après l'abandon d'anciennes gravières. La base de plein air comporte également divers écosystèmes naturels ou semi-naturels, dont principalement une érablière rouge, des peuplements forestiers mixtes de bouleaux jaunes (*Betula alleghaniensis*), pins blancs (*Pinus strobus*) et mélèzes laricins (*Larix laricina*), des friches arbustives et herbacées, et une tourbière ombrotrophe.

La tourbière (46° 47' 36" N. et 71° 19' 59" O.) est située dans la section nord-est de la base de plein air, entre le grand lac Laberge et la gare de triage Sainte-Foy (figure 1a). D'une superficie d'environ 5 ha, elle a un dépôt de tourbe d'une

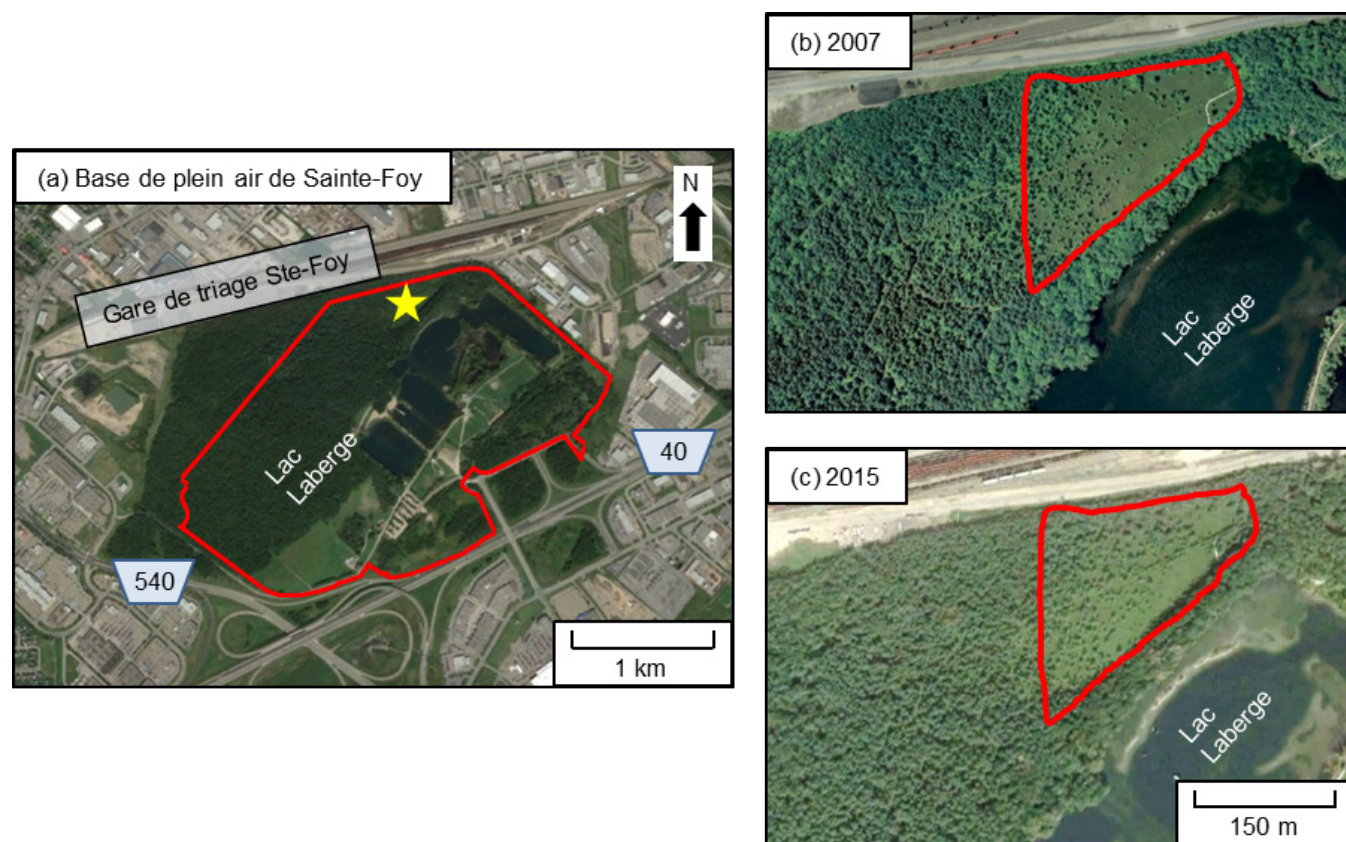


Figure 1. Emplacement de la base de plein air de Sainte-Foy (a). La ligne rouge délimite la base de plein air et l'étoile jaune indique l'emplacement de la tourbière (Image : Google, DigitalGlobe). Vue rapprochée du secteur d'étude délimité par la ligne rouge (b) en 2007 (Google, Aéro-Photo Inc) et (c) en 2015 (Image : Google, DigitalGlobe). La densification du couvert boisé entre 2007 et 2015 est visible dans la portion centrale de la tourbière.

épaisseur d'au moins 200 cm dans la partie centrale (Larouche, 1979). Elle repose sur des argiles marines et des sables fluviatiles mis en place après la déglaciation et lors de l'épisode de la mer de Goldthwait (Lavoie et collab., 2010). Sa formation remonterait à 6 300 ans avant aujourd'hui (Larouche, 1979). Des analyses macrofossiles réalisées sur une carotte de tourbe ont montré que les conditions ombrotrophes se sont rapidement mises en place après la formation initiale de la tourbière (soit 500 ans plus tard), et ont persisté jusqu'à aujourd'hui (Larouche, 1979). Les assemblages floristiques auraient peu changé au cours de cette phase, demeurant typiques des tourbières à sphaignes et éricacées (Larouche, 1979).

Méthodes

Inventaires floristiques

La flore de la tourbière a d'abord été échantillonnée en 1978 par Darveau (1979). Le secteur d'étude était situé dans la portion est de la tourbière (figure 1b), dans ce qui était décrit à l'époque comme une tourbière à sphaignes. L'échantillonnage a été fait à l'aide de 38 placettes positionnées le long de 6 transects orientés nord-sud et espacés de 50 m. Les placettes d'inventaire ont été stratifiées le long des transects en tenant compte des communautés floristiques. La superficie de la majorité des placettes était de 4 m² (2 × 2 m), bien que certaines, en bordure du site, aient été plus petites (1 ou 2 m²). Le recouvrement horizontal de toutes les espèces végétales présentes dans chacune des placettes avait été évalué selon 6 classes, selon qu'il représentait < 1 %, 1-5 %, 6-25 %, 26-50 %, 51-75 %, ou 76-100 % de la superficie de la placette. Le pourcentage de la superficie de chaque placette recouverte par les différentes strates végétales (arborée basse : 5-10 m; arbustive haute : 2,5-5 m; arbustive basse : 0-2,5 m; herbacée haute : ≥ 0,6 m; herbacée basse; muscinale : mousse au sol) a aussi été évalué. En plus des données floristiques, chacun des relevés comprenait la date de l'inventaire, l'altitude, la pente et l'exposition de la placette, la topographie des environs ainsi qu'une description sommaire du groupement végétal et des perturbations dont les traces sont visibles à proximité. Des données sur l'épaisseur du dépôt de tourbe, le type d'humus, le pH et le niveau de la nappe phréatique étaient aussi disponibles pour quelques placettes.

Nous avons numérisé et géoréférencé la carte de l'emplacement des placettes d'inventaire produite par Darveau (1979) à l'aide de Quantum GIS (Open Source Geospatial Foundation Project, Beaverton, Oregon, États-Unis). Nous avons ensuite extrait la latitude et la longitude de chacune des placettes du système d'informations géographiques. À l'été 2015, nous avons localisé les placettes sur le terrain à l'aide d'un système de positionnement global, puis nous avons rééchantillonné les communautés végétales selon la même méthodologie qu'en 1978. Trois des placettes en bordure de la tourbière avaient un dépôt de tourbe de moins de 30 cm; nous ne les avons donc pas rééchantillonnées. En plus des coordonnées géographiques, les diverses informations disponibles dans les relevés de 1978 (p. ex. : distance d'un sentier de randonnée ou d'un canal de drainage) ont été utilisées pour

localiser les placettes d'inventaire le plus près possible de leur emplacement d'origine. Le fait que les placettes ne soient pas positionnées exactement au même endroit peut entraîner une variabilité dans les données. Toutefois, il est peu probable que cette variabilité entraîne un biais systématique des tendances générales (Kapfer et collab., 2017; Kopecký et Macek, 2015; McCune et Vellend, 2013; Savage et Vellend, 2015).

Analyses

Nous avons d'abord uniformisé la nomenclature des espèces inventoriées en 1978 à celle des espèces de 2015. Pour ce faire, nous avons utilisé la base de données VASCAN (Brouillet et collab., 2016) pour les espèces vasculaires et la Flore des bryophytes du Québec-Labrador (Faubert 2012, 2013, 2014) pour les bryophytes. Nous avons aussi utilisé ces sources bibliographiques pour identifier l'origine (indigène ou exotique) de chaque espèce. Nous avons ensuite documenté l'affinité pour les milieux humides ainsi que la tolérance à l'ombre de chaque espèce vasculaire. Nous avons obtenu l'affinité des espèces pour les milieux humides de Bazoge et collab. (2014), Lapointe (2014) et de la base de données PLANTS (USDA et NRSC, 2016). Nous avons obtenu la tolérance à l'ombre de Brice et collab. (2016) et des différentes sources qui y sont citées. Nous avons traité les 5 taxons qui n'ont été identifiés qu'au genre (p. ex., *Fragaria* sp.) comme des espèces individuelles dans les analyses statistiques.

Nous avons évalué les changements dans la fréquence d'apparition des espèces (nombre de placettes où chaque espèce est présente) à l'aide de tests de chi-carré, en utilisant seulement les 35 parcelles rééchantillonnées pour les deux années. Nous avons analysé seulement les 28 espèces ayant une fréquence d'au moins 5 placettes dans au moins 1 année. Nous avons évalué les changements dans le recouvrement moyen des espèces à l'aide de tests de Wilcoxon-Mann-Whitney pour données appariées. Nous avons analysé seulement les 31 espèces ayant un recouvrement moyen supérieur à 1 % dans au moins 1 année. Dans les deux cas, nous avons testé les espèces une par une. Nous avons utilisé un seuil de probabilité de 0,01 pour tenir compte des comparaisons multiples.

Nous avons évalué la différence floristique globale entre les années 1978 et 2015 à l'aide de l'indice de dissimilarité de Sørensen (Sørensen, 1948). Cet indice varie de 0 à 1, une valeur de 0 signifiant une similitude totale et une valeur de 1, une dissimilarité totale. Nous avons calculé la diversité bêta pour chaque année à l'aide d'un test d'homogénéité pour les dispersions multivariées (Anderson et collab., 2006). Premièrement, nous avons créé une matrice de distance site par site pour calculer le centroïde de chaque groupe de sites (les groupes correspondent aux années d'échantillonnage et les sites, aux placettes d'inventaires). Ensuite, nous avons calculé la distance de chaque site au centroïde de son groupe (diversité bêta). Enfin, nous avons testé si la dispersion (variance) des sites au centroïde différait entre les deux années grâce à une analyse de variance (Anova) avec 9999 permutations. Nous avons calculé la matrice de distance site par site avec les valeurs de recouvrement des espèces (médiane des classes) à l'aide de la distance

Hellinger (Legendre et De Cáceres, 2013). Pour évaluer si un changement de composition était survenu entre les deux années, nous avons testé les différences de position des centroïdes en utilisant une analyse de variance par permutations (Permanova; Anderson, 2001). Nous avons évalué la significativité à l'aide de 9999 permutations avec une statistique pseudo-*F*. Les résultats sont illustrés à l'aide d'une analyse en coordonnées principales créée à partir de la matrice de distance.

Résultats

Richesse floristique et caractéristiques des espèces

Vingt-neuf espèces (24 vasculaires et 5 bryophytes) ont été identifiées en 1978, contre 73 espèces (54 vasculaires et 19 bryophytes) en 2015 (voir la liste complète des taxons en annexe), ce qui correspond à une augmentation de 152 % de la richesse floristique globale de la tourbière. Malgré cette hausse importante, la moyenne du nombre d'espèces par placette a légèrement diminué, passant de 9 espèces en 1978 à 8 espèces en 2015. Sur les 29 espèces présentes en 1978, 9 n'ont pas été retrouvées en 2015, soit 2 arbustes, 5 herbacées et 2 bryophytes. En revanche, 53 espèces sont apparues depuis 1978, soit 3 arbres, 11 arbustes, 23 herbacées et 16 bryophytes.

Toutes les espèces vasculaires de 1978 étaient indigènes, tandis que 2 espèces d'origine exotique ont été trouvées en 2015, soit la grande bardane (*Arctium lappa*) et l'épervière de Savoie (*Hieracium sabaudum*). La grande bardane n'était présente que dans 1 placette (recouvrement de 15%), alors que l'épervière de Savoie était présente dans 3 placettes (recouvrement toujours inférieur à 3%). En 1978, près de 80 % des espèces étaient obligatoires ou facultatives des milieux humides (figure 2). En 2015, ces mêmes espèces ne représentaient plus que 41 % de

la flore totale. En 1978, 13 % des espèces étaient tolérantes à l'ombre, contre 30 % en 2015 (figure 2). Les espèces vasculaires disparues entre 1978 et 2015 étaient essentiellement des espèces obligatoires des milieux humides et intolérantes à l'ombre. À l'inverse, environ le tiers des nouvelles espèces étaient associées aux milieux terrestres (facultative-terrestre ou terrestre) et étaient considérées comme tolérantes à l'ombre.

Fréquence et recouvrement des espèces

Les espèces les plus fréquentes en 1978 (présentes dans plus de 75 % des placettes) étaient, en ordre décroissant : le cassandre calyculé (*Chamaedaphne calyculata*), la sphaigne trompeuse (*Sphagnum fallax*), la sphaigne de Magellan (*Sphagnum magellanicum*) et le kalmia à feuilles d'andromède (*Kalmia polifolia*). En 2015, les 3 espèces les plus fréquentes n'étaient présentes que dans environ 25 % des placettes; il s'agit du kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia*), du mélèze laricin et de l'érable rouge (*Acer rubrum*).

De 1978 à 2015, la fréquence de 8 espèces a augmenté de façon significative, alors que celle de 9 espèces a diminué (figure 3). Les baisses de fréquence ont été en général plus importantes que les hausses. L'érable rouge est l'espèce qui a le plus augmenté en fréquence, tandis que la sphaigne trompeuse et la sphaigne de Magellan ont pratiquement disparu. Ces 2 espèces étaient présentes dans une seule placette en 2015 alors qu'elles avaient été identifiées respectivement dans 31 et 29 placettes en 1978.

En 1978, 3 espèces avaient un recouvrement moyen de plus de 25 %, soit en ordre décroissant : la sphaigne de Magellan, le cassandre calyculé et la sphaigne trompeuse. Par contraste, en 2015, seul l'érable rouge avait un tel recouvrement. L'abondance de 4 espèces a augmenté de façon significative,

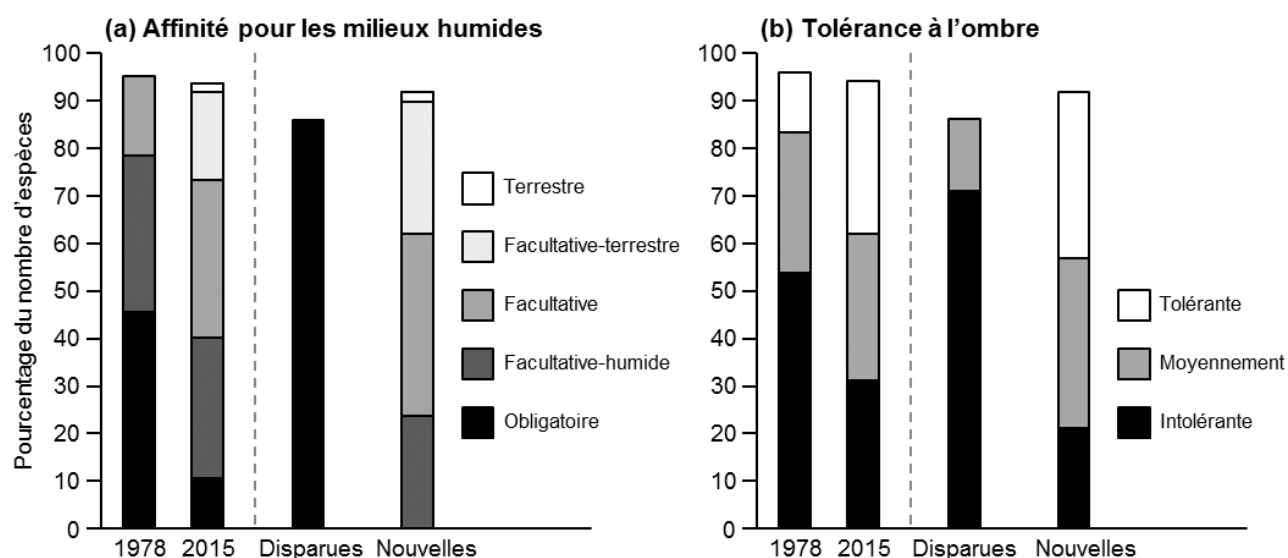


Figure 2. Caractéristiques des espèces identifiées en 1978 et en 2015 dans la tourbière de la base de plein air de Sainte-Foy, en ce qui concerne leur affinité pour les milieux humides (a) et leur tolérance à l'ombre (b). Ces caractéristiques sont également présentées pour les espèces disparues entre 1978 et 2015 et les nouvelles espèces apparues pendant la même période. Le total n'atteint pas 100 %, car les espèces pour lesquelles ces informations étaient manquantes ne sont pas présentées.

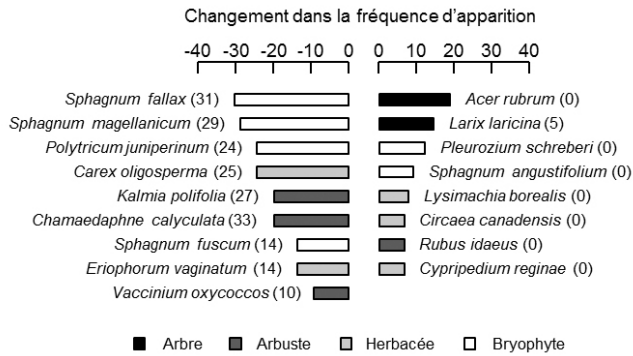


Figure 3. Changement dans la fréquence d'apparition des espèces (en nombre de placettes d'échantillonnage) dans la tourbière de la base de plein air de Sainte-Foy entre 1978 et 2015. Le nombre de placettes où chaque espèce était présente en 1978 est inscrit entre parenthèses. Seules les espèces avec un changement significatif ($p \leq 0,01$) sont présentées.

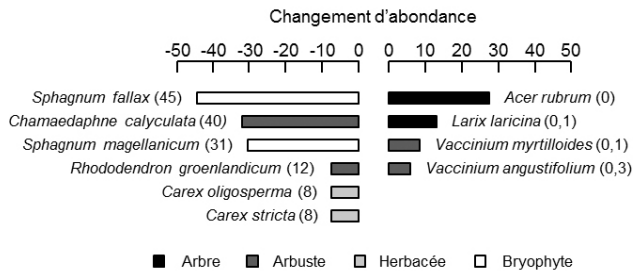


Figure 4. Changement dans l'abondance des espèces (en pourcentage moyen de recouvrement) dans la tourbière de la base de plein air de Sainte-Foy entre 1978 et 2015. Le recouvrement moyen de chaque espèce en 1978 est inscrit entre parenthèses. Seules les espèces avec un changement significatif ($p \leq 0,01$) sont présentées.

tandis qu'elle a diminué pour 6 espèces (figure 4). Les espèces qui ont le plus augmenté (p. ex. : érable rouge, mélèze laricin) ou diminué (p. ex. : sphaigne trompeuse, cassandre calyculé) en abondance sont à peu près les mêmes que celles qui ont le plus augmenté ou diminué en fréquence.

L'augmentation en fréquence et en abondance des espèces arborescentes, surtout l'érable rouge et le mélèze laricin, et la diminution de plusieurs éricacées et sphaignes se reflètent dans la physionomie des groupements végétaux. En 1978, 11 % des placettes d'inventaire avaient une physionomie herbacée et 89 %, une physionomie arbustive basse. La communauté floristique la plus étendue était alors l'éricaçaie à cassandre calyculé et à sphaignes (Darveau, 1979). En 2015, il ne restait plus que 3 % de parcelles avec une physionomie herbacée et 40 % avec une physionomie arbustive. Les placettes restantes (57 %) avaient une physionomie arborescente et étaient surtout constituées de mélézins à éricacées.

Composition floristique et diversité bêta

Un indice de dissimilarité de Sørensen de 0,62 a été obtenu pour l'ensemble de la flore de la tourbière. Cette valeur

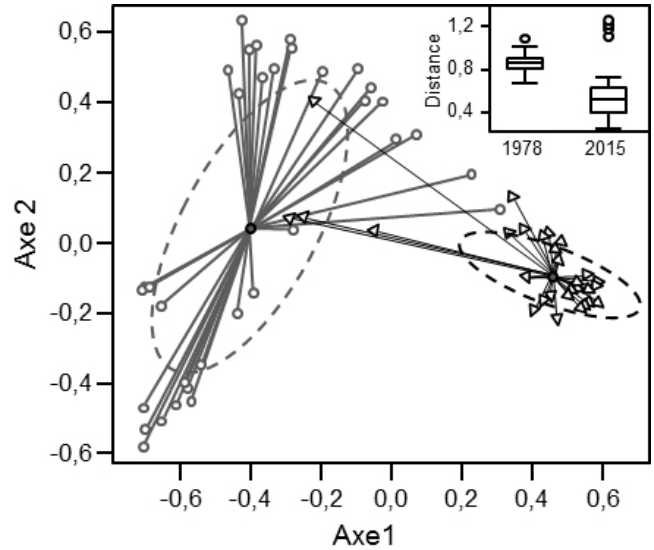


Figure 5. Dispersion multivariée (diversité bêta) des placettes d'échantillonnage en 1978 (triangles) et 2015 (cercles). Les résultats sont présentés à l'aide des deux premiers axes d'une analyse en coordonnées principales. Les ovales pointillés représentent les ellipses des écarts-types. Les diagrammes à moustaches (en mortaise) représentent la variance des distances des placettes par rapport au centroïde pour chaque année. Les lignes supérieure, centrale et inférieure de la boîte à moustaches correspondent respectivement au 75^e, 50^e et 25^e percentile. Les extrémités des moustaches sont calculées en utilisant 1,5 fois l'espace interquartile (la distance entre le 1^{er} et le 3^e quartiles). Les valeurs à l'extérieur des moustaches sont représentées par des points, et représentent généralement des valeurs extrêmes.

indique que des changements importants de composition sont survenus au cours des 37 années séparant les deux inventaires. Ces changements se sont répercutés dans la diversité bêta de la tourbière. En effet, dans l'analyse d'homogénéité pour les dispersions multivariées, la distance au centroïde des 35 placettes en 2015 était significativement plus grande qu'en 1978 ($F = 27,32$; $p = 0,001$; figure 5), indiquant que la composition des communautés végétales était désormais plus différente d'une placette à l'autre qu'elle ne l'était à la fin des années 1970. La position des centroïdes des deux années d'échantillonnage était également significativement différente ($F = 18,75$; $p = 0,001$; figure 5), ce qui indique un renouvellement important des espèces entre les deux années.

Discussion

Une tourbière floristiquement plus riche et plus boisée

Le rééchantillonnage de la tourbière de la base de plein air de Sainte-Foy a permis de montrer que sa flore a subi des changements très importants sur une période de 37 ans. D'abord, elle est beaucoup plus riche en espèces qu'en 1978 (hausse de 152 % de la richesse spécifique). Ensuite, le cortège floristique des deux années d'étude diffère grandement (indice

de dissimilarité de Sørensen de 0,62). Les espèces tourbicoles, ou de façon plus générale associées aux milieux humides, ont diminué en fréquence et en abondance dans le temps, alors que celles associées à des habitats terrestres, surtout forestiers, ont augmenté.

L'ensemble des données obtenues confirme que la tourbière subit présentement un phénomène de boisement. En effet, l'érable rouge et le mélèze laricin ont augmenté en fréquence et en abondance, alors que plusieurs espèces héliophiles typiques des tourbières ouvertes, comme le cassandre calyculé et la sphaigne de Magellan, ont beaucoup diminué. Le boisement semble par ailleurs se propager de la bordure vers le centre de la tourbière, comme le révèle l'observation de photographies aériennes et d'images satellites entre 2007 et 2015 (figure 1b et c) et la corrélation entre l'abondance de l'érable rouge et la distance à la bordure de la tourbière ($R^2 = 0,17$; $p < 0,05$). Contrairement à ce qui est observé dans les tourbières de la région de Montréal (Pasquet et collab., 2015; Tousignant et collab., 2010), le boisement de la tourbière de la base de plein air de Sainte-Foy et les conditions hydrologiques plus sèches associées ne semblent pas avoir favorisé de façon marquée l'installation d'espèces exotiques. En effet, seulement deux espèces d'origine exotique ont été observées en 2015 (la grande bardane et l'épervière de Savoie), et ce, dans peu de placettes et avec une faible abondance. Enfin, le boisement semble avoir favorisé une augmentation de la richesse de la strate muscinale, qui a presque quadruplé depuis 1978. Plusieurs des nouvelles espèces de bryophytes, telles que la buissonnette commune (*Brachythecium rutabulum*), le platygyre rampant (*Platygyrium repens*) et l'hypne plumeuse (*Ptilium crista-castrensis*), sont généralement associées à la présence de débris ligneux ou à des conditions ombragées (Faubert, 2012; 2013; 2014).

Une diversification floristique

Les activités humaines affectant de façon directe ou indirecte les écosystèmes provoquent souvent une homogénéisation biotique, soit une hausse de la similarité de la biodiversité dans l'espace et le temps ou plus précisément une baisse de la diversité bêta (McKinney et Lockwood, 1999). Dans le cas présent, nous avons plutôt observé une diversification biotique, soit une hausse de la diversité bêta. Ceci signifie que les assemblages floristiques de la tourbière varient davantage d'une placette d'échantillonnage à l'autre maintenant qu'en 1978. Ce phénomène de diversification est d'ailleurs souvent observé à fine échelle spatiale pour les écosystèmes isolés dans une trame urbaine (p. ex., Brice et collab., 2017). Les tourbières ombrotrophes sont des écosystèmes habituellement pauvres en espèces végétales (Warner et Asada, 2006). Leur diversification serait associée à une perte d'intégrité écologique, surtout lorsque les espèces colonisatrices sont non tourbicoles. Dans les régions tempérées, les tourbières ombrotrophes favorisent habituellement la biodiversité régionale, car leur flore d'appartenance boréale contraste fortement avec les habitats forestiers environnants (Ingerpuu et collab., 2001; Moore,

2002). L'augmentation du couvert boisé dans les tourbières pourrait donc éventuellement entraîner une homogénéisation biotique avec les milieux forestiers à une échelle régionale. Cela reste toutefois à vérifier.

Causes des changements floristiques

Les données disponibles dans cette étude ne permettent pas d'identifier de façon précise les facteurs responsables des changements observés. Toutefois, si nous tenons compte des résultats de plusieurs études sur le sujet (p. ex.: Bart et collab., 2016; Berg et collab., 2009; Linderholm et Leine, 2004; Pellerin et Lavoie, 2003; Talbot et collab., 2009), il nous semble très plausible que les changements aient été, en partie, initiés par un assèchement des conditions hydrologiques de la surface de la tourbière. Bien qu'aucun canal de drainage ne soit présent dans la tourbière, un fossé est situé à sa bordure ouest. Nous n'avons aucune information sur la capacité drainante de celui-ci, mais il pourrait contribuer en partie au drainage de la tourbière, surtout au printemps, lorsque les pertes en eau dans les tourbières par des canaux de drainage sont les plus importantes (Hugron et collab., 2013). L'intensification de l'utilisation du territoire dans le bassin versant de la tourbière pourrait aussi avoir favorisé son assèchement en imperméabilisant son aire de drainage. L'augmentation des surfaces imperméables (p. ex.: stationnements, routes, etc.) limite l'infiltration des eaux pluviales dans le sol et les dévie rapidement vers des systèmes de drainage artificiel, diminuant ainsi la recharge de la nappe phréatique (White et Greer, 2006). L'imperméabilisation des surfaces induit également la création d'îlots de chaleur qui provoquent des stress hydriques et thermiques qui favorisent les espèces tolérantes à la sécheresse au détriment des espèces de milieux humides (Bergeron et Pellerin, 2014; Williams et collab., 2015). Les changements climatiques actuels sont aussi susceptibles d'avoir favorisé l'assèchement en réduisant les apports en eau lors de la saison estivale et en favorisant l'évaporation et l'évapotranspiration (Heijmans et collab., 2013).

Le boisement et les changements dans l'abondance et la fréquence de certaines espèces pourraient aussi avoir été favorisés par des modifications des conditions physicochimiques de la tourbe associées à une hausse des contaminants et des poussières provenant des zones industrielles et résidentielles situées à proximité (Berendse et collab., 2001; Ireland et Booth, 2012). Une augmentation de l'ombre liée à la croissance des espèces ligneuses est aussi un facteur vraisemblable des changements observés dans les strates inférieures compte tenu de la hausse du nombre et de l'abondance des espèces tolérantes à l'ombre (sciaphiles). Globalement, il est peu probable qu'une des causes mentionnées précédemment soit, à elle seule, responsable de tous les changements observés. En effet, l'accumulation des perturbations ou des stress dans le temps, comme cela a déjà été démontré pour les tourbières du Bas-Saint-Laurent (Pellerin et Lavoie, 2003), est probablement l'élément déclencheur.

Implications pour la gestion de la tourbière

Peu importe les facteurs responsables du boisement et des autres changements observés, il est peu probable que ce phénomène s'inverse de façon naturelle à l'échelle de temps d'une vie humaine. En effet, une fois les arbres installés dans une tourbière, ceux-ci vont généralement favoriser le maintien des conditions favorables à leur propre croissance, en asséchant de plus en plus le site et en inhibant la croissance des sphaignes (Heijmans et collab., 2013). Ultimement, le boisement peut avoir des effets néfastes sur les fonctions et les services écologiques rendus par les tourbières. À titre d'exemple, les taux de séquestration du carbone pourraient être réduits, car, dans les tourbières ombrotrophes, ces taux dépendent fortement de la croissance des sphaignes, qui sont le principal élément clé de l'accumulation de la matière organique (Berendse et collab., 2001; Van Breemen, 1995). L'accumulation peut aussi être réduite par l'augmentation de la décomposition aérobie liée à l'abaissement des niveaux d'eau. Le boisement de la tourbière risque également d'avoir des effets sur l'avifaune qui la fréquente, car celle-ci est fortement influencée par la structure verticale de son habitat (Lachance et collab., 2005).

Compte tenu des effets néfastes du boisement à la fois sur la biodiversité des tourbières et sur certains des services écologiques rendus, des efforts de gestion des espèces ligneuses devraient-ils être consentis à la tourbière de la base de plein air de Sainte-Foy? Les études sur les effets d'une gestion de la végétation ligneuse dans les tourbières dans un contexte de conservation sont encore peu nombreuses (Cholet, 2010; Kamocki et collab., 2017; Landry et Marcoux, 2010). Dans les cas où le boisement est associé à la présence de canaux de drainage, leur blocage peut favoriser une remontée et une stabilisation du niveau d'eau (Cholet, 2010; Hugron et collab., 2013; Landry et Marcoux, 2010; Landry et Rochefort, 2011; LaRose et collab., 1997) et ainsi favoriser la croissance des plantes typiques des tourbières au détriment des espèces terrestres ou non désirables comme les arbres (Roul, 2004; Tuittila et collab., 2000). Différentes techniques de blocage existent et sont présentées en détail dans Landry et Rochefort (2011). La coupe des arbres au pourtour des canaux, notamment ceux de gros calibre, pourrait par ailleurs optimiser les efforts de remouillage (Landry et Marcoux, 2010; Landry et Rochefort, 2011). Cette technique (blocage et coupe) semble avoir eu des résultats positifs à la tourbière Grande plée Bleue dans la région de la Chaudière-Appalaches au sud de Québec (Hugron et collab., 2013; Landry et Marcoux, 2010). Dans les cas où l'assèchement du site n'est pas attribuable à des canaux de drainage spécifiques ou s'il n'est pas possible de bloquer ces canaux pour diverses raisons (p. ex.: canaux essentiels au drainage des terres environnantes; coûts trop élevés), comme cela est probablement le cas à la tourbière de la base de plein air de Sainte-Foy, des interventions de déboisement sans gestion de niveau d'eau pourraient être envisagées. Les besoins d'interventions risquent toutefois d'être récurrents (Cholet, 2010; Kamocki et collab., 2017).

Remerciements

Les auteurs remercient Stéphanie Savard et Jérémie Martel pour la cueillette des données en 2015, M. Favreau pour l'aide avec les analyses statistiques, la Ville de Québec pour la permission d'accès à la base de plein air de Sainte-Foy ainsi que É. Paradis et un réviseur anonyme pour leurs commentaires et suggestions de correction sur une version précédente du manuscrit. Ce projet a été soutenu par le Conseil de recherche en sciences naturelles et génie du Canada (M. Poulin : RGPIN-2014-05663; S. Pellerin : RGPIN-2014-05367). ◀

Références

- ANDERSON, M., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Australian Ecology*, 26: 32-46.
- ANDERSON, M.J., K.E., ELLINGSEN et B.H. MCARDLE, 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9: 683-693.
- BART, D., T. DAVENPORT et A. YATES, 2016. Environmental predictors of woody plant encroachment in calcareous fens are modified by biotic and abiotic land-use legacies. *Journal of Applied Ecology*, 53: 541-549.
- BAZOGÉ, A., D. LACHANCE et C. VILLENEUVE, 2014. Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'expertise en biodiversité et Direction de l'aménagement et des eaux souterraines, Québec, 108 p.
- BERENDSE, F., N. VAN BREEMEN, H. RYDIN, A. BUTTLER, M. HEIJMANS, M.R. HOOSBEEK, J.A. LEE, E. MITCHELL, T. SAARINEN, H. VASANDER et B. WALLÉN, 2001. Raised atmospheric CO₂ levels and increased N deposition cause shifts in plant species composition and production in *Sphagnum* bogs. *Global Change Biology*, 7: 591-598.
- BERG, E.E., K. MCDONNELLE HILLMAN, R. DIAL et A. DERUWED, 2009. Recent woody invasion of wetlands on the Kenai Peninsula Lowlands, south-central Alaska: a major regime shift after 18 000 years of wet *Sphagnum*-sedge peat recruitment. *Canadian Journal of Forest Research*, 39: 2033-2046.
- BERGERON, A. et S. PELLERIN, 2014. Pteridophytes as indicators of urban forest integrity. *Ecological Indicators*, 38: 40-49.
- BRICE, M.H., S. PELLERIN et M. POULIN, 2016. Environmental filtering and spatial processes in urban riparian forests. *Journal of Vegetation Science*, 27: 1023-1035.
- BRICE, M.H., S. PELLERIN et M. POULIN, 2017. Does urbanization lead to taxonomic and functional homogenization in riparian forests? *Diversity and Distributions*, 23: 828-840.
- BROUILLET, L., F. COURSOLO, S.J. MEADES, M. FAVREAU, M. ANIONS, P. BÉLISLE et P. DESMET, 2016. VASCAN, the Database of Vascular Plants of Canada. Disponible en ligne à: <http://data.canadensys.net/vascan/> [Visité le 2016-05-20].
- CHOLET, J., 2010. Quelle place pour les arbres en tourbière? Dans: CHOLET, J. et G. MAGNON (édit.). *Tourbières des montagnes françaises: nouveaux éléments de connaissance, de réflexions et de gestion*. Pôle-relais Tourbières et Fédérations des Conservatoires d'Espaces Naturels, Frasné, France, p. 128-149.
- DARVEAU, M., 1979. Contribution à l'étude phytosociologique de la tourbière de la base de plein air de la ville de Sainte-Foy, Québec. Mémoire de baccalauréat, Université Laval, Québec, 48 p.
- FAUBERT, J., 2012. Flore des bryophytes du Québec-Labrador. Volume 1: Anthocérotes et hépatiques. Société québécoise de bryologie, Saint-Valérien, 356 p.
- FAUBERT, J., 2013. Flore des bryophytes du Québec-Labrador. Volume 2: Mousses, première partie. Société québécoise de bryologie, Saint-Valérien, 402 p.

- FAUBERT, J., 2014. Flore des bryophytes du Québec-Labrador. Volume 3: Mousses, seconde partie. Société québécoise de bryologie, Saint-Valérien, 456 p.
- GERING, J.C., T.O. CRIST et J.A. VETCH, 2003. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology*, 17: 488-499.
- HEIJMANS, M.M.P.D., Y.A.M. VAN DER KNAAP, M. HOLMGREN et J. LIMPENS, 2013. Persistent versus transient tree encroachment of temperate peat bogs: effects of climate warming and drought events. *Global Change Biology*, 19: 2240-2250.
- HUGRON, S., J. LANDRY, S. RAYMOND et O. MARCOUX, 2013. Remouillage du secteur sud de la tourbière Grande-Plée-Bleue. Groupe de recherche en écologie des tourbières, Québec, 31 p.
- INGERPUU, N., K. VELLAK, T. KUKK et M. PARTEL, 2001. Bryophyte and vascular plant species richness in boreo-nemoral moist forests and mires. *Biodiversity and Conservation*, 10: 2153-2166.
- IRELAND, A.W. et R.K. BOOTH, 2012. Upland deforestation triggered an ecosystem state-shift in a kettle peatland. *Journal of Ecology*, 100: 586-596.
- KAMOCKI, A.J., A. KOŁOS et P. BANASZUK, 2017. Can we effectively stop the expansion of trees on wetlands? Results of a birch removal experiment. *Wetlands Ecology and Management*, 25: 359-367.
- KAPPER, J., R. HÉDL, G. JURASINSKI, M. KOPECKÝ, F.H. SCHEI et J.A. GRYNES, 2017. Resurveying historical vegetation data – opportunities and challenges. *Applied Vegetation Science*, 20: 164-171.
- KOPECKÝ, M. et M. MACEK, 2015. Vegetation resurvey is robust to plot location uncertainty. *Diversity and Distribution*, 21: 322-330.
- LACHANCE, D., C. LAVOIE et A. DESROCHERS, 2005. The impact of peatland afforestation on plant and bird diversity in southeastern Québec. *Écoscience*, 12: 161-171.
- LANDRY, J. et O. MARCOUX, 2010. Remouillage de la section sud de la tourbière Grande plée Bleue. Groupe de recherche en écologie des tourbières, Québec, 42 p.
- LANDRY, J. et L. ROCHEFORT, 2011. Le drainage des tourbières: impacts et techniques de remouillage. Groupe de recherche en écologie des tourbières, Québec, 53 p.
- LAPOINTE, M., 2014. Plantes des milieux humides et des bords de mer du Québec et des Maritimes. Éditions Michel Quintin, Montréal, 455 p.
- LAROSE, S., J. PRICE et L. ROCHEFORT, 1997. Rewetting of a cutover peatland: hydrologic assessment. *Wetlands*, 17: 416-423.
- LAROUCHE, A., 1979. Histoire postglacière comparée de la végétation à Sainte-Foy et au mont des Éboulements, Québec, par l'analyse macrofossile et l'analyse pollinique. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 117 p.
- LAVOIE, M., G. MAGNAN et J. COLPRON-TREMBLAY, 2010. Le couvert végétal de la région de Québec: une histoire plurimillénaire. *Le Naturaliste canadien*, 134 (1): 5-12.
- LEGENDRE, P. et M. DE CÁCERES, 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficient and partitioning. *Ecology Letters*, 16: 951-963.
- LINDERHOLM, H.W. et M. LEINE, 2004. An assessment of twentieth century tree-cover changes on a southern Swedish peatland combining dendrochronology and aerial photograph analysis. *Wetlands*, 24: 357-363.
- MCCUNE, J.L. et M. VELLEND, 2013. Gains in native species promote biotic homogenization over four decades in a human-dominated landscape. *Journal of Ecology*, 101: 1542-1551.
- MCKINNEY, M.L. et J.L. LOCKWOOD, 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 450-453.
- MOORE, P.D., 2002. The future of cool temperate bogs. *Environmental Conservation*, 29: 3-20.
- PASQUET, S., S. PELLERIN et M. POULIN, 2015. Three decades of vegetation changes in peatlands isolated in an agricultural landscape. *Applied Vegetation Science*, 18: 220-229.
- PELLERIN, S., 2003. Des tourbières et des hommes. L'utilisation des tourbières dans la région de Rivière-du-Loup–L'Isle-Verte. *Le Naturaliste canadien*, 127 (1): 18-23.
- PELLERIN, S. et C. LAVOIE, 2003. Reconstructing the recent dynamics of mires using a multitechnique approach. *Journal of Ecology*, 91: 1008-1021.
- PELLERIN, S. et M. POULIN, 2013. Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec, 104 p.
- POULIN, M., L. ROCHEFORT, S. PELLERIN et J. THIBAUT, 2004. Threats and protection for peatlands in Eastern Canada. *Géocarrefour*, 79: 331-344.
- ROUL, I., 2004. Restoration strategies for block-cut peatlands: a hydrological and plant community analysis. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 65 p.
- SAVAGE, J. et M. VELLEND, 2015. Elevational shifts, biotic homogenization and time lags in vegetation change during 40 years of climate warming. *Ecography*, 38: 546-555.
- SØRENSEN, T.A., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant phytosociology based on similarity content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter*, 5: 1-34.
- TALBOT, J., P.J.H. RICHARD, N.T. ROULET et R.K. BOOTH, 2009. Assessing long-term hydrological and ecological responses to drainage in a raised bog using paleoecology and a hydrosequence. *Journal of Vegetation Science*, 21: 143-156.
- TOUSIGNANT, M.E., S. PELLERIN et J. BRISSON, 2010. The relative impact of human disturbances on the vegetation of a large wetland complex. *Wetlands*, 30: 333-344.
- TUITILLA, E.S., H. VASANDER et J. LAINE, 2000. Impact of rewetting on the vegetation of a cut-away peatland. *Applied Vegetation Science*, 3: 205-212.
- USDA et NRSC, 2016. The PLANTS Database. Disponible en ligne à : <http://plants.usda.gov> [Visité le 2016-05-20].
- VAN BREEMEN, N., 1995. How *Sphagnum* bogs down other plants. *Trends in Ecology and Evolution*, 10: 270-275.
- WARNER, B.G. et T. ASADA, 2006. Biological diversity of peatlands in Canada. *Aquatic Sciences*, 68: 240-253.
- WARNER, R.J.I.I., I.M. ROSWELL, K.K. MOORHEAD et J.D. PITILLO, 2007. The influence of woody encroachment upon herbaceous vegetation in a southern Appalachian wetland complex. *American Midland Naturalist*, 157: 39-51.
- WHITE, M.D. et K.A. GREER, 2006. The effects of watershed urbanization on the stream hydrology and riparian vegetation of Los Penasquitos Creek, California. *Landscape and Urban Planning*, 74: 125-138.
- WILLIAMS, N.S.G., A.K. HAHS et P.A. VESK, 2015. Urbanisation, plant traits and the composition of urban flora. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17: 78-86.

ANNEXE – Espèces recensées dans la tourbière de la base de plein air de Sainte-Foy. Les astérisques (*) indiquent les nouvelles espèces en 2015, les croix (+), les espèces disparues depuis 1978 et les caractères gras, les espèces exotiques.

Arbres		
<i>Acer rubrum*</i>	<i>Betula populifolia</i>	<i>Picea mariana</i>
<i>Betula papyrifera*</i>	<i>Larix laricina</i>	<i>Ulmus rubra*</i>
Arbustes		
<i>Acer spicatum*</i>	<i>Kalmia polifolia</i>	<i>Salix sp.*</i>
<i>Alnus incana</i> subsp. <i>rugosa*</i>	<i>Prunus virginiana*</i>	<i>Sambucus racemosa</i> subsp. <i>pubens*</i>
<i>Amelanchier bartramiana*</i>	<i>Rhododendron canadense</i>	<i>Sorbus decora*</i>
<i>Andromeda polifolia</i> var. <i>latifolia+</i>	<i>Rhododendron groenlandicum</i>	<i>Spiraea latifolia</i>
<i>Aronia melanocarpa</i>	<i>Rubus canadensis*</i>	<i>Vaccinium angustifolium</i>
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	<i>Rubus idaeus*</i>	<i>Vaccinium myrtilloides</i>
<i>Ilex mucronata</i>	<i>Rubus repens*</i>	<i>Vaccinium oxycoccos+</i>
<i>Kalmia angustifolia</i>	<i>Rubus sp.*</i>	<i>Viburnum nudum</i> var. <i>cassinoides</i>
Herbacées		
<i>Aralia nudicaulis*</i>	<i>Cypripedium reginae*</i>	<i>Maianthemum canadense*</i>
<i>Arctium lappa*</i>	<i>Dryopteris intermedia*</i>	<i>Maianthemum racemosum*</i>
<i>Carex arctata*</i>	<i>Eriophorum vaginatum</i> subsp. <i>spissum+</i>	<i>Maianthemum stellatum*</i>
<i>Carex blanda*</i>	<i>Fragaria sp.*</i>	<i>Maianthemum trifolium</i>
<i>Carex canescens+</i>	<i>Geum canadense*</i>	<i>Onoclea sensibilis*</i>
<i>Carex oligosperma</i>	<i>Glyceria canadensis+</i>	<i>Poa saltuensis*</i>
<i>Carex sp.*</i>	<i>Hieracium sabaudum*</i>	<i>Rubus pubescens*</i>
<i>Carex stipata*</i>	<i>Impatiens capensis*</i>	<i>Sarracenia purpurea+</i>
<i>Carex stricta</i>	<i>Impatiens pallida*</i>	<i>Solidago rugosa*</i>
<i>Circaea canadensis*</i>	<i>Lysimachia borealis*</i>	<i>Solidago sp.+</i>
<i>Clintonia borealis*</i>		
Bryophytes		
<i>Brachythecium curtum*</i>	<i>Leiomylia anomala*</i>	<i>Sphagnum angustifolium*</i>
<i>Brachythecium rutabulum*</i>	<i>Platygyrium repens*</i>	<i>Sphagnum capillifolium</i>
<i>Callicladium haldanianum*</i>	<i>Pleurozium schreberi*</i>	<i>Sphagnum cuspidatum*</i>
<i>Campylium stellatum*</i>	<i>Polytrichum commune*</i>	<i>Sphagnum fallax</i>
<i>Cladopodiella fluitans*</i>	<i>Polytrichum juniperinum+</i>	<i>Sphagnum fuscum+</i>
<i>Dicranum polysetum*</i>	<i>Ptilium crista-castrensis*</i>	<i>Sphagnum girgensohnii*</i>
<i>Fissidens dubius*</i>	<i>Scorpidium cossonii*</i>	<i>Sphagnum magellanicum</i>