

Les communautés forestières du parc national du Mont-Saint-Bruno : unicité et effets de bordure

Stéphanie Pellerin, Audréanne Loiselle, Marie-Pierre Beauvais, Noémie Lafortune, Nathalie Rivard et Claude Lavoie

Volume 145, numéro 1, printemps 2021

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/1077992ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/1077992ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

ISSN

1929-3208 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Pellerin, S., Loiselle, A., Beauvais, M.-P., Lafortune, N., Rivard, N. & Lavoie, C. (2021). Les communautés forestières du parc national du Mont-Saint-Bruno : unicité et effets de bordure. *Le Naturaliste canadien*, 145(1), 36–47. <https://doi.org/10.7202/1077992ar>

Résumé de l'article

L'objectif de cette étude était de caractériser les communautés forestières du parc national du Mont-Saint-Bruno. Plus particulièrement, nous voulions trouver les sites présentant un caractère unique quant à leur composition floristique et déterminer comment cette unicité était associée à diverses variables environnementales. Nous avons aussi évalué si certaines espèces étaient indicatrices de la présence de bordure. Pour ce faire, nous avons utilisé les données d'un inventaire floristique fait en 2013 comprenant 133 placettes d'échantillonnage. Au total, 173 taxons ont été identifiés, y compris 21 d'origine exotique et 11 indigènes à statut précaire. Les espèces exotiques étaient en général peu abondantes et peu fréquentes. La richesse et la diversité floristiques étaient plus élevées dans les placettes situées dans les dépressions ou en bas de pente. Les communautés présentes dans 8 placettes se distinguaient significativement des autres par la présence d'espèces de milieux humides. Les espèces indicatrices des bordures étaient soit intolérantes à l'ombre, tolérantes au stress hydrique, ou rudérales. Cette étude montre que les communautés floristiques forestières du parc sont pauvres en espèces exotiques, que les sites plus humides se distinguent de la flore relativement homogène qui caractérise le parc et que les bordures ont un effet sur la composition des communautés végétales.

Les communautés forestières du parc national du Mont-Saint-Bruno : unicité et effets de bordure

Stéphanie Pellerin, Audr anne Loisselle, Marie-Pierre Beauvais, Noémie Lafortune, Nathalie Rivard et Claude Lavoie

Résumé

L'objectif de cette étude était de caractériser les communautés forestières du parc national du Mont-Saint-Bruno. Plus particulièrement, nous voulions trouver les sites présentant un caractère unique quant à leur composition floristique et déterminer comment cette unicité était associée à diverses variables environnementales. Nous avons aussi évalué si certaines espèces étaient indicatrices de la présence de bordure. Pour ce faire, nous avons utilisé les données d'un inventaire floristique fait en 2013 comprenant 133 placettes d'échantillonnage. Au total, 173 taxons ont été identifiés, y compris 21 d'origine exotique et 11 indigènes à statut précaire. Les espèces exotiques étaient en général peu abondantes et peu fréquentes. La richesse et la diversité floristiques étaient plus élevées dans les placettes situées dans les dépressions ou en bas de pente. Les communautés présentes dans 8 placettes se distinguaient significativement des autres par la présence d'espèces de milieux humides. Les espèces indicatrices des bordures étaient soit intolérantes à l'ombre, tolérantes au stress hydrique, ou rudérales. Cette étude montre que les communautés floristiques forestières du parc sont pauvres en espèces exotiques, que les sites plus humides se distinguent de la flore relativement homogène qui caractérise le parc et que les bordures ont un effet sur la composition des communautés végétales.

MOTS CLÉS : diversité bêta, effet de bordure, Mont r giennes, richesse floristique, unicité

Abstract

This study aimed to characterize the forest communities of the national park of mont-Saint-Bruno (Québec, Canada). Specifically, it sought to identify sites with unique floristic compositions and to determine how this uniqueness was associated with various environmental variables. It also aimed to evaluate whether certain species were indicators of edge effects. This was done using data from plant surveys conducted in 133 plots in 2013. A total of 173 taxa were identified, including 21 exotic and 11 native at-risk species. Exotic species were generally low in abundance and frequency. Species richness and diversity were higher in plots located in depressions or at the bottom of slopes. Floristic communities in 8 plots were significantly different from the rest, due to the presence of wetland species. Edge indicator species were either shade-intolerant, tolerant to hydric stress, or ruderal. This study highlighted that the forest communities of the national park of mont-Saint-Bruno had few exotic species. It also showed that the vegetation of wetter sites differed from the otherwise homogenous flora in the park and that edges impacted plant community composition.

KEYWORDS: beta diversity, edge effects, Monteregian Hills, richness, uniqueness

Introduction

La préservation des milieux naturels est un enjeu de plus en plus important, notamment dans les régions où l'urbanisation et l'étalement urbain sont grandissants. Dans ces régions, les paysages sont fragment s et les milieux naturels sont généralement de taille réduite, isolés les uns des autres et exposés aux activités humaines de toutes sortes. La biodiversité de ces milieux naturels résiduels est souvent fortement influencée par toutes ces perturbations. Ces dernières favorisent, par exemple, l'introduction d'espèces exotiques ou rudérales et la perte d'espèces indigènes spécialistes (DeCandido et collab., 2007; McKinney, 2006; Vellend et collab., 2017). La protection de ces milieux est donc essentielle non seulement pour sauvegarder la flore et la faune indigènes, mais aussi pour favoriser la santé physique et le bien-être des citoyens pour qui ces habitats sont souvent leur seul contact avec la nature (Fuller et collab., 2007; Robinson et Breed, 2019; Thompson et collab., 2012).

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

stephanie.pellerin.1@umontreal.ca

Audr anne Loisselle est étudiante au doctorat au Département de sciences biologiques de l'Université de Montréal.

Noémie Lafortune était, au moment de cette étude, étudiante au premier cycle en sciences biologiques à l'Université de Montréal.

Marie-Pierre Beauvais détient une maîtrise en sciences biologiques de l'Université de Montréal.

Nathalie Rivard est responsable du service de la conservation et de l'éducation aux parcs nationaux du Mont-Saint-Bruno et des  les-de-Boucherville.

Claude Lavoie est professeur titulaire à l' cole supérieure d'aménagement du territoire et de développement régional de l'Université Laval.

La capacité d'atteindre les objectifs de conservation des milieux protégés urbains et périurbains a souvent été remise en question (DeCandido, 2004; Homayoun et Blair, 2015; Turner et collab., 1996). En effet, ils sont souvent intensivement utilisés et aménagés, ce qui favorise l'introduction d'espèces exotiques, le piétinement de la flore et le dérangement de la faune, surtout à proximité des sentiers. Néanmoins, des études récentes réalisées au Québec ont montré que la protection du territoire permet de préserver l'essentiel de la flore et la dynamique forestière de ces petits parcs, si les forêts qu'ils préservent sont assez grandes pour maintenir des habitats centraux et éloignés des influences extérieures (Beauvais et collab., 2016; Bergeron et collab., 2019). Par exemple, Beauvais et collab. (2016) ont montré que le nombre d'espèces indigènes dans les sous-bois du parc national du Mont-Saint-Bruno avait augmenté, triplé même à certains endroits, depuis la création du parc, malgré le fait que ce site soit très fréquenté (plus d'un million de jours-visites en 2019; Société des établissements de plein air du Québec [Sépaq], 2020, non publié). Cela dit, les communautés floristiques au sein des petits parcs n'ont pas toutes le même niveau d'intégrité et certaines mériteraient des efforts accrus de protection ou de restauration, pour qu'elles contribuent davantage aux objectifs fondamentaux en matière de conservation.

Pour déterminer quels sites ont une valeur de conservation plus élevée au sein d'un réseau de sites, il existe différents critères, dont celui de l'unicité écologique. Celle-ci permet de trouver les sites où les communautés d'espèces se différencient les unes des autres et qui contribuent de façon importante à la diversité d'une région donnée (Legendre et De Cáceres, 2013). Plus précisément, l'unicité permet de définir les sites ayant une redondance spécifique faible et pouvant donc être considérés irremplaçables, ou du moins complémentaires, au sein d'un réseau (Socolar et collab., 2016; Vilmi et collab., 2017). Dans les milieux déjà protégés, l'unicité permet de cibler les secteurs où des efforts additionnels devraient être mis de l'avant pour en préserver l'intégrité. La détermination de conditions écologiques qui favorisent l'unicité pourrait, pour sa part, permettre de cibler des sites à prioriser pour la conservation, sans nécessairement avoir à réaliser des inventaires complets et coûteux. Toutefois, il est important de connaître le contexte régional dans lequel les données d'unicité sont analysées, car celles-ci peuvent aussi indiquer des sites de plus faible valeur de conservation (Dubois et collab., 2020). En effet, dans les régions où les pressions anthropiques sont relativement faibles, les sites uniques pourraient être ceux pour lesquels les perturbations humaines ont favorisé l'introduction de taxons généralistes ou exotiques. Les connaître permettrait alors de cibler surtout les sites où des efforts de restauration pourraient être consentis de façon prioritaire.

L'objectif de cette étude était de caractériser les communautés forestières du parc national du Mont-Saint-Bruno. En particulier, nous voulions savoir si certaines communautés présentaient un caractère floristique unique et comment cette unicité était associée à certains attributs de la communauté (richesse spécifique, indices de diversité) et

caractéristiques environnementales (altitude, ouverture de la canopée, proximité de bordures, etc.). Enfin, nous avons évalué si certaines espèces étaient indicatrices de la présence de bordures internes (sentiers ou routes) ou externes (limites forestières), qui sont particulièrement abondantes dans le parc. Selon l'identité des espèces indicatrices, il est possible, dans une certaine mesure, de statuer sur l'état des communautés ou l'intégrité d'un écosystème (Bergeron et Pellerin, 2014; Brice et collab., 2014; Dale et Beyeler, 2001).

Territoire d'étude

Le parc national du Mont-Saint-Bruno, créé en 1985, est situé dans la région de la Montérégie, dans le sud-ouest du Québec, à 16 km à l'est de la ville de Montréal. Atteignant 208 m d'altitude à son point culminant, le mont Saint-Bruno est l'une des 10 collines Montérégiennes. Quant au parc lui-même, sa superficie est d'environ 8,9 km², ce qui en fait l'un des plus petits parcs nationaux du réseau québécois.

Les écosystèmes forestiers occupent environ 65 % du territoire du parc et sont dominés, sur les sols mésiques, par l'érable à sucre (*Acer saccharum*) et le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia*). Sur les sols minces et bien drainés, principalement au sommet du mont, les arbres dominants sont le chêne rouge (*Quercus rubra*) et la pruche du Canada (*Tsuga canadensis*). Le parc comprend aussi 5 lacs, 2 étangs aménagés, 2 tourbières, dont l'une issue de l'entourbement du lac aux Atocas, et plusieurs petits ruisseaux.

Le parc national du Mont-Saint-Bruno protège l'une des dernières grandes forêts de la région de Montréal. Il est ceinturé par des terres agricoles et par des ensembles résidentiels composés surtout de propriétés unifamiliales. Une carrière (en exploitation de façon intermittente depuis 1928) et un centre de ski alpin (aménagé en 1965) sont également présents sur le flanc nord-ouest du mont. Neuf résidences privées, couvrant une superficie totale d'environ 10 ha, sont enclavées dans le parc près des lacs Seigneurial et du Moulin, tandis que plusieurs autres vestiges de l'occupation passée du mont sont encore visibles (ancien moulin, verger, sablière). Le parc comporte aussi un réseau d'environ 35 km de sentiers et de routes, la très grande majorité desquels sont en gravier. Les peuplements forestiers ont tous été coupés à au moins une reprise, la dernière coupe d'envergure (60 ha) remontant aux années 1940 (White et collab., 2011).

Méthodes

Inventaire floristique

La flore du parc a été inventoriée en 1977 par Gratton (1980) à l'aide de 133 placettes-échantillons de 100 m². Les placettes étaient disposées à environ tous les 100 m le long de 11 transects nord-sud espacés d'environ 200 m (figure 1). À l'époque, elles avaient été installées dans des endroits exempts de perturbation humaine visible et à au moins 30 m de la bordure du boisé. Les falaises avaient aussi été exclues de l'échantillonnage. Dans chacune des placettes, le couvert de toutes les espèces végétales vasculaires présentes dans

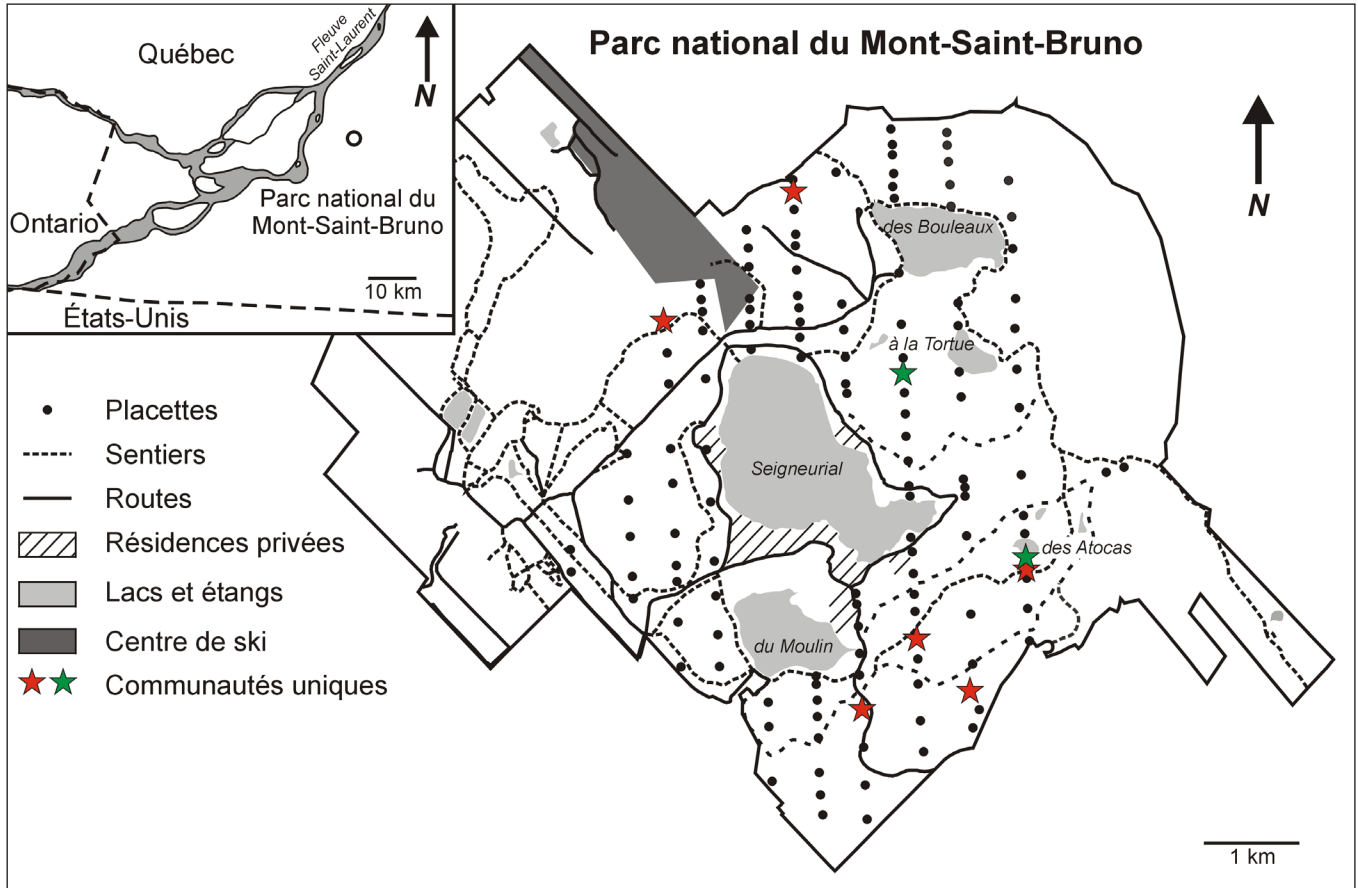


Figure 1. Carte du parc national du Mont-Saint-Bruno et emplacement des placettes d'échantillonnage. Les placettes contenant des communautés floristiques uniques selon les analyses de la contribution locale à la diversité bêta sont également indiquées par des étoiles rouges (selon les données de richesse spécifique) ou vertes (selon les données de richesse spécifique et d'abondance).

chaque strate végétale (herbacée, arbustive et arborescente, cette dernière subdivisée en plantules, gaules et arbres) avait été évalué selon 6 classes (< 1 % ; 1-5 % ; 6-25 % ; 26-50 % ; 51-75 % ; 76-100 %). En 2013, les mêmes 133 placettes furent échantillonnées de nouveau exactement de la même manière (voir Beauvais et collab., 2016, pour les détails).

En 2013, diverses variables environnementales ont été mesurées (tableau 1). Ainsi, pour chaque placette, l'ouverture de la canopée (en pourcentage) a été évaluée à l'aide d'un densimètre sphérique concave. Quatre lectures ont été prises à chaque coin de la placette, puis la moyenne a été calculée. La proportion de roches au sol (pierrosité) a été évaluée visuellement selon 6 classes de couvert (< 1 % ; 1-3 % ; 4-15 % ; 16-50 % ; 51-90 % ; 91-100 %). Le drainage du sol a été estimé à l'aide de l'indice topographique d'humidité relative qui fluctue de 0 (conditions les plus xériques) à 60 (conditions les plus hydriques). Il est calculé en additionnant les scores attribués à certaines variables, comme la position topographique de la placette, ainsi que la pente et son orientation (Parker, 1982). La pente et son orientation ont été déterminées à l'aide d'un clinomètre et d'une boussole. La position générale de la station par rapport à cette pente (du bas au haut de pente) a été évaluée visuellement, puis

transformée en une échelle allant de 1 (dépression) à 5 (sommet de pente). Un échantillon de sol sous l'horizon organique a été récolté, jusqu'à un maximum de 10 cm de profondeur. Le pH et la conductivité électrique du sol ont ensuite été mesurés en laboratoire. Pour chaque placette, on a aussi évalué la présence ou l'absence de déchets au sol, notamment de résidus de plantes horticoles à proximité des résidences au pourtour du parc.

L'altitude de chaque placette a été obtenue à partir de la carte topographique de Montréal (OpenStreetMap, 2020). Enfin, la distance séparant la placette de la bordure intérieure (sentier ou route) la plus proche, et celle par rapport à la bordure extérieure (limite forestière), ont été mesurées soit sur le terrain, soit à l'aide du logiciel QGIS (The Open Source Geospatial Foundation, Beaverton, OR) et d'une carte géoréférencée du parc ou des images satellitaires DigitalGlobe disponibles dans Google Earth (Google, Silicon Valley, CA). Pour les bordures intérieures, nous avons tenu compte autant des sentiers multifonctions que des routes (asphaltées ou non), et autant des sentiers officiellement établis par le parc que ceux non autorisés créés par les utilisateurs. Les bordures extérieures correspondaient à la limite entre le massif forestier et un habitat ouvert d'une superficie de plus de 1 ha.

Tableau 1. Coefficient de corrélation de Spearman (Rho) et valeur de significativité (p) entre la richesse spécifique, l'indice d'entropie de Shannon et l'indice de diversité de Simpson pour chaque placette d'inventaire (n = 133) de la forêt du parc national du Mont-Saint-Bruno et les différents paramètres environnementaux.

	Richesse spécifique		Indice de Shannon		Indice de Simpson	
	Rho	p	Rho	p	Rho	p
Altitude (m)	-0,10	0,24	-0,07	0,41	-0,01	0,91
Conductivité sol (µS/cm)	0,07	0,43	0,02	0,81	-0,01	0,89
Distance bordures externes (m)	-0,01	0,92	-0,01	0,87	-0,06	0,48
Distance bordures internes (m)	-0,04	0,61	-0,00	0,91	-0,01	0,93
Indice de drainage (0 à 60)	-0,03	0,67	-0,03	0,66	-0,08	0,38
Orientation de la pente (degré)	0,00	0,96	-0,04	0,61	-0,06	0,53
Ouverture de la canopée (%)	0,08	0,37	0,08	0,31	0,08	0,36
pH du sol	0,16	0,08	0,02	0,80	-0,02	0,75
Pente (degré)	0,17	0,06	0,15	0,09	0,15	0,10
Pierrosité (%)	0,06	0,45	0,12	0,15	0,11	0,19
Position sur la pente (1 à 5)	-0,33	0,00	-0,35	0,00	-0,33	0,00

Analyses

Richesse spécifique et diversité

Pour cette étude, seules les données de 2013 ont été utilisées. Pour chaque placette, la richesse spécifique, l'indice d'entropie de Shannon et l'indice de diversité de Simpson ont été calculés. La richesse spécifique correspond au nombre total de taxons différents présents dans une placette. L'indice d'entropie de Shannon (Shannon et Weaver, 1963) permet de décrire la structure d'une communauté en tenant compte à la fois de la richesse en taxons et de la proportion de chaque taxon par rapport à l'ensemble de ces derniers. Cet indice varie généralement de 0 à 5; plus il est élevé, plus la communauté est diversifiée. L'indice de diversité de Simpson permet de calculer la probabilité que 2 individus choisis au hasard appartiennent au même taxon (Pielou, 1969; Simpson, 1949). Cet indice varie de 0 à 1, 1 étant la probabilité maximale que les taxons soient différents, suggérant alors une plus grande diversité. Enfin, afin d'évaluer si la richesse et les indices de diversité étaient influencés par les variables environnementales, nous avons réalisé des corrélations de rang de Spearman.

Unicité floristique des placettes

Nous avons quantifié l'unicité des communautés végétales forestières à l'aide du calcul de la contribution locale à la diversité bêta (indice LCBD), qui représente la contribution relative d'un site donné (ici, une placette d'inventaire) à la diversité bêta d'un groupe de sites (Legendre et De Cáceres, 2013). La diversité bêta mesure le changement de diversité d'un site à l'autre au sein d'une région donnée. Plus elle est élevée, moins les sites se ressemblent. Les valeurs élevées de LCBD indiquent la présence de sites qui se distinguent de manière particulière au niveau de leur composition en espèces, ce qui signifie qu'ils contribuent plus que la moyenne à la diversité bêta. Nous avons effectué des analyses LCBD pour les données de présence-absence et d'abondance (médiane des données de

couvert) des taxons en utilisant des matrices site-par-taxons qui ont subi une transformation à l'aide de la distance de Jaccard (présence-absence) ou de type *log-chord* (abondance) (Legendre et De Cáceres, 2013; Legendre et Gallagher, 2001). Nous avons testé la significativité ($p < 0,05$) des valeurs de LCBD pour chaque site avec 9999 permutations (Legendre et De Cáceres, 2013), ce qui permet de déterminer les sites qui se distinguent statistiquement des autres. Les valeurs de p ont été corrigées pour les tests multiples selon la procédure de Holm (1995).

Les relations entre les attributs des communautés (richesse spécifique et indices de diversité), les variables environnementales et l'unicité ont été explorées à l'aide de modèles de régression de type Poisson (Bolker et collab., 2008). Différents modèles ont été construits pour les valeurs de LCBD obtenues avec les données de présence-absence et avec celles d'abondance.

Taxons indicateurs des bordures

Pour explorer plus en détail la composition floristique des placettes situées non loin des bordures internes (sentiers et routes) et externes (limites forestières), nous avons d'abord identifié les taxons indicateurs de celles-ci. Pour ce faire, toutes les placettes ont d'abord été séparées en 2 groupes: 1) celles situées à 50 m et moins d'une bordure forestière (31 placettes; distance moyenne = 30 m) et 2) celles situées à plus de 50 m (102 placettes; distance moyenne = 188 m). Pour les bordures internes, les placettes ont été séparées entre 1) celles situées à 30 m et moins d'un sentier (59 placettes; distance moyenne = 21 m) et 2) celles situées à plus de 30 m (74 placettes; distance moyenne = 97 m). Ces distances avaient déjà été établies comme adéquates pour tenir compte de possibles effets de bordure dans les boisés de l'archipel d'Hochelaga (Bergeron et Pellerin, 2014; Bergeron et collab., 2019; Brice et collab., 2014). À noter qu'il y a moins de placettes à proximité des bordures que de placettes éloignées,

car le dispositif d'échantillonnage initial (Gratton, 1980) avait précisément été conçu pour éviter autant que possible les effets de bordure.

Les taxons indicateurs des bordures ont été identifiés à l'aide de l'indice de valeur indicatrice IndVal (Dufrêne et Legendre, 1997). Cet indice se calcule sur des groupes préétablis (ici, les distances aux bordures) et repose sur le postulat qu'un taxon indicateur est spécifique (présent majoritairement dans un seul groupe) et fidèle (présent dans la majorité des sites de ce groupe). L'indice varie de 0 (taxon aucunement indicateur) à 1 (taxon parfaitement indicateur). Des analyses distinctes ont été faites pour les bordures internes et externes. La significativité statistique de la valeur IndVal calculée pour chaque espèce a été évaluée à l'aide d'un test de permutation de type Monte Carlo (9999 permutations).

Par la suite, pour distinguer s'il y avait des différences dans la composition globale des sites, nous avons utilisé des tests 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 distances aux bordures). Deuxièmement, nous avons calculé la distance de chaque site au centroïde de son groupe (diversité bêta). Finalement, nous avons testé si la dispersion (variance) des sites au centroïde différait entre les groupes 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 de Bray-Curtis (Legendre et De Cáceres, 2013). Pour évaluer s'il y avait un changement de composition entre les groupes, 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*.

Résultats

Floristique générale

Au total, 173 taxons de plantes vasculaires ont été identifiés dans les 133 placettes d'inventaire (voir la liste complète des taxons en annexe). De ce nombre, 19 étaient des arbres, 17 des arbustes, 21 des fougères, 112 des plantes herbacées et 4 des lianes ou des vignes. Ces chiffres diffèrent quelque peu de ceux présentés par Beauvais et collab. (2016), puisque dans cette publication, certains taxons, tels que les *Carex*, avaient été regroupés pour des fins de comparaison avec les données historiques.

Les taxons les plus fréquents dans la strate arborescente étaient l'érable à sucre (présent dans 90 % des placettes), le chêne rouge (53 %) et le hêtre à grandes feuilles (44 %). Pour ce qui est de la régénération, les gaules les plus fréquentes étaient celles de l'érable à sucre (présent dans 88 % des placettes), du hêtre à grandes feuilles (62 %), de l'ostryer de Virginie (*Ostrya virginiana*; 61 %) et du frêne d'Amérique (*Fraxinus americana*; 53 %). Enfin, pour les plantules, les principales étaient celles

du frêne d'Amérique (présent dans 53 % des placettes) et de l'ostryer de Virginie (42 %).

Chez les plantes de sous-bois, les taxons les plus fréquents étaient la verge d'or bleuâtre (*Solidago caesia*; présent dans 85 % des placettes), le sceau-de-Salomon pubescent (*Polygonatum pubescens*; 84 %), l'aralie à tige nue (*Aralia nudicaulis*; 74 %), le maianthème du Canada (*Maianthemum canadense*; 72 %), le trille blanc (*Trillium grandiflorum*; 68 %) et l'épipactis petit-hellébore (*Epipactis helleborine*; 60 %), une espèce exotique. Les taxons les plus abondants (couvert moyen), peu importe leur strate, étaient l'érable à sucre (35 %), le chêne rouge (15 %), le hêtre à grandes feuilles (12 %), l'aralie à tige nue (6 %) et l'ostryer de Virginie (5 %).

La grande majorité des taxons (88 %) étaient indigènes; seulement 21 taxons étaient exotiques, le plus fréquent étant l'épipactis petit-hellébore. Onze taxons exotiques n'étaient présents que dans une seule placette et avaient un faible couvert (entre 0,5 % et 3 %). Parmi les taxons exotiques, 3 peuvent être considérés comme envahissants et nuisibles à la biodiversité dans les écosystèmes naturels du Québec (Lavoie, 2019), soit l'alliaire officinale (*Alliaria petiolata*), le nerprun bourdaine (*Frangula alnus*) et le nerprun cathartique (*Rhamnus cathartica*). L'alliaire a été observée dans 19 placettes et était relativement abondante (15 % de couvert) dans 3 de celles-ci. Les nerpruns ont chacun été observés dans une seule placette.

Onze taxons en situation précaire (designé menacé, vulnérable ou vulnérable à la récolte, ou susceptible d'être ainsi désigné; MELCC, 2020) ont été trouvés, bien que l'échantillonnage n'ait pas été orienté vers leur découverte. Quatre étaient relativement fréquents, ayant été observés selon le cas dans 18 à 91 placettes. Les taxons à statut les plus fréquents étaient des taxons désignés vulnérables à la récolte, qui sont pour la plupart encore relativement abondants au Québec.

En moyenne, 23 taxons ont été identifiés par placette, ce nombre variant entre 8 et 47. L'indice d'entropie de Shannon variait entre 0,5 et 3,0 (moyenne: 1,9), tandis que l'indice de diversité de Simpson variait entre 0,23 et 0,93 (moyenne: 0,74). Les seules relations significatives se sont avérées être celles entre la richesse spécifique, les deux indices de diversité et la position des stations par rapport à la pente (tableau 1). Plus la placette était située en bas de pente ou dans une dépression, plus sa richesse spécifique et sa diversité augmentaient.

Unicité floristique des placettes

Deux placettes ont été identifiées comme statistiquement uniques lorsque les analyses ont été réalisées avec les données d'abondance, et 8 avec les données de présence-absence; les 2 premières placettes figuraient parmi ces 8 (figure 1). Les 2 placettes communes aux 2 méthodes d'analyse étaient situées en bas de pente ou à proximité d'un petit lac. Ainsi, leurs communautés se caractérisaient par la présence de plantes de milieux humides peu fréquentes ou moins abondantes ailleurs sur la montagne, comme l'érable rouge (*Acer rubrum*), l'aulne rugueux (*Alnus incana* subsp. *rugosa*), le bident feuillu (*Bidens frondosa*) et l'osmonde royale (*Osmunda regalis*). La présence

de taxons de milieux humides caractérisait aussi les 6 autres placettes uniques. Aucune relation significative n'a par contre été trouvée entre les valeurs d'unicité des 133 placettes et les données de richesse spécifique et de diversité, de même que les variables environnementales (les valeurs de probabilité variaient entre 0,4 et 0,9 dans les différents modèles de Poisson).

Taxons indicateurs de la présence de bordures et composition

Les taxons identifiés comme indicateurs des bordures étaient assez similaires selon que l'analyse a été faite avec les données de présence-absence ou d'abondance (tableau 2). Dix taxons ont été identifiés indicateurs des bordures externes forestières, dont l'apocyn à feuilles d'androsème (*Apocynum androsaemifolium*), le chèvrefeuille du Canada (*Lonicera canadensis*), l'épervière paniculée (*Hieracium paniculatum*), la fougère-aigle (*Pteridium aquilinum*) et le pissenlit officinal (*Taraxacum officinale*). Seule l'uvulaire à grandes fleurs (*Uvularia grandiflora*) était indicatrice des habitats forestiers plus centraux.

Pour ce qui est de l'effet des bordures internes (sentiers et routes), seules l'épine-vinette du Japon (*Berberis thunbergii*) et la desmodie nudiflore (*Hylodesmum nudiflorum*)

étaient indicatrices des placettes d'inventaire situées à 30 m ou moins d'un sentier ou d'une route. À l'opposé, la présence ou l'abondance du carex en rosace (*Carex rosea*), de la dicentre du Canada (*Dicentra canadensis*), du gaillet trifide (*Galium trifidum*), de la médéole de Virginie (*Medeola virginiana*) et d'un taxon à statut précaire étaient indicateurs des placettes situées à plus de 30 m d'un sentier.

De façon générale, les taxons identifiés comme indicateurs montraient une très grande spécificité à leur groupe (près ou loin d'une bordure), mais une fidélité faible (tableau 2). Cela indique qu'ils étaient généralement présents, ou très abondants, dans les placettes de leur groupe, mais dans une proportion relativement faible des placettes de ce groupe.

Selon l'analyse d'homogénéité pour les dispersions multivariées, la diversité bêta était similaire entre les groupes près ou loin d'une bordure (bordures internes : $F = 1,08$; $p = 0,29$; bordures externes : $F = 0,02$; $p = 0,88$), indiquant que la composition des communautés végétales variait autant entre les placettes près d'une bordure que dans celles loin des bordures. La position des centroïdes n'était pas significativement différente entre les placettes près et loin des bordures internes ($F = 1,42$; $p = 0,11$), suggérant une composition similaire

Tableau 2. Valeurs de spécificité (A), de fidélité (B) et d'IndVal de la proximité ou non d'une bordure au sein de la forêt du parc national du Mont-Saint-Bruno. Seules les espèces indicatrices significatives ($p \leq 0,05$) sont présentées, et ce, selon qu'elles ont été identifiées à l'aide des données de présence-absence ou d'abondance.

	Présence-absence			Abondance		
	A	B	IndVal	A	B	IndVal
À 50 m ou moins des bordures forestières						
<i>Apocynum androsaemifolium</i>	0,72	0,29	0,50			
<i>Carya cordiformis</i>				0,77	0,16	0,35
<i>Eurybia macrophylla</i>	0,69	0,32	0,47	0,82	0,32	0,51
<i>Hieracium paniculatum</i>	0,86	0,29	0,50	0,86	0,29	0,50
<i>Lonicera canadensis</i>	0,92	0,13	0,35	0,98	0,13	0,36
<i>Pinus strobus</i>	0,92	0,13	0,35	0,98	0,13	0,36
<i>Pteridium aquilinum</i>				0,84	0,16	0,37
<i>Pyrola elliptica</i>	0,92	0,13	0,35	0,96	0,13	0,35
<i>Symphyotrichum cordifolium</i>	0,77	0,32	0,50			
<i>Taraxacum officinale</i>	0,87	0,19	0,41	0,71	0,16	0,37
À plus de 50 m des bordures forestières						
<i>Uvularia grandiflora</i>	0,82	0,29	0,49	0,93	0,29	0,52
À 30 m ou moins d'un sentier						
<i>Berberis thunbergii</i>	1,00	0,08	0,29	1,00	0,08	0,29
<i>Hylodesmum nudiflorum</i>	0,78	0,19	0,38			
À plus de 30 m d'un sentier						
<i>Carex rosea</i>				0,81	0,16	0,36
<i>Dicentra canadensis</i>	1,00	0,11	0,33	1,00	0,11	0,33
<i>Galium trifidum</i>	0,81	0,15	0,35	0,81	0,15	0,15
<i>Medeola virginiana</i>				0,95	0,12	0,34
Taxon à statut précaire	0,88	0,12	0,33	0,93	0,12	0,34

entre ces groupes. À l'inverse, la position des centroïdes était significativement différente entre les placettes près et loin des bordures externes ($F = 2,1$; $p = 0,01$), suggérant que la composition floristique des placettes loin des bordures externes était différente de celle des placettes près des bordures externes. Toutefois, cette différence était relativement faible ($R^2 = 0,02$).

Discussion

Des communautés forestières principalement indigènes

Les inventaires floristiques réalisés dans les communautés forestières au parc national du Mont-Saint-Bruno ont permis d'identifier un total de 173 taxons. Ce chiffre semble faible si on le compare à la richesse floristique d'autres petits parcs québécois inventoriés récemment, comme le parc national du Bic (710 taxons sur 19 km²; Lavoie et Saint-Louis, 2008), la réserve naturelle Gault sur le mont Saint-Hilaire, tout près du mont Saint-Bruno (650 taxons sur 10 km²; Elliott et Davies, 2014) ou le parc national de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé (386 taxons sur 4 km²; Bourdages et Lavoie, 2011). Il s'agit toutefois, pour ces territoires, d'inventaires botaniques complets où tous les types d'écosystèmes, même les plus perturbés, ont été échantillonnés; or, notre propre inventaire s'est concentré uniquement dans les écosystèmes forestiers. Dans les faits, la richesse floristique réelle (tous les écosystèmes) du parc national du Mont-Saint-Bruno serait d'au moins 587 taxons (Sépaq, non publié).

L'inventaire réalisé en 2013 dans seulement 133 placettes d'échantillonnage (1,3 ha, donc moins de 0,15 % de la superficie du parc) a tout de même permis, à lui seul, de recenser environ le tiers de la flore du parc, ce qui demeure appréciable pour un effort de recherche aussi modeste. Il est plus pertinent, par ailleurs, de comparer la richesse obtenue au mont Saint-Bruno avec celle d'autres inventaires floristiques similaires (par placettes), notamment ceux effectués dans des boisés de Montréal. Par exemple, 273 taxons ont été identifiés dans les forêts du parc-nature du Bois-de-Saraguay (96 ha). C'est 1,5 fois plus qu'au parc national du Mont-Saint-Bruno, mais la superficie d'échantillonnage était 3 fois plus grande au parc-nature du Bois-de-Saraguay (4 ha; Bergeron et collab., 2019). Ainsi, la richesse spécifique à l'hectare était environ 2 fois plus grande au mont Saint-Bruno (133 taxons) qu'à Saraguay (68 taxons). Au mont Royal, une autre colline Montérégienne, 185 taxons ont été identifiés (1 ha échantillonné) dans les secteurs forestiers de l'ensemble du mont, tandis qu'au parc-nature de la Pointe-aux-Prairies dans l'est de l'île de Montréal, 244 taxons ont été recensés (1,5 ha échantillonné, 162 taxons/ha; A. Bergeron, données non publiées). Dans ces deux derniers boisés, les habitats forestiers issus d'anciennes perturbations (p. ex., anciens champs agricoles) ainsi que les bordures ont toutefois été échantillonnés avec une plus grande intensité, ce qui pourrait expliquer leur plus grande richesse spécifique. Somme toute, ces quelques exemples suggèrent que la richesse

de la flore forestière du parc national du Mont-Saint-Bruno est comparable à celles d'autres boisés protégés.

Au-delà de la richesse spécifique, nos données d'inventaire révèlent que la flore forestière du mont Saint-Bruno est caractérisée par une faible proportion de taxons exotiques (12 %). Elle est cependant 2 fois plus grande que celle de la réserve naturelle Gault (6%; Gilbert et Lechowicz, 2005). Le territoire de cette réserve, accessible au public avec ses 25 km de sentiers pédestres, fait toutefois l'objet de protection privée (1913) et institutionnelle (1958; Université McGill) depuis beaucoup plus longtemps que le mont Saint-Bruno (Beauséjour et collab., 2005). La proportion de taxons exotiques est néanmoins beaucoup plus faible que celle des boisés de Montréal (p. ex., 34 % au mont Royal; 20 % au parc-nature du Bois-de-Saraguay; 32 % au parc-nature de la Pointe-aux-Prairies; A. Bergeron, données non publiées). Les massifs forestiers montréalais sont toutefois beaucoup plus fragmentés et jeunes (étant souvent issus d'anciennes coupes effectuées dans les années 1950-1960) que ceux présents au parc national du Mont-Saint-Bruno, ce qui pourrait expliquer en partie ce résultat. Une autre explication est que les boisés de Montréal sont isolés dans une matrice plus urbaine (mont Royal) et périurbaine (parcs-nature du Bois-de-Saraguay et de la Pointe-aux-Prairies) que le parc national du Mont-Saint-Bruno, qui se trouve essentiellement dans un paysage plus rural. Les paysages urbains et périurbains comportent généralement une plus grande proportion d'espèces exotiques (souvent d'origine horticole) que les secteurs ruraux, ce qui augmente les risques de colonisation des écosystèmes résiduels par ces espèces (Godefroid et Koedam, 2007; Williams et collab., 2009).

Dans les boisés de Montréal, plusieurs taxons exotiques sont par ailleurs dominants, comme le nerprun cathartique et l'anhrisque des bois (*Anthriscus sylvestris*). À l'opposé, la quasi-totalité des taxons d'origine exotique recensés au parc national du Mont-Saint-Bruno étaient, en 2013, très peu fréquents ou abondants, à l'exception de l'épipactis petit-hellébore et de l'alliaire officinale. Ces 2 espèces ont d'ailleurs augmenté de façon importante leur présence dans le parc depuis les années 1980 (Beauvais et collab., 2016). Si les effets de l'épipactis sur la diversité et la santé des forêts semblent négligeables (Richardson et collab., 2000), il en est autrement pour l'alliaire (Lavoie 2019; O'Sullivan et collab., 2019). En effet, des études ont montré que l'alliaire pouvait, par exemple, modifier la composition des communautés de champignons mycorhiziens présents dans les sols, ce qui peut avoir des effets sur la croissance des autres végétaux (Anthony et collab., 2017; Rodgers et collab., 2008). Il ne faudrait toutefois pas conclure que les taxons d'origine exotiques ne sont pas présents localement au parc national du Mont-Saint-Bruno. En effet, ceux-ci abondent dans les habitats ouverts ou de transition ainsi qu'à proximité des habitations (M.P. Beauvais, données non publiées), mais ce type d'habitat n'a tout simplement pas été échantillonné dans la présente étude.

Les communautés forestières humides sont uniques

L'étude de Beauvais et collab. (2016), dont sont issues les données floristiques utilisées dans ce travail, a montré que la flore forestière du parc s'est homogénéisée depuis les années 1980 : les communautés au sein des placettes se ressemblent de plus en plus. Cette homogénéisation biotique résulterait du vieillissement des peuplements qui favoriserait les plantes indigènes de sous-bois en lieu et place des espèces pionnières, plus représentatives des milieux ouverts et qui se sont installées naguère dans les secteurs perturbés.

Au sein de ces peuplements relativement homogènes, 8 placettes présentaient une composition floristique unique. Ces placettes, qui sont ressorties comme contribuant de façon significative à la diversité bêta (donc avec grande unicité), étaient celles présentant un mélange de plantes forestières et de milieux humides. Cela concorde avec le fait que nous avons trouvé une richesse spécifique et une diversité plus grandes dans les placettes situées dans des dépressions topographiques ou en bas de pente qu'en situation plus sèche. Certains sites uniques étaient aussi localisés à proximité des plans d'eau. Les placettes uniques ne sont toutefois pas des milieux humides, mais bien des peuplements forestiers avec des conditions d'humidité un peu plus élevées que la majorité des autres placettes.

Aucune relation significative entre l'unicité, les attributs des communautés (richesse spécifique et diversité locales) et les variables environnementales n'a été trouvée. Cela pourrait s'expliquer, en partie, par le fait que certaines variables d'importance, comme l'intensité du broutement par le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), la présence de vers de terre envahissants (Beauséjour et collab., 2015) ou encore l'historique des perturbations (Bergeron et collab. 2019), n'ont pas été évaluées. Par exemple, le cerf est particulièrement abondant au parc depuis le milieu des années 1990 (densité actuelle estimée à plus de 14 cerfs/km²; Sépaq, non publié) et le nombre d'individus dépasse actuellement le seuil optimal de 5 cerfs/km² au-delà duquel les effets sur la végétation deviennent notables (Huot et Lebel, 2012). Le cerf, en raison de son broutement sélectif, modifie considérablement la composition floristique des forêts en favorisant notamment les espèces évitées ou résistantes au broutement, telles que les fougères et les graminées, et en défavorisant celles qui sont les plus consommées ou sensibles à la défoliation, comme c'est le cas de plusieurs plantes printanières (Beauvais et collab., 2017; Côté et collab., 2004; Holmes et Webster, 2011; Ouimet et collab., 2016). Il est aussi possible que la méthode utilisée pour caractériser certaines variables n'ait pas été assez sensible pour faire ressortir des différences de faibles amplitudes, mais tout de même significatives. Cela pourrait être notamment le cas si nous avons mesuré l'humidité relative des sols à plusieurs moments dans l'été plutôt que d'utiliser l'indice topographique d'humidité relative.

Effets de bordure

Nous n'avons trouvé aucune relation entre la proximité d'une bordure interne ou externe et la richesse et la diversité

floristiques. Cela concorde aussi avec ce qui a été observé pour la richesse spécifique des espèces exotiques à la réserve naturelle Gault (Gilbert et Lechowicz, 2005). Habituellement, dans les milieux urbains et périurbains, les bordures forestières sont plus riches et diversifiées que les habitats centraux en raison des conditions environnementales plus variables qui favorisent notamment les espèces rudérales, mais aussi en raison de l'apport d'espèces horticoles issues des jardins avoisinants (Bergeron et collab., 2019; Godefroid et Koedam, 2003; Guirado et collab., 2006). Le plan d'échantillonnage utilisé au parc national du Mont-Saint-Bruno n'était pas à l'origine structuré de façon à détecter les effets de bordure, ce qui explique probablement en bonne partie le résultat obtenu (absence de relation).

Quelques taxons ont néanmoins été identifiés comme étant indicateurs de la présence de bordures. La plupart sont peu tolérants à l'ombre. À titre d'exemple, les jeunes caryers cordiformes (*Carya cordiformis*) sont peu compétitifs dans les habitats ombragés du centre des massifs forestiers et trouvent souvent refuge dans les bordures (Brothers, 1993; Gehlhausen et collab., 2000). Certains taxons indicateurs des bordures sont aussi des plantes au caractère envahissant, comme l'apocyn à feuilles d'androsème, l'épervière paniculée, l'épine-vinette du Japon et le pissenlit officinal (Dickinson et Royer, 2014; Ward et collab., 2009). D'autres, comme la fougère-aigle, sont tolérantes ou résistantes aux perturbations ainsi qu'aux stress hydriques (Marrs et Watt, 2006), conditions qu'on trouve souvent dans les bordures (Murcia, 1995). Dans les boisés de Montréal, la fougère-aigle a aussi été identifiée comme indicatrice des milieux plus ouverts (Bergeron et Pellerin, 2014). À l'inverse, les taxons indicateurs des sites éloignés des bordures, dont l'uvulaire à grandes fleurs et la dicentre du Canada, sont essentiellement des plantes représentatives des forêts décidues matures, souvent de grande taille ou plus humides (Moore et Vankat, 1986; Pearson et collab., 1998; Rubben et collab., 1999).

Enfin, nous avons trouvé une faible différence de composition floristique entre les placettes près des bordures externes et celles loin de ces bordures. Cette différence pourrait être en partie attribuable au fait que la majorité des 11 taxons exotiques présents dans une seule placette avaient été trouvés dans une placette près d'une bordure externe.

Conclusion

Cette étude a montré que les communautés floristiques forestières du parc national du Mont-Saint-Bruno sont riches en taxons d'origine indigène. Ceux d'origine exotique sont, pour leur part, en général peu fréquents et abondants. Cela suggère que le parc, par sa superficie – modeste pour une aire protégée, mais grande dans le contexte de la région montréalaise – est encore en mesure de préserver sa flore indigène, du moins dans les portions centrales du massif forestier. Parce qu'elle pourrait nuire à cette flore, l'alliaire officinale fait l'objet d'un suivi dans le parc depuis 2014, ce qui a permis de répertorier 46 populations. Dès lors, des activités d'arrachage manuel ont été faites dans 26 populations et se sont

intensifiées à partir de 2018. Ces efforts devront être maintenus dans les années à venir afin de préserver l'intégrité floristique de ce rare massif forestier de la région de la Montérégie.

Nous avons aussi montré que les sites plus humides se distinguaient au sein de communautés forestières relativement homogènes, et qu'ils devraient donc faire l'objet d'une attention particulière. Par exemple, advenant que de nouveaux sentiers soient planifiés, ceux-ci devraient éviter ce type de peuplements. Ou encore, la présence de taxons envahissants au sein de ces peuplements devrait être suivie à une fréquence plus élevée. Néanmoins, un effort d'échantillonnage plus important devrait être consenti, autant dans les milieux forestiers que dans les autres types d'écosystèmes, afin d'obtenir un meilleur portrait des sites uniques. Enfin, nous avons montré que certains taxons étaient indicateurs de la présence de bordures, et ce, bien que le plan d'échantillonnage ne fût pas a priori structuré pour montrer un tel effet. Ces taxons étaient surtout des espèces rudérales ou intolérantes à l'ombre et au stress hydrique. Une étude plus poussée sur cet aspect serait nécessaire, d'autant plus que la demande pour l'aménagement de sentiers est de plus en plus importante, notamment pour le vélo de montagne et ceux à pneus surdimensionnés (*fatbike*).

En résumé, nos résultats suggèrent que les forêts du parc national du Mont-Saint-Bruno étaient, en 2013, relativement peu affectées par les espèces exotiques envahissantes et que les bordures influencent sensiblement la composition des communautés. Toutefois, puisque la popularité des activités récréatives est en hausse au Québec, particulièrement au parc national du Mont-Saint-Bruno, il nous semble important de rester à l'affût des menaces présentes et futures, notamment dans un contexte de changements climatiques, pour assurer que le parc conserve encore son intégrité pour les décennies à venir.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier Donald Rodrigue pour son aide lors des inventaires sur le terrain ainsi que l'ensemble du personnel du parc national du Mont-Saint-Bruno. La présente étude a été rendue possible grâce au soutien financier du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, du Centre de la science de la biodiversité du Québec, de la Société des établissements de plein air du Québec et des Amis du Jardin botanique de Montréal. Enfin, nous remercions Antoine Becker-Scarpitta, un réviseur anonyme ainsi que les éditeurs de la revue pour leurs commentaires sur des versions précédentes du manuscrit. ◀

Références

- ANDERSON, M., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Australian Ecology*, 26 : 32-46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>.
- ANDERSON, M.J., K.E., ELLINGSEN et B.H. MCARDLE, 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9 : 683-693. <https://doi.org/10.1111/j.14610248.2006.00926.x>.
- ANTHONY, M., S. FREY et K. STINSON, 2017. Fungal community homogenization, shift in dominant trophic guild, and appearance of novel taxa with biotic invasion. *Ecosphere*, 8 : e01951. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1951>.
- BEAUSÉJOUR, R., I.T. HANDA, M.J. LECHOWICZ, B. GILBERT et M. VELLEND, 2015. Historical anthropogenic disturbances influence patterns of non-native earthworm and plant invasions in a temperate primary forest. *Biological Invasions*, 17 : 1267-1281. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0794-y>.
- BEAUBAIS, M.P., S. PELLERIN, J. DUBÉ et C. LAVOIE, 2017. Herbarium specimens as tools to assess the impact of large herbivores on plant species. *Botany*, 95 : 153-162. <https://doi.org/10.1139/cjb-2016-0206>.
- BEAUBAIS, M.P., S. PELLERIN et C. LAVOIE, 2016. Beta diversity declines while native plant species richness triples over 35 years in a suburban protected area. *Biological Conservation*, 195 : 73-81. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.040>.
- BERGERON, A. et S. PELLERIN, 2014. Pteridophytes as indicators of urban forest integrity. *Ecological Indicators*, 38 : 40-49. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.015>.
- BERGERON, A., C. LAVOIE, G. DOMON et S. PELLERIN, 2019. Changes in spatial structures of plant communities lead to functional homogenization in an urban forest park. *Applied Vegetation Science*, 22 : 256-268. <https://doi.org/10.1111/avsc.12417>.
- BOLKER, B.M., M.E. BROOKS, C.J. CLARK, S.W. GEANGE, J.R. POULSEN, M.N.H. STEVENS et J.S.S. WHITE, 2008. Generalized linear mixed models: A practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, 24 : 127-135. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>.
- BOURDAGES, M. et C. LAVOIE, 2011. Plant introduction and extirpation in a small island park: Natural and anthropogenic rates. *Écoscience*, 18 : 89-97. <https://doi.org/10.2980/18-2-3388>.
- BRICE, M.H., A. BERGERON et S. PELLERIN, 2014. Liana distribution in response to urbanization in temperate forests. *Écoscience*, 21 : 104-113. <https://doi.org/10.2980/21-2-3692>.
- BROTHERS, T.S., 1993. Fragmentation and edge effects in central Indiana old growth forests. *Natural Areas Journal*, 13 : 268-275.
- CÔTÉ, S.D., T.P. ROONEY, J.-P. TREMBLAY, C. DUSSAULT et D.M. WALLER, 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35 : 113-147. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105725>.
- DALE, V.H. et S.C. BEYELER, 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1 : 3-10. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00003-6).
- DECANDIDO, R., 2004. Recent changes in plant species diversity in urban Pelham Bay Park, 1947-1998. *Biological Conservation*, 120 : 129-136. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.02.005>.
- DECANDIDO, R., N. CALVANESE, R.V. ALVAREZ, M.I. BROWN et T.M. NELSON, 2007. The naturally occurring historical and extant flora of Central Park, New York City, New York 1857-2007. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 134 : 552-569. <https://doi.org/10.3159/07-RA-002.1>.
- DICKINSON, R. et F. ROYER, 2014. *Weeds of North America*. The University of Chicago Press, Chicago, 656 p.
- DUBOIS, R., R. PROULX et S. PELLERIN, 2020. Ecological uniqueness of plant communities as a conservation criterion in lake-edge wetlands. *Biological Conservation*, 243 : 108 491. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108491>.
- DUFRENE, M. et P. LEGENDRE, 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monograph*, 67 : 345-366. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAI]2.0.CO;2).
- ELLIOTT, T.L. et J. DAVIS, 2014. Challenge to barcoding an entire flora. *Molecular Ecology Resources*, 14 : 883-891. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12277>.
- FULLER, R.A., K.N. IRVINE, P. DEVINE-WRIGHT, P.H. WARREN et K.J. GASTON, 2007. Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters*, 3 : 390-394. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0149>.
- GEHLHAUSEN, S.M., M.W. SCHWARTZ et C.K. AUGSPURGER, 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. *Plant Ecology*, 147 : 21-35. <https://doi.org/10.1023/A:1009846507652>.

- GILBERT, B. et M.J. LECHOWICZ, 2005. Invasibility and abiotic gradients: The positive correlation between native and exotic plant diversity. *Ecology*, 86 : 1848-1855. <https://doi.org/10.1890/04-09997>.
- GODEFROID, S. et N. KOEDAM, 2003. Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: An effect of the city-forest ecotone. *Landscape and Urban Planning*, 6 : 169-185. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00013-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00013-6).
- GODEFROID, S. et N. KOEDAM, 2007. Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. *Landscape Ecology*, 22 : 1227-1239. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9102-x>.
- GRATTON, L., 1980. Études floristique et phytosociologique du mont Saint-Bruno. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, 217 p.
- GUIRADO, M., J. PINO et F. RODA, 2006. Understorey plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: Effects of forest size, adjacent land use and distance to the edge. *Global Ecology and Biogeography*, 15 : 50-62. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00197.x>.
- HOLMES, S.A. et C.R. WEBSTER, 2011. Herbivore-induced expansion of generalist species as a driver of homogenization in post-disturbance plant communities. *Plant Ecology*, 212 : 753-768. <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9858-y>.
- HOMAYOUN, T.Z. et R.B. BLAIR, 2015. Value of park reserves to migrating and breeding landbirds in an urban important bird area. *Urban Ecosystems*, 19 : 1579-1596. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0437-9>.
- HUOT, M. et F. LEBEL, 2012. Plan de gestion du cerf de Virginie au Québec 2010-2017. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 578 p.
- LAVOIE, C., 2019. 50 plantes envahissantes. Protéger la nature et l'agriculture. Les publications du Québec, Québec, 416 p.
- LAVOIE, C. et A. SAINT-LOUIS, 2008. Can a small park preserve its flora? A historical study of Bic National Park, Quebec. *Botany*, 86 : 26-35. <https://doi.org/10.1139/B07-106>.
- LEGENDRE, P. et E.D. GALLAGHER, 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129 : 271-280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>.
- LEGENDRE, P. et M. DE CÁCERES, 2013. Beta diversity as the variance of community data: Dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, 16 : 951-963. <https://doi.org/10.1111/ele.12141>.
- MARRS, R.H. et A.S. WATT, 2006. Biological Flora of the British Isles: *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. *Journal of Ecology*, 94 : 1272-1321. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01177.x>.
- MCKINNEY, M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127 : 247-260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>.
- [MELCC] MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES DU QUÉBEC, 2020. Espèces menacées ou vulnérables au Québec. Disponible en ligne à : <http://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/especes/index.htm>. [Visité le 2020-10-01].
- MOORE, M.R. et J.L. VANKAT, 1986. Responses of the herb layer to the gap dynamics of a mature beech-maple forest. *The American Midland Naturalist*, 115 : 336-347. <https://doi.org/10.2307/2425870>.
- MURCIA, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10 : 58-62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6).
- OPENSTREETMAP, 2020. Carte topographique Montréal, altitude, relief. Disponible en ligne à : <https://fr-ca.topographic-map.com/maps/fita/Montr%C3%A9al/>. [Visité le 2020-09-01].
- O'SULLIVAN, M., M.E. DORKEN et J.R. FREELAND, 2019. Garlic mustard (*Alliaria petiolata*) is associated with an overall reduction in plant diversity, but is more likely to co-exist with native than alien species. *Plant Ecology & Diversity*, 12 : 427-439. <https://doi.org/10.1080/17550874.2019.1626510>.
- QUIMET, R., G. WEISS et M.-J. LEPAGE, 2016. Prolifération des fougères dans les érablières du Québec : ampleur du phénomène et moyens de le contrer. *Le Naturaliste canadien*, 140(1) : 32-41. <https://doi.org/10.7202/1034096ar>.
- PARKER, A.J., 1982. The topographic relative moisture index: An approach to soil-moisture assessment in mountain terrain. *Physical Geography*, 3 : 160-168. <https://doi.org/10.1080/02723646.1982.10642224>.
- PEARSON, S.M., A.B. SMITH et M.G. TURNER, 1998. Forest patch size, land use, and mesic forest herbs in the French Broad River Basin, North Carolina. *Castanea*, 63 : 382-395.
- PIELOU, E.C., 1969. An introduction to mathematical ecology. Witley-Interscience Edition, New York, 294 p.
- RICHARDSON, D.M., P. PYŠEK, M. REJMÁNEK, M.G. BARBOUR, F.D. PANETTA et C.J. WEST, 2000. Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6 : 93-107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>.
- ROBINSON, J.M. et M.F. BREED, 2019. Green prescriptions and their co-benefits: Integrative strategies for public and environmental health. *Challenges*, 10 : 1-14. <https://doi.org/10.3390/challe10010009>.
- RODGERS, V.L., K.A. STINSON et A.C. FINZI, 2008. Ready or not, garlic mustard is moving in: *Alliaria petiolata* as a member of eastern North American forests. *Bioscience*, 58 : 426-436. <https://doi.org/10.1641/B580510>.
- RUBBEN, J.A., D.T. BOLGER, D.R. PEART et M.P. AYRES, 1999. Understorey herb assemblages 25 and 60 years after clearcutting of a northern hardwood forest, USA. *Biological Conservation*, 90 : 203-215. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00032-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00032-4).
- SHANNON, C.E. et W. WEAVER, 1963. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Champaign, 144 p.
- SIMPSON, E., 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163 : 688-688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>.
- SOCOLAR, J.B., J.J. GILROY, W.E. KUNIN et D.P. EDWARDS, 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in Ecology & Evolution*, 31 : 67-80. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>.
- THOMPSON, C.W., J. ROE, P. ASPINALL, R. MITCHELL, A. CLOW et D. MILLER, 2012. More green space is linked to less stress in deprived communities: Evidence from salivary cortisol patterns. *Landscape and Urban Planning*, 105 : 221-229. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.12.015>.
- TURNER, I.M., K.S. CHUA, J.S.Y. ONG, B.C. SOONG et H.T.W. TAN, 1996. A century of plant species loss from an isolated fragment of lowland tropical rain forest. *Conservation Biology*, 10 : 1229-1244. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041229.x>.
- VELLEND, M., L. BAETEN, A. BECKER-SCARPITTA, V. BOUCHER-LALONDE, J.L. MCCUNE, J. MESSIER, I.H. MYERS-SMITH et D.F. SAX, 2017. Plant biodiversity change across scales during the Anthropocene. *Annual Review of Plant Biology*, 68 : 563-586. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042916-040949>.
- VILMI, A., S.M. KARJALAINEN et J. HEINO, 2017. Ecological uniqueness of stream and lake diatom communities shows different macroecological patterns. *Diversity and Distribution*, 23 : 1042-1053. <https://doi.org/10.1111/ddi.12594>.
- WARD, J.S., T.E. WORTHLEY et S.C. WILLIAMS, 2009. Controlling Japanese barberry (*Berberis thunbergii* DC) in southern New England, USA. *Forest Ecology and Management*, 257 : 561-566. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.032>.
- WHITE, P.J.T., B.J. MCGILL et M.J. LECHOWICZ, 2011. Human-disturbance and caterpillars in managed forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, 20 : 1745-1762. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0059-3>.
- WILLIAMS, N.S.G., M.W. SCHWARTZ, P.A. VESK, M.A. MCCARTHY, A.K. HAHS, S.E. CLEMANTS, R.T. CORLETT, R.P. DUNCAN, B.A. NORTON, K. THOMPSON et M.J. MCDONNELL, 2009. A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *Journal of Ecology*, 97 : 4-9. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01460.x>.

ANNEXE Liste des taxons recensés dans les milieux forestiers du parc national du Mont-Saint-Bruno. Les taxons en gras sont ceux d'origine exotique. Les espèces à statut précaire ne sont pas mentionnées (12 espèces; 1 arbre, 3 fougères, 8 herbacées).

Arbres		
<i>Acer rubrum</i>	<i>Carya cordiformis</i>	<i>Populus grandidentata</i>
<i>Acer saccharum</i>	<i>Fagus grandifolia</i>	<i>Prunus serotina</i>
<i>Aesculus hippocastanum</i>	<i>Fraxinus americana</i>	<i>Quercus rubra</i>
<i>Betula alleghaniensis</i>	<i>Fraxinus nigra</i>	<i>Tilia americana</i>
<i>Betula papyrifera</i>	<i>Ostrya virginiana</i>	<i>Tsuga canadensis</i>
<i>Betula populifolia</i>	<i>Pinus strobus</i>	<i>Ulmus americana</i>
Arbustes		
<i>Acer spicatum</i>	<i>Dirca palustris</i>	<i>Rhamnus cathartica</i>
<i>Alnus incana</i> subsp. <i>rugosa</i>	<i>Euonymus alatus</i>	<i>Ribes cynosbati</i>
<i>Amelanchier</i> spp.	<i>Frangula alnus</i>	<i>Rubus allegheniensis</i>
<i>Berberis thunbergii</i>	<i>Lonicera canadensis</i>	<i>Rubus idaeus</i>
<i>Cornus alternifolia</i>	<i>Lonicera tatarica</i>	<i>Viburnum lantanoides</i>
<i>Diervilla lonicera</i>	<i>Prunus virginiana</i>	
Fougères et alliées		
<i>Athyrium filix-femina</i>	<i>Dryopteris marginalis</i>	<i>Osmundastrum cinnamomeum</i>
<i>Botrypus virginianus</i>	<i>Equisetum pratense</i>	<i>Parathelypteris noveboracensis</i>
<i>Claytonomunda claytoniana</i>	<i>Equisetum sylvaticum</i>	<i>Polypodium virginianum</i>
<i>Cystopteris fragilis</i>	<i>Huperzia lucidula</i>	<i>Polystichum acrostichoides</i>
<i>Deparia acrostichoides</i>	<i>Onoclea sensibilis</i>	<i>Pteridium aquilinum</i>
<i>Dryopteris carthusiana</i>	<i>Osmunda regalis</i>	<i>Thelypteris palustris</i> var. <i>pubescens</i>
Vignes - Lianes		
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	<i>Vinca minor</i>	<i>Vitis riparia</i>
<i>Toxicodendron radicans</i>		

Herbacées		
<i>Actaea pachypoda</i>	Convallaria majalis	<i>Oclemena acuminata</i>
<i>Actaea rubra</i>	<i>Coptis trifolia</i>	<i>Oryzopsis asperifolia</i>
<i>Ageratina altissima</i>	<i>Corallorhiza maculata</i>	<i>Osmorhiza claytonii</i>
<i>Agrimonia gryposepala</i>	<i>Cryptotaenia canadensis</i>	Oxalis stricta
Alliaria petiolata	<i>Danthonia spicata</i>	<i>Patis racemosa</i>
<i>Amphicarpaea bracteata</i>	<i>Desmodium canadense</i>	<i>Pilea pumila</i>
<i>Apios americana</i>	<i>Dicentra canadensis</i>	Pilosella officinarum
<i>Apocynum androsaemifolium</i>	<i>Dicentra cucullaria</i>	<i>Poa saltuensis</i>
<i>Aquilegia canadensis</i>	<i>Elymus hystrix</i>	<i>Polygonatum pubescens</i>
<i>Aralia nudicaulis</i>	<i>Epifagus virginiana</i>	<i>Potentilla simplex</i>
<i>Aralia racemosa</i>	Epipactis helleborine	<i>Pyrola chlorantha</i>
Arctium minus	<i>Erythronium americanum</i>	<i>Pyrola elliptica</i>
<i>Arisaema triphyllum</i>	<i>Eurybia macrophylla</i>	<i>Ranunculus abortivus</i>
<i>Bidens frondosa</i>	<i>Fragaria virginiana</i>	<i>Rubus pubescens</i>
<i>Brachyelytrum erectum</i>	Galeopsis tetrahit	<i>Sanicula marilandica</i>
<i>Calla palustris</i>	<i>Galium lanceolatum</i>	<i>Scutellaria galericulata</i>
<i>Carex communis</i>	<i>Galium palustre</i>	<i>Scutellaria lateriflora</i>
<i>Carex crinita</i>	<i>Galium trifidum</i>	Solanum nigrum
<i>Carex gracillima</i>	<i>Glyceria borealis</i>	<i>Solidago caesia</i>
<i>Carex hirtifolia</i>	<i>Hepatica americana</i>	<i>Solidago canadensis</i>
<i>Carex hitchcockiana</i>	<i>Hieracium paniculatum</i>	<i>Solidago flexicaulis</i>
<i>Carex houghtoniana</i>	<i>Hylodesmum glutinosum</i>	<i>Streptopus lanceolatus</i>
<i>Carex intumescens</i>	Hylotelephium telephium	<i>Symphyotrichum cordifolium</i>
<i>Carex laxiflora</i>	<i>Impatiens capensis</i>	<i>Symphyotrichum lanceolatum</i>
<i>Carex pedunculata</i>	<i>Iris versicolor</i>	Taraxacum officinale
<i>Carex pensylvanica</i>	<i>Lycopus americanus</i>	<i>Thalictrum dioicum</i>
<i>Carex plantaginea</i>	<i>Lycopus uniflorus</i>	<i>Tiarella cordifolia</i>
<i>Carex platyphylla</i>	<i>Lysimachia borealis</i>	<i>Trillium erectum</i>
<i>Carex radiata</i>	<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	Tussilago farfara
<i>Carex rosea</i>	<i>Maianthemum canadense</i>	<i>Uvularia sessilifolia</i>
<i>Caulophyllum thalictroides</i>	<i>Maianthemum racemosum</i>	Valeriana officinalis
<i>Chelone glabra</i>	<i>Medeola virginiana</i>	<i>Viola canadensis</i>
<i>Circaea canadensis</i>	<i>Mitchella repens</i>	<i>Viola cucullata</i>
<i>Claytonia caroliniana</i>	<i>Monotropa uniflora</i>	<i>Viola pubescens</i>
Coleus spp.	<i>Nabalus altissimus</i>	

LA FAUNE, notre mission, notre passion !

Grâce à la générosité de nos donateurs et aux contributions des chasseurs, pêcheurs et piégeurs, 270 projets de conservation de la faune ont été soutenus en 2019-2020 !

- Des initiatives réalisées par des organismes du milieu ;
- Sélectionnées avec rigueur par des experts ;
- Pour des impacts réels sur les milieux de vie de la faune.



Jean-Simon Bégin / Québec couleur nature

› Faites partie du mouvement faunique !

Devenez donateur mensuel : www.jedonneenligne.org/fondationdelafaune/CAMP/



Fondation
de la faune
du Québec



Gervais Comeau Conseiller en placement
gervais.comeau@iagto.ca · gervaiscomeau.com

iagestionprivee.ca



Yvan Bedard
PHOTONATURE

Ph.D. Prof. émérite
Neuville, Qc
Canada G0A 2R0
1-418-561-7046

yvan_bedard@hotmail.com

PHOTOS-LICENCES-COURS-CONSEILS

<http://yvanbedardphotonature.com>