

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

**LES ESPACES PROTÉGÉS, LA CONSERVATION DES OISEAUX FORESTIERS ET L'APPORT DE LA
SCIENCE CITOYENNE DANS LA RÉGION DE MONTRÉAL**

ESSAI

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE À LA

MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

VIVIANE CYR

JANVIER 2026

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce document diplômant se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév. 12-2023). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

Remerciements

Je souhaite tout d'abord exprimer ma profonde gratitude à mon tuteur de maîtrise, Pierre Drapeau, pour son accompagnement, ses conseils et sa confiance tout au long de mon parcours. Sa rigueur scientifique et sa vision éclairée de la conservation m'ont grandement inspirée et ont guidé la réalisation de ce projet.

Je tiens à remercier sincèrement Philippe Cadieux, chercheur postdoctoral et collègue, pour son aide précieuse dans l'analyse statistique de mes données. Ses explications claires, sa disponibilité et sa générosité intellectuelle ont été d'un soutien inestimable.

Je remercie également le personnel de QuébecOiseaux qui m'a fourni les données nécessaires à ce projet et dont le travail contribue de façon essentielle à la conservation des oiseaux.

À ma famille, je suis reconnaissante pour leur support inconditionnel, leur patience et leurs encouragements constants qui m'ont portée dans les moments les plus exigeants de ce parcours académique. Enfin, un immense merci à mes amies pour leur écoute, leur présence et leur soutien moral, qui ont rendu ce cheminement plus léger et agréable.

À toutes et à tous, merci de m'avoir accompagnée dans cette aventure, chacun et chacune à votre manière.

Tables des matières

<i>Remerciements</i>	<i>ii</i>
<i>Tables des matières</i>	<i>iii</i>
<i>Liste des figures</i>	<i>v</i>
<i>Liste des tableaux</i>	<i>viii</i>
<i>Abréviations</i>	<i>ix</i>
<i>Résumé</i>	<i>x</i>
<i>Abstract</i>	<i>xii</i>
<i>Introduction</i>	<i>1</i>
<i>Chapitre 1 – Quand la science citoyenne éclaire la conservation : cadre et démarche</i>	<i>6</i>
Les lacunes dans la recherche	<i>7</i>
Démarche scientifique et angles d'approche	<i>8</i>
Méthodologie	<i>9</i>
Zone d'étude	<i>9</i>
Données utilisées	<i>11</i>
Analyses statistiques	<i>12</i>
Traitement des données et limites	<i>13</i>
<i>Chapitre 2 – Le regard de la science entre urbanité et forêts</i>	<i>14</i>
Ce que dit la littérature : des espaces protégés urbains à la science citoyenne	<i>14</i>
Pourquoi avons-nous besoin d'espaces protégés?	<i>14</i>
Comment les oiseaux choisissent-ils quels sites fréquenter?	<i>17</i>
Qu'en est-il de la grande région de Montréal?	<i>19</i>
L'impact de la science citoyenne en conservation	<i>21</i>
Adapter sa recherche avec les données provenant de la science citoyenne	<i>23</i>
<i>Chapitre 3 – Le cas des milieux naturels de la grande région de Montréal</i>	<i>25</i>

Données récoltées et colligées	25
Analyses statistiques	31
Détermination de la richesse en espèces pondérée par l'effort d'échantillonage	31
Relations écologiques entre la richesse en espèces et les caractéristiques des sites protégés et non protégés	31
Relations écologiques entre la fréquence relative des espèces et les caractéristiques des sites protégés et non protégés	32
Résultats	32
Richesse en espèces.....	32
Réponses des espèces individuelles	36
Discussion	40
Les espèces spécialistes valorisées.....	40
Le critère d'importance : la proportion de forêt mature	42
Ce que préfère l'avifaune : un habitat protégé ou de qualité?	44
Les espèces migratrices, indicatrices de la qualité des habitats forestiers	45
La science citoyenne comme outil fiable et complémentaire.....	46
Constats et hypothèses exploratoires	48
Conclusion	49
Références	51
Annexe	58

Liste des figures

Figure	Page
1 Comparaison entre le nombre moyen d'espèces focales détectées sur un total de 12 (pondérées selon le nombre de feuillets totaux eBird par sites) selon le statut de protection des sites d'observation protégés et non protégés de la région de Montréal.....	33
2 Relation entre la superficie totale (transformée en Log) des sites et le nombre d'espèces focales observées au cours des saisons de nidification 2023 et 2024 par les ornithologues qui ont produits des feuillets eBird.....	35
3 Régression binomiale négative de la relation entre la richesse estimée en espèces focales associées aux forêts matures et la proportion de forêt de plus de 17 m de hauteur de canopée dans les sites visités.....	35
4 Fréquence relative des espèces focales pondérées en fonction de l'effort d'échantillonnage des sites visités sur 100 feuillets d'observation eBird en fonction du statut de protection des sites d'étude pour la région de Montréal..	37
5 Les limites planétaires, 2023 (Stockholm Resilience Centre, s.d.).....	58
6 Carte de délimitation de la zone d'étude (cercle rouge) (Google Earth).....	59
7 Carte de tous les sites (en vert, les sites protégés, en rose, les sites non protégés) (Google Earth).....	60
8 Légende pour la hauteur des tiges des cartes LiDAR de Forêt Ouverte.....	60
9 Carte LiDAR de la canopée végétale du Bois Papineau (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).....	61
10 Carte LiDAR de la canopée végétale du Bois Sainte-Dorothée (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).....	61

11	Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc Angrignon (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	62
12	Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc des Hêtres (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	62
13	Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc national des Îles-de-Boucherville (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	63
14	Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc national d'Oka (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	63
15	Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc national du Mont-Saint-Bruno (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	64
16	Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc-nature de la pointe-aux-Prairies (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	64
17	Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc-nature du Bois-de-Liesse (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	65
18	Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc-nature du Bois-de-l'Île-Bizard (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	65
19	Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc-nature du Cap-Saint-Jacques (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	66
20	Carte LiDAR de la canopée végétale de la Réserve naturelle Clarke Sydenham (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	66
21	Carte LiDAR de la canopée végétale de la Réserve naturelle Gault (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	67
22	Carte LiDAR de la canopée végétale du Boisé du Camp de Grandpré (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	67
23	Carte LiDAR de la canopée végétale du Cimetière Mount Pleasant (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	68

24	Carte LiDAR de la canopée végétale du Cimetière Notre-Dame-des-Neiges (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	68
25	Carte LiDAR de la canopée végétale du Jardin Botanique de Montréal (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	69
26	Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc La Fontaine (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	69
27	Carte LiDAR de la canopée végétale du Technoparc (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune)	70

Liste des tableaux

Tableau	Page
1 Données brutes associées au nombre de feuillets d'observation eBird pour les 12 espèces focales détectées dans les 13 sites d'étude protégés entre les mois de mai et septembre, en 2023 et 2024.....	26
2 Données brutes associées au nombre de feuillets d'observation eBird pour les 12 espèces focales détectées dans les six sites d'étude non protégés entre les mois de mai et septembre, en 2023 et 2024.....	27
3 Vue d'ensemble des caractéristiques des habitats des 13 sites d'étude protégés ainsi que la richesse en espèces focales qui s'y retrouve.....	29
4 Vue d'ensemble des caractéristiques des habitats des six sites d'étude non protégés ainsi que la richesse en espèces focales qui s'y retrouve.....	30
5 Analyse de régression binomiale négative de la richesse en espèces focales associées aux forêts matures en fonction de la superficie des sites, de la proportion de couvert forestier de plus de 17 mètres de hauteur et du statut de protection des sites (protégés et non-protégés).....	34
6 Analyses de régression binomiale négative de la fréquence relative des espèces individuelles en fonction de la superficie des sites, de la proportion de couvert forestier de plus de 17 mètres de hauteur et du statut de protection des sites (protégés et non protégés).....	39
7 Tableau du calcul de la dispersion (différence entre variance et moyenne) des données de feuillets eBird.....	70

Abréviations

AG : Parc Angrignon
BI : Parc-nature du Bois-de-l'Île-Bizard
BO : Parc national des Îles-de-Boucherville
CA : Parc-nature du Cap-Saint-Jacques
CG : Boisé du Camp de Grandpré
CM : Cimetière Mount Pleasant
CN : Cimetière Notre-Dame-des-Neiges
CS : Réserve naturelle Clarke Sydenham
EEE: Espèce exotique envahissante
GA : Réserve naturelle Gault
GRBO : Grive des bois
GRBR : Grimpereau brun
GRPI : Grand Pic
JB : Jardin Botanique de Montréal
LA : Parc La Fontaine
LI : Parc-nature du Bois-de-Liesse
LiDAR : *Light detection and ranging*
OK : Parc national d'Oka
PA : Bois Papineau
PAAZ : Paruline azurée
PACO : Paruline couronnée
PE : Parc des Hêtres
PICH : Pic chevelu
PIEC: Piranga écarlate
PIES : Pioui de l'Est
PIFL : Pic flamboyant
PIMA : Pic maculé
PIMI : Pic mineur
PIVR : Pic à ventre roux
PP : Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies
SB : Parc national du Mont-Saint-Bruno
SD : Bois Sainte-Dorothée
TP : Technoparc

Résumé

Cet essai explore les rôles des espaces protégés de la grande région de Montréal dans la conservation des oiseaux associés aux forêts matures ainsi que le potentiel de la science citoyenne comme outil de suivi écologique. L'objectif de notre étude de cas vise à comparer la richesse spécifique et la fréquence relative des espèces focales entre des sites protégés et non protégés sur le territoire de la communauté métropolitaine de Montréal provenant des observations des ornithologues amateur·rice·s qui remplissent des feuillets d'observation lors de leurs sorties sur le terrain qui sont consignés dans une banque de données nord-américaine, eBird, gérée par le *Cornell Laboratory of Ornithology*.

Les analyses, menées à partir de données que nous avons colligées dans eBird, montrent que la richesse totale en espèces ne diffère pas significativement entre les sites protégés et les sites non protégés, mais que c'est avant tout la superficie des sites et le pourcentage de forêts de plus de 17 mètres de hauteur, un indicateur de la maturité du couvert forestier, qui sont les facteurs déterminants. Toutefois, les sites protégés favorisent généralement une fréquence relative plus élevée chez certaines espèces. Les espèces spécialistes et migratrices ont tendance à utiliser davantage les sites protégés que les espèces généralistes et résidentes. Ces résultats mettent en évidence l'importance de la qualité structurale de l'habitat forestier, notamment la hauteur de la canopée et la taille des milieux naturels, pour le maintien de la biodiversité. La revue de littérature menée en parallèle souligne l'importance des forêts matures et la contribution croissante de la science citoyenne en écologie, ce qui offre un cadre solide pour l'interprétation de nos résultats.

Enfin, malgré certains biais, les données eBird s'avèrent cohérentes avec les suivis scientifiques traditionnels, illustrant leur pertinence pour le suivi de la faune aviaire dans les espaces protégés. La protection des forêts matures et la mobilisation citoyenne apparaissent comme deux leviers essentiels pour assurer le maintien et le suivi de la faune aviaire, qui est une composante importante de la biodiversité de ces milieux naturels en contexte urbain.

Abstract

This essay explores the roles of protected areas in the Greater Montreal region in conserving birds associated with mature forests, as well as the potential of citizen science as a tool for ecological monitoring. The objective of our case study is to compare species richness and the relative frequency of focal species between protected and unprotected sites within the territory of the Montreal Metropolitan Community, using observations from amateur birdwatchers who record their field sightings on checklists submitted to a North American database, eBird, managed by the Cornell Laboratory of Ornithology.

Analyses conducted with data compiled from eBird show that total species richness does not differ significantly between protected and unprotected sites, but that site area and the percentage of forest stands over 17 meters in height — an indicator of canopy maturity — are the main determining factors. However, protected sites generally support a higher relative frequency for certain species. Specialist and migratory species tend to use protected sites more than generalist and resident species. These results highlight the importance of the structural quality of forest habitat, particularly canopy height and the size of natural environments, for maintaining biodiversity. The accompanying literature review emphasizes the significance of mature forests and the growing contribution of citizen science in ecology, providing a solid framework for interpreting our results.

Finally, despite certain biases, eBird data prove consistent with traditional scientific monitoring, illustrating their relevance for tracking bird populations in protected areas. The protection of

mature forests and citizen engagement emerge as two essential levers for ensuring the maintenance and monitoring of birdlife, which represents a key component of biodiversity in these natural urban environments.

Introduction

La perte de la biodiversité est plus que jamais un enjeu très présent et étudié dans le domaine des sciences de l'environnement partout dans le monde. Le seuil de l'intégrité de la biosphère, qui inclut la perte de la biodiversité, a déjà été dépassé (voir figure 5 en annexe). Il est par conséquent impératif de surveiller de près l'évolution de l'état de la biodiversité, particulièrement dans un contexte de changements climatiques qui viennent s'ajouter aux autres perturbations anthropiques (Castagneyrol *et al.*, 2021). Cependant, les ressources mises à la disposition de la conservation de la biodiversité ne sont pas suffisantes afin de l'étudier et de la protéger efficacement contre les menaces qui la guettent (Ellwood *et al.*, 2017).

La meilleure solution pour la protection *in situ* de la biodiversité contre l'extinction et l'impact des menaces d'origine humaine est l'instauration d'espaces protégés (Berteaux *et al.*, 2018 ; Cazalis *et al.*, 2020 ; Duckworth et Altwegg, 2018 ; Gaüzère *et al.*, 2016 ; Mansourian *et al.*, 2009 ; Thomas et Gillingham, 2015 ; Yang *et al.*, 2021 ; Yang *et al.*, 2020). Les espaces protégés sont définis comme des zones géographiquement délimitées, reconnues par des lois ou règlements, dédiées et aménagées spécifiquement ou principalement pour la conservation de la biodiversité en procurant aux espèces des conditions d'habitat en liens avec leurs exigences écologiques, et leur permettant de prospérer (Cazalis *et al.*, 2020 ; Duckworth et Altwegg, 2018 ; Thomas et Gillingham, 2015). Les espaces protégés fournissent aux espèces des zones moins altérées par diverses perturbations, dont la perte ou la fragmentation de l'habitat, toutes deux causées par l'étalement urbain (Berteaux *et al.*, 2018 ; Canedoli *et al.*, 2018). Cependant, il est encore difficile de convaincre les parties prenantes de créer et maintenir des espaces protégés, notamment

puisqu'ils ne sont pas directement profitables et que les raisons derrière leur investissement ne sont souvent pas claires (Ellis et Schwartz, 2016).

Au fur et à mesure que la population humaine augmente, l'étalement urbain devient un enjeu environnemental de plus en plus important qui dégrade les conditions d'habitat des espèces (Drapeau *et al.*, 2016 ; Schütz et Schulze, 2015). Il faut savoir distinguer l'étalement urbain de l'urbanisation : le premier étant la croissance de zones et structures urbaines en périphérie des villes, et le second décrivant le phénomène de l'augmentation de la population humaine en ville au détriment des régions rurales (Collectivités viables, s.d. ; Géoconfluences, 2010). En milieu très urbanisé, comme la grande région de Montréal, le rôle joué par les espaces protégés pour la protection de la biodiversité est exacerbé (Dale, 2018). Ces espaces agissent comme des îlots de protection dans un « océan urbain », similaires aux îles terrestres dans l'océan (Tippetts, 2018 ; Yang *et al.*, 2020). Cependant, dans l'hostilité que représente les milieux urbains, la rareté des espaces protégés est encore plus marquée. Dans les Basses-terres du Saint-Laurent, seulement 4,43 % du territoire bénéficie d'un statut de protection (MELCCFP, 2024). Dans le Grand Montréal, environ 10 % du territoire est protégé, une proportion qui demeure inchangée depuis 2012 (CMM, s.d.). Cette stagnation témoigne de la pression constante exercée sur les milieux naturels et de la difficulté à protéger de grandes superficies forestières continues dans un contexte de développement.

L'écosystème des forêts matures se distingue par une structure complexe, une stratification verticale développée et la présence de gros arbres, de chicots et de bois mort, des éléments essentiels au maintien d'une biodiversité élevée (Robbins *et al.*, 1989; Rosenberg *et al.*, 1999 ;

Rosenberg *et al.*, 2003 ; Drapeau *et al.*, 2016). Il offre une grande diversité de microhabitats, de ressources alimentaires et de sites de reproduction, ce qui le rend particulièrement important pour de nombreuses espèces forestières sensibles aux perturbations. La perte des forêts matures en milieu urbain entraîne une homogénéisation des habitats, favorisant les espèces généralistes au détriment des espèces spécialistes, souvent plus exigeantes quant à la qualité et à la structure du couvert forestier (Dale, 2018 ; Rosenberg *et al.*, 1999 ; Rosenberg *et al.*, 2003). Pour des espèces à haute mobilité et sensibles aux changements de leur environnement comme les oiseaux, les espaces protégés agissent en tant qu'habitats très prisés en région urbaine, où les menaces liées aux activités anthropiques sont davantage présentes (Dale, 2018). C'est pourquoi les suivis et inventaires de l'avifaune constituent des mesures importantes pour établir leur statut et faire le bilan de la diversité aviaire dans ces espaces (Backstrom *et al.*, 2025).

La surveillance de l'état de la diversité des oiseaux au Québec se fait par l'entremise de projets scientifiques et gouvernementaux, mais aussi par la science citoyenne. En effet, la science citoyenne a longtemps été utilisée pour la collecte de données en environnement — et depuis plus de 200 ans dans le domaine de l'ornithologie (Kobori *et al.*, 2016 ; Pocock *et al.*, 2017 ; Wood *et al.*, 2011). Dans les années 1950, le frère Victor Gaboriault a mis au point une liste de vérification quotidienne d'oiseaux, ce qui a permis aux ornithologues québécois·e·s de recenser leurs données de façon plus organisée (Morrison, 2001). C'est ainsi que le concept de listes (ou feuillets) d'observation quotidienne d'oiseaux prit de l'ampleur, amenant l'émergence des clubs ornithologiques au Québec. Puis, en 1981, l'organisme sans but lucratif QuébecOiseaux a été fondé afin de rassembler et représenter toutes personnes et organismes intéressés à l'observation et le suivi des oiseaux, incluant les clubs et sociétés d'ornithologues du Québec.

(QuébecOiseaux, s.d.). Aujourd’hui, le site de recensement d’observations eBird, dont l’architecture est basée sur les feuillets d’observation quotidienne des oiseaux, est le fruit du travail produit par les ornithologues du Québec qui ont continué à utiliser cette méthode de recensement pour effectuer le suivi des populations d’oiseaux.

La science citoyenne devient de plus en plus populaire auprès des politicien·ne·s, mais aussi auprès des scientifiques, puisque c’est une technique de collecte de données qui est peu coûteuse, prodigue des informations de qualité sur la répartition géographique des espèces et qui réunit recherche, éducation et action citoyenne (Brown et Williams, 2019 ; Castagnayrol *et al.*, 2021 ; Pocock *et al.*, 2017 ; Toomey et Domroese, 2013). La participation du public dans la prise de décisions environnementales est absolument nécessaire pour une société durable, comme indiqué dans la Déclaration de Rio de 1992 (Newman *et al.*, 2017). Il faut tout de même faire preuve de vigilance, puisque les collectes de données par la science citoyenne peuvent être composées de plusieurs biais si elles ne sont pas exécutées de façon conforme et en respectant un protocole structuré (Backstrom *et al.*, 2025 ; Tang *et al.*, 2021). C’est pourquoi il est important de mieux comprendre les facteurs qui motivent la participation en science citoyenne et qui influencent son niveau d’activité, afin d’en maximiser les bénéfices pour la conservation des espèces (Laney *et al.*, 2021).

Le site Internet le plus populaire pour le recensement de données sur la présence des oiseaux par les ornithologues amatrices et amateurs est eBird (Tippett, 2018). Il s’agit d’un site web inspiré des savoirs québécois développé par le *Cornell Lab of Ornithology* et le *National Audubon Society* en 2002 qui utilise la grande communauté d’ornithologues pour se procurer des données de

distribution et d'abondance d'oiseaux, dans l'espace et dans le temps (Tippetts, 2018). En conservation, les données de eBird ont été utilisées pour étudier la phénologie, la distribution des espèces, les tendances de populations, l'évolution et le comportement (Johnston *et al.*, 2021).

Les oiseaux font partie intégrante de la biodiversité animale en milieu urbain et sont fréquemment utilisés comme bioindicateurs de l'état et du fonctionnement des écosystèmes (Morelli *et al.*, 2017 ; Yang *et al.*, 2020). De façon générale, les bioindicateurs correspondent à des organismes ou à des groupes d'organismes dont la présence, l'abondance ou la composition des communautés permet de refléter les conditions environnementales d'un milieu et d'en détecter les changements, notamment en réponse aux perturbations anthropiques (Morelli *et al.*, 2017 ; Schütz et Schulze, 2015 ; Yang *et al.*, 2020). Leur utilisation repose sur le fait que certaines espèces présentent des exigences écologiques spécifiques et réagissent de manière prévisible aux modifications de la structure, de la qualité ou de la continuité des habitats (Dale, 2018 ; Drapeau et Allard, 2022 ; Robbins *et al.*, 1989 ; Rosenberg *et al.*, 1999 ; Rosenberg *et al.*, 2003). Dans ce contexte, les oiseaux constituent un groupe particulièrement pertinent en milieu urbain, en raison de la diversité de leurs niches écologiques, de leur sensibilité aux changements de la structure du paysage et de leur capacité à répondre rapidement aux processus tels que la perte d'habitats (Drapeau et Allard, 2022 ; Rosenberg *et al.*, 1999 ; Rosenberg *et al.*, 2003). La pression exercée par l'étalement urbain, qui se manifeste notamment par la perte et la fragmentation de la végétation, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes (EEE) et la simplification des habitats, peut ainsi être appréhendée à travers la présence ou l'absence d'espèces d'oiseaux indicatrices, ainsi que par la composition des communautés aviaires observées (Canedoli *et al.*, 2018 ; Schütz et Schulze, 2015 ; Yang *et al.*, 2022). Dans ce contexte, se concentrer sur un nombre

restreint d'espèces indicatrices permet de cibler des espèces dont les affinités écologiques avec les forêts matures et âgées sont bien établies dans la littérature, et dont la présence ou l'absence est particulièrement sensible à la perte d'habitats forestiers de qualité. L'utilisation de ces espèces comme indicateurs vise ainsi à mieux refléter l'état des habitats forestiers en milieu urbain et périurbain.

Dans cet essai, l'efficacité des milieux forestiers dans la grande région de Montréal à protéger la biodiversité des oiseaux est abordée et étudiée. Il est non seulement question de déterminer si les espaces qui ont un statut de protection contribuent concrètement au maintien la diversité des oiseaux, mais aussi à déterminer l'apport de la science citoyenne dans le suivi de l'avifaune. Cet essai est divisé en trois chapitres : le chapitre 1 présente le contexte de l'étude, la problématique liée à l'utilisation des oiseaux comme bioindicateurs en milieu urbain, ainsi que la méthodologie employée ; le chapitre 2 propose une revue de la littérature portant sur la biodiversité aviaire, les forêts urbaines et les bioindicateurs ; et le chapitre 3 présente et discute les résultats des suivis de l'avifaune nicheuse réalisés sur deux saisons dans des espaces protégés et non protégés de la grande région de Montréal.

Chapitre 1 – Quand la science citoyenne éclaire la conservation : cadre et démarche

Dans ce chapitre, j'approfondis la problématique liée au manque de connaissances sur la capacité des espaces protégés à refléter l'état de la biodiversité en milieu urbain, plus spécifiquement dans la grande région de Montréal, en m'appuyant sur l'avifaune forestière comme groupe indicateur.

J’aborde aussi les lacunes et défis entourant l’utilisation de la science citoyenne – dont les données issues de eBird – pour la conservation de la biodiversité. Ensuite, j’expose mes questions de recherche. Finalement, je détaille mon angle d’approche et ma méthodologie afin de répondre à mes questions d’étude.

Les lacunes dans la recherche

L’utilité des espaces protégés à promouvoir, conserver et maintenir la biodiversité est déjà documentée dans la littérature scientifique (Berteaux *et al.*, 2018 ; Cazalis *et al.*, 2020 ; Drapeau *et al.*, 2016 ; Duckworth et Altwegg, 2018 ; Gaüzère *et al.*, 2016 ; Mansourian *et al.*, 2009 ; Thomas et Gillingham, 2015 ; Yang *et al.*, 2021 ; Yang *et al.*, 2020). Cependant, il existe peu de données concrètes sur leur efficacité en milieu urbain à protéger les oiseaux forestiers, en particulier dans la grande région de Montréal. Il existe des études de cas pour évaluer l’efficacité des espaces protégés à servir de refuge pour la faune dans d’autres régions du monde (Dale, 2018 ; Morelli *et al.*, 2017 ; Vasquez et Wood, 2022 ; Yang *et al.*, 2020). Il y a quelques études qui ont déjà abordé les espaces protégés de la grande région de Montréal (Arce, 2009 ; Carignan, 2002 ; Charron, 2017 ; Cull, 2024 ; Drapeau et Allard, 2022 ; Morneau *et al.*, 1999 ; Saint-Laurent, 2000), mais seulement quelques-unes d’entre elles abordent leurs relations avec les oiseaux (Carignan, 2002 ; Cull, 2024 ; Drapeau et Allard, 2022 ; Morneau *et al.*, 1999), dont encore moins datant des 10 dernières années. Il n’existe pas d’études récentes sur la comparaison de la diversité des oiseaux forestiers dans la grande région de Montréal entre les espaces protégés et non protégés.

Au Québec, eBird est un outil très connu et utilisé des ornithologues (Regroupement QuébecOiseaux, s.d.). Ses données sont très riches et reflètent un effort collectif résultant

d'observations de nombreuses personnes passionnées qui dédient leur temps (et souvent leur argent) à la conservation des oiseaux. Malheureusement, ces données ne sont pas utilisées à leur plein potentiel. Les inquiétudes qui sont liées à la qualité des données issues de la science citoyenne, et plus spécifiquement de eBird, posent des barrières pour les scientifiques et gouvernements à leur utilisation (Backstrom *et al.*, 2025). Les collectes de données conventionnelles, c'est-à-dire par l'intermédiaire d'expert·e·s sur le terrain, sont très coûteuses et ont de nombreuses limitations nous empêchant d'avoir des portraits clairs, fiables et récents de la diversité de l'avifaune. Et pourtant, les données issues de la science citoyenne sont nombreuses, exhaustives et faciles d'accès.

À la lumière de ce qui a été abordé jusqu'à présent, mes questions d'étude sont les suivantes : est-ce que les espaces naturels protégés jouent un rôle d'habitat de qualité significatif pour des espèces d'oiseaux d'intérêt et/ou à statut préoccupant ou menacé dans la forêt tempérée de la grande région de Montréal? Quelle est la contribution de la science citoyenne dans le recensement des oiseaux dans ces milieux forestiers?

Démarche scientifique et angles d'approche

Mon essai combine deux approches complémentaires pour répondre à mes questions d'étude : une étude de cas et une revue de littérature. L'étude de cas évalue l'état de la biodiversité aviaire dans les forêts matures et âgées de sites protégés et non protégés de la grande région de Montréal, en utilisant les données issues de la plateforme eBird. Ce choix repose sur leur accessibilité et leur couverture spatiale, temporelle et taxonomique, permettant de produire des analyses pertinentes sur les espèces d'oiseaux forestiers indicatrices. L'objectif est de comparer

l'état de la biodiversité aviaire entre les sites selon leur statut de protection et la superficie de forêt mature disponible.

La revue de littérature complète cette analyse en identifiant les éléments et conditions d'habitat influençant le choix des oiseaux pour la nidification et l'alimentation, et en évaluant la place et les impacts de la science citoyenne en conservation. Le jumelage de ces deux composantes permet de combiner une dimension empirique et théorique, illustrant comment des données locales s'inscrivent dans un cadre scientifique plus large. Ainsi, cet essai montre en quoi, lorsque bien encadrée, la science citoyenne peut contribuer au suivi de la diversité biologique dans les milieux naturels protégés et non protégés, tout en posant des bases méthodologiques et réflexives pour de futurs travaux en sciences de l'environnement.

Méthodologie

Zone d'étude

La zone d'étude a été délimitée dans un rayon de 60 km autour de l'île de Montréal (figure 6). 13 sites protégés et 6 sites non protégés ont été choisis dans cette zone (figure 7).

Voici la liste des sites protégés avec leur acronyme respectif :

- Bois Papineau, Laval (PA)
- Bois Sainte-Dorothée, Laval (SD)
- Parc Angrignon, Montréal (AG)
- Parc des Hêtres, Lorraine (PE)

- Parc national d’Oka, Oka (OK)
- Parc national des Îles-de-Boucherville, Îles-de-Boucherville (BO)
- Parc national du Mont-Saint-Bruno, Saint-Bruno-de-Montarville (SB)
- Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies, Montréal (PP)
- Parc-nature du Bois-de-l’Île-Bizard, Montréal (BI)
- Parc-nature du Bois-de-Liesse, Montréal (LI)
- Parc-nature du Cap-Saint-Jacques, Montréal (CA)
- Réserve naturelle Clarke Sydenham, Hudson (CS)
- Réserve naturelle Gault, Saint-Hilaire (GA)

Voici la liste des sites non protégés :

- Boisé du Camp de Grandpré, Otterburn Park (CG)
- Cimetière Mount Pleasant, Laval (CM)
- Cimetière Notre-Dame-des-Neiges, Montréal (CN)
- Jardin Botanique de Montréal, Montréal (JB)
- Parc La Fontaine, Montréal (LA)
- Technoparc, Montréal (TP)

Ces sites ont été choisis puisque ce sont tous des sites qui non seulement contiennent une bonne proportion de forêt mature, mais qui sont aussi considérés importants sur le plan ornithologique, comme des « *hotspots* », par eBird. Cela signifie qu'il y a un plus grand effort d'échantillonnage dans ces sites (donc un plus grand nombre de feuillets d'observation eBird) et que les oiseaux

sont particulièrement actifs, en comparaison à d'autres sites moins échantillonnés. Les sites non protégés ont été sélectionnés afin d'avoir une étendue géographique et des habitats similaires aux sites protégés. J'ai pris soin d'exclure les sites contenant trop de milieux humides, car ce sont les milieux forestiers contenant des arbres matures (donc de hauteur de plus de 17 mètres) qui m'intéressent. De plus, le nombre plus restreint de sites non protégés retenus pour l'analyse s'explique par l'exclusion de plusieurs sites initialement identifiés, ceux-ci ne présentant pas un volume de données suffisant pour permettre des analyses comparables et robustes. Cette sélection repose donc sur la disponibilité et la qualité des données, et non sur un choix a priori du nombre de sites.

Données utilisées

Les données proviennent des feuillets d'observation eBird, qui regroupent les espèces observées par les ornithologues dans un lieu et un temps définis. La période d'échantillonnage choisie se situe entre mai et septembre 2023 et mai et septembre 2024. C'est la période de reproduction des oiseaux, où ils sont les plus actifs. Une liste d'espèces d'intérêt a été établie :

- Grimpereau brun (GRBR) (*Certhia americana*)
- Pic flamboyant (PIFL) (*Colaptes auratus*)
- Pioui de l'Est (PIES) (*Contopus virens*)
- Pic mineur (PIMI) (*Dryobates pubescens*)
- Pic chevelu (PICH) (*Dryobates villosus*)
- Grand Pic (GRPI) (*Dryocopus pileatus*)
- Grive des bois (GRBO) (*Hylocichla mustelina*)

- Pic à ventre roux (PIVR) (*Melanerpes carolinus*)
- Piranga écarlate (PIEC) (*Piranga olivacea*)
- Paruline couronnée (PACO) (*Seiurus aurocapilla*)
- Paruline azurée (PAAZ) (*Setophaga cerulea*)
- Pic maculé (PIMA) (*Sphyrapicus varius*)

Ces espèces ont été choisies puisqu'elles ont toutes une préférence pour les forêts matures. En d'autres termes, la présence et l'occurrence de ces espèces sont indicatrices de la maturité des habitats forestiers retrouvés dans les sites protégés et non protégés étudiés. Deux des 12 espèces sont aussi des espèces à statut précaire — soit la Grive des bois (menacé) et la Paruline azurée (en voie de disparition) (Conservation de la nature Canada, s.d. ; Gouvernement du Canada, 2019). Grâce aux cartes LiDAR disponibles en ligne sur Forêt Ouverte, j'ai pu estimer la proportion de forêt dont les tiges atteignent une hauteur minimale de 17 mètres (voir figures 9 à 27 en annexe).

Analyses statistiques

Mes analyses commencent avec un tableau descriptif réunissant l'ensemble de mes données brutes. Ensuite, on y retrouve deux histogrammes pour visualiser les différences d'occurrence d'espèces entre les sites protégés et non protégés, ainsi que pour visualiser les fréquences relatives d'observations, par espèce, pour les sites protégés comparé aux sites non protégés. Finalement, une régression binomiale négative avec un nuage de points, pour me permettre de vérifier s'il existe une relation entre la superficie des parcs et/ou la superficie de forêt avec tiges de plus de 17 mètres avec le nombre d'espèces retrouvées. La régression binomiale négative a été choisie comme modèle plutôt que la régression de Poisson puisque les données de feuillets

eBird pour chaque espèce contiennent des données qui sont en surdispersion, c'est-à-dire que leur variance est nettement supérieure à la moyenne (voir tableau 7 en annexe). Cette surdispersion fait en sorte que mes données ne respectent pas les conditions pour faire une régression de Poisson, c'est pourquoi la régression binomiale négative est plus appropriée.

Traitement des données et limites

Puisque tous les sites n'ont pas le même effort d'échantillonnage (nombre de feuillets eBird), il faut standardiser les données afin qu'elles soient comparables. C'est pourquoi les données sont harmonisées à l'aide du nombre total de feuillets eBird produits entre les périodes de mai à septembre 2023 et 2024, toutes espèces confondues, grâce à la fréquence relative (observations d'une espèce par 100 feuillets d'observation). Ensuite, pour la création du nuage de points, le logarithme de la superficie des sites est utilisé afin d'améliorer la lisibilité du graphique et de faciliter l'interprétation des tendances. La manipulation de données pour les histogrammes constitue un calcul de moyenne et écart-type pondérés ainsi qu'une compilation du nombre total d'observations en fréquence relative sur 100 pour la période concernée. Les biais liés à la variation du nombre de feuillets d'observation entre sites ont été partiellement corrigés en standardisant les données sur la saison de reproduction (mai–septembre). D'autres biais, comme le biais de taxon ou horaire, ne sont pas pris en compte. Il faut aussi noter que j'ai dû annuler un site protégé (Parc-nature du Bois-de-Saraguay) et quatre sites non protégés (Parc André-J.-Côté, Parc Berthiaume-Du Tremblay, Jardin communautaire de Saint-Lazare et Pépinière Villeneuve) additionnels car leur nombre de feuillets d'observation total était inférieur à 30. J'ai pris la décision de retirer ces sites afin de conserver une meilleure comparabilité entre mes sites, au détriment d'un plus grand nombre de sites étudiés. Pour les analyses de régression individuelles

réalisées pour chaque espèce, la Paruline azurée ainsi que le Pic à ventre roux sont les deux seules espèces dont le nombre de données d'observations n'était pas suffisant pour faire de telles analyses.

Chapitre 2 – Le regard de la science entre urbanité et forêts

Cette section porte sur les bénéfices et défis entourant le rôle des espaces protégés en milieu urbain pour l'avifaune, ainsi qu'en milieu péri-urbain de la grande région de Montréal. J'aborde en plus les avantages et inconvénients de la collecte de données ornithologiques réalisée par la science citoyenne, ses biais et les solutions pour les contourner, ainsi que son impact sur la société.

Ce que dit la littérature : des espaces protégés urbains à la science citoyenne

Pourquoi avons-nous besoin d'espaces protégés?

L'instauration d'espaces protégés est une excellente stratégie pour la conservation de la biodiversité, surtout dans un contexte de changements climatiques et d'étalement urbain, où les territoires forestiers continuent de se rétrécir et de se fragmenter (Drapeau *et al.*, 2016 ; Drapeau et Allard, 2022 ; Morales-Hidalgo *et al.*, 2015 ; Viña et Liu, 2017). Ils permettent à la fois de protéger les habitats encore intacts et de restaurer ceux qui ont été détruits (Possingham *et al.*, 2015). Cependant, la protection de milieux naturels en contexte urbain est difficile à réaliser, car les effets bénéfiques ne sont souvent pas immédiats (Stolton *et al.*, 2015). Un bon exemple serait les forêts protégées qui filtrent l'eau pour les populations humaines (ce qui est le cas du tiers des 100 plus grandes villes du monde) : si cet espace est protégé pour conserver la qualité de l'eau, alors le bois qu'il contient ne sera pas exploitable, et les bénéfices seraient divisés sur beaucoup

de personnes contrairement à si on utilisait cette terre pour l'exploitation forestière où une petite poignée de personnes en tirerait un grand profit (Stolton *et al.*, 2015). En d'autres termes, les bénéfices des espaces protégés sont diffus, indirects et prennent du temps à être remarqués, contrairement à la gratification immédiate que procure leur exploitation (Stolton *et al.*, 2015).

Les espaces protégés eux-mêmes ne sont pas non plus exempts de lacunes. La littérature est partagée sur l'efficacité de ces espaces à protéger la biodiversité des changements climatiques (Berteaux *et al.*, 2018 ; Gaüzère *et al.*, 2016 ; Mansourian *et al.*, 2009). En effet, si les espaces protégés devenaient inadéquats en termes de conditions environnementales à cause des changements climatiques pour certaines espèces menacées ou en voie de disparition avec le temps, alors ils seraient inutiles pour leur protection (Berteaux *et al.*, 2018 ; Gaüzère *et al.*, 2016). De plus, toujours à cause des changements climatiques, l'habitat et l'espace utilisables pour une espèce pourraient se voir diminuer dans un même espace protégé avec le temps, ce qui la conduirait à l'extinction locale (Berteaux *et al.*, 2018). Cependant, d'autres études reconnaissent les bienfaits des espaces protégés pour s'adapter aux changements climatiques en offrant abris, aliments, matières premières, matériel génétique et barrières contre les catastrophes naturelles, à condition que l'habitat reste adéquat (Mansourian *et al.*, 2009). Mais dans certains cas, le statut même d'un espace protégé peut s'avérer fragile. En effet, si une espèce à statut de protection venait de disparaître d'un espace protégé, celui-ci pourrait alors perdre toute protection légale et potentiellement disparaître (Thomas et Gillingham, 2015). Un mauvais aménagement des espaces protégés peut conduire les espèces liées aux forêts matures à leur déclin, surtout dans les cas où ces espaces sont aménagés de façon à promouvoir l'effet de bordure (Rosenberg *et al.*, 1999).

L'étalement urbain est aussi responsable de l'homogénéisation de la biodiversité, ce qui signifie qu'en ville, il y a tendance à avoir de plus en plus d'espèces qui s'adaptent facilement (espèces généralistes) au détriment des espèces qui ont une moins bonne capacité d'adaptation (espèces spécialistes) (Canedoli *et al.*, 2018 ; Drapeau *et al.*, 2016). Par conséquent, l'avifaune urbaine peut se voir composée de quelques espèces généralistes qui sont drastiquement différentes de la faune normalement retrouvée dans le même espace géographique, comme le cas des pigeons et des moineaux (Canedoli *et al.*, 2018).

Des études suggèrent que l'efficacité des espaces protégés à maintenir une biodiversité élevée dépend fortement des objectifs ayant motivé leur désignation et de leur mode de gestion. Ainsi, certains espaces protégés ne présentent pas nécessairement une richesse spécifique plus élevée que les espaces non protégés, mais contribuent plutôt au maintien d'espèces plus sensibles, telles que les espèces spécialistes, celles à aire de répartition restreinte ou à statut préoccupant ou menacé (Cazalis *et al.*, 2020 ; Duckworth et Altwegg, 2018). Les oiseaux migrateurs aussi bénéficient grandement des espaces protégés, mais 91% des oiseaux migrateurs – comparé à 55% pour les oiseaux résidents partout dans le monde – n'ont pas de surfaces suffisantes d'espaces protégés et ce, dans au moins une partie de leur cycle annuel (Runge *et al.*, 2015). Cela peut s'expliquer par le fait que les espaces protégés ont des limites géographiques fixes, ce qui réduit leur flexibilité à maintenir des populations d'espèces mobiles comme les espèces migratrices, mais aussi celles qui se déplacent en réponse aux changements climatiques (Thomas et Gillingham, 2015). La meilleure façon de contrer ces limites pour les espèces migratrices est d'améliorer et d'agrandir les espaces protégés déjà établis afin qu'ils couvrent une plus grande surface, plutôt que d'en créer de nouveaux (Runge *et al.*, 2015). En augmentant la superficie et la

continuité des habitats protégés, ces espaces offrent un éventail plus large de conditions écologiques et réduisent les effets de bordure, ce qui favorise leur utilisation par les espèces migratrices à différentes étapes de leur cycle annuel (Runge *et al.*, 2015).

Comment les oiseaux choisissent-ils quels sites fréquenter?

D'autres études ont découvert que la taille des espaces protégés est souvent le facteur déterminant pour la richesse de l'avifaune en zone urbaine car l'habitat devient nécessairement plus riche, divers et complexe, et que plus un espace est de grande taille, plus la richesse de groupes spécifiques d'oiseaux ainsi que l'abondance des espèces individuelles augmentent (Canedoli *et al.*, 2018 ; Dale, 2018 ; Morelli *et al.*, 2017 ; Rosenberg *et al.*, 1999 ; Rosenberg *et al.*, 2003 ; Schütz et Schulze, 2015 ; Tippetts, 2018 ; Vasquez et Wood, 2022 ; Yang *et al.*, 2020). Il en est de même pour la diversité de la végétation et des strates qui, lorsque plus élevée, va offrir davantage de couvert, de refuge et de nourriture pour l'avifaune (Mexia *et al.*, 2018 ; Morelli *et al.*, 2017 ; Schütz et Schulze, 2015 ; Rosenberg *et al.*, 1999 ; Rosenberg *et al.*, 2003 ; Vasquez et Wood, 2022 ; Yang *et al.*, 2020). Cette complexité peut se manifester grâce à des attributs tels la présence d'arbres d'âges variés au sein d'un peuplement, de grands arbres vivants et de chicots, de troncs de gros diamètre au sol et l'hétérogénéité verticale créée par la présence de strates de canopée multiples ou continues (Canedoli *et al.*, 2018). En effet, dans un espace protégé où le maintien de la complexité structurale de la végétation est une priorité, la biodiversité bénéficie particulièrement de cet espace que s'il y avait une grande perte de complexité qui, elle, a un impact négatif (Canedoli *et al.*, 2018). Un fort pourcentage de gros arbres, c'est-à-dire les arbres dont la cime dépasse cinq mètres horizontalement, contribue à augmenter la richesse spécifique des oiseaux en apportant davantage de refuges et ressources (Morelli *et al.*, 2017 ; Rosenberg *et*

al., 1999 ; Rosenberg *et al.*, 2003). Une forêt de qualité qui contient des plans d'eau dans un espace protégé est un facteur déterminant pour la biodiversité aviaire à l'échelle locale, mais la gestion de la végétation urbaine peut entraîner des schémas inhabituels pour les espèces forestières, d'où l'importance d'un aménagement stratégique (Canedoli *et al.*, 2018). La connectivité exerce aussi une énorme influence sur la biodiversité (Morelli *et al.*, 2017 ; Rosenberg *et al.*, 1999 ; Rosenberg *et al.*, 2003 ; Tippetts, 2018). D'autres études ont découvert que restreindre l'accès aux espaces protégés par les humains ne va pas nécessairement réduire les perturbations qui en découlent normalement car les conflits sociaux et la capacité de gestion limitée de ces terres qui en résultent en compromettent l'efficacité (Yang *et al.*, 2021). En revanche, ils vont prévenir davantage de pertes de forêt que les espaces protégés moins stricts (Yang *et al.*, 2021).

La forme que prend la forêt utilisable pour la faune aviaire a un impact sur la durabilité des populations (Rosenberg *et al.*, 1999 ; Rosenberg *et al.*, 2003). La raison est simple; un parc dont la forme est étroite et longue a davantage d'effets de bordure, et donc d'exposition aux espèces parasites et prédatrices, qu'un parc de forme circulaire ou carrée dont le centre est protégé de ces perturbations (Rosenberg *et al.*, 1999 ; Rosenberg *et al.*, 2003). Les oiseaux qui tenteraient de nicher dans ces bandes étroites de forêts auraient un taux de succès de reproduction beaucoup plus faible, malgré l'augmentation des ressources disponibles (Rosenberg *et al.*, 1999 ; Rosenberg *et al.*, 2003). Il a été découvert que pour les espèces plus spécialistes, comme le Piranga écarlate, un parc qui contient 70% de forêt ou plus augmente leur tolérance à la perte de superficie totale (Rosenberg *et al.*, 1999). En d'autres termes, il est possible de retrouver des espèces spécialistes des forêts matures dans des parcs de petite taille si la quantité de forêt utilisable est suffisante,

et si la configuration du parc limite les effets de bordure. Dans le cas contraire, il se peut qu'elles soient complètement absentes des parcs de grande taille qui ne contiennent pas suffisamment de forêt d'intérieur à l'abri des effets de bordure. Il faut tout de même que le parc ait une taille minimale pour rester attrayant. Par exemple, pour la Grive des bois, les forêts de moins de 62 hectares ne sont pas suffisantes pour lui procurer suffisamment d'habitats utilisables pour que la population soit durable au long terme (Rosenberg *et al.*, 2003).

Dans le cas des forêts fragmentées, comme dans la grande région de Montréal, les espèces spécialistes ont tendance à préférer les forêts perturbées par l'exploitation forestière plutôt que par l'agriculture ou l'étalement urbain (Rosenberg *et al.*, 1999 ; Rosenberg *et al.*, 2003). Cela peut s'expliquer par le fait que les perturbations dues aux exploitations forestières ne changent pas la vocation des terres, qui demeurent à vocation forestière; les coupes vont alors voir le couvert forestier se régénérer. Ces pertes de couvert forestier sont ainsi temporaires contrairement aux pertes liées à l'agriculture et l'étalement urbain (Rosenberg *et al.*, 1999). La présence de corridors écologiques, qui diminuent l'isolement entre les parcs, produit aussi des habitats plus attrayants, et plus particulièrement pour les espèces résidentes comme les pics, pour lesquels leurs jeunes ont besoin de connectivité pour se disperser et s'éloigner du territoire de leurs parents (Rosenberg *et al.*, 1999).

Qu'en est-il de la grande région de Montréal?

Dans la région métropolitaine de Montréal, les principales barrières pour la biodiversité sont le fleuve Saint-Laurent, la matrice urbaine de la ville de Montréal et la fragmentation issue de l'agriculture au sud de la région (Berteaux *et al.*, 2018). Ces contraintes géographiques limitent la

connectivité entre les habitats et peuvent entraver les déplacements des espèces, augmentant ainsi le risque de disparitions locales, même lorsque celles-ci sont présentes dans des espaces protégés (Berteaux *et al.*, 2018). Les barrières pour la biodiversité que l'on retrouve dans la région de Montréal ne permettrait pas à la faune de se déplacer dans des habitats adéquats, ce qui causerait leur disparition locale. De plus, la majorité des espaces protégés de la grande région de Montréal ont subi d'importantes perturbations anthropiques dues à l'agriculture, l'étalement urbain et l'industrialisation (Drapeau *et al.*, 2016 ; Drapeau et Allard, 2022). Une solution pour contrer ces problèmes consiste à générer la connectivité entre les espaces protégés par l'établissement de corridors écologiques (Berteaux *et al.*, 2018 ; Drapeau *et al.*, 2016). Cependant, il ne faut pas oublier que la création d'espaces protégés n'est pas une solution miracle pour protéger la biodiversité car cette protection est rarement parfaitement efficace par rapport aux diverses menaces auxquelles ces milieux font face à leur pourtour (Possingham *et al.*, 2015 ; Runge *et al.*, 2015). On ne peut penser que ces milieux sont à l'abri des activités de dégradation anthropiques, tant à l'extérieur qu'à l'intérieur, considérant que beaucoup d'espaces protégés sont mal aménagés (Possingham *et al.*, 2015). Toutefois, la présence d'espaces protégés dans la grande région de Montréal a un impact direct et positif sur les populations aviaires y habitant (Drapeau et Allard, 2022). Les espaces protégés contribuent aussi au maintien des écosystèmes et offrent des barrières naturelles contre les catastrophes comme les inondations et les sécheresses – qui sont maintenant plus fréquentes avec les changements climatiques (Mansourian *et al.*, 2009).

L'impact de la science citoyenne en conservation

La littérature reconnaît l'impact de la science citoyenne sur notre compréhension des enjeux écologiques (Backstrom *et al.*, 2025 ; Brown et Williams, 2019 ; Castagneyrol *et al.*, 2021 ; Farr *et al.*, 2023). C'est la façon la plus pratique de recueillir un grand nombre de données sur une grande étendue géographique, ce qui est nécessaire pour la recherche en environnement et en écologie utilisant des données de distribution des espèces, de comportements de migration, de transmission de maladies et de tendances de population (Tulloch *et al.*, 2013). Par ailleurs, des études démontrent que les données issues de la science citoyenne peuvent produire des données similaires à celles récoltées professionnellement (Farr *et al.*, 2023 ; Tulloch *et al.*, 2013). Cependant, cette approche est sous-utilisée, puisque les scientifiques doutent de la qualité des données qui y sont issues (Brown et Williams, 2019 ; Castagneyrol *et al.*, 2021 ; Ellwood *et al.*, 2017 ; Farr *et al.*, 2023). En effet, ces données sont affectées par divers biais d'échantillonnage, et eBird n'en échappe pas (Backstrom *et al.*, 2025 ; Brown et Williams, 2019 ; Farr *et al.*, 2023 ; Laney *et al.*, 2021).

Le biais d'échantillonnage fait référence au fait que, dans les programmes de collecte de données peu structurés — comme plusieurs initiatives de science citoyenne — la facilité de participation favorise l'accumulation d'un grand volume de données, souvent réparties de manière inégale dans le temps, l'espace et les taxons (Backstrom *et al.*, 2025 ; Brown et Williams, 2019 ; Farr *et al.*, 2023 ; Laney *et al.*, 2021). Un exemple de biais d'échantillonnage comprend un débordement des quantités de données entre les sites très fréquentés et moins fréquentés (Backstrom *et al.*, 2025 ; Brown et Williams, 2019 ; Castagneyrol *et al.*, 2021 ; Johnston *et al.*, 2021 ; Laney *et al.*, 2021 ; Tang *et al.*, 2021). Un autre exemple est la tendance des ornithologues

à recenser des espèces plus attrayantes, comme des espèces plus rares ou de plus grande taille (Laney *et al.*, 2021 ; Tang *et al.*, 2021). Le temps de l'année exerce aussi une influence sur l'effort d'échantillonnage, que ce soit à cause de la température, ou des périodes de migrations des oiseaux (Tang *et al.*, 2021). Il n'est toutefois pas nécessaire de complètement éviter ces biais ni de les traiter péjorativement (Backstrom *et al.*, 2025). Il faut tout de même s'assurer d'utiliser des modèles statistiques adaptés à des données de temps et d'espace très variées, car l'usage de modèles trop simples qui ne prennent pas en compte ces biais produisent des données de population qui sont à leur tour biaisées (Backstrom *et al.*, 2025). En contrepartie, des études stipulent que eBird propose une bonne balance entre qualité et quantité de données malgré ses lacunes, permettant aux scientifiques d'acquérir de l'information autrefois non atteignable (Farr *et al.*, 2023 ; Wood *et al.*, 2011). Une autre façon de s'adapter face à ces biais est de modifier la structure de l'hypothèse (Brown et Williams, 2019).

Un autre problème couramment rencontré avec eBird est la détection imparfaite d'espèces (Brown et Williams, 2019 ; Farr *et al.*, 2023). Ce biais fait référence aux espèces qui, par mégarde, ne sont pas détectées lors de l'échantillonnage et qui créent de faux négatifs dans les données (Brown et Williams, 2019 ; Farr *et al.*, 2023). Les recherches effectuées par la science citoyenne et eBird ont alors tendance à être structurées comme des « probabilités de non-détection » plutôt qu'un portrait représentatif de biodiversité retrouvée dans une région cible, ce qui est tout de même concluant lorsque l'objectif est d'utiliser les oiseaux comme bioindicateurs d'un habitat (Backstrom *et al.*, 2025 ; Brown et Williams, 2019). Une des meilleures façons de diminuer les biais d'échantillonnage liés aux faux négatifs est d'offrir des programmes de formations aux personnes participant à la collecte de données d'observations d'oiseaux (Farr *et al.*, 2023). En

effet, bien que les données produites soient similaires, les biologistes professionnel·e·s identifient en moyenne 1,48 espèces de plus que les ornithologues non formé·e·s (Farr *et al.*, 2023). De plus, les projets issus de science citoyenne ont généralement un meilleur succès lorsque les participant·e·s respectent un protocole avec objectifs précis (Farr *et al.*, 2023). C'est pourquoi l'utilisation de données eBird en conservation peut s'avérer compliquée lorsque l'objectif est de caractériser des populations d'oiseaux à petite échelle, ou encore si l'objectif de recherche est attaché à un lieu trop spécifique (Farr *et al.*, 2023). Il faut donc que le contexte de l'étude reste général et à une échelle raisonnable (Farr *et al.*, 2023).

Adapter sa recherche avec les données provenant de la science citoyenne

En recherche, c'est l'hypothèse *confirmatoire*, c'est-à-dire une hypothèse établie avant la collecte de données, qui est typiquement formulée (Brown et Williams, 2019). Mais il existe un autre type d'hypothèse : l'hypothèse *exploratoire* (Brown et Williams, 2019). Ce type d'hypothèse est formulé après la collecte des données (Brown et Williams, 2019). L'hypothèse exploratoire est plus adaptée aux données récoltées de façon opportuniste comme le fait la science citoyenne avec eBird (Brown et Williams, 2019). Le fonctionnement de l'hypothèse exploratoire consiste à examiner les données afin de déterminer s'il y a des tendances qui mènent vers une ou des hypothèses afin de donner des pistes de conception de nouvelles méthodes permettant de tester la validité de ces données dans une autre étude plus approfondie (Brown et Williams, 2019). Cela sous-entend alors que la recherche faite à partir d'une hypothèse exploratoire se doit d'être suivie d'études plus poussées pour en augmenter la fiabilité (Brown et Williams, 2019).

Néanmoins, l'utilisation de la science citoyenne en environnement instaure un changement de paradigme où les citoyen·ne·s ainsi que les scientifiques travaillent ensemble pour adresser des problèmes environnementaux (Kobori *et al.*, 2016). La collaboration entre le public, la science et les gouvernements est rare, mais nécessaire afin d'utiliser la science citoyenne à son plein potentiel pour non seulement effectuer un changement de paradigme dans le domaine scientifique, mais aussi dans la législation en environnement, menant ainsi à la démocratisation de la science (Kobori *et al.*, 2016 ; Newman *et al.*, 2017 ; Pocock *et al.*, 2017). Les bénéfices de la science citoyenne ne reposent pas seulement sur la facilité de la collecte de données, mais aussi sur sa façon d'encourager le public à être plus engagé en conservation (Farr *et al.*, 2023 ; Pocock *et al.*, 2017 ; Toomey et Domroese, 2013). En effet, une étude a démontré que des personnes bénévoles impliquées avec le *Neighborhood Nestwatch Program* ont changé leurs habitudes de vie après leur travail auprès du programme afin d'accommorder les oiseaux dans leurs cours, qu'elles considèrent dorénavant comme des habitats clés pour l'avifaune (Toomey et Domroese, 2013). De plus, il est important de souligner que le discours de mon essai ne prône pas l'arrêt complet de la croissance urbaine, mais plutôt l'adoption de meilleures stratégies de conservation puisque les problèmes liés à l'étalement urbain sont dus à nos mauvais aménagements et façons de faire, pas nécessairement les villes elles-mêmes (Yang *et al.*, 2022).

Chapitre 3 – Le cas des milieux naturels de la grande région de Montréal

Ce chapitre présente les données ornithologiques et environnementales récoltées sur les sites protégés et non protégés de notre étude de cas, ainsi que les résultats et la discussion qui montrent en quoi les patrons observés sur le terrain dans les milieux naturels de la région de Montréal sont en lien avec la littérature scientifique publiée sur ce sujet. En premier lieu, nous présentons les données brutes d'inventaires d'oiseaux provenant des feuillets d'observation eBird et la mesure des caractéristiques des sites d'étude. Nous présentons ensuite les résultats des analyses de la réponse des oiseaux aux caractéristiques d'habitat des sites protégés et non protégés. Finalement, la discussion permet d'interpréter ces résultats en lien avec la littérature.

Données récoltées et colligées

Les données brutes de feuillets d'observation eBird en lien avec nos sites d'étude se retrouvent dans les tableaux 1 et 2. On peut constater que le nombre de feuillets varie grandement entre les sites, et que l'effort d'observation est un biais considérable à prendre en compte dans les analyses ultérieures. Par exemple, le Parc-nature du Cap-Saint-Jacques (CA) contient plus de 10 fois le nombre de feuillets d'observation que le Bois Papineau (PA). De plus, le fait qu'il y ait très peu de feuillets d'observation pour la Paruline azurée ainsi que pour le Pic à ventre roux cause problème, car ces espèces ne pourront pas être incluses dans les analyses ultérieures. Cependant, les autres résultats ont tout de même pu être produits malgré le plus faible nombre de feuillets d'observation dans certains sites.

Tableau 1. Données brutes associées au nombre de feuillets d'observation eBird pour les 12 espèces focales détectées dans les 13 sites d'étude protégés entre les mois de mai et septembre, en 2023 et 2024. Les codes alphabétiques des espèces et les noms techniques français des oiseaux correspondants sont dans la section « Abréviations » de l'essai.

Site	Total	GRBR	GRPI	GRBO	PAAZ	PACO	PICH	PIFL	PIEC	PIES	PIMI	PIVR	PIMA
AG	523	96	110	4	0	12	147	214	13	78	283	5	11
BI	752	120	302	163	0	121	318	543	132	354	492	208	196
BO	344	40	32	3	0	10	75	211	7	53	182	1	24
CA	480	58	103	9	0	99	186	352	30	162	288	81	168
CS	268	4	105	0	0	73	30	39	3	66	35	0	78
GA	323	76	93	107	0	113	107	87	173	213	154	2	152
LI	97	2	18	6	0	10	36	55	4	24	54	2	13
OK	791	84	235	313	17	310	217	198	333	367	273	3	305
PA	46	1	15	0	0	5	9	21	0	5	27	0	2
PE	39	19	11	8	0	28	20	26	4	29	21	0	6
PP	833	53	208	2	0	9	174	535	23	182	513	1	31
SB	648	89	214	51	0	175	150	298	184	332	312	3	157
SD	191	43	62	17	0	106	78	147	47	54	130	0	50

Tableau 2. Données brutes associées au nombre de feuillets d'observation eBird pour les 12 espèces focales détectées dans les six sites d'étude non protégés entre les mois de mai et septembre, en 2023 et 2024. Les codes alphabétiques des espèces et les noms techniques français des oiseaux correspondants sont dans la section « Abréviations » de l'essai.

Site	Total	GRBR	GRPI	GRBO	PAAZ	PACO	PICH	PIFL	PIEC	PIES	PIMI	PIVR	PIMA
CG	59	35	23	0	0	3	27	27	3	13	47	22	40
CM	660	5	28	97	0	63	66	413	9	63	242	0	56
CN	1176	72	313	21	0	122	290	417	98	204	728	27	37
JB	2057	117	297	44	24	184	445	925	76	136	1392	1	85
LA	569	37	1	0	0	9	91	58	11	13	196	0	17
TP	765	31	144	36	0	68	90	566	37	45	382	1	48

Les tableaux 3 et 4 présentent les caractéristiques des sites d'étude mesurées telles que leur superficie totale, la proportion de forêt dont la canopée atteint 17 mètres et plus de hauteur ainsi que leur richesse en nombre d'espèces focales observées dans eBird entre mai et septembre de 2023 et 2024.

La proportion de forêt de plus de 17 mètres a été estimée au moyen des cartes de hauteur de la canopée disponibles sur Forêt Ouverte (<https://www.foretoouverte.gouv.qc.ca/>) (voir annexe, figures 9 à 27). On peut constater que ces sites couvrent un gradient de superficies qui s'étend jusqu'à plus de 2000 hectares pour le parc national d'Oka, par exemple. Il en va de même pour la proportion de forêts matures de plus de 17 mètres de hauteur qui va de 2% à 80% de la superficie des sites retenus dans cet essai.

De plus, lorsqu'un site est de grande superficie, s'il a une plus faible proportion de forêt mature, il ne serait peut-être pas aussi adéquat pour l'accueil et le maintien des espèces focales qu'un site plus petit avec une plus grande proportion de forêt mature. Par exemple, le Boisé du Camp de Grandpré est environ 17% plus petit que le Parc-Nature de la Pointe-aux-Prairies. Pourtant, en termes de superficie, il contient environ 7% plus de forêt mature que ce dernier, qui lui bénéficie d'un statut de protection. Il faut donc faire attention de ne pas simplement se fier à la superficie totale comme caractéristique d'un milieu naturel propice à abriter une plus grande diversité biologique.

Tableau 3. Vue d'ensemble des caractéristiques des habitats des 13 sites d'étude protégés ainsi que la richesse en espèces focales qui s'y retrouve.

Site	Superficie (ha)	Proportion de forêt >17m (%)	Superficie de forêt >17m estimée (ha)	Nombre total d'espèces focales
<i>Bois Papineau</i>	53	50	26	8
<i>Bois Sainte-Dorothée</i>	260	60	156	10
<i>Parc Angrignon</i>	97	70	68	11
<i>Parc des Hêtres</i>	50	95	47	10
<i>PN d'Oka</i>	2370	40	948	12
<i>PN des Îles-de-Boucherville</i>	814	10	81	11
<i>PN du Mont-Saint-Bruno</i>	890	70	623	11
<i>PN de la Pointe-aux-Prairies</i>	261	10	26	11
<i>PN du Bois de l'Île-Bizard</i>	240	30	72	11
<i>PN du Bois-de-Liesse</i>	175	60	105	11
<i>PN du Cap-Saint-Jacques</i>	330	30	99	11
<i>RN Clarke Sydenham</i>	47	30	14	9
<i>RN Gault</i>	1000	60	600	11

Tableau 4. Vue d'ensemble des caractéristiques des habitats des six sites d'étude non protégés ainsi que la richesse en espèces focales qui s'y retrouve.

Site	Superficie (ha)	Proportion de forêt > 17m (%)	Superficie de forêt >17m estimée (ha)	Nombre total d'espèces focales
<i>Boisé du Camp de Grandpré</i>	46	80	37	10
<i>Cimetière Mount Pleasant</i>	30	30	9	10
<i>Cimetière Notre-Dame-des-Neiges</i>	139	5	7	11
<i>Jardin Botanique de Montréal</i>	75	2	1	12
<i>Parc La Fontaine</i>	40	2	0,8	9
<i>Technoparc</i>	280	5	14	11

Analyses statistiques

Détermination de la richesse en espèces pondérée par l'effort d'échantillonage

Afin d'éliminer le biais d'observation lié au nombre très variable de feuillets d'observation eBird selon le site, une moyenne et écart-type pondérés ont été calculés grâce aux formules suivantes :

1. Calcul de la moyenne pondérée (\bar{x}_p)

$$\bar{x}_p = \frac{\sum w_i x_i}{\sum w_i}$$

x_i = Nombre d'espèces focales détectées pour le site i

w_i = Nombre de feuillets pour le site i

2. Calcul de l'écart-type pondéré (s_p)

$$s_p = \sqrt{s_p^2} = \sqrt{\frac{\sum w_i (x_i - \bar{x}_p)^2}{\sum w_i}}$$

s_p^2 = Variance pondérée

Relations écologiques entre la richesse en espèces et les caractéristiques des sites protégés et non protégés

Pour mesurer les relations écologiques entre la diversité aviaire associées au couvert forestier mature et les caractéristiques des milieux naturels de la grande région de Montréal, nous effectuons une analyse de régression binomiale négative. La richesse spécifique des oiseaux détectés par les ornithologues est modélisée en fonction des caractéristiques des sites – soit le statut de conservation (protégé ou non protégé), la superficie totale et la proportion de forêt mature (en tenant compte du biais généré par le nombre de feuillets d'observation à chaque site).

Relations écologiques entre la fréquence relative des espèces et les caractéristiques des sites protégés et non protégés

Pour mesurer les relations écologiques entre les espèces individuelles associées au couvert forestier mature et les caractéristiques des milieux naturels de la grande région de Montréal, nous effectuons également des analyses de régression binomiale négative. La fréquence relative pondérée des oiseaux de chaque espèce qui ont été détectés par les ornithologues durant les deux saisons de reproduction 2023 et 2024 est modélisée en fonction des caractéristiques des sites – soit le statut de conservation (protégé ou non protégé), la superficie totale et la proportion de forêt mature (en tenant compte du biais généré par le nombre de feuillets d'observation à chaque site).

Résultats

Richesse en espèces

La figure 1 illustre la différence de richesse spécifique selon le statut de protection des sites étudiés. Avec un écart de la richesse moyenne de 0,06 espèce, il n'y a pas de différence significative de richesse spécifique des espèces focales observées entre les sites protégés (moyenne de 91,5% d'espèces présentes) et non protégés (moyenne de 92% d'espèces présentes). L'écart-type montre que la richesse spécifique varie légèrement plus entre les sites non protégés (0,98) que protégés (0,69). Pour les sites non protégés, cela pourrait être dû au plus faible effectif ($n = 6$). La richesse en espèces focales associées à un couvert forestier mature est donc relativement similaire peu importe le statut de protection des sites alors qu'il varie également peu entre les sites d'observation.

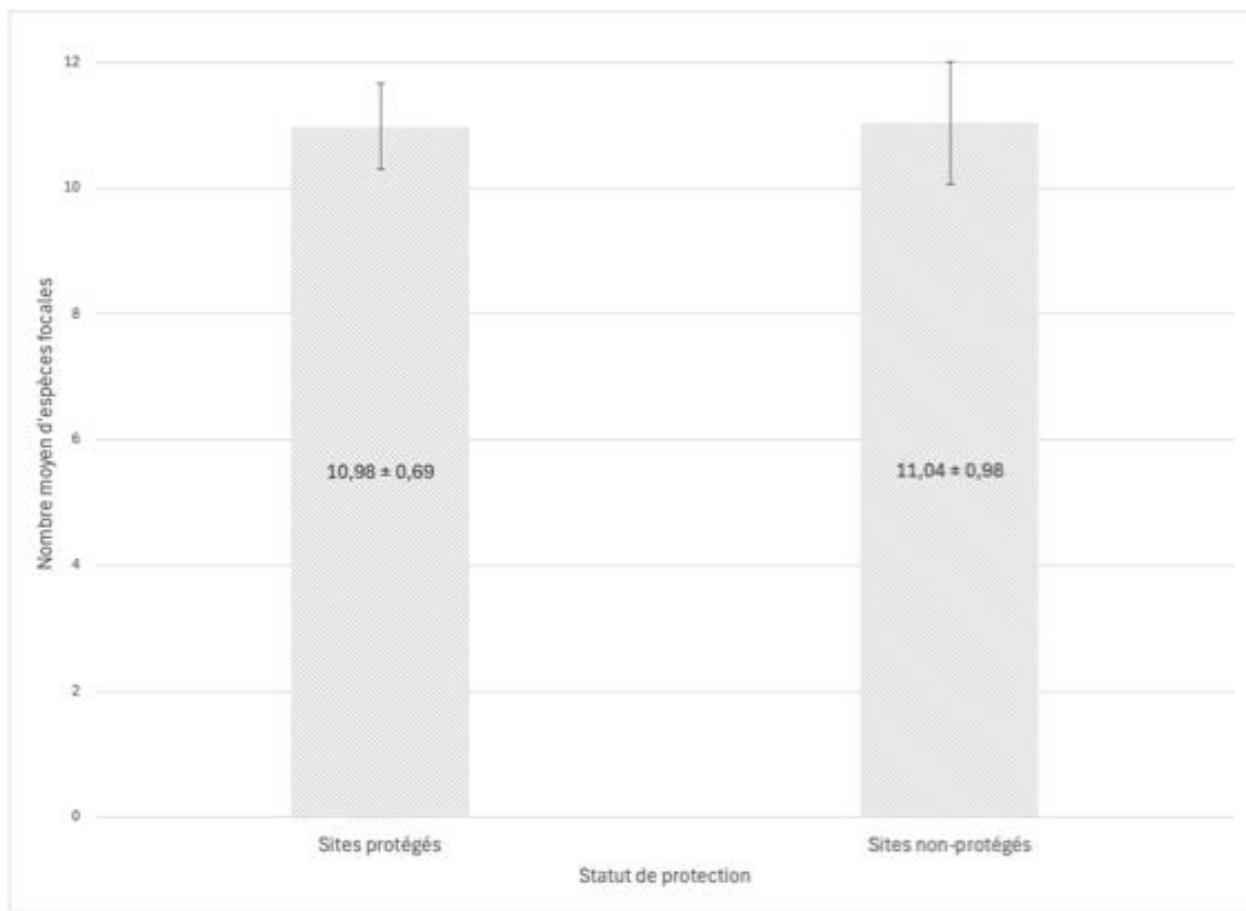


Figure 1. Comparaison entre le nombre moyen d'espèces focales détectées sur un total de 12 (pondérées selon le nombre de feuillets totaux eBird par sites) selon le statut de protection des sites d'observation protégés et non protégés de la région de Montréal.

Le tableau 5 présente le modèle de régression binomiale négative de la richesse en espèces focales détectées dans les sites protégés et non protégés en fonction de leurs caractéristiques. Avec une valeur très hautement significative ($p < 0,001$), les coefficients de ce modèle de régression binomiale négative montrent que la proportion de forêts de plus de 17 mètres est un déterminant plus influent de la richesse spécifique de ce groupe focal d'espèces de forêts matures que ne l'est la superficie du site ($p < 0,02$).

Tableau 5. Analyse de régression binomiale négative de la richesse en espèces focales associées aux forêts matures en fonction de la superficie des sites, de la proportion de couvert forestier de plus de 17 mètres de hauteur et du statut de protection des sites (protégés et non-protégés). Les variables significatives dans le modèle sont en caractères gras avec des astérisques.

Variables	Estimé	Erreur-type	Valeur de p
Intercept	-3.1426	0.6538	0.001***
Superficie du site (transformé en log)	-0.3045	0.1330	0.0221*
Statut du site (protégé ou non protégé)	0.5129	0.4032	0.2034
Proportion de forêt de plus de 17 m	0.0236	0.0058	0.001***

Les figures 2 et 3 illustrent les relations individuelles de la richesse spécifique en fonction de la superficie totale et la proportion de forêt mature de plus de 17 mètres respectivement. La figure 2 montre qu'il y a une relation positive entre la superficie des sites et le nombre d'espèces focales associées aux forêts matures qu'on y retrouve. La relation atteint un plateau lorsque la superficie totale atteint 90 hectares (ou 4,5 de valeur de log dans le graphique). Ainsi, les sites (protégés ou non) qui ont une superficie totale de moins de 90 hectares ont tendance à abriter moins d'espèces associées aux forêts matures, mais cette richesse se stabilise lorsqu'un site est plus grand que 90 hectares. La figure 3 montre que la richesse en espèces s'accroît en fonction de la proportion de forêts de plus de 17 m tant dans les sites protégés que dans les sites non protégés. Toutefois, cette relation semble plus forte dans les sites protégés.

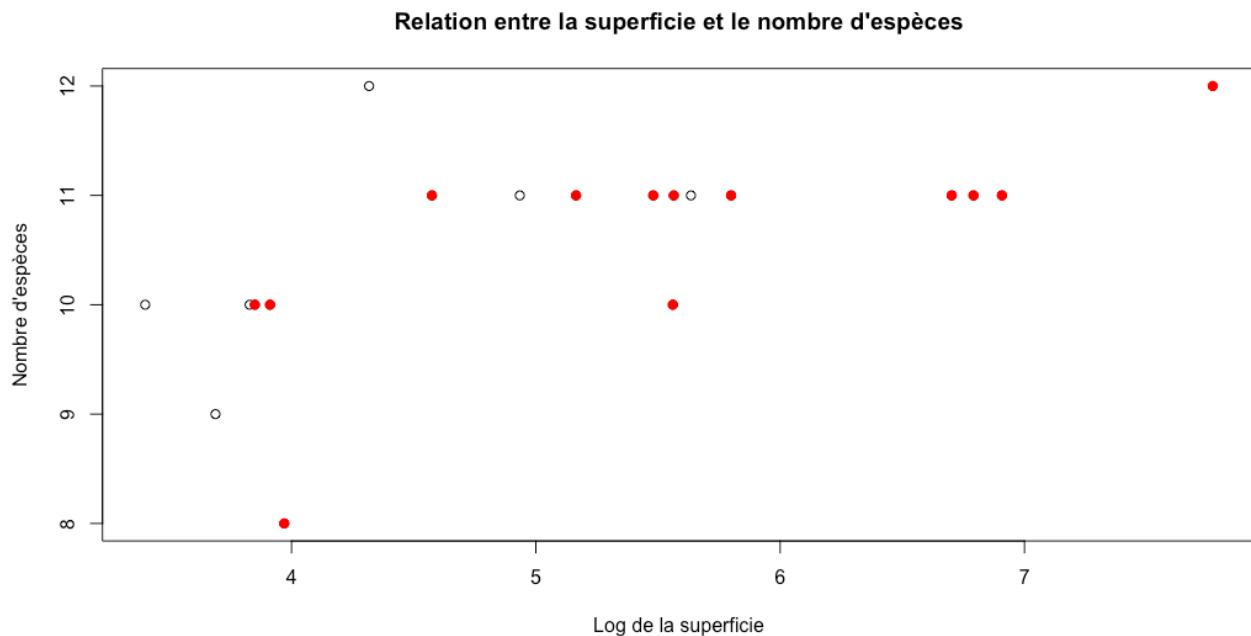


Figure 2. Relation entre la superficie totale (transformée en Log) des sites et le nombre d'espèces focales observées au cours des saisons de nidification 2023 et 2024 par les ornithologues qui ont produits des feuillets eBird. Les points rouges correspondent aux sites protégés et les points blancs aux sites non protégés.

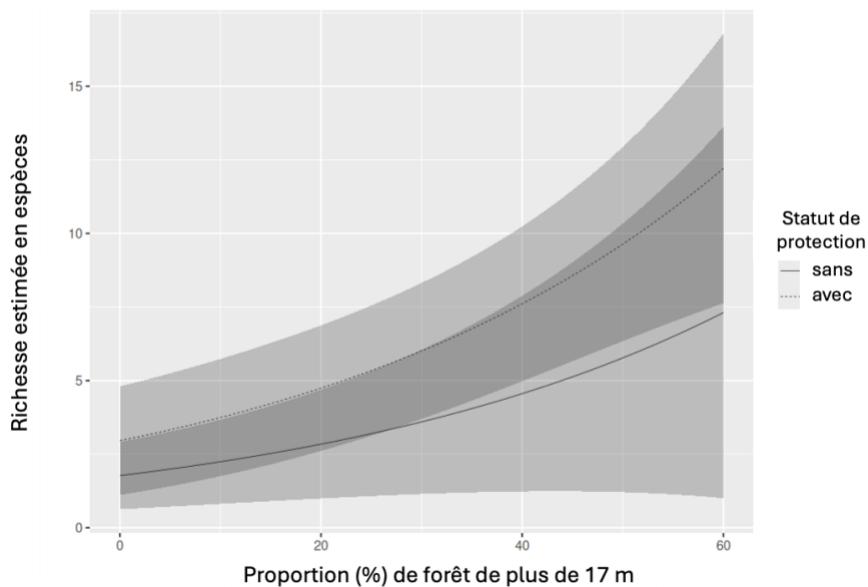


Figure 3. Régression binomiale négative de la relation entre la richesse estimée en espèces focales associées aux forêts matures et la proportion de forêt de plus de 17 m de hauteur de canopée dans les sites visités.

Réponses des espèces individuelles

L'ensemble des 12 espèces focales n'a pas été détecté dans tous les sites à l'étude. La majorité des espèces ont été observées dans plusieurs sites, tant protégés que non protégés, mais certaines présentent une distribution plus restreinte. Les espèces les plus rares dans le jeu de données, soit la Paruline azurée (PAAZ) et le Pic à ventre roux (PIVR), n'ont été détectées que dans un nombre limité de sites et/ou à un nombre limité de fréquence. La Paruline azurée n'a été observée que dans le Parc national d'Oka et le Jardin Botanique avec très peu de mention d'observations, tandis que le Pic à ventre roux a été détecté de façon sporadique avec de très petites fréquences, presque comme des trouvailles fortuites pour les deux espèces. La figure 4 présente les fréquences relatives d'observation de chacune des 12 espèces focales associées aux forêts matures pondérées par l'effort d'échantillonnage de chaque site visité par les ornithologues et calculées par 100 feuillets d'observation eBird en fonction du statut de protection des sites.

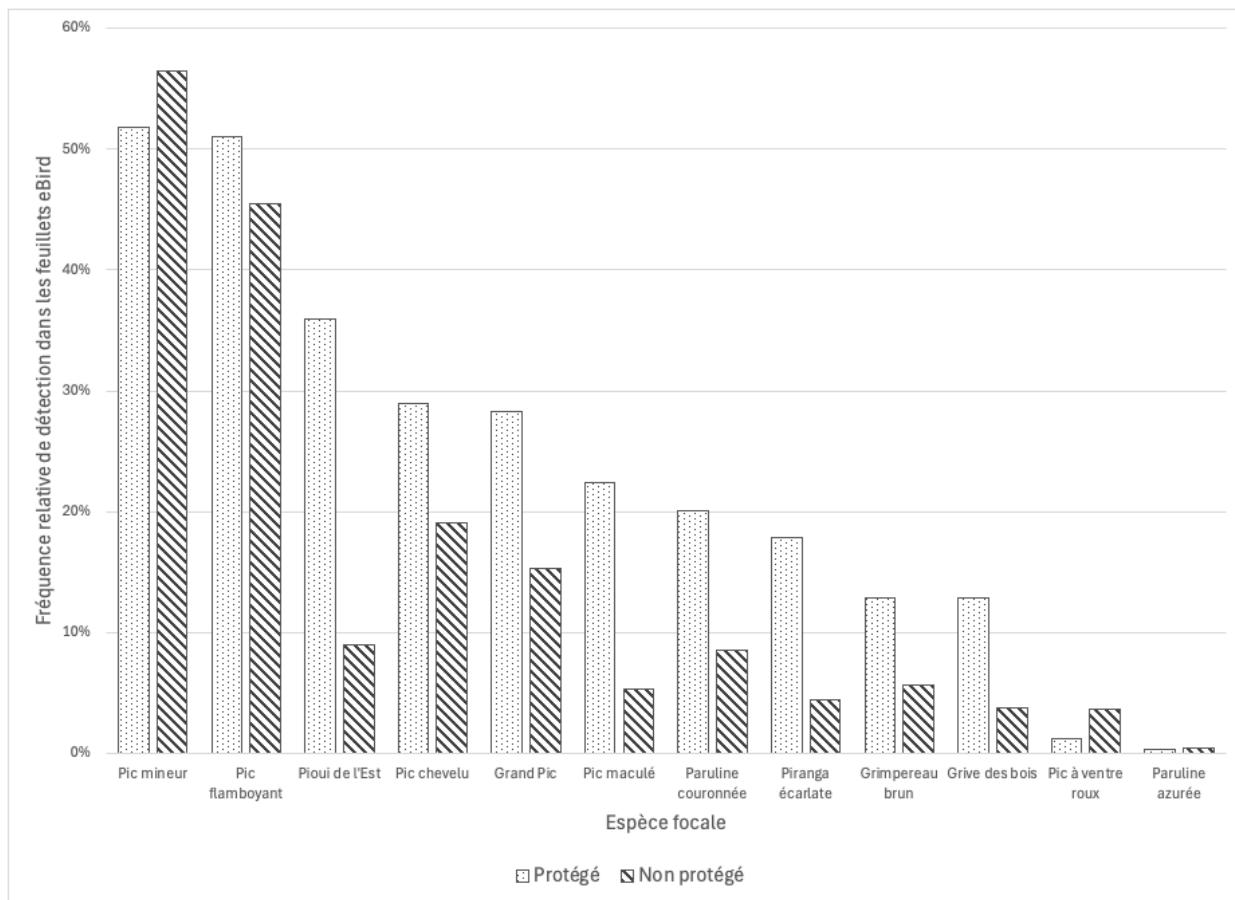


Figure 4. Fréquence relative des espèces focales pondérées en fonction de l'effort d'échantillonnage des sites visités sur 100 feuillets d'observation eBird en fonction du statut de protection des sites d'étude pour la région de Montréal.

La majorité des espèces, excluant le Pic mineur, le Pic à ventre roux et la Paruline azurée, sont plus fréquemment observées dans les sites protégés que non protégés. La différence de fréquence relative entre les sites protégés et non protégés varie selon l'espèce.

En effet, les fréquences d'observation pour le Pic maculé, le Piranga écarlate ainsi que le Pioui de l'Est sont près de quatre fois supérieures dans les sites protégés que non protégés (4,18, 4,03 et 4,01 respectivement). Il en va de même pour la Grive des bois, dont la fréquence relative est plus de trois fois supérieures dans les sites protégés que non protégés (3,41), et près ou plus de deux

fois pour la Paruline couronnée (2,36), le Grimpereau brun (2,28) et le Grand Pic (1,85). Avec des trop faibles fréquences d'observation, la Paruline azurée (fréquence relative de 0,34% pour les sites protégés et de 0,45% pour les sites non protégés) ainsi que le Pic à ventre roux (fréquence relative de 1,23% pour les sites protégés et de 3,67% pour les sites non protégés) ne sont pas inclus dans les analyses statistiques ultérieures.

Le tableau 6 présente les résultats des modèles individuels de la fréquence relative des 10 espèces associées aux forêts matures dans les sites visités (protégés et non protégés) en fonction des caractéristiques des sites visités par les ornithologues (valeur de P en lien avec la régression binomiale négative faite avec R ; voir annexe pour les résultats R détaillés). La Paruline azurée et le Pic à ventre roux ne sont pas inclus dans ce tableau en raison des trop faibles échantillons pour mener les analyses statistiques.

Ces modèles individuels montrent que la proportion de forêt mature dans les sites est la variable qui ressort le plus dans les modèles alors que sept des 10 espèces pour lesquelles nous avions des échantillons suffisants pour faire des analyses sont associées significativement et positivement à cette variable. Le résultat est significatif pour la Grive des bois, la Paruline couronnée et le Pic chevelu. Il est hautement significatif ($p < 0,01$) pour le Pic maculé, le Pioui de l'Est et le Piranga écarlate, et très hautement significatif pour le Grimpereau brun (tableau 6). Pour la superficie totale, le résultat est significatif pour la Grive des bois et le Pioui de l'Est. Il est aussi très hautement significatif pour le Piranga écarlate (tableau 6). Enfin, Le Pioui de l'Est est la seule espèce qui est significativement ($p < 0,05$) plus observée dans les sites protégés que non protégés (tableau 6).

Tableau 6. Analyses de régression binomiale négative de la fréquence relative des espèces individuelles en fonction de la superficie des sites, de la proportion de couvert forestier de plus de 17 mètres de hauteur et du statut de protection des sites (protégés et non protégés). Les variables significatives dans le modèle sont en caractères gras avec des astérisques

Espèce	Fréquence relative de présence dans sites protégés / 100 feuillets	Fréquence relative de présence dans sites non protégés / 100 feuillets	Valeur de P du modèle de régression (statut de conservation)	Valeur de P du modèle de régression (superficie totale)	Valeur de P du modèle de régression (proportion de forêt >17m)
<i>Grand Pic</i>	0,28	0,15	0,4660	0,7039	0,2589
<i>Grimpereau brun</i>	0,13	0,06	0,2940	0,1293	0,0001 ***
<i>Grive des bois</i>	0,13	0,04	0,1788	0,0396 *	0,0114 *
<i>Paruline couronnée</i>	0,20	0,08	0,5134	0,4561	0,0217 *
<i>Pic chevelu</i>	0,29	0,19	0,6927	0,4173	0,0132 *
<i>Pic flamboyant</i>	0,51	0,46	0,8108	0,7966	0,8786
<i>Pic maculé</i>	0,22	0,05	0,7366	0,2803	0,0015 **
<i>Pic mineur</i>	0,52	0,57	0,4176	0,5053	0,4075
<i>Pioui de l'Est</i>	0,36	0,09	0,0372 *	0,0394 *	0,0019 **
<i>Piranga écarlate</i>	0,18	0,04	0,1249	5,33E-08 ***	0,0029 **
<i>Toutes</i>	N/A	N/A	0,2034	0,0221*	4,83E-05 ***

Discussion

Les espèces spécialistes valorisées

La richesse spécifique totale des oiseaux forestiers ne diffère pas significativement entre les sites protégés et non protégés de la grande région de Montréal. Ce constat, à première vue surprenant, rejoint néanmoins les observations de Cazalis *et al.* (2020) et de Duckworth et Altwegg (2018), selon lesquelles les aires protégées n'abritent pas nécessairement un plus grand nombre d'espèces, mais elles peuvent toutefois favoriser les espèces plus sensibles et spécialisées à certains types d'habitats.

Dans notre étude, plusieurs espèces spécialistes des forêts matures et âgées, telles que le Grimpereau brun, la Paruline couronnée, la Grive des bois ou le Pioui de l'Est, ont été observées plus fréquemment dans les sites protégés. Toutefois, nos analyses révèlent que le statut de protection du site n'est pas le principal facteur explicatif en cause, alors que c'est plutôt la proportion du couvert forestier mature qui est le principal facteur associé à une fréquence relative plus élevée de sept des 10 espèces de forêts matures pour lesquelles nous avons pu réaliser des modèles de régression binomiale négative. Ainsi, bien que ces espèces soient généralement associées aux forêts matures caractérisées par une structure verticale et horizontale complexe, la présence de gros arbres et de bois mort, des éléments essentiels pour des espèces cavicoles comme le Grand Pic et le Pic chevelu, ou encore pour des espèces de canopée exigeantes comme le Piranga écarlate, ces attributs ne sont pas exclusifs aux espaces protégés. Certains sites non protégés de notre secteur d'étude offrent également des conditions environnementales favorables à cette faune. Cela dit, comme les sites naturels protégés sont

gérés pour conserver l'intégrité naturelle du milieu en permettant le maintien d'espèces exigeantes qui tendent à disparaître des milieux plus perturbés, ils agissent comme des refuges écologiques au sein d'un environnement urbain fortement fragmenté.

Les espèces les plus rares de notre jeu de données, soit la Paruline azurée et le Pic à ventre roux, présentent des patrons de détection particulièrement restreints, tant en termes de nombre de sites que de fréquence d'observation. Leur présence limitée à un très faible nombre de sites suggère une forte sensibilité aux caractéristiques locales de l'habitat, ainsi qu'aux contraintes paysagères propres à la grande région de Montréal. La Paruline azurée, une espèce associée aux forêts feuillues matures à canopée fermée et à structure verticale développée, est reconnue pour être particulièrement vulnérable à la fragmentation et à la perte d'habitats de qualité (Rosenberg *et al.*, 1999 ; Rosenberg *et al.*, 2003). Sa détection ponctuelle dans notre étude concorde avec son statut précaire et avec les exigences écologiques élevées rapportées dans la littérature. De même, bien que le Pic à ventre roux soit généralement considéré comme une espèce plus généraliste à l'échelle nord-américaine, son occurrence demeure encore marginale dans la région de Montréal, où il est en expansion récente (Cornell Lab of Ornithology, s. d.). Sa détection limitée pourrait refléter à la fois une aire de répartition encore incomplètement établie dans la région et une dépendance à des sites offrant des structures forestières favorables, notamment la présence de gros arbres et de cavités (Cornell Lab of Ornithology, s. d.). Ainsi, la rareté de ces deux espèces dans les données eBird analysées ne doit pas être interprétée uniquement comme un artefact d'échantillonnage, mais plutôt comme un signal écologique cohérent avec leur statut, leur écologie et le contexte fortement fragmenté du paysage forestier montréalais.

Le fait de retrouver dans nos sites non protégés un certain nombre qui accueillent des effectifs d'espèces spécialistes de forêts matures est un indicateur de leur potentiel à être des candidats pour consolider les réseaux d'aires protégés dans la région de Montréal. La composition spécifique de ces sites, et non le simple nombre d'espèces, constitue un indicateur plus pertinent pour évaluer la valeur écologique en utilisant la faune aviaire comme indicateur.

Nos résultats suggèrent que la conservation de milieux naturels, notamment de forêts, au sein d'une matrice urbaine ne devrait pas viser uniquement la maximisation de la diversité totale, mais plutôt la préservation d'habitats forestiers structurés et matures, caractérisés par la présence de gros arbres et de bois mort, essentiels à des espèces spécialistes comme le Grand Pic ou la Grive des bois, ainsi qu'à des espèces de canopée exigeantes telles que la Paruline azurée ou le Piranga écarlate, dont la présence témoigne de la qualité des écosystèmes forestiers.

Le critère d'importance : la proportion de forêt mature

La proportion de forêt mature constitue le facteur le plus déterminant de la richesse spécifique des espèces focales d'oiseaux associés aux habitats forestiers matures. Nos analyses indiquent que la proportion de peuplements dont la canopée dépasse 17 mètres est fortement corrélée à la richesse spécifique, ce qui confirme que la qualité de l'habitat exerce une influence majeure sur la biodiversité aviaire. Ces observations rejoignent celles de Rosenberg *et al.* (1999, 2003) et de Morelli *et al.* (2017), qui ont montré que la structure et la maturité des forêts jouent un rôle central dans le maintien des oiseaux spécialistes de la forêt, bien davantage que la simple superficie du territoire protégé.

Les forêts matures se distinguent par une plus grande complexité verticale, une diversité de microhabitats et la présence d'arbres de grand diamètre, autant de caractéristiques qui offrent des conditions favorables à la nidification, à l'alimentation et à la protection des oiseaux. D'autres caractéristiques, telles que la présence de cavités naturelles, de gros bois mort au sol ou en décomposition, ainsi que la densité et la diversité des strates arbustives et herbacées, contribuent également à la qualité de l'habitat pour les oiseaux forestiers. Ces éléments fournissent des sites de nidification supplémentaires, des refuges contre les prédateurs et une diversité alimentaire accrue, ce qui peut expliquer la forte occurrence de certaines espèces spécialistes dans ces sites. En milieu urbain, ces peuplements fournissent un ensemble de conditions qui sont rares et qui constituent souvent les derniers refuges pour ces espèces plus exigeantes. La régression entre la richesse aviaire et la superficie des sites suggère par ailleurs un effet de seuil autour de 90 hectares, au-delà duquel la richesse spécifique tend à se stabiliser. Cela indique qu'une certaine taille minimale est nécessaire pour soutenir une diversité d'espèces, mais qu'au-delà de ce seuil, d'autres facteurs tels que la qualité du couvert forestier risquent d'être plus déterminants dans la composition des communautés aviaires.

Cette relation explique pourquoi certains sites non protégés, mais riches en forêts matures, présentent une diversité comparable à celle de parcs protégés. La proportion de forêts matures apparaît donc comme un indicateur plus fiable que la superficie totale pour évaluer la valeur écologique d'un site. Dans un contexte de planification urbaine, ces résultats suggèrent que la conservation devrait viser non seulement la protection d'espaces naturels, mais surtout le maintien et la restauration de forêts matures. Bien que notre étude ait ciblé spécifiquement les espèces associées aux forêts matures, ces espèces sont particulièrement sensibles à la

fragmentation et à la qualité des habitats, ce qui en fait d'excellents indicateurs de l'intégrité écologique. Leur présence reflète donc la capacité des sites à soutenir une diversité fonctionnelle plus large d'oiseaux et d'autres organismes forestiers dans le sud du Québec, où les habitats matures sont rares et fortement fragmentés.

Ce que préfère l'avifaune : un habitat protégé ou de qualité?

Le statut de protection, pris isolément, n'explique pas de façon significative la variation de la richesse spécifique des oiseaux forestiers. Ce constat suggère que la désignation légale d'un site ne suffit pas à garantir une biodiversité plus élevée : la protection n'a de valeur que si elle concerne des habitats de qualité, capables de soutenir les espèces qu'on souhaite conserver.

Protéger un espace dépourvu de forêt mature ou de structures favorables aux oiseaux spécialistes n'entraîne pas nécessairement une occurrence élevée de ces espèces. Comme l'ont souligné Possingham *et al.* (2015), l'efficacité d'une aire protégée dépend avant tout de la qualité écologique du milieu et des pratiques de gestion qui y sont appliquées. Dans un contexte urbain fortement fragmenté comme celui de la grande région de Montréal, la structure de la forêt, la proportion de peuplements matures et la limitation des perturbations semblent jouer un rôle plus déterminant que la simple présence d'un statut de protection.

Certains sites non protégés, tels que le Jardin Botanique ou le Cimetière Notre-Dame-des-Neiges, présentent une richesse spécifique élevée, comparable à celle de plusieurs parcs protégés. Ces lieux, bien qu'ils ne bénéficient pas d'un encadrement légal, possèdent des caractéristiques écologiques favorables, comme une forte densité d'arbres matures et une gestion relativement respectueuse des habitats. À l'inverse, certains sites protégés plus jeunes ou très fréquentés

affichent une diversité moindre, démontrant que la protection formelle ne garantit pas nécessairement une meilleure qualité d'habitat.

Ces observations montrent que la conservation urbaine ne peut reposer uniquement sur la création d'aires protégées. Si le statut de protection demeure essentiel pour assurer la pérennité des milieux naturels, il doit être accompagné d'une gestion écologique active visant à maintenir la maturité des peuplements, à contrôler la fréquentation et à limiter les perturbations.

Ainsi, la qualité des habitats, notamment l'importance des forêts matures au sein des sites naturels en milieu urbain, apparaît comme le véritable facteur déterminant pour la faune aviaire associée au milieu forestier. Le statut de protection, bien qu'important, doit être perçu comme un outil complémentaire au service d'une gestion durable de ces milieux.

Les espèces migratrices, indicatrices de la qualité des habitats forestiers

Divers travaux réalisés dans les habitats forestiers enclavés dans une matrice anthropisée (Robbins *et al.*, 1989; Robinson *et al.*, 1995 Rosenberg *et al.*, 1999, 2003; Runge *et al.*, 2015) ont montré que les oiseaux migrants forestiers sont sensibles à la fragmentation et à la perte de superficie forestière dans ces environnements, principalement en raison de la perte d'habitats de nidification de qualité. Dans notre étude de cas, les espèces migratrices associées aux forêts matures sont observées plus fréquemment dans les sites protégés que dans les sites non protégés. Cette tendance met en perspective le rôle important joué par des sites protégés en trame urbaine dans le maintien d'habitats adéquats pour ces espèces durant la période de reproduction. Certaines espèces migratrices associées aux forêts matures, comme la Grive des bois, le Pioui de

l'Est ou la Paruline couronnée, possèdent des exigences écologiques élevées : elles dépendent de forêts denses, offrant un couvert continu, une strate arbustive développée et une gestion du milieu favorisant le maintien de ces caractéristiques biophysiques. Ces conditions se rencontrent plus souvent dans les sites dotés d'un statut de protection.

La présence de certaines espèces migratrices strictement associées aux forêts matures, comme la Grive des bois, le Pioui de l'Est ou la Paruline couronnée, peut constituer un indicateur de la qualité des habitats forestiers. Ces espèces sont sensibles à la fragmentation et à la perte de structures forestières favorables à la nidification (Robbins *et al.*, 1989; Robinson *et al.*, 1995; Rosenberg *et al.*, 1999, 2003; Runge *et al.*, 2015). La présence de ces espèces dans un site, qu'il soit protégé ou non mais doté de peuplements forestiers matures, indique la présence de conditions écologiques favorables à la faune forestière. En revanche, leur faible occurrence, voire leur absence, dans les milieux naturels protégés ou non peut signaler une dégradation de l'habitat ou un niveau de perturbation trop élevé pour soutenir leur présence pendant la saison de reproduction.

La science citoyenne comme outil fiable et complémentaire

Notre étude de cas témoigne de la pertinence de l'apport de la science citoyenne, et plus particulièrement des données issues de la plateforme eBird, comme un moyen efficace et peu couteux de suivi de la diversité aviaire en milieu urbain. Malgré certaines limites liées à l'effort d'échantillonnage variable et aux biais d'observation, les tendances observées sont cohérentes avec celles rapportées dans la littérature scientifique. Les relations significatives entre la richesse spécifique, la proportion de forêts matures et le statut de protection démontrent que les données

citoyennes permettent de détecter des patrons écologiques robustes, comparables à ceux obtenus à partir de suivis professionnels. Ces résultats rejoignent les conclusions de Farr *et al.* (2023) et de Pocock *et al.* (2017), qui reconnaissent la validité croissante des bases de données citoyennes lorsqu'elles sont analysées avec des méthodes statistiques appropriées.

L'utilisation d'une approche de modélisation basée sur l'analyse de régression binomiale négative a permis de tenir compte de la surdispersion et des variations d'efforts entre les sites, renforçant ainsi la fiabilité des résultats. Cela démontre que les données issues de eBird, bien que collectées par un large public, peuvent être intégrées avec rigueur dans des analyses statistiques qui sont à même d'offrir des informations utiles sur la diversité aviaire des milieux naturels. Leur volume, leur couverture spatiale étendue et leur fréquence de mise à jour représentent un avantage considérable pour la recherche écologique, particulièrement dans des contextes où les inventaires systématiques sont coûteux ou difficiles à maintenir par les organismes responsables de la gestion des milieux naturels dans les agences gouvernementales.

Au-delà de leur valeur scientifique, ces données recèlent aussi un intérêt social important. La participation citoyenne favorise une sensibilisation accrue à la conservation et encourage un sentiment d'engagement envers la nature. En ce sens, la science citoyenne contribue non seulement à la production de connaissances, mais aussi à la mobilisation du public autour des enjeux de conservation de la biodiversité et des milieux naturels. Ainsi, les résultats de cette étude soutiennent l'idée que les plateformes comme eBird constituent un outil complémentaire aux suivis traditionnels, capable d'offrir une perspective à grande échelle sur les dynamiques écologiques. Lorsqu'elle est encadrée par une approche scientifique rigoureuse, la science citoyenne devient un levier puissant pour la connaissance et la conservation de la biodiversité.

Constats et hypothèses exploratoires

À la lumière des résultats de l'étude de cas, il se dégage certains constats et des hypothèses exploratoires qui pourraient être approfondies :

1. À l'échelle de la grande région de Montréal, la richesse en espèces des oiseaux de forêts matures n'est pas significativement différente entre les sites naturels protégés ou non. Il serait intéressant d'évaluer si c'est le cas à l'échelle du sud du Québec.
2. La superficie de forêt de plus de 17 mètres de hauteur est plus importante pour les espèces aviaires liées aux forêts matures que ne l'est la superficie totale des espaces protégés. Il serait intéressant d'évaluer à partir de quel seuil combinant le ratio superficie totale des sites – superficie de forêt mature cette relation prévaut à l'échelle de l'ensemble du sud du Québec.
3. Il serait pertinent d'explorer l'influence d'autres attributs forestiers clés sur la présence et la fréquence des espèces d'oiseaux, tels que la densité et la taille des arbres, la quantité de bois mort, la complexité verticale de la canopée ou la présence de strates arbustives développées. Ces caractéristiques, souvent associées à la qualité des habitats forestiers matures, pourraient permettre de mieux comprendre les facteurs déterminant la diversité et la composition des communautés aviaires.

Notre étude de cas, pairée à la revue de littérature, a permis de corroborer des patrons de distribution et de fréquences d'observations intéressants pour les espèces d'oiseaux associées aux forêts matures dans les bois protégés et non protégés de la grande région de Montréal. Ces patrons sont comparables à ceux documentés dans d'autres régions de l'Est de l'Amérique du

Nord et dans le monde (Dale, 2018 ; Morelli *et al.*, 2017 ; Rosenberg *et al.*, 1999 ; Rosenberg *et al.*, 2003 ; Schütz et Schulze, 2015 ; Tippetts, 2018 ; Vasquez et Wood, 2022 ; Yang *et al.*, 2020).

L'intérêt ici tient au fait que malgré les biais et limites méthodologiques des données récoltées par les citoyen·ne·s, nos résultats font échos à ceux obtenus par les ornithologues professionnel·e·s scientifiques au moyen de méthodes d'inventaires plus exigeantes et coûteuses.

La science citoyenne peut donc constituer une approche utile aux équipes de gestion des milieux naturels dans le suivi de leur diversité biologique.

Conclusion

Les espaces protégés de la grande région de Montréal jouent un rôle important pour les espèces d'oiseaux associées aux milieux forestiers matures, mais leur efficacité à abriter ce groupe d'espèces tient surtout à la proportion de couvert forestier mature des sites et, dans une moindre mesure, à leur superficie. À cet égard, les résultats suggèrent que la qualité de l'habitat, mesurée par la hauteur de la canopée, ainsi que la taille des milieux naturels, influencent davantage la présence des espèces spécialistes des forêts matures que le statut de protection en soi. Ces deux variables agissent comme des indicateurs de la maturité structurale et de l'intégrité des habitats forestiers, des conditions étroitement associées à la faune aviaire typique des forêts matures et âgées. Ces résultats confirment ainsi l'importance d'intégrer des critères écologiques, tels que la structure verticale du couvert forestier et la superficie des milieux, dans la planification et l'élaboration des réseaux d'aires protégées en contexte urbain et périurbain.

L'utilisation des données provenant de la science citoyenne, notamment celles de eBird, s'est révélée pertinente et apte à offrir des informations scientifiques comparables à des programmes

de suivis plus formels (Drapeau 1995, 1997, 2000; Drapeau et Allard 2022), et ce malgré certains biais inévitables liés à l'effort d'échantillonnage de cette forme de collecte de données. Ces données représentent donc une ressource précieuse pour le suivi écologique des milieux naturels, surtout en contexte urbain où les ressources humaines et financières dévolues aux programmes de suivis écologiques sont limitées.

Ainsi, la combinaison entre protection des milieux naturels et participation citoyenne apparaît prometteuse pour mieux comprendre et conserver la faune aviaire. En misant sur la collaboration entre chercheur·e·s et citoyen·ne·s, il devient possible de renforcer le suivi écologique des milieux naturels en zone urbaine et de veiller à la pérennité de nos forêts matures, véritables piliers de la biodiversité en milieu anthropisé.

Références

Arce, S. (2009). *Conservation de la biodiversité en milieu urbain: considérations écologiques et analyse du cas de Montréal* (Doctoral dissertation, Université du Québec à Montréal).

Backstrom, L. J., Callaghan, C. T., Worthington, H., Fuller, R. A., & Johnston, A. (2025). Estimating sampling biases in citizen science datasets. *Ibis*, 167(1), 73-87.

Berteaux, D., Ricard, M., St-Laurent, M. H., Casajus, N., Périé, C., Beauregard, F., & de Blois, S. (2018). Northern protected areas will become important refuges for biodiversity tracking suitable climates. *Scientific Reports*, 8(1), 4623.

Brown, E. D., Williams, B. K. (2019). The potential for citizen science to produce reliable and useful information in ecology. *Conservation Biology*, 33(3), 561-569.

Canedoli, C., Manenti, R., Padoa-Schioppa, E. (2018). Birds biodiversity in urban and periurban forests: environmental determinants at local and landscape scales. *Urban Ecosystems*, 21, 779-793.

Carignan, V. (2002). La gestion des parcs-nature sur le territoire de la Ville de Montréal. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 3(2).

Castagneyrol, B., Botella, C., Fontaine, B. (2021). Science citoyenne et qualité des données sur la biodiversité: un faux problème?. *NOV'AE*, 64-74.

Cazalis, V., Princé, K., Mihoub, J. B., Kelly, J., Butchart, S. H., & Rodrigues, A. S. (2020). Effectiveness of protected areas in conserving tropical forest birds. *Nature communications*, 11(1), 4461.

Charron, A. (2017). Analyse géostatistique des aires protégées de la Communauté métropolitaine de Montréal: défis et priorités d'actions pour un aménagement durable du territoire.

Collectivités viables. S.d. Étalement urbain. *Vivre en ville*. Récupéré de : <https://collectivitesviables.org/sujets/etalement-urbain.aspx>

Communauté métropolitaine de Montréal. S.d. Milieux naturels. *CMM — Grands enjeux*. <https://cmm.qc.ca/grands-enjeux/milieux-naturels/>

Conservation de la nature Canada. S.d. *Grive des bois*. Récupéré de : <https://www.natureconservancy.ca/fr/nos-actions/ressources/especes-en-vedette/oiseaux/grive-bois.html#:~:text=Quel%20est%20le%20statut%20de,sur%20les%20esp%C3%A8ces%20en%20%C3%A9%20il.>

Cornell Lab of Ornithology. S. d. *Brown Creeper Life History*. Dans *All About Birds*. Récupéré de : https://www.allaboutbirds.org/guide/Brown_Creeper/lifehistory

Cornell Lab of Ornithology. S. d. *Downy Woodpecker Life History*. Dans *All About Birds*. Récupéré de : https://www.allaboutbirds.org/guide/Downy_Woodpecker/lifehistory

Cornell Lab of Ornithology. S. d. *Eastern Wood Pewee Life History*. Dans *All About Birds*. Récupéré de : https://www.allaboutbirds.org/guide/Eastern_Wood-Pewee/lifehistory

Cornell Lab of Ornithology. S. d. *Hairy Woodpecker Life History*. Dans *All About Birds*. Récupéré de : https://www.allaboutbirds.org/guide/Hairy_Woodpecker/lifehistory

Cornell Lab of Ornithology. S. d. *Northern Flicker Life History*. Dans *All About Birds*. Récupéré de : https://www.allaboutbirds.org/guide/Northern_Flicker/lifehistory

Cornell Lab of Ornithology. S. d. *Ovenbird Life History*. Dans *All About Birds*. Récupéré de : <https://www.allaboutbirds.org/guide/Ovenbird/lifehistory>

Cornell Lab of Ornithology. S. d. *Pileated Woodpecker Life History*. Dans *All About Birds*. Récupéré de : https://www.allaboutbirds.org/guide/Pileated_Woodpecker/lifehistory

Cornell Lab of Ornithology. S. d. *Red-bellied Woodpecker Life History*. Dans *All About Birds*. Récupéré de : https://www.allaboutbirds.org/guide/Red-bellied_Woodpecker/lifehistory

Cornell Lab of Ornithology. S. d. *Scarlet Tanager Life History*. Dans *All About Birds*. Récupéré de : https://www.allaboutbirds.org/guide/Scarlet_Tanager/lifehistory

Cornell Lab of Ornithology. S. d. *Wood Thrush Life History*. Dans *All About Birds*. Récupéré de : https://www.allaboutbirds.org/guide/Wood_Thrush/lifehistory

Cornell Lab of Ornithology. S. d. *Yellow-bellied Sapsucker Life History*. Dans *All About Birds*. Récupéré de : https://www.allaboutbirds.org/guide/Yellow-bellied_Sapsucker/lifehistory

COSEWIC. (2012). *COSEWIC assessment and status report on the Eastern Wood-peewee (Contopus virens) in Canada*. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa.

x + 39 pp. (Species at Risk Public Registry). Récupéré de: https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/species-risk-public-registry/cosewic-assessments-status-reports/eastern-wood-peewee-2012.html#_11

Cull, C. (2024). *Shared Spaces: Relationships Between Human Recreation and Avian Conservation in Urban Greenspaces* (Doctoral dissertation, Concordia University).

Dale, S. (2018). Urban bird community composition influenced by size of urban green spaces, presence of native forest, and urbanization. *Urban Ecosystems*, 21, 1-14.

Drapeau, P. (1995). Un protocole de suivi de l'avifaune dans les parcs-nature de la CUM. *Rapport présenté à la Communauté urbaine de Montréal, Division des parcs-nature*, 45 p. + Annexes.

Drapeau, P. (1997). Localisation des stations permanentes, modalités d'échantillonnage et compilation des résultats d'inventaires du Programme de Suivi de l'avifaune des parcs-nature de la CUM. *Rapport présenté à la Communauté urbaine de Montréal, Division des parcs-nature*, 13 p.

Drapeau, P. (2000). Programme quinquennal de suivi de l'avifaune des parcs-nature de la CUM. *Rapport présenté à la Communauté urbaine de Montréal, Division des parcs-nature*, 35 p.

Drapeau, P., Allard, M. (2022). Les parcs-nature de la ville de Montréal, des refuges de diversité aviaire? *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Hors-série 36).

Drapeau, P., Villard, M. A., Leduc, A., Hannon, S. J. (2016). Natural disturbance regimes as templates for the response of bird species assemblages to contemporary forest management. *Diversity and Distributions*, 22(4), 385-399.

Duckworth, G. D., Altweig, R. (2018). Effectiveness of protected areas for bird conservation depends on guild. *Diversity and Distributions*, 24(8), 1083-1091.

Ellis, D., & Schwartz, R. (2016). The roles of an urban parks system. *World Urban Parks*, 10.

Ellwood, E. R., Crimmins, T. M., Miller-Rushing, A. J. (2017). Citizen science and conservation: Recommendations for a rapidly moving field. *Biological Conservation*, 208, 1-4.

Farr, CM, Ngo, F., Olsen, B. 2023. Evaluating Data Quality and Changes in Species Identification in a Citizen Science Bird Monitoring Project. *Citizen Science: Theory and Practice*, 8(1): 24, pp. 1–13. DOI: <https://doi.org/10.5334/cstp.604>

Géoconfluences. (2010). Urbanisation. *Géoconfluences*. Récupéré de : <https://geoconfluences.ens-lyon.fr/glossaire/urbanisation-1>

Gaüzère, P., Jiguet, F., Devictor, V. (2016). Can protected areas mitigate the impacts of climate change on bird's species and communities?. *Diversity and Distributions*, 22(6), 625-637.

Gouvernement du Canada. (2019). *Paruline azurée (Setophaga cerulea)*. Récupéré de : [https://faune-especes.canada.ca/situation-oiseaux/oiseau-bird-fra.aspx?sY=2019&sL=f&sB=CERW&sM=c#:~:text=En%202003%20cette%20esp%C3%A8ce%20a,baisses%20r%C3%A9centes%20\(COSEPAC%202010f\)](https://faune-especes.canada.ca/situation-oiseaux/oiseau-bird-fra.aspx?sY=2019&sL=f&sB=CERW&sM=c#:~:text=En%202003%20cette%20esp%C3%A8ce%20a,baisses%20r%C3%A9centes%20(COSEPAC%202010f)).

Gouvernement du Québec, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. (s. d.). *Paruline azurée*. Dans *Fiches d'espèces fauniques*. Récupéré de : <https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/faune/animaux-sauvages-quebec/fiches-especes-fauniques/paruline-azuree>

Johnston, A., Hochachka, W. M., Strimas-Mackey, M. E., Ruiz Gutierrez, V., Robinson, O. J., Miller, E. T., Fink, D. (2021). Analytical guidelines to increase the value of community science data: An example using eBird data to estimate species distributions. *Diversity and distributions*, 27(7), 1265-1277.

Kobori, H., Dickinson, J. L., Washitani, I., Sakurai, R., Amano, T., Komatsu, N., Miller-Rushing, A. J. (2016). Citizen science: a new approach to advance ecology, education, and conservation. *Ecological research*, 31, 1-19.

Laney, J. A., Hallman, T. A., Curtis, J. R., Robinson, W. D. (2021). The influence of rare birds on observer effort and subsequent rarity discovery in the American birdwatching community. *PeerJ*, 9, e10713.

Mansourian, S., Belokurov, A., Stephenson, P. J., Perlis, A. (2009). Rôle des aires protégées forestières dans l'adaptation aux changements climatiques. *Unasylva*, 60(231/232), 63-69.

Mexia, T., Vieira, J., Príncipe, A., Anjos, A., Silva, P., Lopes, N., Pinho, P. (2018). Ecosystem services: Urban parks under a magnifying glass. *Environmental research*, 160, 469-478.

Morales-Hidalgo, D., Oswalt, S. N., Somanathan, E. (2015). Status and trends in global primary forest, protected areas, and areas designated for conservation of biodiversity from the Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352, 68-77.

Morelli, F., Benedetti, Y., Su, T., Zhou, B., Moravec, D., Šimová, P., Liang, W. (2017). Taxonomic diversity, functional diversity and evolutionary uniqueness in bird communities of

Beijing's urban parks: effects of land use and vegetation structure. *Urban Forestry & Urban Greening*, 23, 84-92.

Morneau, F., Décarie, R., Pelletier, R., Lambert, D., DesGranges, J. L., Savard, J. P. (1999). Changes in breeding bird richness and abundance in Montreal parks over a period of 15 years. *Landscape and Urban Planning*, 44(2-3), 111-121.

Morrison R.I.G. (2001). Tendances chez les oiseaux : Résultats ornithologiques nationales au Canada. *Environnement Canada, Service canadien de la faune*.

Newman, G., Chandler, M., Clyde, M., McGreavy, B., Haklay, M., Ballard, H., Gallo, J. (2017). Leveraging the power of place in citizen science for effective conservation decision making. *Biological Conservation*, 208, 55-64.

Pocock, M. J., Tweddle, J. C., Savage, J., Robinson, L. D., Roy, H. E. (2017). The diversity and evolution of ecological and environmental citizen science. *PLoS one*, 12(4), e0172579.

Possingham, H. P., Bode, M., Klein, C. J. (2015). Optimal conservation outcomes require both restoration and protection. *PLoS biology*, 13(1), e1002052.

QuébecOiseaux. (s.d.). *À propos de QuébecOiseaux*. Récupéré de : <https://www.quebecoiseaux.org/fr/a-propos>

Regroupement QuébecOiseaux. (s.d.). eBird — QuébecOiseaux. Récupéré de : <https://www.quebecoiseaux.org/fr/ebird>

Robbins, C. S., Dawson, D. K., Dowell, B. A. 1989. Habitat area requirements of breeding forest birds of the middle Atlantic states. *Wildlife Monographs*, 103, pp. 1-34.

Robinson, S. K., Thompson III, T F. R., Donovan, T. M., Whitehead, D. R., Faaborg. J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science*, 26, pp.: 1987-1990.

Rosenberg, K.V., R.S. Hames, R.W. Rohrbaugh, Jr., S. Barker Swarthout, J.D. Lowe, and A.A. Dhondt. 2003. A land manager's guide to improving habitat for forest thrushes. *The Cornell Lab of Ornithology*.

Rosenberg, K.V., R.W. Rohrbaugh, Jr., S.E. Barker, J.D. Lowe, R.S. Hames, and A.A. Dhondt. 1999. A land managers guide to improving habitat for scarlet tanagers and other forest-interior birds. *The Cornell Lab of Ornithology*.

Runge, C. A., Watson, J. E., Butchart, S. H., Hanson, J. O., Possingham, H. P., Fuller, R. A. (2015). Protected areas and global conservation of migratory birds. *Science*, 350(6265), 1255-1258.

Saint-Laurent, D. (2000). Approches biogéographiques de la nature en ville: parcs, espaces verts et friches. *Cahiers de géographie du Québec*, 44(122), 147-166.

Schütz, C., Schulze, C. H. (2015). Functional diversity of urban bird communities: effects of landscape composition, green space area and vegetation cover. *Ecology and Evolution*, 5(22), 5230-5239.

Statistique Québec. (2025). Territoires protégés et conservés. *Vitrine statistique — Nature et santé*. <https://statistique.quebec.ca/vitrine/developpement-durable/strategie-2023-2028/nature-et-sante/territoires-proteges-conserves?onglet=faits-saillants-et-graphiques>

Stockholm Resilience Centre. (s.d.). Planetary boundaries. *Stockholm Resilience Centre*. Récupéré de: <https://www.stockholmresilience.org/research/planetary-boundaries.html>.

Stolton, S., Dudley, N., Avcioğlu Çokçalışkan, B., Hunter, D., Ivanić, K. Z., Kanga, E., Waithaka, J. (2015). Values and benefits of protected areas. *Protected area governance and management*, 145-168.

Tang, B., Clark, J. S., Gelfand, A. E. (2021). Modeling spatially biased citizen science effort through the eBird database. *Environmental and Ecological Statistics*, 28(3), 609-630.

Thomas, C. D., Gillingham, P. K. (2015). The performance of protected areas for biodiversity under climate change. *Biological Journal of the Linnean Society*, 115(3), 718-730.

Tippetts, J. J. (2018). Analysis of avian diversity and richness in relation to urban park size using eBird.

Toomey, A. H., Domroese, M. C. (2013). Can citizen science lead to positive conservation attitudes and behaviors?. *Human Ecology Review*, 50-62.

Tulloch, A. I., Possingham, H. P., Joseph, L. N., Szabo, J., Martin, T. G. (2013). Realising the full potential of citizen science monitoring programs. *Biological Conservation*, 165, 128-138.

Vasquez, A. V., Wood, E. M. (2022). Urban parks are a refuge for birds in park-poor areas. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 958572.

Viña, A., Liu, J. (2017). Hidden roles of protected areas in the conservation of biodiversity and ecosystem services. *Ecosphere*, 8(6), e01864.

Wood, C., Sullivan, B., Illiff, M., Fink, D., Kelling, S. (2011). eBird: engaging birders in science and conservation. *PLoS biology*, 9(12), e1001220.

Yang, H., Viña, A., Winkler, J. A., Chung, M. G., Huang, Q., Dou, Y., Liu, J. (2021). A global assessment of the impact of individual protected areas on preventing forest loss. *Science of the Total Environment*, 777, 145995.

Yang, X., Tan, X., Chen, C., Wang, Y. (2020). The influence of urban park characteristics on bird diversity in Nanjing, China. *Avian Research*, 11, 1-9.

Yang, Y., Zhou, Y., Feng, Z., Wu, K. (2022). Making the case for parks: Construction of an ecological network of urban parks based on birds. *Land*, 11(8), 1144.

Annexe

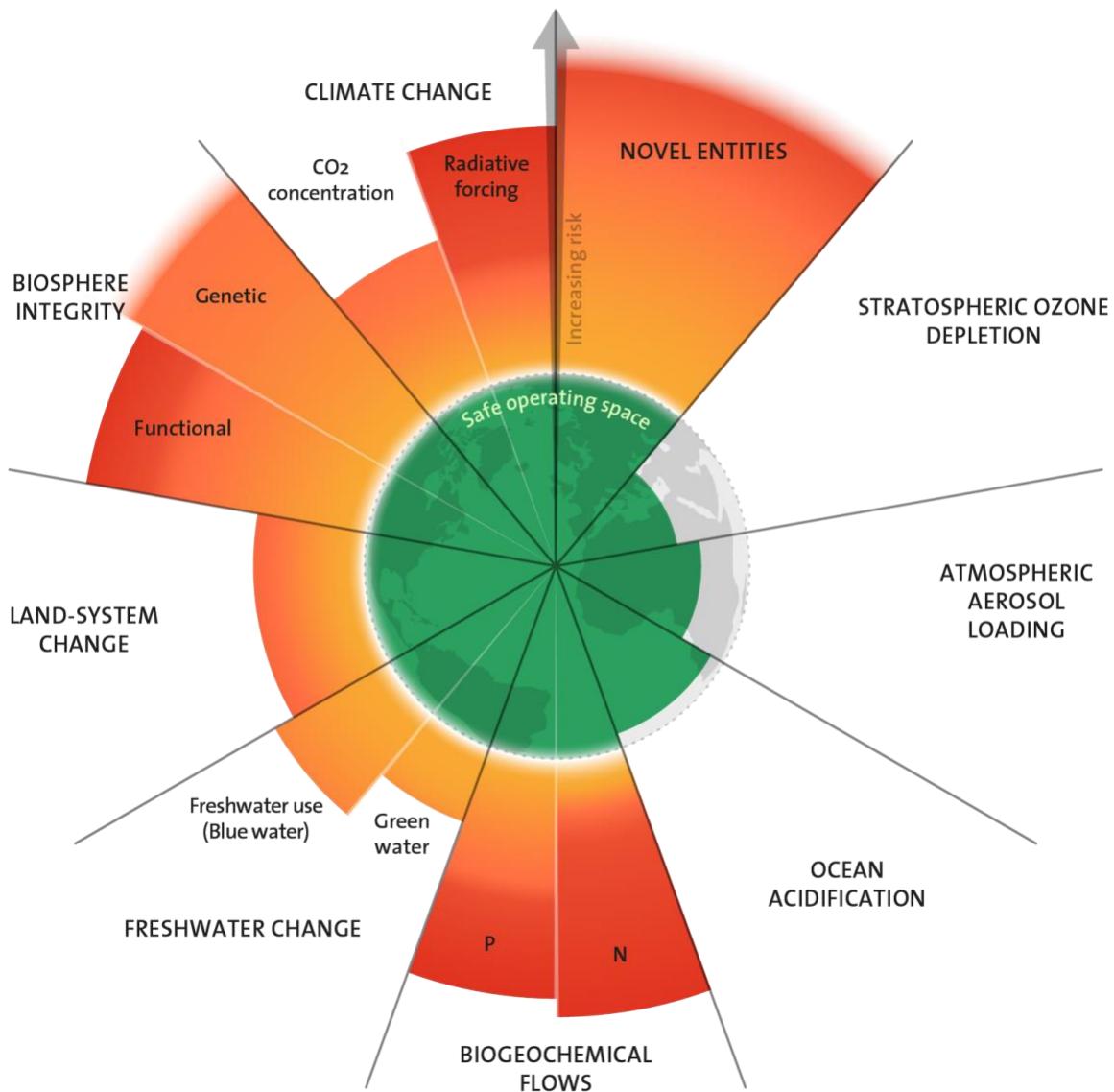


Figure 5. Les limites planétaires, 2023 (Stockholm Resilience Centre, s.d.).

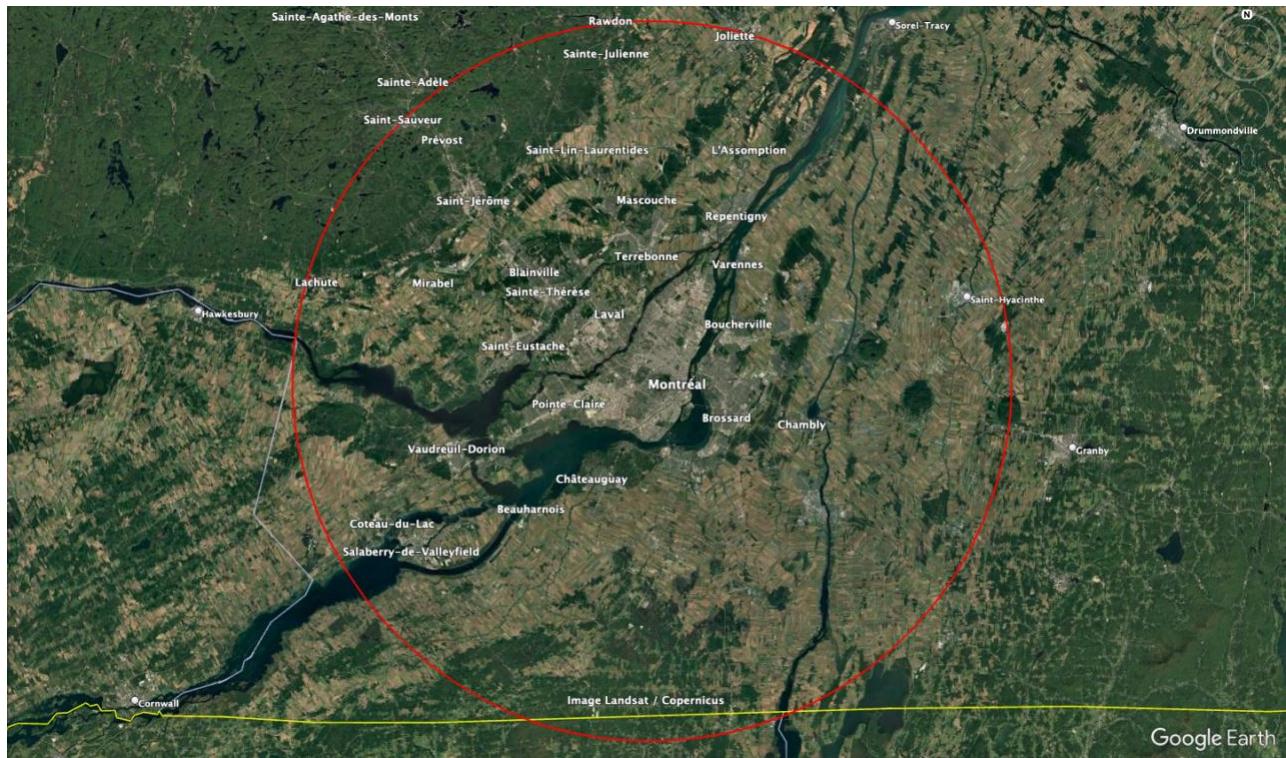


Figure 6. Carte de délimitation de la zone d'étude (cercle rouge) (Google Earth).

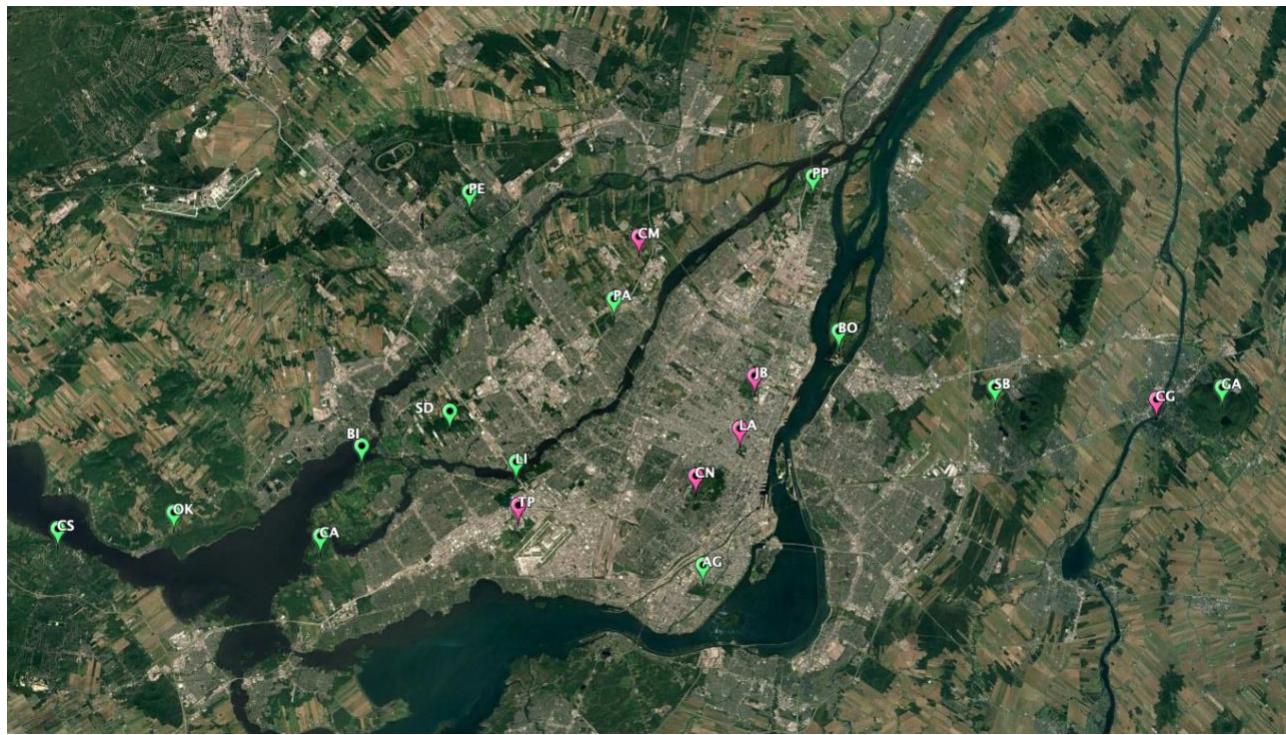


Figure 7. Carte de tous les sites (en vert, les sites protégés, en rose, les sites non protégés) (Google Earth).

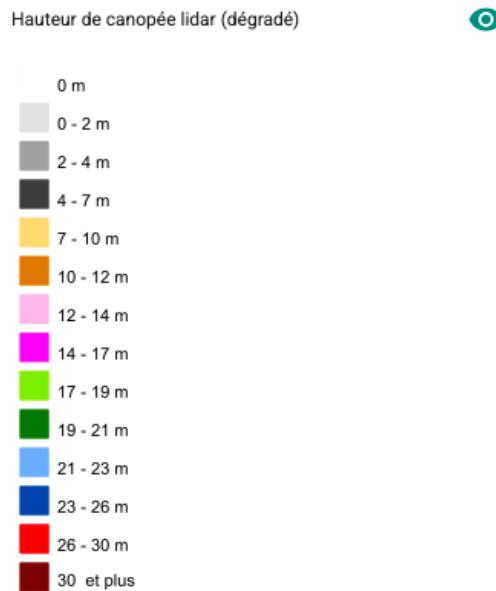


Figure 8. Légende pour la hauteur des tiges des cartes LiDAR de Forêt Ouverte.



Figure 9. Carte LiDAR de la canopée végétale du Bois Papineau (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).

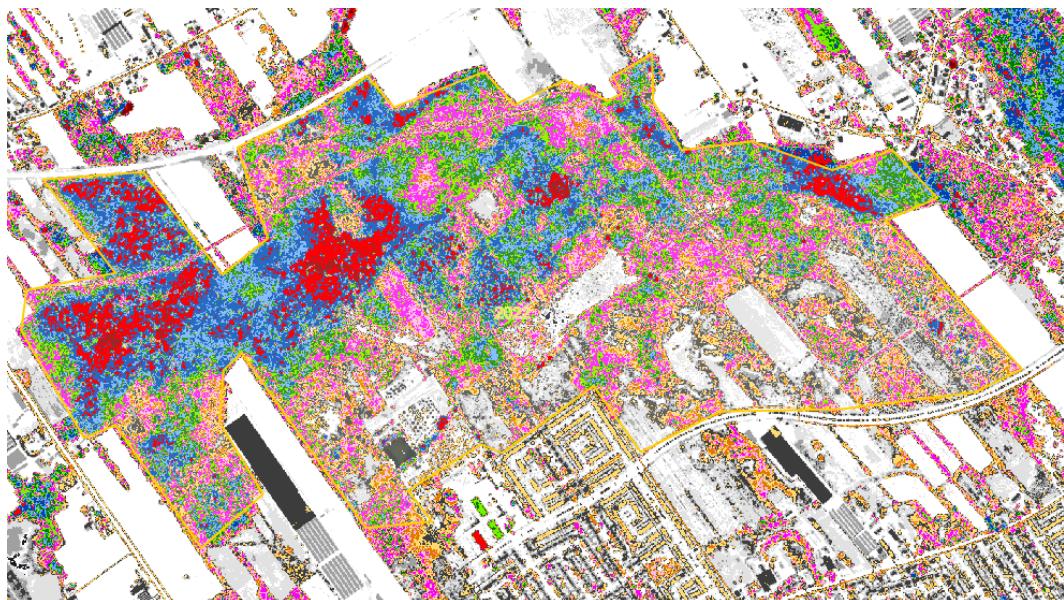


Figure 10. Carte LiDAR de la canopée végétale du Bois Sainte-Dorothée (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).



Figure 11. Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc Angrignon (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).

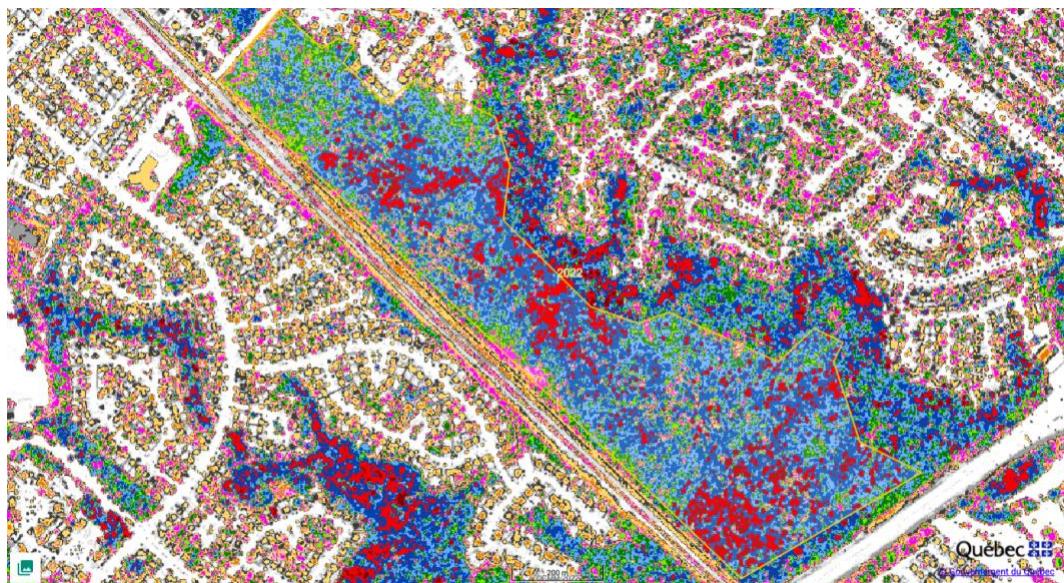


Figure 12. Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc des Hêtres (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).

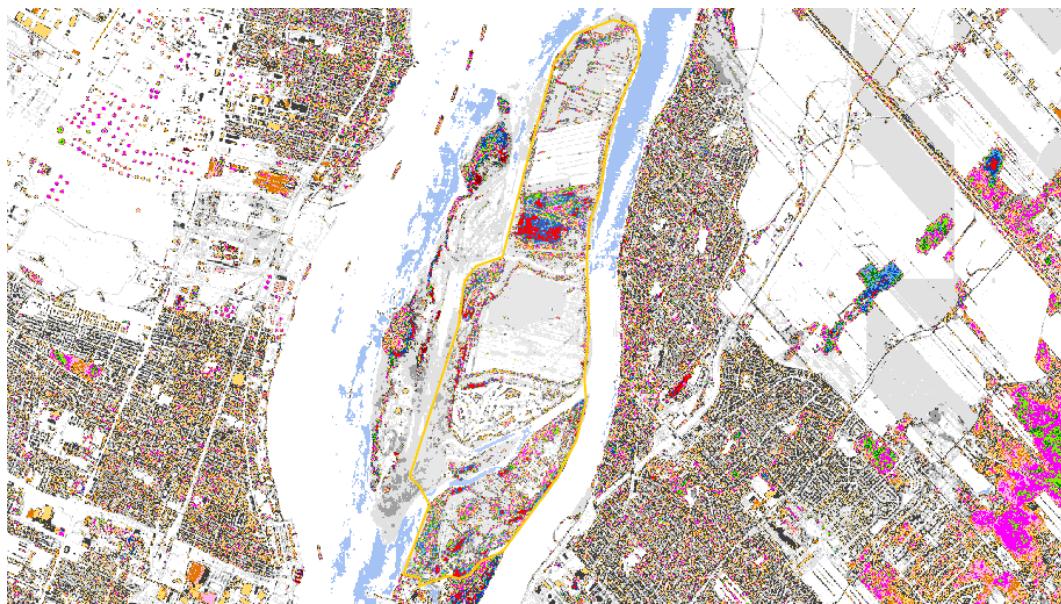


Figure 13. Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc national des Îles-de-Boucherville (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).

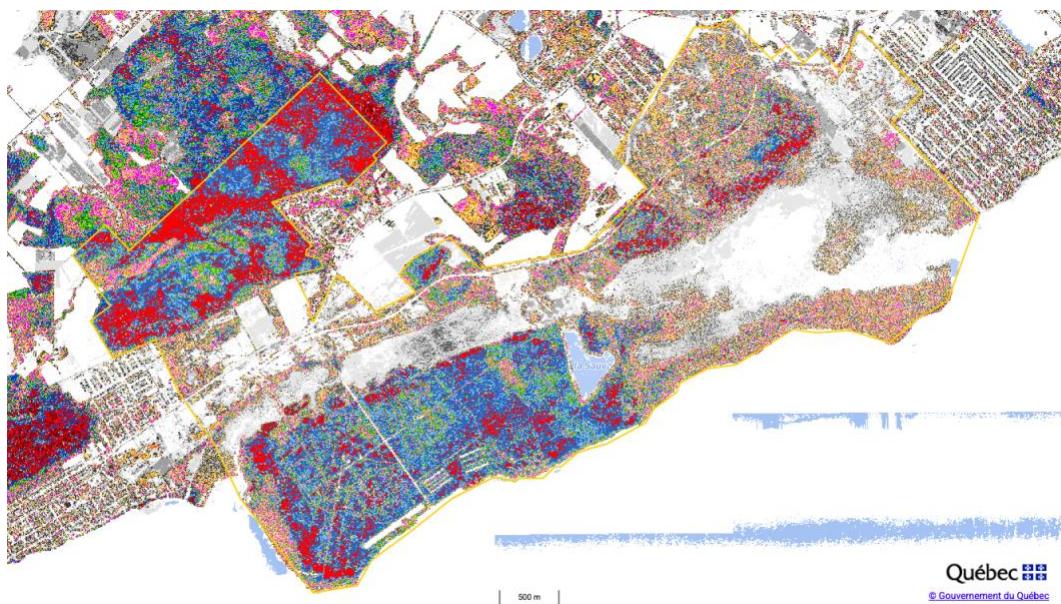


Figure 14. Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc national d'Oka (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).

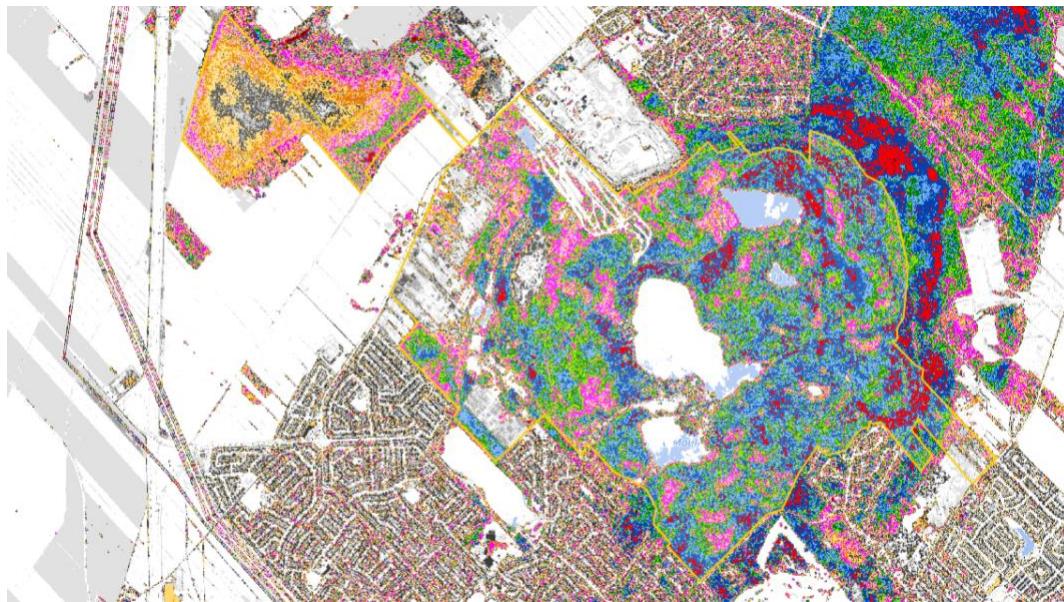


Figure 15. Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc national du Mont-Saint-Bruno (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).



Figure 16. Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc-nature de la pointe-aux-Prairies (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).

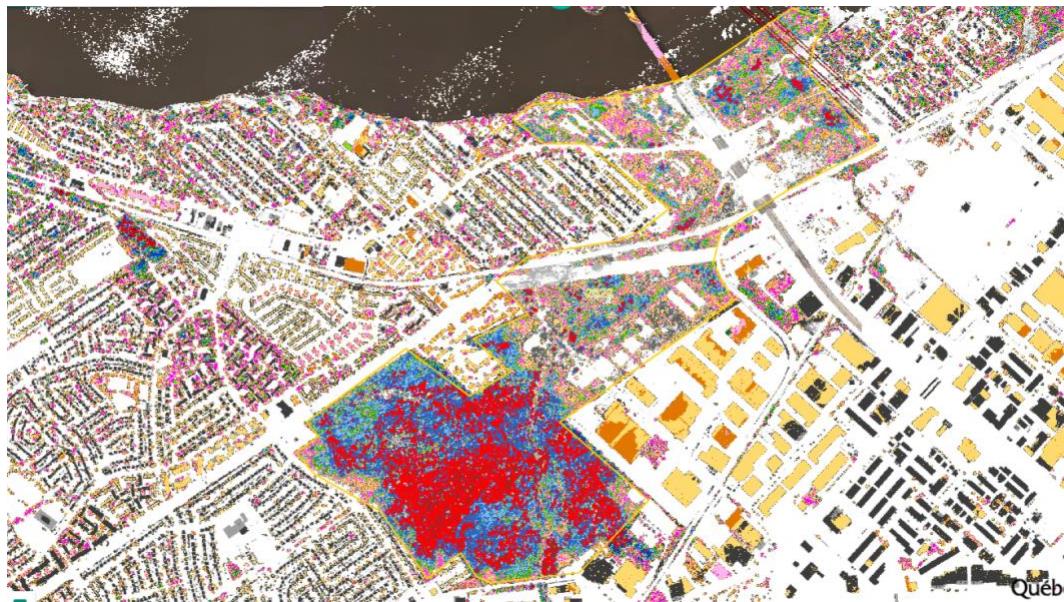


Figure 17. Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc-nature du Bois-de-Liesse (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).

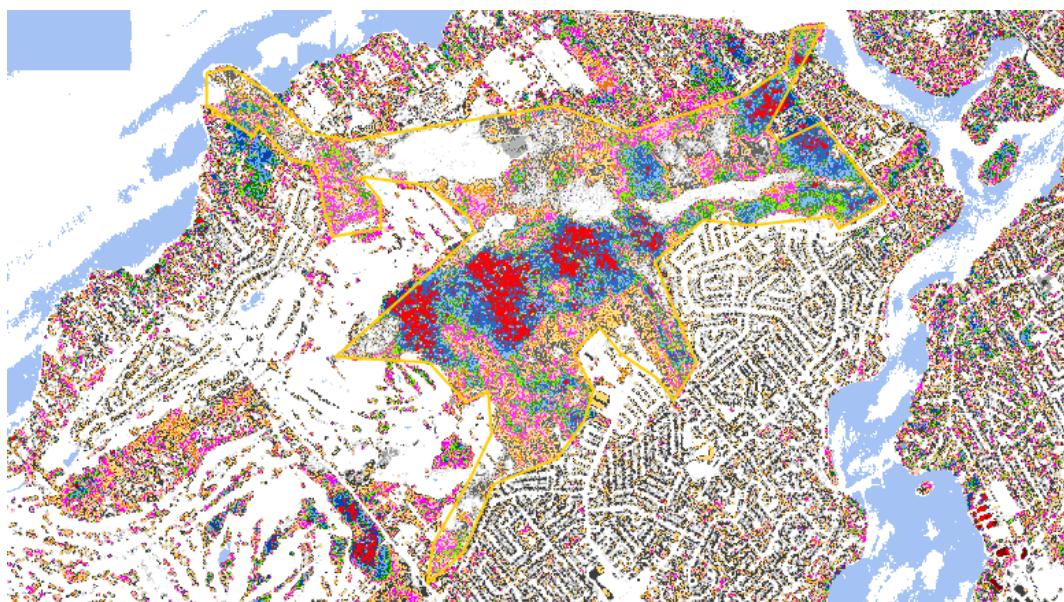


Figure 18. Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc-nature du Bois-de-l'Île-Bizard (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).



Figure 19. Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc-nature du Cap-Saint-Jacques (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).



Figure 20. Carte LiDAR de la canopée végétale de la Réserve naturelle Clarke Sydenham (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).

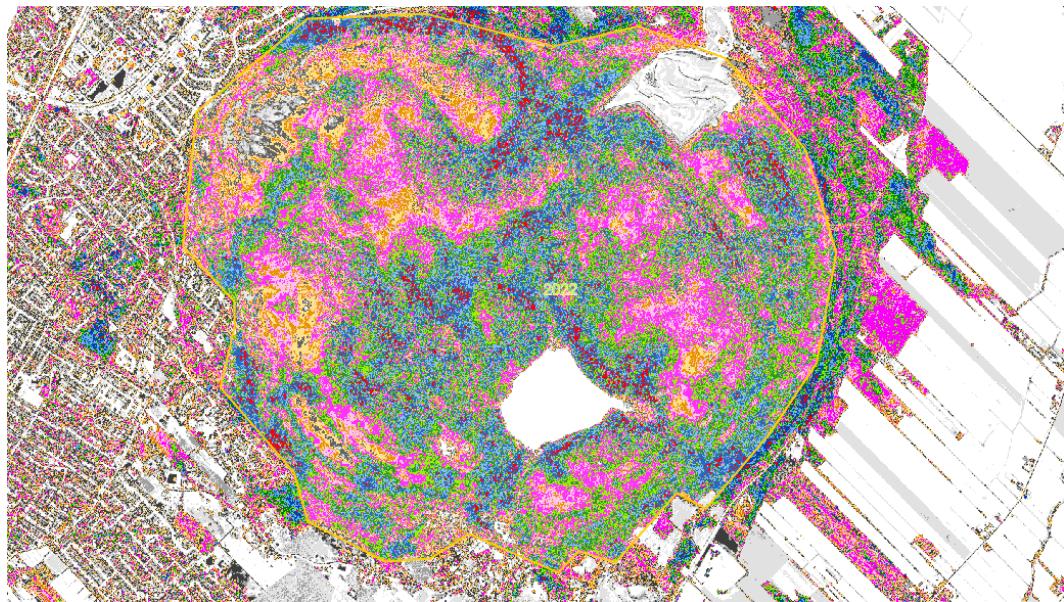


Figure 21. Carte LiDAR de la canopée végétale de la Réserve naturelle Gault (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).

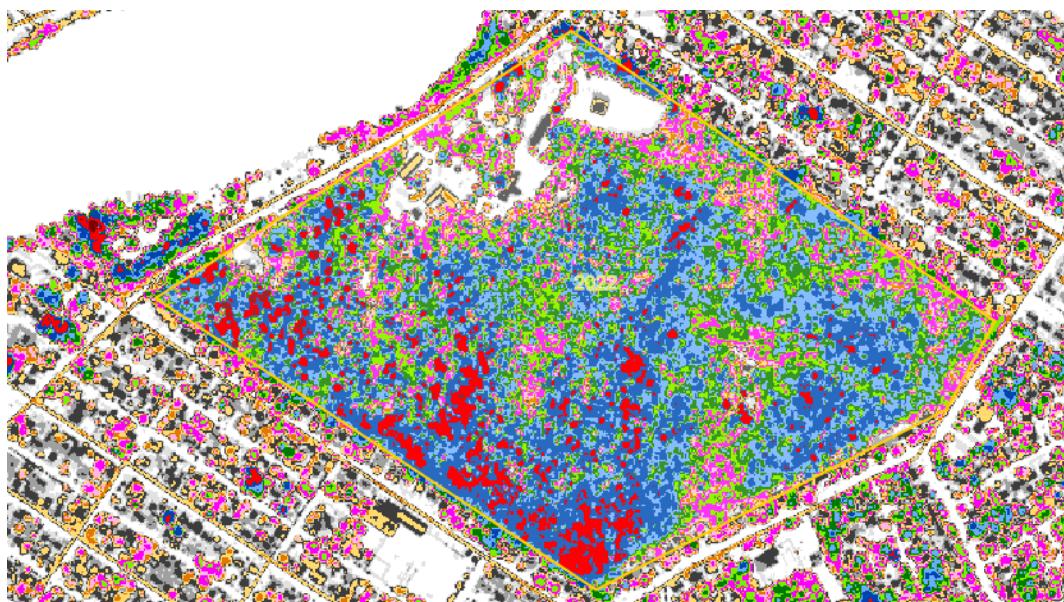


Figure 22. Carte LiDAR de la canopée végétale du Boisé du Camp de Grandpré (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).

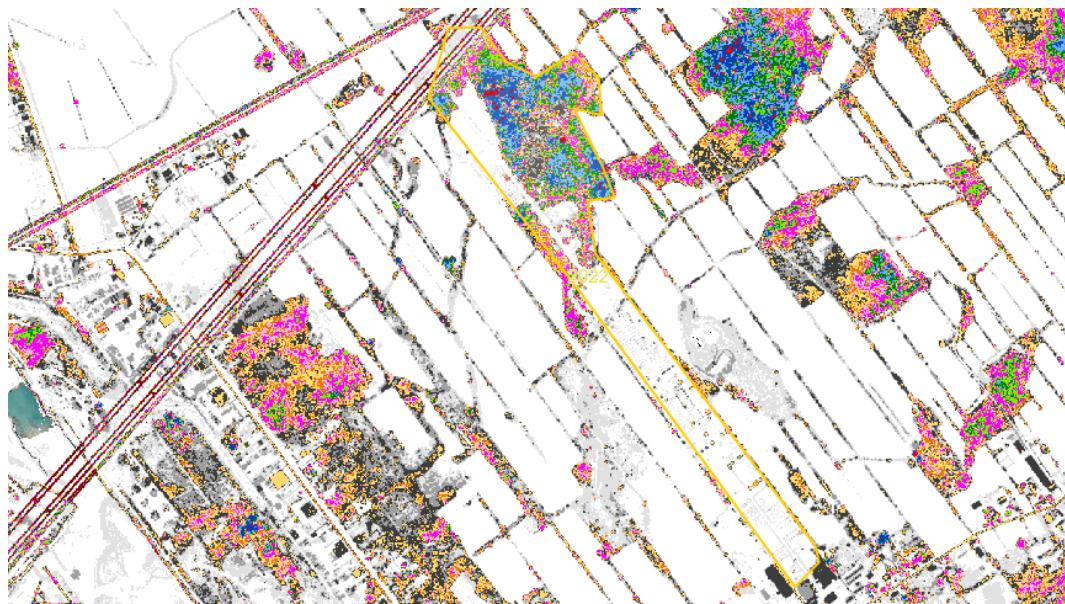


Figure 23. Carte LiDAR de la canopée végétale du Cimetière Mount Pleasant (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).



Figure 24. Carte LiDAR de la canopée végétale du Cimetière Notre-Dame-des-Neiges (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).



Figure 25. Carte LiDAR de la canopée végétale du Jardin Botanique de Montréal (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).



Figure 26. Carte LiDAR de la canopée végétale du Parc La Fontaine (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).

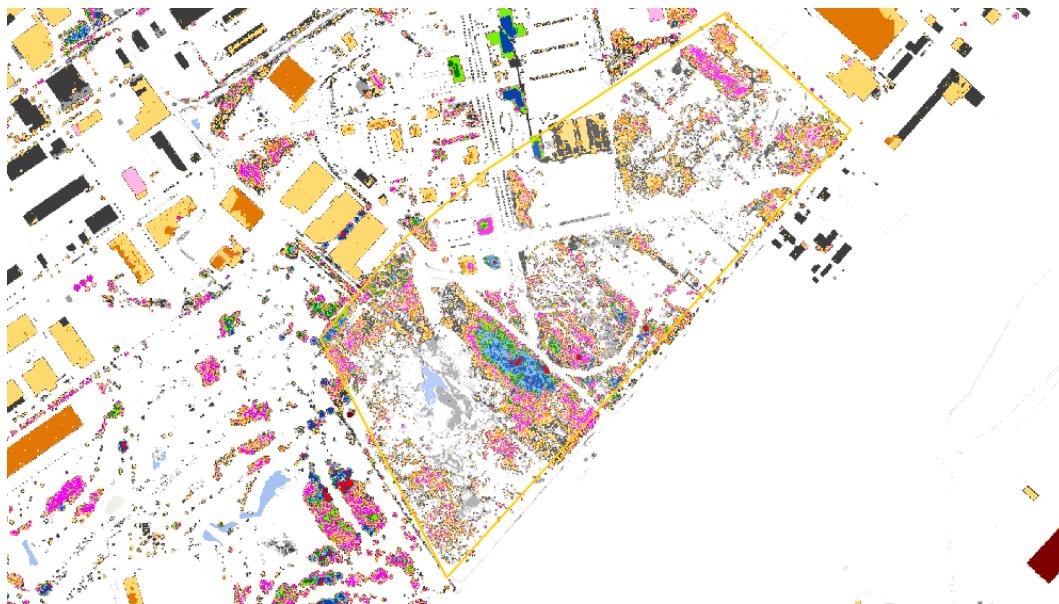


Figure 27. Carte LiDAR de la canopée végétale du Technoparc (Forêt Ouverte, secteur délimité par la ligne jaune).

CALCUL DE LA DISPERSION			
	Moyenne	Variance	Dispersion
GRBR	51,68421053	1448,45029	28
GRPI	121,7894737	11656,5088	95
GRBO	46,36842105	6184,35673	133
PAAZ	2,157894737	43,1403509	19
PACO		80	6531
PICH		134	13602
PIFL		270,1052632	60916,4327
PIEC		62,47368421	7711,04094
PIES		125,9473684	14312,4971
PIMI		302,6842105	105067,45
PIVR		18,78947368	2465,84211
PIMA		77,68421053	6618,33918
Conclusion:	SURDISPERSÉ		

Tableau 7. Tableau du calcul de la dispersion (différence entre variance et moyenne) des données de feuillets eBird. La colonne « Dispersion » représente le quotient de la variance sur la moyenne.

Résultats R des régressions binomiales négatives sur la fréquence relative des détections de chaque espèce focale associée aux forêts matures dans les sites protégés et non protégés de la région de Montréal.

Call:

```
glm.nb(formula = Nb.total.sp ~ log(Superficie) + Conservation +  
    Proportion.de.foret.17m + offset(log(effort)), data = eb,  
    init.theta = 3.762074644, link = log)
```

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-3.142561	0.653770	-4.807	1.53e-06 ***
log(Superficie)	-0.304499	0.133023	-2.289	0.0221 *
Conservation	0.512899	0.403235	1.272	0.2034
Proportion.de.foret.17m	0.023633	0.005816	4.064	4.83e-05 ***

Call:

```
glm.nb(formula = GRBR ~ log(Superficie) + Conservation + Proportion.de.foret.17m +  
    offset(log(effort)), data = eb, init.theta = 2.30852901,  
    link = log)
```

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-4.029537	0.757482	-5.320	1.04e-07 ***
log(Superficie)	0.231257	0.152476	1.517	0.129349
Conservation	-0.472724	0.450459	-1.049	0.293981
Proportion.de.foret.17m	0.024945	0.006489	3.844	0.000121 ***

Call:

```
glm.nb(formula = GRPI ~ log(Superficie) + Conservation + Proportion.de.foret.17m +  
    offset(log(effort)), data = eb, init.theta = 2.390303993,  
    link = log)
```

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-2.237086	0.725951	-3.082	0.00206 **
log(Superficie)	0.055484	0.146007	0.380	0.70394
Conservation	0.316644	0.434396	0.729	0.46604
Proportion.de.foret.17m	0.007143	0.006328	1.129	0.25894

```

Call:
glm.nb(formula = GRBO ~ log(Superficie) + Conservation + Proportion.de.foret.17m +
       offset(log(effort)), data = eb, init.theta = 0.5882441811,
       link = log)

Coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept) -6.35165   1.48551 -4.276 1.91e-05 ***
log(Superficie) 0.61446   0.29862  2.058  0.0396 *
Conservation -1.17896   0.87685 -1.345  0.1788
Proportion.de.foret.17m 0.03184   0.01258  2.530  0.0114 *
Call:
glm.nb(formula = PACO ~ log(Superficie) + Conservation + Proportion.de.foret.17m +
       offset(log(effort)), data = eb, init.theta = 1.63041993,
       link = log)

Coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept) -3.433384  0.879714 -3.903 9.51e-05 ***
log(Superficie) 0.131589  0.176579  0.745  0.4561
Conservation  0.342723  0.524393  0.654  0.5134
Proportion.de.foret.17m 0.017447  0.007602  2.295  0.0217 *
Call:
glm.nb(formula = PICH ~ log(Superficie) + Conservation + Proportion.de.foret.17m +
       offset(log(effort)), data = eb, init.theta = 9.125475308,
       link = log)

Coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept) -2.055051  0.386533 -5.317 1.06e-07 ***
log(Superficie) 0.063492  0.078286  0.811  0.4173
Conservation  0.092924  0.235155  0.395  0.6927
Proportion.de.foret.17m 0.008558  0.003452  2.479  0.0132 *
Call:
glm.nb(formula = PIFL ~ log(Superficie) + Conservation + Proportion.de.foret.17m +
       offset(log(effort)), data = eb, init.theta = 4.538093147,
       link = log)

Coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept) -0.9239419  0.5264422 -1.755  0.0792 .
log(Superficie) 0.0273257  0.1060240  0.258  0.7966
Conservation  0.0753353  0.3146280  0.239  0.8108
Proportion.de.foret.17m 0.0007023  0.0045977  0.153  0.8786

```

```

Call:
glm.nb(formula = PIEC ~ log(Superficie) + Conservation + Proportion.de.foret.17m +
  offset(log(effort)), data = eb, init.theta = 2.740720127,
  link = log)

Coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)     -7.164288   0.749109 -9.564 < 2e-16 ***
log(Superficie) 0.824957   0.151648  5.440 5.33e-08 ***
Conservation    -0.692057   0.451005 -1.534  0.12491
Proportion.de.foret.17m 0.019336   0.006499  2.975  0.00293 **
Call:
glm.nb(formula = PIES ~ log(Superficie) + Conservation + Proportion.de.foret.17m +
  offset(log(effort)), data = eb, init.theta = 5.341317819,
  link = log)

Coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)     -3.518764   0.498378 -7.060 1.66e-12 ***
log(Superficie) 0.206251   0.100143  2.060  0.03944 *
Conservation    0.632636   0.303696  2.083  0.03724 *
Proportion.de.foret.17m 0.013726   0.004422  3.104  0.00191 **
Call:
glm.nb(formula = PIMI ~ log(Superficie) + Conservation + Proportion.de.foret.17m +
  offset(log(effort)), data = eb, init.theta = 10.10936655,
  link = log)

Coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)     -0.878450   0.359609 -2.443  0.0146 *
log(Superficie) 0.048475   0.072773  0.666  0.5053
Conservation    -0.175247   0.216192 -0.811  0.4176
Proportion.de.foret.17m 0.002630   0.003175  0.828  0.4075
Call:
glm.nb(formula = PIMA ~ log(Superficie) + Conservation + Proportion.de.foret.17m +
  offset(log(effort)), data = eb, init.theta = 1.869774562,
  link = log)

Coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)     -3.736131   0.824624 -4.531 5.88e-06 ***
log(Superficie) 0.178646   0.165466  1.080  0.28030
Conservation    0.164990   0.490562  0.336  0.73662
Proportion.de.foret.17m 0.022500   0.007095  3.171  0.00152 **

```