

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN OUTAOUAIS

UTILISATION PAR LA FAUNE AVIAIRE DES CORRIDORS ÉCOLOGIQUES AU SUD ET  
À L'EST DU PARC DE LA GATINEAU

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ(E)

COMME EXIGENCE PARTIELLE

MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR

GABRIELLE BEAULNE

AVRIL 2025

## **REMERCIEMENTS**

J'aimerais remercier mon directeur de recherche Sylvain Delagrangé ainsi que mon co-directeur de recherche Pierre Drapeau dans leur soutien continu tout au long de cette aventure. J'aimerais aussi remercier ma famille et mon conjoint qui m'ont accompagné et qui ont été à mes côtés à chacune des étapes de mon parcours académique. J'aimerais aussi remercier la Commission de la Capitale Nationale, la Ville de Gatineau, l'Université du Québec en Outaouais et l'Institut des Sciences de la Forêt tempérée sans qui cette étude n'aurait jamais été possible.

## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS .....	ii
TABLE DES MATIÈRES .....	iii
LISTE DES FIGURES .....	iv
LISTE DES TABLEAUX .....	v
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES .....	vi
RÉSUMÉ.....	vii
1. INTRODUCTION.....	9
1.1 Problématique .....	9
1.2 État des connaissances .....	12
1.3 Objectifs et hypothèses de recherche.....	21
2. Matériels et méthode .....	22
2.1 Sélection des espèces à l'étude .....	22
2.2 Sélection des classes de milieux présents sur le territoire à l'étude.....	22
2.3 Sélection des points d'écoute.....	23
2.5 Caractérisation de l'habitat aux points d'écoute.....	25
2.6 Évaluation des barrières.....	26
2.7 Analyses statistiques.....	30
3. Résultats .....	33
3.1 Présence des 3 types d'espèces sélectionnées .....	33
3.2 Toutes espèces confondues (observations totales).....	38
3.2.1 Sélection de modèle .....	38
3.2.2 Pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 200m .....	39
3.2.3 Distance entre le point d'écoute et le milieu forestier source .....	40
3.2.4 Surface terrière .....	40
4. Discussion .....	42
4.1 Modèles statistiques retenus .....	42
4.2 Pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 200m .....	42
4.3 Distance entre le milieu forestier source et le point d'écoute.....	45
4.4 Surface terrière.....	45
CONCLUSION .....	49
ANNEXE A Validation de modèle .....	51
ANNEXE B Résultats des analyses réalisées avec les données des types d'espèces (spécialistes, intermédiaires, généralistes).....	54
I. Sélection des variables qui influencent la présence de l'avifaune aux points d'écoute .....	54
I. Espèces spécialistes des forêts .....	55
II. Espèces ayant une affinité intermédiaire avec les milieux forestiers.....	57
III. Espèces généralistes ayant une certaine affinité avec les milieux forestiers .....	61
Liste des références .....	64

## LISTE DES FIGURES

Figure 1. Emplacements sélectionnés pour la prise de mesure des largeurs maximales et minimales des corridors écologiques à l'étude.....	27
Figure 2. Carte de la distribution des points d'écoute dans les différents milieux avec les zones tampons de 200m qui ont été utilisées pour l'analyse.....	29
Figure 3. Carte de la distribution des points d'écoute dans les différents milieux avec les limites des corridors écologiques à l'étude. ....	30
Figure 4. Distribution des points d'écoute en pourcentage au travers le gradient de distance en mètres des corridors écologiques à l'étude. ....	34
Figure 5. Pourcentage du degré d'anthropisation moyen à l'intérieur de chacun des corridors dans un rayon de 100 mètres, 200 mètres et 300 mètres autour des points d'écoute. ....	35
Figure 6. Représentation graphique de la distribution des points d'écoute en fonction du pourcentage d'anthropisation calculé dans un rayon de 200 mètres autour des points d'écoute. ....	36
Figure 7. Relation linéaire entre la distance relative des points d'écoute avec le milieu forestier source en mètres et le nombre d'observations totales détectées accompagné de la valeur de p et du $R^2$ de l'équation. ....	36
Figure 8. Surface terrière moyenne en mètre carré par hectare calculé à l'intérieur des quatre corridors écologiques à l'étude. ....	37
Figure 9. Distribution, en pourcentage, des points d'écoute sur le territoire à l'étude en fonction de la surface terrière calculée lors de la caractérisation des points d'écoute en mètre carré par hectare. ....	37
Figure 10. Courbe représentant le nombre total d'individus détectés par points d'écoute en fonction du pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 200m autour des points d'écoute accompagné du $R^2$ et valeur de p. ....	40
Figure 11. Graphique représentant le nombre total d'individus détectés en fonction des différentes surfaces terrière des peuplements forestiers au point d'écoute en mètres carré par hectare. La variance exprimée par le modèle et la valeur du seuil de probabilité sont également présentée. ....	41

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Nom et utilisation du territoire compris dans les classes de milieux regroupés aux fins d'analyses d'utilisation du territoire par l'avifaune .....	23
Tableau 2. Date des visites terrain de chacun des mois de visite au cours de l'été 2022. ....	25
Tableau 3. Largeurs minimales et maximales en mètres des différents corridors écologiques à l'étude.....	33
Tableau 4. Superficie en hectares et longueur en mètres des 4 corridors écologiques à l'étude selon les résultats de l'étude menée par Del Degan, Massé et Associés en 2012 pour la CCN. ....	34
Tableau 5. Nombre total de détection des espèces au sein des trois groupes d'espèces d'oiseaux dénombrées au moyen de points d'écoute déployés dans les quatre corridors écologiques attendant au Parc de la Gatineau. ....	38
Tableau 6. Comparaison du critère d'information d'Akaike (AIC) et du poids d'Akaike ( $W_i$ ) pour les cinq modèles qui ont la plus grande probabilité d'expliquer la variance des observations totales détectées à chaque point d'écoute en incluant les variables indépendantes du (1) pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 200m autour des points d'écoute, (2) la classe moyenne du bois mort, (3) la distance entre le point d'écoute et le début du corridor, (4) le type de milieu, (5) la surface terrière aux points d'écoute et (6) le volume de bois mort calculé aux points d'écoute.....	39
Tableau 7. Nombre d'observations totales détectées selon le degré d'anthropisation en pourcentage dans un rayon de 200m autour des points d'écoute. ....	40
Tableau 8. Nombre d'individus moyen détectés en fonction de la surface terrière en mètre carré par hectare calculé aux points d'écoute.....	41
Tableau 9. Largeur de corridor recommandé en mètre afin de maximiser différents éléments ainsi que les sources qui supportent ces recommandations accompagnées des largeurs minimales et maximales calculés des corridors écologiques à l'étude en mètre. ....	44
Tableau 10. Variables retenues en fonction des deux méthodes de sélection utilisées accompagné de la sensibilité, spécificité et l'air sous la courbe (AUC) de chaque modèle. ....	55

## LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

AUC	Aire sous la courbe
al.	Autre
CREDDO	Conseil régional de l'environnement et du développement durable de l'Outaouais
COO	Club d'ornithologie de l'Outaouais
CCN	Commission de la Capitale Nationale
AIC	Critère d'information d'Akaike
$\Delta$	Delta
DHP	Diamètre hauteur poitrine
ha	Hectare
km	Kilomètre
m	Mètre
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques
Wi	Poids d'Akaike
%	Pourcentage
Vbm	Volume de bois mort

## RÉSUMÉ

Le parc de la Gatineau abrite une multitude d'espèces ayant un statut de conservation particulier. Celui-ci se trouve au cœur de la région touristique de la capitale nationale et est entouré de quartiers résidentiels, principalement au sud-est. Cette position lui confère le statut de réservoir de biodiversité pour l'ensemble de la région urbanisée. Un total de 13 corridors écologiques a été identifiés autour du parc et, bien que quelques études aient été réalisées afin de caractériser ces corridors au niveau structurel, aucune étude ne s'est arrêtée à mesurer l'utilisation de ces corridors par la faune du parc de la Gatineau. L'objectif de l'étude est d'identifier le niveau d'utilisation et les facteurs limitant l'utilisation des habitats de qualités se trouvant dans les quatre corridors écologiques au sud du parc de la Gatineau par l'avifaune. De plus, les résultats de l'étude vont permettre d'émettre des recommandations à la Commission de la Capitale nationale (CCN) dans le but d'aménager les corridors de façon à maximiser l'utilisation par l'avifaune. Pour ce faire, des analyses permettant de déterminer la connectivité théorique des corridors écologiques ont été effectuées à l'aide de données géomatiques ainsi que d'un programme d'analyse de la circulation animale dans le paysage. De plus, des inventaires terrain ont été réalisés afin d'obtenir des résultats plus spécifiques aux quatre corridors écologiques à l'étude. Les inventaires terrain consistent en des points d'écoute associés à la caractérisation des habitats et ont permis de valider la présence des espèces dans les corridors. La compilation et l'analyse statistique des données récoltées indiquent que la présence de l'avifaune sur le territoire est favorisée lorsque le pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 200 mètres autour des points d'écoute est inférieur à 50%, lorsque la distance relative entre les points d'écoute et le début du corridor est inférieur à 50% ainsi que lorsque la surface terrière des peuplements forestiers aux points d'écoute augmente. Certains points de l'échantillonnage pourraient être améliorés pour des études complémentaires futures. En effet, la distribution des points d'écoute parmi les différentes surfaces terrières présentes sur le territoire pourrait être plus équitable. De plus, il serait intéressant d'évaluer un plus grand nombre de corridors ayant une longueur de plus de 6000m. L'aménagement de corridor écologique est complexe puisqu'il doit prendre en compte les caractéristiques de plusieurs espèces. C'est pourquoi il serait intéressant de réaliser une analyse à une résolution plus fine des corridors écologiques.

Mots clés : écologie urbaine, avifaune, corridor écologique, connectivité, Paruline à gorge noire, Grive des bois, Piranga écarlate, Paruline à flancs marrons, Paruline couronnée, Cardinal à poitrine rose, Paruline flamboyante, Grive solitaire

# 1. INTRODUCTION

## 1.1 Problématique

L'Outaouais est l'une des régions qui abrite l'une des plus grandes diversités d'espèces sur le territoire québécois. En 2016, on y retrouvait près de 400 000 habitants (Government of Canada, 2017). Cette région est particulière, car elle longe la frontière entre l'Ontario et le Québec, se trouvant limitrophe de la capitale nationale du Canada. En 2018, plus de 3 millions de visiteurs ont été de passage dans la région de l'Outaouais (Tourisme Outaouais, 2020). Cette région est particulièrement reconnue pour ses espaces verts qui sont à proximité des centres urbains, tout particulièrement le parc de la Gatineau. Le parc de la Gatineau a une superficie de plus de 36 000 hectares et est visité par plus de 2 millions de visiteurs chaque année (CCN, 2021). Ce parc est protégé à des fins de conservation et il est géré par la Commission de la Capitale nationale (CCN), une société d'État fédéral. La CCN s'occupe aussi de la gestion de plusieurs autres terrains dont ils sont propriétaires dans la région, notamment, la Ceinture de verdure dans l'Est ontarien.

Le parc de la Gatineau renferme une grande biodiversité. En effet, on y retrouve plus de 5000 espèces, dont plus de 150 espèces considérées comme étant en péril au Québec et au Canada (Del Degan, Massé et Associés, 2012). L'étalement urbain autour du parc et l'urbanisation à l'intérieur du parc ont fortement fragmenté le territoire, en effet, celui-ci s'étend sur quatre municipalités et la majorité du territoire du parc est entouré par des milieux ruraux, principalement de type agricole (CCN, 2021). De plus, la partie sud du parc se trouve dans le milieu urbain de la ville de Gatineau (CCN, 2021). Un total de 13 corridors écologiques a été identifié autour du parc (Del Degan, Massé et Associés, 2012). Afin d'être en mesure de cartographier ces corridors écologiques, Del Degan, Massé et Associés se sont basés sur la documentation disponible, des paramètres d'identification préétablis et des prospections au terrain. Les sources documentaires provenaient des gouvernements fédéraux et provinciaux, des municipalités ainsi que de différentes associations de conservation dont notamment Nature Chelsea, le Conseil régional de l'environnement et du développement durable de l'Outaouais (CREDDO), la Fondation de la forêt boucher et le Club des ornithologues de l'Outaouais (COO). Les paramètres d'identification établis étaient la localisation des boisées et des cours d'eau, les aires de concentration de biodiversité, la présence d'espèces en péril ainsi que les obstacles naturels au passage de la faune. Les prospections

terrain ont été réalisés par transect afin d'aller analyser les éléments d'intérêts identifiés lors de la revue documentaire. Les travaux réalisés sur le terrain ont permis de valider les données documentaires recueillis, confirmer les limites des corridors, identifié les menaces potentielles qui pourraient avoir un impact négatif sur les fonctions des corridors, identifier des options potentielles de conservation pour les corridors et finalement compléter l'information déjà disponible (Del Degan, Massé et Associés, 2012). Le but de ces corridors est de permettre aux espèces de se déplacer vers d'autres milieux naturels, notamment les grandes forêts au nord-ouest, le long de la rivière des Outaouais et de la rivière Gatineau (Del Degan, Massé et Associés, 2012). À l'extrémité sud du parc, près des milieux urbains de la ville de Gatineau, on dénombre quatre corridors écologiques soit le corridor d'Aylmer, le corridor Champlain-Voyageurs, le corridor Philémon-Leamy et le corridor du Ruisseau Chelsea (Del Degan, Massé et Associés, 2012) lesquels connectent avec les bandes riveraines de la rivière des Outaouais ou de la rivière Gatineau.

Bien que les corridors écologiques soient indispensables au maintien de la biodiversité au cœur d'un milieu urbain comme la Ville de Gatineau, les territoires sur lesquels ils se trouvent appartiennent à plusieurs propriétaires et ils ont plusieurs fonctions. En effet, on y retrouve des routes, des terrains de golf, des forêts matures, un parc à chien, des parcs et des cimetières. Les différentes utilisations du territoire tant à l'intérieur qu'au pourtour des corridors peuvent avoir une incidence sur la capacité de déplacements des différentes espèces d'un habitat à l'autre, surtout en milieu urbain (Goad et al., 2014). Certaines utilisations du territoire pourraient ne pas être compatibles avec l'affinité qu'ont certaines espèces avec certains milieux, comme les spécialistes des forêts matures, d'autant plus lorsque les milieux urbains s'intensifient et que les forêts matures se font plus rares. De plus, l'avifaune est généralement appréciée par les résidents de la région, car ils ne sont pas destructeurs et ils offrent une panoplie de couleur et de motifs que les résidents peuvent admirer. En effet, les oiseaux sont beaucoup moins cryptiques que d'autres espèces et ils affichent généralement un chant qui permet de les identifier facilement (Grafius et al., 2017). L'ornithologie est d'ailleurs un passe-temps assez populaire dans la région de l'Outaouais. Le Club d'ornithologie de l'Outaouais (COO) comptait 300 membres en 2020 (COO, 2021). D'où l'importance de préserver l'habitat et la diversité de l'avifaune dans la région (iNaturalist, 2021).

À cause de ces différents usages du territoire, les habitats potentiels utilisés par plusieurs espèces forestières sont maintenant spatialement déconnectés les uns des autres. Selon la théorie

des métapopulations, si les habitats sont trop loin les uns des autres ou que les individus des différentes populations n'arrivent pas à se déplacer d'un habitat à l'autre, il y a un risque réel d'extinction locale de certaines populations (Hanski, 1998, 1999). En effet, la migration d'individus d'une population à l'autre assure une diversité génétique en créant un brassage génétique, ce qui permet aux populations d'être plus résistantes aux perturbations (Hanski, 1999). Lorsque les échanges génétiques entre différentes populations ne sont pas suffisants, celles-ci deviennent à risque de subir une dérive génétique (Serre, 2006). C'est alors que certains allèles seront perdus et la population pourrait devenir plus à risque lors de perturbations comme l'apparition d'un nouveau virus par exemple (Serre, 2006). Il serait donc possible d'observer une fragilisation des populations si celles-ci se retrouvent déconnectées.

Une caractérisation de la structure des corridors a été réalisée en 2012 (Del Degan, Massé et Associés, 2012), cependant, cette étude ne traitait ni de l'utilisation des corridors par la faune, ni de la connectivité de ces corridors avec le Parc de la Gatineau qui peut être conçu comme un milieu refuge pour la diversité biologique associé à la forêt tempérée. La fonction écologique de ces corridors pour la biodiversité reste donc à évaluer. En effet, l'étude de Del Degan, Massé et associés (2012), portait plutôt sur l'identification des corridors potentiels ainsi que l'identification de leurs caractéristiques et potentiel en matière de conservation. C'est en grande partie grâce à la science citoyenne que certaines données sont devenues disponibles en ce qui a trait aux différentes espèces présentes dans les corridors, surtout lorsqu'il est question de l'avifaune. Il est donc relativement facile de trouver de l'information sur les différentes espèces d'oiseaux présentes sur le territoire où se trouvent les corridors écologiques. Toutefois, aucune étude quantitative n'a été réalisée afin de confirmer que les corridors permettent réellement aux espèces d'utiliser, pour la reproduction, les habitats qui les composent et/ou d'évaluer s'ils sont utilisés pour les déplacements de la faune entre le parc de la Gatineau et les habitats environnants. De plus, il n'existe aucune étude permettant de comprendre les facteurs écologiques déterminants qui sont associés à l'utilisation des corridors par l'avifaune dans cette région. Les études réalisées par les différents organismes, tels que la CCN ou la Fondation de la Forêt Boucher, qui s'occupent des infrastructures vertes sur le territoire portaient principalement sur des inventaires des espèces fauniques générales présentes sans compréhension sur la ou les raisons de leur présence ou absence. Une nouvelle étude permettant de mettre en lumière les facteurs écologiques d'importances associés à l'utilisation du territoire ainsi qu'une

étude démontrant la capacité actuelle d'utilisation du territoire par la faune est essentielle afin que les organismes qui s'occupent des infrastructures vertes sur le territoire puissent avoir en main les outils leur permettant de prendre des décisions et mettre en place des mécanismes qui vont réellement améliorer la capacité d'utilisation des territoires par la faune.

De nombreuses questions restent donc toujours sans réponse. Est-ce que l'étalement urbain réduit la capacité d'utilisation du territoire en créant des milieux urbains inutilisables par l'avifaune? Quels facteurs écologiques impactent la capacité d'utilisation du territoire par la faune aviaire? Est-ce que les corridors actuels peuvent être utilisés par l'avifaune? Le but de l'étude sera de faire une évaluation de l'utilisation de quatre corridors écologiques se trouvant à l'extrémité sud du Parc de la Gatineau par l'avifaune en utilisant différentes espèces d'oiseaux qui sont indicatrices du gradient de la succession d'habitats forestiers au sein de ces corridors. L'étude a aussi pour but d'identifier les facteurs écologiques importants qui influencent l'utilisation des corridors par l'avifaune.

## 1.2 État des connaissances

L'étalement urbain est un phénomène qui prend de plus en plus d'ampleur à l'échelle globale. D'ici 2030, le territoire urbain devrait recouvrir une surface de 1,2 million km<sup>2</sup> (Seto et al., 2012). Cela correspond à une augmentation de près de 300% depuis l'an 2000 (Seto et al., 2012). L'étalement urbain engendre plusieurs conséquences néfastes pour l'environnement. On peut penser notamment à la réduction de la qualité de l'air, l'augmentation de la température de surface, l'augmentation des gaz à effets de serre, la perte d'habitat naturel, la perte de terre arable ainsi que la modification du cycle de l'eau et des nutriments (Wilson & Chakraborty, 2013).

La fragmentation des milieux naturels fait aussi partie de la liste des conséquences de l'étalement urbain. En effet, comme l'étalement urbain remplace des milieux naturels par des milieux urbanisés, les fragments du milieu naturel restant peuvent se trouver isolés les uns des autres, créant ainsi une mosaïque de différents types de milieux à l'échelle du paysage (Elmqvist et al., 2013). Plus les fragments de milieux naturels sont isolés ou loin les uns des autres, plus les populations habitant à l'intérieur de ces fragments sont isolées. Lorsque les populations sont isolées, la diversité génétique décroît puisque le flux génétique se voit interrompu et la population régionale

se voit fractionnée en plusieurs petites populations locales (Elmqvist et al., 2013). Cela peut grandement affecter la résilience des espèces face aux changements environnementaux et climatiques, car ils n'auront pas la diversité génétique nécessaire afin de s'adapter à ces changements (Crooks & Sanjayan, 2006; Villard et al., 1999). En ce qui a trait aux oiseaux, la migration tant intergénérationnelle que saisonnière peut aussi être limitée, réduisant ainsi le succès de reproduction de certaines espèces (Bregman et al., 2014). La fragmentation des habitats d'origine peut donc avoir un effet sur la richesse spécifique de l'avifaune en forêt tempérée (Bregman et al., 2014). En plus de la distance entre chaque fragment, la taille et la composition des fragments peut aussi avoir une incidence sur la biodiversité présente (Bregman et al., 2014; Villard et al., 1999; Xu et al., 2018). Une étude réalisée en 1999 sur les effets de la fragmentation des forêts dans une matrice agricole de la région la vallée de l'Outaouais en Ontario montre qu'il y a une relation positive entre la présence d'espèces d'oiseaux associées et le couvert forestier alors qu'il y a une relation négative entre la présence d'espèces d'oiseaux et la distance entre les différents fragments (Villard et al., 1999). Le couvert forestier et la configuration des fragments à l'échelle des paysages agro forestiers seraient donc deux facteurs déterminants dans la présence ou l'absence de plusieurs espèces d'oiseaux (Villard et al., 1999). Plus les fragments sont connectés, plus on observe la persistance des populations autant végétales qu'animales (Vos et al., 2008).

La structure du territoire joue un rôle important dans la capacité de résilience des populations d'espèces fauniques qui y habitent. En effet, la fragmentation du territoire crée des fragments d'habitats favorables pour la faune qui sont entourés de matrice d'habitat défavorable. Ces fragments ne seront pas les mêmes selon l'espèce à l'étude. Selon la théorie des métapopulations, plus un fragment d'habitat favorable est grand et plus il est de meilleure qualité, plus la population sera grande et donc, moins elle sera susceptible d'extinction (Hanski & Ovaskainen, 2003). La qualité de l'habitat se mesure en fonction des besoins de chaque espèce à l'étude. En plus de la taille et qualité des fragments d'habitat, la probabilité d'extinction d'une espèce va être affectée par le niveau de connectivité entre les fragments d'habitats. Plus les fragments sont connectés, plus les membres des différentes populations sont en mesure de coloniser les fragments voisins. Un taux de migration plus élevé entre les fragments d'habitats permet d'augmenter leur taux de colonisation et ainsi favoriser un mélange génétique entre les populations

(Hanski & Ovaskainen, 2003). La connectivité des fragments serait donc un facteur influençant la résilience des populations.

En plus de la composition forestière et la structure des fragments naturels, les différents usages du territoire, la structure et la végétation présente dans de la matrice qui entoure ces fragments sont des facteurs qui pourront eux aussi faciliter ou limiter le mouvement de certaines espèces d'une parcelle à l'autre (Ricketts, 2001). Il est donc important de bien connaître les caractéristiques spécifiques de l'espèce à l'étude, car les espèces ne seront pas toutes affectées de la même manière (Scolozzi & Geneletti, 2012). Lorsqu'on tente d'étudier la connectivité, il est important de connaître la capacité de déplacement de l'espèce, leur affinité avec certains milieux, les habitudes de migration de l'espèce et leur familiarité avec les bordures (Scolozzi & Geneletti, 2012). Selon l'étude désirée, d'autres informations peuvent aussi être pertinentes comme le taux de reproduction, le taux de mortalité lors de déplacement ou le temps moyen d'un déplacement par exemple (Scolozzi & Geneletti, 2012). L'étude de la connectivité tant structurelle que fonctionnelle d'un paysage permet de mieux comprendre l'impact de la fragmentation sur la biodiversité du paysage à l'étude. La connectivité structurelle permet d'établir les connexions physiques présentes entre les différents habitats. La connectivité fonctionnelle consiste à déterminer si les habitats sont connectés entre eux du point de vue comportemental d'un individu ou d'une population (Tischendorf & Fahrig, 2000). Si deux habitats sont séparés par une matrice infranchissable par l'individu, l'on considère que les habitats ne sont pas connectés du point de vue fonctionnel. Pour étudier ces deux types de connectivités, il est possible de faire des analyses de présences ou d'absence des espèces à l'étude sur le terrain ou encore d'utiliser des simulations contenant les caractéristiques de l'espèce ainsi que la composition et la structure du paysage (Awade & Metzger, 2008; Betts et al., 2006; Watts & Handley, 2010).

Les différents habitats disponibles sont importants, car ils permettent d'établir une hypothèse sur les différentes espèces qui seront présentes. Cependant, dans le contexte d'un territoire fragmenté comme celui de l'Outaouais, les réservoirs écologiques ont une grande importance et une grande influence sur la biodiversité présente. Un réservoir écologique est un habitat source avec des conditions favorables pour soutenir une biodiversité riche. Les différentes espèces vont être en mesure de se reproduire et de coloniser d'autres territoires. C'est à partir d'un réservoir que les espèces vont se disperser. Lorsque le territoire est fragmenté, les espèces

nécessiteront la présence de corridors écologiques ou de pas japonais pour se déplacer. Les corridors écologiques sont des parcelles d'habitat continues qui relient deux habitats isolés (Tischendorf & Fahrig, 2000). Les pas japonais sont de petits fragments d'habitats répartis dans le territoire qui permettent aussi d'augmenter la connectivité structurelle et fonctionnelle (Ricketts, 2001). Entre les habitats, on y retrouve une matrice urbaine et périurbaine qui, pour plusieurs espèces d'oiseaux, est hostile à leur déplacement. Les différents types d'usages des terres au sein de la matrice peuvent faciliter ou réduire le déplacement des espèces (Ricketts, 2001). Lorsque les espèces rencontrent des éléments qui sont infranchissables tant du point de vue structurel que fonctionnel, ces éléments deviennent des barrières au déplacement. Les corridors écologiques doivent être étudiés de manière précise, car chacun possède une structure et une composition particulière et ils auront chacun des enjeux particuliers.

Les oiseaux constituent un modèle idéal lorsqu'il est question d'étudier la capacité d'utilisation des corridors écologiques par les organismes fauniques, particulièrement lorsqu'on s'intéresse à l'effet de l'étalement urbain et l'urbanisation sur la structure et la composition des fragments (Bregman et al., 2014; Reis et al., 2012). En effet, l'écologie et les exigences spécifiques des différentes espèces sont généralement bien connues (Vandewalle et al., 2010). La capacité de déplacement de l'avifaune est généralement propice à l'échelle de l'étude actuelle qui est de quelques dizaines de kilomètres (Elmqvist et al., 2013). En effet, comparativement aux oiseaux, les amphibiens auraient une capacité de déplacement trop petite pour bien représenter le mouvement sur tout le territoire et des espèces prédatrices comme le renard par exemple qui n'ont aucun problème à se déplacer sur plusieurs centaines de kilomètres autant en forêt que dans des milieux urbanisés (Elmqvist et al., 2013; H. Goad et al., 2014). De plus, les communautés d'oiseaux s'adaptent généralement rapidement aux changements dans leur environnement, ce qui fait d'elles un bon indicateur de la qualité de l'habitat (Vandewalle et al., 2010). Ceci est particulièrement vrai dans le paysage urbain qui est hétérogène et qui a tendance à subir des changements rapides (Vandewalle et al., 2010). L'avifaune offre aussi une grande diversité en espèces ayant des affinités différentes avec une multitude de milieux (Gregory et al., 2005). En milieu urbain comme le site à l'étude, il est possible de retrouver des espèces qui sont spécialistes des forêts et d'autres qui vont prospérer en milieux fortement urbanisés (Gregory et al., 2005). Il est donc possible de sélectionner des espèces indicatrices qui vont fournir des données sur l'espèce même, mais qui vont aussi

refléter la situation de plusieurs autres espèces ayant une écologie ou des caractéristiques similaires (Gregory et al., 2005). De cette manière, il est possible d'étudier un petit nombre d'espèces et d'extrapoler les résultats à l'ensemble de la communauté aviaire de la région.

Lorsque des études sont réalisées en utilisant l'avifaune comme indicateur de l'utilisation du territoire, certaines espèces indicatrices vont être sélectionnées en fonction de l'habitat à l'étude. Habituellement, les espèces indicatrices choisies ont des caractéristiques fonctionnelles similaires à celles de plusieurs autres espèces et permettent donc d'inférer les résultats au groupe fonctionnel qu'elles représentent. De plus, l'utilisation d'espèces indicatrices permet de réduire considérablement l'effort d'échantillonnage nécessaire ainsi que les coûts d'une recherche en plus de rendre les résultats plus facilement interprétables (Butler et al., 2012; Niemeijer & de Groot, 2008). Par exemple, il est possible de classer les espèces en grandes catégories, telles que les spécialistes, de forêts matures, les espèces qui peuvent utiliser à la fois les jeunes forêts et les forêts matures, et enfin, les espèces généralistes qui utilisent tout le spectre des stades de développement de la forêt allant des jeunes friches aux forêts matures. Les espèces spécialistes des forêts matures ont comme habitat les forêts matures ou des forêts ayant un couvert fermé et sont rarement observées dans d'autres types d'habitats (Carrara et al., 2015; Stotz et al., 1996). À l'inverse, les espèces généralistes vont être en mesure d'utiliser divers types structuraux de forêts allant des friches, aux jeunes forêts, aux forêts matures et aux forêts âgées (Carrara et al., 2015; Stotz et al., 1996). Les espèces associées aux jeunes friches et jeunes forêts vont préférer ces habitats forestiers, mais vont même être en mesure d'utiliser des forêts ouvertes avec des habitats arbustifs.

Dans le cadre d'une étude portant sur l'utilisation du territoire par certaines espèces, il est possible de réaliser des exercices de simulations informatiques, des inventaires terrain ou une combinaison des deux. L'approche par exercice de simulation à l'avantage d'être rapide et peu coûteuse puisqu'elle peut être faite à partir de programmes gratuits et les analyses peuvent produire des résultats en seulement quelques heures. Cependant, ce type d'analyse génère souvent des résultats qui ne reflètent pas précisément la réalité du territoire à l'étude, car il n'y a pas assez de données disponibles concernant la capacité de déplacement des espèces dans différentes matrices ou encore, car les analyses sont trop simples et ne prennent pas en compte certains processus naturels tels que la compétition intraspécifique et interspécifique (Kadoya, 2009). Les inventaires terrain permettent d'obtenir des résultats qui reflètent plus précisément la capacité d'utilisation

réelle d'un territoire mais sans marquage, capture et recapture, il est difficile de conclure sur la circulation réelle des individus au sein des corridors. Les inventaires terrain sont longs et coûteux puisqu'ils requièrent un grand effort d'échantillonnage mais lorsque cet effort est fait il est possible de mesurer les facteurs écologiques influençant l'utilisation des habitats.

Dans les domaines bioclimatiques de l'érablière à Caryer et de l'érablière à Tilleul, l'étude de l'avifaune en milieu urbain avec l'approche de groupes fonctionnels d'espèces doit donc se concentrer sur les espèces les plus abondantes et les plus documentées. Ainsi, pour la zone d'étude, les espèces spécialistes des forêts matures qui ont été choisies sont la Paruline bleue (*Setophaga caerulescens*), la Paruline à gorge noire (*Setophaga virens*), la Grive des bois (*Hylocichla mustelina*) et le Piranga écarlate (*Piranga olivacea*). Les espèces intermédiaires qui sont associées à la fois aux jeunes forêts et aux forêts plus matures qui ont été sélectionnées sont la Paruline à flancs marrons (*Setophaga pensylvanica*), la Paruline couronnée (*Seiurus aurocapilla*) et le Cardinal à poitrine rose (*Pheucticus ludovicianus*). Deux espèces généralistes ont été sélectionnées soit la Paruline flamboyante (*Setophaga ruticilla*) et la Grive solitaire (*Catharus guttatus*). Ces espèces ont été sélectionnées, car elles ont des affinités différentes avec les différents stades de la succession d'habitats forestiers, mais aussi parce qu'elles sont suffisamment abondantes. Leur abondance dans la région de l'Outaouais permettra d'obtenir un plus grand nombre d'observations et donc des résultats plus robustes.

On retrouve généralement la Paruline bleue dans les milieux intérieurs des forêts feuillues ayant une superficie de plus de 100 hectares (Holmes et al., 2020; Robbins et al., 1989). En effet, son abondance est positivement reliée à la superficie des parcelles forestières (Kluza et al., 2000). Elle est peu abondante dans les forêts ayant subi des coupes totales récentes ou des forêts de secondes venues (Anderson et al., 1977). Généralement, la Paruline bleue retournera dans une forêt environ 50 ans après une coupe totale, au moment où la canopée sera plus fermée et le couvert arbustif sera plus dense (Holmes, 1990). Au Québec, on la retrouve dans les forêts de feuillus ou mixtes ayant un couvert arbustif dense (Girard et al., 2004). On la retrouve particulièrement dans les forêts dominées par l'érable et dans les parcelles en régénération de peuplier, d'épinette et de pin rouge (Holmes et al., 2020). Bien que les mâles de l'espèce soient en mesure de traverser de petits milieux ouverts et des routes, lorsque confrontée à un milieu fragmenté, la Paruline bleue a généralement tendance à éviter les lignes de transports (Anderson et al., 1977; Harris & Reed, 2001,

2002). L'espèce est considérée comme étant intolérante au développement bien qu'elle puisse être retrouvée dans des forêts aménagées (Buford & Capen, 1999; Clark et al., 1984; Welsh & Healy, 1993).

Bien que la Paruline à gorge noire se retrouve préférablement dans la forêt boréale, il est aussi possible de la retrouver plus au sud dans les forêts mixtes ou de feuillus (Morse & Poole, 2020). Cette espèce est considérée comme étant une espèce de forêt d'intérieur, car elle est généralement absente des bordures, bandes riveraines et près des routes (Darveau et al., 1995; Meiklejohn & Hughes, 1999; Merrill et al., 1998; Ortega & Capen, 2002). L'aménagement forestier menant à une diminution du couvert forestier peut réduire l'abondance de l'espèce (Freedman et al., 1981). Au sud du Québec, elle se retrouve dans des forêts constituées d'érable à sucre, de bouleau jaune, d'épinette ou de sapin baumier (Gauthier & Aubry, 1996; Morse & Poole, 2020). Cette espèce est généralement absente des parcelles forestières fragmentées ayant une superficie de moins de 100 hectares (Askins & Philbrick, 1987). Généralement la Paruline à gorge noire va éviter de traverser des ouvertures qui ont une largeur de 25 à 40 mètres (Rail et al., 1997).

La Grive des bois est considérée comme étant une espèce menacée selon la Loi sur les espèces en péril du Gouvernement du Canada (Ministère de la Justice, 2021). La Grive des bois est considérée comme étant une espèce d'intérieur des forêts (Evans et al., 2020). Bien qu'elle tolère de petites ouvertures, cette espèce se retrouve préférablement dans des forêts où 70 à 80% du couvert forestier est intact (Annand & Thompson, 1997). Il est aussi possible de la retrouver des petites parcelles forestières d'un hectare, des quartiers résidentiels très boisés, des parcs en bordure de routes ou de corridors électriques, mais son abondance est grandement réduite dans ce type d'habitat (Rich et al., 1994; Roland R., 1987). Elle est beaucoup plus abondante dans des parcelles forestières d'au moins 100 hectares métriques composées de plusieurs essences d'arbres feuillus ou mixtes matures d'une hauteur de plus de 16 mètres, une bonne épaisseur de litière forestière en décomposition et un sol humide (Bertin, 1977; Robbins et al., 1989).

Le Piranga écarlate se retrouve dans des forêts feuillues ou mixtes constituées d'arbres matures tels que le chêne, la pruche, le peuplier ou le bouleau (Errington, 1933; Evans et al., 2020; Gauthier & Aubry, 1996; Peck & James, 1987). Il est parfois possible de le retrouver dans des forêts plus jeunes ainsi que des quartiers résidentiels, des parcs et des cimetières ayant un couvert

forestier dense (American Ornithologists' Union, 1998; Evans et al., 2020; Isler & Isler, 1987). Le Piranga écarlate se retrouve dans des parcelles forestières ayant une superficie qui varie entre 10 et 12 hectares et très rarement dans des parcelles de moins de 3 hectares (Galli et al., 1976; Robbins, 1980; Robbins et al., 1989; Roberts & Norment, 1999). Son abondance est affectée par le niveau de fragmentation du territoire ainsi que la taille et configuration des parcelles forestières (Evans et al., 2020).

La Paruline à flancs marrons habite les forêts de feuillus en début de succession, car elles offrent plusieurs ouvertures (American Ornithologists' Union, 1998; Collins et al., 1982; Greenberg, 1981). En effet, l'espèce peut se retrouver tant dans des espaces ouverts avec ou sans arbuste, se ou humide (Byers et al., 2020; Collins, 1981). De plus, comme la taille des parcelles forestières ne semble pas être une variable d'importance significative pour l'espèce, il n'est pas rare de l'apercevoir en milieux urbains (Byers et al., 2020). Cependant, bien que l'espèce soit rarement retrouvée à l'intérieur de forêts feuillues matures, puisque celle-ci n'offre probablement pas assez d'ouverture pour convenir aux préférences d'habitat de l'espèce, elle peut être à la bordure d'une forêt mature et d'une forêt plus jeune (Byers et al., 2020).

La Paruline couronnée est une espèce que l'on retrouve typiquement dans de grandes parcelles forestières matures de feuillus ou mixte ayant un couvert forestier variant de 60-90% et dont les arbres ont une hauteur variant entre 16 et 22 mètres (Burke & Nol, 2000; Collins, 1983; Girard et al., 2004; Smith, 1977; Sweeney & Dijak, 1985; Thompson III & Capen, 1988; Van Horn et al., 1995). Généralement l'espèce requiert des parcelles forestières qui ont une superficie variant entre 100 et 885 hectares (Robbins, 1979; Robbins et al., 1989). En Ontario on les retrouve généralement à l'intérieur des parcelles forestières d'environ 500 hectares ayant un couvert forestier de 90% alors qu'en Pennsylvanie on les retrouve plutôt dans les bordures des parcelles forestières d'une superficie de 150 hectares avec un couvert forestier de moins de 40% (Burke & Nol, 2000; Morton, 2005). En Ontario la Paruline couronnée est considérée comme étant une espèce intolérante au développement et au Québec, il a été noté que l'agriculture aurait des impacts négatifs plus grands sur l'espèce comparativement à l'exploitation forestière (Clark et al., 1984; Villard, 2019). Cependant, dans le cadre de cette étude, la Paruline couronnée est considérée comme étant une espèce intermédiaire, en ce sens qu'elle peut occuper des forêts plus jeunes tout comme des forêts matures et qu'il est possible de la retrouver dans des petites parcelles forestières

qui se trouvent à moins de 14 kilomètres d'une plus grande parcelle ayant une superficie d'au moins 90 hectares, ce qui est le cas pour le territoire de l'étude (Nol et al., 2005).

Pour sa part, le Cardinal à poitrine rose habite principalement les forêts de première ou seconde venue composée d'essences d'arbres feuillus ou mixtes (Wyatt & Francis, 2020). Comme cette espèce utilise les bordures des forêts et qu'elle tolère la présence humaine, on la retrouve aussi dans des parcs ou des jardins ainsi que dans les vergers ou les quartiers résidentiels ayant une abondance de grands arbres et de verdure (Toussaint, 2019; Wyatt & Francis, 2020). On peut aussi retrouver le Cardinal à poitrine rose dans des milieux arbustifs près des forêts à la lisière de ruisseaux, étang, marais, pâturage et même près de routes (Toussaint, 2019; Wyatt & Francis, 2020). La fragmentation du territoire n'est généralement pas un enjeu pour le Cardinal à poitrine rose (Eagles, 1987).

La Paruline flamboyante se retrouve pratiquement dans tous les habitats se trouvant dans le domaine bioclimatique de l'Érablière à caryer cordiforme (Denault, 2019). On la retrouve dans une multitude d'habitats tels que les forêts feuillues matures ainsi que de secondes venues, les forêts de conifères, les forêts mixtes, la végétation arbustive ou même les vergers (Sherry et al., 2020). L'espèce n'est pas affectée par la fragmentation du paysage et semble affectionner particulièrement les habitats arbustifs se trouvant près de l'eau (Denault, 2019; Sherry et al., 2020).

La Grive solitaire se retrouve dans plusieurs types de milieux, notamment les forêts de feuillus, de conifères ou mixtes, les plages, les terrains de golf, les cimetières, les champs en friche ainsi que dans des forêts où un chablis est survenu (Dellinger et al., 2020). On retrouve souvent cette espèce dans les bordures des forêts ouvertes (Keller & Anderson, 1992). Il a été démontré que la présence de nids est réduite sur les territoires où la présence humaine est légère à modérer comparativement à des territoires où il n'y a pas de dérangement par la présence humaine (Falardeau, 1996). Il semble aussi que l'abondance relative de l'espèce soit positivement corrélée avec le pourcentage de couvert forestier ainsi que la taille des parcelles forestières et que cette abondance soit principalement affectée par les modifications de l'habitat au niveau du paysage plutôt qu'à petite échelle (Taylor & Krawchuk, 2005; Thompson et al., 2008).

Bien que les données concernant les oiseaux pour la région de l'Outaouais soient abondantes, les données entourant les caractéristiques fonctionnelles des corridors écologiques compris dans l'étude, soit le corridor d'Aylmer, le corridor Champlain-Voyageurs, le corridor Philémon-Leamy et le corridor du Ruisseau Chelsea, se font plus rares.

### 1.3 Objectifs et hypothèses de recherche

L'objectif général de ce mémoire est d'obtenir de quantifier la capacité d'utilisation des corridors écologiques qui entourent le Parc de la Gatineau par l'avifaune associée aux milieux forestiers. Est-ce que l'avifaune forestière se trouvant dans le parc de la Gatineau est en mesure d'utiliser l'ensemble du territoire délimité comme étant des corridors écologiques pour le déplacement ? Est-ce que la composition forestière des corridors écologiques rend possible l'utilisation de ces milieux par l'avifaune forestière et quels sont les facteurs importants qui modulent leur utilisation?

L'hypothèse générale du projet est que l'abondance relative des individus des espèces associées aux forêts tempérées au sein de ces corridors écologiques connectés au parc de la Gatineau est dépendante du degré d'anthropisation du corridor, de la densité du couvert forestier ainsi que de la distance au réservoir source, soit le Parc de la Gatineau.

Prévisions générales:

(P1): Il est attendu que l'augmentation de la naturalité des corridors (plus grande largeur; absence de structures anthropiques et plus grande superficie de couvert forestier) favorise l'utilisation des corridors pour l'ensemble des espèces forestières.

(P2): Il est attendu qu'à cause de l'accumulation de barrières au déplacement tout au long des corridors, le nombre d'observations totales diminue avec la longueur des corridors et la distance au réservoir source, le Parc de la Gatineau.

Prévisions spécifiques:

(P3): il est attendu qu'il sera possible d'observer un degré utilisation distinct de chaque corridor en fonction des caractéristiques structurelles, principalement le couvert forestier, et descriptives de chacun des corridors.

## 2. MATÉRIELS ET MÉTHODE

### 2.1 Sélection des espèces à l'étude

L'avifaune a été sélectionnée pour cette étude grâce à sa facilité d'identification par le chant, son abondance sur le territoire et la diversité d'espèces présentes permettant de créer un gradient d'utilisation du territoire selon l'utilisation des différents habitats par les différentes espèces. Les espèces sélectionnées ont été divisées en 3 différents types, soit les spécialistes des forêts matures (spécialistes), les utilisateurs intermédiaires qui utilisent à la fois des forêts plus jeunes et des forêts matures et les généralistes. Les spécialistes étant les espèces utilisant presque exclusivement les forêts comme habitat et ceux qui évitent les ouvertures, les intermédiaires étant les espèces qui tolèrent les ouvertures, mais préfèrent les forêts et les généralistes étant les espèces qui peuvent habiter tant les forêts que les milieux plus ouverts qui sont en début de succession forestière suite aux perturbations humaines.

De plus, la capacité de déplacement des espèces choisies lors de la période de reproduction qui peut varier entre plusieurs centaines de mètres jusqu'à quelques kilomètres, ainsi que la taille des habitats des espèces sélectionnées qui varie entre un mètre carré et plusieurs dizaines de mètres carrés, correspondent à la taille du territoire à l'étude. La sélection des espèces a été réalisée en calculant l'abondance relative des espèces sur le territoire de l'étude à partir des données disponibles provenant de différents inventaires terrain et de science citoyenne. Notamment les données provenant de la CCN, eBird et du 2<sup>ième</sup> Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional (CCN, 2021; eBird, 2021; Robert et al., 2019). Près de 1500 observateurs ont saisi des données dans la banque de données du site eBird à Gatineau seulement en 2020 (eBird, 2021). Les espèces devaient être suffisamment abondantes pour qu'elles puissent être repérées dans différents habitats sur le territoire de l'étude afin qu'on soit en mesure d'avoir les taux de répétition les plus élevés permettant d'effectuer des analyses statistiques robustes par la suite.

### 2.2 Sélection des classes de milieux présents sur le territoire à l'étude

Afin de distribuer également les points d'écoute parmi les différents milieux présents, il est nécessaire de délimiter les différentes utilisations du territoire présents dans l'aire d'étude. Ceci fut possible grâce aux données d'utilisation du territoire fournies par le Gouvernement du Québec ainsi

que les images satellites disponibles pour la région de l'étude. Les différents types d'utilisation du territoire de l'aire d'étude ont été regroupés en 6 classes de milieux distincts (MELCC, 2020). Le Tableau 1 renseigne sur le nom donné aux 6 différentes classes de milieux ainsi que les utilisations du territoire comprises dans la classe selon les « CODE\_UT » attribué par le Gouvernement du Québec (MELCC, 2020). Les différents types d'utilisation du territoire ont été regroupés en fonction de l'affinité de l'avifaune avec ces milieux ainsi qu'en fonction de la superficie recouverte par ces milieux dans le territoire de l'étude. Par exemple, les quartiers résidentiels et les zones commerciales ont été regroupés sous la classe 6 puisque très peu de zones commerciales étaient présentes dans la zone de l'étude et parce que les quartiers résidentiels et les zones commerciales comprises dans la zone de l'étude impactaient de manière similaire la capacité d'utilisation du territoire par l'avifaune.

Tableau 1. Nom et utilisation du territoire compris dans les classes de milieux regroupés aux fins d'analyses d'utilisation du territoire par l'avifaune

Numéro de la classe	Nom de la classe	CODE_UT
1	Milieux humides	2000 à 8000 et 20 à 27
2	Friche, agricole et sols nus	30,31, 50 à 73 et 101 à 198
3	Forêt dense et clairsemée	211, 212, 213, 221, 222, 223, 231, 232 et 233
4	Forêt ouverte	215, 225 à 235
5	Réseau routier	320, 321, 322 et 351
6	Zone développée et exploitée	301 et 341 à 360

### 2.3 Sélection des points d'écoute

Afin de confirmer la présence des espèces choisies dans les six différentes classes de milieux identifiés, un échantillonnage sur le terrain a été effectué sur le territoire en fonction des données géomatiques fournies par le gouvernement du Québec (MELCC, 2020) et en fonction de l'affinité des espèces avec ces différents milieux. L'échantillonnage sur le terrain a été effectué avec la méthode des points d'écoute. L'emplacement des points d'écoute a été sélectionné dans le but de confirmer la présence des espèces aux endroits où, théoriquement, il devrait y avoir

beaucoup d'utilisation du territoire ainsi que de confirmer l'absence des espèces aux endroits où, théoriquement, celles-ci ne devraient pas être en mesure d'utiliser le territoire.

Les points d'écoute couvrent l'ensemble des corridors écologiques et sont distribués également entre les six différents types de milieux identifiés. Ce qui fait en sorte que les points d'écoute n'ont pas été distribués en fonction des différentes superficies des corridors. Pour chaque corridor écologique, 19 points d'écoute ont été répartis. En effet, afin d'obtenir suffisamment de répliques par corridor et d'être en mesure d'analyser l'effet de la distance entre le milieu forestier source et les points d'écoute, 3 points d'écoute ont été placés dans chacun des 6 différents milieux identifiés à différentes distances du milieu forestier source. De plus, pour chaque corridor écologique, un point d'écoute de référence a été placé dans le milieu forestier source près du début des corridors. Un total de 76 points d'écoute a donc été établi pour l'ensemble de l'étude. Avec les données de présence des espèces et les données de caractérisation du milieu, il est possible de confirmer ou d'infirmer les prédictions émises avec les données théoriques disponibles ainsi que de déterminer si des mécanismes à plus petites échelles influencent la présence des espèces sur le territoire.

#### 2.4 Échantillonnage aux points d'écoute

Aux points d'écoute, la méthode d'échantillonnage utilisée est la même que celle utilisée par les participants de l'Atlas des oiseaux nicheurs du Québec et décrite dans le Guide du participant (Atlas des oiseaux nicheurs du Québec, 2011). Selon cette méthode, les points d'écoute doivent se trouver à au moins 300 mètres les uns des autres. Les périodes d'écoute doivent être de 5 minutes par points d'écoute et être précédées par une période de silence de 2 minutes à l'arrivée au point d'écoute. Afin de valider les observations aux points d'écoute et créer une répétition nous permettant de réaliser des analyses statistiques, les points d'écoute ont été visités trois fois chacun au cours de l'été 2022 pour un total de 15 minutes d'écoute par point d'écoute. Les points d'écoute ont été visités en mai, juin et juillet (Tableau 2).

Tableau 2. Date des visites terrain de chacun des mois de visite au cours de l'été 2022.

Mois de la visite	Date
Mai	22 au 31
Juin	14 au 22
Juillet	4 au 13

## 2.5 Caractérisation de l'habitat aux points d'écoute

Aux points d'écoute, une caractérisation du milieu a été effectuée afin de déterminer la composition en espèces forestières, le volume de bois mort présent et la proportion du couvert arbustif présent. Pour effectuer la caractérisation de la composition forestière, un prisme de niveau 2 fut utilisé. Le diamètre hauteur poitrine (DHP) et l'essence des arbres compris dans le prisme ont été notés. Pour évaluer le volume de bois mort au sol, quatre transects d'un mètre de longueur et un mètre de largeur ont été effectués, un vers chaque point cardinal à partir du point central du point d'écoute. Le diamètre de chaque tronc ou branches mortes au sol ayant un diamètre de plus de dix centimètres a été noté puis transformé en mètre carré (DHPs). Avec cette mesure de DHPm<sup>2</sup>, il était possible de calculer le volume de bois mort en mètre cube (Vbm) en utilisant la formule suivante :  $Vbm = ((\pi \times (DHPs1 \div 2)^2) \times 100) + ((\pi \times (DHPs2 \div 2)^2) \times 100) \dots$

Par la suite, le volume de bois mort a été transformé en volume de bois mort par hectare (Vbm m<sup>3</sup>/ha) en utilisant la formule suivante :

$$Vbm \text{ m}^3/\text{ha} = (Vbm \times 10000)/40$$

Finalement, le degré de dégradation du bois mort au sol a été testée à l'aide d'un couteau de poche (1 : la lame ne s'enfonce pas, 2: la lame s'enfonce mais ne bouge pas; 3: la lame s'enfonce et tourne facilement dans le bois et 4: la lame décroche des pans de bois mort facilement) et également notée. Une moyenne a ensuite été réalisée afin de déterminer la classe de bois mort moyenne de chaque point d'écoute. L'estimation de la proportion du couvert arbustif présent était une évaluation visuelle réalisée par les observateurs sur le terrain. En prenant le même rayon créé par le prisme, il suffisait d'évaluer le pourcentage de couvert arbustif présent entre 0% et 100%. La strate arbustive considérée s'élevait à un maximum de 2 mètres du sol.

Grâce à la composition forestière obtenue avec le prisme niveau 2, le pourcentage d'essences feuillues et résineuses à chaque point d'écoute, le nombre de tiges et la surface terrière a pu être établie. Le calcul de la surface terrière du peuplement à chaque point d'écoute s'est fait en multipliant le nombre de tiges par la puissance du prisme utilisé, soit 2, ou par la moitié de la puissance du prisme, soit 1, selon comment l'arbre apparaissait dans le prisme lors de la visite terrain.

## 2.6 Statistique descriptive des corridors écologiques à l'étude

Une analyse descriptive des quatre corridors à l'étude a été réalisée afin de comprendre les différences structurelles qui distinguent chacun d'eux. Les caractéristiques qui ont fait l'objet de l'étude sont la largeur minimale ainsi que la largeur maximale, la superficie et la longueur des corridors. De plus, les variables mesurées sur le terrain lors de la caractérisation de l'habitat aux points d'écoute ont aussi été utilisés. La surface terrière moyenne, le pourcentage d'anthropisation moyen dans un rayon de 200 mètres ainsi que le nombre d'observations totales détectées par corridors sont tous des variables qui ont pu être tiré à partir des données récoltées lors de la caractérisation de l'habitat aux points d'écoute.

Les largeurs minimales et maximales des corridors ont été prises avec un outil de mesure se trouvant dans le programme QGIS en utilisant des données cartographiques fournis par la CCN. Pour ce faire, les points les plus larges et plus étroits du corridor ont été identifiés et la largeur calculée avec l'outil de de mesure a été noté (Figure 1).

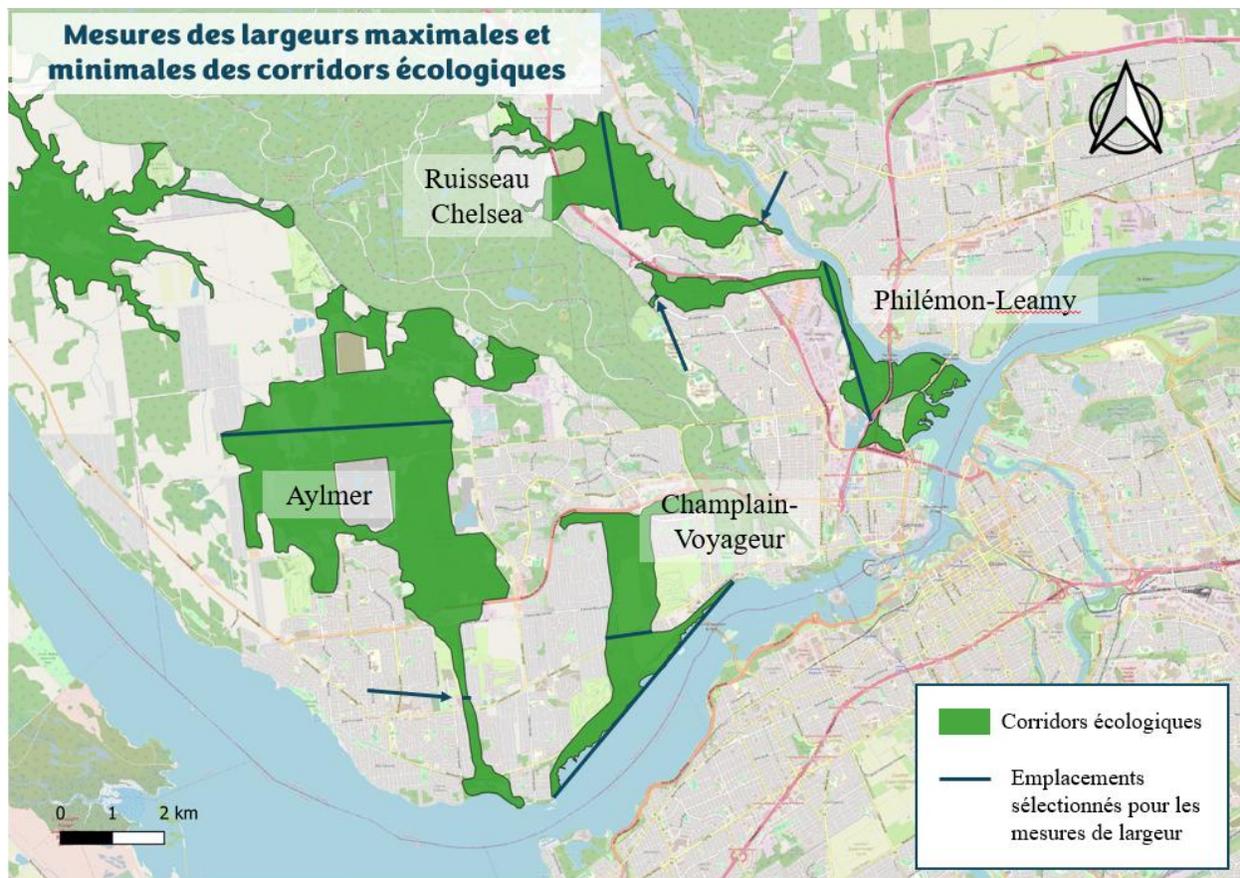


Figure 1. Emplacements sélectionnés pour la prise de mesure des largeurs maximales et minimales des corridors écologique à l'étude.

La superficie et la longueur des corridors ont tous deux été calculés par Del Degan, Massé et Associés en 2012 pour la CCN. Ces mesures ont été calculées à l'aide d'outil cartographique, mais aucune précision sur la méthode ou le logiciel exacte emprunter n'est disponible dans le rapport produit par Del Degan, Massé et Associés (Del Degan, Massé et Associés, 2012).

## 2.7 Évaluation de l'influence anthropique

Pour évaluer l'influence anthropique aux points d'écoute, une analyse cartographique de l'utilisation du territoire autour des points d'écoute a été effectuée en utilisant trois (3) rayons prédéterminés, soit 100 mètres, 200 mètres et 300 mètres. Le rayon maximal de 300 mètres a été établie puisqu'il correspond à la distance minimum requise entre les points d'écoute. Cela permet d'éviter un chevauchement des points d'écoute dans l'analyse de l'influence anthropique. Le rayon minimal de 100 mètres a été sélectionné puisqu'il offre une superficie suffisamment grande pour observer la présence de différents milieux entourant les points d'écoute. Finalement, le rayon de

200 mètres a été sélectionné afin de déterminer si l'influence anthropique changeait entre le rayon maximal et le rayon minimal. De cette façon, nous avons pu obtenir la proportion de territoire anthropisé pour chaque point d'écoute. La proportion de territoire anthropisé a été calculée avec le programme QGIS (*QGIS Geographical Information System*, 2022) à l'aide des 6 classes de milieux créées précédemment. Les classes réseau routier ainsi que zone développée et exploitée étaient considérées comme des milieux anthropiques alors que les 4 classes restantes, c'est-à-dire les classes milieux humides; friche, agricole, sols nus, forêt dense et clairsemée ainsi que forêt ouverte étaient considérées comme étant des milieux naturels. Par la suite, la proportion en pourcentage de la superficie recouverte par les classes des milieux anthropiques a été calculée pour les 3 différents rayons. Bien que les terres agricoles soient généralement considérées comme étant des milieux anthropiques, nous les avons inclus comme faisant partie des milieux naturels avec la couche « friche, agricole, et sols nus » puisqu'aucun milieu agricole n'était présent sur le site de l'étude et qu'il ne restait que des friches et des sols nus faisant partie de cette classe. Certains milieux agricoles étaient présents à proximité des corridors écologiques, mais aucun n'était répertorié à l'intérieur de ceux-ci, c'est pourquoi nous avons décidé de tout de même les conserver dans la classe « friche, agricole, et sols nus ». Les 3 rayons ayant démontré des résultats très similaires quant à leur influence sur les observations totales, seul le rayon de 200m a été conservé pour la suite des analyses et les graphiques puisqu'il montrait des corrélations légèrement supérieures au deux autres rayons (Figure 2).

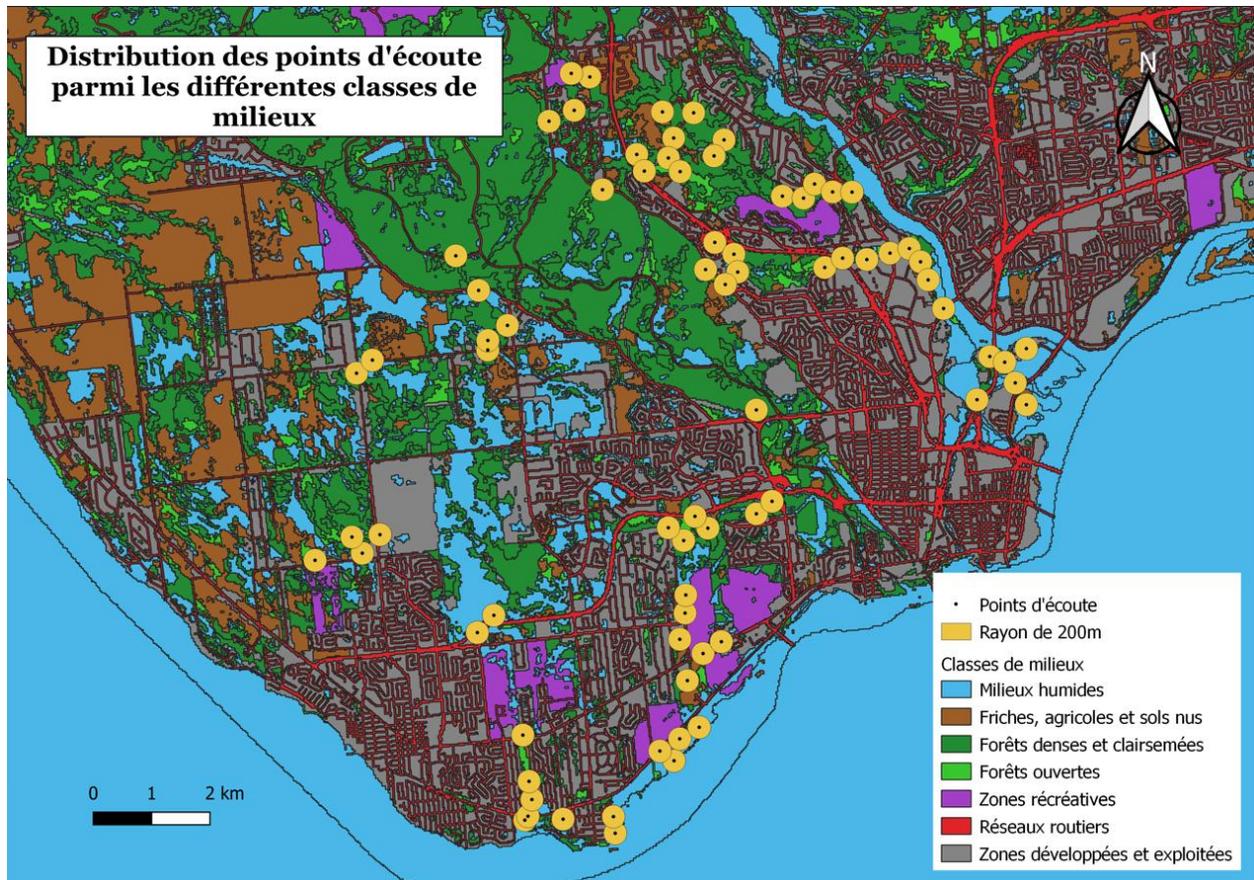


Figure 2. Carte de la distribution des points d'écoute dans les différents milieux avec les zones tampons de 200m qui ont été utilisées pour l'analyse.

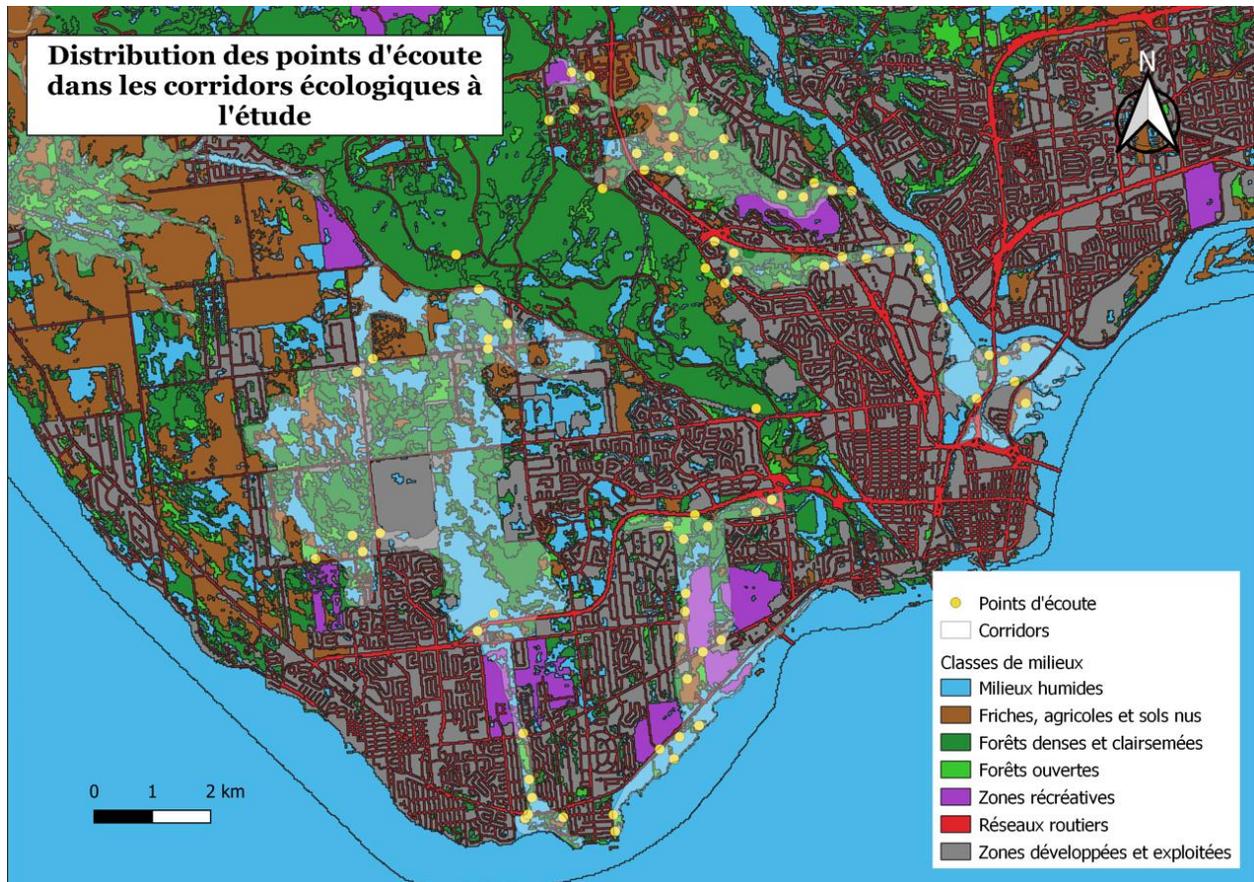


Figure 3. Carte de la distribution des points d'écoute dans les différents milieux avec les limites des corridors écologiques à l'étude.

## 2.8 Analyses statistiques

En ce qui concerne les analyses statistiques, deux types de données étaient disponibles nous permettant d'identifier les variables qui influençaient la présence de l'avifaune sur le territoire, soit les observations totales et les données de présence des 3 types d'espèces sélectionnées. Les analyses statistiques ont été réalisées avec l'interface Rstudio (R Core Team, 2022).

La première variable réponse analysée était la présence des 3 types d'espèces sélectionnées, soit les spécialistes, les intermédiaires et les généralistes. Cependant, il est à noter que ces résultats ne seront pas utilisés afin d'émettre des conclusions dans l'étude actuelle puisque le nombre d'observations détectées pour chaque groupe d'espèces n'est pas assez élevé et ne permet pas d'obtenir un pouvoir statistique assez grand. La sélection des variables explicatives avec ces données a été réalisé à l'aide d'une régressions logistiques binomiales. Les régressions ont été

faites séparément sur les trois types d'espèces afin de déterminer les variables qui expliquaient le mieux la présence de chaque type. Les variables utilisées sont celles qui ont été mesurées dans le cadre de l'étude soit la surface terrière aux points d'écoute, le corridor, le type de milieu, le volume de bois mort mesuré au point d'écoute, le pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 100 mètres, le pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 200 mètres, le pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 300 mètres, la distance entre le point d'écoute et le réservoir, le degré de décomposition du bois mort au sol au point d'écoute et le diamètre hauteur poitrine moyen des arbres aux points d'écoute. La sélection des variables explicatives significatives a été réalisée avec la méthode AIC et un test de déviance afin de comparer l'aire sous la courbe (AUC), la sensibilité et la spécificité de chacun. L'AUC est compris entre 0 et 1. Une AUC de 1 signifie que le modèle sera en mesure de prédire la présence d'un groupe d'espèce 100% du temps alors qu'un AUC de 0,5 signifie que le modèle serait seulement capable de prédire la présence d'un groupe d'espèce 50% du temps, ce qui correspond à une réponse aléatoire. Idéalement, un bon AUC devrait se rapprocher le plus possible de 1 et être supérieur à 0,5. La sensibilité correspond à la probabilité de prédire adéquatement la présence des espèces alors que la spécificité correspond à la probabilité de prédire adéquatement l'absence des espèces. L'utilisation de différentes méthodes comme AIC et test de déviance permet d'évaluer les variables expliquant la plus grande variance dans la présence des différentes catégories d'espèces à l'étude.

La deuxième variable réponse analysée était le nombre total d'observations de toutes nos espèces focales pour chaque point d'écoute. Les observations totales regroupent l'ensemble des oiseaux faisant partie de l'étude ayant été dénombrés aux points d'écoute, peu importe la catégorie dans laquelle l'espèce a été classée. Une régression négative binomiale a été utilisée pour analyser ces données. Les variables explicatives incluses dans cette analyse ont été préalablement sélectionnées lors d'une analyse préliminaire réalisée dans le logiciel Excel afin d'établir les variables qui semblaient avoir une influence sur le nombre d'observations totales dénombrés aux points d'écoute. Les variables sélectionnées sont la distance entre le point d'écoute et le réservoir, le type de milieu, le degré de dégradation moyen du bois mort aux points d'écoute, le volume de bois mort au sol aux points d'écoute, le pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 200 mètres et la surface terrière enregistré aux points d'écoute. En effet, les observations totales sont des nombres entiers et provenant d'un comptage, ce qui est le type de donné idéal pour la régression

négative binomiale. Ce type d'analyse permet de générer un modèle comportant les variables explicatives ayant un impact significatif sur le nombre d'observations totales.

La sélection du modèle a été réalisée avec la fonction « dredge » et la validation du modèle avec la fonction « simulationOutput ». Les bibliothèques « MASS » et « MuMIn » ont été utilisées avec la version 2023.12.1 du programme RStudio. La fonction « dredge » permet de classer les différents modèles possibles en utilisant la méthode du critère d'information d'Akaike (AIC). Il est à noter qu'un modèle initial avait été réalisé contenant le degré d'anthropisation dans un rayon de 100m, 200m et 300m, mais comme ces variables sont auto-corrélées, seule la variable du degré d'anthropisation dans un rayon de 200m a été conservée pour le modèle final, car elle montrait les meilleures corrélations parmi les 3.

### 3. RÉSULTATS

#### 3.1 Statistiques descriptives des corridors

Les corridors présentent chacun des caractéristiques structurelles qui diffèrent et qui vont avoir un effet sur la capacité d'utilisation de leur territoire par l'avifaune. Le Tableau 3 regroupe les largeurs minimales et maximales en mètres des différents corridors à l'étude. Le corridor d'Aylmer est le plus large avec une largeur maximale de 4450 mètres alors que le corridor Ruisseau Chelsea est le plus étroit avec une largeur minimale de 55 mètres. Le corridor Champlain-Voyageur est le corridor ayant la moins grande variation de largeur avec une différence de 457 mètres entre sa largeur maximale et sa largeur minimale.

Tableau 3. Largeurs minimales et maximales en mètres des différents corridors écologiques à l'étude.

Corridor	Largeur minimale (m)	Largeur maximale (m)
Aylmer	110	4450
Champlain-Voyageur	880	1337
Philémon-Leamy	75	1190
Ruisseau Chelsea	55	2300

Les corridors écologiques à l'étude ont tous des superficies tous des longueurs qui diffèrent. Le corridor d'Aylmer étant le plus grand avec une superficie totale de 1882 hectares et le corridor Philémon-Leamy étant le plus petit avec une superficie totale de 438 hectares (Tableau 4). La longueur des corridors varie entre 3000 mètres pour le corridor Champlain-Voyageur et 9500 mètres pour le corridor Aylmer alors que les corridors Philémon-Leamy et Ruisseau Chelsea ont tout deux une longueur de 6000 mètres. Un seul corridor à une longueur supérieur à 6000m, soit le corridor Aylmer (Tableau 4). Cela signifie que les modèles statistiques testés ne sont pas en mesure

de bien performer pour les observations qui se trouveraient à plus de 6000m du milieu forestier source.

De plus, 83% des points d'écoute se trouvent à une distance inférieure à 6000 mètres du milieu forestier source alors que seulement 17% des points d'écoute se trouvent à une distance supérieure à 6000 mètres du milieu forestier source. Les points d'écoute restants sont répartis de manière relativement uniforme entre 0 et 6000 mètres de distance du milieu forestier source.

Tableau 4. Superficie en hectares et longueur en mètres des 4 corridors écologiques à l'étude selon les résultats de l'étude menée par Del Degan, Massé et Associés en 2012 pour la CCN.

Corridor	Superficie (ha)	Longueur (m)
Champlain-Voyageur	460	3000
Philémon-Leamy	381	6000
Ruisseau Chelsea	438	6000
Aylmer	1882	9500

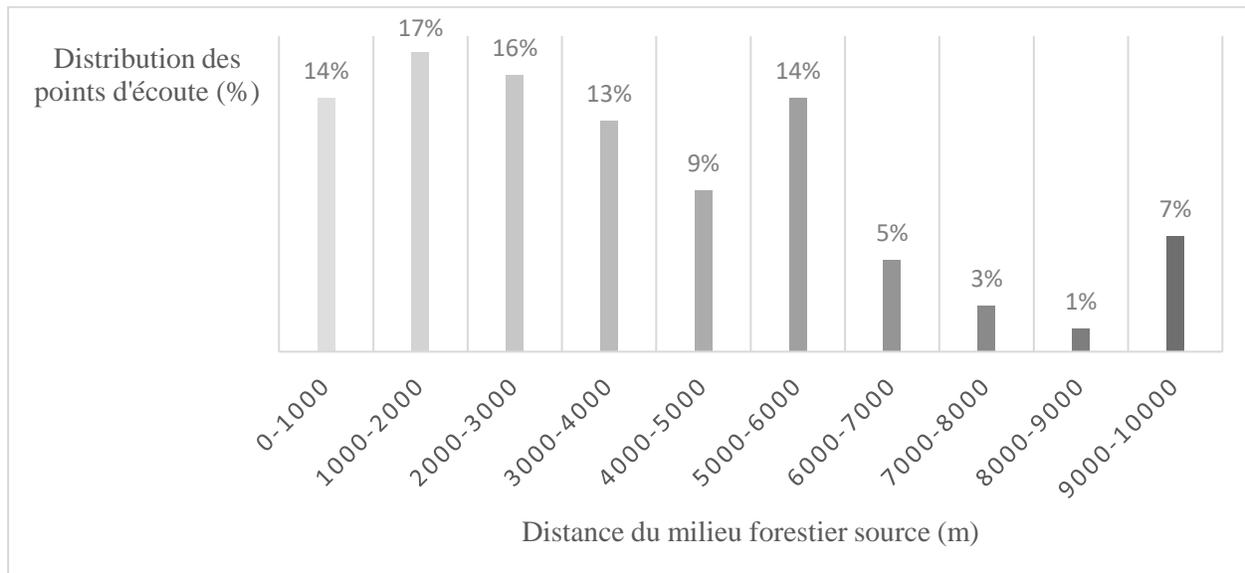


Figure 4. Distribution des points d'écoute en pourcentage au travers le gradient de distance en mètres des corridors écologiques à l'étude.

Cependant, il est important de noter que, dans le cadre de l'étude, la distribution des points d'écoute n'est pas équitable entre les différents degrés d'anthropisation détectés. En effet, 90% des points d'écoute ont un degré d'anthropisation inférieur à 60% dans un rayon de 200m autour de

ceux-ci (Figure 6). Comme les points d'écoute devaient absolument se trouver à l'intérieur des corridors écologiques identifiés et qu'ils devaient être répartis équitablement entre les différentes classes de milieux identifiés, seulement une infime partie du territoire était très anthropisé et la distribution des points d'écoute a été concentrée dans des milieux plus naturalisés. Les corridors écologiques sont à prime à bord des milieux où l'anthropisation devrait être minimisée comparativement au reste du territoire, cela explique pourquoi peu de points d'écoute ont des pourcentages d'anthropisation supérieurs à 60%.

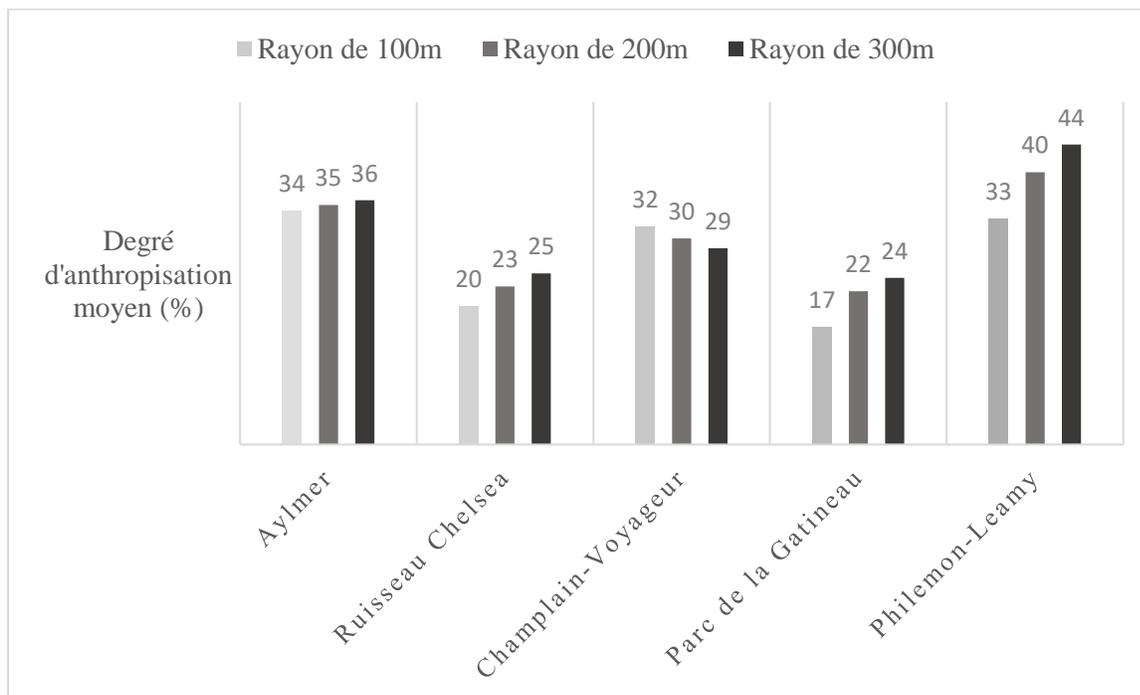


Figure 5. Pourcentage du degré d'anthropisation moyen à l'intérieur de chacun des corridors dans un rayon de 100 mètres, 200 mètres et 300 mètres autour des points d'écoute.

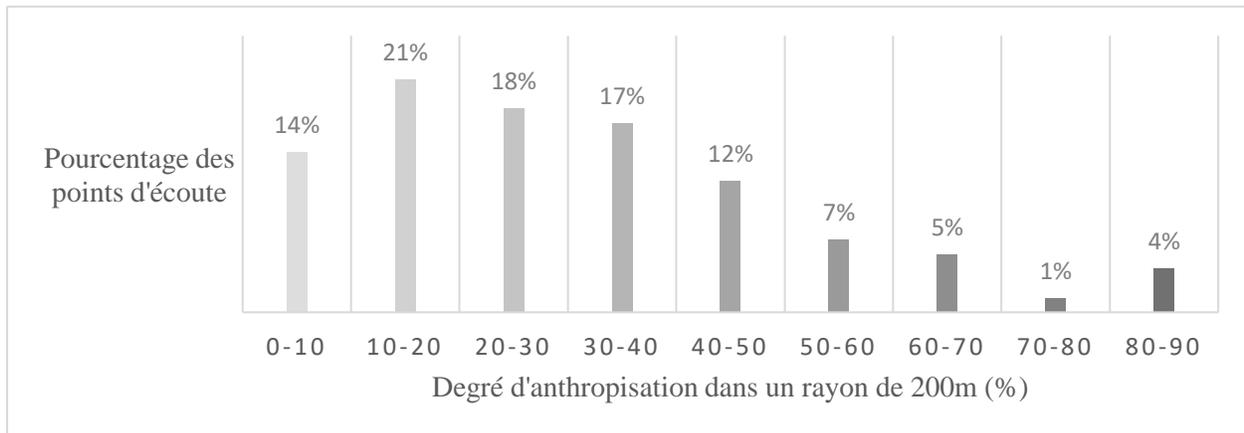


Figure 6. Représentation graphique de la distribution des points d'écoute en fonction du pourcentage d'anthropisation calculé dans un rayon de 200 mètres autour des points d'écoute.

De plus, la relation linéaire entre le nombre total d'individus détectés et la distance entre le point d'écoute et le milieu forestier source n'est pas très forte. La valeur de  $p$  de cette relation est de  $4,95 \times 10^{-20}$  alors que le coefficient de la relation est de 0,1. Le nombre d'observations au point d'écoute ne serait donc pas directement lié à la distance entre le point d'écoute et le milieu forestier source. Il a été noté que le nombre d'observations totales diminue plus la distance augmente, mais que les observations augmentent à nouveau à l'extrémité de certains corridors.

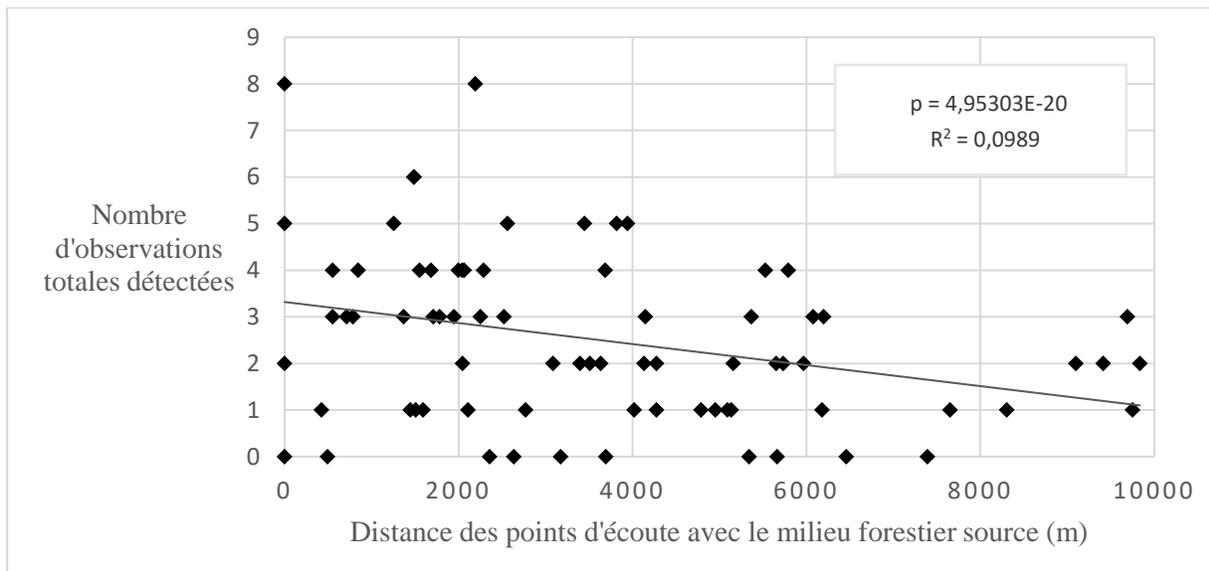


Figure 7. Relation linéaire entre la distance relative des points d'écoute avec le milieux forestier source en mètres et le nombre d'observations totales détectées accompagné de la valeur de  $p$  et du  $R^2$  de l'équation.

La surface terrière diffère au sein des corridors à l'étude. Le corridor Ruisseau de Chelsea, avec une surface terrière moyenne de  $8,67\text{m}^2/\text{ha}$ , est le corridor ayant la plus grande surface terrière alors que le corridor Philémon-Leamy a la plus petite surface terrière avec une surface terrière moyenne de seulement  $3,33\text{m}^2/\text{ha}$  (Figure 8). Les points d'écoute ont aussi été distribués de manière inégales parmi les différentes surface terrière présente au sein de ces corridors. En effet, 59% des points d'écoute ont été placés dans un milieu ayant une surface terrière variant entre 0 et  $2\text{m}^2/\text{ha}$  (Figure 9).

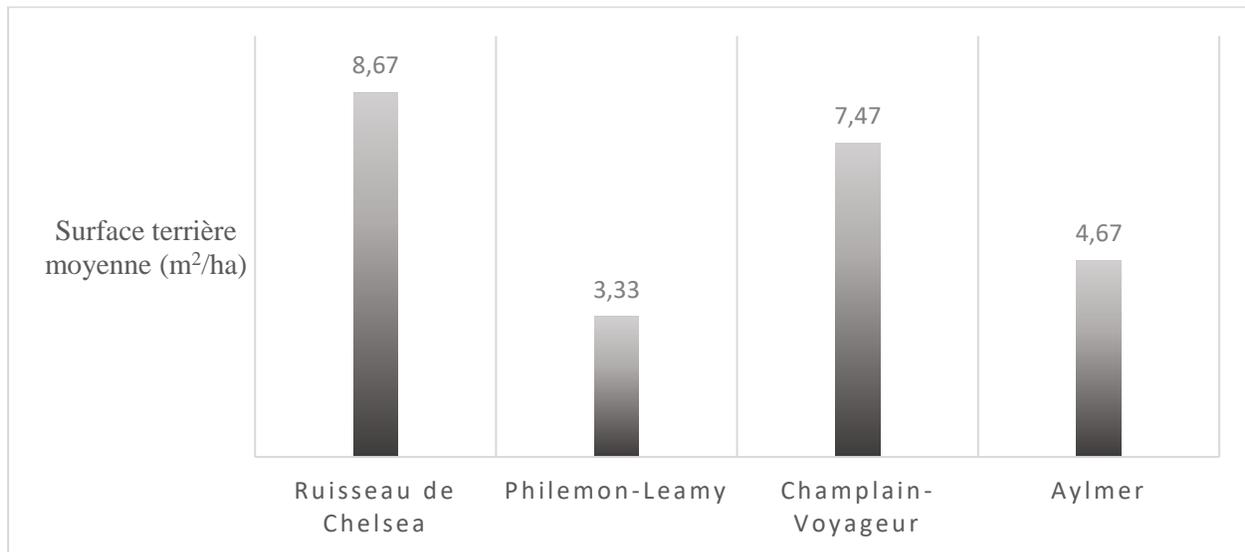


Figure 8. Surface terrière moyenne en mètre carré par hectare calculé à l'intérieur des quatre corridors écologiques à l'étude.

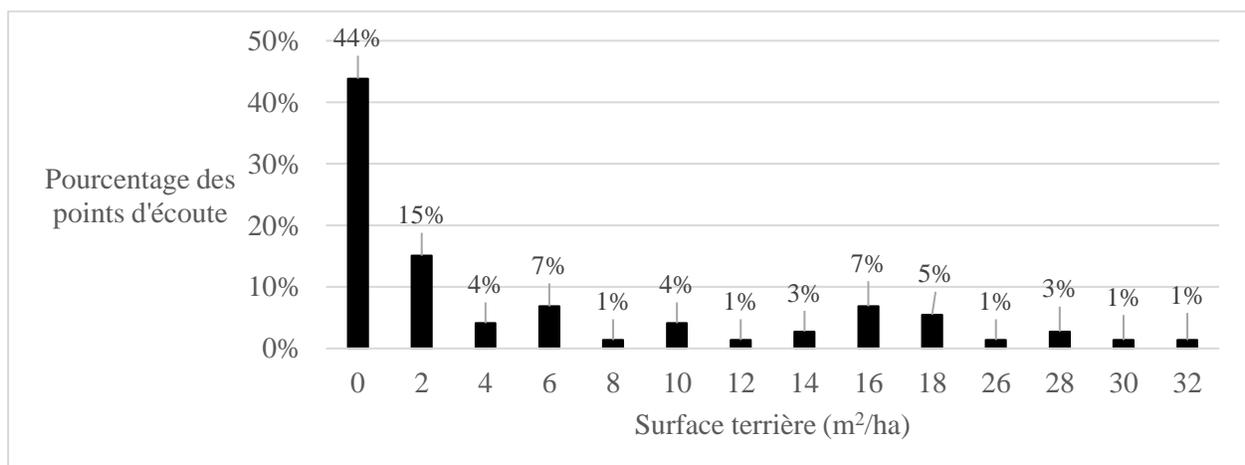


Figure 9. Distribution, en pourcentage, des points d'écoute sur le territoire à l'étude en fonction de la surface terrière calculée lors de la caractérisation des points d'écoute en mètre carré par hectare.

### 3.2 Utilisation des 3 groupes d'espèces sélectionnées

Toutes espèces confondues, un total de 184 observations ont été détectées. Parmi ces 184 observations, 44 étaient des espèces spécialistes, 85 provenaient des espèces intermédiaires et 55 étaient des espèces généralistes (Tableau 5). Les résultats de ces analyses se retrouvent cependant dans l'annexe B ce qui permet de mettre en évidence quelques tendances intéressantes par groupe. L'aire sous la courbe (AUC) des différents modèles obtenus est de 0,68 pour le modèle obtenu avec les données d'espèces spécialistes, de 0,51 pour le modèle obtenu avec les données d'espèces intermédiaires et 0,50 pour le modèle obtenu avec les données d'espèces généralistes (Tableau 10). Cela signifie que le modèle obtenu avec les observations d'espèces spécialistes avec une valeur d'AUC de 0,68 est en mesure de bien s'ajuster à la variation du nombre d'espèces spécialistes détectées dans notre échantillon de points d'écoute dans les quatre corridors tandis que les modèles obtenus avec les observations d'espèces intermédiaires et spécialistes avec une valeur d'AUC de 0,50 pour les espèces spécialistes et 0,51 pour les espèces intermédiaires est légèrement moins en mesure de bien s'ajuster à la variation du nombre d'espèces intermédiaires et généralistes.

Tableau 5. Nombre total de détection des espèces au sein des trois groupes d'espèces d'oiseaux dénombrées au moyen de points d'écoute déployés dans les quatre corridors écologiques attenants au Parc de la Gatineau.

Nombre d'observations totales dans l'étude	184
Nombre d'observations total des espèces spécialistes	44
Nombre d'observations total des espèces intermédiaires	85
Nombre d'observations total des espèces généralistes	55

### 3.3 Toutes espèces confondues (nombre d'individus total détectés)

#### 3.3.1 Sélection de modèles

La comparaison de modèles réalisée à partir des données récoltées a permis d'établir que 5 modèles seraient en mesure d'expliquer la variance des observations totales. Parmi ces 5 modèles, 4 variables se sont démarquées, soit le pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 200m, la classe moyenne de bois mort, la distance entre le point d'écoute et le milieu forestier de référence ainsi que la surface terrière. Deux variables n'apparaissent pas dans les modèles soit le type de milieu et le volume de bois mort, suggérant que ces deux variables n'auraient pas un aussi gros

impact sur la variation du nombre total d'individus détectés. La comparaison des modèles avec la méthode du critère d'information d'Akaike (AIC) suggère que le nombre total d'individus détectés aux points d'écoute est influencé par le pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 200m autour des points d'écoute, la distance entre le point d'écoute et le milieu forestier de référence et la surface terrière aux points d'écoute (Tableau 6). Le modèle 1 (Tableau 6) a été sélectionné comme étant le meilleur modèle, car il a l'AIC le plus bas et le poids ( $W_i$ ) le plus élevé.

Tableau 6. Comparaison du critère d'information d'Akaike (AIC) et du poids d'Akaike ( $W_i$ ) pour les cinq modèles qui ont la plus grande probabilité d'expliquer la variance des observations totales détectées à chaque point d'écoute en incluant les variables indépendantes du (1) pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 200m autour des points d'écoute, (2) la classe moyenne du bois mort, (3) la distance entre le point d'écoute et le début du corridor, (4) le type de milieu, (5) la surface terrière aux points d'écoute et (6) le volume de bois mort calculé aux points d'écoute.

Modèle - Composantes	AICc	$\Delta AICc$	$W_i$
Modèle 1 - 135	248,64	0	0,23
Modèle 2 - 15	249,56	0,92	0,14
Modèle 3 - 1235	250,38	1,73	0,09
Modèle 4 - 125	250,51	1,87	0,09
Modèle 5 - 123	250,64	1,99	0,08

### 3.3.2 Pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 200m

En traçant la relation linéaire entre le nombre total d'individus détectés par point d'écoute et le pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 200m autour des points d'écoute (Figure 10), il est possible d'observer une diminution dans le nombre total d'individus détectés lorsque le pourcentage d'anthropisation augmente. Le  $R^2$  de cette relation linéaire est de 0,25 et la valeur de  $p < 0,001$ . En effet, le nombre total d'individus détectés par point d'écoute est en moyenne 3,36 lorsque le degré d'anthropisation se trouve entre 0% et 10% et le nombre total d'individus détectés chute à près de 0,67 lorsque le degré d'anthropisation se trouve entre 80% et 90%. Cependant, il est important de noter que le nombre de points d'écoute ayant un pourcentage d'anthropisation supérieur à 70% est relativement faible.

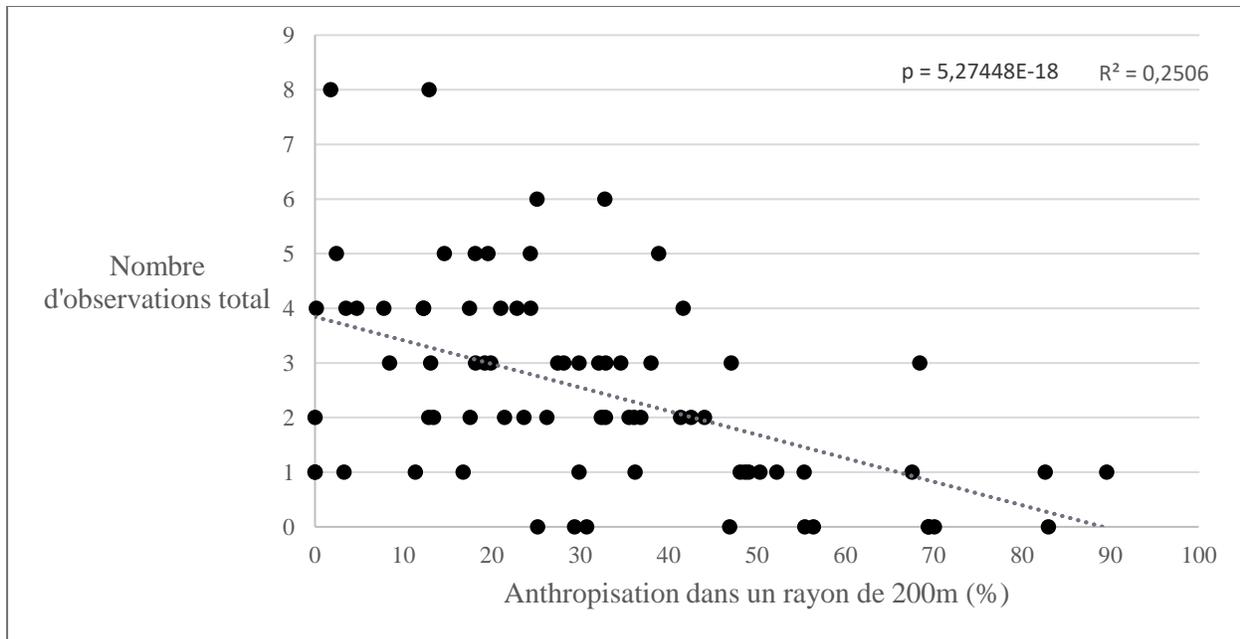


Figure 10. Courbe représentant le nombre total d’individus détectés par points d’écoute en fonction du pourcentage d’anthropisation dans un rayon de 200m autour des points d’écoute accompagné du  $R^2$  et valeur de  $p$ .

Tableau 7. Nombre d’observations totales détectées selon le degré d’anthropisation en pourcentage dans un rayon de 200m autour des points d’écoute.

Anthropisation dans un rayon de 200m (%)	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	80-90
Nombre d'observations totales	37	55	39	34	16	3	4	0	2

### 3.3.3 Distance entre le point d’écoute et le milieu forestier source

La relation linéaire entre le nombre total d’individus détectés et la distance calculée en mètres entre le début du corridor et un point d’écoute indique que ce nombre total d’individus détectés diminue lorsque les points d’écoute s’éloignent du début du corridor. Bien que significative ( $p=3,168E-18$ ), la variance exprimée par cette relation n’est que de 0,07 et la valeur de  $p$  est de  $3,168E-18$ . Surface terrière des peuplements forestiers aux points d’écoute

L'analyse du nombre total d'individus détectés en fonction de la surface terrière calculée (Figure 11) révèle que les points d'écoute ayant des surfaces terrières de moins de 5m<sup>2</sup>/ha ont, en moyenne, 1,89 individus détectés. Les points d'écoute ayant des surfaces terrières entre 6 et 10m<sup>2</sup>/ha comptent en moyenne 2,6 espèces détectées. Les points d'écoute se trouvant dans des milieux ayant une surface terrière se situant entre 11 et 15m<sup>2</sup>/ha ont permis de détecter en moyenne 2,75 individus. Les points d'écoute ayant une surface terrière calculée se trouvant entre 16 et 20m<sup>2</sup>/ha ont permis de détectés en moyenne 3,78 individus. Aucun point d'écoute se situait dans des surfaces terrières entre 21 et 25m<sup>2</sup>/ha. Les points d'écoute ayant des surfaces terrières entre 26 et 30m<sup>2</sup>/ha ont, en moyenne, 5 individus de détectés. Finalement, 3 individus ont été détectés dans le seul point d'écoute se trouvant dans une surface terrière supérieur à 30m<sup>2</sup>/ha. Le R<sup>2</sup> de cette relation est de 0,2505 alors que la valeur de p est très fortement significative (p= 0,403<sup>E-3</sup>).

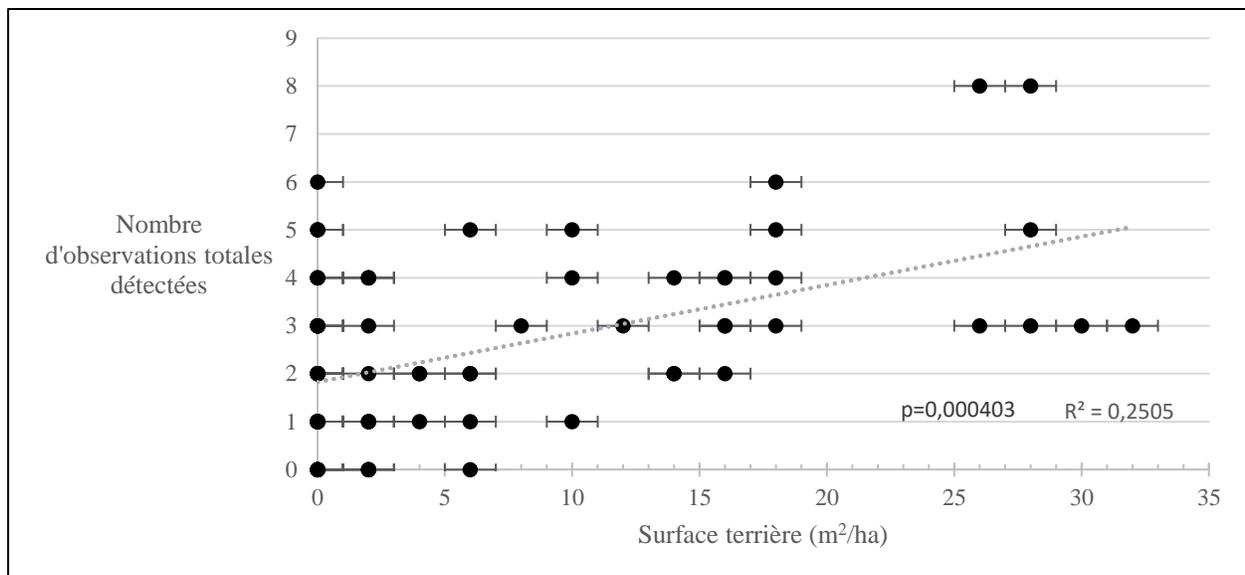


Figure 11. Graphique représentant le nombre total d'individus détectés en fonction des différentes surfaces terrière des peuplements forestiers au point d'écoute en mètres carré par hectare. La variance exprimée par le modèle et la valeur du seuil de probabilité sont également présentée.

Tableau 8. Nombre d'individus moyen détectés en fonction de la surface terrière en mètre carré par hectare calculé aux points d'écoute.

Surface terrière (m <sup>2</sup> /ha)	<5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35
Nombre d'individus moyen détectés	1,89	2,56	2,75	3,78	Aucun	5,00	3,00

## 4. DISCUSSION

### 4.1 Modèles statistiques retenus

En fonction des résultats des modèles retenus, il est possible d'affirmer que les 3 prévisions émises sont supporté confirmant ainsi que la naturalité du corridor, l'accumulation de barrières au déplacement et la surface terrière des peuplements forestiers étaient tous des critères définissant de façon plus importante l'utilisation des corridors que le type d'habitat ou la composition en espèces d'arbres. Cependant, 3 des 5 meilleurs modèles suggérés contenaient aussi la classe moyenne de bois mort. Bien que ces modèles n'aient pas été retenus comme le meilleur, le degré de dégradation du bois mort présent aux points d'écoute a un effet sur les observations totales détectées. La présence de bois mort est une composante importante de la forêt qui permet aux oiseaux qui se nourrissent d'insectes, comme les oiseaux à l'étude, d'avoir accès à une plus grande quantité de nourriture (Martin et al., 2006; Wermelinger et al., 2002). Une plus grande abondance de nourriture devrait attirer une plus grande diversité d'espèces.

### 4.2 Pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 200m

Le pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 200m autour des points d'écoute s'est avéré être une variable importante dans la variation des observations totales. En effet, la majorité (95%) des observations totales ont été enregistrées aux points d'écoute dont le pourcentage d'anthropisation était inférieur à 50% dans un rayon de 200m. Selon les résultats de l'étude, le nombre d'observations diminue plus le pourcentage d'anthropisation augmente (Figure 10). Malgré la distribution inégale des points d'écoute au travers le gradient de degré d'anthropisation retrouvé sur le territoire, le fait que la variable était significative dans deux des modèles retenus suggère tout de même que le pourcentage d'anthropisation est un facteur important dans la capacité d'utilisation du territoire par la faune aviaire.

De plus, lors de la réalisation du modèle initial où le pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 100m et 300m avaient également été ajouté et démontraient des résultats similaires à ceux du rayon de 200m. Cela suggère que le niveau d'anthropisation pourrait avoir un impact sur le nombre total d'individus détectés même dans un rayon de 300m. La capacité d'utilisation d'un habitat par la faune aviaire, comprenant les espèces qui ne sont pas dérangées par la présence

humaine, dépendrait donc du type de milieu, et donc de la naturalité de l'environnement à des distances plus importantes qu'attendues. Ce résultat démontre qu'en augmentant la naturalité d'un habitat dans un rayon de 300m, donc 600m de largeur, il serait possible d'augmenter l'utilisation du territoire par la faune aviaire. Ceci ouvre la discussion sur la largeur des corridors qui, pour maximiser la présence aviaire, pourrait atteindre une largeur d'au moins 600m, largeur qui correspond au rayon de 300m du degré d'anthropisation analysé dans ce mémoire. De plus, un corridor écologique qui aurait une largeur d'au moins 600m sur toute sa longueur pourrait être utilisé par une plus grande diversité d'espèces, car certaines espèces nécessitent des corridors plus larges. En ayant un corridor de plus de 600m de largeur, la présence d'espèces ayant une bonne affinité avec les milieux naturels matures est favorisée (Beier, 2018), tout en évitant l'utilisation par certains prédateurs (Ford et al., 2020; Spackman & Hughes, 1995). Les corridors ayant une largeur de moins de 100m vont plutôt être en mesure d'abriter des espèces avec un domaine vital plus petit comme les salamandres, les grenouilles, la petite faune ou les plantes (Coster et al., 2014).

Tableau 9. Largeur de corridor recommandé en mètre afin de maximiser différents éléments ainsi que les sources qui supportent ces recommandations accompagnées des largeurs minimales et maximales calculés des corridors écologiques à l'étude en mètre.

Élément à maximiser	Nom scientifique	Largeur de corridor (m)	Source
90% des plantes	N.A.	30	Spackman & Hughes, 1995
Salamandre maculée	<i>Ambystoma maculatum</i>	40	Coster et al., 2014
Grenouille des bois	<i>Lithobates sylvaticus</i>	50	Coster et al., 2014
Corridor Ruisseau Chelsea (minimum)	N.A.	55	Del Degan, Massé et al., 2012
Les plantes et la petite faune	N.A.	60	
Corridor Philémon-Leamy (minimum)	N.A.	75	Del Degan, Massé et al., 2012
Corridor Aylmer (minimum)	N.A.	110	Del Degan, Massé et al., 2012
Connectivité structurelle	N.A.	60-200	
90% des oiseaux	N.A.	175	Spackman & Hughes, 1995
Corridor Champlain-Voyageur (minimum)	N.A.	880	Del Degan, Massé et al., 2012
Corridor Champlain-Voyageur (maximum)	N.A.	1337	Del Degan, Massé et al., 2012
Corridor Philémon-Leamy (maximum)	N.A.	1190	Del Degan, Massé et al., 2012
Corridor Ruisseau Chelsea (maximum)	N.A.	2300	Del Degan, Massé et al., 2012
Cougar	<i>Puma concolor</i>	3000	Ford et al., 2020
Loup	<i>Canis lupus</i>	3500	Ford et al., 2020
Corridor Aylmer (maximum)	N.A.	4450	Del Degan, Massé et al., 2012
Ours noir	<i>Ursus americanus</i>	5000	Ford et al., 2020
Grizzly	<i>Ursus arctos horribilis</i>	6000	Ford et al., 2020
Espèces d'intérieur	N.A.	>600	Beier, 2018

#### 4.3 Distance entre le milieu source et le point d'écoute

La distance entre le milieu source et le point d'écoute était aussi l'une des principales variables affectant significativement la présence de l'avifaune lors de l'analyse statistique. En effet, les points d'écoute ayant le plus grand nombre d'individus détectés se trouvaient généralement à des plus faibles distances du milieu source. Cependant, la distance du point d'écoute par rapport au milieu source dépend en grande partie de la longueur maximale du corridor et de sa superficie. En effet, la majorité des points d'écoutes se trouvaient à une distance inférieure à 6000m du milieu forestier source.

Selon l'analyse mandatée par la CCN en 2012 (Del Degan, Massé et Associés, 2012), la longueur des corridors varie beaucoup d'un corridor à l'autre ce qui pourrait expliquer le manque de données pour les points d'écoute se trouvant à plus de 6000m du réservoir. Le manque d'homogénéité, en termes de longueur, entre les différents corridors ne nous permet pas d'évaluer efficacement l'accumulation de barrière présente dans les corridors ayant une longueur supérieure. Cependant, de manière générale, il est possible d'assumer que plus un corridor est long, plus il est susceptible d'avoir une accumulation de barrière importante.

L'atteinte de milieux naturels réservoirs à la fin des corridors, notamment la bande riveraine de la rivière des Outaouais, le parc Rapides Deschênes, le parc Guillot, le lac Leamy ainsi que le sentier de la rivière Gatineau pourrait expliquer la hausse d'observations totales détectées à la fin des corridors. Dans le cadre de cette étude, il nous a été impossible de déterminer si les populations se trouvant au début et à la fin du corridor étaient connecté ou isolé complètement les unes des autres. Mais on peut définir que l'utilisation de ces extrémités "réservoirs" semble plus importante que l'utilisation des corridors connectant ces réservoirs.

#### 4.4 Surface terrière des peuplements forestiers

Il est important de noter que la majorité (60%) des points d'écoute ont été placés dans des milieux ayant une surface terrière se trouvant entre 0 et 2m<sup>2</sup>/ha, les résultats de variation des observations totales en fonction de la surface terrière ont été réalisés en utilisant le nombre moyen d'observations totales afin de palier la distribution inégale des points d'écoute parmi les différentes surfaces terrière retrouvée sur le territoire.

La distribution inégale des points d'écoute en fonction de la surface terrière peut s'expliquer par la composition des corridors écologiques. En effet, les différentes utilisations du territoire des corridors écologiques entourant le sud-est du parc de la Gatineau sont très variées. Les points d'écoute devaient être répartis sur le territoire de manière à couvrir équitablement l'ensemble des différentes classes de milieu retrouvées dans les corridors écologiques et la surface terrière ne faisait pas partie des critères de sélection pour les points d'écoute. Parmi les différentes classes de milieux qui devaient être représentées par les points d'écoute, on retrouve 4 classes de milieux où les surface terrières sont généralement basse que par la nature du milieu (milieu humide; friche, agricole, et sols nus; réseau routier et zone développée et exploitée) alors que seulement 2 classes sont associées à une surface terrière généralement plus élevée (forêt dense et clairsemée et forêt ouverte).

Cependant, en réalisant la relation linéaire entre le nombre total moyen d'individus détectés en fonction des surface terrières des peuplements forestiers aux points d'écoute, il est évident que le nombre total d'individus détectés augmente plus la surface terrière augmente jusqu'à atteindre un sommet lorsque la surface terrière se trouve entre 25 et 29m<sup>2</sup>/ha. Cela peut s'expliquer par le fait que la majorité des espèces suivies n'est pas inféodée aux forêts denses et qu'on retrouve donc moins d'occurrences lorsque les milieux sont exclusivement forestiers, mais cela pourrait aussi provenir du manque d'échantillonnages pour les surfaces terrières supérieurs à 29 m<sup>2</sup>/ha. En effet, seulement 3% des points d'écoute se trouvaient dans un environnement ayant une surface terrière se trouvant entre 30 et 32m<sup>2</sup>/ha. Il serait donc possible que le nombre total d'individus détectés continue d'augmenter lorsque la surface terrière des peuplements forestiers aux points d'écoute est de plus de 29m<sup>2</sup>/ha.

#### 4.5 Retour sur les prévisions

La première prévision prévoyait que plus un corridor est naturalisé, plus l'utilisation des corridors sera favorisée pour l'ensemble des espèces forestières. Cette prévision est affirmée l'importance de la surface terrière ainsi que le degré d'anthropisation dans un rayon de 200m dans l'étude de la variation des détections totales d'espèces forestière. En effet, selon les résultats des analyses effectuées, plus la surface terrière augmente et plus le degré d'anthropisation dans un rayon de 200m est réduit, plus le nombre de détection augmente. Cela signifie que corridor plus

naturalisé favorise l'utilisation par l'ensemble des espèces forestières. Le milieu idéal pour ces espèces forestière est évidemment un milieu forestier peu dérangé, cette étude démontre donc l'importance de recréer ce type de milieu au sein des corridors écologiques afin de favoriser davantage leur utilisation. La création de parcelles d'habitats qui ressemblent le plus possible aux habitats idéals des espèces tout le long des corridors pourrait encourager une multitude d'espèce à emprunter les corridors pour leurs déplacements et réduire les risques pour les espèces lorsqu'ils se voient forcer d'emprunter des milieux plus hostiles comme des quartiers résidentiels ou industrielles en dehors des corridors. De plus, cette prévision vient confirmer l'importance de préserver un couvert forestier au sein des corridors puisque le couvert forestier semble être un des facteurs déterminant sur le niveau d'utilisation du corridor.

La deuxième prévision prévoyait qu'un corridor plus long avec un distance plus grande au réservoir moins le nombre d'observations totales enregistré serait grand. La deuxième prévision c'est aussi confirmé par l'importance significative de la variable de la distance entre le milieu forestier source et les points d'écoute dans la variation du nombre total d'individus détectés. L'étude a été en mesure de confirmer que, pour des corridors de moins de 6000m, plus la distance entre le milieu forestier source et le point d'écoute est grande, moins le nombre de détection des individus total est grand. Écologiquement, cela tient la route considérant que les corridors écologiques sont constitués d'une mosaïque de plusieurs milieux et que les espèces vont inévitablement devoir traverser des milieux non favorables s'ils veulent traverser l'entièreté du corridor. L'étude de Del Degan, Massé et Associés (2012), mentionnait la présence d'obstacles au déplacement des espèces au sein des corridors écologique alors que notre étude permet de confirmer que la distance est un enjeu dans l'utilisation des corridors écologiques. Ces deux études constituent un point de départ dans la compréhension des barrières au déplacement qui existent au sein des corridors pour la faune aviaire qui, avec son habilité de volé, devrait normalement être en mesure de se déplacer relativement plus facilement que les espèces terrestres.

Finalement, la troisième prévision prévoyait qu'il serait possible d'observer une utilisation distincte de chaque corridor en fonction des caractéristiques structurelles et descriptives de chacun d'eux. Comme la composition et la structure des corridors écologiques à l'étude varient énormément, cette prévision était plus difficile à confirmer. En effet, la distribution des points d'écoute s'est faite en fonction des types de milieux et ceux-ci étaient répartie de manière inégale

parmi les corridors. En effet, les différences entre les grandeurs, largeurs, composition forestière et degré d'anthropisation des corridors écologiques ne permettait pas une distribution égale des points d'écoute parmi ces différentes composantes, ce qui rend difficile la comparaison entre les corridors. Il aurait été intéressant de tester un plus grand nombre de corridors afin d'avoir des répliques de chacune de ces caractéristiques. Cependant, la distribution égale des points d'écoute au sein de ces différents facteurs est le reflet des différences qui existe entre les corridors. Il est donc possible d'affirmer que l'étude a été en mesure de démontré que la structure et la composition des corridors jouent un rôle crucial dans la capacité d'utilisation de ceux-ci par les espèces forestières.

## CONCLUSION

En se basant sur les modèles théoriques en planification des réseaux d'aires protégées connectées par des corridors écologiques, il est conseillé de concevoir les corridors écologiques de façon à créer des conditions d'habitat complexes et diversifiées afin de s'assurer d'accommoder les besoins particuliers des différentes espèces qui utilisent ce territoire comme habitat ou comme habitat de déplacement. C'est pourquoi, dans le but de favoriser la présence d'un grand nombre d'espèces et de conserver la biodiversité, il est important de conserver une mosaïque contenant plusieurs types de milieux sur un même territoire donné.

Cette étude a permis de mettre en lumière plusieurs facteurs importants favorisant l'utilisation des territoires écologiques entourant le parc de la Gatineau par la faune aviaire. En effet, selon les résultats de cette étude il serait important de maintenir un niveau d'anthropisation plus bas au sein des milieux naturels, mais aussi au pourtour de ceux-ci. Comme le type de milieu se trouvant au pourtour des corridors écologiques est aussi un facteur important dans la détermination du niveau d'utilisation d'un corridor écologique, il serait pertinent de bien identifier la largeur des corridors, car il serait possible d'avoir un impact positif sur l'utilisation de celui-ci par l'avifaune en conservant une largeur qui varie entre 400m et 600m. En effet, les résultats en lien avec le niveau d'anthropisation dans un rayon de 200m à 300m suggèrent que toute augmentation de l'anthropisation dans ce rayon aura un impact sur l'utilisation du territoire par la faune aviaire. De plus, l'accumulation de barrières peut nuire à l'utilisation des corridors écologiques. Il serait donc important de maintenir une distance relativement courte entre les différents parcs naturels en milieu urbain, car ceux-ci peuvent servir de réservoir et ainsi favoriser la biodiversité. Dans cette étude, il a aussi été soulevé que le maintien de parcelles ayant une surface terrière plus élevée dans la matrice environnementale des corridors semble être un autre élément favorisant grandement l'utilisation du dit corridor par l'avifaune.

La ville de Gatineau est un grand centre urbain contenant plusieurs beaux milieux naturels. Cependant, elle est aussi très fragmentée, principalement à cause de l'étalement urbain. Les corridors écologiques qui sillonnent la ville deviennent très étroits à certains endroits et ils passent souvent au milieu de quartiers résidentiels très anthropisés. Il y a un besoin criant de restauration

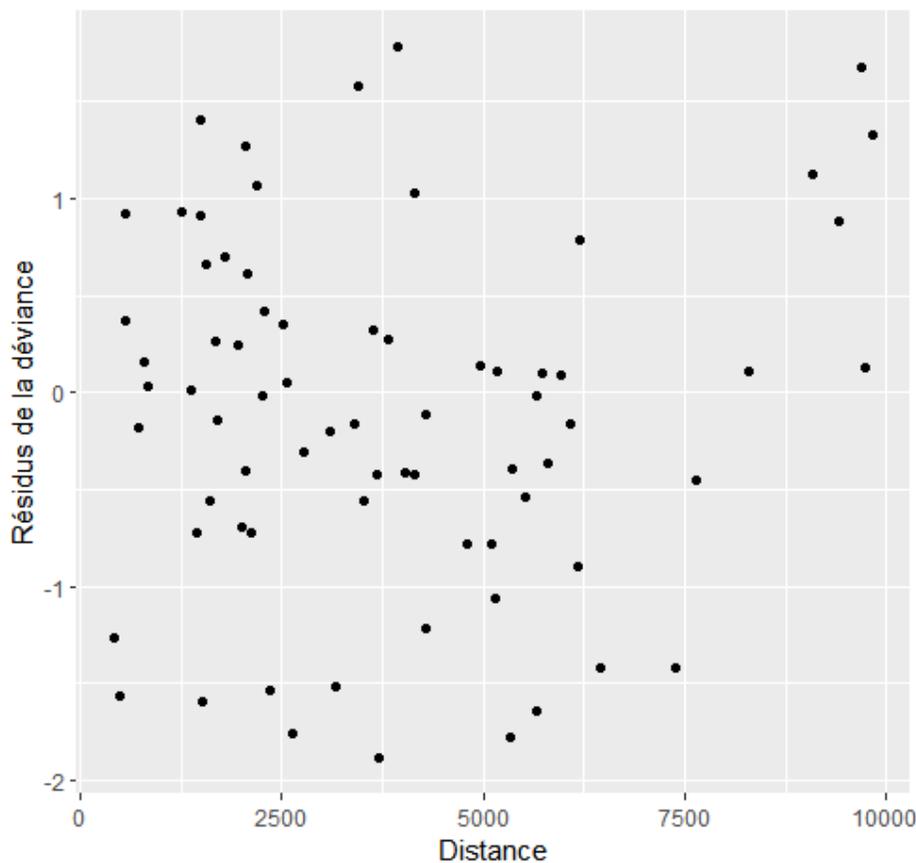
et déminéralisation afin de maximiser l'effet des corridors écologiques dans la région. Une des recommandations principales résultant des résultats de cette étude serait d'essayer d'atténuer le degré d'anthropisation dans un rayon de 200m tout au long des corridors et de planter davantage d'arbres ou encore faire en sorte que les arbres existants puissent atteindre un DHP plus grand afin d'assurer le maintien d'une surface terrière plus élevée des peuplements forestiers; surtout entre les différents espaces verts. Il faut aussi conserver certains milieux plus ouverts afin de conserver, au sein des corridors, une mosaïque de différents milieux.

Afin d'approfondir cette étude, certains aspects, notamment dans la méthode d'échantillonnage, pourraient être modifiés. En premier lieu, l'inégalité dans la distribution des points d'écoute du point de vue de la distance du corridor démontre la complexité d'étudier des corridors écologiques dont la structure diffère beaucoup les uns des autres. Il pourrait être intéressant de comparer les données récoltées avec d'autres corridors qui sont plus longs et homogènes sur toute leur longueur. Deuxièmement, vu l'importance de la surface terrière des peuplements forestiers sur les occurrences totales enregistrées, il serait important, dans une étude future, de maximiser l'effort d'échantillonnage dans les zones plus boisées pour confirmer les résultats trouvés en lien avec la surface terrière sur un plus grand échantillon. Troisièmement, dans le but d'être en mesure d'utiliser les données en lien avec les groupes d'espèces, il serait important d'effectuer un échantillonnage sur beaucoup plus de sites avec plus de jours de terrain et sur un plus grand nombre d'années. Il serait aussi important d'inclure un plus grand nombre d'espèces. Pour ce faire, le recours à des enregistrements automatisés permettrait de couvrir les manifestations acoustiques de toutes les espèces des communautés d'oiseaux qui utilisent les corridors. Plus encore, il serait intéressant d'effectuer une analyse plus fine des corridors en établissant un plus grand nombre de points d'écoute établie dans des types de milieux plus diversifiés. De plus, avec un échantillonnage s'étalant sur une plus grande période de temps avec un plus grand nombre de ressource, il serait pertinent d'effectuer des captures/recapture afin de confirmer si les mêmes individus se trouvaient aux mêmes endroits au début et à la fin du corridor ou si le corridor contient deux populations séparées. Cela nous permettrait d'identifier les vraies barrières qui se trouvent dans les corridors. Finalement, il aurait été intéressant de compléter l'étude avec une analyse de connectivité GIS afin de valider l'utilisation, le potentiel de déplacement ainsi que les barrières aux déplacements qui se trouvent au sein des corridors.

## ANNEXE A

### Validation de modèle expliquant la variation des observations totales

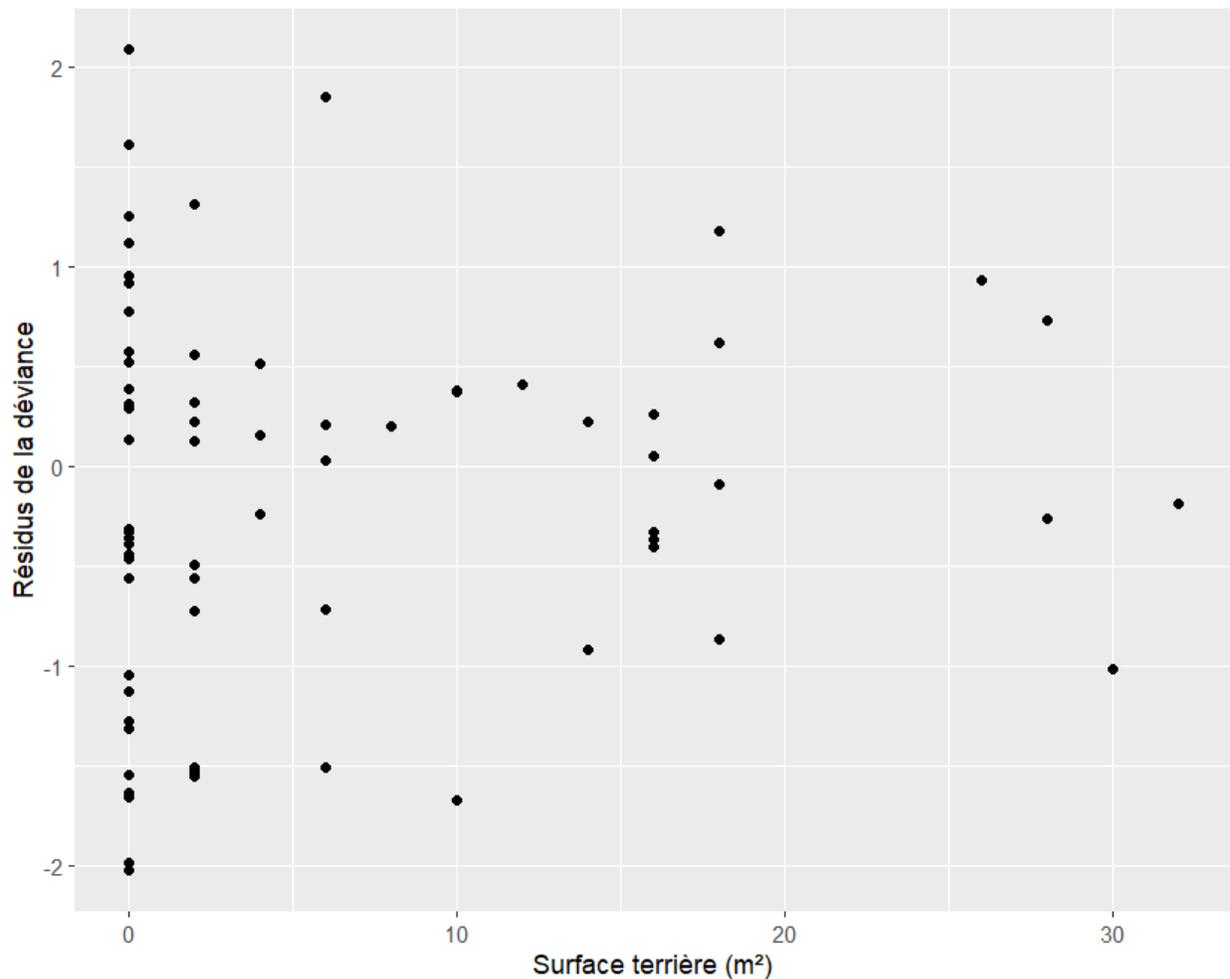
La représentation graphique des résidus de la déviance du modèle choisi pour la variable dépendante du nombre total d'individus détectés en fonction de la distance en mètres entre le point d'écoute et le milieu forestier source (Supplémentaire 1) dévoile que les résidus du modèle se rapprochent de zéro lorsque la distance entre le point d'écoute et le milieu forestier source est de moins de 5000 mètres.



Supplémentaire 1. Représentation graphique des résidus de la déviance du modèle choisi pour la variable indépendante des observations totales en fonction de la distance en mètre entre le point d'écoute et le milieu forestier source.

La distribution des résidus se rapproche de 0 pour les surfaces terrières de plus de 10m<sup>2</sup>, mais semblent s'éloigner de 0 pour les surfaces terrières de 10m<sup>2</sup> et moins selon la représentation

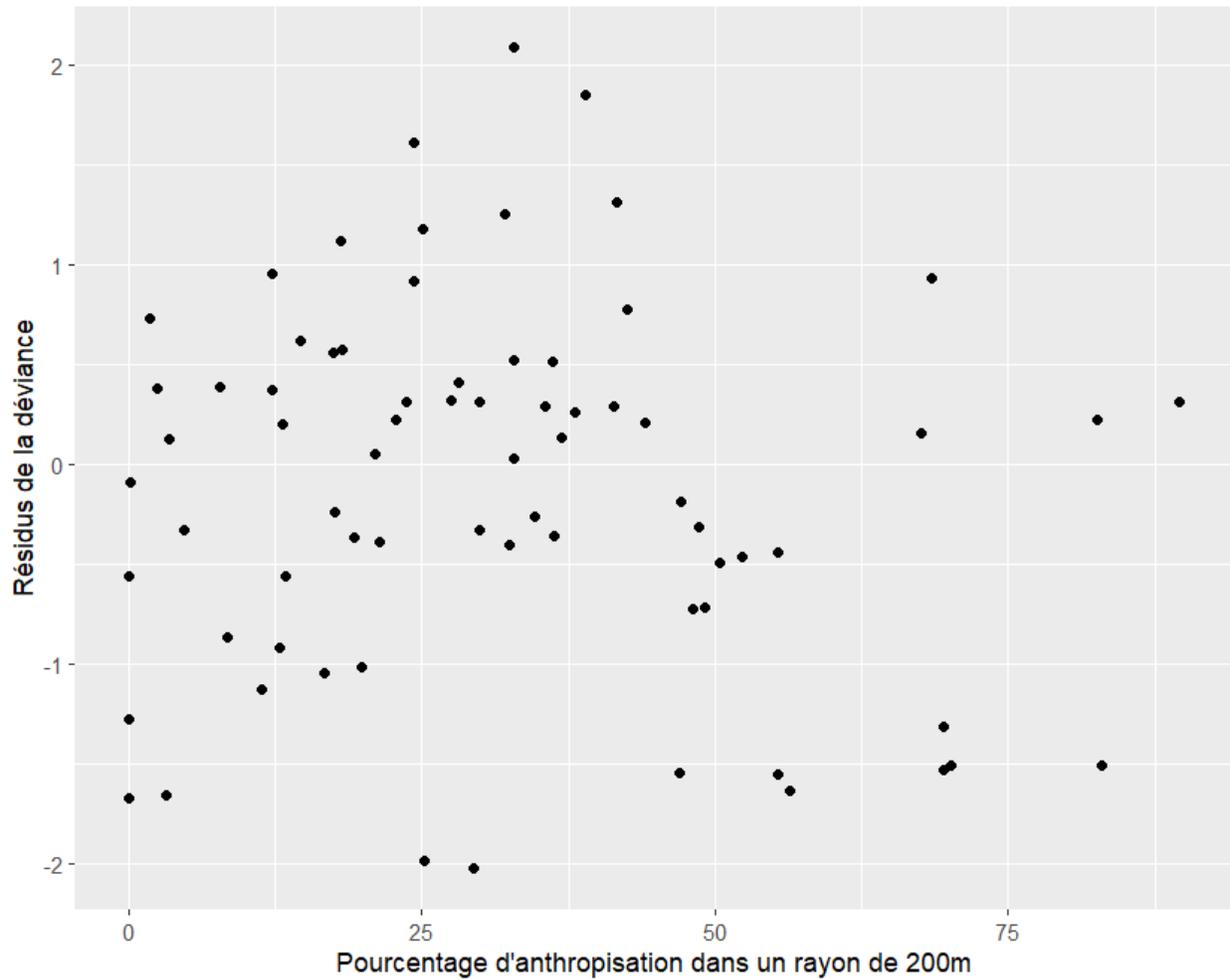
graphique de la distribution des résidus de la déviance du modèle choisi (Supplémentaire 2). Les résidus sont le plus disperser lorsque la surface terrière est de  $0\text{m}^2$ .



Supplémentaire 2. Représentation graphique des résidus de la déviance du modèle choisi pour la variable indépendante du nombre d'observations totales en fonction de la surface terrière enregistrée aux points d'écoute.

La représentation graphique de la distribution des résidus de la déviance du modèle choisi pour le pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 200m (Supplémentaire 3) suggère que les résidus pour un pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 200m inférieur à 50% s'éloignent

de 0 alors que lorsque le pourcentage d'anthropisation est inférieur à 50%, les résidus s'approchent de 0.



Supplémentaire 3. Représentation graphique des résidus de la déviance du modèle choisi pour la variable indépendante des observations totales en fonction du pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 300m autour des points d'écoute.

## ANNEXE B

### Résultats des analyses réalisées avec les données des groupes d'espèces (spécialistes, intermédiaires, généralistes)

#### I. Sélection des variables qui influencent la présence de l'avifaune aux points d'écoute

En effectuant des régressions logistiques binomiales avec les données de présences et d'absence de chacune des trois catégories d'espèces ayant différents degrés d'affinité avec les milieux forestiers, soit les spécialistes, intermédiaires et généralistes, il est possible d'obtenir les variables qui font varier de manière significative la présence des différentes espèces à l'étude au sein des corridors écologiques qui ont été étudiés (Tableau 10). En ce qui a trait aux espèces faisant partie de la catégorie des spécialistes, avec la méthode AIC, 4 variables affectent significativement la présence d'espèces spécialistes, soit la classe moyenne de bois mort, le corridor, la surface terrière et le volume de bois mort. Avec la méthode AIC, la sensibilité du modèle est de 0,51, la spécificité est de 0,33 et l'aire sous la courbe (AUC) est de 0,78. Avec la méthode de la déviance, les variables significatives sont le volume de bois mort, la classe moyenne de bois mort et la surface terrière. La sensibilité du modèle est de 0,75, la spécificité est de 0,43 et l'aire sous la courbe (AUC) est de 0,68. Pour les espèces spécialistes, le modèle trouvé en utilisant la méthode de la déviance est retenu puisque la sensibilité et la spécificité sont plus élevées. De plus, le modèle contient moins de variable, ce qui suit le principe de parcimonie qui peut être utilisé afin de conserver les modèles les plus simples. Pour les espèces appartenant à la catégorie intermédiaire, les deux méthodes utilisées, soit AIC et déviance, indiquent que les variables significatives sont le corridor ainsi que le type de milieu dans lequel les points d'écoute se trouvaient ainsi que le volume de bois mort calculé aux points d'écoute. La sensibilité du modèle était à 79% alors que la spécificité était de 75% et l'aire sous la courbe (AUC) de 51%. Finalement, pour les espèces de la catégorie généraliste, avec la méthode de l'AIC et la déviance, deux variables sont significatives, soit le pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 300m autour du point d'écoute ainsi que la distance entre le point d'écoute et le milieu forestier source. Pour les deux modèles, la sensibilité est de 73%, la spécificité de 85% et l'aire sous la courbe (AUC) de 49%.

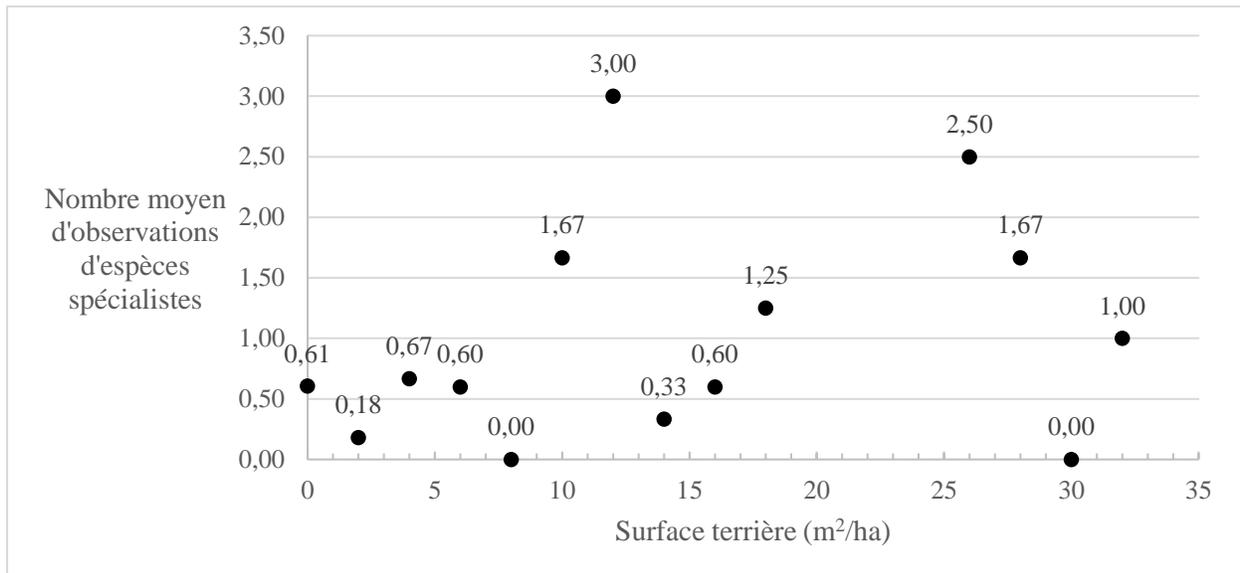
Tableau 10. Variables retenues en fonction des deux méthodes de sélection utilisées accompagnées de la sensibilité, spécificité et l'aire sous la courbe (AUC) de chaque modèle.

Méthode de sélection des variables	Classe d'espèce	Sensibilité	Spécificité	AUC	Variables retenues
AIC	Spécialiste	0,51	0,33	0,78	Classe moyenne de bois mort Corridor Surface terrière Volume de bois mort
Déviance	Spécialiste	0,75	0,43	0,68	Classe moyenne de bois mort Surface terrière
AIC	Intermédiaire	0,79	0,75	0,51	Corridor Type de milieu Volume de bois mort
Déviance	Intermédiaire	0,79	0,75	0,51	Corridor Type de milieu Volume de bois mort
AIC	Généraliste	0,73	0,85	0,49	Pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 300m Distance du réservoir
Déviance	Généraliste	0,73	0,85	0,49	Pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 300m Distance du réservoir

#### I. Espèces spécialistes des forêts

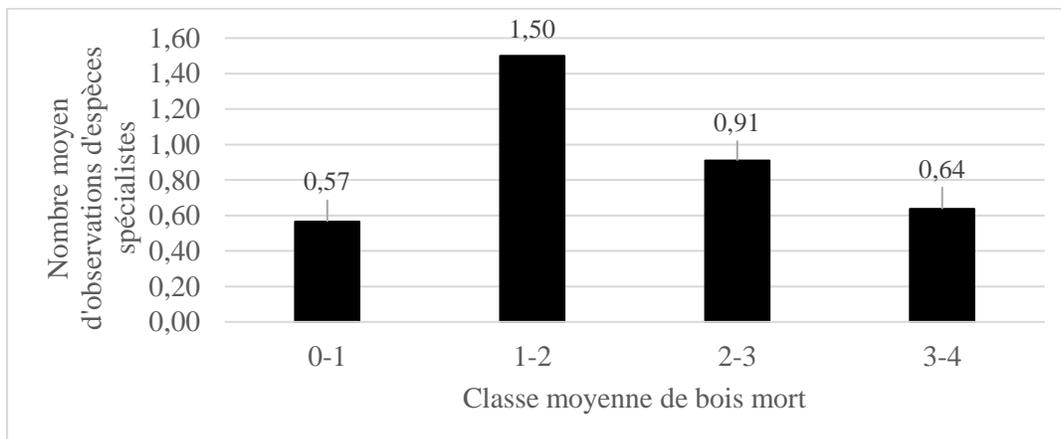
À partir des modèles statistiques générés (Tableau 10), les variables ayant un effet significatif sur la présence d'espèces spécialistes des forêts sont la surface terrière, la classe moyenne de bois mort ainsi que le volume de bois mort.

En représentant graphiquement la relation entre la surface terrière en mètre carré par hectare et le nombre moyen d'observations d'espèces spécialistes (Supplémentaire 4), l'on remarque une légère augmentation dans le nombre d'observations moyennes plus la surface terrière augmente. Il semblerait que le nombre d'observations totales soit maximal lorsque la surface terrière est de 12m<sup>2</sup>/ha.



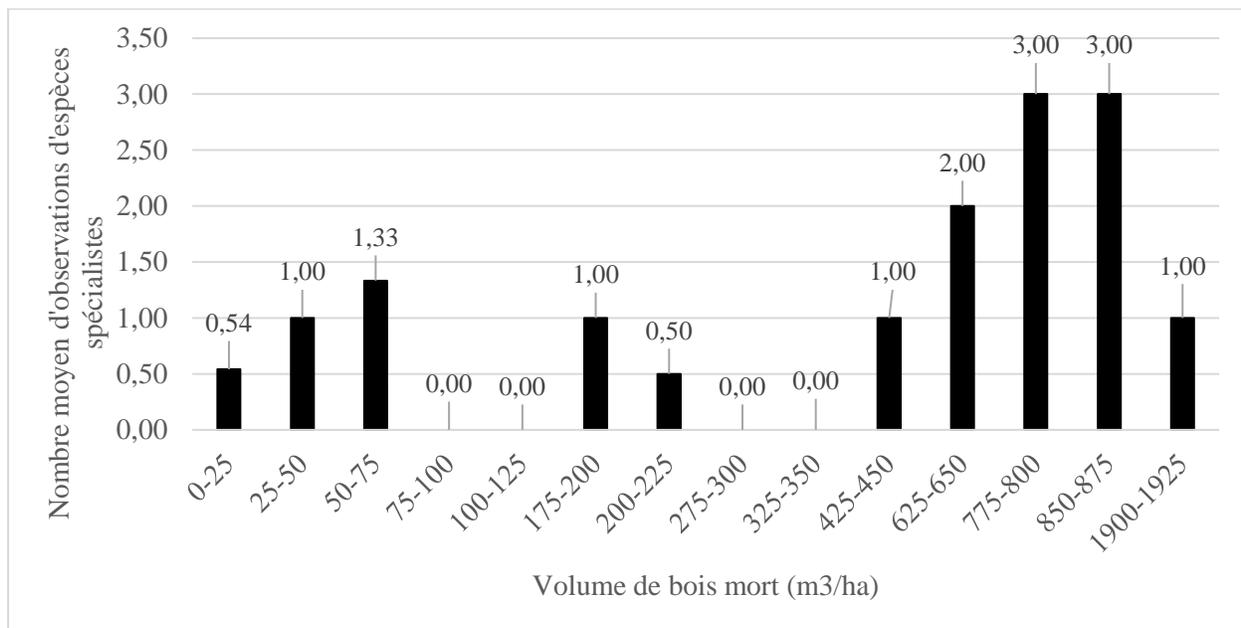
Supplémentaire 4. Graphique représentant la relation entre le nombre d'observations moyen d'espèces spécialistes des forêts en fonction de la surface terrière des peuplements forestiers en mètre carré par hectare.

Selon la représentation graphique de la relation entre la classe moyenne de bois mort en fonction du nombre moyen d'observations d'espèces spécialistes (Supplémentaire 5), le nombre d'observation semble plus haut lorsque la classe moyenne de bois mort est de plus de 1. Le nombre d'observation maximal est observé lorsque la classe moyenne de bois mort se trouve entre 2 et 3. Les points d'écoutes ayant une classe moyenne de bois mort supérieure à 3 étaient peu présents sur le territoire alors cela pourrait avoir un impact sur les résultats.



Supplémentaire 5. Représentation graphique de la relation entre la classe moyenne de bois mort et le nombre moyen d'observations d'espèces spécialistes.

La relation entre le nombre d'observations moyen des espèces spécialistes en fonction du volume de bois mort en mètre carré par hectare indique que le nombre d'observations d'espèces spécialistes augmente plus le volume de bois mort augmente. Il semble que le nombre d'observations soit maximal lorsque le volume de bois mort au point d'écoute est entre 775 et 875 mètres cubes par hectare.



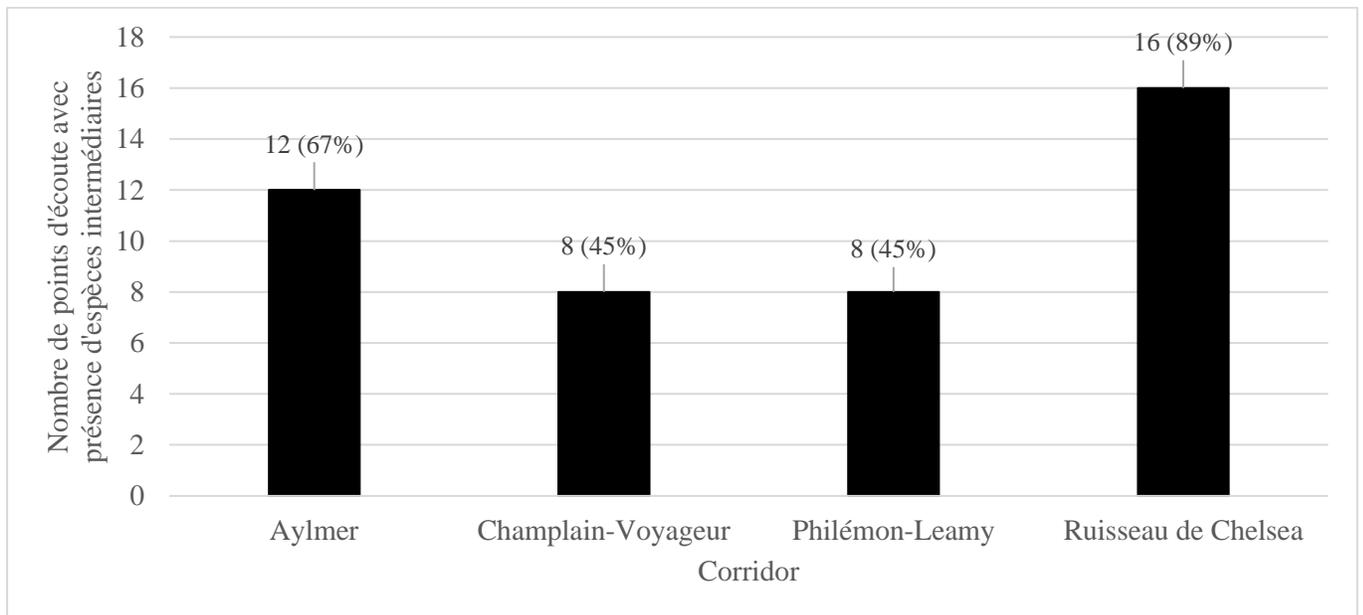
Supplémentaire 6. Représentation graphique de la relation entre le nombre d'observations moyen des espèces spécialistes en fonction du volume de bois mort en mètre carré par hectare.

## II. Espèces ayant une affinité intermédiaire avec les milieux forestiers

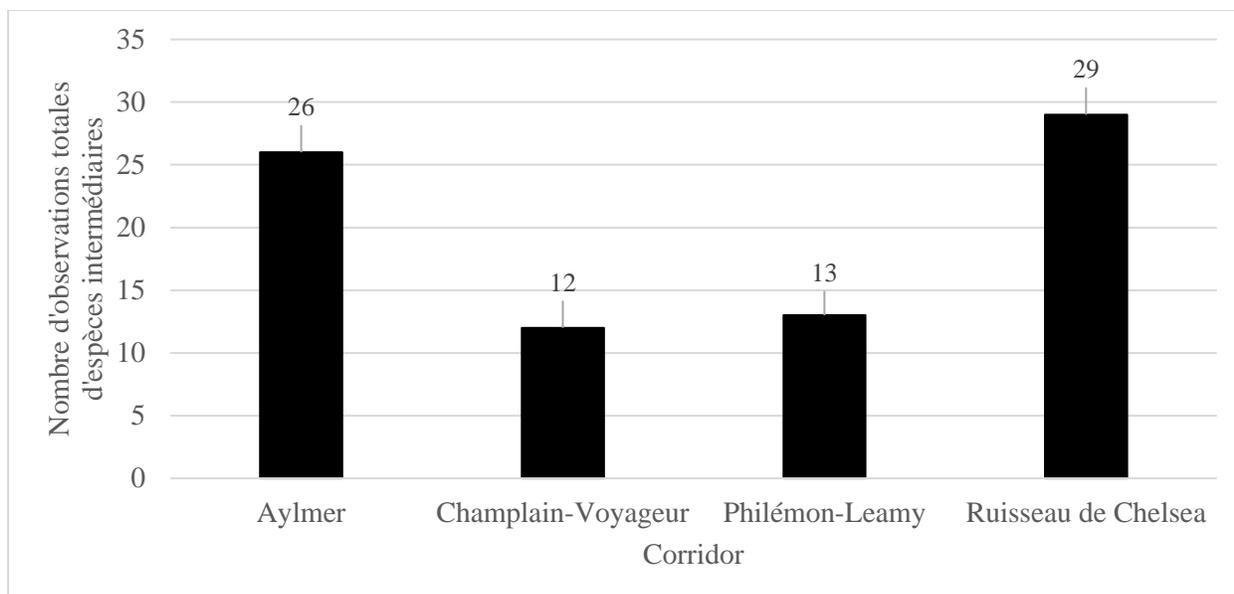
À partir des modèles statistiques réalisés (Tableau 10), les variables ayant un effet significatif sur la présence d'espèces ayant une affinité intermédiaire avec les milieux forestiers (espèces intermédiaires) sont le corridor dans lequel se trouve le point d'écoute, le type de milieu dans lequel se trouve le point d'écoute et finalement le volume de bois mort calculé au point d'écoute.

C'est dans le corridor Ruisseau de Chelsea où le plus grand nombre de points d'écoute avec présence d'espèces ayant une affinité intermédiaire avec les milieux forestiers a été enregistré (Supplémentaire 7). En effet, 89% des points d'écoute compris dans le corridor Ruisseau de

Chelsea on permit la détection d'espèces de la classe intermédiaire alors que 67% des points d'écoute du corridor Aylmer avaient présence d'espèces intermédiaire, 45% des points d'écoute du corridor Champlain-Voyageur et 45% des points d'écoute du corridor Philémon-Leamy. Si l'on analyse plutôt le nombre total d'observations d'espèces de la classe intermédiaire enregistré dans chacun des corridors, encore une fois, c'est dans le corridor Ruisseau de Chelsea que le plus grand nombre d'espèces intermédiaire a été enregistré (Supplémentaire 8). En effet, 29 observations ont été enregistrées dans le corridor Ruisseau de Chelsea, suivi de près par le corridor Aylmer avec un total de 26 observations, le corridor Philémon-Leamy avec 13 observations et finalement le corridor Champlain-Voyageur avec 12 observations.

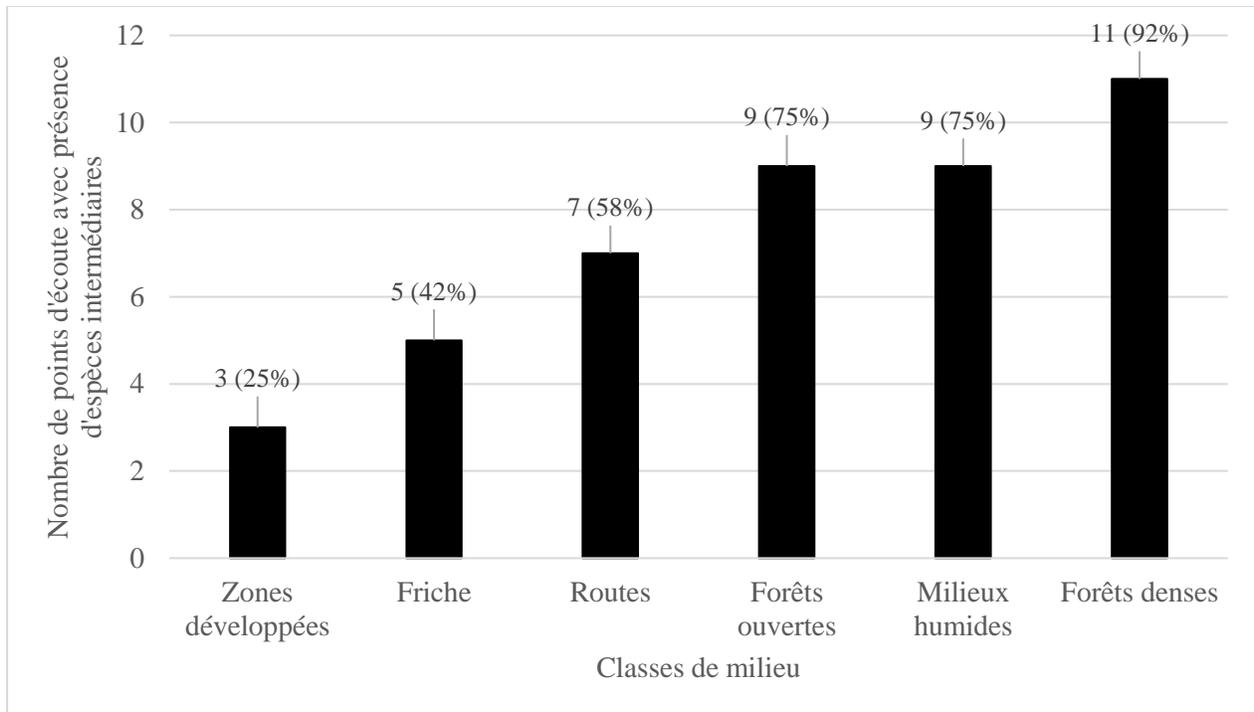


Supplémentaire 7. Graphique représentant le nombre et pourcentage des points d'écoute avec présence d'espèces ayant une affinité intermédiaire avec les milieux forestiers en fonction des différents corridors.

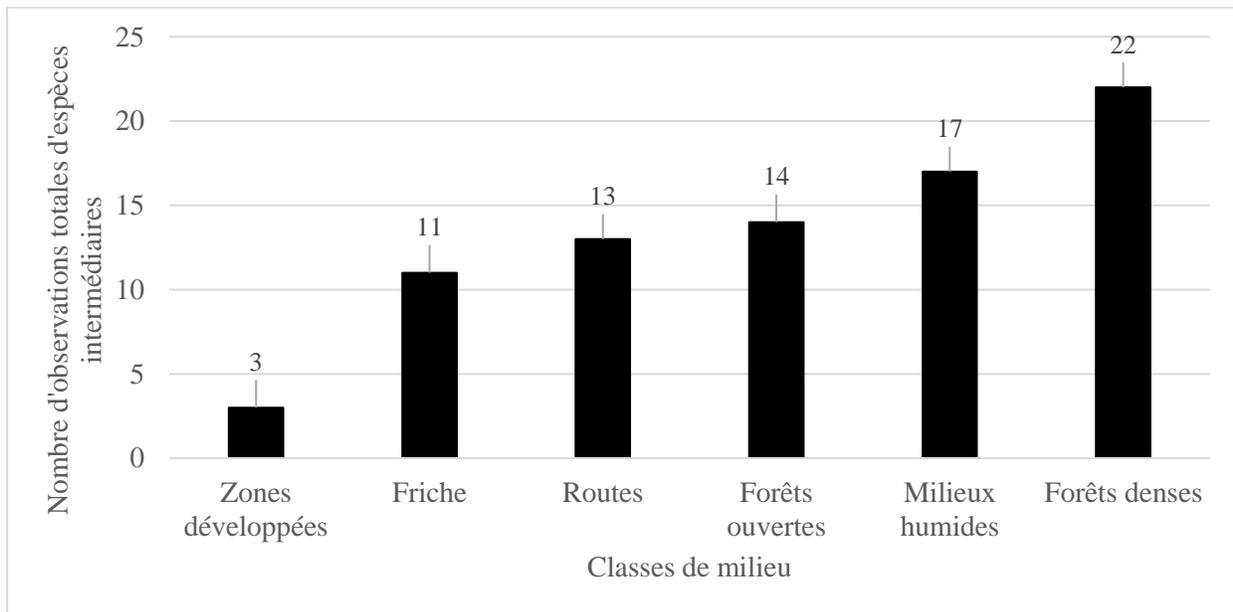


Supplémentaire 8. Graphique contenant le nombre d'observations totales d'espèces ayant une affinité intermédiaire avec les milieux forestiers en fonction des différents corridors.

Parmi les six différentes classes de milieu identifiées dans l'étude, la classe forêts denses contient le plus grand nombre de points d'écoute où la présence d'espèces intermédiaires ont été enregistrées (Supplémentaire 9). En effet, 92% des points d'écoute compris dans cette classe de milieu ont permis l'enregistrement d'espèces intermédiaire alors que ce nombre tombe à 75% pour les milieux humides et les forêts ouvertes, 58% pour les routes, 42% pour les friches et finalement 25% pour les zones développées. Les résultats restent sensiblement les mêmes lorsque l'on analyse le nombre d'observations totales d'espèces intermédiaire enregistré dans les différentes classes de milieu (Supplémentaire 10).

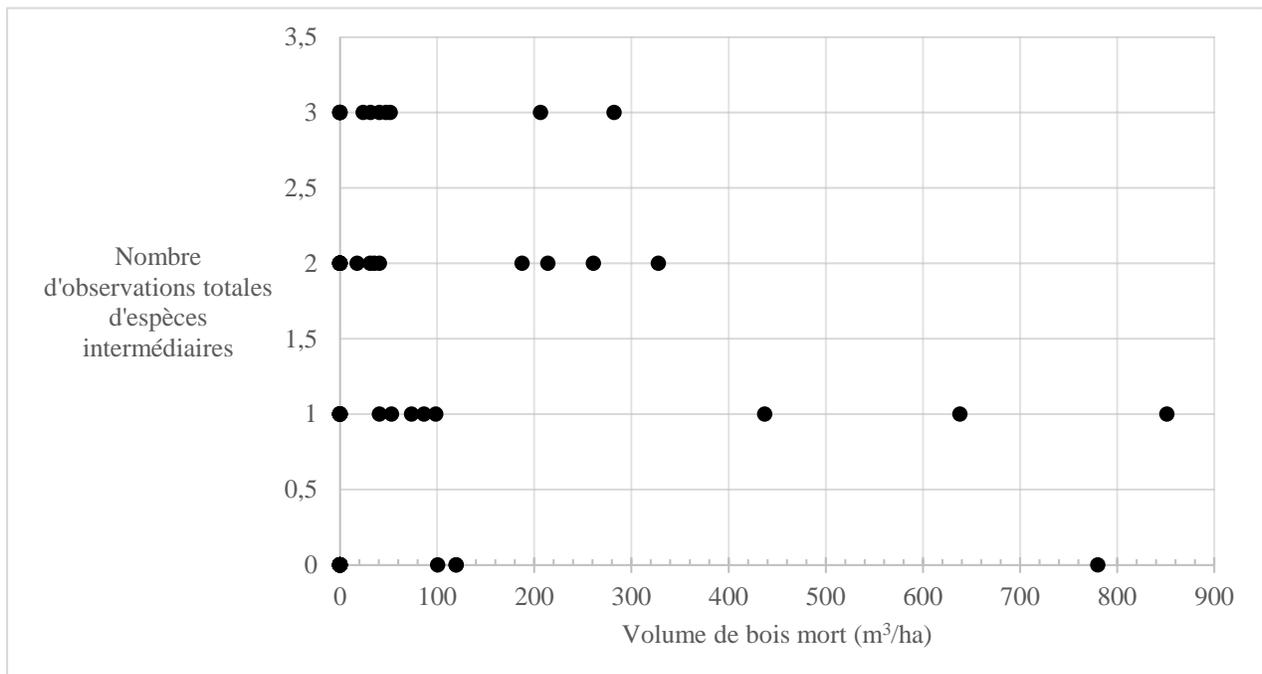


Supplémentaire 9. Graphique contenant le nombre de points d'écoute où la présence d'espèces ayant une affinité intermédiaire avec les milieux forestiers a été enregistrée en fonction des différentes classes de milieux faisant partie de l'étude.



Supplémentaire 10. Représentation graphique du nombre d'observations d'espèces ayant une affinité intermédiaire avec les milieux forestiers en fonction des différentes classes de milieu faisant partie de l'étude.

En analysant la représentation graphique du nombre d'observations totales d'espèces intermédiaire en fonction du volume de bois mort enregistré (Supplémentaire 11), il est possible d'observer que la majorité des observations se trouvaient aux points d'écoute ayant un volume de bois mort entre 0 et 50m<sup>3</sup>/ha. En effet, 61 observations ont été enregistrées aux points d'écoute ayant entre 0-50m<sup>3</sup>/ha, alors que seulement 7 observations ont été enregistrées aux points d'écoute ayant entre 50-100m<sup>3</sup>/ha, 5 observations aux points d'écoute ayant entre 200-250m<sup>3</sup>/ha et 250-300m<sup>3</sup>/ha alors que les autres classes de volume de bois mort avaient au maximum 2 observations enregistrées.

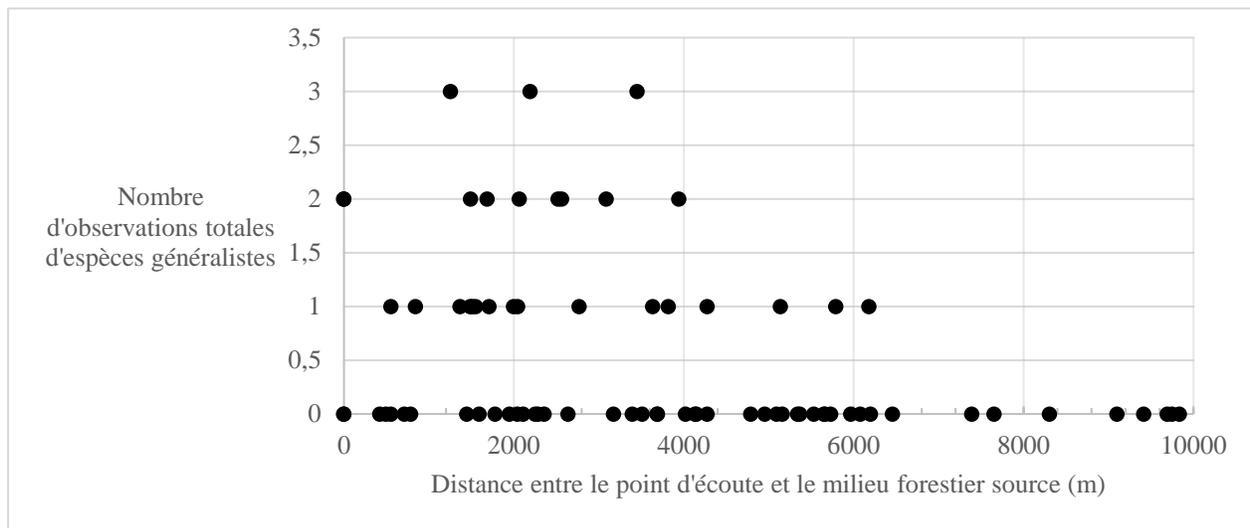


Supplémentaire 11. Représentation graphique du nombre d'observations totales d'espèces ayant une affinité intermédiaire avec les milieux forestiers en fonction du volume de bois mort calculé aux points d'écoute en mètre cube par hectare.

### III. Espèces généralistes ayant une certaine affinité avec les milieux forestiers

Selon le modèle statistique retenu (Tableau 10), les variables ayant un impact significatif sur la présence d'espèces généralistes ayant une certaine affinité avec les milieux forestiers sont le pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 300m autour des points d'écoute et la distance entre le milieu forestier source et le point d'écoute.

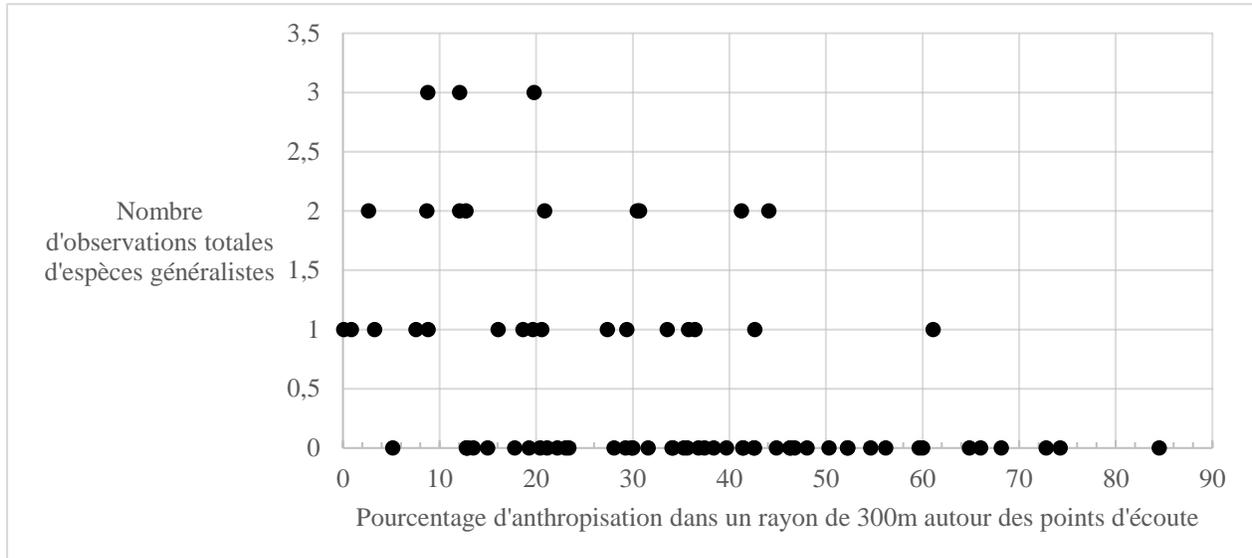
En réalisant le graphique du nombre d'observations totales d'espèces ayant une certaine affinité avec les milieux forestiers (généralistes) en fonction de la distance en mètre entre le point d'écoute et le milieu forestier source (Supplémentaire 12), il semble que le plus grand nombre d'espèces généralistes ait été enregistré aux points d'écoute se trouvant entre 0 et 500m du milieu forestier source ainsi qu'aux points d'écoute se trouvant entre 1000 et 4000m du milieu forestier source. En effet, les points d'écoute se trouvant aux autres distances ont permis d'obtenir tout au plus 2 enregistrements d'espèces généralistes.



Supplémentaire 12. Graphique comprenant le nombre d'observations totales d'espèces ayant une certaine affinité avec les milieux forestiers (généralistes) en fonction de la distance en mètre entre le point d'écoute et le milieu forestier source.

En analysant le nombre d'observations totales d'espèces ayant une certaine affinité avec les milieux forestiers (généralistes) enregistrée en fonction du pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 300 mètres autour du point d'écoute (Supplémentaire 13), il semble que le nombre d'observations est plus élevé lorsque le pourcentage d'anthropisation autour du point d'écoute varie entre 0 et 20%. En effet, lorsque le pourcentage d'anthropisation varie entre 0 et 10%, le nombre d'observations enregistré est de 12 et ce nombre passe à 13 lorsque le pourcentage d'anthropisation varie entre 10 et 20%. Seulement une observation a été enregistrée lorsque le niveau d'anthropisation se trouvait entre 50 et 90%. Cependant, il est important de noter que la majorité des points d'écoute se trouvaient dans des milieux où le pourcentage d'anthropisation se trouvait

entre 0-60%. En effet, les points d'écoute se trouvant dans des milieux ayant un pourcentage d'anthropisation plus grand que 60% représentent seulement 10% des points d'écoute totaux.



Supplémentaire 13. Représentation graphique du nombre d'observations totales d'espèces ayant une certaine affinité avec les milieux forestiers (généralistes) ont été enregistrées en fonction du pourcentage d'anthropisation dans un rayon de 300 mètres autour du point d'écoute.

## LISTE DES RÉFÉRENCES

- American Ornithologists' Union. (1998). *Check-list of North American Birds: Vol. Septième édition* (American Ornithologists' Union).
- Anderson, S. H., Mann, K., & Shugart, H. H. (1977). The Effect of Transmission-line Corridors on Bird Populations. *The American Midland Naturalist*, 97(1), 216–221. <https://doi.org/10.2307/2424698>
- Annand, E. M., & Thompson, F. R. (1997). Forest Bird Response to Regeneration Practices in Central Hardwood Forests. *The Journal of Wildlife Management*, 61(1), 159–171. <https://doi.org/10.2307/3802425>
- Askins, R. A., & Philbrick, M. J. (1987). Effect of changes in regional forest abundance on the decline and recovery of a forest bird community. *The Wilson Bulletin*, 7–21.
- Atlas des oiseaux nicheurs du Québec. (2011). *Guide du participant (version 2)* (Regroupement QuébecOiseaux, Service canadien de la faune (Environnement Canada) et Études d'Oiseaux Canada). [https://www.atlas-oiseaux.qc.ca/guide\\_fr.jsp](https://www.atlas-oiseaux.qc.ca/guide_fr.jsp)
- Awade, M., & Metzger, J. P. (2008). Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology*, 33(7), 863–871. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2008.01857.x>
- Beier, P. (2018). A rule of thumb for widths of conservation corridors. *Conservation Biology*, 33(4), 976–978. <https://doi.org/10.1111/cobi.13256>
- Bertin, R. I. (1977). Breeding habitats of the Wood Thrush and Veery. *The Condor*, 79(3), 303–311.
- Betts, M. G., Forbes, G. J., Diamond, A. W., & Taylor, P. D. (2006). Independent effects of fragmentation on forest songbirds: An organism-based approach. *Ecological Applications*, 16(3), 1076–1089.
- Bregman, T. P., Sekercioglu, C. H., & Tobias, J. A. (2014). Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation*, 169, 372–383. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.024>
- Buford, E. W., & Capen, D. E. (1999). Abundance and productivity of forest songbirds in a managed, unfragmented landscape in Vermont. *The Journal of Wildlife Management*, 180–188.
- Burke, D. M., & Nol, E. (2000). Landscape and fragment size effects on reproductive success of forest-breeding birds in Ontario. *Ecological Applications*, 10(6), 1749–1761.
- Butler, S. J., Freckleton, R. P., Renwick, A. R., & Norris, K. (2012). An objective, niche-based approach to indicator species selection. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(2), 317–326. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00173.x>
- Byers, B. E., Richardson, M., & Brauning, D. W. (2020). Chestnut-sided Warbler (*Setophaga pensylvanica*). *Birds of the World*. <https://birdsoftheworld-org.proxy.birdsoftheworld.org/bow/species/chswar/cur/introduction>
- Carrara, E., Arroyo-Rodríguez, V., Vega-Rivera, J. H., Schondube, J. E., de Freitas, S. M., & Fahrig, L. (2015). Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation*, 184, 117–126. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.014>

- CCN. (2021). *Plan directeur du parc de la Gatineau—Janvier 2021* (978-0-660-37317-1). Commission de la Capitale Nationale. [https://ncc-website-2.s3.amazonaws.com/documents/GPMP\\_French\\_2021\\_02\\_26\\_Single\\_Page.pdf?mtime=20210301084609&focal=none](https://ncc-website-2.s3.amazonaws.com/documents/GPMP_French_2021_02_26_Single_Page.pdf?mtime=20210301084609&focal=none)
- Clark, K. L., Euler, D. L., & Armstrong, E. (1984). Predicting avian community response to lakeshore cottage development. *The Journal of Wildlife Management*, 1239–1247.
- Collins, S. L. (1981). A comparison of nest-site and perch-site vegetation structure for seven species of warblers. *The Wilson Bulletin*, 93(4), 542–547.
- Collins, S. L. (1983). Geographic variation in habitat structure for the wood warblers in Maine and Minnesota. *Oecologia*, 59(2), 246–252.
- Collins, S. L., James, F. C., & Risser, P. G. (1982). Habitat relationships of wood warblers (Parulidae) in northern central Minnesota. *Oikos*, 50–58.
- COO. (2021). *Nous connaître*. Club Des Ornithologies de l’Outaouais. [https://www.coo.qc.ca/club/Nous\\_connaître](https://www.coo.qc.ca/club/Nous_connaître)
- Coster, S. S., Veysey Powell, J. S., & Babbitt, K. J. (2014). Characterizing the Width of Amphibian Movements During Postbreeding Migration. *Conservation Biology*, 28(3), 756–762. <https://doi.org/10.1111/cobi.12214>
- Crooks, K. R., & Sanjayan, M. (2006). *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press.
- Darveau, M., Beauchesne, P., Belanger, L., Huot, J., & Larue, P. (1995). Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *The Journal of Wildlife Management*, 67–78.
- Del Degan, Massé et Associés, G. (2012). Identification et caractérisation des corridors écologiques adjacents au parc de la Gatineau. *rapport d’étude préparé pour la Commission de la capitale nationale*, 210.
- Dellinger, R., B. Wood, P., W. Jones, P., & M. Donovan, T. (2020). *Hermit Thrush—Catharus guttatus—Birds of the World*. <https://birdsoftheworld-org.proxy.birdsoftheworld.org/bow/species/herthr/cur/habitat>
- Denault, S. (2019). Paruline flamboyante. In *Deuxième atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional* (M. Robet, M.-H. Hachey, D. Lepage et A.R. Couturier, dir., pp. 546–547). Regroupement QuébecOiseaux, Service canadien de la faune (Environnement et Changement climatique Canada) et Études d’Oiseaux Canada.
- Eagles, P. F. J. (1987). Rose-breasted Grosbeak. In *Atlas of the breeding birds of Ontario* (M.D. Cadman, P.F.J. Eagles et F.M. Helleiner, pp. 432–433). University of Waterloo Press.
- eBird. (2021). *Meilleurs observateurs—Gatineau, QC, CA - eBird*. eBird. <https://ebird.org/region/CA-QC-OU/ebirders>
- Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P. J., McDonald, R. I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., & Seto, K. C. (2013). *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities: a global assessment*. Springer Nature.
- Errington, P. L. (1933). Food habits of southern Wisconsin raptors. Part II. Hawks. *The Condor*, 35(1), 19–29.
- Evans, M., Gow, E., Roth, R. R., Johnson, M. S., & Underwood, T. J. (2020). Wood Thrush (*Hylocichla mustelina*). *Birds of the World*. <https://birdsoftheworld-org.proxy.birdsoftheworld.org/bow/species/woothr/cur/introduction>
- Falardeau, G. (1996). Hermit Thrush. In *The breeding birds of Québec* (J. Gauthier et Y. Aubry, pp. 792–795). L’Association québécoise des groupes d’ornithologues.
- Ford, A. T., Sunter, E. J., Fauvelle, C., Bradshaw, B. F., Hutchen, J., Phillipow, N., & Teichman, K. J. (2020, July 29). Effective corridor width: Linking the spatial ecology of wildlife

- with land use policy. *European Journal of Wildlife Research*.  
<https://link.springer.com/article/10.1007/s10344-020-01385-y>
- Freedman, B., Beauchamp, C., McLaren, I. A., & Tingley, S. I. (1981). Forestry management practices and populations of breeding birds in a hardwood forest in Nova Scotia. *Canadian Field-Naturalist*.  
[https://scholar.google.com/scholar\\_lookup?title=Forestry+management+practices+and+populations+of+breeding+birds+in+a+hardwood+forest+in+Nova+Scotia&author=Freedman%2C+B.&publication\\_year=1981](https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Forestry+management+practices+and+populations+of+breeding+birds+in+a+hardwood+forest+in+Nova+Scotia&author=Freedman%2C+B.&publication_year=1981)
- Galli, A. E., Leck, C. F., & Forman, R. T. T. (1976). Avian Distribution Patterns in Forest Islands of Different Sizes in Central New Jersey. *The Auk*, *93*(2), 356–364.
- Gauthier, J., & Aubry, Y. (1996). *Les oiseaux nicheurs du Québec* (L'Association québécoise des groupes d'ornithologues).
- Girard, C., Darveau, M., Savard, J.-P. L., & Huot, J. (2004). Are temperate mixedwood forests perceived by birds as a distinct forest type? *Canadian Journal of Forest Research*, *34*(9), 1895–1907. <https://doi.org/10.1139/x04-087>
- Government of Canada, S. C. (2017, February 8). *Census Profile, 2016 Census—Région de l'Outaouais [Health region, December 2017], Quebec and Quebec [Province]*.  
<https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/details/page.cfm?Lang=E&Geo1=HR&Code1=2407&Geo2=PR&Code2=24&SearchText=Region%20de%20l%27Outaouais&SearchType=Begins&SearchPR=01&B1=All&GeoLevel=PR&GeoCode=2407&TABID=1&type=0>
- Grafius, D. R., Corstanje, R., Siriwardena, G. M., Plummer, K. E., & Harris, J. A. (2017). A bird's eye view: Using circuit theory to study urban landscape connectivity for birds. *Landscape Ecology*, *32*(9), 1771–1787. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0548-1>
- Greenberg, R. (1981). Frugivory in some migrant tropical forest wood warblers. *Biotropica*, 215–223.
- Gregory, R. D., van Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A. W., Noble, D. G., Foppen, R. P. B., & Gibbons, D. W. (2005). Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *360*(1454), 269–288.  
<https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1602>
- H. Goad, E., Pejchar, L., E. Reed, S., & L. Knight, R. (2014). Habitat use by mammals varies along an exurban development gradient in northern Colorado. *Biological Conservation*, *176*, 172–182. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.016>
- Hanski, I. (1998). Metapopulation dynamics. *Nature*, *396*(6706), 41–49.  
<https://doi.org/10.1038/23876>
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. OUP Oxford.
- Hanski, I., & Ovaskainen, O. (2003). Metapopulation theory for fragmented landscapes. *Theoretical Population Biology*, *64*(1), 119–127. [https://doi.org/10.1016/S0040-5809\(03\)00022-4](https://doi.org/10.1016/S0040-5809(03)00022-4)
- Harris, R. J., & Reed, J. M. (2001). Territorial movements of Black-throated Blue Warblers in a landscape fragmented by forestry. *The Auk*, *118*(2), 544–549.
- Harris, R. J., & Reed, J. M. (2002). Effects of forest clearcut edges on a forest-breeding songbird. *Canadian Journal of Zoology*, *80*(6), 1026–1037.
- Holmes, R. (1990). The structure of a temperate deciduous forest bird community: Variability in time and space. *Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities*, 121–139.
- Holmes, R. T., Kaiser, S. A., Rodenhouse, N. L., Sillett, T. S., Webster, M. S., Pyle, P., & Patten, M. A. (2020). Black-throated Blue Warbler (*Setophaga caerulescens*). *Birds of the World*.

- <https://birdsoftheworld-org.proxy.birdsoftheworld.org/bow/species/btbwar/cur/introduction>
- iNaturalist. (2021). *iNaturalist*. iNaturalist. <https://www.inaturalist.org/>
- Isler, M. L., & Isler, P. R. (1987). The tanagers: Natural history, distribution, and identification. *Smithsonian Institution Press*.
- Kadoya, T. (2009). Assessing functional connectivity using empirical data. *Population Ecology*, 51(1), 5–15. <https://doi.org/10.1007/s10144-008-0120-6>
- Keller, M. E., & Anderson, S. H. (1992). Avian use of habitat configurations created by forest cutting in southeastern Wyoming. *The Condor*, 94(1), 55–65.
- Kluza, D. A., Griffin, C. R., & Degraaf, R. M. (2000). Housing developments in rural New England: Effects on forest birds. *Animal Conservation*, 3(1), 15–26.
- Martin, K., Norris, A., & Drever, M. (2006). Effects of bark beetle outbreaks on avian biodiversity in the British Columbia interior: Implications for critical habitat management. *Journal of Ecosystems and Management*. <https://doi.org/10.22230/jem.2006v7n3a354>
- Meiklejohn, B. A., & Hughes, J. W. (1999). Bird communities in riparian buffer strips of industrial forests. *The American Midland Naturalist*, 141(1), 172–184.
- MELCC. (2020). *Cartographie de l'utilisation du territoire du Québec 2018* [Données de SIG [ArcMap, ESRI Canada]]. Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques du Québec.
- Merrill, S. B., Cuthbert, F. J., & Oehlert, G. (1998). Residual Patches and their Contribution to Forest-Bird Diversity on Northern Minnesota Aspen Clearcuts. *Conservation Biology*, 12(1), 190–199.
- Ministère de la Justice. (2021, August 12). *Loi sur les espèces en péril*. Gouvernement du Canada. <https://laws.justice.gc.ca/fra/lois/S-15.3/page-10.html#h-425427>
- Morse, D. H., & Poole, A. F. (2020). Black-throated Green Warbler (*Setophaga virens*). *Birds of the World*. <https://birdsoftheworld-org.proxy.birdsoftheworld.org/bow/species/btnwar/cur/introduction>
- Morton, E. S. (2005). Predation and variation in breeding habitat use in the Ovenbird, with special reference to breeding habitat selection in northwestern Pennsylvania. *The Wilson Journal of Ornithology*, 117(4), 327–335.
- Niemeijer, D., & de Groot, R. S. (2008). A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*, 8(1), 14–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.012>
- Nol, E., Francis, C. M., & Burke, D. M. (2005). Using distance from putative source woodlots to predict occurrence of forest birds in putative sinks. *Conservation Biology*, 19(3), 836–844.
- Ortega, Y. K., & Capen, D. E. (2002). Roads as edges: Effects on birds in forested landscapes. *Forest Science*, 48(2), 381–390.
- Peck, G. K., & James, R. D. (1987). *Breeding Birds of Ontario: Nidology and Distribution: Vol. Volume 2: Passerines*. Miscellaneous Publications of the Royal Ontario Museum.
- QGIS Geographical Information System (Version 3.20.3). (2022). [Computer software]. QGIS Association. <http://www.qgis.org>
- R Core Team. (2022). *R: The R Project for Statistical Computing* [Computer software]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Rail, J.-F., Darveau, M., Desrochers, A., & Huot, J. (1997). Territorial responses of boreal forest birds to habitat gaps. *The Condor*, 99(4), 976–980.

- Reis, E., López-Iborra, G. M., & Pinheiro, R. T. (2012). Changes in bird species richness through different levels of urbanization: Implications for biodiversity conservation and garden design in Central Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 107(1), 31–42. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.04.009>
- Rich, A. C., Dobkin, D. S., & Niles, L. J. (1994). Defining forest fragmentation by corridor width: The influence of narrow forest-dividing corridors on forest-nesting birds in southern New Jersey. *Conservation Biology*, 8(4), 1109–1121.
- Ricketts, T. H. (2001). The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *The American Naturalist*, 158(1), 87–99. <https://doi.org/10.1086/320863>
- Robbins, C. S. (1979). Effect of forest fragmentation on bird populations. *Management of North-Central and Northeastern Forests for Nongame Birds. General Technical Report NC-51. US Forest Service, North Central Forest Experiment Station, St. Paul, Minnesota*, 198–212.
- Robbins, C. S. (1980). Effect of forest fragmentation on breeding bird populations in the Piedmont of the mid-Atlantic region. *Atlantic Naturalist*, 33, 31–36.
- 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, 3–34.
- Robert, M., Hachey, M.-H., Lepage, D., & Couturier, A. R. (2019). *Deuxième atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional* (Regroupement QuébecOiseaux, Service canadien de la faune (Environnement et Changement climatique Canada) et Études d'Oiseaux Canada).
- Roberts, C., & Norment, C. J. (1999). Effects of plot size and habitat characteristics on breeding success of Scarlet Tanagers. *The Auk*, 116(1), 73–82.
- Roland R., R. (1987). Assessment of habitat quality for Wood Thrush in a residential area. In *Integrating man and nature in the metropolitan environment* (LW Adams et DL Leedy, pp. 139–149). National Institute for Urban Wildlife.
- Scolozzi, R., & Geneletti, D. (2012). A multi-scale qualitative approach to assess the impact of urbanization on natural habitats and their connectivity. *Environmental Impact Assessment Review*, 36, 9–22. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2012.03.001>
- Serre, J.-L. (2006). La dérive génétique. In *Génétique des populations* (pp. 171–190). Dunod.
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyra, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083–16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Sherry, T. W., Holmes, R. T., Pyle, P., & Patten, M. A. (2020). American Redstart (*Setophaga ruticilla*). *Birds of the World*. <https://birdsoftheworld-org.proxy.birdsoftheworld.org/bow/species/amerred/cur/introduction>
- Smith, K. G. (1977). Distribution of summer birds along a forest moisture gradient in an Ozark watershed. *Ecology*, 58(4), 810–819.
- Spackman, S. C., & Hughes, J. W. (1995). Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: Species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological Conservation*, 71(3), 325–332.
- Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., III, T. A. P., & Moskovits, D. K. (1996). *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. University of Chicago Press.
- Sweeney, J. M., & Dijak, W. D. (1985). Ovenbird habitat capability model for an oak-hickory forest. *Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies*, 39.
- Taylor, P., & Krawchuk, M. (2005). Scale and sensitivity of songbird occurrence to landscape structure in a harvested boreal forest. *Avian Conservation and Ecology*, 1(1).

- Thompson, I. D., Baker, J. A., Jastrebski, C., Dacosta, J., Fryxell, J., & Corbett, D. (2008). Effects of post-harvest silviculture on use of boreal forest stands by amphibians and marten in Ontario. *The Forestry Chronicle*, 84(5), 741–747.
- Thompson III, F. R., & Capen, D. E. (1988). Avian assemblages in seral stages of a Vermont forest. *The Journal of Wildlife Management*, 771–777.
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7–19. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>
- Tourisme Outaouais. (2020). *Rapport annuel 2019-2020* [Rapport annuel]. <https://www.tourismeoutaouais.com/organisme/rapport-annuel/>
- Toussaint, D. (2019). Cardinal à poitrine rose. In *Deuxième atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional* (M. Robet, M.-H. Hachey, D. Lepage et A.R. Couturier, dir., pp. 584–585). Regroupement QuébecOiseaux, Service canadien de la faune (Environnement et Changement climatique Canada) et Études d'Oiseaux Canada.
- Van Horn, M. A., Gentry, R. M., & Faaborg, J. (1995). Patterns of Ovenbird (*Seiurus aurocapillus*) pairing success in Missouri forest tracts. *The Auk*, 112(1), 98–106.
- Vandewalle, M., de Bello, F., Berg, M. P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., Feld, C. K., Harrington, R., Harrison, P. A., Lavorel, S., da Silva, P. M., Moretti, M., Niemelä, J., Santos, P., Sattler, T., Sousa, J. P., Sykes, M. T., Vanbergen, A. J., & Woodcock, B. A. (2010). Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2921–2947. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9798-9>
- Villard, M.-A. (2019). Paruline couronnée. In *Deuxième atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional* (M. Robet, M.-H. Hachey, D. Lepage et A.R. Couturier, dir., pp. 520–521). Regroupement QuébecOiseaux, Service canadien de la faune (Environnement et Changement climatique Canada) et Études d'Oiseaux Canada.
- Villard, M.-A., Trzcinski, M. K., & Merriam, G. (1999). Fragmentation Effects on Forest Birds: Relative Influence of Woodland Cover and Configuration on Landscape Occupancy. *Conservation Biology*, 13(4), 774–783. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98059.x>
- Vos, C. C., Berry, P., Opdam, P., Baveco, H., Nijhof, B., O’Hanley, J., Bell, C., & Kuipers, H. (2008). Adapting landscapes to climate change: Examples of climate-proof ecosystem networks and priority adaptation zones. *Journal of Applied Ecology*, 45(6), 1722–1731. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01569.x>
- Watts, K., & Handley, P. (2010). Developing a functional connectivity indicator to detect change in fragmented landscapes. *Ecological Indicators*, 10(2), 552–557. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.07.009>
- Welsh, C. J., & Healy, W. M. (1993). Effect of even-aged timber management on bird species diversity and composition in northern hardwoods of New Hampshire. *Wildlife Society Bulletin*, 143–154.
- Wermelinger, B., Duelli, P., & Obrist, M. K. (2002). Dynamics of saproxylic beetles (Coleoptera) in windthrow areas in alpine spruce forests. *Forest Snow and Landscape Research*, 77(1/2), 133–148.
- Wilson, B., & Chakraborty, A. (2013). The Environmental Impacts of Sprawl: Emergent Themes from the Past Decade of Planning Research. *Sustainability*, 5(8), Article 8. <https://doi.org/10.3390/su5083302>
- Wyatt, V. E., & Francis, C. M. (2020). Rose-breasted Grosbeak (*Pheucticus ludovicianus*). *Birds of the World*. <https://birdsoftheworld.org.proxy.birdsoftheworld.org/bow/species/robgro/cur/introduction>

Xu, X., Xie, Y., Qi, K., Luo, Z., & Wang, X. (2018). Detecting the response of bird communities and biodiversity to habitat loss and fragmentation due to urbanization. *Science of The Total Environment*, 624, 1561–1576. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.143>

