

**Effets de l'urbanisation sur les oiseaux nicheurs au parc de la Gatineau et dans les Terrains urbains du Québec**

BIO4009 : Projet de recherche

Olivia Pantoja (7087225)

Superviseur : Gabriel Blouin-Demers

Université d'Ottawa

12 avril 2019

## Table des matières

|   | Page |
|---|------|
| Résumé .....                                      | ii   |
| Introduction .....                                | 1    |
| Méthodologie .....                                | 3    |
| <i>Aire d'étude</i> .....                         | 3    |
| <i>Relevé des oiseaux</i> .....                   | 4    |
| <i>Mesures de la composition du paysage</i> ..... | 4    |
| <i>Analyses statistiques</i> .....                | 5    |
| Résultats .....                                   | 6    |
| Discussion .....                                  | 6    |
| Conclusion .....                                  | 9    |
| Remerciements .....                               | 11   |
| Références .....                                  | 12   |
| Tableau 1 .....                                   | 16   |
| Figure 1 .....                                    | 17   |
| Figure 2 .....                                    | 18   |
| Figure 3 .....                                    | 19   |
| Figure 4 .....                                    | 20   |
| Annexe I .....                                    | 21   |

## Résumé

Les perturbations anthropiques s'aggravent chaque année suite aux augmentations de population humaine et mènent à une réduction des milieux naturels. Il est donc très important de comprendre comment ces perturbations et la réduction des milieux naturels affectent les populations fauniques. Dans cette étude, j'ai comparé la richesse spécifique et la diversité des populations d'oiseaux nicheurs dans douze sites naturels et huit sites urbanisés afin de déterminer les effets de l'urbanisation. J'ai analysé six variables de paysages à trois échelles spatiales autour de chaque station d'écoute. La richesse spécifique était le plus fortement reliée à la proportion de milieux humides dans un rayon de 500 mètres : les sites avec plus de milieux humides comptaient plus d'espèces. Cependant, il n'y avait aucune relation significative entre les indices de diversité et les variables de paysage. Ceci suggère que la perturbation de milieux humides pourrait affecter le nombre d'espèces, mais sans nécessairement affecter la diversité. Une étude d'une plus grande ampleur devrait être effectuée afin d'augmenter le pouvoir d'inférence.

**Mots-clés :** Milieux humides, richesse spécifique, perturbation anthropique, composition du paysage, conservation, biodiversité.

## **Introduction**

L'environnement joue un rôle essentiel dans la distribution des animaux (Cherenkov, 2017; Shenbrot, 1986) et l'urbanisation a un effet négatif sur les habitats naturels depuis des années à l'échelle mondiale (Latta et al., 2013; McKinney, 2002; Nelson et al., 2010). On a souvent constaté que la présence de végétation naturelle (forêt indigène, par exemple) ou la diversité de l'habitat augmentaient la richesse spécifique et la présence d'espèces ou de groupes d'espèces particuliers (Dale, 2018). Les milieux urbanisés représentent des environnements très fragmentés composés d'une mosaïque de parcelles de différentes tailles et types d'utilisation des sols, allant des sites naturels préservés aux surfaces de transport pavées et aux pelouses aménagées (Faeth et al., 2011). La fragmentation modifie la quantité, la qualité et la configuration des habitats et est associée aux changements de richesse spécifique des vertébrés (Faeth et al., 2011; Collinge, 1996; Donnelly et Marzluff, 2006). En effet, la présence et l'absence de nombreuses espèces d'oiseaux sont souvent déterminées par la destruction d'habitat due au développement commercial et résidentiel, puis la fragmentation de la forêt dans les zones urbaines (Latta et al., 2013; Marzluff et al., 2001). De plus, plusieurs études ont observé que les populations d'oiseaux tendent à démontrer une richesse spécifique et des indices de diversité plus faibles dans des habitats urbains comparativement aux habitats naturels (Seress et Liker, 2015; Mckinney, 2008; Dale, 2017; Chamberlain et al., 2007; Jokimäki, 1999; Imai et Nakashizuka, 2010). On reconnaît de plus en plus que la variation d'habitat se reproduit à plusieurs échelles (ex. : biogéographiques, régionales, paysagères et locales) (Warren et al., 2005) et que la structure du paysage affecte la capacité des organismes à s'adapter à leur territoire (Chapin et al., 1998).

Les oiseaux ont été largement utilisés comme indicateurs environnementaux pour évaluer les effets de l'urbanisation sur la biodiversité, car ils sont relativement faciles à dénombrer,

forment des communautés complexes au sein des zones urbaines et réagissent rapidement aux changements d'habitat (Kontsiotis et al., 2019; Chace et Walsh, 2006; Pellessier et al., 2012). Plusieurs facteurs associés à l'urbanisation semblent affecter les populations d'oiseaux partout dans le monde et pourraient expliquer pourquoi on observe des richesses spécifiques plus faibles en milieu urbain. Par exemple, la mortalité accrue d'individus due aux collisions avec des bâtiments et les voitures (Isaksson, 2018; Shoffner et al., 2018; Guadagnin et Maltchik, 2007), ainsi que la prédation par les animaux domestiques, tels que les chats et les chiens (Kontsiotis et al., 2019). En effet, Loss et al. (2013) ont supposé que les chats sont probablement la cause principale de mortalité chez les oiseaux, estimant qu'aux États-Unis les chats tuent entre 1,4 et 3,7 milliards d'oiseaux par an. Les oiseaux nicheurs locaux sont également affectés par le remplacement de la végétation indigène restante, où ils nichent dans des plantes ornementales non indigènes (Lerman et al., 2014; Kontsiotis et al., 2019). Notamment, en raison du taux élevé de prédation dans les nids (par les corvidés et les écureuils gris, *Sciurus carolinensis*, par exemple), de la prédation au niveau des tables d'alimentation (par les chats et les chiens sauvages par exemple), de la valeur nutritive des sources de nourriture, de l'exposition à des niveaux de pollution élevés et la fréquence élevée de collisions avec des fenêtres et des voitures, la condition physique globale de la population est réduite dans l'habitat urbain (Donovan et Thompson, 2001; Erritzoe et al., 2003; Bonnington et al., 2015; Isaksson, 2018). De plus, l'évitement de la route par les oiseaux, causé principalement par le bruit du trafic, tend à démontrer une densité de population d'oiseaux plus basse à proximité des routes (Benítez-López et al., 2010; Seress et Liker, 2015). Néanmoins, certaines espèces sont tout de même capables de s'adapter à la vie autour des humains. Les zones urbaines peuvent avoir une densité plus élevée d'espèces commensales humaines, telles que le moineau domestique (*Passer domesticus*) et le pigeon biset (*Columba livia*), qui permettent d'exploiter la disponibilité accrue d'aliments et les sites de nid artificiels (McKinney, 2002; Leveau

et Leveau, 2016; Kotsiotis et al., 2019). Malgré tout, l'urbanisation favorise quelques espèces, mais elle sélectionne contre la plupart d'entre elles, de sorte que la composition de la communauté aviaire en milieu urbain diffère considérablement de celle des milieux naturels (Chace et Walsh, 2006). Ceci aide donc à comprendre pourquoi on a tendance à observer des richesses spécifiques plus basses en milieu urbain.

Il existe plusieurs façons de définir l'urbanisation, soit en fonction de la taille de la population, de la densité de population, de la surface imperméable ou des structures bâties (Guetté et al., 2017; Wu, 2014). De plus, les structures bâties peuvent inclure tout élément construit par l'humain, tel que des routes, des bâtiments, des pistes d'atterrissage et des installations industrielles (Guetté et al., 2017; Liu et al., 2014). Pour cette étude, la perturbation anthropique sera considérée comme étant la grande majorité des structures bâties (tout bâtiment, installation industrielle, route pavée, ligne électrique et piste d'atterrissage) à l'exception des routes non pavées dont la fréquentation automobile est modérée ou moins. En étudiant 12 stations d'écoute au parc de la Gatineau et 8 stations sur les terrains urbains du Québec (TUQ), mon projet a pour but de comparer les populations d'oiseaux nicheurs afin de déterminer les effets que l'urbanisation a sur celles-ci en évaluant le niveau de perturbation anthropique à différentes échelles spatiales.

## **Méthodologie**

### *Aire d'étude*

Cette étude a été menée entre le 5 et le 25 juin 2018 dans la région de la capitale nationale en Outaouais, Québec. L'aire d'étude comprenait 12 stations d'écoute en milieu naturel situées au parc de la Gatineau et 8 stations d'écoute en milieu urbain situées aux terrains urbains du Québec (TUQ) dans la ville de Gatineau (Figure 1). Parmi les stations situées au Parc, quatre étaient situées dans des forêts mixtes (stations 1, 2 et 10), cinq étaient situées dans des forêts de feuillus (stations

4, 5, 6, 7 et 9), une dans une forêt de conifères (station 8), une entre une forêt de feuillus et un milieu humide (station 3), une en lisière de forêt mixte (station 11) et une en milieu ouvert dans un champ (station 12). Les stations aux TUQ étaient situées dans des marécages arbustifs (stations 1, 3 et 6), dans des forêts de feuillus (stations 2, 5 et 7), dans une forêt mixte (station 4) et en milieu ouvert près d'une forêt mixte (station 8). Toutes les stations se trouvent à une distance minimale de 200 mètres les unes des autres. Des sorties préliminaires ont été effectuées à la fin du mois de mai afin de prendre les points GPS exacts et s'assurer que les stations étaient adéquates (Annexe I et Figure 1).

#### *Relevé des oiseaux*

Les stations d'écoute ont été inventoriées à deux reprises les matins entre 5 h et 9 h pendant la première et la troisième semaine de juin 2018 afin de recueillir des données pendant la période de nidification. Lors de la deuxième visite, l'ordre des stations a été inversé afin de permettre la collecte de données à chacune des stations à des heures plus favorables. Les observations visuelles et identifications de chants ont été notées et des enregistrements de chants des espèces d'intérêt ont été joués afin de détecter la présence de certaines espèces plus cryptiques. Les chants des oiseaux non identifiables sur le terrain ont été captés à l'aide d'une enregistreuse Roland modèle R-26 avec microphone (RØDE, modèle NTG2) afin d'être analysés par la suite. Le nombre total d'espèces, le nombre d'individus de chaque espèce et le nombre total d'individus ont été enregistrés pour chaque station.

#### *Mesures de la composition du paysage*

Les variables de paysage ont été mesurées à l'aide d'ArcGIS (ESRI GIS 2007) à partir de données fournies par le parc de la Gatineau, c.-à-d. en utilisant les couches de couvert forestier (fournies par le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP)), les couches des milieux

humides (fournies par le MRNF 2005 et Canards Illimités 2007), toutes les couches représentant une perturbation anthropique (routes pavées, bâtiments, installations industrielles, ligne électrique et pistes d'atterrissage), les lacs et les cours d'eau, ainsi que les champs. Six variables de paysage ont été identifiées : milieux humides, milieux forestiers, milieux agricoles, plans d'eau, friches et perturbation anthropique. La composition de l'habitat a été mesurée à 3 échelles spatiales autour de chaque station d'écoute : à un rayon de 250 mètres, à un rayon de 500 mètres et à un rayon de 1000 mètres. Le rayon maximal a été choisi puisqu'il s'agit d'une distance souvent utilisée pour étudier les impacts que l'utilisation des terres a sur les oiseaux (Latta et al., 2013; Saab, 1999; Melles et al., 2003; Rodewald, 2003; Warren et al., 2005).

### *Analyses statistiques*

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées dans le logiciel R (v3.3.2). La richesse spécifique et la diversité (indices de Shannon-Weaver et réciproque de Simpson) ont été calculées par station. La normalité des données a été testée et lorsqu'elles n'étaient pas normales, elles ont été transformées en logarithme ( $\log_{10}$ ) afin d'approcher une distribution normale. L'échelle à effet maximal a été déterminée à l'aide de régressions linéaires simples : celles ayant le  $R^2$  le plus élevé ont été utilisées. Par la suite, les moyennes des données significatives ont été comparées entre les sites du parc et celles des TUQ pour déterminer s'il y avait une différence. Lorsque les résultats n'étaient pas significatifs, des analyses de puissance ont été effectuées à l'aide du logiciel GPower (v3.1.9.2).



## Résultats

Un total de 56 espèces ont été entendues dans les stations du Parc et 42 dans les stations des TUQ. La richesse spécifique était le plus fortement reliée à la proportion de milieux humides à un rayon de 500 mètres avec un  $R^2$  de 0,385 (Fig. 2;  $F_{1,18} = 11,24$ ;  $p = 0,004$ ) : les stations avec le plus de milieux humides comptaient plus d'espèces. Cependant, il n'y avait aucune relation significative entre les indices de diversité et les variables de paysage (Tableau 1).

Ensuite, il n'y avait aucune différence statistiquement significative entre le nombre d'espèces moyen des stations situées au Parc ( $M = 12,833$ ;  $SD = 3.833$ ) comparativement aux stations situées aux TUQ ( $M = 13,5$ ;  $SD = 3.338$ ) ( $t_{18} = -0,4$ ;  $p = 0,347$ ; Figure 3). De plus, la proportion moyenne de milieux humides à 500 mètres dans les stations situées au Parc ( $M = 0,033$ ;  $SD = 0,042$ ) n'était pas différente de celle dans les stations situées aux TUQ ( $M = 0,034$ ;  $SD = 0,053$ ) ( $t_{18} = -0,54$ ;  $p = 0,479$ ; Figure 4).

## Discussion

Dans cette étude, j'ai proposé que les effets de l'urbanisation auraient un impact sur la richesse spécifique ainsi que sur la diversité des espèces d'oiseaux nicheurs dans les secteurs du parc de la Gatineau et les Terrains urbains du Québec. Alors, j'ai supposé que la richesse spécifique et les indices de diversité (Shannon-Weaver et réciproque de Simpson) seraient supérieurs dans les stations situées au Parc que les stations situées sur les terrains urbains, étant donné qu'ils représentent un pourcentage plus élevé d'habitat continu. Plusieurs études ont trouvé que la richesse spécifique des oiseaux augmentait avec la taille des espaces verts en milieu urbain (Dale, 2017; Chamberlain et al., 2007; Jokimäki J, 1999; Imai et Nakashizuka, 2010) et qu'elle augmentait lorsqu'on s'éloignait des zones urbanisées en allant vers les milieux ruraux (Chamberlain et al., 2017; Clergeau et al., 2005; Chace et Walsh, 2006; Faeth et al., 2011; Mikami

et Mikami, 2014; Sanz et Caula, 2015). Cependant, les résultats obtenus par les régressions linéaires simples entre les différentes variables de paysage et les indices de diversité afin de déterminer l'échelle à effet maximale n'ont démontré aucune relation significative. Donc, la diversité d'oiseaux nicheurs n'était pas affectée par aucune variable de paysage, incluant la proportion de perturbation anthropique. Par contre, la richesse spécifique augmentait avec la proportion de milieux humides à un rayon de 500 mètres, ce qui indique que l'augmentation de milieux humides pourrait avoir un effet positif sur le nombre d'espèces d'oiseaux nicheurs. Effectivement, les milieux humides représentent un habitat pour plusieurs groupes d'espèces, incluant les oiseaux nicheurs, puis ils sont un des écosystèmes les plus menacés au monde (Lavoie et al., 2016; Sica et al., 2016; Negassa et al., 2018). Au Canada et aux États-Unis, plus de 50% des milieux humides ont été détruits par le drainage, le développement urbain et le développement agricole au cours des 200 dernières années (Dahl, 2011; Lewis et al., 2019; Bedford, 1999; Lavoie et al., 2016). De plus, plusieurs études ont observé une augmentation de la richesse et de la diversité d'oiseaux avec l'aire de milieux humides pendant la saison de reproduction ou pendant les utilisations hivernales (Craig et Beal, 1992; Moreno-Mateos et al., 2009; Celada et Bogliani, 1993; Weller, 1999; Baldi et Kisbenedel, 2000). Une étude menée en Éthiopie a démontré que la diversité alpha d'oiseaux dépendants des milieux humides était plus élevée dans les milieux humides protégés comparativement à ceux qui ne sont pas protégés (Negassa et al., 2018). Les auteurs ont également proposé que ceci pouvait être dû à une perturbation anthropique inférieure dans les milieux humides protégés. Le même phénomène a été observé avec la richesse spécifique par Chawaka et al. (2017), elle était supérieure dans les milieux humides peu perturbés. Dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, les milieux humides couvrent 9,5% du territoire et seulement 12% de ces milieux humides sont protégés (Pellerin et Poulin, 2013). Donc, une augmentation de la

protection de ces milieux pourrait être bénéfique pour les populations d'oiseaux nicheurs qui fréquentent la région de la capitale nationale.

D'autre part, ces résultats étaient un peu surprenants, car je m'attendais à voir une relation négative entre la richesse spécifique et la proportion de perturbation anthropique, tout comme des effets négatifs sur la diversité également. Cependant, la perturbation des milieux humides pourrait affecter le nombre d'espèces, mais sans nécessairement affecter la diversité. De plus, même si je n'ai pas observé une relation entre la perturbation anthropique et la richesse spécifique, le fait que celle-ci augmente avec la proportion de milieux humides nous indique que la perturbation de ces milieux, qui peut être causée par une augmentation du niveau d'urbanisation, pourrait effectivement affecter les populations d'oiseaux nicheurs présents au parc de la Gatineau et aux TUQ. En outre, certaines études n'ont pas trouvé d'effet significatif de l'urbanisation sur les populations d'oiseaux. Par exemple, dans une étude menée en Norvège sur la composition de la communauté d'oiseaux urbains, ils n'ont observé aucun effet de l'urbanisation sur la richesse spécifique globale ni sur la plupart des groupes écologiques (Dale, 2017).

Les résultats des comparaisons entre les stations du Parc et celles des TUQ au niveau de la richesse spécifique moyenne ainsi que de la proportion moyenne de milieux humides à un rayon de 500 mètres ont démontré qu'il n'y avait aucune différence entre les deux. Ceci dit, les stations situées au Parc ne représentent pas un habitat avec plus de milieux humides ni d'espèces d'oiseaux nicheurs que les stations situées aux TUQ. Cependant, étant donné que ma taille d'échantillon n'était que de 12 pour les stations du Parc, et de 8 pour les stations des TUQ, ceci indique que j'avais une puissance de 5,5 % de détecter une différence entre les proportions moyennes de milieux humides et une puissance de 10,5 % de détecter une différence entre les richesses spécifiques moyennes. Donc, il aurait fallu échantillonner beaucoup plus de sites afin d'augmenter

la puissance de détecter une différence. En effet, les analyses de puissance *a posteriori* ont démontré qu'il faudrait échantillonner 21707 stations afin de détecter une différence entre les proportions moyennes de milieux humides et 361 stations pour détecter une différence entre les richesses spécifiques en ayant une puissance de 80 %. Bien évidemment, ceci aurait été impossible considérant que l'effort d'échantillonnage de toutes ces stations. Il aurait fallu une équipe énorme d'observateurs, ainsi qu'une aire d'échantillonnage extrêmement plus grande que celle de cette étude.

Bien que les résultats obtenus dans cette étude ne représentent pas ceux que j'avais prédit, plusieurs facteurs peuvent avoir eu un effet sur ces derniers. Tel que mentionné ci-haut, la taille d'échantillon limitait énormément la puissance statistique des différents tests, ce qui pourrait expliquer pourquoi les indices de diversité n'étaient pas reliés à aucune variable de paysage. De plus, le nombre de visites aurait pu être augmenté dans le but de s'assurer que les individus entendus étaient en effet des oiseaux nicheurs et non des individus migrateurs qui sont seulement de passage.

Il serait intéressant d'effectuer de futures recherches sur plusieurs années et avec plus de stations, afin de déterminer si les niveaux de perturbation anthropique augmentent avec le temps et quelles sont les répercussions de celles-ci sur la richesse spécifique et la diversité des oiseaux nicheurs au parc de la Gatineau et aux Terrains urbains du Québec.

## **Conclusion**

Pour conclure, même si les résultats obtenus n'étaient pas ceux que j'avais prédit, le support de la littérature indique qu'il y a effectivement des répercussions causées par la perturbation anthropique sur les populations d'oiseaux (Latta et al., 2013). De plus, les milieux humides représentent un habitat pour plusieurs espèces non seulement d'oiseaux, mais de mammifères et

surtout d'amphibiens (Lewis et al., 2019; Swanson et al., 2019), et il a été démontré que la perturbation anthropique de ces milieux tend à nuire aux populations d'oiseaux (Chawaka et al., 2017; Negassa et al., 2018). Donc, une compréhension plus approfondie des relations entre les proportions de milieux humides et les populations d'oiseaux nicheurs pourrait aider à améliorer les efforts de conservation dans le but de protéger ces milieux de la fragmentation causée par l'urbanisation.

## **Remerciements**

J'aimerais remercier M. Gabriel Blouin-Demers de m'avoir guidée tout au long de ce projet, ainsi que les biologistes du parc de la Gatineau pour leur collaboration et pour m'avoir facilité l'accès à l'équipement et aux données pour mes analyses. J'aimerais également remercier ma partenaire de travail, Mélanie Routh, d'avoir rendu les sorties sur le terrain des plus agréables.

## Références

- BALDI, A., and T. KISBENEDEL. 2000. Bird species numbers in an archipelago of reeds at Lake Velence, Hungary. *Global Ecology and Biogeography* 9: 451–461.
- BEDFORD, B.L. 1999. Cumulative effects on wetland landscapes: links to wetland restoration in the United States and southern Canada. *Wetlands* 19: 775–788.
- BENÍTEZ-LÓPEZ, A., R. ALKEMADE, and P.A. VERWEIJ. 2010. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation* 143: 1307–1316.
- BONNINGTON, C., K.J. GASTON, and K.L. EVANS. 2015. Ecological traps and behavioural adjustments of urban songbirds to fine-scale spatial variation in predator activity. *Anim. Conserv.* 18: 529–538.
- CELADA, C., and G. BOGLIANI. 1993. Breeding bird communities in fragmented wetlands. *Boll Zool* 60: 73–80.
- CHACE, J.F., and J.J. WALSH. 2006. Urban effects on native avifauna : a review. *Landscape and Urban Planning* 74: 46–69.
- CHAMBERLAIN, D., M. KIBUULE, R. SKEEN, and D. POMEROY. 2017. Trends in bird species richness , abundance and biomass along a tropical urbanization gradient. *Urban Ecosystems* 20: 629–638.
- CHAMBERLAIN, D.E., S. GOUGH, H. VAUGHAN, J.A. VICKERY, and G.F. APPLETON. 2007. Determinants of bird species richness in public green spaces. *Bird Study* 54: 87–97.
- CHAPIN, T.G., D.J. HARRISON, and D.D. KATNIK. 1998. Influence of Landscape Pattern on Habitat Use by American Marten in an Industrial Forest. *Conservation Biology* 12: 1327–1337.
- CHAWAKA, S.N., S.T. MERETA, L.M. PETER, L. LENS, and P. BOETS. 2017. Effect of human-induced environmental changes on bird diversity and abundance in natural wetlands of southwest Ethiopia. *Waterbirds* 40: 129–143.
- CHERENKOV, S.E. 2017. An Approach to Evaluating Ecological Status of Populations in Forest-Nesting Birds ( Passeriformes and Piciformes ). *CONTEMPORARY PROBLEMS OF ECOLOGY* 10: 203–214.
- CLERGEAU, P., S. CROCI, J. JOKIMA, and M. DINETTI. 2005. Avifauna homogenisation by urbanisation : Analysis at different European latitudes. *biol* 7: 0–8.
- COLLINGE, S.K. 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* 36: 59–77.
- CRAIG, R.J., and K.G. BEAL. 1992. The influence of habitat variables on marshland bird communities of the Connecticut River estuary. *Wilson Bull* 104: 295–311.
- DAHL, T.E. 2011. Status and trends of wetlands in the conterminous United States 2004 to 2009.
- DALE, S. 2018. Urban bird community composition influenced by size of urban green spaces , presence of native forest , and urbanization. *Urban Ecosystems* 21: 1–14.

- DONNELLY, R., and J.M. MARZLUFF. 2006. Relative importance of habitat quantity, structure, and spatial pattern to birds in urbanizing environments. *Urban Ecosystems* 9: 99–117.
- DONOVAN, T.M., and F.R.I. THOMPSON. 2001. Modeling the ecological trap hypothesis: a habitat a demographic analysis for migrant songbirds. *Ecological Applications* 11: 871–882. Available at: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0871:mtetha\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0871:mtetha]2.0.co;2).
- ERRITZOE, J., T. MAZGAJSKI, and L. REJT. 2003. Bird casualties on European roads – a review. *Acta Ornithol.* 37: 77–93.
- FAETH, S.H., C. BANG, and S. SAARI. 2011. Urban biodiversity : patterns and mechanisms. *Ann N Y Acad Sci* 1223: 69–81.
- GUADAGNIN, L.D., and L. MALTCHIK. 2007. Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Biodivers Conserv* 16: 1231–1244.
- GUETTÉ, A., P. GAÜZÈRE, V. DEVICTOR, F. JIGUET, and L. GODET. 2017. Measuring the synanthropy of species and communities to monitor the effects of urbanization on biodiversity. *Ecological Indicators* 79: 139–154. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.018>.
- IMAI, H., and T. NAKASHIZUKA. 2010. Environmental factors affecting the composition and diversity of avian community in mid- to late breeding season in urban parks and green spaces. *Landscape and Urban Planning* 96: 183–194.
- ISAKSSON, C. 2018. Impact of Urbanization on Birds. In Tietze D. (eds) *Bird Species*, 235–257.
- JOKIMÄKI, J. 1999. Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems* 3: 21–34.
- KONTSIOTIS, V.J., E. VALSAMIDIS, and V. LIORDOS. 2019. Urban Forestry & Urban Greening Organization and differentiation of breeding bird communities across a forested to urban landscape. *Urban Forestry & Urban Greening* 38: 242–250. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.01.007>.
- LATTA, S.C., L.J. MUSER, K.N. LATTA, and T.E. KATZNER. 2013. Influence of human population size and the built environment on avian assemblages in urban green spaces. *Urban Ecosystems* 16: 463–479.
- LAVOIE, R., J. DESLANDES, and F. PROULX. 2016. Assessing the ecological value of wetlands using the MACBETH approach in Quebec City. *Nat. Conserv.* 30: 67–75.
- LERMAN, S.B., K.H. NISLOW, D.J. NOWAK, S. DE STEFANO, D.I. KING, and D.T. JONES-FARRAND. 2014. Using urban forest assessment tools to model bird habitat potential. *Landscape and Urban Planning* 122: 29–40.
- LEVEAU, L.M., and C.M. LEVEAU. 2016. Does urbanization affect the seasonal dynamics of bird communities in urban parks? *Urban Ecosystems* 19: 631–647.
- LEWIS, K.E., C.T. ROTA, C.M. LITUMA, and J.T. ANDERSON. 2019. Influence of the Agricultural Conservation Easement Program wetland practices on winter occupancy of Passerellidae sparrows and avian species richness. *PLoS ONE* 1–19. Available at:



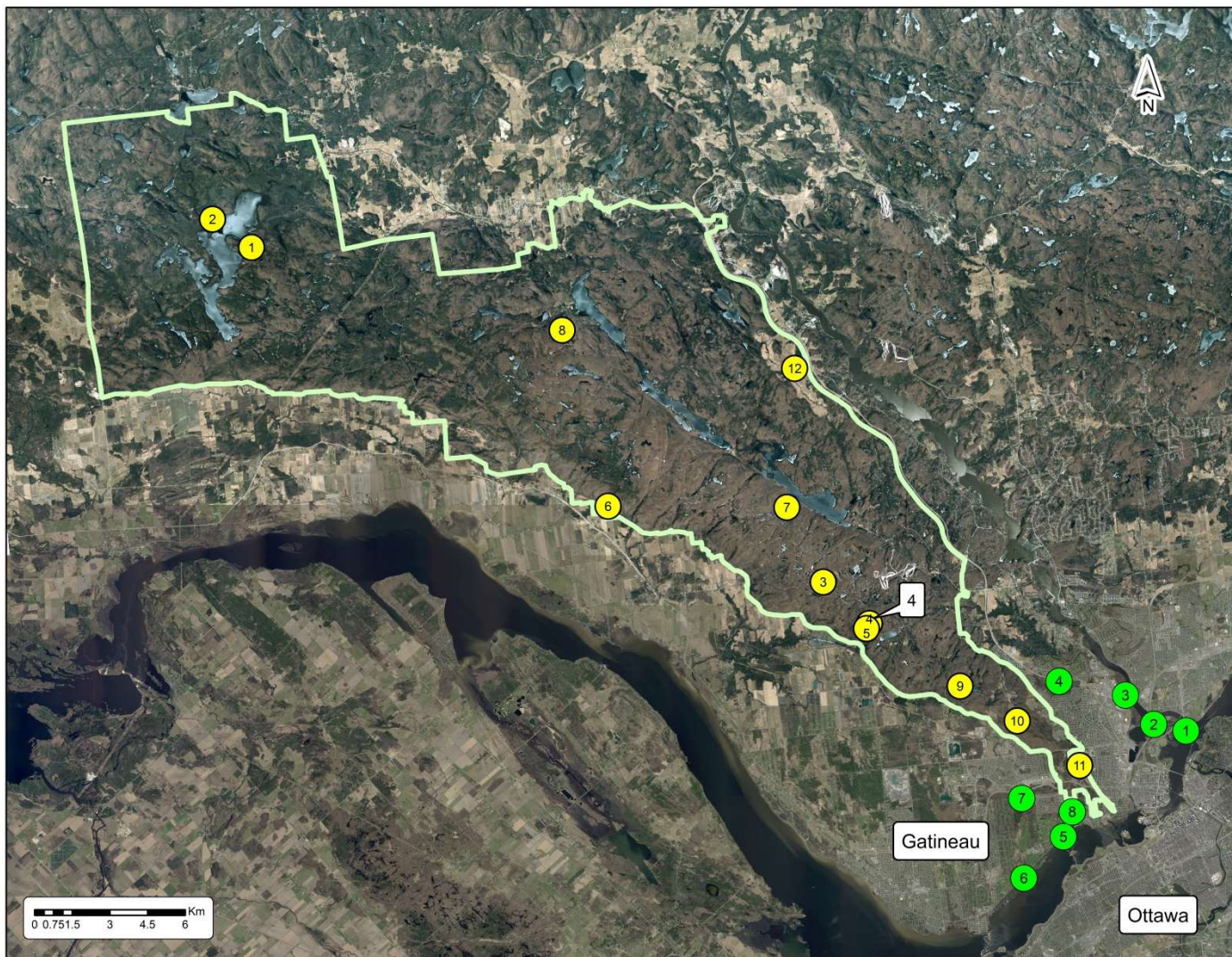
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210878>.

- LIU, Z., C. HE, Y. ZHOU, and Á.B.Á. IMPERVIOUS. 2014. How much of the world ' s land has been urbanized , really ? A hierarchical framework for avoiding confusion. 763–771.
- LOSS, S.R., T. WILL, and P.P. MARRA. 2013. The impact of domestic cats on wildlife of the United States. *Nat. Commun* 4: 1396.
- MARZLUFF, J.M., R. BOWMAN, and R. DONNELLY. 2001. Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World.
- MCKINNEY, M.L. 2008. Effects of urbanization on species richness : A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11: 161–176.
- MCKINNEY, M.L. 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *Bioscience* 52: 883–890.
- MELLES, S., S. GLENN, and K. MARTIN. 2003. Urban Bird Diversity and Landscape Complexity : Species – environment Associations Along a Multiscale Habitat Gradient. *Conservation Ecology* 7: 5.
- MIKAMI, O.K., and K. MIKAMI. 2014. Structure of the Japanese avian community from city centers to natural habitats exhibits a globally observed pattern. *Landsc Ecol Eng* 10: 355–360.
- MORENO-MATEOS, D., C. PEDROCCHI, and F.A. COMÍN. 2009. Avian communities ' preferences in recently created of semi-arid areas. *Biodivers Conserv* 18: 811–828.
- NEGASSA, S., P. BOETS, P.L.M. GOETHALS, and S. TIKU. 2018. Does the protection status of wetlands safeguard diversity of macroinvertebrates and birds in southwestern Ethiopia ? *Biological Conservation* 226: 63–71. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.021>.
- NELSON, E., H. SANDER, P. HAWTHORNE, M. CONTE, D. ENNAANAY, S. WOLNY, S. MANSON, and S. POLASKY. 2010. Projecting Global Land-Use Change and Its Effect on Ecosystem Service Provision and Biodiversity with Simple Models. *PLoS ONE* 5: .
- PELLERIN, S., and M. POULIN. 2013. Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable. *Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec*.
- PELLESIER, V., M. COHEN, A. BOULAY, and P. CLERGEAU. 2012. Bird are also sensitive to landscape composition and configuration within the city centre. *Landscape and Urban Planning* 104: 181–188.
- RODEWALD, A. 2003. C ommentary The importance of land uses within the landscape matrix. *Wildlife Society Bulletin* 31: 586–592.
- SAAB, V. 1999. IMPORTANCE OF SPATIAL SCALE TO HABITAT USE BY BREEDING BIRDS IN RIPARIAN FORESTS : A HIERARCHICAL ANALYSIS. *Ecological Applications* 9: 135–151.
- SANZ, V., and S. CAULA. 2015. Assessing bird assemblages along an urban gradient in a Caribbean island (Margarita, Venezuela). *Urban Ecosystems* 18: 729–746.

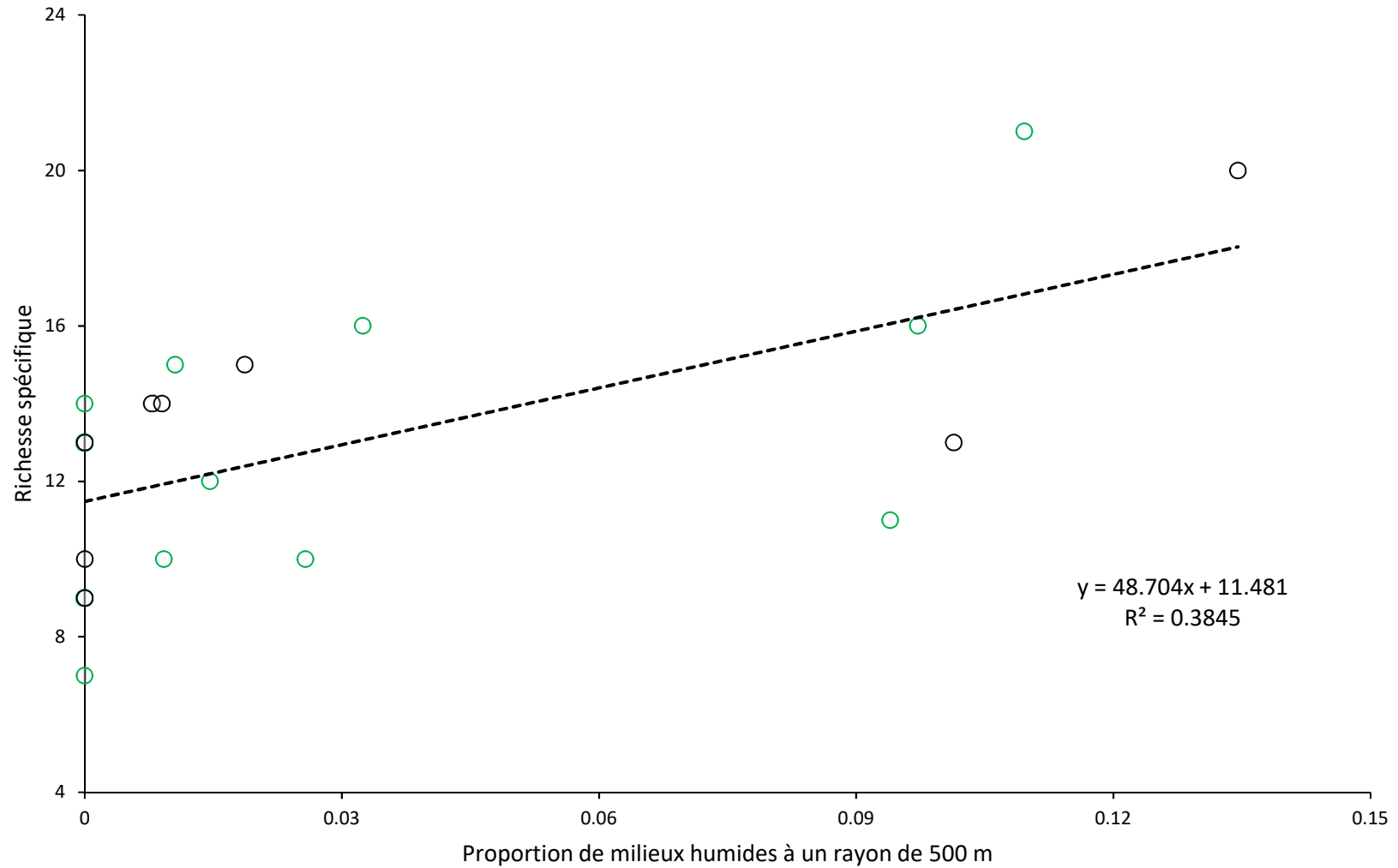
- SERESS, G., and A. LIKER. 2015. Habitat urbanization and its effects on birds. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 61: 373–408.
- SHENBROT, G.I. 1986. Ecological niches, interspecies competitiveness, and structure of communities of terrestrial vertebrates. *Itogi Nauki Tekh., Ser.: Zool. Pozvonochnykh* 14: 5–70.
- SHOFFNER, A., A.M. WILSON, W. TANG, and S.A. GAGNÉ. 2018. The relative effects of forest amount , forest configuration , and urban matrix quality on forest breeding birds. *Scientific Reports* 8: 1–12.
- SICA, Y. V., R.D. QUINTANA, V.C. RADELOFF, and G.I. GAVIER-PIZARRO. 2016. Wetland loss due to land use change in the Lower Paraná River Delta, Argentina. *Sci. Total Environ.* 568: 967–978.
- SWANSON, J.E., C.L. PIERCE, S.J. DINSMORE, K.L. SMALLING, M.W. VANDEVER, T.W. STEWART, and E. MUTHS. 2019. Factors Influencing Anuran Wetland Occupancy in an Agricultural Landscape. *Herpetologica* 75: 47–56.
- WARREN, T.L., M.G. BETTS, A.W. DIAMOND, and G.J. FORBES. 2005. The influence of local habitat and landscape composition on cavity-nesting birds in a forested mosaic. *Forest Ecology and Management* 214: 331–343.
- WELLER, M.W. 1999. Wetland birds: habitat resources and conservation implications. *Cambridge University Press, Cambridge*.
- WU, J. 2014. Landscape and Urban Planning Urban ecology and sustainability : The state-of-the-science and future directions. *Landscape and Urban Planning* 125: 209–221. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.018>.

**Tableau 1.** Résultats des régressions linéaires simples entre la proportion de milieux humides à un rayon de 500 mètres (MH\_500) et de la richesse spécifique (No\_spp), l'indice de Shannon-Weaver (H) et l'indice de Simpson (D) des 20 stations. Les valeurs de p obtenues pour chaque régression sont présentées ( $\alpha = 0.05$ ), ainsi que les conditions d'application qui sont respectées. Afin de confirmer que les valeurs de p ne sont pas affectées par le non-respect de certaines conditions d'application, j'ai effectué des tests non paramétriques pour l'ordonnée à l'origine et la pente de chaque régression simple par Bootstrap. Lorsque les intervalles de confiance (IC) à 95% excluent la valeur 0, l'hypothèse nulle indiquant qu'il n'y a pas de relation entre les valeurs x et y peut être rejetée.

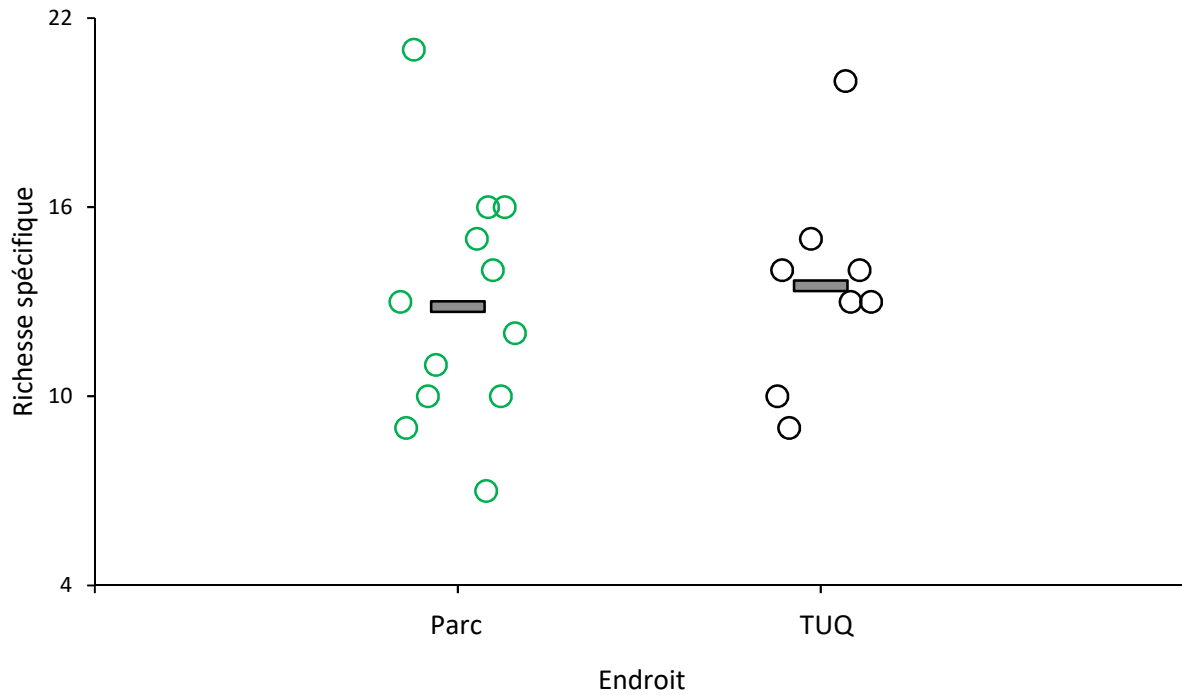
| Régression    | Équation             | R <sup>2</sup>       | Valeur de p | Respect des conditions d'application | Test non-paramétrique Bootstrap |
|---------------|----------------------|----------------------|-------------|--------------------------------------|---------------------------------|
| No_spp~MH_500 | $y = 48.7x + 11.48$  | 0.385                | 0.0035      | Toutes sauf l'indépendance           | IC à 95% excluent 0             |
| H~MH_500      | $y = 1.48x + 2.21$   | 0.072                | 0.2525      | Toutes sauf l'homoscédasticité       | IC à 95% incluent 0             |
| ID~MH_500     | $y = -0.025x + 0.88$ | $6.3 \times 10^{-5}$ | 0.9735      | Toutes sauf l'homoscédasticité       | IC à 95% incluent 0             |



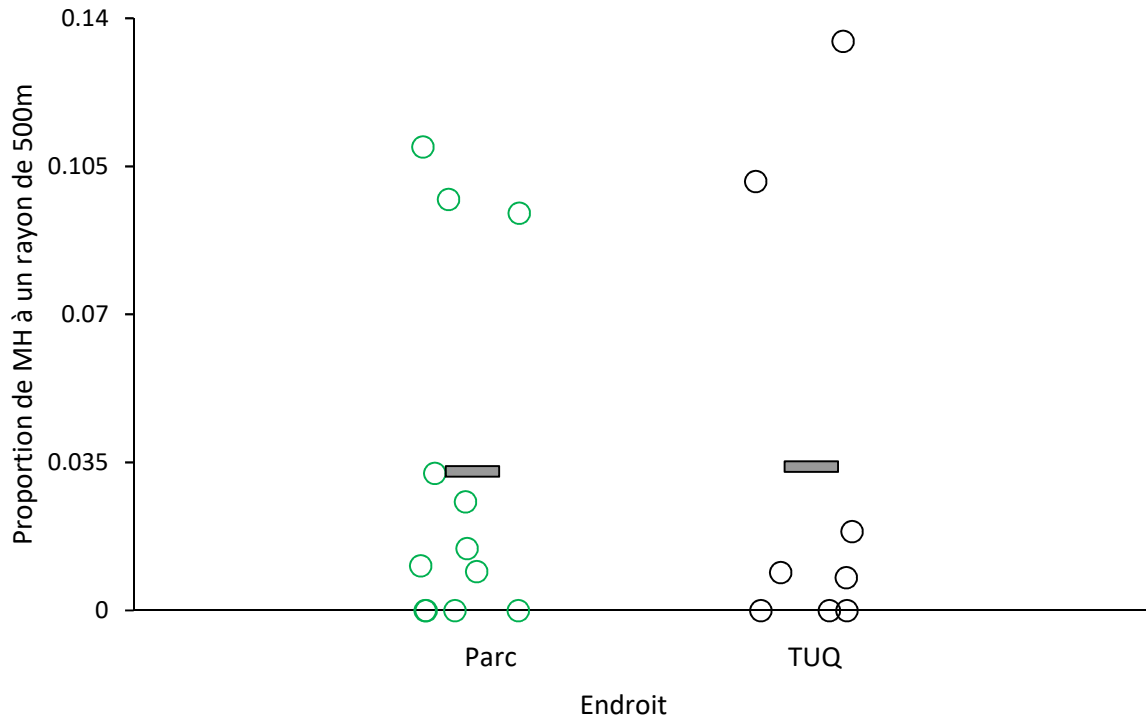
**Figure 1.** Localisation des 20 stations d'écoutes d'oiseaux nicheurs 2018. Les stations représentées en jaune se trouvent à l'intérieur du parc de la Gatineau et les stations représentées en vert se retrouvent aux terrains urbains du Québec à Gatineau. Les limites du Parc sont également représentées en vert pâle.



**Figure 2.** Relation entre la proportion de milieux humides à un rayon de 500 mètres et la richesse spécifique des 20 stations échantillonnées. Les stations du Parc sont représentées par les cercles verts et celles des TUQ sont représentées par les cercles noirs.



**Figure 3.** Richesse spécifique pour les 20 stations. Les 12 stations situées au Parc sont représentées par les cercles verts et les 8 stations situées aux TUQ par les cercles noirs. La richesse spécifique moyenne de chaque groupe est représentée par la ligne grise.



**Figure 4.** Proportion de milieux humides (MH) à un rayon de 500 mètres pour les 20 stations. Les 12 stations situées au Parc sont représentées par les cercles verts et les 8 stations situées aux TUQ par les cercles noirs. La proportion moyenne de MH à un rayon de 500 mètres de chaque groupe est représentée par la ligne grise.

**Annexe I :** Localisation et description de la végétation des 20 stations visitées lors des relevés des oiseaux. Les informations pour la végétation proviennent des couches ArcGIS du parc de la Gatineau fournies par le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parc (MFFP) du Québec. Les 12 premières stations appelées PARC# sont toutes situées au parc de la Gatineau et les 8 stations appelées TUQ# sont situées aux terrains urbains du Québec à Gatineau.

| Station | Type de milieu               | Végétation dominante                     | Âge de la végétation   | Localisation GPS             |
|---------|------------------------------|--|--|------------------------------|
| PARC 1  | Forêt mixte                  | Bétulaie jaune à sapin et érable à sucre | Jeune peuplement inéquienne  | 45°37'39.8"N<br>76°10'25.2"O |
| PARC 2  | Forêt mixte                  | Pinède blanche ou rouge                  | Jeune peuplement irrégulier dont l'origine remonte à moins de 80 ans | 45°38'16.5"N<br>76°11'36.8"O |
| PARC 3  | Forêt mixte et milieu humide | Bétulaie jaune à sapin et érable à sucre | Vieux peuplement irrégulier dont l'origine remonte à plus de 80 ans  | 45°30'23.8"N<br>75°52'57.3"O |
| PARC 4  | Forêt de feuillus            | Érablière à tilleul                      | Jeune peuplement inéquienne  | 45°29'29.6"N<br>75°51'33.0"O |
| PARC 5  | Forêt de feuillus            | Chênaie rouge                            | Jeune peuplement inéquienne  | 45°29'23.2"N<br>75°51'38.5"O |
| PARC 6  | Forêt de feuillus            | Érablière à chêne rouge                  | Jeune peuplement irrégulier dont l'origine remonte à moins de 80 ans | 45°32'03.5"N<br>75°59'31.7"O |
| PARC 7  | Forêt de feuillus            | Érablière à tilleul                      | Jeune peuplement inéquienne  | 45°32'00.3"N<br>75°54'03.0"O |
| PARC 8  | Forêt de conifères           | Prucheraie                               | Vieux peuplement irrégulier dont l'origine remonte à plus de 80 ans  | 45°35'51.1"N<br>76°00'54.2"O |
| PARC 9  | Forêt de feuillus            | Érablière à tilleul                      | Jeune peuplement inéquienne  | 45°28'08.0"N<br>75°48'47.4"O |
| PARC 10 | Forêt mixte                  | Érablière à caryer cordiforme            | Peuplement étagé : classes d'âge de 90 ans et 30                     | 45°27'22.4"N<br>75°47'03.0"O |
| PARC 11 | Forêt mixte et milieu ouvert | Feuillus divers                          | Jeune peuplement irrégulier dont l'origine remonte à moins de 80 ans | 45°26'24.1"N<br>75°45'09.4"O |
| PARC 12 | Champ, milieu ouvert         | Terrain agricole                         | Non disponible   | 45°34'59.7"N<br>75°53'47.0"O |
| TUQ 1   | Marécage arbustif            | Ormaie à frênes noirs                    | Vieux peuplement inéquienne  | 45°27'07.7"N<br>75°41'53.7"O |
| TUQ 2   | Forêt de feuillus            | Ormaie à frênes noirs                    | Vieux peuplement inéquienne  | 45°27'16.3"N<br>75°42'52.6"O |
| TUQ 3   | Marécage arbustif            | Ormaie à frênes noirs                    | Vieux peuplement inéquienne  | 45°27'53.6"N<br>75°43'43.4"O |
| TUQ 4   | Forêt mixte                  | Bétulaie jaune à sapin baumier           | Peuplement équienne : classe d'âges de 30 ans                        | 45°28'13.0"N<br>75°45'45.4"O |
| TUQ 5   | Forêt de feuillus            | Ormaie à frênes noirs                    | Jeune peuplement inéquienne  | 45°24'52.3"N<br>75°45'41.7"O |
| TUQ 6   | Marécage arbustif            | Frênaie noire à sapin baumier            | Peuplement équienne : classe d'âges de 50 ans                        | 45°23'59.4"N<br>75°46'50.9"O |
| TUQ 7   | Forêt de feuillus            | Érablière à caryer cordiforme            | Jeune peuplement inéquienne  | 45°25'42.7"N<br>75°46'55.8"O |
| TUQ 8   | Forêt mixte et milieu ouvert | Bétulaie jaune à sapin et érable à sucre | Peuplement équienne : classe d'âges de 50 ans                        | 45°25'24.6"N<br>75°45'22.9"O |