

Département de géomatique appliquée  
Faculté des Lettres et Sciences humaines  
Université de Sherbrooke

**Utilisation des aménagements agroforestiers linéaires par les mammifères en milieu  
agricole intensif**

Camille Pelletier-Guittier

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Maître ès sciences  
géographiques (M.Sc.), cheminement Géomatique

Avril 2020

© Camille Pelletier-Guittier, 2020

## Composition du jury

Utilisation des aménagements agroforestiers linéaires par les mammifères en milieu  
agricole intensif

Camille Pelletier-Guittier

Ce mémoire a été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Jérôme Théau, directeur de recherche

Université de Sherbrooke

Département de géomatique appliquée, Faculté des lettres et sciences humaines

Yannick Huot

Université de Sherbrooke

Département de géomatique appliquée, Faculté des lettres et sciences humaines

Louis Imbeau

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Institut de Recherche sur les Forêts

## Résumé

L'intensification agricole entraîne une vaste perte d'habitat et de connectivité du paysage. Les espèces subsistantes dans ces paysages dominés par l'agriculture utilisent souvent des éléments du paysage linéaires et minces, comme des haies brise-vent et des fossés végétalisés, en tant qu'habitat ou comme corridor de déplacement entre les parcelles d'habitat. Toutefois, la compréhension de l'utilisation de ces aménagements agroforestiers linéaires (AAL) par la faune est limitée et pourrait profiter de l'utilisation de données de télédétection à haute résolution, qui sont non biaisées, détaillées et reproductibles. Le but de cette étude est d'évaluer les caractéristiques qui affectent l'utilisation des AAL par les mammifères de moyenne et grande taille, avec des données *in situ* et de télédétection, dans un paysage dominé par l'agriculture dans le sud du Québec. Vingt-trois AAL ont été sélectionnés et caractérisés, à la fois par des relevés terrain et des analyses de télédétection (entre autres métriques LiDAR et indices de végétation). La fréquentation de chaque AAL par les mammifères a été mesurée à l'aide de pièges photographiques, de la fin du printemps au début de l'automne 2018. Nous avons obtenu 431 détections de mammifères, tous les AAL combinés. Parmi ces détections, sept espèces ont été répertoriées, toutes opportunistes et bien adaptées au milieu agricole. Nos résultats démontrent qu'il y a des différences significatives dans l'utilisation des AAL par les mammifères, liées à l'influence unique de l'assemblage des caractéristiques considérées. Une dizaine de modèles de régression ont été testés et le modèle retenu basé sur l'AICc comprend plusieurs caractéristiques, tant locales que du paysage. Les coefficients de ce modèle indiquent une relation positive entre l'utilisation des AAL par les mammifères et leur longueur, le couvert arborescent et la quantité d'habitat environnant, alors que cette relation est négative avec la largeur et les perturbations anthropiques. Les données dérivées de télédétection ont contribué à ce modèle final, rappelant leur utilité dans les études sur les habitats fauniques. Ces résultats indiquent que de nombreux facteurs semblent influencer l'utilisation des AAL dans le sud du Québec, que ce soit comme corridor ou comme habitat pour les mammifères. Les informations fournies par cette étude ont généré des suggestions pour une gestion favorable des AAL et la conservation de la faune sauvage en milieu agricole.

**Mots clés :** aménagement agroforestier linéaire, mammifère, corridor, habitat linéaire, télédétection, conservation

## Table des matières

<b>Liste des figures .....</b>	<b>vi</b>
<b>Liste des tableaux .....</b>	<b>vii</b>
<b>Liste des annexes.....</b>	<b>viii</b>
<b>Avant-propos.....</b>	<b>ix</b>
<b>Remerciements.....</b>	<b>x</b>
<b>1. Introduction .....</b>	<b>1</b>
1.1 Mise en contexte et problématique .....	1
1.2 Objectifs.....	2
<b>2. Cadre théorique .....</b>	<b>3</b>
2.1 Intensification agricole .....	3
2.2 Aménagements agroforestiers linéaires .....	3
2.2.1 AAL et faune .....	5
2.2.2 Mammifères de moyenne et grande taille.....	6
2.2.4 Détection des mammifères de grande taille.....	8
2.3 Attributs des AAL et du paysage .....	9
2.3.1 Contexte du paysage.....	9
2.3.2 Dimensions de l’AAL.....	10
2.3.3 Caractéristiques de la végétation .....	10
2.3.4 Attributs descriptifs .....	11
2.4. Télédétection d’AAL .....	11
2.4.1 LiDAR .....	12
2.4.2 Imagerie multispectrale .....	13
2.4.3 Carte d’occupation du sol.....	13
<b>3. Analyse de l’utilisation des AAL par les mammifères en milieu agricole intensif 14</b>	
3.1 Introduction.....	15
3.2 Material and methods.....	18
3.2.1 Study area .....	18
3.2.2 Mammal data collection .....	20
3.2.3 Hedgerow attributes.....	21
3.2.3.1 LiDAR.....	21
3.2.3.2 Satellite.....	21

3.2.3.3 <i>Land cover</i> .....	22
3.2.3.4 <i>Field data</i> .....	22
3.2.4 Statistical analyses .....	24
3.3 Results.....	25
3.3.1 Mammal detections .....	25
3.3.2 LiDAR metrics and vegetation indices.....	26
3.3.3 Explanatory model of wildlife frequentation of hedgerows.....	27
3.4 Discussion.....	29
3.4.1 Mammals use of hedgerows .....	29
3.4.2 Effect of hedgerow attributes on mammal's use .....	30
3.4.3 Contribution of remotely sensed attributes.....	31
3.5 Conclusions.....	33
3.6 Author Contributions .....	33
3.7 Acknowledgments .....	33
3.8 References.....	34
<b>4. Conclusion .....</b>	<b>46</b>
<b>5. Références.....</b>	<b>49</b>
<b>Annexes.....</b>	<b>62</b>

## Liste des figures

- Figure 1** Location of the study area in the Regional County Municipality (RCM) of Roussillon and selected hedgerows..... 19
- Figure 2** Camera disposition in the hedgerows. Cameras (black square) were placed at the mid-length of the hedgerow, at a height of 0.65 m and at a 30° angle (dashed line) ..... 20
- Figure 3** Camera trap pictures of the four most-detected species in the studied hedgerows: white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*), upper left; coyote (*Canis latrans*), upper right; red fox (*Vulpes vulpes*), bottom left; raccoon (*Procyon lotor*), bottom right..... 26
- Figure 4** Relationship between the mammal detections in hedgerows and A) Length of the hedgerows, B) Width of the hedgerows, C) Tree cover in the hedgerows, D) Habitat availability within 10 km<sup>2</sup>, and E) Human disturbance in the hedgerows among 23 detection sites in southern Québec, 2018. Black lines represent the effect of a variable obtained from our GLMM when all the other independent variables equal their average value. Light grey areas are the 95% confidence intervals. All continuous predictors are standardized and mammal detections are log-transformed..... 28

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1</b> Exemples d'études réalisées sur la faune et leur utilisation des aménagements agroforestiers linéaires (AAL).....	6
<b>Tableau 2.</b> Liste de moyens et grands mammifères dont l'aire de distribution comprend la Montérégie.....	8
<b>Table 3</b> Vegetation indices selected in this study .....	22
<b>Table 4</b> Synthesis of all the attributes used as predictors to describe the medium- to large-sized mammals use of hedgerows .....	23
<b>Table 5</b> Set of candidate models examining the effect of hedgerow characteristics on the number of medium- to large-sized mammal detections. Models are ranked using Akaike's Information Criterion corrected for small sample size (AICc). Distance to the most parsimonious model ( $\Delta$ AICc) is shown with the model AICc weight ( $w_i$ ) and the coefficient of determination ( $R^2$ ). Hedgerow's ID was included as a random effect in each model. ....	27
<b>Table 6</b> Best abundance model of the use of hedgerows by medium- and large-sized mammals in southern Québec. SE: standard error of estimates. The reference "Human disturbance" level was maximal. ....	28



## Liste des annexes

<b>Annexe 1.</b> Informations supplémentaires sur les techniques de prise de données.....	62
<b>Annexe 2.</b> Feuille de terrain avec laquelle les données ont été récoltées pour chaque aménagement agroforestier linéaire (AAL).....	63
<b>Annexe 3.</b> Preuve de soumission d'article au journal <i>Agriculture, Ecosystem and Environment</i> .....	64

## **Avant-propos**

Le présent mémoire est composé de trois parties principales. La première partie (section 1 et 2) introduit le sujet du projet de recherche et les objectifs du travail. La deuxième partie (section 3) est un article scientifique soumis le 14 janvier 2020 au journal scientifique *Agriculture, Ecosystems and Environment* dont je suis l'auteure principale. L'article s'intitule « Use of hedgerows by mammals in an intensive agricultural landscape » et les auteurs sont Camille Pelletier-Guittier, Jérôme Théau du département de géomatique appliquée de l'Université de Sherbrooke et Jérôme Dupras du département des sciences naturelles de l'Université du Québec en Outaouais. La troisième partie termine le mémoire avec les conclusions à retirer de cette recherche.

## Remerciements

J'adresse mes sincères remerciements au Dr. Jérôme Théau, mon directeur de recherche, pour ses nombreux conseils et commentaires tout au long du programme. Nos nombreuses rencontres et sa confiance en mes compétences ont fait de mes deux années de maîtrise, deux années très plaisantes et stimulantes. Merci surtout de m'avoir fait sortir de ma zone de confort dans plusieurs situations, je me considère beaucoup mieux outillée pour ce qui m'attend ensuite. J'aimerais également remercier Dr Jérôme Dupras de m'avoir offert ce projet stimulant ainsi qu'une aide scientifique et financière pour la réalisation des travaux de recherche. Malgré la distance de nos deux campus et l'horaire rempli du chercheur/bassiste/père/vigneron, tu m'as toujours fait sentir que le projet était entre de bonnes mains. D'un point de vue plus pratique, merci à Simon Trottier et François Rousseau qui m'ont permis un gain de temps incroyable grâce à leur aide en géomatique et statistiques. Je remercie également les membres du jury, Yannick Huot et Louis Imbeau pour la lecture du mémoire et leurs commentaires constructifs.

Je présente mes sincères remerciements aux producteurs agricoles qui ont aimablement offert leur terrain comme site d'étude, ce projet dépendait entièrement de votre collaboration et il a été un plaisir de vous croiser tout l'été 2018. Je tiens aussi à remercier Héritage Faune, le CSBQ, le MFFP et Ouranos pour leur soutien financier.

À mes collègues et amis, merci pour les rires, les sorties et les *memes*. Finalement, merci à ma famille pour les encouragements constants. Un merci tout particulier à Vincent, qui m'a aidée à réaliser plusieurs étapes de ce projet et qui m'a accompagné tête baissée dans cette aventure de plus.

## 1. Introduction

### 1.1 Mise en contexte et problématique

La biodiversité du sud du Québec est fortement influencée par l'intensification agricole dans cette région (Mitchell *et al.*, 2015). Pour augmenter la productivité agricole, le couvert forestier laisse place à un paysage dominé par les monocultures, principalement de maïs et de soya (De Baets *et al.*, 2007). Les quelques parcelles d'habitat subsistantes sont souvent trop petites pour soutenir des populations viables (Davies et Pullin, 2007; Jobin *et al.*, 2004) et elles sont aussi généralement trop isolées, ce qui réduit la probabilité que les individus parviennent à se disperser d'une parcelle à l'autre (Haddad *et al.*, 2015). Dans les paysages hautement agricoles de la Montérégie, les haies brise-vent et les bandes riveraines ont donc vu leur importance pour la faune augmenter, en offrant un habitat supplémentaire et/ou en favorisant les déplacements entre les boisés résiduels (Bernier-Leduc *et al.*, 2009; Liira et Paal, 2013; Maisonneuve et Rioux, 2001). Étant donné leur nature similaire, soit des milieux semi-naturels longs et minces séparant deux cultures, les haies brise-vent et bandes riveraines sont souvent regroupées en ce qu'on appelle *aménagements agroforestiers linéaires* (AAL) (Pasher *et al.*, 2016; Sullivan *et al.*, 2017; Wilson *et al.*, 2017).

Occupant plusieurs fonctions pour les humains (séparer des propriétés, limiter la vitesse du vent, etc.) (Lecq *et al.*, 2017), les AAL peuvent aussi remplir des fonctions pour la faune. En effet, ils peuvent jouer le rôle de corridor écologique, c'est-à-dire des structures qui facilitent les déplacements entre des parcelles d'habitats viables qui seraient autrement séparées (Dondina *et al.*, 2016; Gillies et St. Clair, 2008; LaPoint *et al.*, 2013; O'Brien *et al.*, 2016; Šálek *et al.*, 2009; Tischendorf *et al.*, 1998; Zimbres *et al.*, 2017). De plus, dans ces paysages où les monocultures dominent, les AAL sont aussi parfois utilisés comme habitat, soit comme site de reproduction, d'alimentation ou d'abri (Avery et Audet Grenier, 2007; Staley *et al.*, 2015). Par exemple, les espèces insectivores apprécient les bandes riveraines puisqu'elles offrent un milieu semi-aquatique qui abrite beaucoup d'insectes (Boucher et Fontaine, 2010; Robert, 2014).

Les AAL n'ont toutefois pas tous la même efficacité pour la faune, dépendamment de leurs caractéristiques. En effet, plusieurs recherches suggèrent que certaines composantes locales (des AAL) et régionales (du paysage) affectent la fréquentation du corridor par la faune (Davies et Pullin, 2007; Dondina *et al.*, 2016; Jobin *et al.*, 2001; Maisonneuve et Rioux, 2001; Zellweger *et al.*, 2013). Certaines caractéristiques semblent effectivement augmenter la qualité d'un corridor, par exemple en offrant de meilleurs abris contre les intempéries et les prédateurs, ou encore, en fournissant un meilleur site de chasse (Olsoy *et al.*, 2015).

Les caractéristiques des AAL et leurs effets sur la faune ont fait l'objet de peu d'études. De plus, les relevés terrain sont généralement favorisés pour obtenir ces caractéristiques alors que des données de télédétection pourraient offrir une description détaillée, continue et à large échelle des AAL (Dufour *et al.*, 2013; Eckert, 2012). L'utilisation des AAL par la biodiversité pourrait probablement être expliquée par ce type de données en agencement avec des données terrain traditionnelles. L'intégration de ce genre d'outils à la gestion de la faune pourrait favoriser le maintien et l'augmentation de la biodiversité dans l'agroécosystème de la Montérégie.

## **1.2 Objectifs**

Ce projet vise une meilleure compréhension de l'utilisation des AAL par les mammifères de moyenne et grande taille dans un paysage agricole intensif dans le sud de la Montérégie. L'objectif principal étant de déterminer quelles caractéristiques des AAL affectent la fréquentation des moyens et grands mammifères. L'objectif secondaire est d'explorer l'utilité des données de télédétection pour définir ces caractéristiques.

Trois hypothèses sont émises pour cette recherche, soit que ;

- A. La faune utilise de manière différentielle les AAL.
- B. Les caractéristiques des AAL qui influencent la faune sont différentes entre les espèces détectées.
- C. Les deux types de données (télédétection et terrain) devraient être utiles pour décrire la fréquentation des AAL par les mammifères.

## 2. Cadre théorique

### 2.1 Intensification agricole

La perte et la fragmentation d'habitat en milieu agricole se définissent généralement par la conversion de cultures extensives (souvent pérennes) en cultures plus intensives (souvent annuelles), mais aussi en déboisement et défrichement. Dans le sud du Québec, le rythme auquel ces changements ont lieu s'est gravement accéléré dans les dernières décennies, lorsque les monocultures de céréales et d'oléagineux ont commencé à remplacer les cultures fourragères et les pâturages de l'industrie laitière (Bélanger et Grenier, 2002; Drapeau *et al.*, 2019). On note aussi une augmentation de l'utilisation de pesticides et fertilisants, et une destruction graduelle des AAL déjà établis (Jobin *et al.*, 2001). Cette perte d'habitat altère l'intégrité structurelle du paysage et freine les flux écologiques d'espèces indigènes (Forman, 1995; Pierik *et al.*, 2016). Par exemple, au Québec, les espèces à grands domaines vitaux, comme les grands carnivores, sont affectés par la perte de milieu forestier, et peu présents dans les paysages agricoles. Cela affecte généralement la chaîne trophique en entier. Un exemple concret est celui du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) en sur-abondance, entre autres à cause de la faible densité de prédateurs (Mahoney *et al.*, 2015). Cette sur-abondance cause des problèmes de régénération végétale dans plusieurs endroits, ce qui peut par la suite affecter, par exemple, des espèces d'oiseaux nichant au sol et ayant besoin de cette végétation (Jirinec *et al.*, 2017). Les communautés animales dans ces milieux sont donc directement et indirectement affectées par l'intensification agricole.

De nos jours, les milieux naturels et semi-naturels restants dans ces régions sont devenus des refuges pour la faune, mais puisqu'ils sont majoritairement en terrain privé, ils sont toujours à risque. En effet, du côté des AAL, l'Europe est sensibilisée à leur importance (Staley *et al.*, 2016), alors qu'au Canada, cette sensibilisation n'est pas encore acquise, rendant leur pérennité à risque (De Blois *et al.*, 2002).

### 2.2 Aménagements agroforestiers linéaires

Les AAL sont d'abord et avant tout une création humaine ayant habituellement comme but de protéger les cultures contre le vent, limiter les odeurs de l'élevage de bétail ou encore

délimiter des propriétés (Baudry *et al.*, 2000; Grala *et al.*, 2010; Tyndall, 2009). Plus récemment, on leur a aussi reconnu la fonction de maintien de la biodiversité en milieu agricole (Boughey *et al.*, 2011; Wilson *et al.*, 2017). Les AAL peuvent prendre plusieurs formes ; bandes riveraines, fossés de drainage ou haies brise-vent et ils sont habituellement entretenus à une fréquence variable selon les producteurs (Staley *et al.*, 2012). La pratique agroforestière la plus populaire au Québec est la haie brise-vent. Le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) a d'ailleurs subventionné l'implantation de plusieurs milliers de kilomètres de haies brise-vent depuis le milieu des années 1980 (De Baets *et al.*, 2007). Les bandes riveraines sont moins populaires, particulièrement les bandes riveraines à strate arborescente. Bien souvent, elles respectent à peine, voire pas du tout, la réglementation de la *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du gouvernement du Québec* qui dicte qu'il doit y avoir une bande d'au moins trois mètres entre la culture et le plan d'eau (Loi sur la Qualité de l'Environnement, Q-2, r. 35). Évidemment, leur origine a un large impact sur la structure de l'aménagement. Par exemple, les haies brise-vent sont habituellement constituées d'une seule rangée d'arbres, la plupart du temps comportant peu d'espèces et encore moins d'arbustes (De Baets *et al.*, 2007). À l'inverse, les AAL issus de vestiges forestiers sont généralement beaucoup plus hétérogènes; ils comportent beaucoup plus d'espèces d'arbres et d'arbustes que les haies brise-vent et sont plus larges vu la maturité de la végétation (Dondina *et al.*, 2016).

Les AAL sont étudiés depuis près d'un siècle (Alexander, 1932), mais l'intérêt des chercheurs a augmenté dans les années 1950 et 1960 (Baudry *et al.*, 2000). La majorité de ces études se sont réalisées en Europe, les premières études canadiennes de l'Est apparaissant seulement vers les années 1990 (Boutin *et al.*, 2001). Ailleurs dans le monde, les études sur les AAL sont rares et ont un aspect écologique/faunique très limité ou absent (Akume *et al.*, 2015; Baudry *et al.*, 2000). Néanmoins, les études européenne et nord-américaines semblent s'entendre sur l'importance des AAL pour la faune, tant comme corridor que comme habitat (Heath *et al.*, 2017; Jobin *et al.*, 2004; Maisonneuve et Rioux, 2001; O'Brien *et al.*, 2016). Justement, plusieurs pays européens ont décidé de protéger les AAL par des législations (Baudry *et al.*, 2000).

Malgré cette acceptation de la communauté scientifique sur l'importance des AAL, les producteurs agricoles les perçoivent souvent comme des refuges pour des espèces de pestes et comme espace cultivable perdu (Jobin *et al.*, 2001). Vu le contexte d'augmentation des coûts annuels de production et des marges de profit de plus en plus minces, les producteurs détruisent parfois les AAL pour obtenir plus de terres cultivables. Même si les données historiques n'ont pas été analysées en profondeur, l'expansion des grandes exploitations indique que le taux auquel les AAL ont été et sont détruits est probablement plus rapide que le taux de création de nouveaux AAL (Boutin *et al.*, 2011; Ribic *et al.*, 1998; Stoate *et al.*, 2001). Comme recommandé par Keller *et al.* (1993) et Deschênes *et al.* (2003), davantage de programmes de conservation ciblant les AAL devraient être développés en Amérique pour préserver ces habitats. En fait, l'Amérique pourrait suivre les pas de l'Europe et reconnaître les AAL comme un habitat prioritaire pour la conservation et les protéger avec des mesures législatives (Baudry *et al.*, 2000; Hilty *et al.*, 2006; Staley *et al.*, 2016). Au Québec, seulement deux programmes d'incitation sont offerts aux producteurs pour l'établissement d'aménagements agroforestiers et ceux-ci sont assez rigides et exigeants (Zaga-Mendez *et al.*, 2019). Par exemple, les nombreux règlements entourant ces programmes complexifient le processus pour les producteurs et limitent leur participation. Cette situation accentue l'urgence de prouver de manière scientifique l'importance des AAL pour la faune.

### 2.2.1 AAL et faune

Même si les AAL sont des éléments des paysages très minces, la végétation qui les compose les rend plus proches d'un habitat naturel que les cultures environnantes (Jobin *et al.*, 1996). C'est pourquoi la diversité et l'abondance de plusieurs espèces, faisant partie de nombreux taxons, sont souvent corrélées à la présence et/ou à la qualité des AAL (Gelling *et al.*, 2007; Maisonneuve and Rioux, 2001; Pollard and Holland, 2006). Un exemple assez frappant provient de Hooper (1970) qui estime que près des trois-quarts des espèces forestières anglaises utilisaient aussi les AAL pour leur reproduction. En plus d'un site de reproduction, les AAL peuvent aussi offrir un site d'alimentation, un site de repos, un couvert et un corridor de déplacement (Dondina *et al.*, 2016; Hilty et Merenlender, 2004; O'Brien *et al.*, 2016). Quelques études ont justement été réalisées sur de nombreux taxons animaliers et leur utilisation des AAL (Tableau 1).



**Tableau 1** Exemples d'études réalisées sur la faune et leur utilisation des aménagements agroforestiers linéaires (AAL)

<b>Groupe d'espèces</b>	<b>Recherches*</b>	<b>Principales conclusions</b>
Arthropodes	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Boutin <i>et al.</i>, 2011; Staley <i>et al.</i>, 2015 (Papillons)</li> <li>• Hannon et Sisk, 2009; Morandin <i>et al.</i>, 2013 (Abeilles)</li> <li>• Betbeder <i>et al.</i>, 2015; Griffiths <i>et al.</i>, 2007 (Scarabées)</li> </ul>	La composition végétale, la densité des plantes ligneuses, la structure et la couverture de canopée de l'AAL peuvent influencer la richesse spécifique et/ou l'abondance
Oiseaux	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Heath <i>et al.</i>, 2017; Hinsley et Bellamy, 2000; Jobin <i>et al.</i>, 2001; Whittingham <i>et al.</i>, 2009 (Oiseaux en milieu agricole)</li> </ul>	Les cultures adjacentes, la proximité d'habitat forestier, la structure de l'AAL, leur origine et la composition végétale peuvent influencer la richesse spécifique et/ou l'abondance
Amphibiens et reptiles	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Maisonneuve et Rioux, 2001 (Amphibien et serpents)</li> <li>• Lecq <i>et al.</i>, 2017 (Serpents et lézards)</li> </ul>	La composition végétale, la structure de l'AAL et la présence de refuges peuvent influencer la richesse spécifique et/ou l'abondance
Mammifères	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gelling <i>et al.</i>, 2007; Maisonneuve et Rioux, 2001; Wolton, 2009 (Micromammifères)</li> <li>• Boughey <i>et al.</i>, 2011; Downs et Racey, 2006 (Chauves-souris)</li> <li>• Červinka <i>et al.</i>, 2013; Dondina <i>et al.</i>, 2016; O'Brien <i>et al.</i>, 2016 (Moyens et grands mammifères)</li> </ul>	La composition végétale, la structure de l'AAL, la connectivité du paysage et la quantité et proximité à l'habitat forestier peuvent influencer la richesse spécifique et/ou l'abondance

\* cette liste n'est pas exhaustive

### 2.2.2 Mammifères de moyenne et grande taille

Le regroupement des moyens et grands mammifères comprend une trentaine d'espèces terrestres au Québec, dont au moins une dizaine fréquente les milieux agricoles (Tableau 2).

Elles sont considérées dans cette étude comme étant toutes les espèces indigènes de grandeur plus élevée ou égale à l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*). Ce sont des espèces mobiles qui peuvent parcourir de très grandes distances et avoir d'immenses domaines vitaux (p. ex. l'ours noir (*Ursus americanus*) a un domaine vital pouvant atteindre 50 km<sup>2</sup>) (Prescott et Richard, 2014). Pourtant, peu d'études se penchent sur ce groupe, à moins qu'il s'agisse d'une espèce charismatique ou d'une espèce gibier (Hoffman, 1996). Aussi, puisque les espèces de moyens et grands mammifères regroupent différentes tailles, morphologies et stratégies d'histoire de vie, elles sont majoritairement le sujet d'études mono spécifiques (Jones *et al.*, 1996), étant donné les coûts et efforts que demanderaient des études multi espèces. Néanmoins, comme toutes les parties d'un écosystème, ces espèces jouent un rôle important pour le maintien d'écosystèmes en santé et leur sous-abondance ou sur-abondance peuvent avoir de larges impacts sur toute la chaîne trophique (O'Connell *et al.*, 2006). Il est donc essentiel de les inclure dans les études écologiques, entre autres pour les milieux anthropisés, comme les milieux agricoles intensifs. Dans ces paysages hautement modifiés, plusieurs espèces généralistes subsistent, s'étant bien adaptées à ces changements, alors que les spécialistes sont beaucoup moins nombreux dans ces milieux (Devictor *et al.*, 2008; McKinney, 1997).

**Tableau 2.** Liste de moyens et grands mammifères dont l'aire de distribution comprend la Montérégie

<b>Espèces</b>			
Nom français	Nom scientifique	Nom français	Nom scientifique
Belette à longue queue*	<i>Mustela frenata</i>	Martre d'Amérique	<i>Martes americana</i>
Belette pygmée*	<i>Mustela nivalis</i>	Moufette rayée*	<i>Mephitis mephitis</i>
Castor	<i>Castor canadensis</i>	Opossum d'Amérique	<i>Didelphis virginiana</i>
Cerf de Virginie*	<i>Odocoileus virginianus</i>	Orignal	<i>Alces americanus</i>
Coyote*	<i>Canis latrans</i>	Ours noir	<i>Ursus americanus</i>
Écureuil gris	<i>Sciurus carolinensis</i>	Pékan	<i>Martes pennanti</i>
Écureuil roux	<i>Tamiasciurus hudsonicus</i>	Petit polatouche	<i>Glaucomys volans</i>
Grand polatouche	<i>Glaucomys sabrinus</i>	Porc-épic d'Amérique	<i>Erethizon dorsatum</i>
Hermine	<i>Mustela erminea</i>	Rat musqué commun*	<i>Ondatra zibethicus</i>
Lapin à queue blanche*	<i>Sylvilagus floridanus</i>	Raton laveur*	<i>Procyon lotor</i>
Lièvre d'Amérique	<i>Lepus americanus</i>	Renard roux*	<i>Vulpes vulpes</i>
Lynx roux	<i>Lynx rufus</i>	Tamia rayé	<i>Tamias striatus</i>
Marmotte commune*	<i>Marmota monax</i>	Vison d'Amérique	<i>Neovison vison</i>

\*ces espèces sont reconnues pour fréquenter les milieux agricoles (Prescott et Richard, 2014).

Bien qu'aucune étude n'ait été réalisée sur l'ensemble des moyens et grands mammifères utilisant les AAL, des chercheurs au New Jersey, É-U, ont fait plusieurs observations opportunistes montrant que des cerfs de Virginie et ratons laveurs utilisent majoritairement les AAL pour se déplacer dans le paysages agricoles (après les routes) (Forman et Baudry, 1984). Les AAL risquent d'être des éléments du paysage très importants pour ce groupe d'espèces, surtout dans les milieux qui comprennent peu de boisés, puisque les espèces forestières peuvent être carrément limités à ces habitats linéaires. Les AAL pourraient aussi jouer le rôle de corridor de déplacements, comme les résultats de Šálek *et al.* (2009) le montrent. Que ce soit comme site de reproduction, d'alimentation, d'abri ou de corridor de déplacements, il est hautement probable que plusieurs espèces de moyens et grands mammifères utilisent les AAL dans le sud du Québec.

#### 2.2.4 Détection des mammifères de grande taille

Les mammifères sont un groupe assez difficile à observer puisque beaucoup d'entre eux sont nocturnes, cryptiques et discrets (Forman et Baudry, 1984). De plus, contrairement aux oiseaux, amphibiens, reptiles ou micromammifères, les mammifères de moyenne et grande taille sont complexes à capturer. La plupart du temps, ce genre d'animaux est étudié via des moyens indirects comme la recherche de pistes, de fèces ou la détection avec de l'équipement

ou de la main d'œuvre spécialisé (p. ex. décompte par hélicoptère et utilisation de pièges photographiques). Les pièges photographiques sont un moyen peu dispendieux et efficace d'avoir des données sur de longues périodes, peu importe les conditions météorologiques (Caravaggi *et al.*, 2017). Aussi, il s'agit d'une technique non invasive pour avoir des informations quantitatives sur les mammifères fréquentant les AAL (Rowcliffe *et al.*, 2008).

## 2.3 Attributs des AAL et du paysage

Les AAL sont peu suivis au Québec et lorsqu'on cherche à en connaître l'état, des visites terrain sont habituellement effectuées (Bernier-Leduc *et al.*, 2009; De Blois *et al.*, 2002; Jobin *et al.*, 2004; Maisonneuve et Rioux, 2001). Sur place, les données récoltées concernent généralement quatre grandes catégories : 1) le contexte du paysage, 2) les dimensions de l'AAL, 3) les caractéristiques de la végétation et 4) d'autres attributs descriptifs.

### 2.3.1 Contexte du paysage

Concernant le contexte du paysage, on peut penser à la quantité d'habitat disponible autour de l'AAL. En milieu agricole intensif, cela se traduit habituellement par la quantité de forêts ou milieux humides. Ainsi, la quantité de milieux naturels (habitat) affecte fort probablement l'utilisation des AAL par la faune parce qu'elle représente le bassin d'individus qui pourraient utiliser ces aménagements. En effet, il est admis que la quantité d'habitat est corrélée à la diversité et à l'abondance de la faune (MacArthur and Wilson, 1967; Soulé, 1991). La connectivité du milieu est également susceptible d'affecter la faune associée à un AAL particulier. Par exemple, un réseau dense de haies brise-vent connectées l'une à l'autre devrait attirer une plus grande quantité d'animaux qu'une haie isolée (Graham *et al.*, 2018; Lecq *et al.*, 2017). Ce genre d'attributs du paysage est facilement calculable avec les cartes d'occupation du sol créées par des instances gouvernementales et peuvent se calculer à plusieurs échelles, ce qui permet de l'adapter aux espèces désirées. Un peu plus localement, le type de cultures entourant les AAL pourrait aussi influencer les déplacements de la faune, parce qu'elles représentent la perméabilité de la matrice (Prevedello et Vieira, 2010). Une matrice « perméable » ressemblera à des cultures extensives (p. ex. verger ou jachère) puisque cela est plus similaire à de la végétation naturelle qu'une culture intensive (p. ex. maïs ou soya).

### 2.3.2 Dimensions de l'AAL

Les dimensions des AAL sont souvent utilisés dans les études sur les AAL et la faune. Par exemple, la longueur et la largeur de l'AAL semblent être parmi les mesures les plus couramment utilisées. En effet, parce qu'elles représentent l'aire de l'AAL, la largeur (Gelling *et al.*, 2007; Graham *et al.*, 2018) et la longueur (Butet *et al.*, 2006; Whittingham *et al.*, 2009) sont souvent fortement corrélées à la diversité et à l'abondance. D'après un résumé de Bentrup (2008), plus l'AAL est large, mieux cela est pour la faune, particulièrement pour les plus grandes espèces et dans les paysages dominés par l'humain. De plus, les AAL devraient être courts s'ils représentent la distance entre les parcelles d'habitat ou longs s'ils représentent le seul habitat disponible dans une certaine zone (Graham *et al.*, 2018). Dans notre zone d'étude, l'habitat est rare et les cultures dominant le paysage, alors la longueur devrait influencer positivement la fréquentation de la faune. La hauteur de canopée fait aussi partie de cette catégorie. Pour le muscardin (*Muscardinus avellanarius*), la hauteur de la haie est un facteur important (Wolton, 2009), tout comme pour plusieurs autres espèces (Bernier-Leduc *et al.*, 2009; Jung *et al.*, 2012; Palminteri *et al.*, 2012).

### 2.3.3 Caractéristiques de la végétation

Il est possible de mesurer des dizaines de caractéristiques sur la végétation des AAL, que ce soit l'identification des espèces présentes, leur âge ou encore leur recouvrement. Le recouvrement des trois strates, herbacées, arbustives et arborescentes, risquent d'être particulièrement important pour la grande faune (Dondina *et al.*, 2016; Maisonneuve et Rioux, 2001). Le type de peuplement (feuillu, mixte, de conifères) pourrait aussi avoir un impact sur la faune, tout comme la présence de certaines espèces végétales clés (Haigh *et al.*, 2012; Jobin *et al.*, 2001). Ensuite, des informations un peu plus difficiles à mesurer *in situ*, mais facilement avec la télédétection, comme la santé ou la densité de la végétation (p. ex. mesurée via un indice de végétation) peuvent se révéler très utiles pour prédire la présence ou l'abondance de la faune. Par exemple, Zellweger *et al.* (2013) ont trouvé que ce type de variables est très utile pour décrire la distribution de plusieurs espèces d'oiseaux et Pettorelli *et al.* (2009) ont trouvé qu'il pouvait expliquer la densité de plusieurs ongulés.

### 2.3.4 Attributs descriptifs

Finalement, des attributs descriptifs des AAL ont aussi leur place dans la description de qualité d'habitat ou de corridor de la faune. Par exemple, le fait que l'AAL soit planté ou d'origine naturelle peut affecter son utilisation par la faune. En effet, un AAL planté a généralement une structure très homogène, parce qu'il contient souvent peu d'espèces d'arbres, ceux-ci sont plantés à un intervalle régulier et l'AAL sera entretenu de manière plus importante pour s'assurer que ces arbres restent dominants (De Baets *et al.*, 2007). À l'inverse, un AAL qui a poussé naturellement ou qui est un restant de forêt est beaucoup plus hétérogène, comprenant beaucoup d'espèces et plus d'arbustes puisqu'ils sont moins entretenus (Jobin *et al.*, 2001; Schmucki *et al.*, 2002). La faune pourrait ainsi préférer les AAL naturels qui ressembleraient plus à leur habitat.

La présence de roches, souches ou chicots, tous utilisés comme refuge (contre les prédateurs ou les conditions météorologiques), influence positivement la biodiversité dans les haies françaises (Lecq *et al.*, 2017). Cet attribut peut donc aussi être utile pour décrire l'utilisation des AAL par la faune. Aussi, même si les espèces étudiées sont terrestres, la présence d'eau dans un fossé ou ruisseau peut influencer les comportements de déplacements de plusieurs espèces, par exemples chez les espèces insectivores qui sont attirées par les quantités importantes d'arthropodes dans ces zones semi-aquatiques (Maisonneuve et Rioux, 2001; Robert, 2014). Des espèces comme le raton laveur (*Procyon lotor*) et la mouffette rayée (*Mephitis mephitis*), très friandes d'insectes (Prescott et Richard, 2014), pourraient ainsi choisir d'utiliser une bande riveraine plutôt qu'une haie brise-vent. Un autre attribut moins étudié des AAL est le dérangement humain qu'ils subissent (Červinka *et al.*, 2013; Zimbres *et al.*, 2017). L'entretien des AAL (coupes ou épandages d'insecticides) ainsi que les humains se servant des AAL comme sentiers peuvent être extrêmement dérangeants et certains animaux pourraient éviter ces endroits, même si le dérangement est terminé (Séquin *et al.*, 2004; Whittaker et Knight, 1998).

## 2.4. Télédétection d'AAL

Les relevés terrain pour l'étude des AAL sont généralement basés sur des techniques subjectives qui nécessitent beaucoup de personnel qualifié et de temps, ce qui implique que seulement de faibles superficies sont couvertes (Betbeder *et al.*, 2014). Bien que les relevés

terrain semblent plus courants pour l'étude des AAL, quelques recherches se sont penchées sur l'utilité de la télédétection. D'abord, il a été prouvé que les réseaux d'AAL peuvent être extraits automatiquement d'images multispectrales, radar, LiDAR et photographies aériennes (Betbeder *et al.*, 2014; O'Connell *et al.*, 2015; Vannier et Hubert-Moy, 2014). Aussi, la plupart de ces technologies ont été testées pour en extraire des attributs d'AAL individuels (Dufour *et al.*, 2013), bien que ces études aient rarement relié ces attributs à des données fauniques (Betbeder *et al.*, 2015). Bien que de nombreuses technologies soient disponibles pour évaluer l'effet des caractéristiques des AAL sur la faune, ce projet s'est penché sur deux types de données : le LiDAR et les images multispectrales, dont une couche d'occupation du sol produite majoritairement à partir de ce type d'images.

#### 2.4.1 LiDAR

Le *Light Detection and Ranging* (LiDAR) est une technologie active qui envoie une impulsion, la plupart du temps à partir d'un capteur embarqué dans un avion, et mesure le temps requis pour que le signal revienne. À partir de cela, l'appareil peut calculer la distance du sol ou d'un objet (p. ex. un arbre) (Garcia-Feced *et al.*, 2011; Lefsky *et al.*, 2002). Une fois que l'avion a effectué son levé, le résultat est un nuage de points, où chaque point a une coordonnée X, Y et Z (Barnes *et al.*, 2016). C'est cette capacité à fournir une représentation extrêmement précise de l'environnement en trois dimensions qui a rendu le LiDAR abondamment utilisé pour obtenir des informations sur la structure de la végétation. Cette dernière est un précieux indicateur de la diversité végétale et animale (Zellweger *et al.*, 2017) et elle peut être caractérisée et quantifiée avec des métriques structurelles dérivées de données LiDAR, comme la complexité structurelle ou la hauteur de canopée (Coops *et al.*, 2016; Lefsky *et al.*, 2002). Ce genre de métriques a prouvé son utilité pour décrire la distribution de la faune dans de nombreuses recherches (Coops *et al.*, 2010; Jaime-González *et al.*, 2017; Lindberg *et al.*, 2015; Moreira-Arce *et al.*, 2016). Cependant, malgré la précision du LiDAR et sa capacité à analyser des petits éléments du paysage (comme les AAL), aucune étude québécoise n'a encore utilisé le LiDAR pour étudier leurs caractéristiques, et au niveau mondial, le nombre d'études est très limité (Dufour *et al.*, 2013; Tattoni *et al.*, 2012).

### 2.4.2 Imagerie multispectrale

L'imagerie satellitaire multispectrale est une technologie qui a subi de grandes améliorations dans les dernières décennies, entre autres, en termes de résolution spatiale. De nos jours, de nombreux capteurs satellitaires offrent des images avec une résolution de moins de 2 mètres (He *et al.*, 2015). Pour les études écologiques, ces images précises sont très utiles pour mesurer des propriétés biophysiques de la végétation, comme la biomasse, la santé ou l'indice de surface foliaire (ISF) (Mairota *et al.*, 2015). D'ailleurs, une utilisation commune de ces produits satellitaires sont les indices de végétation, comme le célèbre *Normalized Difference Vegetation Indice* (NDVI). Depuis la création du premier indice de végétation, des dizaines de nouveaux indices ont été créés, pour limiter l'effet du sol ou de l'atmosphère, ou pour les bonifier avec l'utilisation de la bande bleue par exemple (Hatfield et Prueger, 2010). La plupart des indices de végétation, comme le NDVI, utilisent l'absorbance différentielle de la végétation entre les bandes rouge et proche-infrarouge, permettant d'estimer la productivité de la végétation (santé et biomasse) (Pettorelli *et al.*, 2011). Puisque la productivité de la végétation est un bon proxy de la qualité d'habitat, les indices de végétations ont été utilisés avec succès pour décrire la distribution de nombreuses espèces animales (Hurlbert et Haskell, 2003; Mueller *et al.*, 2008; Zinner *et al.*, 2001). Selon la revue de Pettorelli *et al.* (2011), le NDVI peut être utilisé non seulement pour les herbivores, mais aussi pour les omnivores et les carnivores et c'est une méthode peu dispendieuse, reproductible et vérifiable pour étudier l'environnement. C'est pourquoi les indices de végétation pourraient caractériser efficacement la qualité des AAL pour la grande faune.

### 2.4.3 Carte d'occupation du sol

Les cartes d'occupation du sol ou d'utilisation du sol sont des outils extrêmement utiles pour obtenir des informations sur le paysage, et ce, à n'importe quelle échelle désirée. Ces couches vectorielles ou matricielles prennent habituellement origine d'images aériennes ou satellitaires qui sont traitées et classifiées pour différencier plusieurs classes de milieux (urbain, forestier, humide, semi-naturel, etc.) (ECCC et MDDELCC, 2018). Elles ont une bonne résolution spatiale et sont régulièrement mises à jour. Analysées avec des systèmes d'information géographique (SIG), ce genre de carte peut être utilisé pour connaître la quantité et localisation des AAL et des milieux naturels (Ficetola *et al.*, 2014). Ce sont donc des outils de choix pour calculer des indices écologiques de toutes sortes.



### 3. Analyse de l'utilisation des AAL par les mammifères en milieu agricole intensif

L'article scientifique présentant les résultats de ce projet de recherche a été soumis au journal *Agriculture, Ecosystems and Environment*, le 14 janvier 2020 (voir annexe 3 pour preuve de soumission). La numérotation des sections, figures et tableaux a été modifiée pour assurer l'homogénéité du mémoire et faciliter la lecture.

---

#### Use of hedgerows by mammals in an intensive agricultural landscape

C. Pelletier-Guittier<sup>a,b,\*</sup> • J. Théau<sup>a,b</sup> • J. Dupras<sup>b,c</sup>

<sup>a</sup>*Department of Applied Geomatics, Université de Sherbrooke,  
2500 boul. de l'Université, Sherbrooke, QC, Canada,*

<sup>b</sup>*Québec Center for Biodiversity Science (QCBS),  
1205 Avenue du Docteur-Penfield, Montréal, QC, Canada*

<sup>c</sup>*Department of Natural Sciences, Université du Québec en Outaouais,  
58 rue Principale, Ripon, QC, Canada*

\*Corresponding author.

---

**Abstract:** Agricultural intensification causes habitat modification, sometimes leading to habitat loss and subsequent loss of connectivity. Remaining species in these agriculture-dominated landscapes often use hedgerows, such as windbreaks or riparian strips, as movement corridors or even as habitats. However, the understanding of the use of these hedgerows by mammals is limited and could be improved with the use of high-resolution remote sensing data, which are unbiased, detailed and repeatable. The aim of this study was to assess the attributes that affect medium- and large-sized mammals' use of hedgerows, with *in situ* and remotely sensed data (including LiDAR and multispectral images) in an agriculture-dominated landscape in southern Québec. Twenty-three hedgerows were selected and characterized with both field surveys and remote sensing analyses, like LiDAR metrics and vegetation indices. Wildlife frequentation of each hedgerow was measured using camera traps, from late spring to early fall in 2018. 431 mammal detections were obtained among all

23 hedgerows. From this, seven species were recorded, all of them opportunistic and well adapted to agricultural environment. Results showed significant differences in mammal use of hedgerows. Coefficients of the better-ranked models based on AICc indicated a positive relationship between hedgerow length and their use by mammals, and a negative relationship with the hedgerow width. Hedgerow use by mammals also increased as tree cover increased, as habitat became more available and as human disturbance decreased. These results characterized for the first time the variables influencing hedgerow use by a broad set of medium- and large-sized mammal species and confirmed their use as both movement corridor and habitat. This study also confirmed the complementary usefulness of variables derived from remote sensing combined with field data. The low explanatory power of variables often cited in the literature (e.g. NDVI, canopy height) also highlights the need to further explore their specific influence on mammals. The information provided by this study supports the beneficial role played by hedgerows for wildlife conservation in intensive agricultural landscapes. Management guidelines are provided as well as future research avenues.

**Keywords :** hedgerow, agricultural landscape, mammal, linear habitat, remote sensing, conservation.

---

### 3.1 Introduction

In the past century, the rate of landscape changes has accelerated considerably due to rapid population growth and food demand (Firbank et al., 2008). The vast majority of small farm owners turned to bigger and specialized monoculture production to increase crop productivity, leading to a boost in the use of fertilizers and the introduction of alien species, controlling competitors, predators and parasites (Firbank et al., 2008; Jobin et al., 2004; Parcerisas and Dupras, 2018; Stoate et al., 2001).

Land clearing is also often a consequence of agriculture intensification, making the landscape more homogenous and largely composed of crops, with only small and scattered natural habitat patches remaining (Albert et al., 2017; Dupras et al., 2016; Tilman et al., 2011). This habitat loss and fragmentation threatens the survival of many wildlife species and is a limiting

factor for the distribution of some species (Fahrig, 2003; Soulé, 1991). The natural or semi-natural patches remaining for wildlife include woodlots, wetlands and “linear habitats”, such as hedgerows.

These hedgerows (e.g. windbreaks, vegetated ditches, riparian strips) have in common their narrowness, their length and their position separating two agricultural fields (Pasher et al., 2016; Scholefield et al., 2016). Hedgerows can have several origins, including forest remnant, natural growth after clearing for crops or plantation (Dondina et al., 2016), and functions, such as delineating properties, reducing wind velocity, limiting odors from livestock industry or simply for aesthetic appeal (Baudry et al., 2000; Grala et al., 2010; Novoa, 2014; Tyndall, 2009).

In addition to their functions for humans, hedgerows can also have functions for wildlife, such as habitat or corridors. Indeed, wildlife use of hedgerows has been studied for almost a century (Alexander, 1932), but ecologists have showed an increasing interest since the 1950s and 1960s (Baudry et al., 2000). Since then, hedgerows have been proven to be useful for almost all taxa in agricultural landscapes (Graham et al., 2018). Even though they are usually only a few meters wide, their vegetation composition makes them much closer to a natural habitat than the surrounding crops (Jobin et al., 1996). Small species such as arthropods, amphibians or micromammals are known to use hedgerows as habitat (Gelling et al., 2007; Maisonneuve and Rioux, 2001; Pollard and Holland, 2006). Even larger species like badgers (*Meles meles*), mongooses (*Hestes ichneumon*) and genets (*Genetta genetta*) were found to have strong habitat preference for hedgerows rather than cultivated fields (O’Brien et al., 2016; Pereira and Rodríguez, 2010). On the other hand, even if they do not meet the year-long needs of large wildlife (Hilty and Merenlender, 2004), they are known to bring a structural and functional connectivity between habitat patches, thereby facilitating fauna dispersal (Dondina et al., 2016; O’Brien et al., 2016; Šálek et al., 2009; Tischendorf et al., 1998).

Even though hedgerows are now recognized as wildlife habitat and part of ecological networks (Baudry et al., 2000), in practice their use by fauna is highly uneven, both in diversity and abundance (Dondina et al., 2016; Šálek et al., 2009; Silva and Prince, 2008). Each hedgerow and its surrounding landscape have unique attributes, affecting the hedgerow’s quality as corridor or suitable habitat. Graham et al. (2018) made a review of

hedgerow attribute effects on wildlife habitat provision in the UK and found that height, width, woody biomass, foliar quality and quantity, and gappiness had an effect on species abundance, survival or fecundity. They also concluded that many attributes need to be considered in hedgerow studies because their relationships with wildlife can be complex (i.e. interdependent, synergistic, multi-directional).

Usually, four categories can be drawn to encompass all attributes affecting wildlife use of hedgerows. The first one is the landscape context, including the amount of habitat or landscape connectivity (e.g. dense network of connected hedgerows versus isolated hedgerows) (Graham et al., 2018; Lecq et al., 2017). Secondly, the surface area and volume attributes of the hedgerow (e.g. length, width and height metrics) can be strongly correlated to species diversity and abundance (Butet et al., 2006; Gelling et al., 2007; Whittingham et al., 2009). This category is probably the one most commonly used to describe the presence of fauna in hedgerows (Graham et al., 2018), equally with the third category, the vegetation characteristics. This can include the type of stand (deciduous, coniferous and mixed), the plant biomass or the presence of certain species. For example, Haigh et al. (2012) found that European hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) nesting in hedgerows preferred those dominated by *Rubus fruticosus*, a prickly species that is avoided by the hedgehog predators. Finally, some descriptive attributes like the presence of water or the level of human disturbance could also affect the wildlife use of hedgerows. For example, hedgerows with low human disturbance showed better conservation value for two carnivore species in southern Spain (Pereira and Rodríguez, 2010).

Many studies performed field surveys to obtain these hedgerow attributes (e.g. Deschênes et al., 2003; Morrison et al., 2017), which can be time consuming and limited by the area covered and the sampling design (Huber et al., 2016). However, many attributes can be obtained from remotely sensed data (Betbeder et al., 2014; Vannier and Hubert-Moy, 2014; Wilson et al., 2017). Several technologies are increasingly being used to help describe wildlife habitat, such as high spatial resolution LiDAR data and satellite imagery. LiDAR is widely used to get information about vegetation structure, which is a valuable indicator of both floral and faunal species diversity (Zellweger et al., 2017). Satellite imagery is also used for wildlife habitat description, and it has undergone major improvements in the last few decades. A wide range of sensors now offer images with spatial resolutions of less than 2

meters and temporal resolutions close to one day (He et al., 2015). Common use of high-resolution images are vegetation indices, mostly based on visible and near-infrared domains, such as the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). These indices allow to estimate vegetation productivity (health and biomass) (Pettorelli et al., 2011), a good indicator of habitat quality. These two technologies are often underutilised in ecological studies, partly because of their high logistical requirements (i.e. qualified staff, hardware and software) (He et al., 2015; Pettorelli et al., 2014). The few hedgerow studies that used remotely sensed data showed their important complementary value to field data (Betbeder et al., 2015; Dufour et al., 2013; Pasher et al., 2016; Sullivan et al., 2017; Vannier and Hubert-Moy, 2014).

Few studies focused on hedgerows in agricultural landscapes, compared to their adjacent forest patches, even though these structures can be critical for several species (Gelling et al., 2007; Hinsley and Bellamy, 2000). Moreover, hedgerow's attributes are rarely studied, especially using remote sensing, providing no clear guidelines to land managers regarding conservation practices. Knowledge on these agricultural features is needed and could be improved with additional research and the use of remotely sensed data (Vannier and Hubert-Moy, 2014).

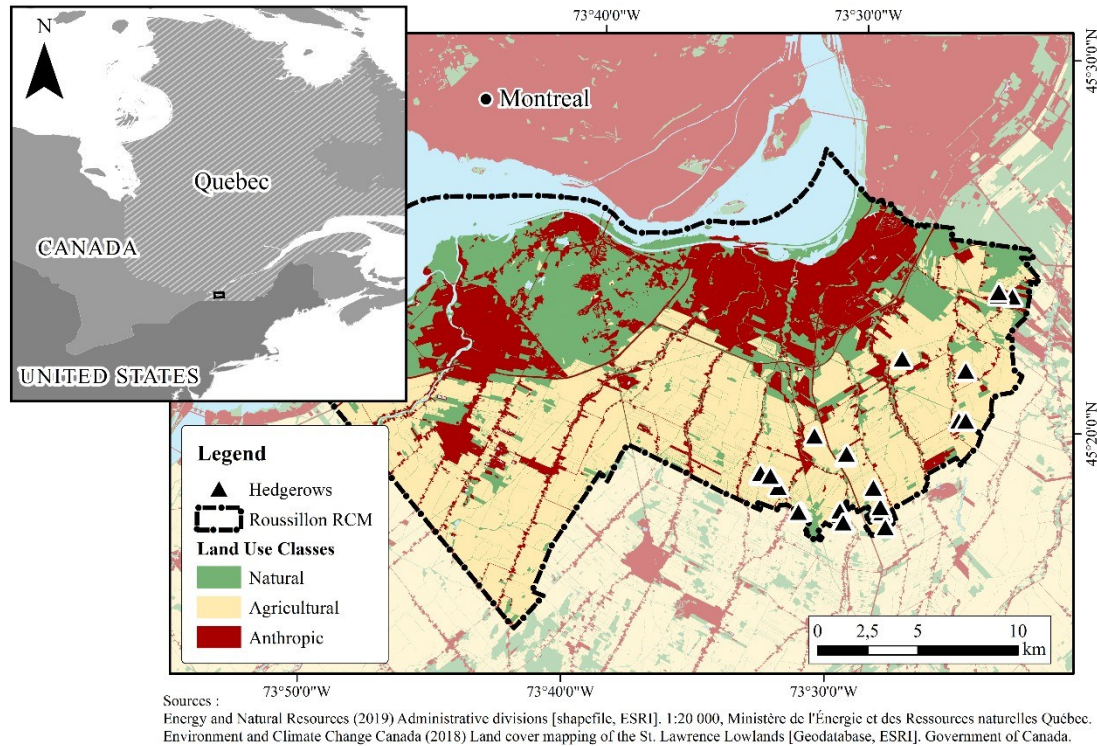
In this study, we assessed the attributes that affect medium- to large-sized mammals' use of hedgerows, in an agricultural landscape in southern Québec (Canada). Unlike most hedgerow studies that focus on a single species or on groups of closely related taxa (Betbeder et al., 2015; Pereira and Rodríguez, 2010), we chose to focus on a broader set of species, encompassing several functional groups with different requirements. Medium- and large-sized mammals are also of interest because they could use hedgerows, not only as habitat, but also as corridors, because of their high dispersion ability (Naughton, 2012). We also tested the contribution of remotely sensed attributes to explain the variation in hedgerow use by using remote sensing and field surveys to measure different hedgerow attributes.

## **3.2 Material and methods**

### **3.2.1 Study area**

We conducted our research on private properties in the regional county municipality (RCM) of Roussillon, in southern Québec, Canada (Fig. 1). The region was selected for its intensive agriculture landscape and the low number of woodlots. Agriculture covers 73% of the RCM,

and the average area occupied by each farm has grown steadily in the past decade as a result of agricultural intensification (MRC de Roussillon, 2019).

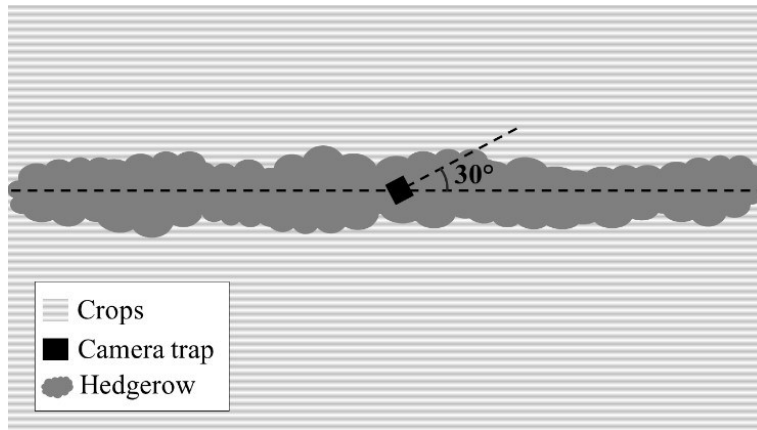


**Figure 1** Location of the study area in the Regional County Municipality (RCM) of Roussillon and selected hedgerows

Using recent satellite imagery (Google Earth, 2017), twenty-three hedgerows were selected on the RCM territory based on the following criteria: (1) presence of agricultural fields on each side; (2) width > 3m; (3) length > 300m; and (4) relatively homogenous vegetation. Sampled hedgerows averaged 7 m ( $4 - 16 \pm 3$  SD) and 662 m ( $302 - 1268 \pm 309$  SD) in width and length, respectively. The crops adjacent to the hedgerows were mostly grains and cereals, but some were vegetables. A majority of the hedgerows were natural (17/23) and the rest were planted (6/23). Most of them ran along drainage ditches, as the law prescribes that a “strip of vegetation at least 3 m wide, measured from the high-water mark, is preserved” (Environment Quality Act, Q-2, r. 35). They also defined current property lines or subdivided parcels with different crops.

### 3.2.2 Mammal data collection

Hedgerow use by medium- to large-sized mammals was surveyed using SpyPoint Force 10 infrared-triggered camera traps (GG Telecom, Québec, Canada). Only one camera model was used to avoid differential detection bias (Trollet et al., 2014). One camera was placed at mid-length of each hedgerow and was attached to an iron post or secured to vegetation so that the infrared beam was set at a height of 0.65 m, as in Meek *et al.*, (2016). Cameras were installed with a 30° angle so they could capture the animals passing through that side of the hedgerow (Fig. 2). They were set to take two pictures per detection to minimize the chances of missing a moving animal (Grift and Ree, 2015).



**Figure 2** Camera disposition in the hedgerows. Cameras (black square) were placed at the mid-length of the hedgerow, at a height of 0.65 m and at a 30° angle (dashed line)

Hedgerow sampling was conducted over 18 weeks in 2018, from late spring to early fall (May to September). Each hedgerow was monitored for three consecutive weeks in late spring, mid-summer and late summer. This timing was selected so as to include movements from the most active periods of the year for most of our studied species (Naughton, 2012; Prescott et Richard, 2014) and to reduce seasonality biases, which are known to affect the movement behaviours of many species (Vright et al., 1989). The pictures were thoroughly checked to count detections and to identify them at the species level. To segregate independent detections of the same species, individuals detected within a period of 30 minutes were counted as one (O'Connor et al., 2017; Si et al., 2014).

### 3.2.3 Hedgerow attributes

#### 3.2.3.1 LiDAR

Discrete airborne scanning laser data was acquired in 2017 in leaf-off conditions with horizontal and vertical precisions of 0.15 m. The pulse density was 2 pts/m<sup>2</sup> with a footprint of 0.35 m. The data was already classified into ground and nonground returns, thus the ground class was used to normalize the points elevation to height above ground level. All the processing of point cloud data was made using FUSION (McGaughey, 2018) software packages. Based on existing literature, three metrics were derived from the LiDAR point cloud: canopy height (95<sup>th</sup> percentile of all returns), structural complexity (standard deviation of the points' height) and canopy cover (percentage of first returns above 3 m) (see Table 4 for more details) (Coops et al., 2016). When conducting ecological studies, these three LiDAR metrics were commonly related to biodiversity and abundance (Coops et al., 2016; Lefsky et al., 2005). Each LiDAR metric was calculated to obtain an average for each hedgerow.

#### 3.2.3.2 Satellite

The multispectral image (Pleiades-1B) was acquired in July 2018, when vegetation is at its peak. This sensor has a very high spatial resolution of 2 m (0.5 m for panchromatic), and all the spectral bands were acquired (near infrared: 750-950 nm, red: 600-720 nm, green: 490-610 nm, blue: 430-550 nm, panchromatic: 480-830 nm). Preprocessing of the image consisted of radiometric corrections, which included normalizing the solar illumination conditions according to the sensor settings and time of acquisition. The following five vegetation indices were calculated (Table 3) and averaged for each hedgerow: NDVI, Modified Soil Adjusted Vegetation Index 2 (MSAVI2), Atmospherically Resistant Vegetation Index (ARVI), Enhanced Vegetation Index 2 (EVI2) and Green NDVI (GNDVI) (see Table 4 for more details). These indices were chosen for their correlation with the quantity and health of the vegetation (Eckert, 2012; Santos et al., 2016; Sarker and Nichol, 2011; St-Louis et al., 2009; Yang et al., 2017), which is a good proxy for habitat quality (Hurlbert and Haskell, 2003; Zellweger et al., 2013). More particularly, a high and healthy plant biomass supports a greater species diversity and abundance by providing food, shelter and habitat (Hurlbert and Haskell, 2003; Pettorelli et al., 2011). In addition, the Pleiades image was pan-sharpened and used to measure the width and length of the hedgerows.



**Table 3** Vegetation indices selected in this study

<b>Indices</b>	<b>Formula</b>	<b>Author</b>
ARVI	$\frac{\rho_{\text{nir}} - (\rho_{\text{red}} - \gamma(\rho_{\text{blue}} - \rho_{\text{red}}))}{\rho_{\text{nir}} + (\rho_{\text{red}} - \gamma(\rho_{\text{blue}} - \rho_{\text{red}}))}$	Kaufman and Tanré (1992)
EVI2	$2.5 * \frac{\rho_{\text{nir}} - \rho_{\text{red}}}{\rho_{\text{nir}} + 2.4 * \rho_{\text{red}} + 1}$	Jiang et al. (2007)
GNDVI	$\frac{\rho_{\text{nir}} - \rho_{\text{green}}}{\rho_{\text{nir}} + \rho_{\text{green}}}$	Gitelson et al. (1996)
MSAVI2	$\frac{2 * \rho_{\text{nir}} + 1 - \sqrt{(2 * \rho_{\text{nir}} + 1)^2 - 8 * (\rho_{\text{nir}} - \rho_{\text{red}})}}{2}$	Qi et al. (1994)
NDVI	$\frac{\rho_{\text{nir}} - \rho_{\text{red}}}{\rho_{\text{nir}} + \rho_{\text{red}}}$	Rouse et al. (1974)

$\rho$  = spectral reflectance of: nir (near-infrared band), red (red band), green (green band) and blue (blue band);  $\gamma$  = atmospheric correction factor

### 3.2.3.3 Land cover

A recent land cover map produced by the *Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques* was used to obtain some landscape attributes (Bentrup, 2008; ECCC and MDDELCC, 2018; Yaap et al., 2016). This layer is derived from several existing layers focused on agriculture, hydrological features, wetlands, forests and roads, and is also implemented by photointerpretation (ECCC and MDDELCC, 2018). The amount of natural habitat surrounding the hedgerows and the connectivity were both derived from this land cover map (see Table 4).

### 3.2.3.4 Field data

In addition to the geospatial data, other attributes were measured *in situ* during summer 2018. First, hedgerows were assigned a culture intensity class (Boutin and Jobin, 1998; Prevedello and Vieira, 2010) and a human disturbance class (Pereira and Rodríguez, 2010). The presence of water was also noted, as well as the origin of the hedgerow and the type of stand (Dondina et al., 2016; Maisonneuve and Rioux, 2001). The lateral cover (%) in tree, shrub and grass cover was visually estimated to identify gaps in hedgerows ground vegetation which are known to affect many species (Gelling et al., 2007; Hinsley and Bellamy, 2000; Silva and Prince, 2008). All *in situ* data are detailed in Table 4.

**Table 4** Synthesis of all the attributes used as predictors to describe the medium- to large-sized mammals use of hedgerows

Attributes	Source	Type	Description
Canopy height	LiDAR point cloud	Continuous	Mean of the canopy height calculated from the 95 <sup>th</sup> percentile
Canopy cover <sup>1</sup>	LiDAR point cloud	Continuous	Mean of the canopy cover calculated from the percentage of points above 1.37 m
Structural complexity <sup>1</sup>	LiDAR point cloud	Continuous	Mean of the canopy cover calculated from the standard deviation of the points
ARVI <sup>1</sup>	Pléiades multispectral image	Continuous	Mean value of the ARVI formula calculated for every pixel in the hedgerow
EVI2 <sup>1</sup>	Pléiades multispectral image	Continuous	Mean value of the EVI2 formula calculated for every pixel in the hedgerow
GNDVI <sup>1</sup>	Pléiades multispectral image	Continuous	Mean value of the GNDVI formula calculated for every pixel in the hedgerow
MSAVI2 <sup>1</sup>	Pléiades multispectral image	Continuous	Mean value of the MSAVI2 formula calculated for every pixel in the hedgerow
NDVI	Pléiades multispectral image	Continuous	Mean value of the NDVI formula calculated for every pixel in the hedgerow
Width	Pléiades multispectral image	Continuous	Mean width of the hedgerow in meters
Length	Pléiades multispectral image	Continuous	Length of the hedgerow in meters
Habitat availability <sup>1</sup>	Land cover map	Continuous	Amount of habitat (forest or wetlands) around the hedgerow (ha/10 km <sup>2</sup> )
Connectivity	Land cover map	Continuous	Amount of other hedgerows around each hedgerow (ha/10 km <sup>2</sup> )
Culture intensity	Field survey	Categorical	(1) Intense: intensive cultures <sup>2</sup> on both sides of the hedgerow, (2) Medium: intensive cultures on one side of the hedgerow, (3) Low: extensive cultures <sup>2</sup> on both sides of the hedgerow

Presence of water	Field survey	Categorical	(1) Presence: a ditch or a stream (2) Absence: no ditch or stream
Origin	Field survey	Categorical	(1) Planted: the trees in the hedgerow were planted in clear rows by the producer, (2) Natural: the hedgerow is a forest remnant or grew naturally
Type of stand	Field survey	Categorical	(1) Deciduous: 75% or more of the trees are deciduous, (2) Coniferous: 75% or more of the trees are conifers, (3) Mixed: the trees are between 25 et 75% deciduous/conifers
Human disturbance	Field survey	Categorical	(1) High: humans were recorded on camera trap pictures fifteen days <sup>3</sup> or more in the hedgerow, (2) Medium: humans were recorded between one and fifteen days in the hedgerow, (3) Low: Humans were never recorded in the hedgerow
Tree cover	Field survey	Continuous	Percent tree cover estimated visually
Shrub cover <sup>1</sup>	Field survey	Continuous	Percent shrub cover estimated visually
Grass cover <sup>1</sup>	Field survey	Continuous	Percent grass cover estimated visually

<sup>1</sup> Variables removed from the full model after collinearity analysis

<sup>2</sup> Intense crops included corn, soybean, wheat and vegetables while extensive cultures include pastures and perennial cultures because they are more diverse and undergo fewer treatments (Boutin and Jobin, 1998).

<sup>3</sup> ~25% of the trap days

### 3.2.4 Statistical analyses

All of the statistical analyses were made in R (R Core Team, v 3.6.0). The combined mammal species' detections were used, as the detection rates were too low to perform within-species analyses.

Variable collinearity was first examined by constructing a Pearson's correlation matrix and calculating variance inflation factors (VIF), where all covariates were required to have a  $VIF < 2$  (Zuur et al., 2009). When a strong correlation was found ( $r^2 > 0,5$ ;  $p < 0.05$ ), only one variable was kept according to the best ecological knowledge from the literature (see Table 4). All continuous independent variables were standardized using an autoscaling procedure. Using the R package lme4 (Bates et al., 2015), generalized linear mixed models (GLMM) were used to determine hedgerow attributes that affect mammal abundance, with hedgerows'

ID as a random effect. An offset was used to account for the reduced proportion of sampled areas in wider hedgerows (Sullivan et al., 2017):  $1/(X/4)$ , where  $X$  is the width of the hedgerow wider than 4 m. A set of nine candidate models were constructed to explain the variability in hedgerow use, based on the results or hypotheses from pertinent studies that describe possible wildlife preferences in hedgerows. The best approximating models were selected using an Akaike Information Criterion corrected for small sample sizes (AICc) selection approach (Burnham and Anderson, 2002), using the R package `AICmodavg` (Mazerolle, 2019). Models with  $\Delta\text{AICc} \leq 2$  were considered to be top models, and the calculated Akaike weights ( $w_i$ ) indicate the relative support of each model (Burnham and Anderson, 2002). Finally, the significance of the fixed effects of the best model was estimated with the package `lmerTest` (Kuznetsova et al., 2017).

### 3.3 Results

#### 3.3.1 Mammal detections

We caught a total of 431 medium- to large-sized mammals over 1572 trap-days. Seven species of interest were recorded, while bird, domestic animal and arthropod detections were excluded from the analysis. These species represent about two-thirds of the medium- to large-sized mammals that are likely to be present in this particular agricultural landscape (Prescott and Richard, 2014). The detected species were, in descending order, white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) (n=225), raccoon (*Procyon lotor*) (n=85), coyote (*Canis latrans*) (n=64), red fox (*Vulpes vulpes*) (n=31), striped skunk (*Mephitis mephitis*) (n=9), eastern grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) (n=4) and eastern cottontail (*Sylvilagus floridanus*) (n=2).

Most detections (81%) were made at night and all the species detected are common in agroecosystems (Fig 3). The white-tailed deer was particularly abundant in the hedgerows, representing 52% of the detections.



**Figure 3** Camera trap pictures of the four most-detected species in the studied hedgerows: white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*), upper left; coyote (*Canis latrans*), upper right; red fox (*Vulpes vulpes*), bottom left; raccoon (*Procyon lotor*), bottom right

Even though all the hedgerows were used by mammals for their movements, 35% of them (n=8) had less than 10 detections. In terms of species richness, no hedgerow had detections of all species, but two of them recorded six species. Also, 26% of the hedgerows only recorded white-tailed deer. On average, each hedgerow had 19 detections and 2.4 species. Image analysis showed that most of the mammals were walking in the hedgerow, although some were eating, sleeping and even having interactions with conspecifics.

### 3.3.2 LiDAR metrics and vegetation indices

The three selected LiDAR metrics were strongly correlated ( $R^2 > 0.6$ ,  $p\text{-value} < 0.02$ ), given that they were all calculated from the same base dataset. Even if it is possible to keep correlated variables (see Schooler and Zald, 2019), we chose to avoid collinearity issues and following skewed results. Only the canopy height was used in model creation because it offers information that was not collected in the field. The vegetation indices derived from the satellite image were also strongly correlated ( $R^2 > 0.98$ ,  $p\text{-value} \ll 0.05$ ), and only the NDVI was kept in the analysis for its common use in habitat description (Neumann et al., 2015; Pettorelli et al., 2016, 2011; Vihervaara et al., 2017).

### 3.3.3 Explanatory model of wildlife frequentation of hedgerows

The best regression model describing mammal abundance had moderate explanatory power ( $R^2 = 0.23$ ) (Table 5). This model had a high AICc weight which suggests that it is the most parsimonious among the candidate models set (Burnham and Anderson, 2002).

**Table 5** Set of candidate models examining the effect of hedgerow characteristics on the number of medium- to large-sized mammal detections. Models are ranked using Akaike's Information Criterion corrected for small sample size (AICc). The model AICc weight ( $w_i$ ) is shown with the coefficient of determination ( $R^2$ ). Hedgerow's ID was included as a random effect in each model.

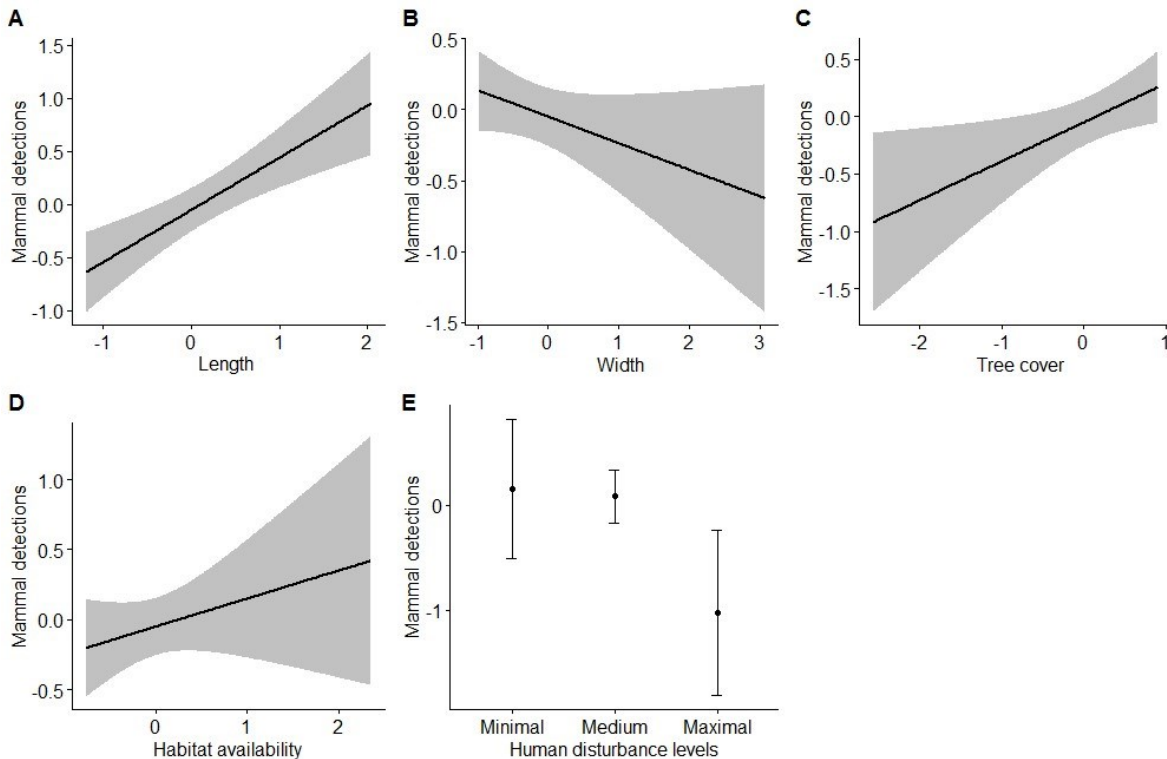
Candidate models	AICc	$w_i$	$R^2$
HA + HD + LT + WD + TC	824	0.86	0.23
CH + CI + HA + HD + OR + TC + WA + WD	828	0.09	0.20
CH + HA + LT + WD + TC	830	0.04	0.24
CI + HA	835	>0.01	0.22
Null	836	>0.01	0.23
CH + LT + NDVI + WD	836	>0.01	0.24
CH + CI + ST + TC + WA	837	>0.01	0.21
CH + NDVI	840	>0.01	0.23
CH + HA + TC	841	>0.01	0.23
CH + HA + NDVI + WD	843	>0.01	0.23

*CH* canopy height, *CI* crop intensity, *HA* habitat availability, *HD* human disturbance, *LT* length, *NDVI* normalized difference vegetation index, *OR* origin of the hedgerow, *ST* stand type, *TC* tree cover, *WA* presence of water, *WD* width.

Most of the fixed effects in the best model had a significant effect on the number of mammal detections (P-values were estimated using lmerTest package) (Table 6). These mammal detections consisted of the number of individuals, all species combined, that visited a particular hedgerow during a week. The length (Fig. 4A), the tree cover (Fig. 4C) and the habitat availability (Fig 4D) had a positive effect on the number of mammal detections, while the width (Fig. 4B) had a negative effect. Hedgerows with high human disturbance had significantly lower mammal detections than medium and low disturbance levels (Fig 4E).

**Table 6** Best abundance model of the use of hedgerows by medium- and large-sized mammals in southern Québec. SE: standard error of estimates. The reference “Human disturbance” level was maximal.

Predictors	Estimate	SE	P-value
(Intercept)	-2.075	0.401	<0.001
Tree cover	0.338	0.144	0.019
Length	0.493	0.120	<0.001
Width	-0.187	0.122	0.126
Habitat availability	0.200	0.187	0.284
Human disturbance-min	1.105	0.416	0.008
Human disturbance-med	1.178	0.596	0.048



**Figure 4** Relationship between the mammal detections in hedgerows and A) Length of the hedgerows, B) Width of the hedgerows, C) Tree cover in the hedgerows, D) Habitat availability within 10 km<sup>2</sup>, and E) Human disturbance in the hedgerows among 23 detection sites in southern Québec, 2018. Black lines represent the effect of a variable obtained from our GLMM when all the other independent variables equal their average value. Light grey areas are the 95% confidence intervals. All continuous predictors are standardized and mammal detections are log<sub>10</sub>-transformed.

### 3.4 Discussion

The purpose of this study was, firstly, to investigate medium- and large-sized mammals' use of hedgerows, secondly, to examine local or landscape attribute effects on hedgerow use, and finally, to test the contribution of remotely sensed attributes in this analysis. This research did provide quantifiable evidence that medium- and large-sized mammals in an agricultural context do use hedgerows for their movements or as habitat. Seven species were detected in the hedgerows, and they seemed to favor some attributes, both local (from the hedgerows) and from the landscape.

#### 3.4.1 Mammals use of hedgerows

Species from the Carnivora order (raccoon, coyote, red fox and striped skunk) were quite common, which could be explained by the absence or low density of large carnivores such as bobcats (*Lynx rufus*) or wolves (*Canis lupus*) in our study site. Because the larger species are more vulnerable to extinction in fragmented landscapes, there is often an increase in the number of smaller predators (Crooks and Soulé, 1999; Schuttler et al., 2017). This lack of large carnivores could also explain the abundance of bigger prey, in our case, the white-tailed deer. Another explanation for the high detection number of deer is their adaptation to agricultural landscapes, their diet now largely consisting of corn (Delger et al., 2011). White-tailed deer are the most abundant species of large herbivore in North America (Gonzalez et al., 2013). They play a role in vegetation depredation, transmission of Lyme disease and chronic wasting disease (Clements et al., 2011), and they were the most popular game species in Québec, in 2018 (MFFP, 2018). Information about their movements and habitat preferences is therefore very useful for management practises in this context of overabundance.

Other species, like the squirrel and the cottontail were not very common, maybe because camera traps tend to get triggered by larger animals. This could also be a result of the large number of coyotes and red foxes who feed on these two species (Naughton, 2012).

Another aspect identified by the camera trapping was that no forest specialist species, like fishers (*Martes pennanti*), red squirrels (*Tamiasciurus hudsonicus*) or moose (*Alces alces*) (Naughton, 2012), were captured in the hedgerows. Given that forest patches are very scarce on our study site, the density of these mammals is probably very low or null in some cases.



It is also possible that they do not use hedgerows for their movements because of their higher requirements than generalist species. Their needs in terms of hedgerow dimensions or vegetation cover are probably rarely met. The wolverine, for example, prefers old-growth forest with dead trees on the ground (Buskirk and Powell, 1994), which was never seen in the studied hedgerows.

Furthermore, the fact that the mammals detected in the hedgerows were not only walking or running, but also eating, sleeping and interacting with other conspecifics shows that hedgerows can be used as more than just movement corridors. This confirms the use of these structures as habitats (Pereira and Rodríguez, 2010) and reinforces the importance of hedgerows for large mammals in our intensive agricultural landscape.

#### 3.4.2 Effect of hedgerow attributes on mammal's use

The fauna detected also showed preference patterns in hedgerow use. The best regression model supports that structural attributes of hedgerows are important when describing mammal frequentation (Table 7). Indeed, the length and the width both affected the use of hedgerows, the first positively and the second negatively. If we compare hedgerows to corridors, they usually are more efficient for wildlife when they are wide (Červinka et al., 2013; Hilty and Merenlender, 2004; Spackman and Hughes, 1995). Surprisingly, our results suggest, although with a non-significant coefficient, that narrower hedgerows could benefit mammals. Few studies found a negative effect of width on wildlife (Červinka et al., 2013; Sinclair et al., 2005) or even no effect of the width (see the Hazel Dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in Dondina et al., 2016; Hilty and Merenlender, 2004). The vast majority of research found a positive effect of the width on animal diversity or abundance (Dondina et al., 2016; Gelling et al., 2007; Hilty et al., 2006; Michel et al., 2007). The hedgerows under study were all quite similar in terms of width, except for two wider ones. Therefore, it is possible that our small sample size combined with a narrow range of widths could explain the negative (non-significant) effect observed. On the other hand, we found a positive effect of the length of the hedgerow on mammal detections. Once again, in a corridor context, we would expect the opposite, but in our particular situation, where forest is so scarce, hedgerows are probably also used as habitat (Butet et al., 2006; Gelling et al., 2007). Thus, a longer hedgerow would mean more habitat available for wildlife. A larger habitat area is also often more complex, meeting more niche requirements and yielding more resources (Weibull

and Östman, 2003). This is reinforced by the fact that the habitat availability attribute was also positively correlated with the number of detections, although non-significantly. It is widely accepted that habitat quantity is correlated with diversity and abundance (MacArthur and Wilson, 1967; Soulé, 1991), even for small and localised populations (Saunders et al., 1991). This finding emphasizes the importance of natural patches, like woodlots, in agricultural landscapes. On the other hand, because the effect was not significant, it could mean that woodlots and wetlands are less important as habitat than the hedgerows themselves, in our specific context and on the species detected.

The tree cover also positively affected the mammal detections in our study. This is consistent with the literature on this subject, usually demonstrating that the more trees there are in a hedgerow, and the bigger they are, the better the habitat (Dondina et al., 2016; Maisonneuve and Rioux, 2001). This can be explained by the stronger resemblance with a forest (Hinsley and Bellamy, 2000).

Finally, our best regression model indicated that human disturbance at its highest level negatively affected the mammal detections in the hedgerows. The hedgerows used as trails by humans, or hedgerows next to “U-Pick” fields were significantly less used than others. Even if some species are more adapted to anthropic landscapes, mammals still display human avoidance behaviours, possibly because they perceive them as potential predators (Gill et al., 1996; Hebblewhite and Merrill, 2008). This avoidance was also found with wolves (*Canis lupus*) and weasels (*Mustela nivalis*) towards towns or roads (Červinka et al., 2013; Thurber et al., 1994). Despite the fact that the human presence was strictly during daytime and that the hedgerow use was higher during the night, they could still avoid these spots due to smell or past encounters (Apfelbach et al., 2005; Hansen et al., 1984). We should note that an extended period for the camera trap survey, encompassing all the seasons, could lead to new conclusions about the attributes influencing mammals in their hedgerow use. Indeed, mammals can have completely different habitat requirements and preferences during other seasons (Smith, 1991). White-tailed deer is particularly known to change its range between summer and winter, to get more vegetation cover among other factors (Naughton, 2012).

### 3.4.3 Contribution of remotely sensed attributes

Three variables derived from remotely sensed data were included in the best performing model: habitat availability, hedgerow length and width. Length and width can both be

measured using field surveys, however remote sensing allows a faster and easier way to estimate these attributes, while offering the same precision. Habitat availability is mostly derived from remote sensing and can hardly be measured using field surveys. Our work demonstrates that this technology can help derive new explanatory variables rapidly, and at relatively low cost, to study wildlife habitat use for conservation (Mairota et al., 2015).

The canopy height (LiDAR) and NDVI (satellite image) were not included in this model, indicating a lower explanatory power compared to the other variables. Several factors could explain this situation. One limitation of NDVI, or of any vegetation index based on near-infrared, is the reflectance saturation in this wavelength when the leaf-area index (LAI) is high (Asrar et al., 1984; Birky, 2001). As many of the studied hedgerows had very dense vegetation (i.e. high LAI), it is possible that the mean values for most of these hedgerows reached a plateau. Also, our satellite image was acquired at mid-summer, when LAI is maximal, further increasing the saturation effect (Wang et al., 2005). Moreover, the assumption that NDVI can help predict wildlife abundance is based on the fact that it provides information about food availability: directly on vegetation resources and indirectly on prey abundance (Owen, 1988; Pettorelli et al., 2011). The NDVI therefore might not necessarily reflect the real food availability for omnivores or carnivores, which represented 44% of our total detections. According to Pettorelli (2013), the number of studies that found this assumption to be true for mammalian omnivores are fewer than the ones failing to find such a relation, it therefore needs to be further explored.

Regarding the canopy height metric, the lack of specific knowledge on the relationship between three-dimensional structure and large mammal needs could lead to a disconnection between the metric we chose and what mammals actually require (Schooler and Zald, 2019). Indeed, even if the chosen metrics are supposed to capture all the key elements of habitat structure (Coops et al., 2016; Lefsky et al., 2005), most of the studies showing an effect of these structural variables on wildlife were not conducted on our targeted species (Bae et al., 2014; Garcia-Feced et al., 2011; Goetz et al., 2007; Palminteri et al., 2012). Moreover, we chose to keep only one of the three metrics to avoid collinearity issues. This conservative approach limited the chances of one of these metrics being selected in the final model and possibly accentuated the disconnection between the chosen metric and the mammals' requirements.

Nevertheless, a single sensor cannot provide information on significant vegetation-related variables for all mammal species. The use of multiple and complementary sensors is needed to represent the range of attributes to model mammal use of hedgerows (Vogeler and Cohen, 2016).

### **3.5 Conclusions**

To our knowledge, this study investigated for the first time hedgerow use by all medium- and large-sized mammals likely to use them in a highly intensive agricultural landscape. Results showed the importance of hedgerows for wildlife, with all the studied hedgerows being used as habitat or movement corridors. They also highlight the fact that hedgerow attributes can affect their use by mammals, such as habitat availability, human disturbance and their local structure. These findings confirm the benefits of hedgerows for mammal communities in intensive agricultural landscapes. Efforts in these landscapes for wildlife preservation should then concentrate on protecting existing hedgerows and/or creating new ones. It should be noted that a large part of the variation in mammal detections in hedgerows remained unexplained by the best model, suggesting that preferences for certain attributes could be species-specific. Further studies with higher sampling sizes are needed to better understand the role of hedgerow and landscape attributes on medium- and large-sized mammal species in intensive agriculture landscapes.

### **3.6 Author Contributions**

CPG performed the data collection and analysis and wrote the first draft of the manuscript. CPG and JT created the experimental design and the result interpretation. All authors contributed to manuscript revision and read and approved the submitted version.

### **3.7 Acknowledgments**

We thank the farmers and landowners who kindly granted us access to their land. We are grateful to Laurie McLaughlin for the English revision. This project was supported by Ouranos (Project 554019), Mitacs (Grant IT08614), the Social Sciences and Humanities

Research Council of Canada (Grant 435-2017-1078) and the Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec.

### 3.8 References

- Albert, C.H., Rayfield, B., Dumitru, M., Gonzalez, A., 2017. Applying network theory to prioritize multispecies habitat networks that are robust to climate and land-use change. *Conserv. Biol.* 00, 1–14. <https://doi.org/10.1111/cobi.12943>
- Alexander, W.B., 1932. The Bird Population on an Oxfordshire Farm. *J. Anim. Ecol.* 1, 58–64. <https://doi.org/10.2307/1236>
- Apfelbach, R., Blanchard, C.D., Blanchard, R.J., Hayes, R.A., McGregor, I.S., 2005. The effects of predator odors in mammalian prey species: A review of field and laboratory studies. *Neurosci. Biobehav. Rev.* 29, 1123–1144. <https://doi.org/10.1016/j.neubiorev.2005.05.005>
- Bae, S., Reineking, B., Ewald, M., Mueller, J., 2014. Comparison of airborne lidar, aerial photography, and field surveys to model the habitat suitability of a cryptic forest species – the hazel grouse. *Int. J. Remote Sens.* 35, 6469–6489. <https://doi.org/10.1080/01431161.2014.955145>
- Barnes, K.W., Islam, K., Auer, S.A., 2016. Integrating LIDAR-derived canopy structure into cerulean warbler habitat models. *J. Wildl. Manage.* 80, 101–116. <https://doi.org/10.1002/jwmg.995>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B.M., Walker, S.C., 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J. Stat. Softw.* 67, 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Baudry, J., Bunce, R.G.H., Burel, F., 2000. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *J. Environ. Manage.* 60, 7–22. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0358>
- Bentrup, G., 2008. Conservation Buffers—Design guidelines for buffers, corridors, and greenways, Gen. Tech. Rep. SRS–109. Asheville, NC.
- Betbeder, J., Nabucet, J., Pottier, E., Baudry, J., Corgne, S., Hubert-Moy, L., 2014. Detection and characterization of hedgerows using TerraSAR-X imagery. *Remote Sens.* 6, 3752–3769. <https://doi.org/10.3390/rs6053752>
- Betbeder, J., Hubert-Moy, L., Burel, F., Corgne, S., Baudry, J., 2015. Assessing ecological habitat structure from local to landscape scales using synthetic aperture radar. *Ecol. Indic.* 52, 545–557. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.11.009>

- Boutin, C., Jobin, B., 1998. Intensity of Agricultural Practices and Effects on Adjacent Habitats. *Ecol. Appl.* 8, 544–557.
- Buskirk, S.W., Powell, R.A., 1994. Habitat ecology of fishers and American martens. In: Buskirk, S.W., Harestad, A.S., Raphael, M.G., Powell, R.A. (Eds.), *Martens, Sables and Fishers: Biology and Conservation*. Cornell University Press, Ithaca, New York, 283–296.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model selection and multimodel inference*, second ed. Springer, Forth Collins.
- Butet, A., Paillat, G., Delettre, Y., 2006. Seasonal changes in small mammal assemblages from field boundaries in an agricultural landscape of western France. *Agric. Ecosyst. Environ.* 113, 364–369. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.10.008>
- Červinka, J., Šálek, M., Padyšáková, E., Šmilauer, P., 2013. The effects of local and landscape-scale habitat characteristics and prey availability on corridor use by carnivores: A comparison of two contrasting farmlands. *J. Nat. Conserv.* 21, 105–113. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.11.004>
- Clements, G.M., Hygnstrom, S.E., Gilsdorf, J.M., Baasch, D.M., Clements, M.J., Vercauteren, K.C., 2011. Movements of white-tailed deer in riparian habitat: Implications for infectious diseases. *J. Wildl. Manage.* 75, 1436–1442. <https://doi.org/10.1002/jwmg.183>
- Coops, N.C., Duffe, J., Koot, C., 2010. Assessing the utility of lidar remote sensing technology to identify mule deer winter habitat. *Can. J. Remote Sens.* 36, 81–88. <https://doi.org/10.5589/m10-029>
- Coops, N.C., Tompaski, P., Nijland, W., Rickbeil, G.J.M., Nielsen, S.E., Bater, C.W., Stadt, J.J., 2016. A forest structure habitat index based on airborne laser scanning data. *Ecol. Indic.* 67, 346–357. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.057>
- Crooks, K.R., Soulé, M.E., 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400, 563–566. <https://doi.org/10.1038/23028>
- Delger, J.A., Monteith, K.L., Schmitz, L.E., Jenks, J.A., 2011. Preference of white-tailed deer for corn hybrids and agricultural husbandry practices during the growing season. *Nat. Resour. Manag. Fac. Publ.* 163, 32–46.
- Deschênes, M., Bélanger, L., Giroux, J.F., 2003. Use of farmland riparian strips by declining and crop damaging birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 95, 567–577. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00177-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00177-9)

- Dondina, O., Kataoka, L., Orioli, V., Bani, L., 2016. How to manage hedgerows as effective ecological corridors for mammals: A two-species approach. *Agric. Ecosyst. Environ.* 231, 283–290. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.005>
- Dufour, S., Bernez, I., Betbeder, J., Corgne, S., Hubert-Moy, L., Nabucet, J., Rapinel, S., Sawtschuk, J., Trollé, C., 2013. Monitoring restored riparian vegetation: how can recent developments in remote sensing sciences help? *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 410, 1–15. <https://doi.org/10.1051/kmae/2013068>
- Dupras, J., Marull, J., Parcerisas, L., Coll, F., Gonzalez, A., Girard, M., Tello, E., 2016. The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region. *Environ. Sci. Policy* 58, 61–73. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.01.005>
- ECCC, MDDELCC, 2018. Cartographie de l'occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent, circa 2014 : Rapport méthodologique. Environnement et Changements Climatiques Canada, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques. Plan d'action, Gatineau.
- Eckert, S., 2012. Improved forest biomass and carbon estimations using texture measures from worldView-2 satellite data. *Remote Sens.* 4, 810–829. <https://doi.org/10.3390/rs4040810>
- Fahrig, L., 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Firbank, L.G., Petit, S., Smart, S., Blain, A., Fuller, R.J., 2008. Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: A British perspective. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 363, 777–787. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2183>
- Garcia-Feced, C., Tempel, D.J., Kelly, M., 2011. LiDAR as a Tool to Characterize Wildlife Habitat: California Spotted Owl Nesting Habitat as an Example. *J. For.* 109, 436–443. <https://doi.org/10.1093/jof/109.8.436>
- Gelling, M., Macdonald, D.W., Mathews, F., 2007. Are hedgerows the route to increased farmland small mammal density? Use of hedgerows in British pastoral habitats. *Landsc. Ecol.* 22, 1019–1032. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9088-4>
- Gill, J.A., Sutherland, W.J., Watkinson, A.R., 1996. A Method to Quantify the Effects of Human Disturbance on Animal Populations. *J. Appl. Ecol.* 33, 786–792. <https://doi.org/10.2307/2404948>
- Gitelson, A.A., Kaufman, Y.J., Merzlyak, M.N., 1996. Use of a Green Channel in Remote Sensing of Global Vegetation from EOS-MODIS. *Remote Sens. Environ.* 58, 289–298. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00072-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00072-7)

- Goetz, S., Steinberg, D., Dubayah, R., Blair, B., 2007. Laser remote sensing of canopy habitat heterogeneity as a predictor of bird species richness in an eastern temperate forest, USA. *Remote Sens. Environ.* 108, 254–263. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.11.016>
- Google earth V 7.3.2.5776 (September 5<sup>th</sup>, 2017). Roussillon RCM, Québec, Canada. 45°18'50.90"N, 73°29'38.26"W. Landsat Copernicus 2017. <http://www.earth.google.com>
- Gonzalez, A., Albert, C., Rayflied, B., Dumitru, M., Dabrowski, A., Bennett, E.M., Cardille, J., Lechowicz, M.J., 2013. Corridors, biodiversité, et services écologiques : un réseau écologique pour le maintien de la connectivité et une gestion résiliente aux changements climatiques dans l'Ouest des Basses-Terres du Saint-Laurent, McGill University, Montréal.
- Graham, L., Gaulton, R., Gerard, F., Staley, J.T., 2018. The influence of hedgerow structural condition on wildlife habitat provision in farmed landscapes. *Biol. Conserv.* 220, 122–131. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.017>
- Grala, R.K., Tyndall, J.C., Mize, C.W., 2010. Impact of field windbreaks on visual appearance of agricultural lands. *Agrofor. Syst.* 80, 411–422. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9335-6>
- Grift, E.A. van der, Ree, R. van der, 2015. Guidelines for evaluating use of wildlife crossing structures, in: Sons, J.W. & Sons (Ed.), *Handbook of Road Ecology*. John Wiley & Sons.
- Haigh, A., O'Riordan, R.M., Butler, F., 2012. Nesting behaviour and seasonal body mass changes in a rural Irish population of the Western hedgehog (*Erinaceus europaeus*). *Acta Theriol.* 57, 321–331. <https://doi.org/10.1007/s13364-012-0080-2>
- Hansen, H., Nystrom, B., Torneng, E., 1984. Method and Means for Repelling Animals. Patent US4451460A, 4,451,460.
- He, K.S., Bradley, B.A., Cord, A.F., Rocchini, D., Tuanmu, M.N., Schmidtlein, S., Turner, W., Wegmann, M., Pettorelli, N., 2015. Will remote sensing shape the next generation of species distribution models? *Remote Sens. Ecol. Conserv.* 1, 4–18. <https://doi.org/10.1002/rse2.7>
- Hebblewhite, M., Merrill, E., 2008. Modelling wildlife-human relationships for social species with mixed-effects resource selection models. *J. Appl. Ecol.* 45, 834–844. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01466.x>
- Hendrickx, F., Maelfait, J.P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V., Bugter, R., 2007.



- How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *J. Appl. Ecol.* 44, 340–351. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01270.x>
- Hilty, J.A., Lidicker Jr., W.Z., Merelender, A.M., 2006. *Corridor Ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*, second ed. Island Press, Washington.
- Hilty, J.A., Merelender, A.M., 2004. Use of Riparian Corridors and Vineyards by Mammalian Predators in Northern California. *Conserv. Biol.* 18, 126–135. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00225.x>
- Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *J. Environ. Manage.* 60, 33–49. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0360>
- Huber, N., Kienast, F., Ginzler, C., Pasinelli, G., 2016. Using remote-sensing data to assess habitat selection of a declining passerine at two spatial scales. *Landsc. Ecol.* 31, 1919–1937. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0370-1>
- Hurlbert, A.H., Haskell, J.P., 2003. The effect of energy and seasonality on avian species richness and community composition. *Am. Nat.* 161, 83–97. <https://doi.org/10.1086/345459>
- Jiang, Z., Huete, A.R., Kim, Y., Didan, K., 2007. 2-band enhanced vegetation index without a blue band and its application to AVHRR data. *Remote Sens. Model. Ecosyst. Sustain.* IV 6679, 667905. <https://doi.org/10.1117/12.734933>
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J.M., 2006. Distribution Determinants of Endangered Iberian Spider *Macrothele calpeiana* (Araneae, Hexathelidae). *Environ. Entomol.* 35, 1491–1499. <https://doi.org/10.1603/0046-225x-35.6.1491>
- Jobin, B., Bélanger, L., Boutin, C., Maisonneuve, C., 2004. Conservation value of agricultural riparian strips in the Boyer River watershed, Québec (Canada). *Agric. Ecosyst. Environ.* 103, 413–423. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.014>
- Jobin, B., Boutin, C., DesGranges, J.L., 1996. Habitats fauniques du milieu rural québécois : Une analyse floristique. *Can. J. Bot.* 74, 323–336. <https://doi.org/10.1139/b96-041>
- Kaufman, Y., Tanre, D., 1992. Atmospherically resistant vegetation index (ARVI) for EOS-MODIS. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 30, 260–271. <https://doi.org/10.1109/36.134076>
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P.B., Christensen, R.H.B., 2017. lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *J. Stat. Softw.* 82, 1–26. <https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13>

- Lecq, S., Loisel, A., Brischoux, F., Mullin, S.J., Bonnet, X., 2017. Importance of ground refuges for the biodiversity in agricultural hedgerows. *Ecol. Indic.* 72, 615–626. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.032>
- Lefsky, M.A., Hudak, A.T., Cohen, W.B., Acker, S.A., 2005. Patterns of covariance between forest stand and canopy structure in the Pacific Northwest. *Remote Sens. Environ.* 95, 517–531. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.01.004>
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.
- Mairota, P., Cafarelli, B., Didham, R.K., Lovergine, F.P., Lucas, R.M., Nagendra, H., Rocchini, D., Tarantino, C., 2015. Challenges and opportunities in harnessing satellite remote-sensing for biodiversity monitoring. *Ecol. Inform.* 30, 207–214. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.08.006>
- Maisonneuve, C., Rioux, S., 2001. Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. *Agric. Ecosyst. Environ.* 83, 165–175. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00259-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00259-0)
- Mazerolle, M.J., 2019. Model Selection and Multimodel Inference Based on (Q)AIC(c). R Packag. version 2., 1–212.
- McGaughey, 2018, FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization, version 3.80, US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Seattle, WA, USA.
- Meek, P., Ballard, G., Fleming, P., Falzon, G., 2016. Are we getting the full picture? Animal responses to camera traps and implications for predator studies. *Ecol. Evol.* 6, 3216–3225. <https://doi.org/10.1002/ece3.2111>
- Melin, M., Packalén, P., Matala, J., Mehtätalo, L., Pusenius, J., 2013. Assessing and modeling moose (*Alces alces*) habitats with airborne laser scanning data. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 23, 389–396. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2012.11.004>
- MFFP (2018) Statistiques de chasse et de piégeage, Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs (in French). URL <https://mffp.gouv.qc.ca/le-ministere/etudes-rapports-recherche-statistiques/statistiques-de-chasse-de-piegeage/> (accessed September 2019)
- Michel, N., Burel, F., Legendre, P., Butet, A., 2007. Role of habitat and landscape in structuring small mammal assemblages in hedgerow networks of contrasted farming landscapes in Brittany, France. *Landsc. Ecol.* 22, 1241–1253. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9103-9>

- Morrison, J., Izquierdo, J., Plaza, E.H., González-Andújar, J.L., 2017. The role of field margins in supporting wild bees in Mediterranean cereal agroecosystems: Which biotic and abiotic factors are important? *Agric. Ecosyst. Environ.* 247, 216–224. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.047>
- MRC de Roussillon, 2019 Plan de développement de la zone agricole (PDZA). Municipalité régionale e comté de Roussillon, Saint-Constant, Québec.
- Naughton, D., 2012 *The Natural History of Canadian Mammals*, second ed. University of Toronto Press, Scholarly Publishing Division, Toronto.
- Neumann, W., Martinuzzi, S., Estes, A.B., Pidgeon, A.M., Dettki, H., Ericsson, G., Radeloff, V.C., 2015. Opportunities for the application of advanced remotely-sensed data in ecological studies of terrestrial animal movement. *Mov. Ecol.* 3, 1–13. <https://doi.org/10.1186/s40462-015-0036-7>
- Novoa, J., 2014. Développement d'une méthode de caractérisation de l'état de bandes riveraines en milieu agricole à l'aide de la télédétection satellitaire. Master's thesis, Université du Québec, INRS Centre Eau Terre Environnement.
- O'Brien, J., Elliott, S., Hayden, T.J., 2016. Use of hedgerows as a key element of badger (*Meles meles*) behaviour in Ireland. *Mamm. Biol.* 81, 104–110. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.10.004>
- O'Connor, K.M., Nathan, L.R., Liberati, M.R., Tingley, M.W., Vokoun, J.C., Rittenhouse, T.A.G., 2017. Camera trap arrays improve detection probability of wildlife: Investigating study design considerations using an empirical dataset. *PLoS One* 12, 1–12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175684>
- Olsoy, P.J., Forbey, J.S., Rachlow, J.L., Nobler, J.D., Glenn, N.F., Shipley, L.A., 2015. Fearscape: Mapping functional properties of cover for prey with terrestrial LiDAR. *Bioscience* 65, 74–80. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu189>
- Owen, J.G., 1988. On productivity as a predictor of rodent and carnivore diversity. *Ecology* 69, 1161–1165. <https://doi.org/10.2307/1941270>
- Palminteri, S., Powell, G.V.N., Asner, G.P., Peres, C.A., 2012. LiDAR measurements of canopy structure predict spatial distribution of a tropical mature forest primate. *Remote Sens. Environ.* 127, 98–105. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.08.014>
- Parcerisas, L., Dupras, J., 2018. From mixed farming to intensive agriculture: energy profiles of agriculture in Quebec, Canada, 1871–2011. *Reg. Environ. Chang.* 18, 1047–1057. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1305-y>

- Pasher, J., McGovern, M., Putinski, V., 2016. Measuring and monitoring linear woody features in agricultural landscapes through earth observation data as an indicator of habitat availability. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 44, 113–123. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.07.008>
- Pereira, M., Rodríguez, A., 2010. Conservation value of linear woody remnants for two forest carnivores in a Mediterranean agricultural landscape. *J. Appl. Ecol.* 47, 611–620. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01804.x>
- Pettorelli, N., 2013. *The Normalized Difference Vegetation Index*. Oxford University Press, first ed. New York.
- Pettorelli, N., Laurance, W.F., O'Brien, T.G., Wegmann, M., Nagendra, H., Turner, W., 2014. Satellite remote sensing for applied ecologists: Opportunities and challenges. *J. Appl. Ecol.* 51, 839–848. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12261>
- Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jedrzejewska, B., Lima, M., Kausrud, K., 2011. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): Unforeseen successes in animal ecology. *Clim. Res.* 46, 15–27. <https://doi.org/10.3354/cr00936>
- Pettorelli, N., Wegmann, M., Skidmore, A., Múcher, S., Dawson, T.P., Fernandez, M., Lucas, R., Schaepman, M.E., Wang, T., O'Connor, B., Jongman, R.H.G., Kempeneers, P., Sonnenschein, R., Leidner, A.K., Böhm, M., He, K.S., Nagendra, H., Dubois, G., Fatoyinbo, T., Hansen, M.C., Paganini, M., de Klerk, H.M., Asner, G.P., Kerr, J.T., Estes, A.B., Schmeller, D.S., Heiden, U., Rocchini, D., Pereira, H.M., Turak, E., Fernandez, N., Lausch, A., Cho, M.A., Alcaraz-Segura, D., McGeoch, M.A., Turner, W., Mueller, A., St-Louis, V., Penner, J., Vihervaara, P., Belward, A., Reyers, B., Geller, G.N., 2016. Framing the concept of satellite remote sensing essential biodiversity variables: challenges and future directions. *Remote Sens. Ecol. Conserv.* 2, 122–131. <https://doi.org/10.1002/rse2.15>
- Pollard, K.A., Holland, J.M., 2006. Arthropods within the woody element of hedgerows and their distribution pattern. *Agric. For. Entomol.* 8, 203–211. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2006.00297.x>
- Prescott J. et Richard, P., 2014. *Mammifères du Québec et de l'Est du Canada*, third ed. Michel Quintin editions, Waterloo, Québec.
- Prevedello, J.A., Vieira, M. V., 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodivers. Conserv.* 19, 1205–1223. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9750-z>
- Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A.R., Kerr, Y.H., Sorooshian, S., 1994. A Modified Soil Adjusted Vegetation Index. *Remote Sens. Environ.* 48, 119–126. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)90134-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)90134-1)

- R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rouse, J.W., Hass, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W., 1974. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS, in: Third Earth Resources Technology Satellite (ERTS) Symposium. pp. 309–317.
- Šálek, M., Kreisinger, J., Sedláček, F., Albrecht, T., 2009. Corridor vs. hayfield matrix use by mammalian predators in an agricultural landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* 134, 8–13. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.06.018>
- Santos, M.J., Rosalino, L.M., Santos-Reis, M., Ustin, S.L., 2016. Testing remotely-sensed predictors of meso-carnivore habitat use in Mediterranean ecosystems. *Landsc. Ecol.* 31, 1763–1780. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0360-3>
- Sarker, L.R., Nichol, J.E., 2011. Improved forest biomass estimates using ALOS AVNIR-2 texture indices. *Remote Sens. Environ.* 115, 968–977. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.11.010>
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* 5, 18–32. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>
- Scholefield, P., Morton, D., Rowland, C., Henrys, P., Howard, D., Norton, L., 2016. A model of the extent and distribution of woody linear features in rural Great Britain. *Ecol. Evol.* 6, 8893–8902. <https://doi.org/10.1002/ece3.2607>
- Schooler, S.L., Zald, H.S.J., 2019. Lidar Prediction of Small Mammal Diversity in Wisconsin, USA. *Remote Sens.* 11, 1–15. <https://doi.org/10.3390/rs11192222>
- Schuttler, S.G., Parsons, A.W., Forrester, T.D., Baker, M.C., McShea, W.J., Costello, R., Kays, R., 2017. Deer on the lookout: how hunting, hiking and coyotes affect white-tailed deer vigilance. *J. Zool.* 301, 320–327. <https://doi.org/10.1111/jzo.12416>
- Si, X., Kays, R., Ding, P., 2014. How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. *PeerJ* 2, e374. <https://doi.org/10.7717/peerj.374>
- Silva, M., Prince, M.E., 2008. The Conservation Value of Hedgerows for Small Mammals in Prince Edward Island, Canada. *Am. Midl. Nat.* 159, 110–124.
- Sinclair, K.E., Hess, G.R., Moorman, C.E., Mason, J.H., 2005. Mammalian nest predators respond to greenway width, landscape context and habitat structure. *Landsc. Urban Plan.* 71, 277–293. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(04\)00082-9](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(04)00082-9)
- Smith, W.P., 1991. *Odocoileus virginianus*. *Mamm. species* 388, 346–352. <https://doi.org/10.1644/859.1.Key>

- Soulé, M.E., 1991. Land use planning and wildlife maintenance: Guidelines for conserving wildlife in an urban landscape. *J. Am. Plan. Assoc.* 4363, 699–713. [https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5\\_46](https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_46)
- 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. *Biol. Conserv.* 71, 325–332. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00055-U](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00055-U)
- St-Louis, V., Pidgeon, A.M., Clayton, M.K., Locke, B.A., Bash, D., Radeloff, V.C., 2009. Satellite image texture and a vegetation index predict avian biodiversity in the Chihuahuan Desert of New Mexico. *Ecography* 32, 468–480. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05512.x>
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., De Snoo, G.R., Eden, P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *J. Environ. Manage.* 63, 337–365. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0473>
- Sullivan, M.J.P., Pearce-Higgins, J.W., Newson, S.E., Scholefield, P., Brereton, T., Oliver, T.H., 2017. A national-scale model of linear features improves predictions of farmland biodiversity. *J. Appl. Ecol.* 54, 1776–1784. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12912>
- Thurber, J.M., Peterson, R.O., Drummer, T.D., Thomas, S.A., 1994. Gray Wolf Response to Refuge Boundaries and Roads in Alaska. *Wildl. Soc. Bull.* 22, 61–68.
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., Befort, B.L., 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108, 20260–20264. <https://doi.org/10.1073/pnas.1116437108>
- Tischendorf, L., Irmiler, U., Hingst, R., 1998. A simulation experiment on the potential of hedgerows as movement corridors for forest carabids. *Ecol. Modell.* 106, 107–118. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(97\)00186-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(97)00186-5)
- Trolliet, F., Huynen, M., Vermeulen, C., Hambuckers, A., 2014. Use of camera traps for wildlife studies, A review. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 18, 446–454.
- Tyndall, J., 2009. Characterizing pork producer demand for shelterbelts to mitigate odor: An Iowa case study. *Agrofor. Syst.* 77, 205–221. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9242-x>
- Vannier, C., Hubert-Moy, L., 2014. Multiscale comparison of remote-sensing data for linear woody vegetation mapping. *Int. J. Remote Sens.* 35, 7376–7399. <https://doi.org/10.1080/01431161.2014.968683>

- Verlinden, A., Masogo, R., 1997. Satellite remote sensing of habitat suitability for ungulates and ostrich in the Kalahari of Botswana. *J. Arid Environ.* 35, 563–574. <https://doi.org/10.1006/jare.1996.0174>
- Vihervaara, P., Auvinen, A.P., Mononen, L., Törmä, M., Ahlroth, P., Anttila, S., Böttcher, K., Forsius, M., Heino, J., Heliölä, J., Koskelainen, M., Kuussaari, M., Meissner, K., Ojala, O., Tuominen, S., Viitasalo, M., Virkkala, R., 2017. How Essential Biodiversity Variables and remote sensing can help national biodiversity monitoring. *Glob. Ecol. Conserv.* 10, 43–59. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.01.007>
- Vogeler, J.C., Cohen, W.B., 2016. A review of the role of active remote sensing and data fusion for characterizing forest in wildlife habitat models. *Rev. Teledetección* 45, 1–14. <https://doi.org/10.4995/raet.2016.3981>
- Vright, D.H., Currie, D.J., Maurer, B.A., 1989. Energy of Species Supply and Patterns Richness Scales on Local and Regional, in: Ricklefs, R.E., Schluter, D. (Eds.), *Species Diversity in Ecological Communities*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 66–74.
- Weibull, A.C., Östman, Ö., 2003. Species composition in agroecosystems: The effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic Appl. Ecol.* 4, 349–361. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00173>
- Whittingham, M.J., Krebs, J.R., Swetnam, R.D., Thewlis, R.M., Wilson, J.D., Freckleton, R.P., 2009. Habitat associations of British breeding farmland birds. *Bird Study* 56, 43–52. <https://doi.org/10.1080/00063650802648150>
- Wilson, S., Mitchell, G.W., Pasher, J., McGovern, M., Hudson, M.-A.R., Fahrig, L., 2017. Influence of crop type, heterogeneity and woody structure on avian biodiversity in agricultural landscapes. *Ecol. Indic.* 83, 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.059>
- Yaap, B., Magrach, A., Clements, G.R., McClure, C.J.W., Paoli, G.D., Laurance, W.F., 2016. Large Mammal Use of Linear Remnant Forests in an Industrial Pulpwood Plantation in Sumatra, Indonesia. *Trop. Conserv. Sci.* 9, 194008291668352. <https://doi.org/10.1177/1940082916683523>
- Yang, X., Yu, Y., Fan, W., 2017. A method to estimate the structural parameters of windbreaks using remote sensing. *Agrofor. Syst.* 91, 37–49. <https://doi.org/10.1007/s10457-016-9904-4>
- Zellweger, F., Braunisch, V., Baltensweiler, A., Bollmann, K., 2013. Remotely sensed forest structural complexity predicts multi species occurrence at the landscape scale. *For. Ecol. Manage.* 307, 303–312. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.023>

Zellweger, F., Roth, T., Bugmann, H., Bollmann, K., 2017. Beta diversity of plants, birds and butterflies is closely associated with climate and habitat structure. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 26, 898–906. <https://doi.org/10.1111/geb.12598>

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, first ed. New York.



## 4. Conclusion

Très peu d'études s'intéressent aux propriétés des AAL pour comprendre la distribution de la faune en milieu agricole (Betbeder *et al.*, 2015). Dans Graham et al. (2018), parmi les 118 articles concernant les AAL, seulement six ont été faits en Amérique du Nord, dont deux au Canada. Cela démontre le manque d'intérêt envers ces milieux anthropiques et les habitats semi-naturels. C'est probablement pourquoi, l'utilisation des AAL par les moyens et grands mammifères n'avait jamais été étudiée dans cette région. Cette étude bonifie donc de manière majeure l'information actuelle sur l'importance de l'agroforesterie pour la faune sauvage. À notre connaissance, cette étude est aussi la première à tenter d'expliquer l'utilisation inégale des AAL par la faune en relation avec différents attributs environnementaux, structurels ou spatiaux dérivés de données *in situ* et télédéteectées.

Selon nos résultats, la longueur de l'AAL influence positivement le nombre d'animaux détectés dans les AAL. Aussi, les AAL avec un fort couvert arborescent semblent être favorisés par la faune et nous avons trouvé un effet négatif du dérangement humain, soulignant le comportement d'évitement démontré chez les mammifères. Nous avons aussi trouvé que la largeur de l'AAL pourrait négativement affecter la faune et que la quantité de milieux naturels autour des AAL pourrait avoir un effet positif, ces deux relations sont toutefois non-significatives. Par conséquent, pour maximiser l'abondance des moyens et grands mammifères dans ce paysage, ces trois idées principales ressortent : 1) les AAL devraient avoir une bonne couverture arborescente, 2) les AAL devraient subir le moins de perturbations humaines possibles et 3) il devrait y avoir plus d'AAL dans le paysage, car ils représentent une partie importante de l'habitat disponible dans les milieux agricoles intensifs. Cette dernière recommandation est tirée du fait que la longueur des AAL influence positivement la fréquentation des mammifères, mais en contexte pratique, les producteurs agricoles ne peuvent généralement pas étendre leur AAL existants, seulement augmenter leur nombre.

Le pouvoir explicatif des données LiDAR et multispectrales pour décrire la fréquentation faunique n'a pas été optimal dans ce contexte. Les indices spectraux et les métriques LiDAR ne démontrent pas une grande variance entre les AAL et cela est sans aucun doute dû à l'utilisation d'une seule valeur moyennée par AAL. Un échantillon plus élevé d'AAL pourrait peut-être apporter une plus grande variance chez les variables explicatives, dont les

métriques LiDAR et indices de végétation. Dans ce cas, ces données auraient peut-être apporté un meilleur pouvoir explicatif. Il ne faut surtout pas mettre de côté le potentiel de ce type de données hautement précises. Le LiDAR, comme l'imagerie multispectrale, permet de couvrir de grandes surfaces et fournit des informations moins biaisées que des données prises sur le terrain qui dépendent de l'observateur. Comme mentionné dans (Pettorelli *et al.*, 2014), un accès facilité aux données de télédétection est toutefois essentiel pour l'émergence de plus d'approches de gestion basées sur la télédétection. Au Québec, des données LiDAR sont disponibles gratuitement pour une grande partie de la province (MFFP, 2019) et même si les images satellitaires avec une bonne résolution spatiales sont encore dispendieuses, leur coût diminue avec le nombre croissant de nouveaux satellites (Pettorelli *et al.*, 2014). Pour ces raisons, et pour leur fort pouvoir synoptique (Ficetola *et al.*, 2014), il semble clair que les données de télédétection joueront un rôle important dans l'étude des caractéristiques des AAL au Québec.

En terme d'améliorations possibles, une plus longue période d'échantillonnage serait désirable puisque la plupart des espèces ont des patrons de déplacements différents selon la période de l'année (Grift et Ree, 2015). Aussi, les résultats obtenus ne permettent pas d'effectuer de recommandations quant à une espèce en particulier. Il serait donc important d'approfondir ce type d'étude pour obtenir des données à l'espèce, mais aussi pour permettre de faire ressortir les différences intra spécifique (inter individuelles). Une revue de littérature récente (Graham *et al.*, 2018) rappelle aussi que la valeur d'un AAL pour la biodiversité change selon les taxons, mettant de l'avant l'importance de toujours conserver une hétérogénéité dans les AAL.

Malgré l'acceptation générale des rôle d'habitat et de corridor que joue les AAL pour la faune en milieu agricole (Dondina *et al.*, 2016; Graham *et al.*, 2018; Šálek *et al.*, 2009), ceux-ci sont encore sous-étudiés. Cette recherche, tentant de pallier ce manque, a réussi à montrer l'importance des AAL pour les moyens et grands mammifères et a donné quelques indications sur la façon de les gérer pour favoriser ce groupe d'espèces. De plus, nos résultats, couplés à ceux d'autres études réalisées dans le sud du Québec (Bernier-Leduc *et al.*, 2009; De Blois *et al.*, 2002; Deschênes *et al.*, 2003; Jobin *et al.*, 2001; Maisonneuve et Rioux, 2001; Pageault, 2013) indiquent que les AAL sont des éléments du paysage indispensables pour beaucoup de taxons (végétaux, amphibiens, reptiles, oiseaux, micromammifères), accentuant

l'urgence de protéger ces milieux et de les étudier plus en détail, surtout en contexte d'intensification agricole et d'étalement urbain où la faune continuera de perdre en habitat et en connectivité.

## 5. Références

- Akume, N. D., Christopher, S., Manga, M. A., Francis, N. A. S., Yaya, F. V. et Venasius, L. (2015) Effect of tree hedgerow pruning on maize yield in Santa, Cameroon. *International Journal of Agriculture Innovations and Research*, vol. 3, n°6, p. 1750-1756.
- Alexander, W. B. (1932) The Bird Population on an Oxfordshire Farm. *Journal of Animal Ecology*, vol. 1, n°1, p. 58-64.
- Avery, A. et Audet Grenier, M.-H. (2007) La conservation des habitats: un actif pour une propriété agricole, Canards Illimités Canada; Rapport technique No Q2005-5, Canards Illimités-Québec, Québec, 91 p.
- Barnes, K. W., Islam, K. et Auer, S. A. (2016) Integrating LIDAR-derived canopy structure into cerulean warbler habitat models. *Journal of Wildlife Management*, vol. 80, n°1, p. 101-116.
- Baudry, J., Bunce, R. G. H. et Burel, F. (2000) Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management*, vol. 60, n°1, p. 7-22.
- Bélangier, L. et Grenier, M. (2002) Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. *Landscape Ecology*, vol. 17, n°6, p. 495-507.
- Bentrup, G. (2008) Conservation Buffers: Design guidelines for buffers, corridors, and greenways, Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, Rapport technique général SRS-109, Asheville, 110 p.
- Bernier-Leduc, M., Vanasse, A., Olivier, A., Bussièrès, D. et Maisonneuve, C. (2009) Avian fauna in windbreaks integrating shrubs that produce non-timber forest products. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 131, n°1-2, p. 16-24.
- Betbeder, J., Hubert-Moy, L., Burel, F., Corgne, S. et Baudry, J. (2015) Assessing ecological habitat structure from local to landscape scales using synthetic aperture radar. *Ecological Indicators*, vol. 52, n°January, p. 545-557.

- Betbeder, J., Nabucet, J., Pottier, E., Baudry, J., Corgne, S. et Hubert-Moy, L. (2014) Detection and characterization of hedgerows using TerraSAR-X imagery. *Remote Sensing*, vol. 6, n°5, p. 3752-3769.
- Boucher, I. et Fontaine, N. (2010) *La biodiversité et l'urbanisation : Guide de bonnes pratiques sur la planification territoriale et le développement durable*, Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, rapport pour «Planification territoriale et développement durable», Québec, 178 p.
- Boughey, K. L., Lake, I. R., Haysom, K. A. et Dolman, P. M. (2011) Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. *Biological Conservation*, vol. 144, n°6, p. 1790-1798.
- Boutin, C., Baril, A., McCabe, S. K., Martin, P. A. et Guy, M. (2011) The Value of Woody Hedgerows for Moth Diversity on Organic and Conventional Farms. *Environmental Entomology*, vol. 40, n°3, p. 560-569.
- Boutin, C., Jobin, B., Bélanger, L., Baril, A. et Freemark, K. E. (2001) Hedgerows in the farming landscapes of Canada. p.33-42 *in* *Hedgerows of the World: Their Ecological Functions in Different Landscapes*, International Association for Landscape Ecology, Royaume-Uni, p. 33-42.
- Butet, A., Paillat, G. et Delettre, Y. (2006) Seasonal changes in small mammal assemblages from field boundaries in an agricultural landscape of western France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 113, n°1-4, p. 364-369.
- Caravaggi, A., Banks, P. B., Burton, A. C., Finlay, C. M. V., Haswell, P. M., Hayward, M. W., Rowcliffe, M. J. et Wood, M. D. (2017) A review of camera trapping for conservation behaviour research. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, vol. 34, p. 1-14.
- Červinka, J., Šálek, M., Padyšáková, E. et Šmilauer, P. (2013) The effects of local and landscape-scale habitat characteristics and prey availability on corridor use by carnivores: A comparison of two contrasting farmlands. *Journal for Nature Conservation*, vol. 21, n°2, p. 105-113.

- Coops, N. C., Duffe, J. et Koot, C. (2010) Assessing the utility of lidar remote sensing technology to identify mule deer winter habitat. *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 36, n°2, p. 81-88.
- Coops, N. C., Tompaski, P., Nijland, W., Rickbeil, G. J. M., Nielsen, S. E., Bater, C. W. et Stadt, J. J. (2016) A forest structure habitat index based on airborne laser scanning data. *Ecological Indicators*, vol. 67, p. 346-357.
- Davies, Z. G. et Pullin, A. S. (2007) Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecology*, vol. 22, n°3, p. 333-351.
- De Baets, N., Gariépy, S. et Vézina, A. (2007) Le portrait de l'agroforesterie au Québec, Agriculture et Agroalimentaire Canada; rapport 10240F, Québec, 86 p.
- De Blois, S., Domon, G. et Bouchard, A. (2002) Factors affecting plant species distribution in hedgerows of southern Quebec. *Biological Conservation*, vol. 105, n°3, p. 355-367.
- Deschênes, M., Bélanger, L. et Giroux, J. F. (2003) Use of farmland riparian strips by declining and crop damaging birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 95, n°2-3, p. 567-577.
- Devictor, V., Julliard, R. et Jiguet, F. (2008) Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*, vol. 117, p. 507-514.
- Dondina, O., Kataoka, L., Orioli, V. et Bani, L. (2016) How to manage hedgerows as effective ecological corridors for mammals: A two-species approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 231, p. 283-290.
- Downs, N. C. et Racey, P. A. (2006) The use by bats of habitat features in mixed farmland in Scotland. *Acta Chiropterologica*, vol. 8, n°1, p. 169-185.
- Drapeau, P., Leduc, A., Jobin, B., Imbeau, L., Desrochers, M. (2019) Changements d'habitat et de répartition des oiseaux nicheurs d'un atlas à l'autre. (Chap. 4) Dans Deuxième Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. (M. Robert, M.-H. Hachey, D.

Lepage et A.R. Couturier, Eds.) Regroupement Québec Oiseaux, Service canadien de la faune (Environnement et Changement climatique Canada) et Études d'Oiseaux Canada, pages 35-55.

Dufour, S., Bernez, I., Betbeder, J., Corgne, S., Hubert-Moy, L., Nabucet, J., Rapinel, S., Sawtschuk, J. et Trollé, C. (2013) Monitoring restored riparian vegetation: how can recent developments in remote sensing sciences help? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, vol. 410, n°10, p. 1-15.

ECCC, MDDELCC, 2018. Cartographie de l'occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent, circa 2014 : Rapport méthodologique. Environnement et Changements Climatiques Canada, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques. Plan d'action, Gatineau, 55 p.

Eckert, S. (2012) Improved forest biomass and carbon estimations using texture measures from worldView-2 satellite data. *Remote Sensing*, vol. 4, n°4, p. 810-829.

Ficetola, G. F., Bonardi, A., Mùcher, C. A., Gilissen, N. L. M. et Padoa-Schioppa, E. (2014) How many predictors in species distribution models at the landscape scale? Land use versus LiDAR-derived canopy height. *International Journal of Geographical Information Science*, vol. 28, n°8, p. 1723-1739.

Forman, R. T. T. (1995) *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*, p.217-236 in Ndubisi, F. O. (réd) *The Ecological design and planning reader*. Island Press, 601 p.

Forman, R. T. T. et Baudry, J. (1984) Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental Management*, vol. 8, n°6, p. 495-510.

Garcia-Feced, C., Tempel, D. J. et Kelly, M. (2011) LiDAR as a Tool to Characterize Wildlife Habitat: California Spotted Owl Nesting Habitat as an Example. *Journal of Forestry*, vol. 109, n°8, p. 436-443.

Gelling, M., Macdonald, D. W. et Mathews, F. (2007) Are hedgerows the route to increased farmland small mammal density? Use of hedgerows in British pastoral habitats. *Landscape Ecology*, vol. 22, n°7, p. 1019-1032.

- Gillies, C. S. et St. Clair, C. C. (2008) Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 105, n°50, p. 19774-19779.
- Graham, L., Gaulton, R., Gerard, F. et Staley, J. T. (2018) The influence of hedgerow structural condition on wildlife habitat provision in farmed landscapes. *Biological Conservation*, vol. 220, p. 122-131.
- Grala, R. K., Tyndall, J. C. et Mize, C. W. (2010) Impact of field windbreaks on visual appearance of agricultural lands. *Agroforestry Systems*, vol. 80, n°3, p. 411-422.
- Griffiths, G. J. K., Winder, L., Holland, J. M., Thomas, C. F. G. et Williams, E. (2007) The representation and functional composition of carabid and staphylinid beetles in different field boundary types at a farm-scale. *Biological Conservation*, vol. 135, n°1, p. 145-152.
- Grift, E. A. van der et Ree, R. van der (2015) Guidelines for evaluating use of wildlife crossing structures. p.119-128 *in* van der Ree, R., Smith, D.J. et Grilo, C. (éd.), *Handbook of Road Ecology* John Wiley & Sons, Oxford, 513 p.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., Melbourne, B. A., Nicholls, A. O., Orrock, J. L., Song, D.-X. et Townshend, J. R. (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, vol. 1, n°2, p. e1500052.
- Haigh, A., O'Riordan, R. M. et Butler, F. (2012) Nesting behaviour and seasonal body mass changes in a rural Irish population of the Western hedgehog (*Erinaceus europaeus*). *Acta Theriologica*, vol. 57, n°4, p. 321-331.
- Hannon, L. E. et Sisk, T. D. (2009) Hedgerows in an agri-natural landscape: Potential habitat value for native bees. *Biological Conservation*, vol. 142, n°10, p. 2140-2154.



- Hatfield, J. L. et Prueger, J. H. (2010) Value of using different vegetative indices to quantify agricultural crop characteristics at different growth stages under varying management practices. *Remote Sensing*, vol. 2, n°2, p. 562-578.
- He, K. S., Bradley, B. A., Cord, A. F., Rocchini, D., Tuanmu, M. N., Schmidtlein, S., Turner, W., Wegmann, M. et Pettoirelli, N. (2015) Will remote sensing shape the next generation of species distribution models? *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, vol. 1, n°1, p. 4-18.
- Heath, S. K., Soykan, C. U., Velas, K. L., Kelsey, R. et Kross, S. M. (2017) A bustle in the hedgerow: Woody field margins boost on farm avian diversity and abundance in an intensive agricultural landscape. *Biological Conservation*, vol. 212, p. 153-161.
- Hilty, J. A., Lidicker Jr., W. Z. et Merelender, A. M. (2006) *Corridor Ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press, Washington, 323 p.
- Hilty, J. A. et Merelender, A. M. (2004) Use of Riparian Corridors and Vineyards by Mammalian Predators in Northern California. *Conservation Biology*, vol. 18, n°1, p. 126-135.
- Hinsley, S. A. et Bellamy, P. E. (2000) The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management*, vol. 60, n°1, p. 33-49.
- Hoffmann, R. S. (1996) Foreword. p. xxi-xxiii in D. E. Wilson, F. R. Cole, J. D. Nichols, R. Rudran, and M. S. Foster (éd.) *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals*. Smithsonian Books, Washington, 409 p.
- Hooper, M. D. (1970) Hedges and History, *New Scientist*, vol. 31, p. 598-600.
- Hurlbert, A. H. et Haskell, J. P. (2003) The effect of energy and seasonality on avian species richness and community composition. *American Naturalist*, vol. 161, n°1, p. 83-97.
- Jaime-González, C., Acebes, P., Mateos, A. et Mezquida, E. T. (2017) Bridging gaps: On the performance of airborne LiDAR to model wood mouse-habitat structure relationships in pine forests. *PLoS ONE*, vol. 12, n°8, p. 1-16.

- Jirinec, V., Cristol, D. A. et Leu, M. (2017) Songbird community varies with deer use in a fragmented landscape. *Landscape and Urban Planning*, vol. 161, p. 1-9.
- Jobin, B., Bélanger, L., Boutin, C. et Maisonneuve, C. (2004) Conservation value of agricultural riparian strips in the Boyer River watershed, Québec (Canada). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 103, n°3, p. 413-423.
- Jobin, B., Boutin, C. et DesGranges, J. L. (1996) Habitats fauniques du milieu rural québécois : Une analyse floristique. *Canadian Journal of Botany*, vol. 74, n°3, p. 323-336.
- Jobin, B., Choinière, L. et Bélanger, L. (2001) Bird use of three types of field margins in relation to intensive agriculture in Québec, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 84, n°2, p. 131-143.
- Jones, C., W. J. McShea, M. J. Conroy, and T. H. Kunz (1996) Capturing mammals. p. 115-155 in D. E. Wilson, F. R. Cole, J. D. Nichols, R. Rudran, and M. S. Foster, (éd.) *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals*. Smithsonian Books, Washington, 409 p.
- Jung, K., Kaiser, S., Böhm, S., Nieschulze, J. et Kalko, E. K. V. (2012) Moving in three dimensions: Effects of structural complexity on occurrence and activity of insectivorous bats in managed forest stands. *Journal of Applied Ecology*, vol. 49, n°2, p. 523-531.
- Keller, C. M. E., Robbins, C. S. et Hatfield, J. S. (1993) Avian Communities in Riparian Forests of Different Widths in Maryland and Delaware. *Wetlands*, vol. 13, n°2, p. 137-144.
- LaPoint, S., Gallery, P., Wikelski, M. et Kays, R. (2013) Animal behavior, cost-based corridor models, and real corridors. *Landscape Ecology*, vol. 28, n°8, p. 1615-1630.
- Lecq, S., Loisel, A., Brischoux, F., Mullin, S. J. et Bonnet, X. (2017) Importance of ground refuges for the biodiversity in agricultural hedgerows. *Ecological Indicators*, vol. 72, p. 615-626.

- Lefsky, M. a., Cohen, W. B., Parker, G. G. et Harding, D. J. (2002) Lidar Remote Sensing for Ecosystem Studies. *BioScience*, vol. 52, n°1, p. 19.
- Lefsky, M. A., Hudak, A. T., Cohen, W. B. et Acker, S. A. (2005) Patterns of covariance between forest stand and canopy structure in the Pacific Northwest. *Remote Sensing of Environment*, vol. 95, n°4, p. 517-531.
- Liira, J. et Paal, T. (2013) Do forest-dwelling plant species disperse along landscape corridors? *Plant Ecology*, vol. 214, n°3, p. 455-470.
- Lindberg, E., Roberge, J. M., Johansson, T. et Hjältén, J. (2015) Can airborne laser scanning (ALS) and forest estimates derived from satellite images be used to predict abundance and species richness of birds and beetles in boreal forest? *Remote Sensing*, vol. 7, n°4, p. 4233-4252.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, 203 p.
- Mahoney, S. P., Krausman, P. et Weir, J. N. (2015) Challenges for conservation and sustainable use in North America. *International Journal of Environmental Studies*, vol. 72, n°5, p. 879-886.
- Mairota, P., Cafarelli, B., Didham, R. K., Lovergine, F. P., Lucas, R. M., Nagendra, H., Rocchini, D. et Tarantino, C. (2015) Challenges and opportunities in harnessing satellite remote-sensing for biodiversity monitoring. *Ecological Informatics*, vol. 30, p. 207-214.
- Maisonneuve, C. et Rioux, S. (2001) Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 83, n°1-2, p. 165-175.
- McKinney, M. L. (1997) Extinction vulnerability and selectivity: Combining ecological and paleontological views. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 28, p. 495-516.

- Mitchell, M. G. E., Bennett, E. M., Gonzalez, A., Lechowicz, M. J., Rhemtulla, J. M. et Jeffrey, A. (2015) The Montérégie Connection: linking landscapes, biodiversity, and ecosystem. *Ecology and Society*, vol. 20, n°4, p. 1-15.
- Morandin, L. A., Kremen, C. et Hall, M. (2013) Hedgerow restoration promotes pollinator populations and exports native bees to adjacent fields. *Ecological Applications*, vol. 23, n°4, p. 829-839.
- Moreira-Arce, D., Vergara, P. M., Boutin, S., Carrasco, G., Briones, R., Soto, G. E. et Jiménez, J. E. (2016) Mesocarnivores respond to fine-grain habitat structure in a mosaic landscape comprised by commercial forest plantations in southern Chile. *Forest Ecology and Management*, vol. 369, p. 135-143.
- Mueller, T., Olson, K. A., Fuller, T. K., Schaller, G. B., Murray, M. G. et Leimgruber, P. (2008) In search of forage: Predicting dynamic habitats of Mongolian gazelles using satellite-based estimates of vegetation productivity. *Journal of Applied Ecology*, vol. 45, n°2, p. 649-658.
- Naughton, D. (2012) *The Natural History of Canadian Mammals*, second ed. University of Toronto Press, Scholarly Publishing Division, Toronto, 1199 p.
- O'Brien, J., Elliott, S. et Hayden, T. J. (2016) Use of hedgerows as a key element of badger (*Meles meles*) behaviour in Ireland. *Mammalian Biology*, vol. 81, n°1, p. 104-110.
- O'Connell, A. F. O., Talancy, N. W., Bailey, L. L., John, R., Cook, R. et Gilbert, A. T. (2006) Estimating Site Occupancy and Detection Probability Parameters for Meso- And Large Mammals in a Coastal Ecosystem. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 70, n°6, p. 1625-1633.
- O'Connell, J., Bradter, U. et Benton, T. G. (2015) Wide-area mapping of small-scale features in agricultural landscapes using airborne remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, vol. 109, p. 165-177.
- Olsoy, P. J., Forbey, J. S., Rachlow, J. L., Nobler, J. D., Glenn, N. F. et Shipley, L. A. (2015) Fearscales: Mapping functional properties of cover for prey with terrestrial LiDAR. *BioScience*, vol. 65, n°1, p. 74-80.

- Pageault, D. (2013) Effet de bandes riveraines de peupliers hybrides sur la présence et l'abondance de micromammifères et de picidés en zone agricole du sud Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, 68 p.
- Palminteri, S., Powell, G. V. N., Asner, G. P. et Peres, C. A. (2012) LiDAR measurements of canopy structure predict spatial distribution of a tropical mature forest primate. *Remote Sensing of Environment*, vol. 127, p. 98-105.
- Pasher, J., McGovern, M. et Putinski, V. (2016) Measuring and monitoring linear woody features in agricultural landscapes through earth observation data as an indicator of habitat availability. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, vol. 44, p. 113-123.
- Pettorelli, N., Bro-Jorgensen, J., Durant, S. M., Blackburn, T. et Carbone, C. (2009) Energy availability and density estimates in African ungulates. *American Naturalist*, vol. 173, n°5, p. 698-704.
- Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jedrzejewska, B., Lima, M. et Kausrud, K. (2011) The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): Unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research*, vol. 46, n°1, p. 15-27.
- Pierik, M. E., Dell'acqua, M., Confalonieri, R., Bocchi, S. et Gomasasca, S. (2016) Designing ecological corridors in a fragmented landscape: A fuzzy approach to circuit connectivity analysis. *Ecological Indicators*, vol. 67, p. 807-820.
- Pollard, K. A. et Holland, J. M. (2006) Arthropods within the woody element of hedgerows and their distribution pattern. *Agricultural and Forest Entomology*, vol. 8, n°3, p. 203-211.
- Prescott J. et Richard, P. (2014) Mammifères du Québec et de l'Est du Canada, Éditions Michel Quintin, Québec, 480 p.
- Prevedello, J. A. et Vieira, M. V. (2010) Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation*, vol. 19, n°5, p. 1205-1223.
- Ribic, C. A., Warner, R. E. et Mankin, P. C. (1998) Changes in upland wildlife habitat on farmland in Illinois 1920-1987. *Environmental Management*, vol. 22, n°2, p. 303-313.

- Robert, G. (2014) Conservation des Réseaux Écologiques et Aménagement Durable du Territoire : Cas de la Ville de Granby. Essai de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 108 p.
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T. et Carbone, C. (2008) Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, vol. 45, p. 1228-1236.
- Šálek, M., Kreisinger, J., Sedláček, F. et Albrecht, T. (2009) Corridor vs. hayfield matrix use by mammalian predators in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 134, n°1-2, p. 8-13.
- Schmucki, R., De Blois, S., Bouchard, A. et Domon, G. (2002) Spatial and temporal dynamics of hedgerows in three agricultural landscapes of southern Quebec, Canada. *Environmental Management*, vol. 30, n°5, p. 651-64.
- Séquin, E. S., Jaeger, M. M., Brussard, P. F. et Barrett, R. H. (2004) Wariness of coyotes to camera traps relative to social status and territory boundaries. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 81, n°12, p. 2015-2025.
- Soulé, M. E. (1991) Land use planning and wildlife maintenance: Guidelines for conserving wildlife in an urban landscape. *Journal of the American Planning Association*, vol. 4363, p. 699-713.
- Staley, J. T., Amy, S. R., Adams, N. P., Chapman, R. E., Peyton, J. M. et Pywell, R. F. (2015) Re-structuring hedges: Rejuvenation management can improve the long term quality of hedgerow habitats for wildlife in the UK. *Biological Conservation*, vol. 186, p. 187-196.
- Staley, J. T., Botham, M. S., Chapman, R. E., Amy, S. R., Heard, M. S., Hulmes, L., Savage, J. et Pywell, R. F. (2016) Little and late: How reduced hedgerow cutting can benefit Lepidoptera. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 224, p. 22-28.
- Staley, J. T., Sparks, T. H., Croxton, P. J., Baldock, K. C. R., Heard, M. S., Hulmes, S., Hulmes, L., Peyton, J., Amy, S. R. et Pywell, R. F. (2012) Long-term effects of

- hedgerow management policies on resource provision for wildlife. *Biological Conservation*, vol. 145, n°1, p. 24-29.
- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. R., De Snoo, G. R. et Eden, P. (2001) Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, vol. 63, n°4, p. 337-365.
- Sullivan, M. J. P., Pearce-Higgins, J. W., Newson, S. E., Scholefield, P., Brereton, T. et Oliver, T. H. (2017) A national-scale model of linear features improves predictions of farmland biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, vol. 54, n°6, p. 1776-1784.
- Tattoni, C., Rizzolli, F. et Pedrini, P. (2012) Can LiDAR data improve bird habitat suitability models? *Ecological Modelling*, vol. 245, p. 103-110.
- Tischendorf, L., Irmeler, U. et Hingst, R. (1998) A simulation experiment on the potential of hedgerows as movement corridors for forest carabids. *Ecological Modelling*, vol. 106, n°2-3, p. 107-118.
- Tyndall, J. (2009) Characterizing pork producer demand for shelterbelts to mitigate odor: An Iowa case study. *Agroforestry Systems*, vol. 77, n°3, p. 205-221.
- Vannier, C. et Hubert-Moy, L. (2014) Multiscale comparison of remote-sensing data for linear woody vegetation mapping. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 35, n°21, p. 7376-7399.
- Whittaker, D. et Knight, R. L. (1998) Understanding wildlife responses to humans. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 26, n°2, p. 312-317.
- Whittingham, M. J., Krebs, J. R., Swetnam, R. D., Thewlis, R. M., Wilson, J. D. et Freckleton, R. P. (2009) Habitat associations of British breeding farmland birds. *Bird Study*, vol. 56, n°1, p. 43-52.
- Wilson, S., Mitchell, G. W., Pasher, J., McGovern, M., Hudson, M.-A. R. et Fahrig, L. (2017) Influence of crop type, heterogeneity and woody structure on avian biodiversity in agricultural landscapes. *Ecological Indicators*, vol. 83, p. 218-226.

- Wolton, R. (2009) Hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* (L.) nest site selection in hedgerows. *Mammalia*, vol. 73, n°1, p. 7-12.
- Zaga-Mendez, A., Vijay Kolinjivadi, Bissonnette, J.-F. et Dupras, J. (2019) Entangling conservation schemes and its effects on farmers' participation: the case of two agri-environmental incentives in Quebec. XVII Biennial IASC Conference "In Defense of the Commons: Challenges, Innovation, and Action.", Lima, p. 1-13.
- Zellweger, F., Braunisch, V., Baltensweiler, A. et Bollmann, K. (2013) Remotely sensed forest structural complexity predicts multi species occurrence at the landscape scale. *Forest Ecology and Management*, vol. 307, p. 303-312.
- Zellweger, F., Roth, T., Bugmann, H. et Bollmann, K. (2017) Beta diversity of plants, birds and butterflies is closely associated with climate and habitat structure. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 26, n°8, p. 898-906.
- Zimbres, B., Peres, C. A. et Machado, R. B. (2017) Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. *Biological Conservation*, vol. 206, p. 283-292.
- Zinner, D., Peláez, F. et Torkler, F. (2001) Distribution and habitat associations of baboons (*Papio hamadryas*) in central Eritrea. *International Journal of Primatology*, vol. 22, n°3, p. 397-413.



## Annexes

### Annexe 1 – Informations supplémentaires sur les techniques de prise de données

	LiDAR	Image satellite	Carte d'occupation du sol	Relevés terrain
Type	Nuage de points	Matriciel	Vectorel	Ponctuel
Année	2017	2018	2014-2018	2018
Résolution spatiale	1-4 pts/m <sup>2</sup>	2 m	<30 m	–
Résolution temporelle	Sur demande	1 jour	Plusieurs années	Sur demande
Source	Levé aérien de Géomont	Pléiades-1B	ECCC et MDDELCC*	–

\*Environnement et changements climatiques Canada et Ministère du développement durable et de la lutte aux changements climatiques

Annexe 2 – Feuille de terrain avec laquelle les données ont été récoltées pour chaque aménagement agroforestier linéaire (AAL)

**Feuille terrain** # AAL : \_\_\_\_\_ Proprio : \_\_\_\_\_

---

**Caractérisation**

Feuillu  Conifère  Mixte  Arborescente  Arbustive  Herbacée

Nombre de rangées : \_\_\_\_\_ Largeur moyenne : \_\_\_\_\_

Naturelle  Plantée  Présence d'eau  Notes : \_\_\_\_\_

Cultures de chaque côté : \_\_\_\_\_

---

**Composition**

Espèce	Recouvrement (%)	Espèce	Recouvrement (%)
A :		a :	
A :		a :	
A :		a :	
A :		a :	
A :		a :	
A :		a :	
A :		a :	
A :		a :	
A :		a :	
A :		a :	

A : arbre    a : arbuste

Recouvrement en herbacée : \_\_\_\_\_

---

**Traitements**

Herbicide  Coupe d'arbres  Roches

Chemin pour tracteurs  Autres : \_\_\_\_\_

---

**Commentaires**

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_







\_\_\_\_\_


\_\_\_\_\_

### Annexe 3 – Preuve de soumission d'article au journal *Agriculture, Ecosystem and Environment*

Submission Confirmation

Vous recevez trop de courriels? [Se désabonner](#)

 **Agriculture, Ecosystems & Environment** <eesserver@eesmail.elsevier.com>  
m>     

Mar 2020-01-14 15:02  
Camille Pelletier-Guittier 

\*\*\* Automated email sent by the system \*\*\*

This is an automatically generated response indicating that your submission entitled "Use of hedgerows by mammals in an intensive agricultural landscape"  
"Research Paper" has been received by the Editorial Office of Agriculture, Ecosystems and Environment .

The Editorial Office will contact you with a manuscript reference number and further details of the review process in due course.

Thank you for submitting your work to our journal.

With kind regards,

Elsevier Editorial System  
Email: [agee@elsevier.com](mailto:agee@elsevier.com)