

DÉVELOPPEMENT D'UNE MÉTHODOLOGIE POUR LA MODÉLISATION ET LA VALIDATION DE CORRIDORS FAUNIQUES DANS LE CADRE DE PROJETS ROUTIERS

Projet R767.1

Rapport final

Par

Jérôme Laliberté & Martin-Hugues St-Laurent

Laboratoire de recherche en gestion de la faune terrestre

Université du Québec à Rimouski

Réalisé pour le compte du ministère des Transports du Québec

Direction générale du Bas-Saint-Laurent – Gaspésie-Îles-de-la-
Madeleine et Direction de l'Environnement



Juillet 2019

AVANT-PROPOS

La présente étude a été réalisée à la demande du ministère des Transports du Québec et a été financée par la Direction de l'environnement et de la recherche.

Les opinions exprimées dans le présent rapport n'engagent que la responsabilité de leurs auteurs et ne reflètent pas nécessairement les positions du ministère des Transports.

COLLABORATEURS

Jérôme Laliberté, Biologiste M.Sc., Laboratoire de recherche en gestion de la faune terrestre, Université du Québec à Rimouski.

Martin-Hugues St-Laurent, Biologiste Ph.D., Professeur titulaire en écologie animale, Directeur du laboratoire de recherche en gestion de la faune terrestre, Université du Québec à Rimouski, Centre d'étude de la forêt, Centre d'études nordiques.

RÉFÉRENCE SUGGÉRÉE

Laliberté, J., & M.-H. St-Laurent. 2019. Développement d'une méthodologie pour la modélisation et la validation de corridors fauniques dans le cadre de projets routiers. Laboratoire de recherche en gestion de la faune terrestre, Université du Québec à Rimouski. Rapport déposé au Ministère des Transports du Québec, 77 pages + xvi.

CHARGÉ DE PROJET AU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

Julie Boucher, biologiste MSc
Direction de l'environnement
Direction générale de la gestion des projets routiers
et de l'encadrement en exploitation
Ministère des Transports du Québec
800, Place d'Youville, 11^e étage, Québec, G1R 3P4
Téléphone: (418) 643-0800 (poste 24368)
Courriel: julie.boucher@transport.gouv.qc.ca

RESPONSABLE DE LA COORDINATION ET DU SUIVI DU PROJET AU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

Michel Michaud, géographe, M. ATDR
Direction de la coordination de la recherche et de l'innovation
Direction générale de la gestion des actifs routiers et de l'innovation
Ministère des Transports du Québec
800, Place d'Youville, 15^e étage
Québec (Québec) G1R 3P4
Téléphone : 418 643-0800 poste 24161
Courriel : michel.michaud@transport.gouv.qc.ca

COMITÉ DE TRAVAIL DU PROJET

- **Julie Boucher**, Direction de l'environnement (DENV), MTQ
- **Jonathan Côté**, Direction générale du Bas-Saint-Laurent-Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine (DGBGI), MTQ
- **Carl Dufour**, Direction de l'environnement (DENV), MTQ
- **Louise Gratton**, Deux pays, une forêt
- **Simon Lavoie**, Direction générale du Bas-Saint-Laurent-Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine (DGBGI), MTQ
- **Michel Michaud**, Direction de la coordination de la recherche et de l'innovation (DCRI), MTQ
- **Serge Rhéaume**, Direction générale du Bas-Saint-Laurent-Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine (DGBGI), MTQ

REMERCIEMENTS

Nous souhaitons remercier sincèrement tous les membres du comité de travail de ce projet de recherche, particulièrement Jonathan Côté, Carl Dufour, Julie Boucher, Michel Michaud et Serge Réhaume du Ministère des Transports du Québec (ci-après MTQ) et Louise Gratton de de Deux pays – Une forêt, ainsi que les membres du comité de suivi. Un merci spécial à Louise Gratton pour avoir contribué à l'idée originale et à Julie Boucher pour nous avoir confié ce mandat et pour la gestion des ententes entre le MTQ et l'Université du Québec à Rimouski (ci-après UQAR). Des remerciements particuliers à Louis Lesage (Nation Huron Wendat) pour le partage des données télémétriques de cerfs de Virginie, à Berthold Bussièrès (MTQ) pour les données d'accident, à Fabien St-Pierre (UQAR) pour l'assistance sur le terrain, à Jonathan Frenette, Émilie Beaulieu, Jonathan Côté et Simon Lavoie pour le support logistique, à Alain Caron (UQAR), Stéphane Daigle (U. de Montréal) et Frédéric Lesmerises pour le support statistique, à Christian Dussault (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs) pour les conseils en analyse ainsi qu'à Kati Brown (UQAR) pour le support géomatique. Merci à Laurier Breton, Paul Dubois et Roland Lemieux (Héli-Horizon) et Josée Tremblay (Cégep de St-Félicien) pour la capture des orignaux. Merci aux professeurs Luc Sirois (UQAR) et Jochen A.G. Jaeger (U. Concordia) pour leurs précieux commentaires sur une version précédente de notre travail. Cette étude a principalement été financée par le MTQ; l'équipe a également bénéficié du support financier du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (subvention à la Découverte #05196 octroyée à Martin-Hugues St-Laurent).

SOMMAIRE EXÉCUTIF ¹

À ce jour, la stratégie d'atténuation des collisions routières impliquant la faune au Québec est plutôt réactive puisque les mesures de prévention sont adoptées après qu'une zone où une problématique de collisions fréquentes soit identifiée. Il importe donc de développer des approches proactives d'identification des zones à fort risque de collision et de tenter de solutionner ce problème par divers aménagements appropriés.

La première étape pour atteindre cet objectif est de mieux comprendre où, quand et pourquoi les collisions avec la faune se produisent. Les collisions avec les cervidés sont connues pour être influencées par certains facteurs spatiaux tels que la topographie et le couvert forestier. Cependant, les changements temporels dans le comportement des animaux et des automobilistes sont souvent négligés, bien qu'ils puissent augmenter les risques de collision entre les cervidés et les véhicules. Nous avons donc débuté cette étude en analysant 198 collisions impliquant l'orignal (*Alces americanus*) et 252 impliquant le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) survenues entre 1990 et 2015 sur l'axe routier 85/185, situé au Bas-St-Laurent (sud-est du Québec, Canada). Nous avons comparé les caractéristiques spatiotemporelles des collisions à un nombre égal de sites distribués aléatoirement le long du tronçon routier. Notre première hypothèse était que les risques de collision sont plus élevés durant les périodes de faible visibilité (nuit) ainsi qu'au cours des périodes de fort débit routier (mois d'été et jours de fin de semaine). Notre deuxième hypothèse stipulait que la distribution spatiale des collisions impliquant les cervidés est modulée par les caractéristiques d'habitat favorables aux cervidés, à leur déplacement et à la capacité des conducteurs de détecter un animal sur la chaussée. Les facteurs spatiaux et temporels expliquaient efficacement la distribution des collisions impliquant l'orignal, mais pas les collisions impliquant le cerf de Virginie, suggérant que ces dernières se produisaient plus aléatoirement le long de l'axe routier 85/185 dans notre secteur d'étude. Le risque de collision impliquant l'orignal était principalement modulé par les variables topographiques et d'habitat, car les interactions entre la pente et l'altitude et entre la pente et la distance à une parcelle de bon habitat pour l'orignal avaient un fort effet sur le risque

¹ Section tirée de la référence suivante: Jérôme Laliberté (2018). *Identification de corridors de déplacements fauniques : lier les collisions routières à la connectivité fonctionnelle*. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 128 p.

de collision. La sinuosité de la route et la proportion de peuplements résineux matures autour des points de collision influençaient positivement le risque de collision impliquant les cerfs. Nous avons également noté une augmentation du risque de collision à l'aube et au crépuscule ainsi que durant les mois d'été pour l'orignal, ainsi qu'en mai et à l'automne pour le cerf. Cette augmentation temporelle du nombre de collision a été notée à différentes périodes biologiques durant lesquelles les taux de mouvements sont connus pour être plus élevés (c.-à-d. dispersion post-hivernale et rut). Ces résultats suggèrent que les déplacements des cervidés sont le principal facteur influençant le risque et la fréquence des collisions impliquant les cervidés. Nos résultats indiquent que les stratégies d'atténuation visant à diminuer la probabilité de collision avec les cervidés doivent être propres à l'espèce et devraient se concentrer plus étroitement sur les mouvements des animaux. Les stratégies d'atténuation des collisions routières impliquant la faune requièrent des connaissances suffisantes sur les causes, les lieux et les circonstances de ces collisions afin de représenter des outils efficaces permettant d'améliorer la sécurité routière.

La modélisation de la connectivité fonctionnelle dans les paysages perturbés est l'un des domaines d'expertise en croissance en écologie du paysage, et plusieurs équipes ont proposé différentes méthodes permettant d'évaluer cette connectivité pour un grand nombre d'espèces. Cependant, très peu ont validé empiriquement l'efficacité de tels modèles pour distinguer les corridors réels des corridors théoriques. Les modèles non validés ou ceux basés sur la connectivité structurelle conduisent souvent à des décisions d'aménagement inappropriées ou inefficaces. De plus, la validation pourrait potentiellement révéler que la connectivité fonctionnelle diffère selon l'espèce étudiée ou l'échelle spatiale. Le deuxième volet de ce projet visait par conséquent à évaluer le pouvoir de validation de différentes métriques de présence faunique, et ce afin de montrer l'importance de la validation des modèles théoriques dans les analyses de connectivité fonctionnelle. Nous avons donc modélisé la connectivité fonctionnelle pour l'orignal et le cerf de Virginie et avons par la suite comparé empiriquement différentes méthodes de validation pour deux modèles de connectivité fréquemment appliqués à l'aide de données indépendantes. Pour les deux espèces, nous avons construit des cartes de connectivité fonctionnelle en utilisant *CircuitScope* (un modèle basé sur les circuits) et *LinkageMapper* (un modèle de chemins de moindres coûts). Nous avons ensuite validé ces modèles

empiriquement à l'aide de quatre métriques différentes, c.-à-d. la densité de collisions routières impliquant les cervidés, la distance au ravage le plus proche et le taux de détection calculé avec des caméras automatiques et des trappes à sable. La validation a été effectuée à différentes échelles spatiales (150, 500, 1000, 1500, 2000 et 2500 m).

À l'échelle de la route 85/185, nos analyses ont permis de situer les principaux corridors de connectivité avec succès. Le modèle basé sur les circuits performait mieux pour identifier les corridors de connectivité fonctionnelle pour les deux espèces. Le processus de validation, qui est souvent négligé dans les études de connectivité, est apparu très sensible aux types de données utilisés, à l'échelle spatiale employée et à l'espèce étudiée. La force de la validation différait grandement entre les quatre métriques utilisées et entre les échelles spatiales auxquelles la corrélation entre la connectivité et les données a été évaluée. Ce volet de notre étude souligne l'importance de valider les modèles de connectivité fonctionnelle afin de fournir les meilleurs outils de prise de décision.

SYNTHÈSE DES CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

La présente étude représente une contribution intéressante à la réflexion, à la proposition d'outils et à l'élaboration de stratégies d'atténuation potentiellement efficaces et robustes des collisions routières avec la faune à l'échelle de l'axe routier 85/185 (notre aire d'étude), tout en offrant un potentiel d'inférence et d'exportation intéressant pour des problématiques similaires ailleurs et avec d'autres espèces.

Le volet traitant des collisions routières avec l'orignal et le cerf de Virginie a permis de montrer que les caractéristiques temporelles (phases du jour, mois de l'année) expliquaient une grande partie de la variation des collisions avec les deux espèces de cervidés. Des cartes localisation des secteurs accidentogènes et les conditions propices à l'occurrence d'accidents sont présentées dans le présent rapport. De même, le deuxième volet de notre étude a permis de montrer l'importance de valider la localisation de corridors de connectivité fonctionnelle identifiée par différents modèles, tout en soulignant quelles variables empiriques indépendantes sont efficace pour une telle validation (p. ex. détection par caméras automatisées).

Du point de vue appliqué, nos résultats contribuent à améliorer la stratégie d'atténuation des collisions routières impliquant la faune sur l'axe routier 85/185, un tronçon actuellement en construction afin de le faire passer d'une route provinciale à deux voies à une autoroute provinciale à quatre voies séparées par un terre-plein. Dans ce cas particulier, nos résultats ont permis de cartographier le risque d'entrer en collision avec l'une ou l'autre des deux espèces ciblées par notre étude. Connaître les zones et les périodes les plus à risque pour les collisions impliquant ces deux espèces de grands ongulés permet par conséquent aux autorités du ministère des Transports du Québec d'ajuster les mesures d'atténuation de manière adéquate.

Parmi les retombées potentielles de nos travaux, notons la possibilité de limiter l'accès des cervidés à la route et de sensibiliser les usagers aux risques que ces animaux représentent afin d'ultimement influencer le comportement des conducteurs. Nos résultats permettent donc de concentrer les efforts d'atténuation sur la principale facette qui semble moduler la distribution et la fréquence des collisions, à savoir les patrons de déplacements des cervidés. L'analyse de connectivité fonctionnelle réalisée dans le deuxième volet

permet quant à elle d'identifier les tronçons routiers où la probabilité de traversée (et non juste le risque de collision, comme dans le premier volet) est importante, des tronçons qui peuvent potentiellement représenter des risques pour la sécurité des usagers. L'identification des corridors de connectivité pour les deux espèces cibles permettra aux autorités du ministère des Transports du Québec de mettre en place une stratégie d'atténuation des collisions routières impliquant la faune qui contribuera à l'amélioration de la sécurité routière tout en maintenant une bonne connectivité pour la faune entre les habitats de qualité situés de part et d'autre de la route. Par exemple, nos résultats suggèrent que des aménagements physiques d'exclusion (p. ex. clôtures), de détection (p. ex. éclairage, panneaux d'avertissement) ou facilitant la traversée (p. ex. passages fauniques) pourraient contribuer à améliorer la sécurité routière s'ils sont disposés à des endroits stratégiques, pendant des périodes critiques propres à l'axe routier 85/185. Il est également possible d'appliquer nos modèles de connectivité fonctionnelle à des différents scénarios qui combinent différentes structures d'atténuation de manière à illustrer et quantifier l'effet des mesures sur la connectivité fonctionnelle et ultimement orienter la prise de décision en faveur d'une amélioration de la sécurité routière. À l'aide de cette approche, il est possible de positionner les traversées fauniques vers les endroits les plus appropriés, faisant en sorte de limiter les incursions sur la route. Finalement, nous offrons une synthèse de la procédure d'identification de corridors de connectivité permettant au ministère des Transports du Québec de répliquer l'expérience sur un nouvel axe routier.

Table des matières

AVANT-PROPOS	ii
REMERCIEMENTS	iv
SOMMAIRE EXÉCUTIF	v
SYNTHÈSE DES CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	viii
LISTE DES FIGURES	xii
LISTE DES TABLEAUX	xiv
LISTE DES ANNEXES	xvi
MISE EN CONTEXTE	1
INTRODUCTION GÉNÉRALE	2
<i>Écologie routière</i>	2
<i>Impacts des routes sur la faune terrestre</i>	4
<i>Mortalité par collision routière</i>	5
<i>Fragmentation d’habitat</i>	6
<i>Importance de la connectivité</i>	7
<i>Stratégies d’atténuation des collisions routières</i>	9
<i>Les cervidés comme modèle d’étude</i>	9
<i>Objectifs</i>	11
MÉTHODES	12
<i>Aire d’étude</i>	12
<i>Données de collision</i>	14
<i>Données géomatiques</i>	14
<i>Modélisation de la probabilité d’occurrence</i>	15
<i>Analyses des patrons temporels</i>	18
<i>Analyse des patrons spatiaux</i>	19
<i>Modélisation de la connectivité fonctionnelle</i>	20
<i>Validation de la connectivité</i>	24
RÉSULTATS	25
<i>Modélisation de la probabilité d’occurrence</i>	25
<i>Analyses des patrons temporels</i>	27
<i>Analyses des patrons spatiaux</i>	30
<i>Modélisation de la connectivité fonctionnelle</i>	32

<i>Validation de la connectivité</i>	34
DISCUSSION	39
OBJECTIF 1 : COLLISIONS ROUTIÈRES	39
<i>Déplacements des cervidés</i>	39
<i>Débit routier</i>	42
<i>Temps de réaction des automobilistes et leur capacité à détecter un animal</i>	43
OBJECTIF 2 : MODÉLISATION DE LA CONNECTIVITÉ	44
<i>Validation</i>	46
<i>Échelle spatiale</i>	48
<i>Modélisation du risque de collision sur l'axe routier 85/185</i>	49
<i>Modélisation du potentiel de connectivité fonctionnelle sur l'axe routier 85/185</i>	53
CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	61
<i>Collisions routières</i>	61
<i>Connectivité fonctionnelle</i>	62
RÉFÉRENCES	63

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Carte de la localisation de l’aire d’étude, de part et d’autre de la route 185/autoroute 85; les dates de mise en service ou d’état d’avancement des différents tronçons routiers sont présentées. Source: MTQ.....	13
Figure 2. Moyennes des carrés pour les collisions impliquant l’orignal (à gauche, $n = 198$) et le cerf de Virginie (à droite, $n = 252$) par mois (\pm intervalle de confiance à 95%). Aucune collision n’a été recensée en décembre pour l’orignal, ce qui explique l’absence de résultat pour ce mois. Les mois partageant la même lettre ne présentent pas de différence significative	28
Figure 3. Moyennes des carrés pour les collisions impliquant l’orignal (a, $n = 198$) et le cerf de Virginie (b, $n = 252$) par phase du jour (\pm intervalle de confiance à 95%). Les phases du jour partageant la même lettre ne présentent pas de différence significative.....	29
Figure 4. Proportion de variance expliquée (basée sur le R^2 ajusté) par le mois, le jour de la semaine et les phases du jour sur la distribution temporelle des collisions impliquant l’orignal et le cerf de Virginie. Les R^2 ajustés (au bas) représentent la proportion de la variance expliquée par le modèle complet.....	29
Figure 5. Représentation graphique de l’effet de l’interaction entre la pente et l’altitude sur le risque de collision avec un orignal sur l’autoroute 85/185 situé dans le sud-est du Québec (Canada) de 1990 à 2015. Les lignes pointillées représentent l’IC 95%.....	31
Figure 6. Représentation graphique de l’effet de l’interaction entre la pente et la distance à la parcelle de forte probabilité d’occurrence la plus près sur le risque de collision avec un orignal sur l’autoroute 85/185 situé dans le sud-est du Québec (Canada) de 1990 à 2015. Les lignes pointillées représentent l’IC 95%.....	31
Figure 7. Modélisation de la connectivité fonctionnelle à l’aide de <i>CircuitScape</i> pour l’orignal (a) et le cerf de Virginie (b) et à l’aide de <i>LinkageMapper</i> pour l’orignal (c) et le cerf de Virginie (d) le long de l’autoroute 85/185 dans le sud-est du Québec, Canada.....	33
Figure 8. Comparaison des valeurs de connectivité modélisées pour l’orignal à l’aide de <i>CircuitScape</i> et de <i>LinkageMapper</i> pour chaque kilomètre le long de l’autoroute 85/185 dans le sud-est du Québec, Canada. Les plus hautes valeurs de connectivité (sur l’axe des y) correspondent aux endroits (c.-à-d. les bornes kilométriques projetées sur l’axe des x) où la connectivité fonctionnelle est la plus élevée selon chacun des modèles. Puisque <i>LinkageMapper</i> modélise la résistance plutôt que la connectivité, nous avons représenté la connectivité comme la réciproque mathématique (1-résistance).....	34
Figure 9. Localisation des collisions impliquant l’orignal et le cerf de Virginie sur l’autoroute 85/185 dans le sud-est du Québec, Canada entre 1990 et 2015.....	36
Figure 10. Localisation des trappes à sable (a), des caméras automatiques (b), des ravages d’originaux (c) et des ravages de cerf de Virginie (d) le long de l’autoroute	

85/185 dans le sud-est du Québec, Canada, Les trappes à sable et les caméras ont été déployées Durant l’été 2017 alors que les ravages ont été inventories par hélicoptère durant l’hiver 2016.....	37
Figure 11. Effet de la taille de la zone tampon (comme proxy de l’échelle spatiale) sur la force de corrélation entre la connectivité de l’original modélisée à l’aide de <i>CircuitScape</i> et les taux de détection par les caméras (a) et sur la force de corrélation entre la connectivité du cerf modélisées à l’aide de <i>CircuitScape</i> et les taux de détection par les trappes à sable (b) le long de l’autoroute 85/185 dans le sud-est du Québec, Canada.....	38
Figure 12. Modélisation du risque de collision impliquant l’original et le cerf de Virginie sur l’autoroute 85/185 dans le sud-est du Québec, Canada	49
Figure 13. Représentation graphique des corridors potentiels de connectivité en ne sélectionnant que 20% des valeurs de connectivité les plus élevées	53
Figure 14. Représentation graphique des corridors potentiels de connectivité en ne sélectionnant que 15% des valeurs de connectivité les plus élevées	54
Figure 15. Représentation graphique des corridors potentiels de connectivité en ne sélectionnant que 10% des valeurs de connectivité les plus élevées	55
Figure 16. Représentation graphique des corridors potentiels de connectivité en ne sélectionnant que 5% des valeurs de connectivité les plus élevées	56
Figure 17. Représentation graphique des corridors potentiels de connectivité issus des deux différents modèles (<i>LinkageMapper</i> en haut, <i>CircuitScape</i> en bas) pour l’original (à gauche) et le cerf de Virginie (à droite) si l’on appliquait les différentes structures prévues (ou réalisées) favorisant la traversée sous la route par la grande faune.....	60

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Description des types de couvert forestier basé sur les cartes écoforestières numériques 1 : 20 000.....	15
Tableau 2. Modèles candidats de régressions logistiques conditionnelles pour l'analyse spatiale des collisions routières impliquant l'orignal sur l'autoroute 85/185 dans le sud-est du Québec (Canada) de 1990 à 2015 ($n = 155$). Le modèle le plus parcimonieux est montré en gras.....	21
Tableau 3. Modèles candidats de régressions logistiques conditionnelles pour l'analyse spatiale des collisions routières impliquant le cerf de Virginie sur l'autoroute 85/185 dans le sud-est du Québec (Canada) de 1990 à 2015 ($n = 168$). Le modèle le plus parcimonieux est montré en gras.....	21
Tableau 4. Valeurs de résistance utilisées pour construire les matrices de résistance pour la modélisation de la connectivité fonctionnelle	23
Tableau 5. Coefficients (β) et l'intervalle de confiance à 95% (IC95%) du modèle le plus parcimonieux décrivant la probabilité d'occurrence de l'orignal dans la région du Témiscouata situé dans le sud-est du Québec (Canada) en 2017. Les coefficients pour lesquels les bornes inférieure et supérieure de l'IC 95% ne chevauchent pas zéro ont un effet significatif sur les patrons de sélection d'habitat.....	26
Tableau 6. Coefficients (β) et l'intervalle de confiance à 95% (IC95%) du modèle le plus parcimonieux décrivant la probabilité d'occurrence de l'orignal dans la région du Témiscouata situé dans le sud-est du Québec (Canada) en 2017. Les coefficients pour lesquels les bornes inférieure et supérieure de l'IC 95% ne chevauchent pas zéro ont un effet significatif sur les patrons de sélection d'habitat.....	27
Tableau 7. Coefficients (β) et l'intervalle de confiance à 95% (IC95%) du modèle le plus parcimonieux décrivant le risque de collision impliquant l'orignal dans la région du Témiscouata situé dans le sud-est du Québec (Canada) de 1990 à 2015. Les coefficients pour lesquels les bornes inférieure et supérieure de l'IC 95% ne chevauchent pas zéro ont un effet significatif sur la distribution spatiale des collisions.....	30
Tableau 8. Coefficients (β) et l'intervalle de confiance à 95% (IC95%) du modèle le plus parcimonieux décrivant le risque de collision impliquant le cerf de Virginie dans la région du Témiscouata situé dans le sud-est du Québec (Canada) de 1990 à 2015. Les coefficients pour lesquels les bornes inférieure et supérieure de l'IC 95% ne chevauchent pas zéro ont un effet significatif sur la distribution spatiale des collisions.....	32
Tableau 9. Corrélations entre les valeurs de connectivité des deux cervidés étudiés obtenues à l'aide de <i>CircuitScape</i> et <i>LinkageMapper</i> et les métriques de validation (densités de collision, distance au ravage le plus près, taux de détection par les caméras et trappes à sable).....	35
Tableau 10. Valeurs standardisées de risque de collision avec un cerf de Virginie ou un orignal le long de l'autoroute 85 en fonction des bornes kilométriques situées	

entre Rivière-du-Loup et le Nouveau-Brunswick. Plus la valeur est élevée plus le risque relatif de collision est élevé. La standardisation ayant été faite par espèce, il n'est pas possible de comparer les risques entre les deux espèces de cervidés.....50

Tableau 11. Valeurs moyennes de connectivité fonctionnelle définies pour les deux espèces de cervidés et pour le meilleur modèle pour chaque espèce (c.-à-d. *Circuitscape* pour l'orignal, *LinkageMapper* pour le cerf) sous la borne et dans un rayon 500 m autour des bornes kilométriques situées entre Rivière-du-Loup et le Nouveau-Brunswick.....57

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Étapes à réaliser pour développer un nouveau modèle de connectivité
fonctionnelle sur un nouvel axe routier76

MISE EN CONTEXTE

Au Bas-Saint-Laurent, la route 185 constitue le principal lien entre Notre-Dame-du-Portage et la frontière néo-brunswickoise. Cette route est considérée comme l'une des plus dangereuses au Canada en raison des nombreux accidents routiers, donc certains avec la grande faune. Afin de palier à cette situation, des travaux d'élargissement de deux à quatre voies de cette route nationale sont en cours depuis le début des années 2000, entre Rivière-du-Loup et Dégelis. L'autoroute 85, qui remplacera la route 185, sera constituée de quatre voies avec deux chaussées séparées. Au début du présent projet de recherche, trois tronçons autoroutiers avaient été complétés et les travaux de construction du dernier tronçon, entre Saint-Antonin et Saint-Louis-du-Ha! Ha! (sur une longueur de 40 km) allaient débiter d'ici quelques années (~ 2017).

Le Ministère des Transports du Québec (ci-après MTQ) souhaitait toutefois mieux comprendre les causes des collisions avec la faune et plus particulièrement les facteurs influençant le risque de collisions avec les cervidés. Fort de l'expertise acquise sur l'autoroute 175 entre Stoneham et Saguenay, le MTQ souhaitait mettre en place des mesures d'atténuation visant à réduire les collisions avec la faune dans ses futurs aménagements autoroutiers. L'opportunité d'étudier la connectivité fonctionnelle en amont de la réalisation du chantier routier de la 185/85 (plutôt que de manière réactive, à la lumière des bilans d'accidents) a donné suite au présent projet de recherche. En effet, au-delà des enjeux de sécurité routière, les routes ont aussi des conséquences écologiques sur la faune, compromettant la connectivité et fragmentant les habitats fauniques d'intérêt.

Dans ce contexte, l'élargissement de la route 185 (à deux voies) en autoroute 85 (à quatre voies divisées sur deux chaussées séparées) dans la région du Bas-Saint-Laurent offrait l'opportunité de mettre à l'essai et d'expérimenter une nouvelle approche scientifique et analytique visant à améliorer la planification des mesures d'atténuation et, conséquemment, à augmenter la sécurité des usagers tout en maintenant la connectivité de part et d'autre de la route. Les problématiques de collisions routières impliquant la grande faune n'étant pas uniques à la région du Bas-Saint-Laurent, le développement d'une telle approche était pressenti pour servir de tremplin à l'application et à l'amélioration de protocoles d'identification et d'aménagement de corridors fauniques efficaces. Le présent

projet visait donc à définir une stratégie qui soit uniforme, scientifiquement éprouvée, appuyée par des outils et des connaissances à la fine pointe et qui soit exportable à l'ensemble des régions du Québec.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La population humaine connaît une croissance importante depuis les dernières décennies (Rands *et al.* 2010; Steffen *et al.* 2011; Pereira *et al.* 2010) et cette forte croissance a engendré un besoin grandissant en ressources (Rands *et al.* 2010). Pour ce faire, la population humaine a grandement modifié le paysage mondial afin d'avoir un meilleur accès aux ressources mais aussi pour augmenter la production de ces ressources (Vitousek *et al.* 1997; Barnosky *et al.* 2012). À ce titre, la population humaine a altéré entre 33 et 50% des habitats terrestres naturels à des fins d'exploitation des ressources (Vitousek *et al.* 1997; Barnosky *et al.* 2012), ce qui représente une modification plus importante que la dernière période glaciaire (~30%; Barnosky *et al.* 2012). Le changement de vocation des terres le plus important est le passage des terres à vocation forestière vers l'agriculture intensive (Pereira *et al.* 2010). Les impacts de telles modifications des paysages naturels suscitent un grand intérêt de la part des écologistes (Ewers *et al.* 2010) et ce, que ces changements soient liés à l'agriculture (Shiva 2016), à l'exploitation forestière (Bicknell *et al.* 2015) ou à l'exploitation minière (Bell & Donnelly 2006). Cependant, l'une des plus grandes perturbations est sans contredit l'implantation et le développement du réseau routier nécessaire à l'exploitation, l'exportation et l'accès aux ressources nécessaires pour supporter la croissance de la population humaine (Perz *et al.* 2012).

Écologie routière

Dans les pays industrialisés, le réseau routier connaît une forte expansion depuis les dernières décennies; il permet d'améliorer la connectivité entre les communautés et l'accès aux services (Forman *et al.* 2003; Straub 2008; Perz *et al.* 2012). Par exemple, aux États-Unis, la densité moyenne de routes a atteint 1,2 km/km² au cours des dernières décennies (Forman & Alexander 1998; Straub 2008), soulignant à quel point les routes font partie intégrante du paysage moderne. En effet, plus de 70% des forêts mondiales se retrouvent à moins de 1 km d'une bordure entre différents habitats, bordure souvent induite par une

route (Haddad *et al.* 2015). L'aménagement de ce vaste réseau routier n'est pas sans conséquence, d'où la naissance de la discipline de « l'écologie routière » (*lib. Road ecology*; Forman *et al.* 2003). Les écologistes s'intéressant à cette nouvelle science ont mis en évidence différents impacts des routes sur plusieurs facettes de l'écologie (p. ex. la végétation, le régime hydrique, la balance chimique des sols, la faune) (Forman *et al.* 2003; Coffin 2007; van der Ree *et al.* 2015). La présence des routes dans le paysage a beaucoup été étudiée du point de vue de la géomorphologie afin de déterminer l'impact de ces structures linéaires sur l'érosion et le système hydrique (Pereira *et al.* 2015; Liu *et al.* 2016a; Raiter *et al.* 2018). On note généralement une augmentation du ruissellement des eaux en lien avec le compactage des routes pavées et non-pavées (Soulis *et al.* 2015). Ceci a pour effet de diminuer le taux d'infiltration dans le sol et, par le fait même, la quantité d'eau rendue disponible aux plantes (Soulis *et al.* 2015). De plus, la surface des routes a pour effet d'augmenter la vitesse d'écoulement de l'eau de surface vers les cours d'eau tout en augmentant l'érosion des sols en bordure de route ainsi que l'apport de sédiments vers ces cours d'eau (Negishi *et al.* 2008; Thomaz & Peretto 2016). Une augmentation de la pollution aérienne a également été montrée dans les habitats adjacents aux routes, principalement en lien avec une plus grande concentration de particules de grandes tailles dans l'air (Tong *et al.* 2015; Yli-Pelkonen *et al.* 2017). Certaines équipes de recherche travaillent d'ailleurs à développer des techniques de génie végétal visant à contrer de tels effets des routes sur le régime hydrique et la qualité de l'air (Liu *et al.* 2016a; Tong *et al.* 2016).

Dans les pays faisant face à d'importantes chutes de neige, l'utilisation de sels de déglacage sur les routes est une pratique courante (Allert *et al.* 2012; French & van der Zee 2014). Cependant, l'épandage d'une aussi grande quantité de sels peut avoir des impacts sur les écosystèmes comme la mort de plantes en bordure de routes, résultant d'une trop forte concentration en sels ou d'une modification de la chimie des sols (Devitt *et al.* 2014; Schuler & Relyea 2018). Certains travaux ont également montré que l'emploi de sels de déglacage pouvait avoir un impact sur la mobilisation des métaux lourds (principalement le cadmium et le zinc) se retrouvant sur ou autour des routes (Backstrom *et al.* 2004; Schuler & Relyea 2018). Ces métaux sont souvent lessivés vers les cours d'eau où leur

concentration augmente, ce qui engendre une modification de la diversité des invertébrés benthiques (Clements *et al.* 2000; Carlisle & Clements 2005).

Impacts des routes sur la faune terrestre

Les impacts causés par la construction d'une route affectant la faune peuvent être classés en trois catégories : 1) entrave au déplacement, 2) augmentation de la mortalité par collisions routières et 3) modification de la quantité et de la qualité de l'habitat (Forman *et al.* 2003; Fahrig 2003; Jaeger & Fahrig 2004). La perte d'habitat associée à la construction d'une route s'opère via une modification du milieu d'origine en une surface pavée ou par le retrait de sa vocation première de production primaire. La modification de la qualité de l'habitat peut être positive (augmentation de la nourriture disponible, d'habitats de reproduction ou du succès de chasse; Forman *et al.* 2003), ou encore négative (augmentation du dérangement sonore, augmentation du risque de mortalité par collision routière [voir Trombulak et Frissell 2000] ou par la chasse sportive [voir Robinson et Bodmer 1999]). Les modifications négatives de l'habitat le long du corridor routier peuvent engendrer un comportement d'évitement de la part de certaines espèces, créant ainsi une perte fonctionnelle (aussi nommée perte indirecte) d'habitats (Polfus *et al.* 2011). Il a d'ailleurs été montré chez certaines espèces qu'une augmentation de la densité de routes induisait un évitement qui se résultait par une augmentation de la taille des domaines vitaux (p. ex. Beauchesne *et al.* 2014 chez le caribou forestier, *Rangifer tarandus caribou*). Tous ces impacts peuvent jouer un rôle important pour la sélection d'habitat des espèces fauniques et engendrer une modification des habitudes de déplacements des animaux (Fahrig & Rytwinski 2009; van der Ree *et al.* 2011). Ainsi, globalement, les routes représentent deux menaces importantes pour la faune, soit la mortalité routière par collision et la fragmentation d'habitats induite par une perte directe d'habitat sous l'emprise de la route et une perte indirecte à proximité de la route, liée au comportement d'évitement des routes souvent observé chez différentes espèces comme le caribou forestier (Leblond *et al.* 2011) l'ours noir (*Ursus americanus*; Waller *et al.* 2011) et le cougar (*Puma concolor*; Dickson *et al.* 2005).

Mortalité par collision routière

L'augmentation de la mortalité par collision routière représente le premier – et le plus évident – impact négatif d'une forte densité de routes sur les populations animales (Kramer-Schadt *et al.* 2004; Laurian *et al.* 2012). En effet, en augmentant la fragmentation des habitats, les ressources peuvent se retrouver spatialement agrégées dans un même endroit ou distribuées de manière hétérogène dans le paysage, parfois de part et d'autre des barrières aux déplacements (Fahrig 2003). Une telle distribution a pour effet d'inciter les individus à se déplacer de parcelle en parcelle afin d'acquérir ces ressources, augmentant ainsi les risques de mortalité si un habitat défavorable (p. ex. une route) se situe entre ces deux parcelles (Kramer-Schadt *et al.* 2004).

Lorsque la fragmentation est induite par un corridor routier, les risques de mortalité sont plus élevés puisque le risque de collision avec un véhicule y est parfois important (Forman & Alexander 1998; Rytwinski & Fahrig 2015). De plus, certaines espèces animales démontrent une attraction envers les routes, et les utilisent davantage qu'attendu selon une distribution aléatoire (c.-à-d. démontrent une *sélection* envers les routes; Fahrig & Rytwinski 2009; Laurian *et al.* 2012). À titre d'exemple, il a été démontré que certains herbivores fréquentent les bords de routes afin d'avoir accès à une végétation fréquemment entretenue (donc rajeunie) et conséquemment riche en énergie et en protéines digestibles (Grosman *et al.* 2009; Rea *et al.* 2014). Dans les pays devant faire face à des conditions climatiques favorisant l'englacement des routes en hiver, des sels de déglacage sont utilisés en grande quantité, créant ainsi des mares salines en bordure des routes (Dussault *et al.* 2006; Leblond *et al.* 2006). Or, certains cervidés ont besoin d'une grande quantité de ces minéraux pour leur croissance (Jones & Weeks 1985; Ceacero *et al.* 2014). Étant donné la faible disponibilité de ces minéraux en nature, ces zones ont un fort potentiel attractif pour des cervidés comme l'orignal (*Alces americanus*; Dussault *et al.* 2006) et le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*; Weeks & Kirkpatrick 1976). Ces ressources jouent un rôle important dans la régulation osmotique, la reproduction, la lactation et plusieurs autres processus physiologiques (Belovsky & Jordan 1981). Elles s'avèrent donc être des éléments nécessaires pour plusieurs espèces de cervidés, concentrant de grandes densités d'individus aux abords des routes (Dussault *et al.* 2006; Leblond *et al.* 2007). Par conséquent, plusieurs individus ont le potentiel d'entrer en collision avec des véhicules

puisqu'ils sont davantage présents sur ou près des routes. Ceux qui meurent par collision génèrent de plus une source de nourriture additionnelle, ponctuelle mais prévisible pour d'autres espèces de carnivores et de charognards qui eux risquent également d'entrer en collision avec des véhicules (Antworth *et al.* 2005). Il en résulte donc une augmentation du taux de mortalité animale à proximité des routes (Forman & Alexander 1998; van der Ree *et al.* 2010), un problème susceptible de compromettre la conservation d'espèces ou de populations à statut précaire, tel que démontré chez la panthère de Floride (*Puma concolor coryi*; McClintock *et al.* 2015) et le cerf des Keys (*Odocoileus virginianus clavium*; Lopez *et al.* 2003).

En plus des risques pour les populations animales, les collisions routières impliquant la faune représentent un danger pour la sécurité routière. Près de 45 000 collisions routières impliquant la faune se produisent annuellement au Canada causant des dégâts matériels s'élevant à 200 000 000 CAN\$ (Tardif & Associates Inc. 2003). Le coût relatif aux collisions impliquant les cervidés varie entre 3 636 et 46 155\$ USD/km/année aux États-Unis (en dollars constants de 2007; Huijser *et al.* 2009). Pour les collisions impliquant les cerfs et les orignaux, respectivement 56% et 78,6% des coûts sont associés à des blessures majeures et/ou des décès. En moyenne, chaque collision impliquant un cerf engendrait des dépenses évaluées à 6 617\$ USD alors que le coût relatif à une collision impliquant un orignal s'élevait plutôt à 30 760\$ USD (en dollars américains de 2007; Huijser *et al.* 2009). Toutefois, il semblerait que ce type d'accident soit distribué de façon non-aléatoire le long des corridors routiers (Clevenger *et al.* 2003; Steiner *et al.* 2014). C'est pour ces raisons que plusieurs chercheurs et gestionnaires mettent en place des mesures d'atténuation visant à réduire les risques de collisions tout en assurant la connectivité des habitats, telles que les passages fauniques et les clôtures à faune, à des endroits stratégiques (Clevenger *et al.* 2001; Jaeger & Fahrig 2004; Lesbarrères & Fahrig 2012).

Fragmentation d'habitat

Depuis l'avènement de l'écologie routière, plusieurs chercheurs ont étudié les impacts des routes sur les milieux naturels, la flore et la faune. L'impact le plus reconnu au sein de la communauté scientifique est probablement la fragmentation et la perte d'habitats associées à la construction d'une nouvelle route (Fahrig & Rytwinski 2009; Cai

et al. 2013; Cosentino *et al.* 2014). Cependant, la perte d'habitat est étroitement liée à la fragmentation des paysages; puisque celle-ci ne peut avoir lieu que lorsqu'il y a perte d'habitat, leurs impacts respectifs sont donc très difficilement dissociables (Fahrig 2003; St-Laurent *et al.* 2009; Hadley et Betts 2016). Plusieurs chercheurs s'entendent pour dire que la fragmentation suite à une perte d'habitat peut causer une augmentation du nombre de parcelles, une réduction de la taille des parcelles et une augmentation de l'isolement de ces parcelles (Fahrig 2003; Haddad *et al.* 2015). En plus de la perte d'habitat engendrée par la construction même de la route, les milieux environnants sont fortement altérés par l'augmentation des bordures (ou écotones) autour du corridor routier (Forman & Alexander 1998; Marcantonio *et al.* 2013). Cette augmentation de la représentation des bordures entraîne souvent une modification de la composition végétale aux abords des routes et, par le fait même, une modification de la composition des assemblages d'espèces fauniques fréquentant ces habitats (Trombulak & Frissel 2000). En effet, certains chercheurs ont observé une augmentation d'abondance d'espèces généralistes et à une diminution d'abondance d'espèces de forêt d'intérieur à proximité des routes, rendant les espèces spécialistes et de forêt d'intérieur très vulnérables à la fragmentation par les routes (Forman *et al.* 2003; Matthews *et al.* 2014). L'augmentation importante du taux de fragmentation du paysage peut être liée à un problème de recolonisation des parcelles où des extinctions locales ont pu avoir lieu (Husemann *et al.* 2015). Les routes agissent donc comme barrières, empêchant les individus d'une population source d'accéder aux populations puits, illustrant un problème de connectivité (Haddad *et al.* 2015).

Importance de la connectivité

Selon Taylor *et al.* (1993), la connectivité se définit comme étant le degré par lequel le paysage permet ou entrave le mouvement d'individus entre les différentes parcelles de ressources. Selon eux, la connectivité joue un rôle clé dans l'acquisition de ressources et interfère avec le potentiel de colonisation dans un contexte de métapopulation. Or, la présence de corridors routiers peut nuire à cette connectivité, non seulement en augmentant la fragmentation d'habitats mais aussi en créant une zone tampon évitée (c.-à-d. perte indirecte d'habitat, *sensu* Polfus *et al.* 2011) par certaines espèces (Alexander *et al.* 2005; Clevenger & Wierzchowski 2006; van der Ree *et al.* 2010). Certaines études ont mis en

évidence le comportement d'évitement des routes présent chez des espèces de mammifères (p. ex. Dickson *et al.* 2005; Leblond *et al.* 2011; Waller *et al.* 2011) qui accentue les impacts de la fragmentation du paysage (Coffin 2007; Rytwinski & Fahrig 2015). Il est donc nécessaire d'évaluer l'état de cette connectivité afin de mieux comprendre l'effet des routes sur cette dernière.

Les analyses de connectivité peuvent entre autres servir à supporter des stratégies d'aménagement du territoire ou encore de gestion et conservation d'espèces à statut précaire. Par exemple, Pitman *et al.* (2017) ont utilisé des questionnaires distribués au grand public, des photos de caméras automatisées et des données télémétriques afin de bâtir des modèles de probabilité relative d'occurrence pour le léopard (*Panthera pardus*) en Afrique du Sud et ce, à plusieurs échelles spatiales. Ils ont ensuite jumelé les cartes de probabilité d'occurrence qui en résultaient avec des modèles de connectivité basés sur des circuits électriques (« *Circuit-based models* ») pour ainsi modéliser les liens potentiels entre les populations. Ce genre d'approche a aussi été utilisée pour la conservation du guépard asiatique (*Acynonix jubatus venaticus*), mais avec l'emploi d'une autre approche analytique (c.-à-d. des modèles de chemins de moindres coûts, ou *least-cost paths*; Moqanaki & Cushman 2017). Jarchow *et al.* (2016) ont quant à eux utilisé la théorie des circuits électriques afin de modéliser les corridors de dispersion potentiels dans le cadre de scénarios de réintroduction d'amphibiens.

D'autre part, les analyses de connectivité peuvent servir à orienter le développement du réseau routier, plus particulièrement lors de la sélection des emplacements potentiels voués à l'aménagement de structures d'atténuation des collisions avec la faune (p. ex. clôtures et passages fauniques). Ce genre d'approche a été utilisé dans l'état de Washington alors que la connectivité a été modélisée à l'aide de chemins de moindres coûts de part et d'autre d'une autoroute (Singleton *et al.* 1999). De plus, une équipe de chercheurs ont modélisé la connectivité autour d'une route en créant des espèces virtuelles et en identifiant les endroits les plus appropriés pour la construction de structures de passages fauniques (Mimet *et al.* 2016).

Stratégies d'atténuation des collisions routières

Jusqu'à présent, les stratégies d'atténuation des collisions routières impliquant la faune sont souvent réactives plutôt que proactives (Huijser *et al.* 2016), puisqu'elles sont régulièrement basées sur des données colligées suite à des collisions routières avec la faune. Ce type d'approche, quoique partiellement efficace, ne permet toutefois pas d'identifier les endroits à risque lors de projets de développement d'un nouveau chantier routier. Il subsiste donc un besoin croissant de recherche en écologie routière afin de développer une méthode proactive permettant de cibler de tels corridors prioritaires d'intervention où il serait nécessaire d'investir des ressources afin de réduire les collisions routières impliquant la faune et ce, tout en conservant une bonne connectivité fonctionnelle de part et d'autre de la route. De plus, les coûts engendrés par la construction de structures de passages fauniques sont moins importants lorsque ces structures sont intégrées dès le début du projet de développement routier (Huijser *et al.* 2009).

Les cervidés comme modèle d'étude

L'orignal et le cerf de Virginie sont responsables de la majeure partie des accidents routiers impliquant la faune au Québec; en effet, il survient en moyenne 6 450 collisions liées au cerf de Virginie à chaque année sur les routes du Québec (Ministère des Transports du Québec, ci-après MTQ, *données non publiées*). Au Bas-Saint-Laurent, ces deux espèces de cervidés ont été à l'origine de 450 collisions sur l'axe routier 85/185 entre 1990 et 2015 (soit 85,6% des collisions impliquant la faune sur cette route). De ces collisions, 50 ont engendré des blessures aux automobilistes, 217 ont engendré des dégâts matériels majeurs et une a malheureusement causé le décès d'au moins un automobiliste (MTQ, *données non publiées*). Ce nombre élevé de collisions routières impliquant les cervidés fait de ces espèces des modèles biologiques de choix lors d'études en écologie routière. Cette réalité est d'autant préoccupante que ces deux cervidés sont reconnus pour démontrer une attraction pour les bords de routes, que ce soit induit par la végétation fréquemment entretenue (et donc hautement nutritive, digestible et accessible; Rea & Gillingham 2001; Myneni *et al.* 2007) ou à la présence de mares salines (Leblond *et al.* 2007; Grosman *et al.* 2009).

Toutefois, les cervidés représentent également un moteur socio-économique important, relativement tant aux coûts liés aux accidents qu'aux opportunités d'exploitation cynégétique. En effet, les collisions avec les cervidés induisaient des coûts (p. ex. bris matériels, capital humain) importants en 2013, ayant été estimés à 97 000 \$ par accident avec l'orignal et 15 000\$ par accident avec le cerf (en dollars canadiens de 2013) (MTMDET 2016). Les collisions impliquant l'orignal sont souvent les plus sévères considérant la stature de ce cervidé qui risque de basculer dans le pare-brise puis dans l'habitacle du véhicule impliqué dans la collision (Dussault *et al.* 2006; MTMDET 2016; Niemi *et al.* 2017). De plus, les mesures d'atténuation visant à diminuer les collisions routières avec ces deux cervidés peuvent avoir des retombées importantes, tant sur le plan écologique que socio-économique, à la lumière de l'importance de ces deux espèces tant pour la province de Québec que pour la région du Bas-Saint-Laurent. En effet, en 2010, 169 567 permis de chasse à l'orignal ont été vendus aux chasseurs résidents du Québec pour un revenu total de 9 507 621\$ (MRNF 2012). De plus, les chasseurs d'orignaux du Québec ont dépensé 204 M\$ en 2012 afin de s'adonner à leur activité (Écoressources 2014). Selon cette même source, les 38 500 chasseurs bas-laurentiens ont cumulé 379 000 jours-chasse et ont dépensé 35 800 000\$ en 2012 dans le but de chasser; la chasse à l'orignal représentait à ce titre la majeure partie de ces activités. En plus des revenus directs et indirects nommés précédemment, la chasse à l'orignal a généré 1 885 emplois à temps complet pour l'ensemble de la province en 2012 (Écoressources 2014). Au Bas-Saint-Laurent, 4 124 orignaux ont été récoltés lors de la saison de chasse 2017 plaçant la région au 3^e rang pour le nombre d'animaux récoltés après la Gaspésie et le Lac-Saint-Jean (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, ci-après MFFP 2017). Pour le cerf de Virginie, environ 140 000 chasseurs ont généré 78,2 M\$ dans le but d'exercer leur activité de chasse en 2000 (Huot et Lebel 2012). Au Bas-Saint-Laurent, 7 357 permis de chasse au cerf de Virginie ont été vendus en 2007, générant près de 368 000\$ (Écoressources 2014). La chasse en général crée 1 045 emplois à temps complet et engendre 94,63\$ par habitant en PIB au Bas-Saint-Laurent (Écoressources 2014).

À la lumière de l'importance socio-économique de ces deux espèces de cervidés mais également en regard des risques qu'ils constituent pour la sécurité publique, mettre en place des mesures d'atténuation (p. ex. passages sous la route, barrières anti-cervidés, passages

surélevés) visant à réduire les collisions entre la faune et des véhicules – et ainsi diminuer les blessures et mortalités chez les usagers de la route – représente un enjeu incontournable auquel s'est intéressé le présent rapport. Il importe de rappeler ici que nous devions à l'origine du projet nous intéresser aux patrons de connectivité fonctionnelle pour deux autres espèces de mammifères, à savoir la martre d'Amérique et le Lynx du Canada. Cependant, trop peu d'études empiriques disponibles dans (ou à proximité de) notre région d'étude ont compromis la construction de modèles pour ces deux espèces, et nous avons jugé que l'importation de données provenant d'autres régions pourrait mener à des modèles peu représentatifs de la réalité. Nous nous sommes donc concentrés sur les deux espèces de cervidés principalement impliquées dans les collisions routières sur ce tronçon routier.

Objectifs

L'objectif principal de cette étude était de développer une méthodologie pour la modélisation et la validation de corridors fauniques dans le cadre de projets routiers. Plus précisément, notre premier objectif était de caractériser les patrons temporels et spatiaux des collisions impliquant les cervidés. Notre deuxième objectif visait à développer une méthode d'identification et de validation des corridors de déplacements de la faune afin de déterminer les zones prioritaires pour l'aménagement de structures d'atténuation et d'évaluer le pouvoir de validation de différentes métriques (ou variables) traduisant la présence faunique.

Pour notre premier objectif, nous avons émis l'hypothèse que le risque de collision serait influencé par les patrons d'activité humaine et de déplacements fauniques. Nous prédisions donc que le risque de collision serait plus élevé là où la sinuosité de la route serait élevée et durant la nuit, l'aube et le crépuscule (influençant la visibilité et le temps de réaction des automobilistes), mais aussi durant les jours de fin de semaine et les mois d'été (mai à août), des périodes durant lesquelles le débit routier devrait être plus élevé. Notre deuxième hypothèse était que le risque de collision serait modulé par les caractéristiques d'habitat favorables aux cervidés, leur taux de mouvement ainsi que la capacité des automobilistes à détecter un animal sur la chaussée. Nous avons donc prédit que les collisions avec l'orignal et le cerf se produiront plus souvent à proximité des mares salines, des fonds de vallée et des zones d'habitat favorable (utilisé ici comme proxy de

densités de cervidés plus élevées). Nous n'avons pas formulé d'hypothèse pour notre deuxième objectif car il s'agissait plutôt d'un volet exploratoire descriptif.

MÉTHODES

Aire d'étude

Notre étude s'est déroulée aux abords de l'autoroute 85/185, située dans le Bas-St-Laurent (Québec, Canada). Cette région est située dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*). Les principales essences forestières qu'on y retrouve sont le sapin baumier (*Abies balsamea*), l'épinette blanche (*Picea glauca*), le bouleau jaune, le bouleau blanc (*B. papyrifera*) et le thuya occidental (*Thuja occidentalis*) (Robitaille et Saucier 1998).

Les mammifères de moyenne et de grande tailles rencontrés dans cette région sont l'orignal, le cerf de Virginie, l'ours noir, le coyote (*Canis latrans*), le renard roux (*Vulpes vulpes*) et le lynx du Canada (*Lynx canadensis*). Les densités d'originaux y sont parmi les plus élevées de l'est du Canada avec des densités atteignant 0,5 originaux/km² (MFFP 2016). L'absence du loup gris (*Canis lupus*; qui a été extirpé de la rive sud du fleuve Saint-Laurent depuis environ 150 ans), l'aménagement forestier intensif ainsi que des plans de gestion favorisant l'orignal ont supportés l'augmentation des densités jusqu'à atteindre les niveaux rencontrés actuellement. Cette région est caractérisée par une altitude moyenne de 290 m ainsi que de légères collines (pentes de 7% en moyenne) (Robitaille et Saucier 1998). La température annuelle moyenne est de 2,5°C avec des précipitations variant entre 900 et 1000 mm, desquelles 35% tombent sous forme de neige. Les habitats forestiers dominant le paysage (~85%) non urbanisé avec l'agriculture (~15%), et plusieurs petits villages ruraux et agricoles sont distribués dans l'aire d'étude (Robitaille et Saucier 1998).

L'autoroute 85/185 est le principal axe routier reliant la ville de Rivière-du-Loup (Québec) à la frontière du Nouveau-Brunswick (Figure 1). Cette route de 100 km de long fait l'objet d'un chantier majeur depuis 2001 afin d'être élargie d'une route provinciale à deux voies vers une autoroute provinciale à quatre voies séparées par un terre-plein.

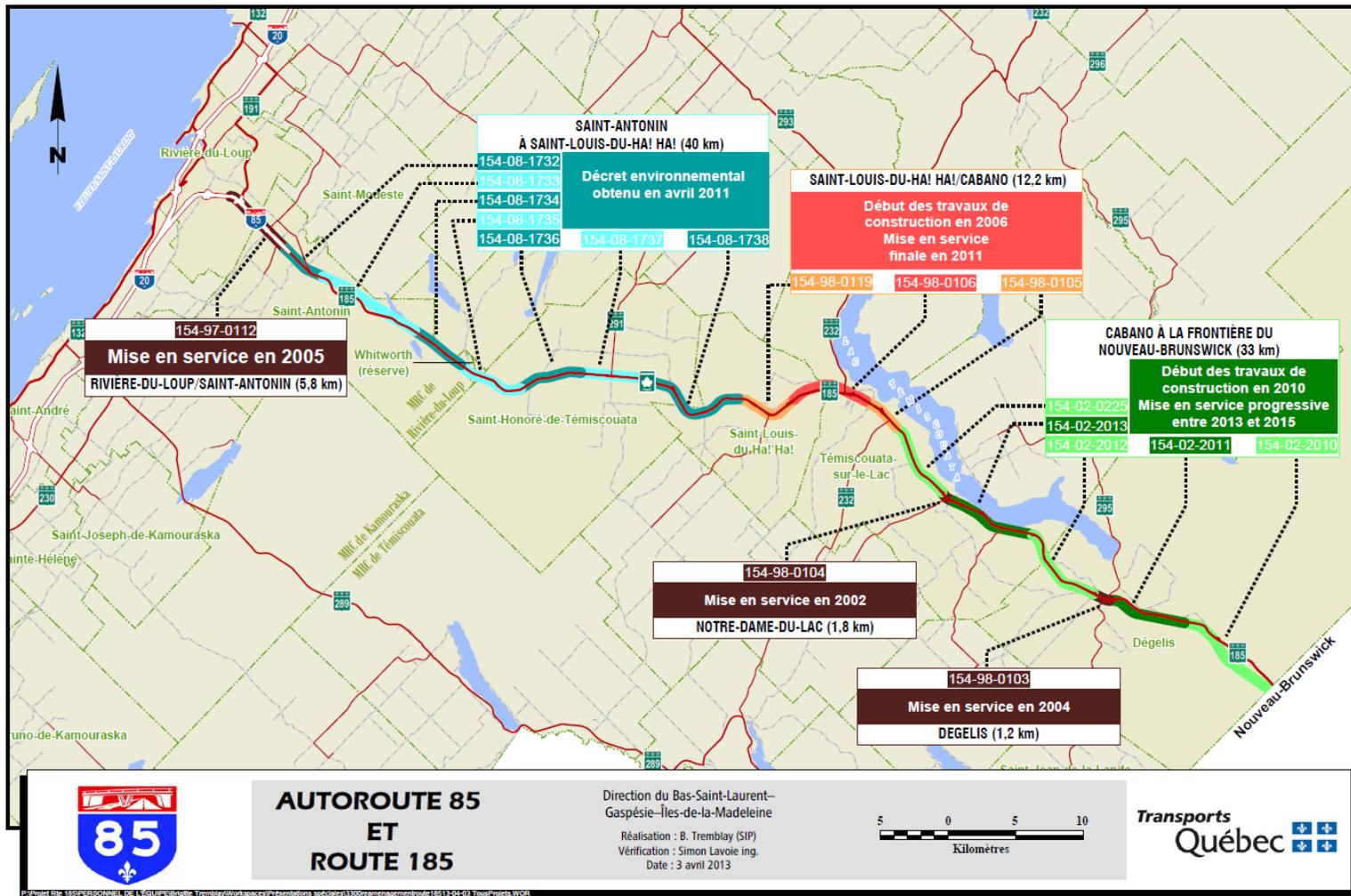


Figure 1. Carte de la localisation de l’aire d’étude, de part et d’autre de la route 185/autoroute 85; les dates de mise en service ou d’état d’avancement des différents tronçons routiers sont présentées. Source : Ministère des Transports du Québec.

La limite de vitesse est présentement fixée à 90 ou 100 km/h dépendant des segments de route. Le débit journalier moyen annuel varie entre 840 et 12 600 véhicules/jours/km avec une moyenne de 7 724 véhicules/jours/km (MTMDET 2015). De ce nombre, il importe de rappeler que la proportion de véhicules lourds est plus importante sur la route 185 que sur d'autres routes et autoroutes, ce tronçon représentant un lien interprovincial important entre l'Ontario et les Maritimes.

Données de collision

Nous avons consulté les archives de collisions impliquant la faune de la Société de l'Assurance Automobile du Québec (ci-après SAAQ) dans le but de construire une base de données de collisions impliquant la faune et recensées sur l'autoroute 85/185 entre 1990 et 2015. Les automobilistes impliqués dans les accidents ont rapporté chaque collision à la SAAQ et quelques variables importantes ont été notées : la limite de vitesse du segment routier, la date de l'accident, l'espèce impliquée et le nombre d'individus, ainsi que plusieurs variables concernant les blessures aux automobilistes ainsi que les dégâts matériels de l'automobile. Nous avons seulement conservé les collisions impliquant les cervidés (orignal et cerf de Virginie) pour les analyses car les autres espèces ne représentaient qu'une très petite proportion des accidents (p. ex. l'ours noir avec 2,1% des collisions). Nous avons ensuite divisé les données en deux parties, une pour chaque espèce de cervidé (orignal : $n = 198$, cerf : $n = 252$).

Données géomatiques

Nous avons utilisé des cartes écoforestières 1 : 20 000 publiées par le MFFP et mises à jour aux deux ans pour y intégrer les perturbations naturelles et anthropiques. Les polygones de type de couvert ont été classifiés en 11 catégories (Tableau 1). Nous avons également utilisé les cartes numériques 1 : 20 000 des routes et de topographie (pour estimer l'altitude et la pente) ainsi que la localisation de ravages d'originaux et de cerfs de Virginie identifiés par inventaires aériens, des informations toutes publiées ou fournies par le MFFP.

Tableau 1. Description des types de couvert forestier basé sur les cartes écoforestières numériques 1 : 20 000.

Type de couvert	Description
Jeunes coupes	Coupes de 0-5 ans, tous types de couvert
Vieilles coupes	Coupes de 6-20 ans, tous types de couvert
Peuplements en régénération	Peuplements de 21-40, tous types de couvert
Peuplements immatures	Peuplements de 41-80, tous types de couvert
Peuplements de décidus matures	Peuplements décidus de > 80 ans
Peuplements de résineux matures	Peuplements résineux de > 80 ans
Perturbations naturelles	Feux et épidémies d'insectes de 0-20 ans
Milieux humides	Marais et tourbières
Étendues d'eau	Lacs et rivières
Anthropique	Peuplements fortement perturbés par l'activité humaine
Autres	Polygones qui ne répondaient à aucun autre critère

Modélisation de la probabilité d'occurrence

Afin de modéliser la probabilité d'occurrence de l'orignal et du cerf de Virginie, nous avons utilisé des Fonctions de Sélection des Ressources (RSF; Manly *et al.* 2002) réalisées à partir de données télémétriques récoltées sur des 20 orignaux munis de colliers télémétriques GPS à l'hiver 2017, et à l'aide de 100 cerfs munis de colliers VHF dans une étude compagne (voir Lesage et al. 2000 pour les détails relatifs à la capture et aux manipulations).

La capture des 20 orignaux a été réalisée avec un lance-fléchette opéré à partir d'un hélicoptère. Le lance-fléchette consiste essentiellement en un fusil modifié qui propulse une fléchette remplie d'un immobilisant chimique (ici de l'étorphine, 9 mg par animal, dose ajustée selon le sexe et la masse estimée par la Dr. Josée Tremblay, vétérinaire). Une fois sous l'action de l'étorphine, l'animal s'immobilisait et se couchait au sol. Le lance-fléchette était opéré à partir d'un hélicoptère lorsque l'orignal se trouve dans une position adéquate pour la capture (à portée de tir pour placer un bon tir) et ce, afin d'éviter les

blessures. La sélection d'un individu s'effectuait visuellement et ce, à partir de l'hélicoptère. L'individu sélectionné était dirigé vers un milieu ouvert permettant un tir efficace. La poursuite était limitée à quelques minutes (~10), selon les conditions de neige et les difficultés de déplacement de l'animal, afin de limiter le stress et d'éviter les blessures pouvant être liées à la poursuite. Une fois l'animal immobilisé, il était immédiatement rejoint par l'équipe (2 techniciens de la faune et une vétérinaire spécialisée sur la grande faune) afin de procéder à l'installation du collier. En plus de l'anesthésie, des précautions ont été prises pour limiter le stress (bandeau de tissu pour cacher les yeux de l'animal, réduction maximale des mouvements de l'équipe de capture et du bruit autour de l'animal et de manipulations faites sur l'animal, contention des pattes de l'animal afin de limiter les blessures) et ce, jusqu'à l'administration de l'antidote (Naltraxone, 270 mg par animal). La Dr. Tremblay était au chevet de l'animal pendant la totalité des opérations et veillait à l'état de santé de l'animal tant au cours des manipulations (pose de collier télémétrique GPS/Iridium) que pendant la phase de réveil. Suite à la capture et la contention, le collier télémétrique a été installé, l'antidote a été administré et l'animal a ensuite été relâché.

La période de capture s'est déroulée en deux phases, soit du 17 au 21 février 2017 ainsi qu'une reprise de capture de 10 mars 2017. En tout, 4 jours de vol ont été nécessaires pour réaliser la capture, à raison de 3 à 7 animaux par jour. L'objectif initial était de 10 mâles et 10 femelles adultes (pour un total de 20 orignaux), mais devant la quasi absence de mâles dans l'aire d'étude, et afin d'optimiser les 20 colliers télémétriques achetés pour réaliser l'étude, nous avons finalement réalisé la capture de 18 femelles et 2 mâles et les avons munis d'un collier télémétrique.

Le protocole de capture et de manipulations a été approuvé par le comité de protection des animaux de l'UQAR (certificat #CPA-68-17-183) et les travaux de capture ont été autorisés par l'octroi d'un permis SEG par le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec (#2017-02-10-010-01-S-F). La Dr. Josée Tremblay, vétérinaire qui a occupé le poste de vétérinaire en chef du zoo de St-Félicien pendant 8 ans, a conçu le protocole de capture, choisi l'immobilisant chimique et l'antidote, et était à bord de l'hélicoptère pendant les captures et tout en étant responsable de l'administration de l'immobilisant.

Les domaines vitaux des orignaux suivis ont été délimités en utilisant des Polygones Minimum Convexes (MCP) à 95%. Les localisations d'orignaux ont ensuite été comparées à un nombre égal de points lancés aléatoirement dans le domaine vital du même orignal. Ces comparaisons ont été faites à l'aide de régressions logistiques avec effets mixtes en se basant sur les caractéristiques d'habitats, de topographie et distance à une route et à un point d'eau. Les localisations de cerfs ont été comparées à un nombre égal de points lancés aléatoirement dans l'entièreté de l'aire d'étude. Ces comparaisons ont été faites sur la base de l'habitat, la topographie et la distance à une route ou à un point à l'aide de régressions logistiques.

Les variables comprises dans les modèles candidats étaient le type d'habitat, l'altitude, la pente, la distance à une route et la distance à un point d'eau. Comme dans Leblond *et al.* (2011), nous avons testé différentes tailles de rayons de zone tampon (500, 1000, 1500, 2000 et 2500 m) afin de contextualiser la variation d'altitude et de pente autour des points de localisation et des points aléatoires. Une fonction de distance déclinante ($e^{-\alpha d}$; Carpenter *et al.* 2010) a été employée pour atténuer l'influence de l'augmentation de la distance à la route la plus près dans les analyses concernant l'orignal. Pour y parvenir, nous avons testé l'effet de différentes valeurs de coefficient alpha (α ; 50, 150, 250, 500, 750, 1000, 2000, 3000, 4000) comme suggéré par Lesmerises *et al.* (2018).

Nous avons calculé l'indice d'inflation de la variance (VIF) et l'indice de condition pour évaluer la colinéarité entre les variables. Certains types d'habitat ont été groupés afin de réduire le nombre de variables du modèle (k) : les étendues d'eau avec les milieux humides, toutes les coupes totales de 0 à 20 ans et, les perturbations naturelles avec les peuplements en régénération. Ces derniers groupements ont été faits pour l'orignal seulement; les catégories d'habitats sont restées les mêmes pour le cerf. Les modèles candidats ont été construits en se basant sur différentes hypothèses en lien avec l'habitat, la topographie ou la distance aux routes. Le modèle le plus parcimonieux a été identifié à l'aide du Critère Bayésien d'Information (BIC). Nous avons évalué la robustesse du modèle le plus parcimonieux pour chaque espèce à l'aide d'une validation croisée (Boyce *et al.* 2002) dans laquelle le modèle a été testé avec 25% des données durant 50 itérations.

Nous avons ensuite cartographié la probabilité d'occurrence de chaque espèce afin d'identifier les sites de forte probabilité d'occurrence (les 2,5% des habitats les mieux classés pour l'orignal et les 10% pour le cerf de Virginie). Les pourcentages d'habitats retenus différaient entre les espèces en raison des probabilités d'occurrence très élevées de l'orignal dans l'aire d'étude comparativement au cerf. Ceci nous a permis de créer la variable de distance à une parcelle de forte probabilité d'occurrence (ci-après DPHQ).

Analyses des patrons temporels

Nous avons évalué l'effet du mois, du jour de la semaine et des phases du jour (aube, jour, crépuscule, nuit) sur la distribution temporelle des collisions impliquant les cervidés. Les phases du jour ont été identifiées en utilisant l'heure officielle du lever et du coucher de soleil (NRC 2017), la période « aube » était identifiée en ajoutant et en soustrayant 30 minutes à l'heure du lever, et « crépuscule » en ajoutant et en soustrayant 30 minutes à l'heure du coucher. Les périodes jour et nuit étaient donc identifiées comme étant les périodes entre l'aube et le crépuscule.

La base de données de collisions a d'abord été divisée selon l'espèce impliquée (orignal; $n = 198$, cerf; $n = 252$) et les collisions de chacune des espèces ont ensuite été groupées par année. Le nombre de collisions a été catégorisé pour chaque période (mois, jour de la semaine, phase du jour). Nous avons par la suite évalué l'effet du mois, du jour de la semaine et de la phase du jour en employant des régressions de Poisson (PROC GLIMMIX; SAS Software 9.4). Nous avons utilisé la durée de la période comme variable « offset » afin de prendre en compte la variation de la durée de la journée au cours de l'année. Nous avons utilisé la macro MULT (Piepho 2012) avec une correction de Bonferroni afin d'obtenir des comparaisons multiples des carrés moyens. Nous avons accompli un partitionnement de la variance pour les trois variables temporelles (mois, jour de la semaine et phase du jour) ainsi que pour leurs intersections en utilisant les R^2 ajustés (Legendre & Legendre 1998). Nous avons calculé les R^2 ajustés pour chaque combinaison de variable dans les modèles en faisant appel à une macro SAS développée par Mittlbock (2002). Le partitionnement de la variance est employé pour calculer la proportion de variance expliquée par chaque variable et chaque combinaison de ces variables. La variance expliquée par chaque combinaison a été standardisée avec la proportion totale de

variance expliquée dans le but de permettre les comparaisons entre les deux espèces de cervidés indépendamment de l’ajustement du modèle.

Analyse des patrons spatiaux

Nous avons évalué l’effet des facteurs spatiaux sur la probabilité d’entrer en collision avec un cervidé pour l’orignal et le cerf de Virginie en comparant les caractéristiques de chaque localisation de collision à celles d’un nombre égal de points distribués aléatoirement le long de l’autoroute. Les caractéristiques au site de collision ont été classées en trois catégories de variables, soit celles référant à l’habitat, aux conditions météorologiques et celles liées au conducteur. En se basant sur la variation annuelle du taux de collision, nous n’avons testé l’influence des facteurs spatiaux que durant les mois où le nombre de collisions était élevé (c.-à-d. d’avril à septembre pour l’orignal et d’avril à octobre pour le cerf) afin de réduire le biais potentiel associé aux rares collisions se produisant en hiver. De plus, les collisions dont nous ne sommes pas parvenus à obtenir les données météorologiques ont été retirées de la base de données, la taille de l’échantillon a donc été réduit à 155 collisions impliquant l’orignal et 168 collisions impliquant le cerf.

Les variables d’habitat comprenaient l’altitude (m) et la pente (°), le type de couvert au site de collision ou à la localisation aléatoire, la proportion de milieux humides, la proportion de peuplements résineux matures, la distance à la mare saline la plus près (m), la distance à l’aire de ravage le plus près (m) et la distance à la parcelle de forte probabilité d’occurrence la plus près (m). Une fonction de distance déclinante a été appliquée aux éléments rarement rencontrés comme les mares salines, les aires de ravage et le DPHQ selon la même méthode que mentionné ci-haut. Toutes les variables ont été gardées sans transformation à l’exception de DPHQ pour l’orignal, pour laquelle une fonction de distance déclinante a été appliquée avec un alpha de 150 ($e^{-150/d}$); l’effet de cette variable plafonnait par conséquent à une distance de 1 km du site de la collision (ou du point aléatoire). Les variables d’élévation, de pente, de proportion de milieux humides et de proportion de peuplements résineux matures ont été contextualisées dans des zones tampons selon la méthode mentionnée ci-haut. Nous avons retenu des tailles de zones tampon de 500 m de rayon pour la pente et l’altitude pour les deux cervidés.

Les données météorologiques comprenaient la température maximale quotidienne (°C), la température minimale quotidienne (°C) et les précipitations quotidiennes (mm). Les précipitations quotidiennes ont été converties en une variable binaire (présence-absence). Nous avons seulement utilisé la pluie et non la pluie et la neige parce que la majorité des collisions ont eu lieu durant la période sans neige. Afin de pouvoir comparer les variables climatiques entre les points de collisions et les points aléatoires, nous avons besoin d'une date pour assigner les variables climatiques aux points aléatoires. Pour y parvenir, nous avons aléatoirement sélectionné une date dans une fenêtre de ± 1 semaine autour d'une date de collision réelle et les variables météorologiques de cette date ont été attribuées au point aléatoire, qui a été apparié au point réel correspondant dans les analyses subséquentes.

Finalement, les variables relatives au conducteur incluaient l'indice de sinuosité, l'indice binaire de luminosité et le débit journalier moyen annuel des véhicules routier (DJMA). Nous avons utilisé l'indice d'inflation de la variance et l'indice de condition afin de vérifier l'absence de colinéarité entre les variables. La température minimale quotidienne a été éliminée des variables considérées en raison d'une forte colinéarité avec la température maximale quotidienne. Nous avons construit des modèles candidats de régression logistique conditionnelle (Tableau 2 pour l'original et Tableau 3 pour le cerf) en employant la librairie *Survival* (Therneau 2015) dans R (R Core Team 2017). Nous avons utilisé le BIC afin de sélectionner le modèle le plus parcimonieux pour chaque cervidé. Nous avons finalement utilisé une validation croisée afin d'évaluer la robustesse du modèle le plus parcimonieux.

Modélisation de la connectivité fonctionnelle

Afin d'identifier les corridors de connectivité reliant les deux côtés de la route, deux méthodes différentes ont été employées et leurs résultats ont été comparés. Ces deux méthodes emploient différents cadres théoriques et méthodologiques et ont été appliquées pour chacune des deux espèces de cervidés ciblées.

Tableau 2. Modèles candidats de régressions logistiques conditionnelles pour l'analyse spatiale des collisions routières impliquant l'original sur l'autoroute 85/185 dans le sud-est du Québec (Canada) de 1990 à 2015 ($n = 155$). Le modèle le plus parcimonieux est montré en gras.

Modèle	<i>k</i>	<i>n</i>	ΔBIC
Luminosité + Sinuosité + Pluie quotidienne	3	155	43,28
Température maximum quotidienne + Pluie quotidienne	2	155	47,3
Couvert forestier + Distance à une parcelle de forte probabilité d'occurrence (DPHQ)	9	155	50,12
DPHQ + Proportion de milieux humides	2	155	37,79
Pente + Altitude + DPHQ + DPHQ*Pente + Altitude*Pente	5	155	0
Distance à un ravage + Distance à une mare saline	2	155	31,45
Complet	17	155	66,08

Tableau 3. Modèles candidats de régressions logistiques conditionnelles pour l'analyse spatiale des collisions routières impliquant le cerf de Virginie sur l'autoroute 85/185 dans le sud-est du Québec (Canada) de 1990 à 2015 ($n = 168$). Le modèle le plus parcimonieux est montré en gras.

Modèle	<i>k</i>	<i>n</i>	ΔBIC
Luminosité + Sinuosité + Pluie quotidienne	3	168	10,34
Température maximum quotidienne + Pluie quotidienne	2	168	11,18
Couvert forestier + DPHQ	9	168	34,56
DPHQ	1	168	6,95
Proportion de peuplements résineux matures + Proportion d'habitat perturbés par l'humain	2	168	2,79
Pente + Altitude	2	168	10,02
Pente + Altitude + Pente*altitude	3	168	14,75
Pente + Altitude + Altitude ²	3	168	14,69
Distance à un ravage + Distance à une mare saline	2	168	11,81
Sinuosité + Proportion de peuplements résineux matures	2	168	0
Complet	17	168	53,74

CircuitScape (v4.0.3; McRae *et al.* 2008) est un logiciel qui utilise les théories des graphes et des circuits électriques afin de modéliser les corridors de connectivité comme étant les connections d'un circuit électrique. *CircuitScape* transforme donc un paysage en circuit électrique, les parcelles d'habitats deviennent des nœuds et les connections entre ces nœuds deviennent des résistors. Une résistance est associée à chacun de ces résistors, représentant la facilité ou la difficulté avec laquelle l'individu d'une espèce en particulier se déplace à travers le paysage. Cette résistance est calculée pour chaque pixel en fonction de plusieurs variables, telles que la qualité de l'habitat, le risque de mortalité, et l'évitement de certains éléments (McRae *et al.* 2008). *CircuitScape* nécessite deux matrices (*i.e. rasters*), soit une comprenant les parcelles d'habitats à connecter et une deuxième représentant la résistance pour l'ensemble du paysage. Selon Spear *et al.* (2010), les modèles de connectivité peuvent être paramétrés de trois façons différentes; en utilisant des données empiriques (localisations GPS, RSF, pistage), en employant des opinions d'experts ou à l'aide d'optimisation de modèles. Cette dernière approche (c.-à-d. l'optimisation de modèles) consiste à utiliser une gamme de résistances et à employer des modèles candidats afin de déterminer quelle couche matricielle (c.-à-d. *raster*) représente le mieux les patrons observés. Cependant, les résultats de cette dernière méthode dépendent grandement du type de sélection de modèle employée (Spear *et al.* 2010). Les différentes matrices de résistance ont donc été élaborées à partir de probabilités d'occurrences issues de RSF (comme dans Walpole *et al.* 2012). Le logiciel met en évidence les corridors où le « courant électrique » est le plus fort, représentant les endroits où la probabilité d'utilisation par les individus est plus élevée.

Linkage Mapper (McRae et Kavanagh 2011) est une extension du logiciel ArcGIS 10.1 (ESRI, Redlands, Californie, É-U) permettant d'utiliser différents outils d'analyse de connectivité d'habitats fauniques. Tout comme *CircuitScape*, *Linkage Mapper* utilise des cartes matricielles de parcelles d'habitats et de résistance au déplacement. Les matrices de résistance seront créées selon la même méthode (voir ci-haut). Cet outil utilise la théorie des corridors de moindre coût (*lib. Least-cost path*; Adriaensen *et al.* 2003) afin d'identifier les corridors présentant des caractéristiques qui facilitent ou entravent le déplacement des individus.

Dans cette méthode, les matrices de résistance de chaque espèce ont également été élaborées à partir des RSF (voir les détails ci-haut). Une transformation linéaire négative a été appliquée aux probabilités d'occurrence (1-RSF; comme décrit par Chetkiewicz & Boyce 2009) afin de représenter la résistance du paysage. Une valeur maximale de résistance (1000) a été assignée aux barrières considérées imperméables alors qu'une valeur intermédiaire (500) a été attribuée aux environnements se trouvant dans une zone tampon d'un rayon de 500 m autour des bâtiments (Tableau 4). Nous avons également défini la résistance des plans d'eau à une valeur de 300. La résistance attribuée aux routes était ajustée selon le débit journalier moyen annuel étant donné que nous suspicions qu'un débit moins important serait plus perméable. Pour se faire, nous avons créé quatre catégories de débit routier : moins de 1000, de 1000 à 4 999, de 5 000 à 9 999 et plus de 10 000.

Tableau 4. Valeurs de résistance utilisées pour construire les matrices de résistance pour la modélisation de la connectivité fonctionnelle.

Composantes	Valeur de résistance
l-scores de RSF	1-100*
Structure de passage faunique	80
Plans d'eau	300
Routes de < 1000 DJMA ¹	100
Routes de 1000 – 4 999 DJMA	200
Routes de 5000 – 9 999 DJMA	300
Routes de \geq 10 000 DJMA	400
Bâtiments	500
Barrières imperméables	1000

* L'inverse des scores de RSF ont été multipliés par 100

¹ Débit journalier moyen annuel

Il importe de noter ici que la modélisation réalisée ne prenait pas en compte les ouvrages prévus (mais non réalisés au moment de faire l'étude) pour assurer la connectivité des habitats de part et d'autre de la route 185 (p. ex. passages fauniques envisagés) puisqu'ils n'étaient pas disponibles pour les deux espèces d'intérêt. Nous avons donc

modélisé la connectivité fonctionnelle *actuelle*, mais avons ajouté différentes structures dans les scénarios testés en fin de rapport. Au moment de réaliser l'étude, il n'y avait donc qu'un seul ouvrage de traversée concrètement disponible pour la grande faune (au ruisseau Griffin) et elle a été considérée dans l'exercice de modélisation. De plus, les coupes de roc (et autres barrières anthropiques au mouvement) ont été considérées complètement imperméables au déplacement des cervidés.

Nous avons construit les matrices de parcelles d'habitats à connecter en se basant sur les cartes de probabilité d'occurrence de chaque espèce. Pour les deux espèces de cervidés, nous avons sélectionné les 2,5% des habitats les mieux classés qui avaient une superficie minimale de 150 ha pour l'orignal et de 80 ha pour le cerf. La superficie minimale était différente selon l'espèce considérant les différences de taille de domaine vital des deux espèces (c.-à-d. plus grand pour l'orignal que pour le cerf).

D'autres méthodes s'offraient à nous pour étudier la connectivité fonctionnelle, dont les analyses de PATH (*Pathway Analysis Through Habitat*) du logiciel Netlogo. Contrairement aux discussions préalables au projet tenues avec le Ministère des Transports du Québec, nous avons toutefois décidé de ne pas utiliser cette méthode en raison du trop grand nombre de paramètres que nous étions dans l'impossibilité de contrôler.

Validation de la connectivité

Le processus de validation consistait à évaluer l'intensité de la relation entre les résultats des deux modèles de connectivité (*CircuitScape* et *Linkage Mapper*) et quatre variables indépendantes obtenues lors d'inventaires de terrain. Ces quatre variables étaient la densité de collisions routières impliquant les cervidés, la distance au ravage le plus près et le taux de détection de deux types de dispositifs. Nous avons utilisé les registres de collisions impliquant la faune de la SAAQ pour calculer la densité de collision impliquant chaque cervidé. Nous avons également utilisé les localisations des ravages d'originaux et de cerfs de Virginie identifiés par inventaire aérien réalisé expressément dans ce corridor routier (MFFP 2016). Les densités de collisions impliquant les cervidés et la distance au ravage le plus près ont été calculées pour chaque segment de route de 1 km (centré sur les bornes kilométriques). Le point central du segment de route était utilisé pour mesurer la

distance au ravage le plus près. Nous avons distribué aléatoirement 80 caméras à détection automatique et 59 trappes à sable dans une zone tampon de 1 km de rayon autour de l'axe routier durant l'été de 2017 afin d'évaluer les déplacements fauniques. Nous avons visité chaque dispositif (c.-à-d. les caméras et les trappes à sable) à chaque deux semaines pour changer les cartes mémoire des caméras, récupérer les photos et réinitialiser les trappes à sable (c.-à-d. effacer les traces et lisser le sable avec un râteau). Nous avons calculé le taux de détection par espèces pour chaque dispositif en divisant le nombre d'animaux détectés par le nombre de jours que le dispositif était en fonction.

La force de la relation reliant chaque variable aux modèles de connectivité a été évaluée à l'aide d'une régression linéaire pour les densités de collisions, une corrélation de Pearson pour la distance au ravage le plus près et une corrélation de rang de Spearman pour les deux taux de détection. La corrélation de rang de Spearman (basé sur 10 compartiments) a été préférée à la corrélation de Pearson afin de gérer la forte variabilité dans les taux de détections des caméras et des trappes à sable. Nous avons calculé la valeur moyenne de connectivité provenant de chaque modèle dans une zone tampon centrée sur le point central de chaque segment de 1 km de l'autoroute 85/185 ou sur les localisations des caméras et des trappes à sable selon le cas. Nous avons également évalué l'effet de l'augmentation de la taille du rayon de la zone tampon (150, 500, 1000, 1500, 2000 et 2500 m) sur la force de la relation. Ces zones tampons ont été utilisées afin de contextualiser la connectivité fonctionnelle autour de chaque point central des segments de 1 km de route, des caméras et de trappes à sable. Nous avons utilisé cette méthode pour déterminer l'échelle spatiale à laquelle nos quatre variables de validation étaient le plus reliées aux valeurs de connectivité fonctionnelle obtenues par les deux méthodes.

RÉSULTATS

Modélisation de la probabilité d'occurrence

Le modèle le plus parcimonieux pour modéliser la probabilité d'occurrence de l'original comprenait les catégories d'habitat et la distance à la route la plus proche (Tableau 5). Ce modèle suggère que les peuplements de feuillus matures, les étendues d'eau, les milieux humides et la catégorie « autre » étaient évités alors que les peuplements

immatures et les coupes totales étaient sélectionnés. La distance à la route la plus près avait un effet positif sur la probabilité d'occurrence; les habitats près des routes étaient donc évités. La validation croisée a classé le résultat du modèle avec succès dans 90,63% ($\pm 3,27$ É.-T.) des cas.

Tableau 5. Coefficients (β) et l'intervalle de confiance à 95% (IC95%) du modèle le plus parcimonieux décrivant la probabilité d'occurrence de l'original dans la région du Témiscouata situé dans le sud-est du Québec (Canada) en 2017. Les coefficients pour lesquels les bornes inférieure et supérieure de l'IC 95% ne chevauchent pas zéro ont un effet significatif sur les patrons de sélection d'habitat.

Variable	β	[IC 95% inf : sup]
Intercepte	-0,739	[-0,806 : -0,672]
Peuplements décidus matures	-0,282	[-0,329 : -0,235]
Plans d'eau et milieux humides	-1,252	[-1,405 : -1,099]
Autre	-0,456	[-0,542 : -0,370]
Peuplements immatures	0,341	[0,284 : 0,398]
Coupes de 0-20 ans	0,202	[0,158 : 0,245]
Perturbations naturelles et peuplements en régénération	0,024	[-0,027 : 0,075]
Distance à la route la plus près	0,94	[0,879 : 1,001]

Le modèle le plus parcimonieux pour modéliser la probabilité d'occurrence du cerf de Virginie comprenait les catégories d'habitat, la pente, l'altitude, l'altitude au carré, la distance à la route la plus près et la distance au plan d'eau le plus près (Tableau 6). Ce modèle suggérait que les plans d'eau et la catégorie d'habitat « autre » étaient évités alors que les coupes totales (jeunes et vieilles), les perturbations naturelles et les peuplements de conifères matures étaient sélectionnés. Les habitats en haute altitude et avec une pente élevée étaient également sélectionnés. La distance à un plan d'eau avait un effet négatif sur la probabilité d'occurrence du cerf, dénotant une sélection des habitats à proximité des plans d'eau. La relation entre l'altitude et son carré démontrait que les cerfs sélectionnaient les habitats à altitude intermédiaire. La validation croisée a classé le résultat du modèle avec succès dans 95,2% ($\pm 2,8$ [écart-type, ci-après ÉT]) des cas.

Tableau 6. Coefficients (β) et l'intervalle de confiance à 95% (IC95%) du modèle le plus parcimonieux décrivant la probabilité d'occurrence de l'orignal dans la région du Témiscouata situé dans le sud-est du Québec (Canada) en 2017. Les coefficients pour lesquels les bornes inférieure et supérieure de l'IC 95% ne chevauchent pas zéro ont un effet significatif sur les patrons de sélection d'habitat.

Variable	β	[IC 95% inf : sup]
Intercepte	-1,117	[-1,570 : -0,664]
Peuplements décidus matures	0,195	[-0,045 : 0,436]
Eau	-2,419	[-3,141 : -1,697]
Autre	-0,708	[-0,959 : -0,458]
Peuplements immatures	-0,017	[-0,239 : 0,205]
Vieilles coupes	0,830	[0,575 : 1,084]
Jeunes coupes	0,677	[0,362 : 0,992]
Perturbations naturelles	0,792	[0,468 : 1,116]
Milieus humides	-0,457	[-1,002 : 0,089]
Peuplements résineux matures	0,359	[0,074 : 0,643]
Anthropique	-0,310	[-0,842 : 0,222]
Distance à la route la plus près	-0,554	[-0,868 : -0,240]
Distance au plan d'eau le plus près	-0,292	[-0,377 : -0,207]
Altitude	9,406	[6,645 : 12,168]
Altitude ²	-19,249	[-23,964 : -14,534]
Pente	0,116	[0,092 : 0,140]

Analyses des patrons temporels

La base de données de collisions comprenait 198 collisions impliquant l'orignal et 252 collisions impliquant le cerf de Virginie. La moyenne annuelle de collisions était de 7,6 (\pm 3,2 ÉT) pour l'orignal et 9,6 (\pm 3,5 ÉT) pour le cerf sur les 100 km de route. Pour les deux espèces, seulement le mois (orignal: $F_{(10, 288)} = 125,8$, $P < 0,001$; cerf: $F_{(11, 315)} = 16,8$, $P < 0,001$) et les phases du jour (orignal: $F_{(3, 288)} = 385,2$, $P < 0,001$; cerf: $F_{(13, 315)} = 646,4$, $P < 0,001$) avaient une influence sur le nombre de collisions. Par contre, le jour de la

semaine n'avait pas d'effet (original: $F_{(6, 288)} = 0,9$, $P=0,51$; cerf: $F_{(6, 315)} = 1,1$, $P=0,38$). Les différences de carrés moyens ont mis en évidence une augmentation des collisions impliquant l'original à l'approche de l'été avec un maximum en juillet alors que les collisions impliquant le cerf présentaient une première augmentation en avril suivie d'une deuxième à l'approche de l'automne (Figure 2). Le nombre de collisions était plus élevé durant les périodes d'aube et de crépuscule, sans toutefois être différents entre eux (Figure 3). Plus de collisions survenaient également la nuit que le jour.

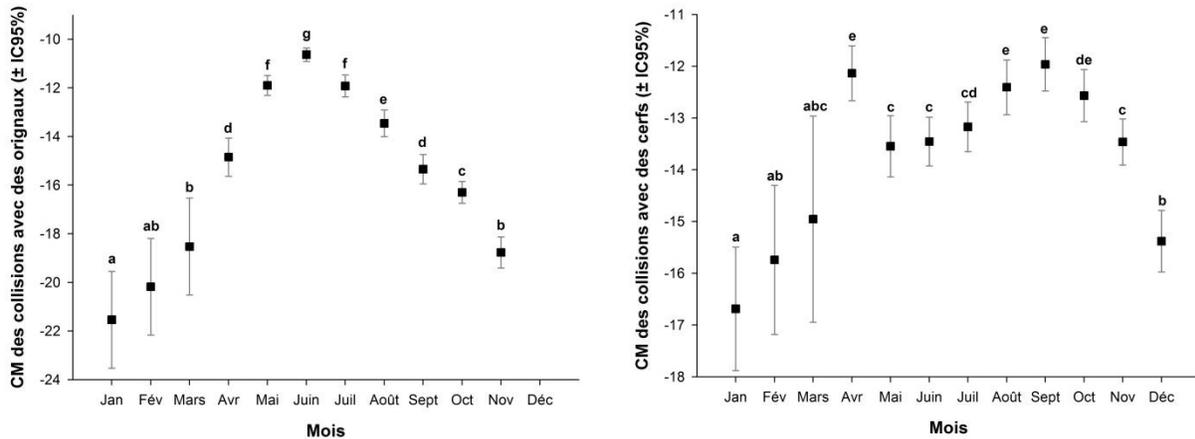


Figure 2. Moyennes des carrés pour les collisions impliquant l'original (à gauche, $n = 198$) et le cerf de Virginie (à droite, $n = 252$) par mois (\pm intervalle de confiance à 95%). Aucune collision n'a été recensée en décembre pour l'original, ce qui explique l'absence de résultat pour ce mois. Les mois partageant la même lettre ne présentent pas de différence significative.

Le partitionnement de la variance a démontré que les facteurs modulant la distribution temporelle des collisions avec l'original étaient les phases du jour (92,8%) et le mois (83,8%; Figure 4). Pour le cerf, le principal facteur était le mois (102,6%; Figure 4). Toutes les intersections présentaient des valeurs négatives, indiquant un effet fort mais opposé des variables impliquées dans l'intersection; de telles valeurs doivent être interprétées comme des valeurs nulles (Legendre & Legendre 1998).

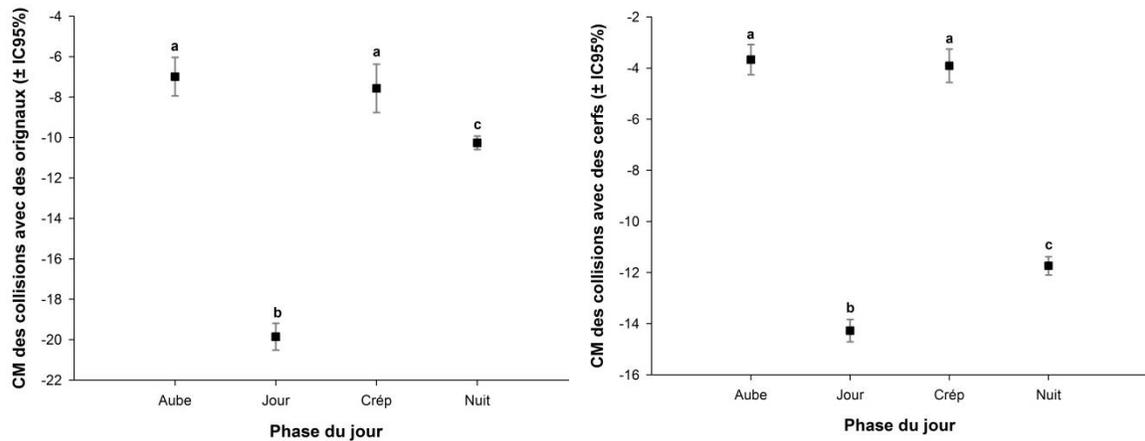


Figure 3. Moyennes des carrés pour les collisions impliquant l’orignal (a, $n = 198$) et le cerf de Virginie (b, $n = 252$) par phase du jour (\pm intervalle de confiance à 95%). Les phases du jour partageant la même lettre ne présentent pas de différence significative.

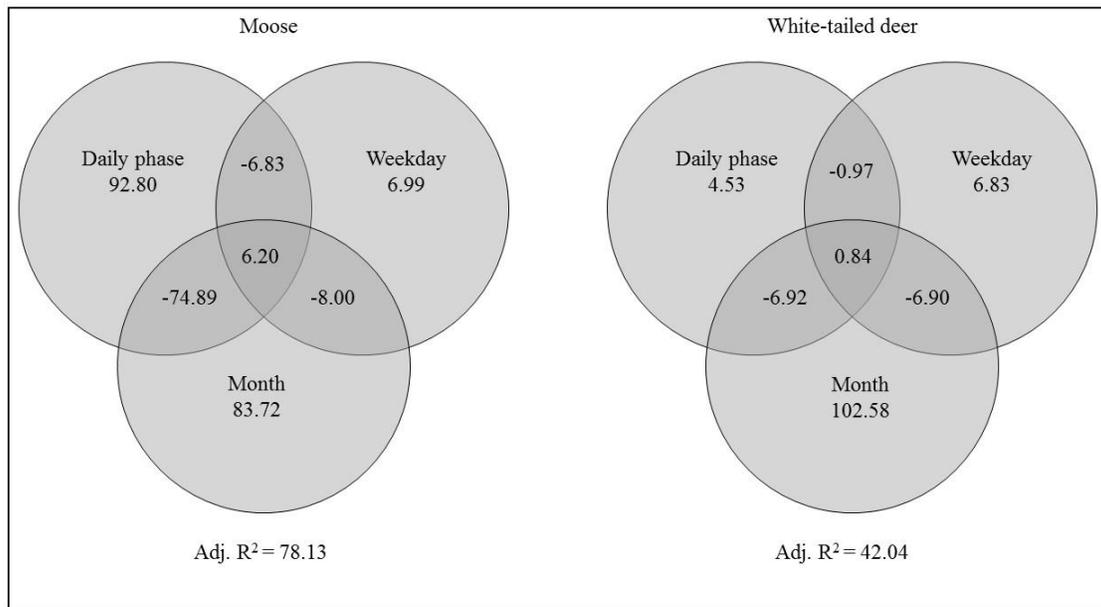


Figure 4. Proportion de variance expliquée (basée sur le R^2 ajusté) par le mois, le jour de la semaine et les phases du jour sur la distribution temporelle des collisions impliquant l’orignal et le cerf de Virginie. Les R^2 ajustés (au bas) représentent la proportion de la variance expliquée par le modèle complet.

Analyses des patrons spatiaux

De tous les modèles candidats expliquant la variance dans la distribution spatiale de collisions avec l'orignal, le plus parcimonieux contenait les variables d'altitude, de pente, de DPHQ et des interactions entre ces variables (Tableau 7). Ce modèle suggérait que l'altitude, l'interaction entre la pente et l'altitude (Figure 5) et l'interaction entre la pente et la DPHQ (Figure 6) avait un effet sur la probabilité relative d'entrer en collision avec un orignal. Le risque de collision était généralement plus élevé à haute altitude relative, mais ce risque diminuait lorsque la pente augmentait. Le risque de collision était élevé lorsque l'on se trouvait à proximité des parcelles d'habitat de haute qualité pour l'orignal à l'exception des localisations qui se trouvaient loin des parcelles d'habitat de haute qualité mais où la pente était faible; dans ces cas, le risque était élevé. Nous avons évalué la robustesse de ce modèle avec une validation croisée où le modèle a classé avec succès les événements de collision réels dans 71,6% des cas ($\pm 7,0$ ÉT), soulignant que le modèle était relativement robuste et fiable.

Tableau 7. Coefficients (β) et l'intervalle de confiance à 95% (IC95%) du modèle le plus parcimonieux décrivant le risque de collision impliquant l'orignal dans la région du Témiscouata situé dans le sud-est du Québec (Canada) de 1990 à 2015. Les coefficients pour lesquels les bornes inférieure et supérieure de l'IC 95% ne chevauchent pas zéro ont un effet significatif sur la distribution spatiale des collisions.

Variable	β	[IC 95% inf : sup]
Pente	-0,33815	[-0,612 : -0,064]
Altitude	0,00867	[0,005 : 0,012]
DPHQ	0,00051	[0,0001 : 0,0009]
Pente*DPHQ	-0,00027	[-0,0003 : -0,0002]
Pente*Altitude	0,00209	[0,001 : 0,003]

Pour ce qui est de l'analyse des collisions impliquant le cerf de Virginie, le modèle le plus parcimonieux ne comprenait que la sinuosité de la route et la proportion de peuplements de conifères matures dans une zone tampon de 500 m de rayon (Tableau 8).

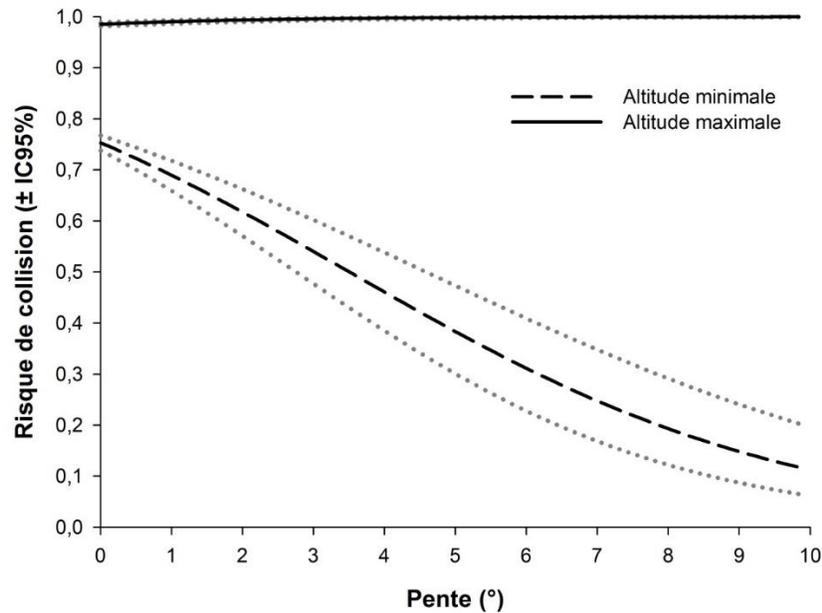


Figure 5. Représentation graphique de l'effet de l'interaction entre la pente et l'altitude sur le risque de collision avec un original sur l'autoroute 85/185 situé dans le sud-est du Québec (Canada) de 1990 à 2015. Les lignes pointillées représentent l'IC 95%.

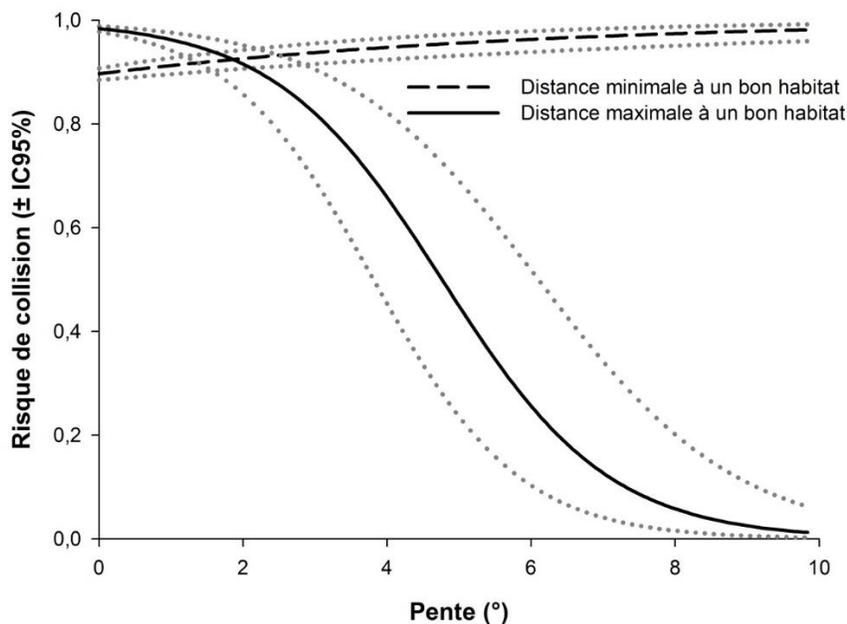


Figure 6. Représentation graphique de l'effet de l'interaction entre la pente et la distance à la parcelle de forte probabilité d'occurrence la plus près sur le risque de collision avec un original sur l'autoroute 85/185 situé dans le sud-est du Québec (Canada) de 1990 à 2015. Les lignes pointillées représentent l'IC 95%.

Tableau 8. Coefficients (β) et l'intervalle de confiance à 95% (IC95%) du modèle le plus parcimonieux décrivant le risque de collision impliquant le cerf de Virginie dans la région du Témiscouata situé dans le sud-est du Québec (Canada) de 1990 à 2015. Les coefficients pour lesquels les bornes inférieure et supérieure de l'IC 95% ne chevauchent pas zéro ont un effet significatif sur la distribution spatiale des collisions.

Variable	β	[IC 95% inf: sup]
Sinuosité	1,5255	[0,750: 2,301]
Proportion de peuplements résineux matures dans un rayon de 500 m	2,5237	[1,541: 3,506]

Le deuxième modèle le plus parcimonieux (Δ BIC de 2,79) comprenait la proportion de peuplements résineux matures et la proportion d'habitats fortement perturbés. Selon le modèle le plus parcimonieux, le risque de collision était plus élevé là où la sinuosité de la route était plus faible et la proportion de peuplements de conifères matures était élevée. Toutefois, le niveau de support pour ce modèle est plutôt limité, ayant classé avec succès les événements de collision réels dans seulement 60,3% des cas ($\pm 7,4$ ÉT).

Modélisation de la connectivité fonctionnelle

Les patrons de connectivité fonctionnelle modélisés différaient entre les modèles (*CircuitScape* et *LinkageMapper*) (Figure 7). *CircuitScape* a produit des corridors dispersés, épars et circonvoqués, alors que *LinkageMapper* générait des corridors de connectivité plus linéaires. Nous avons obtenu une relation inverse entre les deux méthodes (étant donné que *CircuitScape* modélise la conductivité et *LinkageMapper* modélise la résistance) et avons noté que les sites offrant une meilleure connectivité étaient plus apparents avec *CircuitScape* (Figure 8). En comparant les patrons de connectivité entre les deux espèces à l'étude, il appert que les corridors de connectivité de l'original étaient plus concentrés dans le centre de l'aire d'étude alors que ceux pour le cerf étaient principalement distribués au nord de l'axe routier 85/185.

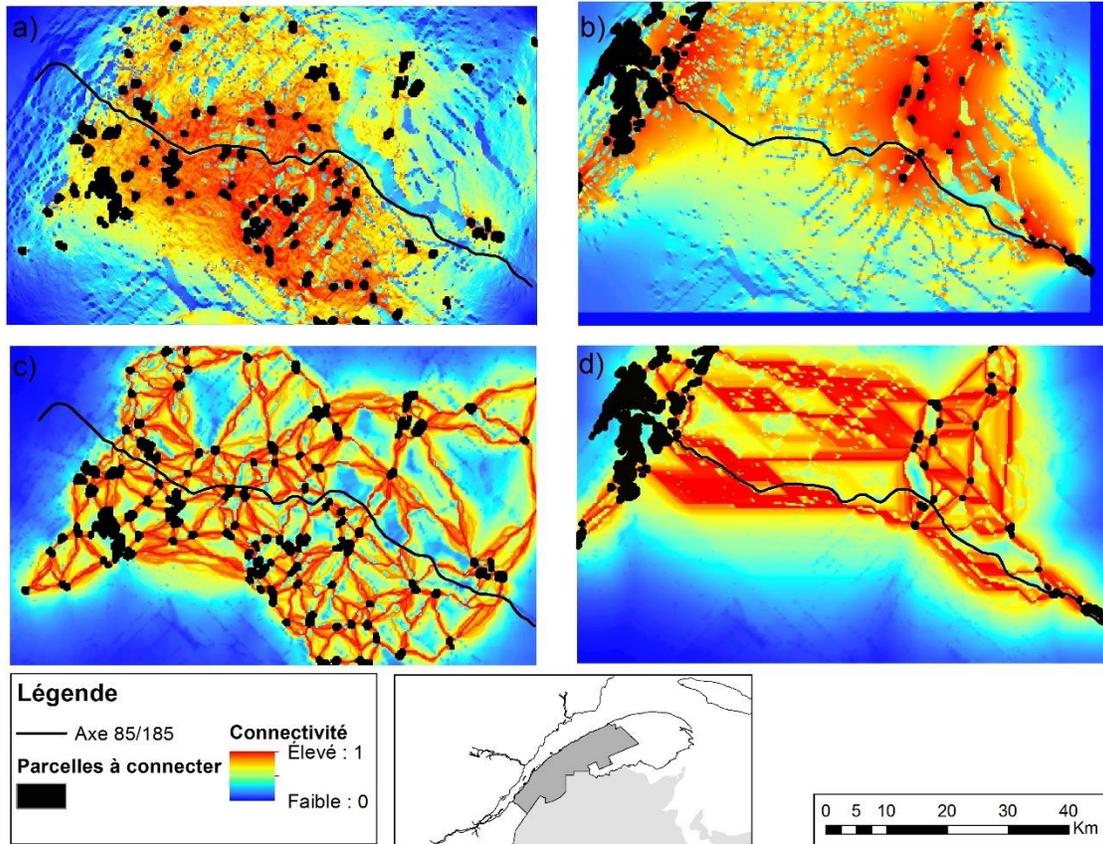


Figure 7. Modélisation de la connectivité fonctionnelle à l'aide de *CircuitScape* pour l'original (a) et le cerf de Virginie (b) et à l'aide de *LinkageMapper* pour l'original (c) et le cerf de Virginie (d) le long de l'autoroute 85/185 dans le sud-est du Québec, Canada.

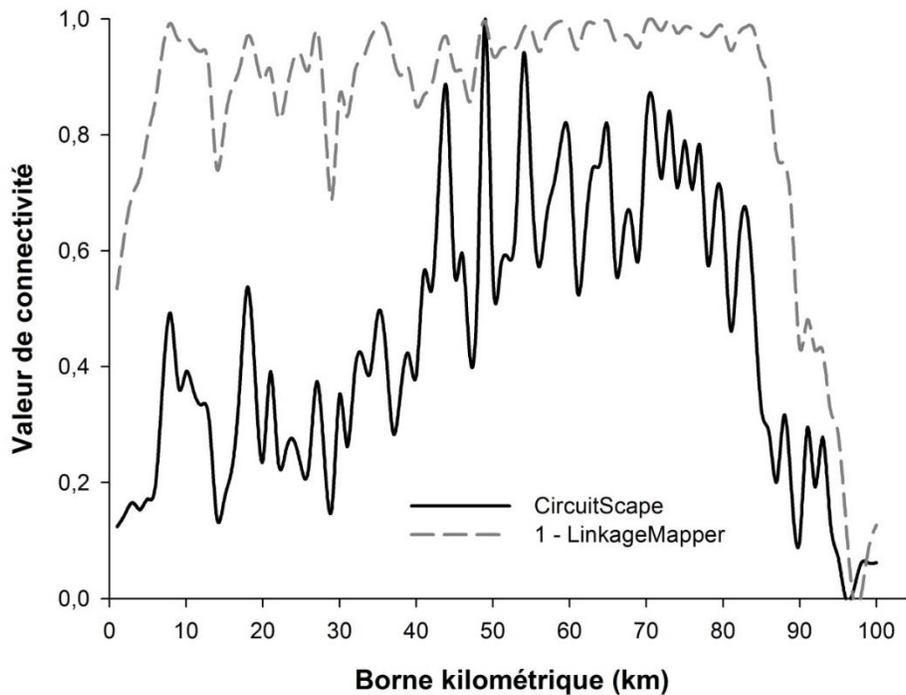


Figure 8. Comparaison des valeurs de connectivité modélisées pour l'original à l'aide de *CircuitScape* et de *LinkageMapper* pour chaque kilomètre le long de l'autoroute 85/185 dans le sud-est du Québec, Canada. Les plus hautes valeurs de connectivité (sur l'axe des y) correspondent aux endroits (c.-à-d. les bornes kilométriques projetées sur l'axe des x) où la connectivité fonctionnelle est la plus élevée selon chacun des modèles. Puisque *LinkageMapper* modélise la résistance plutôt que la connectivité, nous avons représenté la connectivité comme la réciproque mathématique (1-résistance).

Validation de la connectivité

L'intensité de la validation différait entre les espèces, les modèles de connectivité, les métriques utilisées pour valider les modèles et la taille de la zone tampon (Tableau 9). Les métriques utilisées pour évaluer l'exactitude des modèles de connectivité variaient grandement le long de l'axe routier (Figures 9 et 10). Pour la connectivité de l'original, la variable ayant la plus forte corrélation avec la connectivité était le taux de détection par les caméras ($p < 0,05$, ρ de Spearman = 0,83) lorsque nous utilisons *CircuitScape* et la densité de collision lorsque nous utilisons *LinkageMapper* ($F_{(2,97)} = 30,7$, $P < 0,05$, R^2 ajusté = 0,38) (Tableau 9).

Tableau 9. Corrélations entre les valeurs de connectivité des deux cervidés étudiés obtenues à l'aide de CircuitScape et LinkageMapper et les métriques de validation (densités de collision, distance au ravage le plus près, taux de détection par les caméras et trappes à sable).

Métrique de validation	Original		Cerf de Virginie	
	<i>CircuitScape</i>	<i>LinkageMapper</i>	<i>CircuitScape</i>	<i>LinkageMapper</i>
Densité de collision (R ² ajusté)	F _(2,97) = 6,39 P < 0,05 R ² = 0,10	F _(2,97) = 30,72 P < 0,05 R ² = 0,38	F _(2,97) = 19,44 P < 0,05 R ² = 0,27	F _(2,97) = 9,69 P < 0,05 R ² = 0,15
Ravages (r de Pearson)	t _(1,98) = -4,20 P < 0,05 r = 0,40	t _(1,98) = 3,00 P < 0,05 r = 0,29	t _(1,98) = 0,53 P = 0,6 r = 0,05	t _(1,98) = 3,29 P < 0,05 r = 0,32
Caméras (ρ _s de Spearman)	S = 28 P < 0,05 ρ _s = 0,83	S = 144 P = 0,73 ρ _s = 0,12	S = 82 P = 0,14 ρ _s = 0,51	S = 126 P = 0,51 ρ _s = 0,26
Trappes à sable (ρ _s de Spearman)	S = 68 P = 0,08 ρ _s = 0,59	S = 224 P = 0,31 ρ _s = -0,35	S = 316 P < 0,05 ρ _s = -0,92	S = 76 P = 0,11 ρ _s = 0,54

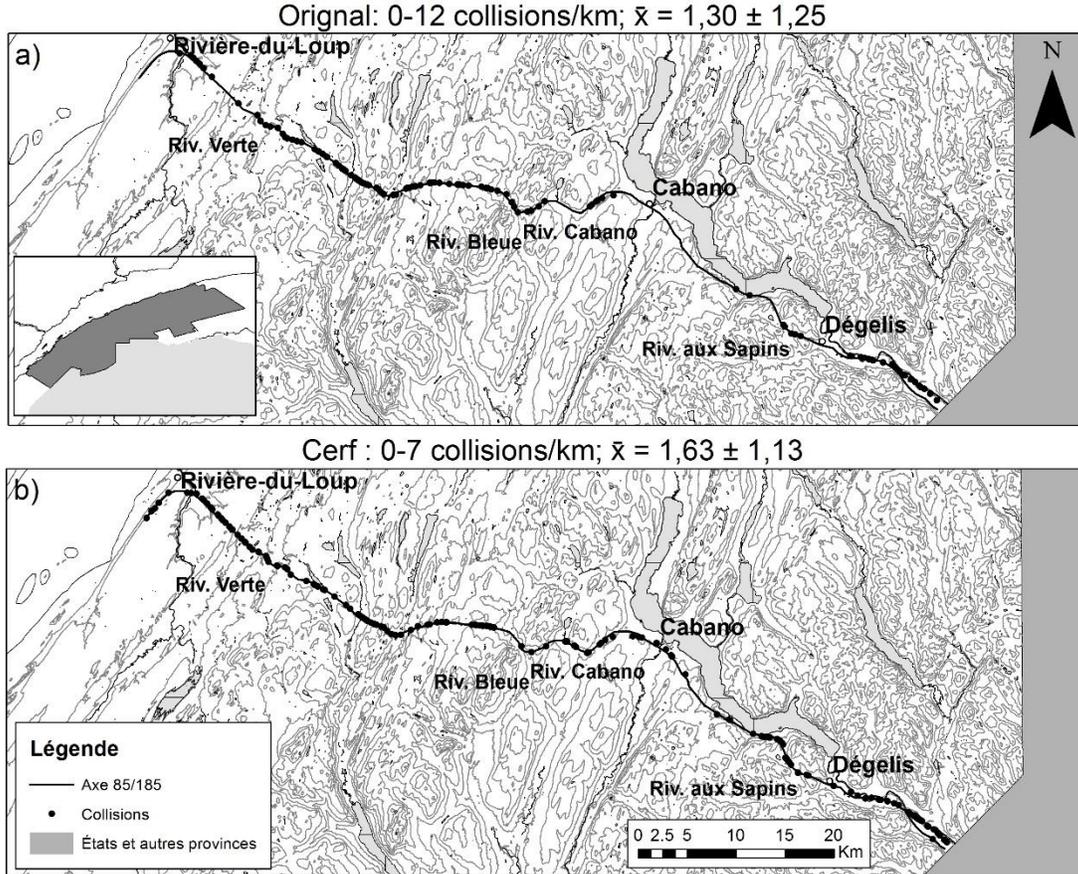


Figure 9. Localisation des collisions impliquant l'original et le cerf de Virginie sur l'autoroute 85/185 dans le sud-est du Québec, Canada entre 1990 et 2015.

Pour le cerf, le taux de détection des trappes à sable était le plus corrélée aux valeurs de connectivité résultant de *CircuitScape* ($P < 0,05$, ρ de Spearman = -0,92), mais la distance au ravage le plus près était la plus corrélée en employant *LinkageMapper* ($P < 0,05$, r de Pearson = 0,32) (Tableau 9). La corrélation entre les valeurs de connectivité et le taux de détection par les caméras variait légèrement pour l'original dépendamment de la taille de la zone tampon; la plus forte corrélation ($P < 0,05$, ρ de Spearman = 0,83) était obtenue en utilisant un rayon de zone tampon de 500, 1000 et 2000 m (Figure 11a). Au contraire, la taille de la zone tampon avait un fort effet sur l'intensité de la corrélation entre les valeurs de connectivité et le taux de détection par les trappes à sable pour le cerf (Figure 11b). L'intensité de la corrélation augmentait avec la taille du rayon de la zone tampon, et

la corrélation la plus forte ($P < 0,05$, ρ de Spearman = -0,92) était obtenue avec un rayon de zone tampon de 2000 m.

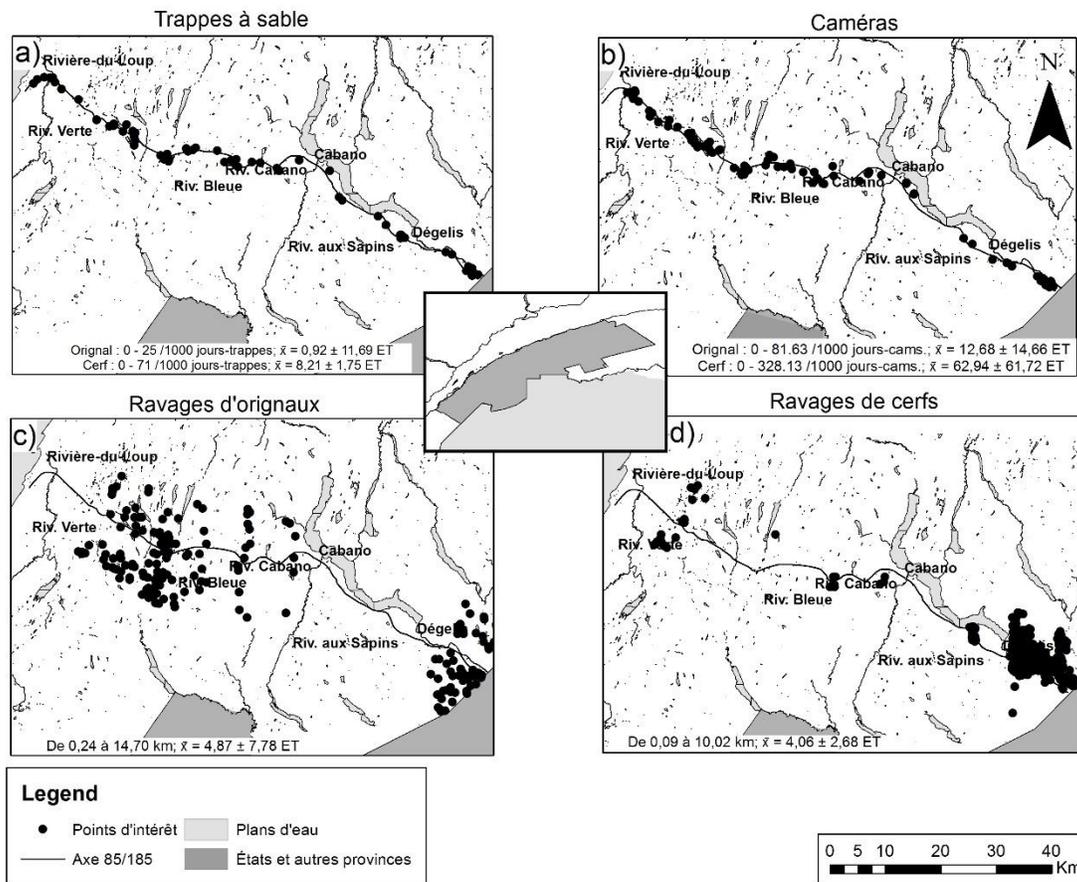


Figure 10. Localisation des trappes à sable (a), des caméras automatiques (b), des ravages d'orignaux (c) et des ravages de cerf de Virginie (d) le long de l'autoroute 85/185 dans le sud-est du Québec, Canada. Les trappes à sable et les caméras ont été déployées Durant l'été 2017 alors que les ravages ont été inventories par hélicoptère durant l'hiver 2016.

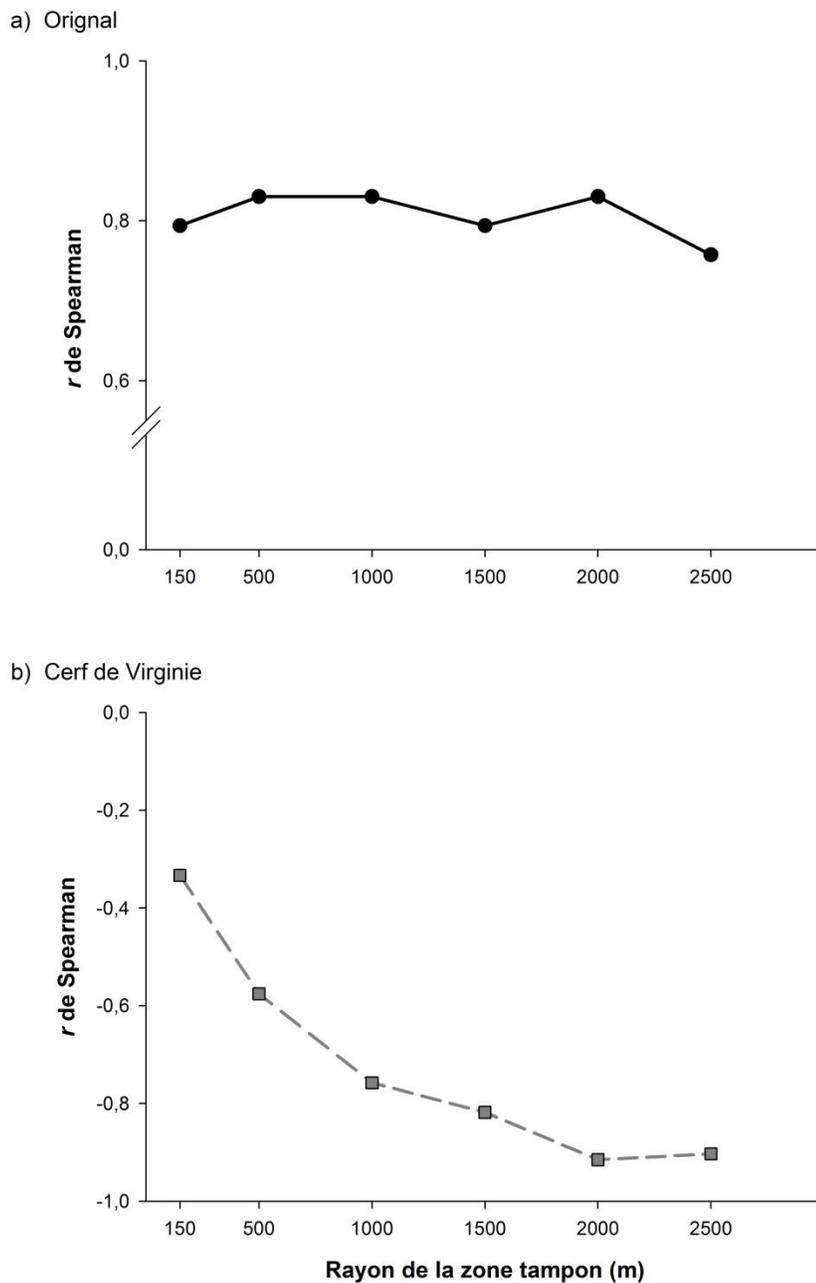


Figure 11. Effet de la taille de la zone tampon (comme proxy de l'échelle spatiale) sur la force de corrélation entre la connectivité de l'original modélisée à l'aide de *CircuitScape* et les taux de détection par les caméras (a) et sur la force de corrélation entre la connectivité du cerf modélisées à l'aide de *CircuitScape* et les taux de détection par les trappes à sable (b) le long de l'autoroute 85/185 dans le sud-est du Québec, Canada.

DISCUSSION

OBJECTIF 1 : COLLISIONS ROUTIÈRES

Nos résultats mettent en évidence que les facteurs spatiaux et temporels expliquaient la répartition des collisions routières impliquant les cervidés sur l'axe routier 85/185. Notre première hypothèse, stipulant que les collisions routières impliquant les cervidés seraient modulées par les facteurs temporels, était supportée pour l'original étant donné que 78,13% de la variance temporelle était expliquée, alors que ces mêmes facteurs étaient moins efficaces pour expliquer la variance temporelle des collisions impliquant le cerf (42,04%). Ce même patron était observé pour notre deuxième hypothèse concernant l'influence des facteurs spatiaux sur les collisions impliquant les cervidés. Ceci suggère que les collisions impliquant les cerfs pourraient être plus imprévisibles que les collisions impliquant les orignaux.

Déplacements des cervidés

En se basant sur nos résultats, nous avons trouvé que les patrons de déplacements des cervidés étaient le principal facteur influençant la probabilité de collision routière. Des augmentations du nombre de collisions avec les cervidés coïncidaient avec des périodes durant lesquelles les orignaux et les cerfs tendent à utiliser les habitats qui se retrouvent près des routes ou durant des périodes où les taux de mouvement sont plus importants, notamment au printemps (d'avril à juin) et à l'automne (de septembre à novembre) ainsi qu'au crépuscule, durant la nuit et à l'aube. De plus, certains facteurs spatiaux ont été identifiés comme étant d'importants facteurs contribuant à l'augmentation de la probabilité de collision avec un cervidé.

Le verdoisement de la végétation est généralement plus précoce aux abords des routes qu'en forêt à la fin du printemps (c.-à-d. fin avril, voir Rea & Gillingham 2001), ce qui pourrait être attrayant pour un herbivore. Ceci est principalement dû à l'apport élevé de lumière (Wright & van Schaik 1994; Myneni *et al.* 2007) et à la végétation fréquemment entretenue (Rea & Gillingham 2001). Durant les rudes mois d'hiver, les cervidés se nourrissent principalement de ramilles de feuillus et de conifères, deux types de ressources potentiellement (et différemment) riches en composés secondaires (tannins et composés

phénoliques; Stolter *et al.* 2005) qui peuvent réduire la digestibilité des protéines et la palatabilité des ressources consommées (Spalinger *et al.* 2010), déclenchant un épuisement des réserves corporelles associé avec un apport énergétique et une métabolisation moindre (Christiansson & Creel 2009). De plus, la fin du printemps et le début de l'été coïncident avec la période de mise bas, durant laquelle la lactation, un processus très exigeant chez les femelles ongulés (Parker *et al.* 2009), est associée à une augmentation de la dépense énergétique (Parker *et al.* 1990; Richard *et al.* 2017). Afin de récupérer de la masse corporelle au début du printemps, les cervidés recherchent la végétation hautement digestible, spécifiquement les rameaux terminaux (Dumont *et al.* 2005; Wam & Hjeljord 2010). Pour optimiser l'ingestion d'énergie et de protéines facilement digestibles, les ongulés synchronisent leurs déplacements avec la phénologie de la végétation pour avoir accès à la végétation verte pour une plus longue période (c.-à-d. « *green-wave hypothesis* »; Zeng *et al.* 2010; Bischof *et al.* 2012; Riverud *et al.* 2016), ce qui pourrait expliquer un plus haut taux d'utilisation des abords de routes durant le printemps. Cette hypothèse est principalement utilisée pour expliquer les migrations à grande échelle comme celles observées chez les populations de cerfs rouges (*Cervus elaphus*), qui sont connus pour suivre le gradient phénologique de végétation dans leur migration (Bischof *et al.* 2012).

Les cervidés sont aussi connus pour consommer des ressources riches en minéraux quand leurs besoins physiologiques en minéraux augmentent (Ceacero *et al.* 2010; Estevez *et al.* 2010), principalement dû à la croissance des bois chez les mâles (avril à mai; Cappelli *et al.* 2015) et la lactation chez les femelles (mai à juillet; Hackman 2011; Richard *et al.* 2017). Étant donné que certains minéraux importants (p.ex. le sodium, *Na*) sont rares et insuffisants dans la végétation terrestre durant ces périodes (Belovsky 1978; Estevez *et al.* 2010; Ceacero *et al.* 2014), les mares salines aux abords des routes, qui sont jusqu'à 30 fois plus concentrées en sodium que les lacs et étangs naturels (Leblond *et al.* 2007), deviennent des ressources très attrayantes pour l'orignal et le cerf.

La dispersion natale, caractérisée par une augmentation des taux de mouvements chez les jeunes cerfs (Long *et al.* 2005; Putzu *et al.* 2015), se produit à la fin du printemps (avril), augmentant potentiellement le risque de collision routière avec un cerf. De plus, la distribution des collisions impliquant les cerfs a mis en évidence une augmentation dans le nombre de collision de septembre à novembre, ce qui pourrait être attribuable à une

augmentation du taux de mouvement observé durant la saison du rut (Diefenbach & Shea 2011), spécifiquement chez les mâles qui sont à la recherche de femelles (Stickles *et al.* 2016; Whitman *et al.* 2018).

Sur le tronçon 185/85, les collisions avec les cerfs étaient plus fréquentes près des peuplements de résineux matures, une observation qui peut être reliée aux taux de mouvement accrus chez le cerf au printemps. En effet, les peuplements de résineux matures sont d'importants prédicteurs de la qualité d'habitat pour le cerf, puisqu'ils s'y concentrent (Lesage *et al.* 2000), particulièrement à la fin de l'hiver, avant de quitter leur aire d'hivernage (Diefenbach & Shea 2011). De telles aires sont principalement résineuses sous nos latitudes (Telfer 1970; Lesage *et al.* 2000). D'autres études ont également mis en lumière une relation positive entre le risque de collision avec un cerf et la qualité de l'habitat supportant des densités élevées de cerfs (Meisingset *et al.* 2014; McCance *et al.* 2015). Nous avons émis l'hypothèse que l'effet des peuplements de résineux est amplifié durant le printemps alors que les cerfs quittent leur aire d'hivernage pour accéder à de la végétation fraîche et plus digestible et que les jeunes mâles se dispersent de leur aire natale.

Les collisions impliquant les cervidés étaient également plus fréquentes durant l'aube, la nuit et le crépuscule, une observation que l'on associe aux taux de mouvement et aux taux d'activité élevés observés chez les cerfs durant ces phases (Haikonen & Summala 2001; Ager *et al.* 2003; Wichrowski *et al.* 2005; Hothorn *et al.* 2015; Krauze-Grytz *et al.* 2017). La différence entre le nombre de collisions durant le jour et la nuit était relativement plus grande pour le cerf que pour l'orignal et pourrait être associée à la différence dans les patrons d'activités entre ces deux cervidés. Le cerf de Virginie est en effet connu pour être plus crépusculaire (Sullivan *et al.* 2016) que l'orignal, qui lui est plus actif la nuit (Klassen & Rea 2008).

Les résultats de nos analyses spatiales suggèrent que la topographie à une forte influence sur le risque de collision avec les orignaux. Nous avons noté un risque de collision relativement plus élevé aux altitudes élevées (de +25 à +85% selon l'intensité de la pente), ce qui semble contradictoire avec les patrons d'utilisation de l'espace connus des orignaux, habituellement concentrés dans les fonds de vallées (Gillingham & Parker 2008; Leblond *et al.* 2010). Cependant, dans notre aire d'étude, les villes, villages et champs

agricoles sont principalement distribués le long de la vallée du Saint-Laurent, aux altitudes plus faibles, alors que les paysages dominés de forêts favorisant l'orignal sont retrouvés aux altitudes plus élevées. En effet, les orignaux munis de colliers GPS se retrouvaient principalement aux altitudes allant de 306 à 486 m alors que l'altitude dans notre aire d'étude variait entre 0 et 663 m (la collision impliquant un orignal qui a été enregistrée à la plus haute altitude se trouvait à 406 m).

Nous avons également mis en évidence la synergie entre la pente et la distance à la parcelle de bon habitat la plus près ainsi qu'entre la pente et l'altitude dans l'explication de la distribution spatiale du risque de collision avec un orignal. Ces interactions réfèrent principalement au comportement de l'orignal plutôt qu'au comportement des automobilistes ou leur temps de réaction. La proximité à une parcelle de bon habitat pour l'orignal augmentait le risque de collision indépendamment de la pente, étant donné que les orignaux devraient s'y retrouver à forte densité. Les orignaux sont reconnus pour utiliser principalement les fonds de vallées (Gundersen *et al.* 1998; Dussault *et al.* 2007) ou pour se déplacer le long des courbes de niveau afin d'éviter les pentes fortes (Leblond *et al.* 2010). Le risque de collision devrait donc augmenter aux sites où la route traverse une vallée comparativement aux endroits où la route traverse les sommets de collines. Nous avons également montré que le risque de collision augmentait loin des habitats propices à l'orignal là où la pente est douce, un résultat rarement observé dans les études de collisions routières impliquant la faune. Une telle observation suggère que les orignaux quittant les habitats de mauvaise qualité pourraient suivre les fonds de vallées à la recherche d'habitats favorables et pourraient par le fait même se retrouver plus souvent sur les routes. Plusieurs autres études ont mis en évidence que les collisions étaient plus susceptibles de se produire lorsque la route traverse un habitat favorable ou lorsque les densités de cervidés sont plus élevées (Nielsen *et al.* 2003; Rolandsen *et al.* 2011; Hothorn *et al.* 2015).

Débit routier

Nous n'avons pas observé d'effet du jour de la semaine sur le nombre de collisions pour les deux espèces de cervidés, et ce même en contrôlant pour la variation confondante associée aux mois et aux phases du jour. Ceci s'oppose aux résultats obtenus par Dussault *et al.* (2006) qui ont noté une augmentation du nombre de collisions impliquant l'orignal

les vendredis sur la route 175 dans la réserve faunique des Laurentides. Ces auteurs ont associé cette augmentation au débit routier accru lors de la dernière journée de la semaine de travail. Bien que le débit routier journalier était 44% plus élevé dans notre aire d'étude que dans celle de Dussault *et al.* (2006), les patrons de variations quotidiennes étaient similaires sur les deux routes, avec ~ 4 500 véhicules/km les vendredis sur l'autoroute 75 (variant de 3 000 à 4 000 les autres jours; Dussault *et al.* 2006) comparativement à ~6 500 véhicules/km les vendredis sur l'autoroute 85/route 185 (variant entre 5 200 et 6 100 véhicules/km les autres jours) (MTQ, *données non publiées*). La similarité dans les patrons de variation du débit routier quotidien pour les deux routes suggère que le risque de collision sur l'axe routier 85/185 serait plutôt modulé par les déplacements fauniques que par le comportement des automobilistes étant donné l'absence d'effet du jour de la semaine sur la distribution temporelle des collisions. D'autres études ont d'ailleurs mis en évidence l'absence d'effet du jour de la semaine sur la distribution temporelle des collisions avec la faune (Morelle *et al.* 2013), les collisions routières en général (Rowden *et al.* 2008) ou les traversées routières (Dodd *et al.* 2005), suggérant un évitement des débits routiers élevés par plusieurs espèces.

Temps de réaction des automobilistes et leur capacité à détecter un animal

Notre analyse suggère que les collisions impliquant le cerf de Virginie se produisaient plus fréquemment aux endroits où la route est moins sinueuse, ce qui pourrait influencer le temps de réaction des automobilistes et leur capacité à réagir efficacement pour éviter un animal sur la route (Rea *et al.* 2018). Plusieurs études ont souligné des taux de mortalité plus élevés associés avec une sinuosité de la route plus faible (p.ex. Malo *et al.* 2004; Colino-Rabanal *et al.* 2011; Snow *et al.* 2012). Huijser *et al.* (2007) ont noté qu'une sinuosité plus faible pouvait être associée à une augmentation de la vitesse des automobilistes, diminuant ainsi le temps de réaction lorsqu'un animal se retrouve sur la route, alors que Ranapurwala *et al.* (2016) ont suggéré que les automobilistes seraient plus prudents sur les routes sinueuses en comparaison aux routes rectilignes.

De plus, une faible détectabilité des cervidés par les conducteurs pourrait expliquer pourquoi le risque de collision était plus élevé à l'aube, la nuit et au crépuscule, qui sont toutes des phases de faible luminosité et par conséquent de moindre détectabilité. Rodgers

& Robins (2006) ont étudié la détectabilité des orignaux sur la route en utilisant une silhouette d'orignal et des conducteurs volontaires. Ils ont démontré que la distance moyenne de détection d'un orignal la nuit était de 105 m (variant de 23 à 210 m) et ont conclu que les automobilistes conduisaient trop rapidement pour éviter un obstacle sur la route lorsqu'ils se déplaçaient à plus de 70 km/h. Un temps de réaction plus court la nuit pourrait donc augmenter le risque de collision. Rea *et al.* (2018) ont observé que le temps de réaction des conducteurs qui sont entrés en collision avec un orignal était le tiers de celui des conducteurs qui ont évité un orignal. La distribution quotidienne des collisions impliquant les cervidés pourrait alors être le résultat de l'effet combiné d'une diminution de la capacité des automobilistes à détecter un animal sur la route et de l'augmentation des taux d'activité des cervidés durant l'aube et le crépuscule.

OBJECTIF 2 : MODÉLISATION DE LA CONNECTIVITÉ

Les patrons de connectivité diffèrent à l'échelle du paysage entre l'orignal et le cerf, un résultat supporté par d'autres études montrant que la connectivité est une caractéristique du paysage spécifique à l'espèce (Steffan-Dewenter *et al.* 2002; D'Eon *et al.* 2002; Uezu *et al.* 2005; Palmer *et al.* 2011). Toutefois, certaines études ont obtenu des patrons de connectivité similaires pour des espèces partageant des besoins en habitats comparables (p. ex. Lechner *et al.* 2017; Khosravi *et al.* 2018). Les différents patrons de connectivité que nous avons notés pourraient être expliqués par les capacités de dispersion différentes (Correa Ayram *et al.* 2017) et les préférences d'habitats (Steffan-Dewenter *et al.* 2002) des espèces ciblées.

Au Québec, les principaux facteurs reconnus pour moduler la sélection d'habitat de l'orignal (en ordre décroissant d'importance) sont le risque de prédation, la disponibilité en nourriture et la profondeur nivale (Dussault *et al.* 2005a). En raison de l'extirpation locale du loup gris au sud du fleuve Saint-Laurent, les chasseurs sportifs sont désormais le principal prédateur des orignaux dans notre aire d'étude. Ceci est également le cas dans la province adjacente du Nouveau-Brunswick, où l'habitat est similaire et le loup a été extirpé (Fryxell *et al.* 1988; Boer 1998). Nous considérons donc que la disponibilité de la nourriture (autant en quantité qu'en qualité; voir van Beest *et al.* 2010) est le principal

facteur influençant la sélection d'habitat de l'orignal au sud du fleuve St-Laurent où les orignaux se retrouvent à très forte densité (Leblond *et al.* 2015). Dans de telles régions, le cerf de Virginie fait face à un risque de prédation élevé provenant des coyotes (Ballard *et al.* 1999; Whittaker & Lindzey 1999), le deuxième plus grand canidé en Amérique du Nord, ce qui pourrait expliquer la différence dans les patrons de sélection d'habitat et la connectivité comparativement à l'orignal. En fait, la prédation par les coyotes (principalement sur la survie juvénile) est l'un des principaux facteurs limitant des populations de cerfs de Virginie en Amérique du Nord (Michel *et al.* 2018). Nous croyons que la différence en sélection d'habitat, associé aux stratégies anti-prédatrices de l'orignal et du cerf (McLoughlin *et al.* 2005; Creel *et al.* 2005; Smolko *et al.* 2018) sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent, pourrait expliquer les patrons de connectivité fonctionnelle observés.

CircuitScape a généré des corridors dispersés et circonvolués alors que *LinkageMapper* a produit des corridors rectilignes. Ceci pourrait être expliqué par les théories mathématiques employées par les modèles. En effet, *LinkageMapper* s'appuie la théorie des trajectoires de moindres coûts (Adriaensen *et al.* 2003), qui assume que les animaux sont parfaitement conscients de l'entièreté de l'aire d'étude à tout moment et qu'ils peuvent donc faire le meilleur choix pour se déplacer du point A au point B (Palmer *et al.* 2011). Par conséquent, un seul lien peut donc être modélisé (Moilanen 2011). En revanche, les modèles se basant sur les circuits électriques emploient des algorithmes de marche aléatoire et les animaux peuvent seulement percevoir le paysage dans un rayon d'une cellule (McRae *et al.* 2008). Ces modèles assument donc que les animaux prennent une décision à chaque pixel (Bond *et al.* 2017), résultant en différentes possibilités de localisation des corridors. De plus, les modèles de chemins de moindres coûts sont hautement sensibles à l'attribution des valeurs de résistance (Rayfield *et al.* 2010; Moilanen 2011). Ceci pourrait entraîner la modélisation de corridors rectilignes plus fréquemment, spécialement si la matrice de résistance est très généralisée (c.-à-d. que la résolution ne permet pas la discrimination entre les résistances faibles et élevées) et s'il n'y a que de faibles différences de résistance entre les habitats (Rayfield *et al.* 2010; Koenig & Bender 2018). Dans le contexte d'un projet de chantier routier, les modèles de connectivité employant *CircuitScape* étaient initialement considérés être une meilleure option car ils

permettent l'identification de goulots d'étranglements de connectivité traversant possiblement la route. Ceci est particulièrement vrai lorsque la matrice d'habitat est favorable et ce, de façon homogène, pour les espèces cibles, comme c'était le cas dans notre aire d'étude. Néanmoins, seulement la validation des corridors de connectivité peut confirmer cette supposition *a priori*.

Validation

Comme mentionné par Simberloff *et al.* (1992), il est important que les corridors d'intérêts soient réellement utilisés par la faune, spécialement lorsque la cible de l'étude est d'identifier les corridors où la probabilité de traversée des routes est élevée et où le risque de collision pourrait menacer la sécurité des usagers de la route. Autrement, un tel exercice reste seulement théorique. Nous nous attendions donc à obtenir plus de signes de présence d'originaux et de cerfs (c.-à-d. taux de détection et densités de collisions plus élevés) et/ou de plus courte distance par rapport aux habitats favorables (c.-à-d. les ravages) aux endroits où les modèles de connectivité suggéraient une connectivité fonctionnelle élevée. Toutefois, le processus de validation a révélé de grandes différences dans l'intensité de la validation entre les valeurs de connectivité et les métriques de validation utilisées.

Les densités de collision et la distance à l'aire de ravage la plus près étaient les variables les moins corrélées avec la connectivité, suggérant que ces deux variables étaient faiblement reliées à la connectivité aux échelles spatiales que nous avons utilisées. Par contre, les taux de détection des caméras et des trappes à sable étaient quant à eux fortement corrélés avec la connectivité. Le risque de collision n'est pas distribué de façon homogène le long de l'axe routier, d'autres facteurs sont donc en jeu, comme la capacité des automobilistes à détecter et éviter un animal sur la route (Rea *et al.* 2018). Une densité de collision faible pourrait être présente là où les animaux sont capables de traverser la route sans entrer en collision avec un véhicule (Hothorn *et al.* 2012; Thurfjell *et al.* 2015). Nous considérons donc que les densités de collision ne seraient pas le meilleur prédicteur de connectivité fonctionnelle, étant donné que la force de notre relation entre les densités de collisions et la connectivité était plutôt faible et, de ce fait, ne recommandons pas d'utiliser cette variable pour valider des modèles de connectivité.

L'attrait d'utiliser la distance au ravage le plus près apparaissait mitigé dans notre étude, puisque cette variable pourrait n'être pertinente que durant les périodes où les cervidés utilisent ces ravages. Les cervidés des régions nordiques sont connus pour modifier leur comportement durant l'hiver afin de chercher des aires d'hivernage où le couvert de neige n'est pas trop profond et ainsi limiter les dépenses énergétiques (Sabine *et al.* 2002; Dussault *et al.* 2005a; Lundmark & Ball 2008). Pour ce faire, les animaux peuvent se déplacer vers des ravages qui sont spatialement séparés de leur aire d'estivage (Porter *et al.* 2004; Hurst & Porter 2008), mais peuvent également réduire leur taux de déplacement (Dussault *et al.* 2005b). Cette différence saisonnière dans l'utilisation de l'espace par les cervidés pourrait expliquer pourquoi la distance au ravage le plus près n'était pas un bon prédicteur de la connectivité fonctionnelle dans notre aide d'étude, la connectivité étant évaluée pour l'année entière. Nous considérons donc que la distance au ravage le plus près pourrait mieux performer durant les périodes où la neige est présente et abondante.

Nous étions confiants que les taux de détection puissent refléter les déplacements fauniques le long de l'axe routier, une approche qui est facilitée par l'utilisation accrue des caméras automatisées dans le but de suivre les déplacements fauniques (Tobler *et al.* 2008; Kays *et al.* 2011) et estimer les densités locales (Rowcliffe *et al.* 2008). La probabilité de détection par une caméra est toutefois hautement corrélée à la taille corporelle de l'animal (Tobler *et al.* 2008; Lyra-Jorge *et al.* 2008) et, dans une moindre mesure, sa vitesse de déplacement (ou taux de mouvement; Rowcliffe *et al.* 2011), rendant cette méthode particulièrement appropriée pour suivre les déplacements des grands ongulés. Les résultats obtenus sous-tendent cette interprétation puisque les taux de détection par les caméras étaient fortement corrélés à la connectivité fonctionnelle pour l'orignal. Toutefois, nous avons observé une forte relation négative entre les taux de détection de cerfs dans les trappes à sable et les corridors de connectivité pour cette espèce, suggérant que les corridors de connectivité seraient localisés là où les taux de détection sont plus faibles, ce qui est contre-intuitif. Selon Ford *et al.* (2009), il existe deux limitations importantes concernant les trappes à sable: 1) elles offrent une plus faible exactitude dans l'identification des espèces que les caméras automatisées et 2) la qualité des données peut se dégrader en raison de conditions climatiques défavorables et suite à l'utilisation par plusieurs animaux. Nous

avons rencontré ces deux problèmes sur le terrain, les pistes étant souvent non identifiables à cause de la pluie, la sécheresse ou la superposition de plusieurs empreintes dans le sable. Ceci pourrait expliquer la relation contre-intuitive entre la connectivité et les taux de détection des trappes à sable que nous avons obtenu pour le cerf.

Bien que certaines études aient mis en évidence une meilleure performance des modèles de chemins de moindre coût ou de distance pondérée au coût (« *cost-weighted distance* ») (McClure *et al.* 2016; Zeller *et al.* 2018), nous avons observé que les modèles employant la théorie des circuits performaient mieux que les autres modèles en se basant sur notre validation, ce qui est supporté par d'autres études (McRae & Beier 2007; Moore *et al.* 2011). Les modèles de chemins de moindre coût pourraient ne pas être un indicateur approprié de déplacement faunique pour plusieurs espèces (Pullinger & Johnson 2010; Palmer *et al.* 2011; Moilanen 2011) et les modèles basés sur les circuits pourraient être plus applicables à différents scénarios (McClure *et al.* 2016). Cependant, une combinaison des deux modèles pourrait être bénéfique en modélisation de connectivité, tel qu'expliqué par Gangadharan *et al.* (2017). En effet, les modèles de circuit sont davantage recommandés pour modéliser la connectivité à grande échelle alors que les modèles de chemins de moindre coût seraient plus performants à plus fine échelle.

Échelle spatiale

Nos résultats mettent en évidence l'importance de sélectionner l'échelle spatiale appropriée lors de la validation de modèles de connectivité, la force des relations entre la connectivité modélisée et les métriques de validation variant avec une taille de rayon de zone tampon croissante. L'interaction entre une espèce et son environnement se produit à différentes échelles spatiales dépendamment de l'espèce étudiée (D'Eon *et al.* 2002; Steffan-Dewenter *et al.* 2002). Cette dépendance de l'échelle spatiale peut être expliquée par l'imperméabilité relative de certaines caractéristiques du paysage pour certaines espèces alors qu'elles s'avèrent moins contraignantes pour d'autres (Wheatley & Johnson 2009; Vogt *et al.* 2009; Lechner *et al.* 2017). L'échelle spatiale est souvent reconnue pour influencer la sélection d'habitat, les différentes ressources étant pertinentes à différentes échelles (Leblond *et al.* 2010; Zeller *et al.* 2014; 2016). Considérant que les matrices de résistance sont souvent basées sur des RSFs (Chetkiewicz & Boyce 2008; Pullinger &

Johnson 2010; Roever *et al.* 2013), cette dépendance de l'échelle spatiale est très probablement transférable à la connectivité fonctionnelle également.

Modélisation du risque de collision sur l'axe routier 85/185

En employant nos résultats d'analyses spatiales et en les appliquant aux abords de la route à l'étude, il est possible de modéliser le risque d'entrer en collision avec l'un ou l'autre des deux cervidés étudiés (Figure 12; Tableau 10). Il est donc possible de cibler des secteurs où le risque est plus élevé et d'y concentrer les efforts d'atténuation.

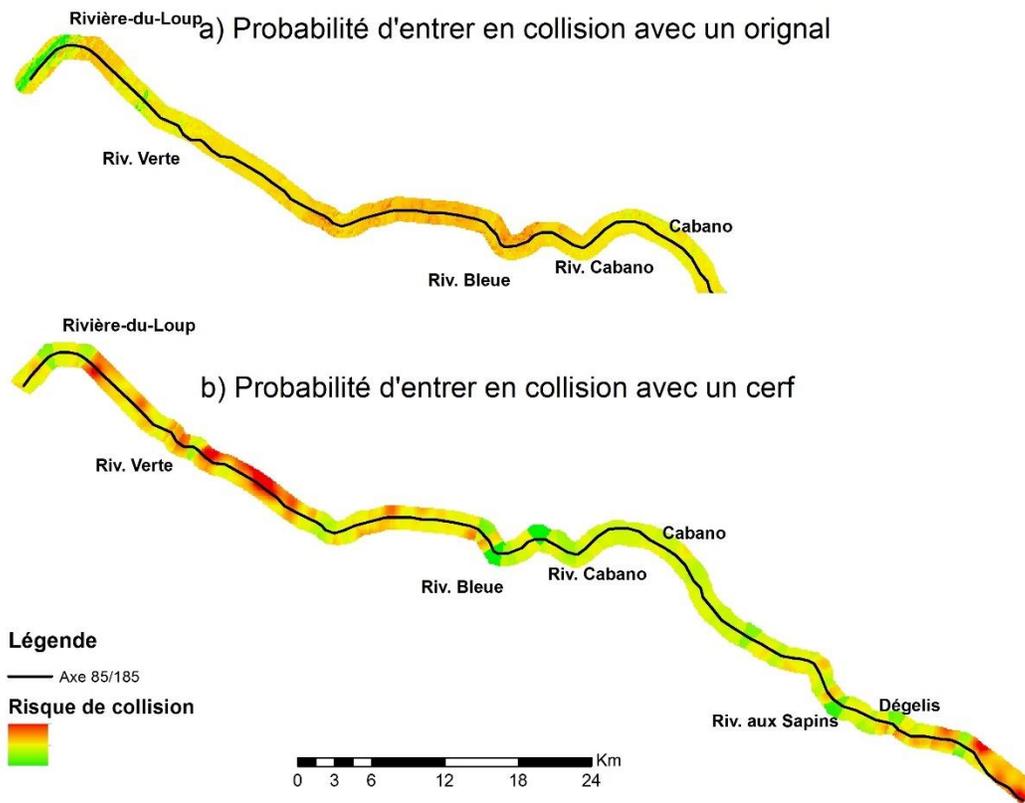


Figure 12. Modélisation du risque de collision impliquant l'orignal et le cerf de Virginie sur l'autoroute 85/185 dans le sud-est du Québec, Canada.

Tableau 10. Valeurs standardisées de risque de collision avec un cerf de Virginie ou un orignal le long de l'autoroute 85 en fonction des bornes kilométriques situées entre Rivière-du-Loup et le Nouveau-Brunswick. Plus la valeur est élevée plus le risque relatif de collision est élevé. La standardisation ayant été faite par espèce, il n'est pas possible de comparer les risques entre les deux espèces de cervidés.

Borne kilométrique	Risque de collision standardisé	
	Cerf de Virginie	Orignal
100	0,58	0,34
99	0,61	0,41
98	0,61	0,45
97	0,39	0,09
96	0,52	0,53
95	0,55	0,56
94	0,43	0,91
93	0,76	0,88
92	0,78	0,85
91	0,61	0,65
90	0,58	0,72
89	0,60	0,68
88	0,74	0,18
87	0,62	0,56
86	0,57	0,65
85	0,59	0,75
84	0,66	0,69
83	0,80	0,78
82	0,45	0,79
81	0,86	0,78
80	0,76	0,83
79	0,53	0,75
78	0,65	0,74
77	0,70	0,75
76	1,00	0,77
75	0,94	0,74
74	0,76	0,76
73	0,79	0,55
72	0,60	0,76
71	0,61	0,82
70	0,47	0,80

Modélisation et validation de corridors fauniques pour les projets routiers – Projet R767.1

69	0,48	0,80
68	0,53	0,74
67	0,54	0,81
66	0,57	0,83
65	0,58	0,93
64	0,69	0,81
63	0,58	0,92
62	0,56	1,00
61	0,57	0,91
60	0,55	0,83
59	0,57	0,88
58	0,53	0,97
57	0,60	0,80
56	0,37	0,78
55	0,60	0,80
54	0,07	0,96
53	0,42	0,88
52	0,51	0,88
51	0,56	0,82
50	0,00	0,75
49	0,51	0,76
48	0,45	0,74
47	0,39	0,74
46	0,48	0,78
45	0,53	0,72
44	0,49	0,70
43	0,49	0,71
42	0,48	0,72
41	0,49	0,67
40	0,51	0,70
39	0,50	0,75
38	0,47	0,68
37	0,52	0,64
36	0,47	0,66
35	0,44	0,74
34	0,48	0,74
33	0,51	0,74
32	0,51	0,74

Modélisation et validation de corridors fauniques pour les projets routiers – Projet R767.1

31	0,47	0,67
30	0,48	0,56
29	0,49	0,00
28	0,35	0,59
27	0,53	0,50
26	0,58	0,62
25	0,46	0,75
24	0,54	0,55
23	0,54	0,26
22	0,56	0,61
21	0,51	0,66
20	0,45	0,71
19	0,65	0,82
18	0,25	0,76
17	0,52	0,73
16	0,54	0,59
15	0,50	0,64
14	0,60	0,67
13	0,39	0,68
12	0,56	0,66
11	0,57	0,71
10	0,59	0,74
9	0,68	0,68
8	0,71	0,67
7	0,46	0,67
6	0,61	0,46
5	0,68	0,75
4	0,64	0,77
3	0,73	0,69
2	0,61	0,74
1	0,76	0,91

Modélisation du potentiel de connectivité fonctionnelle sur l'axe routier 85/185

Nous avons fait l'exercice de cartographier la connectivité fonctionnelle le long de l'axe routier 85/185 en utilisant différents niveaux de rétention des valeurs de connectivité. Il est possible de visualiser les corridors potentiels de connectivité en résultant lorsque l'on ne sélectionne que 20, 15, 10 ou 5% des valeurs de connectivité les plus élevées (voir les Figures 13 à 16).

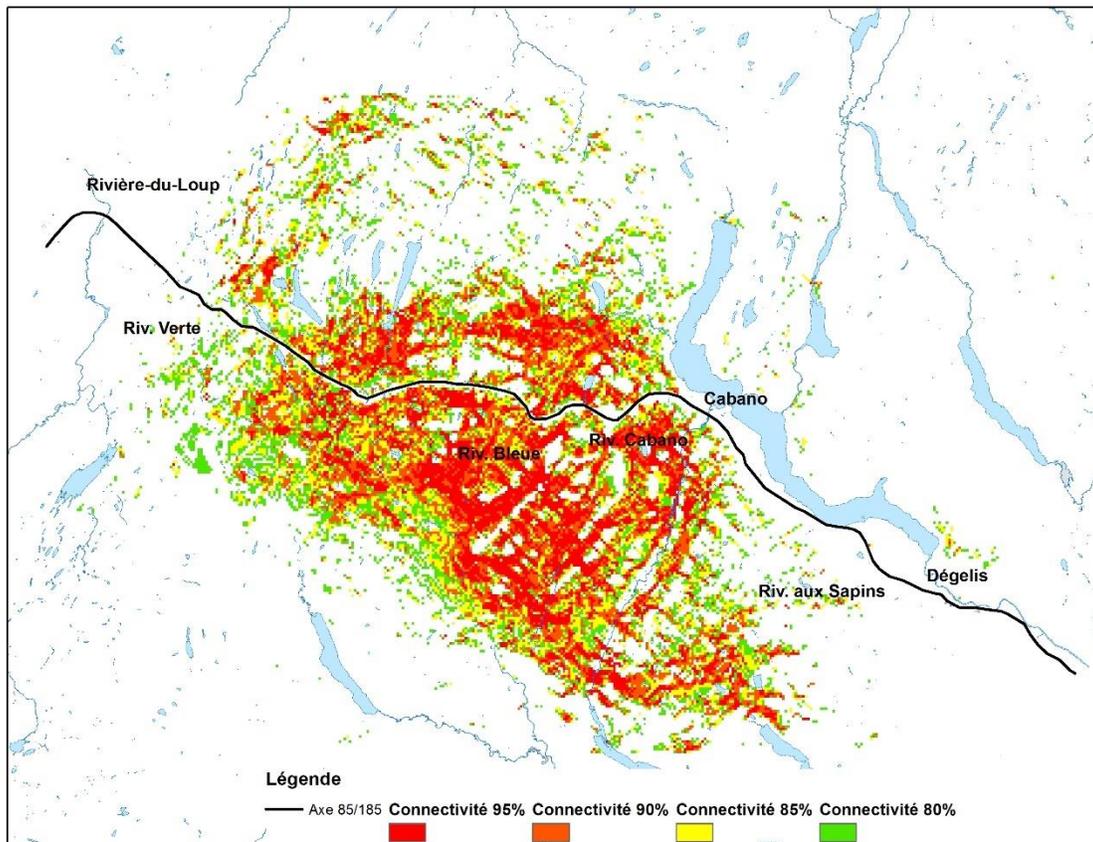


Figure 13. Représentation graphique des corridors potentiels de connectivité en ne sélectionnant que 5% (scénario connectivité 95%), 10% (scénario connectivité 90%), 15% (scénario connectivité 85%) et 20% (scénario connectivité 80%) des valeurs les plus élevées de connectivité pour l'original à l'aide de *CircuitScape*.

Avec cette méthode, il est possible d'identifier les corridors qui auront la plus haute probabilité d'être utilisés et ainsi cibler les secteurs prioritaires où aménager des structures d'atténuation. Le fait de recalculer la position des corridors de connectivité potentiels en conservant une proportion décroissante des valeurs de connectivité (c.-à-d. 20, 15, 10 ou 5%) permet de voir où se trouvent les corridors de connectivité les plus robustes (ceux illustrés avec les 5% des valeurs de connectivités les plus élevées) et de voir ceux qui s'ajoutent lorsque l'on ajoute des valeurs de connectivité moindres (mais somme toute élevées). Cette approche peut permettre de cibler les corridors de connectivité les plus à même d'être utilisés par le cerf et l'orignal s'il s'avère impossible d'en aménager plusieurs.

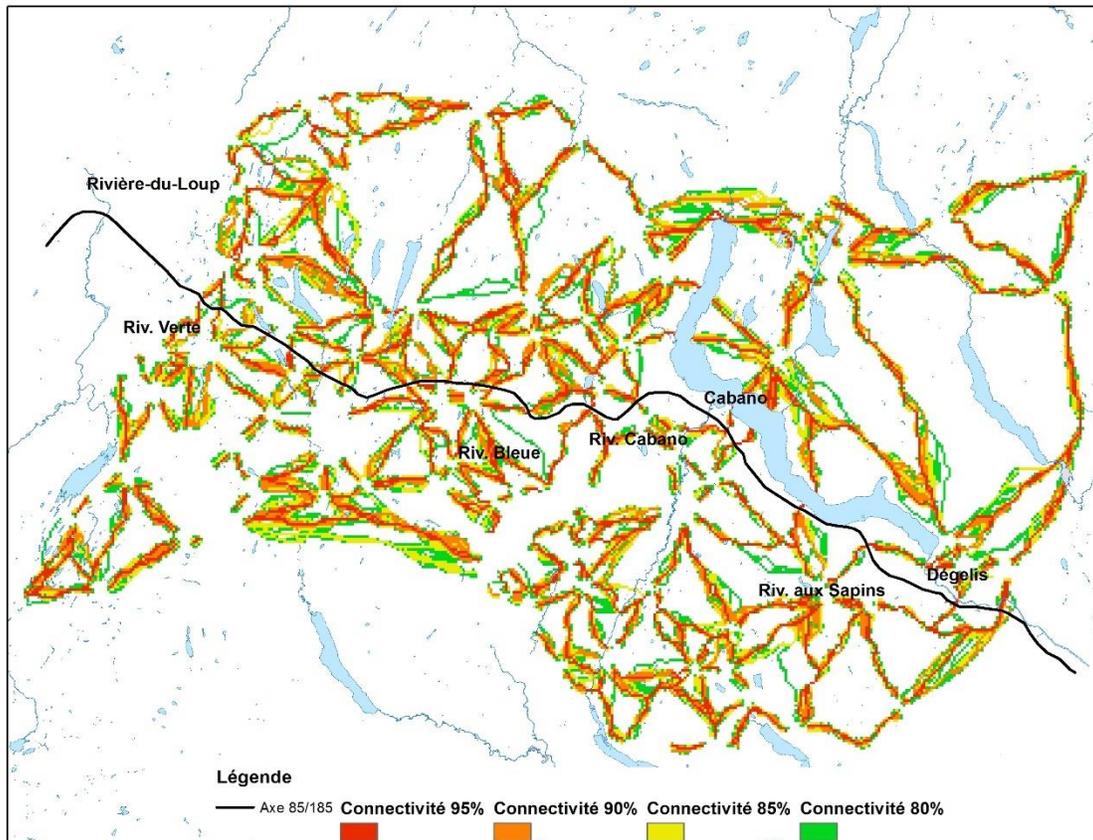


Figure 14. Représentation graphique des corridors potentiels de connectivité en ne sélectionnant que 5% (scénario connectivité 95%), 10% (scénario connectivité 90%), 15% (scénario connectivité 85%) et 20% (scénario connectivité 80%) des valeurs les plus élevées de connectivité pour l'orignal à l'aide de *LinkageMapper*.

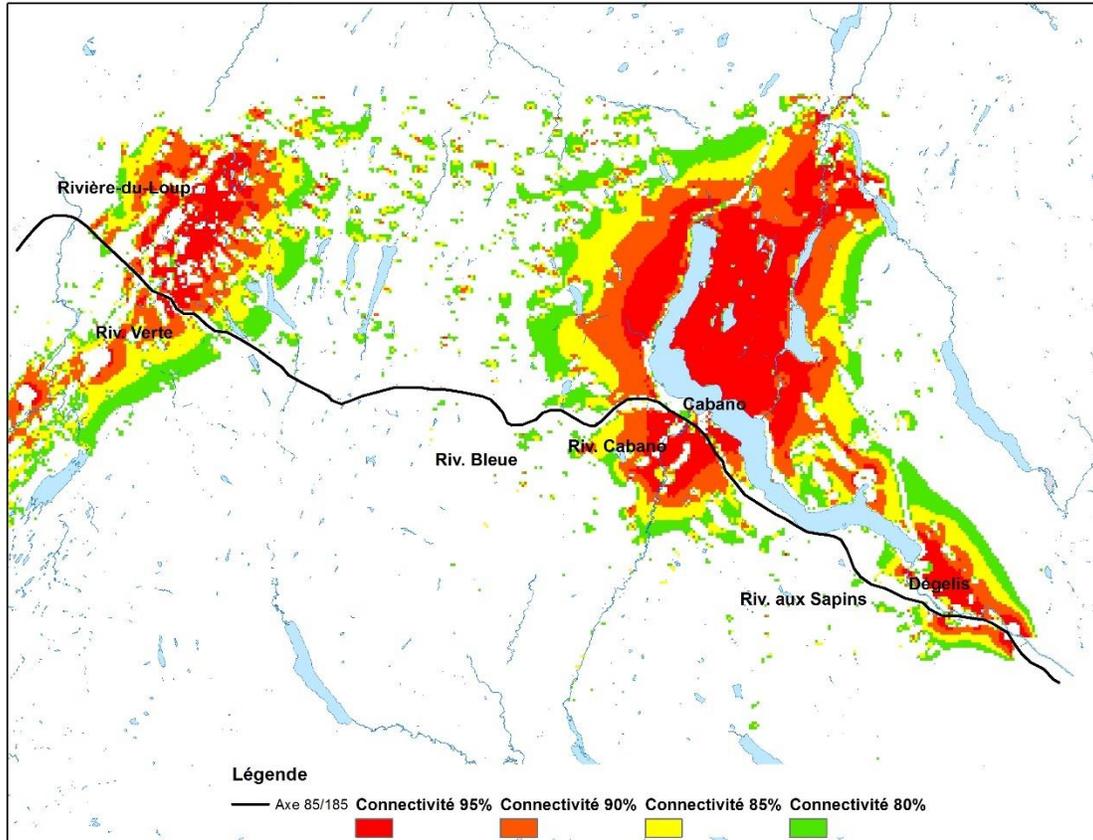


Figure 15. Représentation graphique des corridors potentiels de connectivité en ne sélectionnant que 5% (scénario connectivité 95%), 10% (scénario connectivité 90%), 15% (scénario connectivité 85%) et 20% (scénario connectivité 80%) des valeurs les plus élevées de connectivité pour le cerf de Virginie à l'aide de *CircuitScape*.

Les secteurs où le potentiel de connectivité s'est avéré le plus élevé pour l'original selon le modèle de *CircuitScape* se situaient entre les bornes kilométriques 83 et 77, entre la rivière Verte et la rivière des Roches, à la borne kilométrique 54, qui se trouve à proximité de la rivière Bleue, à la borne kilométrique 50 à proximité de la petite rivière Savane, et finalement entre les bornes kilométriques 21 et 17, dans le secteur de la rivière aux Sapins. Pour le cerf de Virginie, les secteurs où le potentiel de connectivité étaient le plus élevé selon le modèle de *LinkageMapper* se situaient à la borne kilométrique 90, dans la municipalité de St-Antonin, à la borne kilométrique 81 située à proximité du lac Bérubé, à la borne kilométrique 53, que l'on retrouve près de la rivière Bleue, à la borne

kilométrique 46, localisée près du cours d’eau Couturier, à la borne kilométrique 38, près de la rivière Cabano, à la borne kilométrique 30, près du ruisseau à Pedneault et finalement à la borne kilométrique 15, située près de l’embouchure de la rivière Madawaska, à Dégelis.

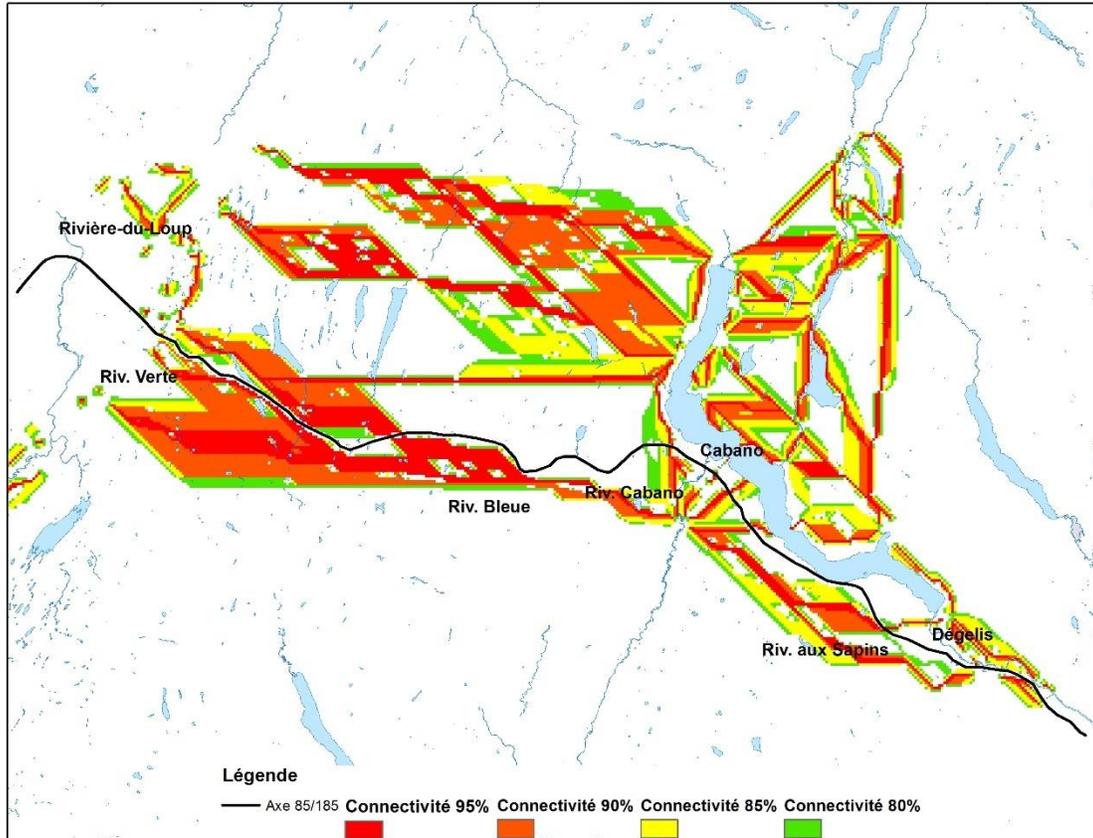


Figure 16. Représentation graphique des corridors potentiels de connectivité en ne sélectionnant que 5% (scénario connectivité 95%), 10% (scénario connectivité 90%), 15% (scénario connectivité 85%) et 20% (scénario connectivité 80%) des valeurs les plus élevées de connectivité pour le cerf de Virginie à l’aide de *LinkageMapper*.

Le Tableau 11 détaille quant à lui la valeur de connectivité fonctionnelle retrouvée à chaque borne kilométrique des 100 km de l’axe routier 85/185 et dans un rayon de 500 m des dites bornes, afin d’assister les gestionnaires du réseau routier dans la prise de décision quant à l’emplacement précis des différentes infrastructures d’atténuation du risque de collision avec les cervidés et de favorisation du mouvement des animaux.

Tableau 11. Valeurs moyennes de connectivité fonctionnelle définies pour les deux espèces de cervidés et pour le meilleur modèle pour chaque espèce (c.-à-d. *CircuitScape* pour l’original, *LinkageMapper* pour le cerf) sous la borne et dans un rayon 500 m autour des bornes kilométriques situées entre Rivière-du-Loup et le Nouveau-Brunswick.

Borne kilométrique	Cerf de Virginie		Original	
	<i>LinkageMapper</i> (sous la borne)	<i>LinkageMapper</i> (500 m de rayon)	<i>CircuitScape</i> (sous la borne)	<i>CircuitScape</i> (500 m de rayon)
100	0,263	0,269	0,037	0,049
99	0,255	0,261	0,042	0,057
98	0,241	0,241	0,039	0,046
97	0,225	0,228	0,021	0,031
96	0,183	0,188	0,021	0,022
95	0,142	0,138	0,042	0,053
94	0,128	0,124	0,070	0,074
93	0,097	0,092	0,144	0,133
92	0,081	0,090	0,095	0,101
91	0,080	0,082	0,146	0,144
90	0,128	0,118	0,060	0,062
89	0,061	0,058	0,071	0,091
88	0,016	0,018	0,125	0,151
87	0,067	0,051	0,092	0,102
86	0,019	0,024	0,120	0,140
85	0,031	0,015	0,126	0,172
84	0,036	0,016	0,147	0,216
83	0,026	0,012	0,308	0,293
82	0,015	0,015	0,248	0,266
81	0,092	0,046	0,172	0,204
80	0,040	0,020	0,225	0,279
79	0,013	0,009	0,241	0,309
78	0,029	0,016	0,152	0,233
77	0,020	0,011	0,337	0,346
76	0,023	0,010	0,201	0,288
75	0,015	0,007	0,277	0,354
74	0,032	0,013	0,248	0,320
73	0,019	0,006	0,231	0,354
72	0,019	0,009	0,260	0,331
71	0,019	0,009	0,326	0,348

70	0,019	0,013	0,268	0,368
69	0,023	0,022	0,232	0,244
68	0,012	0,017	0,258	0,267
67	0,040	0,025	0,182	0,278
66	0,012	0,015	0,180	0,254
65	0,000	0,005	0,323	0,356
64	0,010	0,014	0,242	0,348
63	0,012	0,021	0,276	0,328
62	0,033	0,021	0,231	0,282
61	0,023	0,021	0,190	0,243
60	0,035	0,031	0,274	0,342
59	0,032	0,026	0,250	0,347
58	0,032	0,025	0,293	0,323
57	0,033	0,025	0,218	0,289
56	0,040	0,060	0,277	0,252
55	0,047	0,039	0,350	0,320
54	0,049	0,030	0,357	0,406
53	0,077	0,049	0,239	0,281
52	0,031	0,034	0,206	0,266
51	0,030	0,034	0,203	0,259
50	0,046	0,046	0,183	0,214
49	0,022	0,027	0,309	0,397
48	0,058	0,050	0,167	0,244
47	0,089	0,081	0,177	0,185
46	0,081	0,062	0,254	0,301
45	0,115	0,058	0,176	0,256
44	0,031	0,030	0,276	0,329
43	0,019	0,016	0,202	0,307
42	0,002	0,006	0,209	0,282
41	0,002	0,011	0,254	0,268
40	0,038	0,051	0,172	0,180
39	0,036	0,068	0,198	0,195
38	0,084	0,069	0,146	0,158
37	0,019	0,024	0,148	0,137
36	0,027	0,025	0,189	0,203
35	0,017	0,005	0,207	0,218
34	0,024	0,018	0,166	0,190
33	0,015	0,016	0,162	0,193

32	0,019	0,015	0,143	0,158
31	0,080	0,044	0,086	0,123
30	0,082	0,074	0,126	0,142
29	0,151	0,126	0,076	0,086
28	0,069	0,073	0,129	0,135
27	0,050	0,054	0,130	0,143
26	0,088	0,057	0,100	0,132
25	0,056	0,072	0,110	0,114
24	0,034	0,067	0,156	0,143
23	0,067	0,079	0,098	0,131
22	0,038	0,069	0,112	0,123
21	0,049	0,048	0,280	0,190
20	0,064	0,043	0,109	0,148
19	0,000	0,006	0,211	0,206
18	0,027	0,016	0,192	0,210
17	0,079	0,060	0,071	0,111
16	0,162	0,103	0,110	0,112
15	0,199	0,144	0,060	0,070
14	0,084	0,076	0,109	0,129
13	0,058	0,049	0,143	0,158
12	0,062	0,032	0,149	0,166
11	0,025	0,020	0,179	0,174
10	0,058	0,030	0,171	0,179
9	0,015	0,013	0,187	0,215
8	0,036	0,021	0,312	0,190
7	0,072	0,026	0,096	0,109
6	0,042	0,032	0,075	0,100
5	0,017	0,019	0,074	0,089
4	0,035	0,031	0,076	0,086
3	0,074	0,070	0,083	0,082
2	0,107	0,097	0,061	0,085
1	0,114	0,114	0,060	0,068

À la lumière des informations fournies par le Ministère des Transports, nous avons de plus appliqué nos deux meilleurs modèles à différents scénarios d'aménagement prévus afin d'évaluer leur effet sur la connectivité fonctionnelle pour les deux espèces et ainsi orienter la prise de décisions (Figure 17).

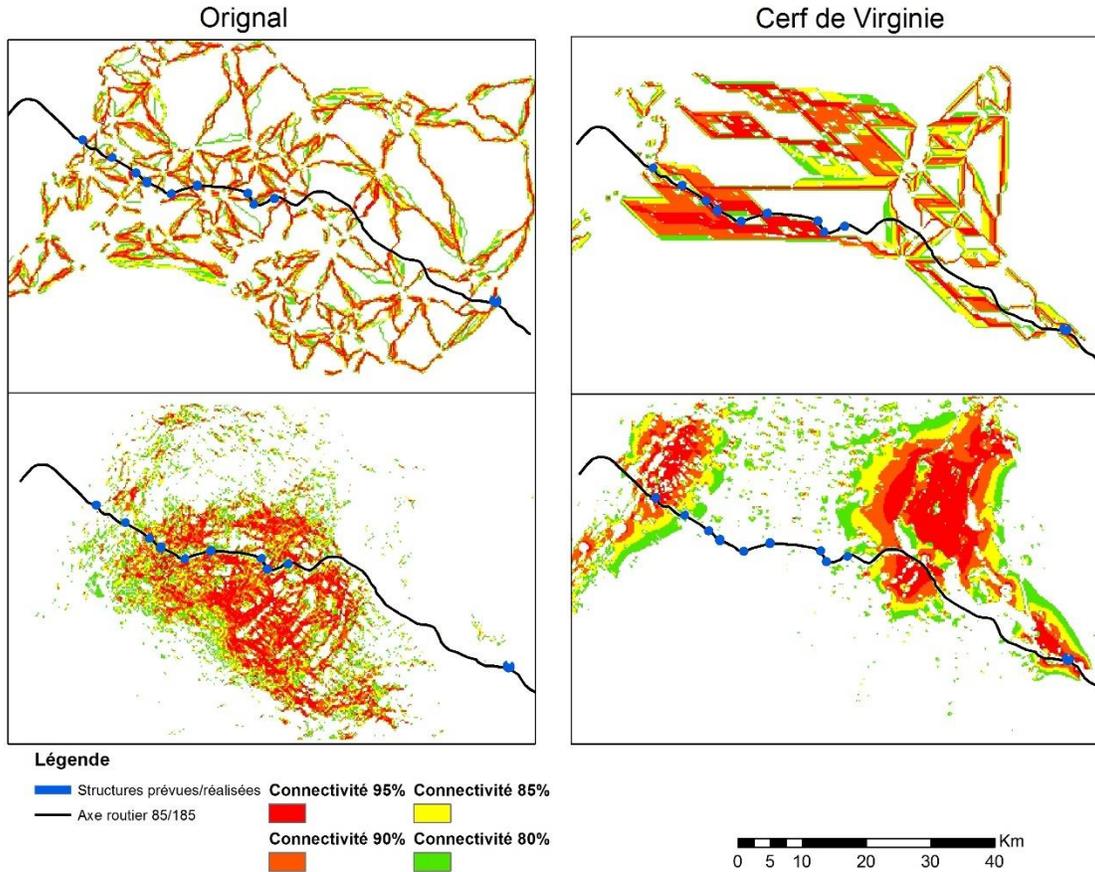


Figure 17. Représentation graphique des corridors potentiels de connectivité issus des deux différents modèles (*LinkageMapper* en haut, *CircuitScape* en bas) pour l’original (à gauche) et le cerf de Virginie (à droite) si l’on appliquait les différentes structures prévues (ou réalisées) favorisant la traversée sous la route par la grande faune.

Cette analyse graphique permet de montrer que les structures prévues ou réalisées pour favoriser la traversée d’originaux semble efficace, peu importe le modèle utilisé (entre *LinkageMapper* et *CircuitScape*), alors que les deux modèles divergent en ce qui concerne le cerf de Virginie, où les corridors modélisés avec *LinkageMapper* concordent relativement bien avec la localisation des passages fauniques prévus ou réalisés, mais pas avec *CircuitScape* (Figure 17).

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Collisions routières

Notre étude met en évidence que les collisions routières impliquant la faune sont modulées par le déplacement des animaux plutôt que par le comportement des automobilistes. En se basant sur nos résultats temporels, il serait juste d'ajuster la signalisation routière durant les périodes de risques de collisions élevés (c.-à-d. aube et crépuscule et de mai à septembre) en ajoutant des panneaux de signalisation supplémentaires ou des panneaux clignotants (activés pendant les périodes les plus risquées) pour conscientiser les automobilistes des dangers potentiels. Rea (2012) a noté que 70% des panneaux routiers indiquant des zones à risques de collision élevés avec les cervidés étaient mal placés et que l'ajout de nouveaux panneaux aux endroits appropriés, combiné à une campagne de sensibilisation du public, pouvait réduire les collisions impliquant les cervidés de 50%.

De plus, la végétation de bord de route pourrait être entretenue plus tardivement dans l'été (Rea 2012; Hegland & Hamre 2018) et les mares salines pourraient être drainées et rendues inaccessibles (c.-à-d. empierrées; Leblond *et al.* 2007), diminuant ainsi l'attraction des habitats bordant la route au printemps. Ces recommandations concordent toutefois avec les pratiques et normes appliquées par le MTQ le long des autoroutes, de manière à favoriser la visibilité pour les usagers de la route. En se basant sur nos analyses spatiales, nous recommandons de prioriser les efforts d'atténuation dans les fonds de vallées et les secteurs présentant de faibles pentes afin de prévenir les collisions impliquant l'orignal, et ce même loin des habitats favorables. Ceci serait particulièrement utile pour orienter la planification de structures d'atténuation comme les clôtures d'exclusion et les passages fauniques sous la chaussée, ces structures pouvant diminuer jusqu'à 98% des collisions impliquant les cervidés (Bissonette & Rosa 2012). Toutefois, notre capacité limitée à expliquer la distribution spatiale des collisions impliquant les cerfs nous empêche de formuler des recommandations fermes pour cette espèce, cependant nous soulignons l'importance de garder les automobilistes alertes face aux risques élevés dans les segments de routes rectilignes (Ranapurwala *et al.* 2016).

Connectivité fonctionnelle

Nos résultats démontrent qu'il est primordial de conduire des analyses de connectivité fonctionnelle et de les valider dans les étapes préliminaires des projets routiers. Nous recommandons donc que ce genre d'analyses soit intégré dès le début de projets routiers et de simuler différents scénarios d'atténuation afin d'évaluer l'effet des structures d'atténuation sur la connectivité le long de l'axe routier à l'étude. Afin d'orienter la réplification des analyses nécessaires à l'identification de corridors de connectivité fonctionnelle dans d'autres aires d'étude ou pour d'autres projets routiers, nous avons résumé les principales étapes nécessaires dans une annexe présentée à la fin du présent rapport (voir Annexe 1).

Bien entendu, considérer les impacts de chantiers routiers sur la connectivité fonctionnelle pour la faune et les risques pour la sécurité routière implique davantage d'intervenants que seulement le ministère des Transports du Québec. À cet effet, nous recommandons qu'un arrimage étroit soit fait lors de la planification des chantiers routiers aux différentes mesures d'aménagement du territoire qui sont sous la gouverne d'autres ministères ou agences gouvernementales et paragouvernementales (p. ex. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, Agence de mise en valeur des forêts privées), particulièrement lorsque les habitats fauniques de part et d'autre de la route sont modifiés, ce qui résulte souvent en un changement de qualité des habitats et de matrice de résistance.

RÉFÉRENCES

- Adriaensen, F., J.P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck & E. Matthysen. 2003. The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*. 64: 233-247.
- Ager, A.A., B.K. Johnson, J.W. Kern & J.G. Kie. 2003. Daily and seasonal movements and habitat use by female rocky mountain elk and mule deer. *Journal of Mammalogy*. 84: 1076-1088.
- Alexander, S.M., N.M. Waters & P.C. Paquet. 2005. Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains. *The Canadian Geographer*. 49: 321-331.
- Allert, A.K., C.L. Cole-Neal & J.F. Fairchild. 2012. Toxicity of chloride under inter low-flow conditions in an urban watershed in central Missouri, USA. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 89: 296-301.
- Antworth, R.L., D.A. Pike & E.E. Stevens. 2005. Hit and run: Effects of scavenging on estimates of roadkilled vertebrates. *Southeastern Naturalist*. 4: 647-656.
- Backstrom, M., S. Karlsson, L. Backman, L. Folkeson & B. Lind. 2004. Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research*. 38: 720-732.
- Ballard, W.B., H.A. Whitlaw, S.J. Young, R.A. Jenkins & G.J. Forbes. 1999. Predation and survival of white-tailed deer fawns in northcentral New Brunswick. *Journal of Wildlife Management*. 63: 574-579.
- Barnosky, A.D., E.A. Hadly, J. Bascompte, E.L. Berlow, J.H. Brown, M. Fortelius, W.M. Getz, J. Harte, A. Hastings, P.A. Marquet, N.D. Martinez, A. Mooers, P. Roopnarine, G. Vermeij, J.W. Williams, R. Gillespie, J. Kitzes, C. Marshall, N. Matzke, D.P. Mindell, E. Revilla & A.B. Smith. 2012. Approaching a state shift in Earth’s biosphere. *Nature*. 486: 52-58.
- Bell, F.G. & L.J. Donnelly. 2006. Mining and its impact on environment. Taylor & Francis Group. New York, New York. 91 p.
- Belovsky, G.E. & P.A. Jordan. 1981. Sodium dynamics and adaptations of a moose population. *Journal of Mammalogy*. 62: 613-621.
- Belovsky, G.E. 1978. Diet optimization in a generalist herbivore: the moose. *Theoretical population biology*. 14: 105-134.
- Bicknell, J.E., M.J. Struebig & Z.G. Davies. 2015. Reconciling timber extraction with biodiversity conservation in tropical forests using reduced-impact logging. *Journal of Applied Ecology*. 52: 379-388.
- Bischof, R., L.E. Loe, E.L. Meisingset, B. Zimemrman, B. van Moorter & A. Mysterud. 2012. A migratory northern ungulate in the pursuit of spring: jumping or surfing the green wave? *The American Naturalist*. 180: 407-424.
- Bond, M.L., C.M. Bradley, C. Kiffner, T.A. Morrison & D.R. Lee. 2017. A multi-method approach to delineate and validate migratory corridors. *Landscape Ecology*. 32: 1705-1721.
- Boyce, M.S., P.R. Vernier, S.E. Nielsen & F.K.A. Schmiegelow. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling*. 157: 281-300.

- Cai, X., Z. Wu & J. Cheng. 2013. Using kernel density estimation to assess the spatial pattern of road density and its impact on landscape fragmentation. *International Journal of Geographical Information Science*. 27: 222-230.
- Cappelli, J., A. Garcia, F. Ceacero, S. Gomez, S. Luna, L. Gallegom, P. Gamblin & T. Landete-Castillejos. 2015. Manganese supplementation in deer under balanced diet increases impact energy and contents in minerals of antler bone tissue. *Plos Ones*. 10: 1-15.
- Carlisle, D.M. & W.H. Clements. 2005. Leaf litter breakdown, microbial respiration and shredder production in metal-polluted streams. *Freshwater Biology*. 50: 380-390.
- Carpenter, J., C. Aldridge & M.S. Boyce. 2010. Sage-grouse habitat selection during winter in Alberta. *Journal of Wildlife Management*. 74: 1806-1814.
- Ceacero, F., T. Landete-Castillejos, A.J. Garcia, J.A. Estevez & L Gallego. 2010. Physiological variables explain mineral intake in Iberian red deer. *Physiology & Behavior*. 100: 122-127.
- Ceacero, F., T. Landete-Castillejos, M. Miranda, A.J. Garcia, A. Martinez & L. Gallego. 2014. Why do cervids feed on aquatic vegetation? *Behavioural Processes*. 103: 28-34.
- Chetkiewicz, C.-L.B. & M.S. Boyce. 2009. Use of resource selection functions to identify conservation corridors. *Journal of Applied Ecology*. 46: 1036-1047.
- Christiansson, D., & S. Creel. 2009. Effects of grass and browse consumption on the winter mass dynamics of elk. *Oecologia*. 158: 603-613.
- Clements, W.H., D.M. Carlisle, J.M. Lazorchak & P.C. Johnson. 2000. Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. *Ecological Applications*. 10: 626-638.
- Clevenger, A.P. & J. Wierzchowski. 2006. Maintaining and restoring connectivity in landscapes fragmented by roads. *Conservation Biology*. 14: 502-528.
- Clevenger, A.P., B. Chruszcz & K.E. Gunson. 2001. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*. 29: 646-653.
- Coffin, A.W. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*. 15: 396-406.
- Colino-Rabanal, V.J., M. Lizana & S.J. Peris. 2011. Factors influencing wolf *Canis lupus* roadkills in Northwest Spain. *European Journal of Wildlife Research*. 57: 399-409.
- Correa Ayram, C.A., M.E. Mendoza, A. Etter & D.R. Perez Salicrup. 2017. Anthropogenic impact on habitat connectivity: a multidimensional human footprint index evaluated in a highly biodiverse landscape of Mexico. *Ecological Indicators*. 72: 895-909.
- Cosentino, B.J., D.M. Marsh, K.S. Jones, J.J. Apodaca, C. Bates, J. Beach, K.H. Beard, K. Becklin, J.M. Bell, C. Crockett, G. Fawson, J. Fjelsted, E.A. Forys, K.S. Genet, M. Grover, J. Holmes, K. Indeck, N.E. Karraker, E.S. Kilpatrick, T.A. Langen, S.G. Mugal, A. Molina, J.R. Vonesh, R.J. Weaver & A. Willey. 2014. Citizen science reveals widespread negative effects of roads on amphibian distributions. *Biological Conservation*. 180: 31-38.
- Creel, S., J. Winnie Jr., B. Maxwell, K. Hamlin & M. Creel. 2005. Elk alter habitat selection as an antipredator response to wolves. *Ecology*. 86: 3387-3397.
- D'Eon, R.G., S.M. Glenn, I. Parfitt & M.-J. Fortin. 2002. Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. *Conservation Ecology*. 6: 1-10.

- Devitt, D.A., L. Wright, F. Landau & L. Apodaca. 2014. Deicing salts; assessing distribution, ion accumulation in plants and the response of plants to different loading rates and salt mixtures. *Environmental and Natural Resources Research*. 4: 73-93.
- Dickson, B.G., J.S. Jenness & P. Beier. 2005. Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement in southern California. *Journal of Wildlife Management*. 69: 264-276.
- Diefenbach, D.R. & S.M. Shea. 2011. Managing white-tailed deer: Eastern North America. In Hewitt, D.G. (Ed.) *Biology and management of white-tailed deer*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA. 481-500.
- Dodd, N.L., J.W. Gagnon, S. Boe & R.E. Schweinsburg. 2005. Characteristics of elk-vehicle collisions and comparison to GPS-determined highway crossing patterns. *Wildlife-Vehicle Collisions*. 17 pp.
- Dumont, A., J.-P. Ouellet, M. Crete & J. Huot. 2005. Winter foraging strategy of white-tailed deer at the northern limit of its range. *Ecoscience*. 12: 476-484.
- Dussault, C. J.-P. Ouellet, C. Laurian, R. Courtois, M. Poulin & L. Breton. 2007. Moose movement rates along highways and crossing probability models. *Journal of Wildlife Management*. 71: 2338-2345.
- Dussault, C., J.-P. Ouellet, R. Courtois, J. Huot, L. Breton & H. Jolicoeur. 2005a. Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography*. 28: 619-628.
- Dussault, C., M. Poulin, R. Courtois & J.-P. Ouellet. 2006. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology*. 12: 415-425.
- Dussault, C., R. Courtois, J.-P. Ouellet & I. Girard. 2005b. Space use of moose in relation to food availability. *Canadian Journal of Zoology*. 83. 1431-1437.
- Écoressources, 2014. L'industrie faunique comme moteur économique régional : Une étude ventilant par espèce et par région les retombées économiques engendrées par les chasseurs, les pêcheurs et les piégeurs québécois en 2012. Préparé pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. 71 p.
- ESRI 2011. ArcGIS Desktop. Release 10.1. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Estevez, J.A., T. Landete-Castillejos, A.J. Garcia, F. Ceacero, A. Martinez, E. Gaspar-Lopez, A. Calatayud & L. Gallego. 2010. Seasonal variations in plant mineral content and free-choice minerals consumed by deer. *Animal Production Science*. 50: 177-185.
- Ewers, R.M., C.J. Marsh & O.R. Wearn. 2010. Making statistics biologically relevant in fragmented landscapes. *Trend in Ecology and Evolution*. 25: 699-704.
- Fahrig, L. & T. Rytwinski. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*. 14: 21-41.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 34: 487-515.
- Ford, A.T., A.P. Clevenger & A. Bennett. 2009. Comparison of methods of monitoring wildlife crossing-structures on highways. *Journal of Wildlife Management*. 73: 1213-1222.

- Forman, R.T.T. & L.E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29: 207-231.
- Forman, T.T., D. Sperling, J.A. Bissonette, A.P. Clevenger, C.D. Cutshall, V.H. Dale, L. Fahrig, R. France, C.R. Goldman, K. Heanue, J.A. Jones, F.J. Swanson, T. Turrentine & T.C. Winter. 2003. *Road ecology: Science and solutions*. Island Press. Washington, D.C. 481 p.
- French, H.K. & S.E.A.T.M. van der Zee. 2014. Improved management of winter operations to limit subsurface contamination with degradable deicing chemicals in cold regions. *Environmental Science and Pollution Research*. 21: 8897-8913.
- Fryxell, J.M., W.E. Mercer & R.B. Gellately. 1988. Population dynamics of Newfoundland moose using cohort analysis. *Journal of Wildlife Management*. 52: 14-21.
- Gangadharan, A., S. Vaidyanathan & C.C. St. Clair. 2017. Planning connectivity at multiple scales for large mammals in a human-dominated biodiversity hotspot. *Journal of Nature Conservation*. 36: 38-47.
- Gillingham, M.P. & K.L. Parker. 2008. The importance of individual variation in defining habitat selection by moose in northern British Columbia. *Alces*. 44: 7-20.
- Grosman, P.D., J.A.G. Jaeger, P.M. Biron, C. Dussault & J.-P. Ouellet. 2009. Reducing moose-vehicle collisions through salt pool removal and displacement: an agent-based modeling approach. *Ecology and Society*. 14: 17-40.
- Gundersen, H., H.P. Andreassen & T. Storaas. 1998. Spatial and temporal correlates to Norwegian moose-train collisions. *Alces*. 34: 385-394.
- Hackman, T.J. 2011. A system for predicting energy and protein requirements of wild ruminants. *Zoo Biology*. 30: 165-188.
- Haddad, N.M., L.A. Brudvig, J. Clobert, K.F. Davies, A. Gonzalez, R.D. Holt, T.E. Lovejoy, J.O. Sexton, M.P. Austin, C.D. Collins, W.M. Cook, E.I. Damschen, R.M. Ewers, B.L. Foster, C.N. Jenkins, A.J. King, W.F. Laurance, D.J. Levey, C.R. Margules, B.A. Melbourne, A.O. Nicholls, J.L. Orrock, D.-X. Song & J.R. Townshend. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*. 1: 1-9.
- Hadley, A.S. & M.G. Betts. 2016. Refocusing habitat fragmentation research using lessons from the last decade. *Current Landscape Ecology Reports*. 1: 1-12.
- Haikonen, H. & H. Summala. 2001. Deer-vehicle crashes: Extensive peak at 1 hour after sunset. *American Journal of Preventive Medicine*. 21: 209-213.
- Hothorn, T., J. Muller, L. Held, L. Most & A. Mysterud. 2015. Temporal patterns of deer-vehicle collisions consistent with deer activity-pattern and density increase but not general accident risk. *Accident Analysis and Prevention*. 81: 143-152.
- Hothorn, T., R. Brandts & J. Muller. 2012. Large-scale model-based assessment of deer-vehicle collision risk. *Plos One*. 7: 1-10.
- Huijser, M. P., A. Kociolek, P. McGowen, A. Hardy, A.P. Clevenger & R. Ament. 2007. *Wildlife-vehicle collision and crossing mitigation measures: a toolbox for the Montana Department of Transportation*. Final Report submitted by the Western Transportation Institute.
- Huijser, M.P., E.R. Fairbank, W. Camel-Means, J. Graham, V. Watson, P. Basting & D. Becker. 2016. Effectiveness of short sections of wildlife fencing and crossing structures along

- highways in reducing wildlife-vehicle collisions and providing safe crossing opportunities for large mammals. *Biological Conservation*. 197: 61-68.
- Huijser, M.P., J.W. Duffield, A.P. Clevenger, R.J. Ament & P.T. McGowen. 2009. Cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada: a decision support tool. *Ecology and Society*. 14: 1-26.
- Huot, M. & F. Lebel. 2012. Plan de gestion du cerf de Virginie au Québec 2010-2017, ministère des Ressources naturelles et de la Faune – Secteur Faune Québec, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, 578 p.
- Hurst, J.E. & W.F. Porter. 2008. Evaluation of shifts in white-tailed deer winter yards in the Adirondacks region of New York. *Journal of Wildlife Management*. 72: 367-375.
- Husemann, M., L. Cousseau, T. Callens, E. Matthysen, C. Vangestel, C. Hallman & L. Lens. 2015. Post-fragmentation population structure in a cooperative breeding afro-tropical cloud forest bird : emergence of a source-sink population network. *Molecular Ecology*. 24: 1172-1187.
- Jaeger, J.A. & L. Fahrig. 2004. Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology*. 18: 1651-1657.
- Jarchow, C.J., B.R. Hossack, B.H. Sigafus, C.R. Schwalbe & E. Muths. 2016. Modeling habitat connectivity to inform reintroduction: a case study with the Chiricahua leopard frog. *Journal of Herpetology*. 50: 63-69.
- Jones, R.L. & H.P. Weeks. 1985. Ca, Mg, and P in the annual diet of deer in South-central Indiana. *Journal of Wildlife Management*. 49: 129-133.
- Kays, R., S. Tilak, B. Kranstauber, P.A. Jansen, C. Carbone, M. Rowcliffe, T. Fountain, J. Eggert & Z. He. 2011. Camera traps as sensor networks for monitoring animal communities. *International Journal of Research and Reviews in Wireless Sensor Networks*. 1: 19-29.
- Khosravi, R., M.-R. Hemami & S.A. Cushman. 2018. Multispecies assessment of core areas and connectivity of desert carnivores in central Iran. *Diversity and Distribution*. 24: 193-207.
- Klassen, N.A. & R.V. Rea. 2008. What do we know about nocturnal activity of moose?. *Alces*. 44: 101-109.
- Koenig, S.J. & D.J. Bender. 2018. Generalizing matrix structure affects the identification of least-cost paths and patch connectivity. *Theoretical Ecology*. 11: 95-109.
- Kramer-Schadt, S., E. Revilla, T. Wiegand & U. Breitenmoser. 2004. Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology*. 41: 711-723.
- Krauze-Grytz, D., M. Zmihorski, K. Jasinski, L. Kwasny & J. Werka. 2017. Temporal pattern of wildlife-train collisions in Poland. *Journal of Wildlife Management*. 81: 1513-1519.
- Laurian, C., C. Dussault, J.-P. Ouellet, R. Courtois & M. Poulin. 2012. Interactions between a large herbivore and a road network. *Ecoscience*. 19: 69-79.
- Leblond, M., C. Dussault & J.-P. Ouellet. 2010. What drives fine-scale movements of large herbivores? A case study using moose. *Ecography*. 33: 1102-1112.
- Leblond, M., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2015. Low-density plantations increase foraging by moose in a northeastern temperate forest. *Forest Ecology and Management*. 347: 228-236.

- Leblond, M., C. Dussault, J.-P. Ouellet, M. Poulin, R. Courtois & J. Fortin. 2007. Management of roadside salt pools to reduce moose-vehicle collisions. *Journal of Wildlife Management*. 71: 2304-2310.
- Leblond, M., J. Frair, D. Fortin, C. Dussault, J.-P. Ouellet & R. Courtois. 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales : an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. *Landscape Ecology*. 26: 1433-1446.
- Lechner, A.M., D. Sprod, O. Carter & E.C. Lefroy. 2017. Characterising landscape connectivity for conservation planning using a dispersal guild approach. *Landscape Ecology*. 32: 99-113.
- Legendre, P. & L. Legendre. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam. 853 p.
- Lesage, L., M. Crête, J. Huot, A. Dumont & J.-P. Ouellet. 2000. Seasonal home range size and philopatry in two northern white-tailed deer populations. *Canadian Journal of Zoology*. 78: 1930-1940.
- Lesbarrères, D. & L. Fahrig. 2012. Measure to reduce population fragmentation by roads : what has worked and how do we know? *Trends in Ecology and Evolution*. 27: 374-380.
- Lesmerises, F., F. Déry, C.J. Johnson & M.-H. St-Laurent. 2018. Spatiotemporal response of mountain caribou to the intensity of backcountry skiing. *Biological Conservation*. 217: 149-156.
- Liu, Y.-J., J.-M. Hu, T.-W. Wang, C.-F. Cai, Z.-X. Li & Y. Zhang. 2016a. Effects of vegetation cover and road-concentrated flow on hillslope erosion in rainfall and scouring simulation tests in the Three Gorges Reservoir Area, China. *Catena*. 136: 108-117.
- Long, E.S., D.R. Diefenbach, C.S. Rosenberry, B.D. Wallingford & M.D. Grund. 2005. Forest cover influences dispersal distance of white-tailed deer. *Journal of Mammalogy*. 86: 623-629.
- Lopez, R.R., M.E.P. Vieira, N.J. Silvy, P.A. Frank, S.W. Whisenant & D.A. Jones. 2003. Survival, mortality, and life expectancy of Florida key deer. *Journal of Wildlife Management*. 67: 34-45.
- Lundmark, C. & J.P. Ball. 2008. Living in snowy environments: quantifying the influence of snow on moose behavior. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*. 40: 111-118.
- Lyra-Jorge, M.C., G. Ciocheti, V.R. Pivello & S.T. Meirelles. 2008. Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research*. 54: 739-744.
- Malo, J.E., F. Suarez & A. Diez. 2004. Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology*. 41: 701-710.
- Manly, B.F.J., L.L. MacDonald, D.L. Thomas, T.L. MacDonald & W.P. Erickson. 2002. *Resource selection by animals: Statistical analysis and design for field studies*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands. 221 p.
- Marcantonio, M., D. Rocchini, F. Geri, G. Bacaro & V. Amici. 2013. Biodiversity, roads, & landscape fragmentation : two mediterranean cases. *Applied Geography*. 42: 63-72.

- Matthews, T.J., H.E. Cottee-Jones & R.J. Whittaker. 2014. Habitat fragmentation and the species-area relationship: a focus on total species richness obscures the impact of habitat loss on habitat specialists. *Diversity and Distributions*. 20: 1136-1146.
- McCance, E.C., R.K. Baydack, D.J. Walker & D.N. Leask. 2015. Spatial and temporal analysis of factors associated with urban deer-vehicle collisions. *Human-Wildlife Interactions*. 9: 119-131.
- McClintock, B.T., D.P. Onorato & J. Martin. 2015. Endangered Florida panther population size determined from public reports of motor vehicle collision mortalities. *Journal of Applied Ecology*. 52: 893-901.
- McClure, M.L., A.J. Hansen & R.M. Inman. 2016. Connecting models to movements: testing connectivity models predictions against empirical migration and dispersal data. *Landscape Ecology*. 31: 1419-1432.
- McLoughlin, P.D., J.S. Dunford & S. Boutin. 2005. Relating predation mortality to broad-scale habitat selection. *Journal of Animal Ecology*. 74: 701-707.
- McRae, B.H. & D.M. Kavanagh. 2011. Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. The Nature Conservancy, Seattle WA. Available at: <http://www.circuitscape.org/linkagemapper>.
- McRae, B.H. & P. Beier. 2007. Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 104: 19885-19890.
- McRae, B.H., B.G. Dickson, T.H. Keitt & V.B. Shah. 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*. 89: 2712-2724.
- Meisingset, E.L., L.E. Loe, O. Brekkum & A. Mysterud. 2014. Targeting mitigation efforts: the role of speed limit and road edge clearance for deer-vehicle collisions. *Journal of Wildlife Management*. 78:679-688.
- Michel, E.S., J.A. Jenks, K.D. Kaskie, R.W. Klaver & W.F. Jensen. 2018. Weather and landscape factors affect white-tailed deer neonates survival at ecologically important life stages in the Northern Great Plains. *Plos Ones*. 13:1-17.
- Mimet, A., C. Clauzel & J.-C. Foltête. 2016. Locating wildlife crossings for multispecies connectivity across linear infrastructures. *Landscape ecology*. 31: 1955-1973.
- Ministère de la Faune, des Forêts et des Parcs (MFFP). 2017. Statistiques de chasse et de piégeage. Site web consulté en juin 2018. URL : [<https://mffp.gouv.qc.ca/le-ministere/etudes-rapports-recherche-statistiques/statistiques-de-chasse-de-piegeage/>].
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). 2016. Inventaire aérien de la grande faune : Projet de la 85/185. Rapport technique. Gouvernement du Québec.
- Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune (MRNF). 2012. Données socio-économiques sur la faune. Direction de la mise en valeur de la ressource et des territoires fauniques. 81 p.
- Ministère des Transports, de la Mobilité Durable et de l'Électrification des Transports (MTMDET). 2016. Les coûts d'accidents par typologie; Une approche améliorée pour l'évaluation des coûts de l'insécurité. Direction de la Sécurité en Transports, Gouvernement du Québec, 7 p.
- Ministère du Transport, de la Mobilité Durable et de l'Électrification des Transports (MTMDET). 2015. Recueil des données de circulation - débits journalier moyen annuel. Electronic files based on CIR-6002 system's extraction.

- Mittlbock, M. 2002. Calculating adjusted R^2 measures for Poisson regression models. *Computer Methods and Programs in Biomedicine*. 68: 205-214.
- Moilanen, A. 2011. On the limitations of graph-theoretic connectivity in spatial ecology and conservation. *Journal of Applied Ecology*. 48: 1543-1547.
- Moore, J.A., D.A. Tallmon, J. Nielsen & S. Pyare. 2011. Effects of the landscape on boreal toad gene flow: does the pattern-process relationship hold true across distinct landscape at the northern range margin. *Molecular Ecology*. 28: 4858-4869.
- Moqanaki, E.M. & S.A. Cushman. 2017. All roads lead to Iran: Predicting landscape connectivity of the last stronghold for the critically endangered Asiatic cheetah. *Animal Conservation*. 20: 29-41.
- Morelle, K., F. Lehaire & P. Lejeune. 2013. Spatio-temporal patterns of wildlife collisions in a region with a high-density road network. *Nature Conservation*. 5: 53-73.
- Myneni, R.B., W. Yang, R.R. Nemani, A.R. Huete, R.E. Dickinson, Y. Knyazikhin, K. Didan, R. Fu, R.I. Negron Juarez, S.S Saatch, J. Hashimoto, K. Ichii, N.V. Shabanov, B. Tan, P. Ratana, J.L. Privette, J.T. Morisette, E.F. Vermote, D.P. Roy, R.E. Wolfe, M.A. Friedl, S.W. Running, P. Votava, N. El-Saleous, S. Devadiga. Y. Su & V.V. Salomonson. 2007. Large seasonal swings in leaf area of Amazonian rainforests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 104: 4820-4823.
- National Research Council Canada (NRC). 2017. Sunrise/sunset calculator; [Accessed February 2017]. <https://www.nrc-cnrc.gc.ca/eng/services/sunrise/advanced.html>.
- Negishi, J.N., R.C. Sidle, A.D. Ziegler, S. Noguchu & N.A. Rahim. 2008. Contribution of intercepted subsurface flow to road runoff and sediment transport in a logging-disturbed tropical catchment. *Earth Surface Processes and Landforms*. 33: 1174-1191.
- Nielsen, C.K., R.G. Anderson & M.D. Grund. 2003. Landscape influences on deer-vehicle accident areas in an urban environment. *Journal of Wildlife Management*. 67: 46-51.
- Niemi, M., C.M. Rolandsen, W. Neumann, T. Kukko, R. Tiilikanen, J. Pusenius, E.J. Solberg & G. Ericson. 2017. Temporal patterns of moose-vehicle collisions with and without personal injuries. *Accident Analysis and Prevention*. 98: 167-173.
- Palmer, S.C.F., A. Coulon & J.M.J. Travis. 2011. Introducing a « stochastic modevovement simulator » for estimating habitat connectivity. *Methods in Ecology and Evolution*. 2: 258-268.
- Parker, K.L., P.S. Barboza & M.P. Gillingham. 2009. Nutrition integrates environmental responses of ungulates. *Functional Ecology*. 23: 57-69.
- Parker, K.L., R.G. White, M.P. Gillingham & D.F. Holeman. 1990. Comparison of energy metabolism in relation to daily activity and milk consumption by caribou and muskox neonates. *Canadian Journal of Zoology*. 68: 106-114.
- Pereira, H.M., P.W. Leadley, V. Proença. R. Alkemade, J.P.W. Schalermann, J.F. Fernandez-Manjarres, MB. Araujo, P. Balvanera, R. Biggs, W.W.L. Cheung, L. Chini, H.D. Cooper, E.L. Gilman, S. Guenette, G.C. Hurtt, H.P. Huntington, G.M. Mace, T. Oberdoff, C. Revenga, P. Rodrigues. R.J. Scholes, U.R. Sumaila & M. Walpole. 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*. 330: 1496-1501.

- Pereira, P., A. Gimeinez-Morera, A. Novara, S. Kesstra, A. Jordan, R.E. Masto, E. Brevik, C. Azorin-Molin & A. Cerda. 2015. The impact of road and railway embankments on runoff and soil erosion in eastern Spain. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*. 12: 12947-12985.
- Perz, S.G., L. Cabrera, L.A. Carvalho, J. Castillo, R. Chacacanta, R.E. Cossio, Y.F. Solano, J. Hoelle, L.M. Perales, R. Puerta, D.R. Cespedes, I.R. Camacho & A.C. Silva. 2012. Regional integration and local change: road paving, community connectivity, and social-ecological resilience in a tri-national frontier, southwestern Amazonia. *Regional Environmental Change*. 12: 35-53.
- Piepho, H.P. 2012. A SAS macro for generating letter displays for pairwise mean comparisons. *Communications in Biometry and Crop Science*. 7: 4-13.
- Pitman, R.T., J. Fattebert, S.T. Williams, K.S. Williams, R.S. Hill, L.T.B. Hunter, H. Robinson, J. Power, L. Wanepoeal, R. Slotow & G.A. Balme. 2017. Cats, connectivity and conservation: incorporating data sets and integrating scales for wildlife management. *Journal of Applied Ecology*. 54: 1687-1698.
- Polfus, J.L., M. Hebblewhite & K. Heinemeyer. 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. *Biological conservation*. 144: 2637-2646.
- Porter, W.F., H.B. Underwood & J.L. Woodard. 2004. Movement behavior, dispersal, and the potential for localized management for deer in a suburban environment. *Journal of Wildlife Management*. 68: 247-256.
- Pullinger, M.G. & C.J. Johnson. 2010. Maintaining or restoring connectivity of modified landscapes: evaluating the least-cost path model with multiple sources of ecological information. *Landscape Ecology*. 25: 1547-1560.
- Putzu, N., D. Bonetto, V. Civallero, S. Fenoglio, P.G. Meneguz, N. Preacco & P. Tizzani. 2015. Temporal patterns of ungulate-vehicle collisions in a subalpine Italian region. *Italian Journal of Zoology*. 81: 463-470.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Raiter, K.G., S.M. Prober, H.P. Possingham, F. Westcott & R.J. Hobbs. 2018. Linear infrastructure impacts on landscape hydrology. *Journal of Environmental Management*. 206: 446-457.
- Ranapurwala, S.I., E.R. Mello & M.R. Ramirez. 2016. A GIS-based matched case-control study of road characteristics in farm vehicle crashes. *Epidemiology*. 27: 827-834.
- Rands, M.R.W., W.M. Adams, L. Bennun, S.H.M. Butchart, A. Clements, D. Coomes, A. Entwistle, I. Hodge, V. Kapos, J.P.W. Schalmann, W.J. Sutherland & B. Vira. 2010. Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. *Science*. 329: 1298-1303.
- Rayfield, B., M.-J. Fortin & A. Fall. 2010. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. *Landscape Ecology*. 25: 519-532.
- Rea, R.V. & M.P. Gillingham. 2001. The impact of the timing of brush management on the nutritional value of woody browse for moose *Alces alces*. *Journal of Applied Ecology*. 38: 710-719.

- Rea, R.V., C.J. Johnson & S. Emmons. 2014. Characterizing moose-vehicle collision hotspots in northern British Columbia. *Journal of Fish and Wildlife Management*. 5: 46-58.
- Rea, R.V., C.J. Johnson, D.A. Aitken, K.N. Child & G Hesse. 2018. Dash cam videos on YouTubetm offer insights into factors related moose-vehicle collisions. *Accident Analysis and Prevention*. 118: 207-213.
- Richard, Q., C. Toigo, J. Appolinaire, A. Loison & M. Garel. 2017. From gestation to weaning : combining robust design and multi-event models unveils cost of lactation in a large herbivore. *Journal of Animal Ecology*. 86:1497-1509.
- Riverud, I.M., M. Heurich, P. Krupczynski, J. Muller & A. Mysterud. 2016. Green wave tracking by large herbivores: an experimental approach. *Ecology*. 97: 3547-3553.
- Robinson, J.G. & R.E. Bodmer. 1999. Towards wildlife management in tropical forests. *Journal of Wildlife Management*. 63: 1-13.
- Robitaille, A. & J.-P. Saucier. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Ministère des Ressources Naturelles. Gouvernement du Québec. 213 p.
- Rodgers, A.R. & P.J. Robins. 2006. Moose detection distances on highways at night. *Alces*. 42: 75-87.
- Roever, C.L., R.J. van Aarde & K. Leggett. 2013. Functional connectivity within conservation networks: delineating corridors for African elephants. *Biological Conservation*. 157: 128-135.
- Rolandsen, C.M., E.J. Solberge, I. Herfindal, B. van Moorter & B.-E. Saether. 2011. Large-scale spatiotemporal variation in road mortality of moose: is it all about population density? *Ecosphere*. 2: 1-12.
- Rowcliffe, J.M., C. Carbone, P.A. Jansen, R. Kays & B. Kranstauber. 2011. Quantifying the sensitivity of camera traps: an adapted distance sampling approach. *Methods in Ecology and Evolution*. 2: 464-476.
- Rowcliffe, J.M., J. Field, S.T. Turvey & C. Carbone. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*. 45: 1228-1236.
- Rowden, P., D. Steinhardt & M. Sheehan. 2008. Road crashes involving animals in Australia. *Accident Analysis and Prevention*. 40: 1865-1871.
- Rytwinski, T. & L. Fahrig. 2015. The impacts of roads and traffic on terrestrial animal populations. pp. 237-246. In van der Ree, R., D.J. Smith et C. Grilo (eds.). 2015. *Handbook of road ecology*. John Wiley & Sons Ltd. Chichester, West Sussex, R.-U. 522 p.
- Sabine, D.L., S.F. Morrison, H.A. Whitlaw, W.B. Ballard, G.J. Forbes & J. Bowman. Migration behavior of white-tailed deer under varying winter climate regimes in New Brunswick. *Journal of Wildlife Management*. 66: 718-728.
- SAS Institute Inc. 2017. A guide to the SAS 9.4 and SAS Viya 3.2 programming documentation. Cary, NC. SAS Institute Inc.
- Schuler, M.S., & R.A. Relyea. 2018. A review of the combined threats of road salts and heavy metals to freshwater systems. *BioScience*.

- Shiva, V. 2016. *The violence of the green revolution*. University Press of Kentucky. Lexington, Kentucky. 265 p.
- Simberloff, D., J.A. Farr, J. Cox & D.W. Mehlman. 1992. Movement corridors: conservation bargains of poor investments? *Conservation Biology*. 6: 493-504.
- Singleton, P.R. & J.F. Lehmkuhl. 1999. Assessing wildlife habitat connectivity in the interstate 90 Snoqualmie pass corridor, Washington. Dans *Proceedings of the third international conference on wildlife ecology and transportation*, pp. 75-84.
- Smolko, P., R. Kropi, T. Pataky, A. Veselovska & E. Merrill. 2018. Why do migrants move downhill? The effects of increasing predation and density on red deer altitudinal migration in temperate Carpathian forests. *Mammal Research*. 1: 1-9.
- Snow, N.P., W.F. Andelt, T.R. Stanley, J.R. Resnik & L. Munson. 2012. Effects of roads on survival of San Clemente island foxes. *Journal of Wildlife Management*. 76: 243-252.
- Soulis, K.X., N. Dercas & C.H. Papadaki. 2015. Effect of forest roads on the hydrological response of a small-scale mountain watershed in Greece. *Hydrological Processes*. 29: 1772-1782.
- Spalinger, D.E., W.B. Collins, T.A. Hanley, N.E. Cassara & A.M. Carnahan. 2010. The impact of tannins on protein, dry matter, and energy digestion in moose (*Alces alces*). *Canadian Journal of Zoology*. 88: 977-987.
- Steffan-Dewenter, I., U. Munzenberg, C. Burger, C. Thies & T. Tschardt. 2002. Scale-dependent effects of landscape context of three pollinator guilds. *Ecology*. 83: 1421-1432.
- Steffen, W., A. Persson, L. Deutsch, J. Zalasiewicz, M. Williams, K. Richardson, C. Crumley, P. Crutzen, C. Folke, L. Gordon, M. Molina, V. Ramanathan, J. Rockstrom, M. Scheffer, H.J. Schellnhuber & U. Svedin. 2011. The antropocene: from global change to planetary stewardship. *AMBIO*. 40: 739-761.
- Steiner, W., F. Leisch & K. Hacklander. 2014. A review on the temporal pattern of deer-vehicle accidents: Impact of seasonal, diurnal and lunar effects in cervids. *Accident Analysis and Prevention*. 66: 168-181.
- Stickles, J.H., D.B. Stone, C.S. Evans, K.V. Miller, R.J. Warren, D.A. Osborn & C.H. Killmaster. 2016. Using deer-vehicle collisions to map white-tailed deer breeding activity in Georgia. *Journal of Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies*. 2: 202-207.
- St-Laurent, M.-H., C. Dussault, J. Ferron & R. Gagnon. 2009. Dissecting habitat loss and fragmentation effects following logging in boreal forest: conservation perspectives from landscape simulations. *Biological Conservation* 142: 2240-2249
- Straub, S. 2008. *Infrastructure and growth in developing countries: Recent advances and research challenges*. Development Research Department. The World Bank. 51 p.
- Sullivan, J.D., S.S. Ditchkoff, B.A. Collier, C.R. Ruth & J.B. Raglin. 2016. Movement with the moon: white-tailed deer activity and solunar events. *Journal of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies*. 3: 225: 232.
- Tardif, L.P. & associates Inc. 2003. *Collisions involving moto vehicles and large animals in Canada. Final Report*. Transport Canada Road Safety Directorate. 44 p.

- Taylor, P.D., L. Fahrig, K. Henein & G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Nordic Society Oikos*. 68: 571-573.
- Telfer, E.S. 1970. Winter habitat selection by moose and white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management*. 34: 553-559.
- Therneau, T. 2015. A Package for Survival Analysis in S. Version 2.38. URL:<https://CRAN.R-project.org/package=survival>.
- Thomaz, E.L. & G.T. Peretto. 2016. Hydrogeomorphic connectivity on roads crossing in rural headwaters and its effect on stream dynamics. *Science of the Total Environment*. 550: 547-555.
- Thurfjell, H., G. Spong, M. Olsson & G. Ericsson. 2015. Avoidance of high traffic levels results in lower risk of wild boar-vehicle accidents. *Landscape and Urban Planning*. 133: 98-104.
- Tobler, M.W., S.E. Carillo-Percastegui, R. Leite Pitman, R. Mares & G. Powell. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*. 11: 169-178.
- Tong, Z., R.W. Baldauf, V. Isakov, P. Deshmukh & K.M. Zhang. 2016. Roadside vegetation barrier designs to mitigate near-road air pollution impacts. *Science of the Total Environment*. 541: 920-927.
- Tong, Z., T.H. Whitlow, P.R. MacRae, A.J. Landers & Y. Harada. 2015. Quantifying the effect of vegetation on near-road air quality using brief campaigns. *Environmental Pollution*. 201: 141-149.
- Trombulak, S.C. & C.A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*. 14: 18-30.
- Uezu, A., J.P. Metzger & J.M.E. Vielliard. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic forest bird species. *Biological Conservation*. 123: 507-519.
- van Beest, F.M., A. Mysterud, L.E. Loe & J.M. Milner. 2010. Forage quantity, quality and depletion as scale-dependent mechanisms driving habitat selection of a large browsing herbivore. *Journal of Animal Ecology*. 79: 910-922.
- van der Ree, R., D.J. Smith & C. Grilo. 2015b. *Handbook of road ecology*. John Wiley & Sons Ltd. Oxford, United Kingdom. 522 p.
- van der Ree, R., J.A.G. Jaeger, E.A. van der Grift & A.P. Clevenger. 2011. Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: Road ecology is moving toward larger scales. *Ecology and Society*. 16: 48-57.
- van der Ree, R., S. Cesarini, P. Sunnucks, J.S. Moore & A. Taylor. 2010. Large gaps in canopy reduce road crossing by a gliding mammal. *Ecology and Society*. 15: 35-51.
- Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco & J.M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*. 277: 494-499.
- Vogt, P., J.R. Ferrari, T.R. Lookingbill, R.H. Gardner, K.H. Ritters & K. Ostapowicz. 2009. Mapping functional connectivity. *Ecological Indicators*. 9: 64-71.

- Waller, B.W., J.L. Belant, B.D. Leopold, B.W. Young, S.L. Simek & D.L. Evans. 2014. Influence of landscape attributes on American black bear den-site selection in Mississippi. *Mammal Study*. 39: 115-119.
- Walpole, A.A., J. Bowman, D.L. Murray & P.J. Wilson. 2012. Functional connectivity of lynx at their southern range periphery in Ontario, Canada. *Landscape Ecology*. 27: 761-773.
- Wam, H.K. & O. Hjeljord. 2010. Moose summer and winter diets along a large scale gradient of forage availability in southern Norway. *European Journal of Wildlife Research*. 56: 745-755.
- Weeks, H.P. & C.M. Kirkpatrick. 1976. Adaptations of white-tailed deer to naturally occurring sodium deficiency. *Journal of Wildlife Management*. 40: 610-625.
- Wheatley, M. & C. Johnson. 2009. Factors limiting our understanding of ecological scale. *Ecological Complexity*. 6: 150-159.
- Whitman, B.J., W.F. Porter, A.C. Dechen Quinn, D.M. Williams, J. Frair, H.B. Underwood & J.C. Crawford. 2018. Movement behavior preceding autumn mortality for white-tailed deer in central New York. *Journal of Mammalogy*. 99: 675-683.
- Whittaker, D.G. & F.G. Lindzey. 1999. Effect of coyote predation on early fawn survival in sympatric deer species. *Wildlife Society Bulletin*. 2:256-262
- Wichrowski, M.W., D.S. Maehr, J.L. Larkin, J.J. Cox & M.P.O. Olsson. 2005. Activity and movements of reintroduced elk in southeastern Kentucky. *Southeastern Naturalist*. 4: 365-374.
- Wright, S.J. & C.P. van Schaik. 1994. Light and the phenology of tropical trees. *The American Naturalist*. 143: 192-199.
- Yli-Pelkonen, V., H. Setälä & V. Viipola. 2017. Urban forests near roads do not reduce gaseous air pollutant concentrations but have an impact on particle levels. *Landscape and Urban Planning*. 158: 39-47.
- Zeller, K.A., K. McGarigal, P. Beier, S.A. Cushman, T.W. Vickers & W.M. Boyce. 2014. Sensitivity of landscape resistance estimates based on point selection functions to scale and behavioral state: pumas as a case study. *Landscape Ecology*. 29: 541-557.
- Zeller, K.A., K. McGarigal, S.A. Cushman, P. Beier, T.W. Vickers & W.M. Boyce. 2016. Using step and path selection functions for estimating resistance to movement: pumas as a case study. *Landscape Ecology*. 31: 1319-1335.
- Zeller, K.A., M.K. Jennings, T.W. Vickers, H.B. Ernest, S.A. Cushman & W.M. Boyce. 2018a. Are all data types and connectivity models created equal? Validating common connectivity approaches with dispersal data. *Biodiversity Research*. 1-12.
- Zeng, Z.-G., P.S.A. Beck, T.-J. Wang, A.K. Skidmore, Y.-L. Song, H.-S. Gong & H.H.T. Prins. 2010. Effects of plant phenology and solar radiation on seasonal movement of golden takin in the Qinling Mountains, China. *Journal of Mammalogy*. 91: 92-100.

ANNEXE 1. Rappel des étapes nécessaires à la réalisation d'une étude portant sur l'identification des corridors de connectivité fonctionnelle.

1. Bâtir une Fonction de Sélection des Ressources (RSF) pour l'espèce ciblée

- a. Pour ce faire, il est nécessaire d'avoir des données de localisation d'animaux, idéalement provenant de colliers GPS.
- b. Mathématiser la sélection d'habitat des animaux suivis à l'aide d'une régression logistique en comparant les points réels avec des points distribués aléatoirement sur le territoire
- c. Représenter cette sélection en une matrice (raster) en appliquant l'équation mathématique au paysage

2. Bâtir une matrice de résistance

- d. Transformer la RSF en résistance en utilisant la formule suivante
 - i. $(1-RSF)*100$
- e. Ajouter toutes les structures pouvant faciliter ou entraver le déplacement des animaux en ordre d'importance, par exemple :
 - i. Routes en fonction du débit journalier moyen annuel
 - ii. Infrastructures humaines
 - iii. Plans d'eau
 - iv. Barrières infranchissables (coupes de roc, clôtures, etc.)
 - v. Structures de passages fauniques
- f. Transformer toutes les valeurs inférieures à 1 en 1 car les modèles de connectivité requièrent d'avoir des valeurs entre 1 et l'infini.

3. Bâtir une matrice d'habitat à connecter

- g. Quadriller la zone d'étude de zones tampon de 250m de rayon espacées de 200m chaque (la taille des rayons et l'espacement peuvent être plus grands si la zone à couvrir est très grande)

- h. Calculer la moyenne des valeurs de RSF dans chaque zone tampon
- i. Sélectionner les 2,5% des zones tampons ayant les valeurs les plus élevées
- j. De cette sélection, ne conserver que ceux formant une zone continue ayant une superficie supérieure à un certain seuil (p. ex. 2 ha, variant selon l'espèce à l'étude)
- k. Fusionner les zones tampons qui se touchent en un seul polygone
- l. Attribuer un identifiant unique à chaque polygone
- m. Transformer ces polygones en une matrice où les polygones sont représentés par des 1 et le reste par des 0.

4. Appliquer un modèle de connectivité fonctionnelle²

- n. Quadriller la zone d'étude de zones tampon de 250m de rayon espacées de 200m chaque (la taille des rayons et l'espacement peuvent être plus grands si la zone à couvrir est très grande)

² **Note:** Pour de l'aide et des tutoriels concernant *CircuitScape* et *LinkageMapper*, se référer aux guides d'utilisateurs en ligne.