

ÉVALUATION DES IMPACTS DES LIGNES DE TRANSPORT D'ÉNERGIE SUR L'ÉCOLOGIE SPATIALE DU CARIBOU FORESTIER AU QUÉBEC

Rapport présenté à

Hydro-Québec Équipement et services partagés

Par

Frédéric Lesmerises ^a, Christian Dussault ^b, Pierre Drapeau ^c
& Martin-Hugues St-Laurent ^{a*}

^a Université du Québec à Rimouski, Groupe de recherche BORÉAS et Centre d'études nordiques, Département de biologie, chimie & géographie, 300 allée des Ursulines, Rimouski (Québec) Canada, G5L 3A1.

^b Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de la faune terrestre et de l'avifaune, 880 chemin Sainte-Foy, Québec (Québec) Canada, G1S 4X4.

^c Université du Québec à Montréal, Centre d'étude de la forêt, Chaire industrielle CRSNG UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Département de sciences biologiques, C.P. 8888 succursale Centre-Ville, Montréal (Québec) Canada, H3C 3P8.

* Auteur de correspondance : Martin-Hugues St-Laurent, Université du Québec à Rimouski, Groupe de recherche BORÉAS, Centre d'études nordiques & Centre d'étude de la forêt, Département de biologie, chimie & géographie, 300 allée des Ursulines, Rimouski (Québec) Canada, G5L 3A1. Tél. : (418) 723-1986 # 1538 / Fax : (418) 724-1849 / Courriel : martin-hugues_st-laurent@uqar.ca

ÉQUIPE DE RÉALISATION

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI (UQAR)

FRÉDÉRIC LESMERISES – REVUE DE LITTÉRATURE, ANALYSES ET RÉDACTION

MARTIN-HUGUES ST-LAURENT – SUPERVISION DU PROJET, RÉVISION DES ANALYSES ET RÉDACTION

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL (UQÀM)

PIERRE DRAPEAU – RÉVISION DES ANALYSES ET RÉDACTION

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC (MDDEFP)

CHRISTIAN DUSSAULT – RÉVISION DES ANALYSES ET RÉDACTION

EN COLLABORATION AVEC

HYDRO-QUÉBEC ÉQUIPEMENT ET SERVICES PARTAGÉS

ALEXANDRE BEAUCHEMIN – CONSEILLER EN ENVIRONNEMENT

CHRISTIANE ROMPRÉ – CHARGÉE DE PROJET EN ENVIRONNEMENT

CHANTAL COURVILLE – CONSEILLÈRE EN GÉOGRAPHIE

Ce document devrait être cité comme suit:

LESMERISES, F., DUSSAULT, C., DRAPEAU, P. & ST-LAURENT, M.-H., 2013. Évaluation des impacts des lignes de transport d'énergie sur l'écologie spatiale du caribou forestier au Québec. Rapport scientifique présenté à Hydro-Québec, Rimouski (Québec). 56 p. + xii.

TABLE DES MATIÈRES

Section	Page
ÉQUIPE DE RÉALISATION	i
TABLE DES MATIÈRES	iii
LISTE DES FIGURES	v
LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES ANNEXES	vii
RÉSUMÉ	viii
SOMMAIRE EXÉCUTIF	ix
1. MISE EN CONTEXTE DU MANDAT	1
2. OBJECTIFS ET CADRE DE RÉALISATION DU MANDAT	2
3. REVUE DE LA LITTÉRATURE EXISTANTE	3
Synthèse des réponses connues du caribou au développement hydroélectrique	3
<i>Impacts des lignes de transport d'énergie</i>	4
<i>Impacts du développement hydroélectrique</i>	5
Échelles biologiques de réponse aux perturbations anthropiques	7
Sensibilité du genre <i>Rangifer</i> aux perturbations humaines	8
Intégrer le caractère cumulatif des perturbations	9
Synthèse et perspectives	11
4. MÉTHODOLOGIE	12
Description de l'aire d'étude	12
Capture et télémétrie	13
Classes d'habitats et structures anthropiques	14
Analyses statistiques	17
<i>Définition des périodes de l'année pour le caribou</i>	17
<i>Impacts des LTE sur les déplacements</i>	17
<i>Impacts des LTE sur l'utilisation de l'espace</i>	18
<i>Impacts des LTE sur la sélection d'habitat</i>	21

5. RÉSULTATS	24
Impacts des LTE sur les déplacements	24
Impacts des LTE sur l'utilisation de l'espace	28
Impacts des LTE sur la sélection d'habitat	30
6. DISCUSSION	36
Impacts directs et indirects des LTE	36
Effets cumulés et échelles biologiques	39
Suivi des impacts d'une LTE sur le caribou forestier	41
7. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	43
REMERCIEMENTS	45
RÉFÉRENCES	46
ANNEXES	51

LISTE DES FIGURES

Description	Page
Figure 1. Localisation des sites d'étude couverts par les sept hardes de caribou à l'étude, tel que déterminé en utilisant les localisations télémétriques GPS de 164 caribous, auxquelles se superposent les lignes de transport d'énergie présentes dans l'aire d'étude.	12
Figure 2. Localisations télémétriques GPS des 164 caribous appartenant à sept hardes et des lignes de transport d'énergie (LTE) présentes dans l'aire d'étude.	13
Figure 3. Localisations télémétriques et domaine vital de l'individu GJ-55 (harde de Charlevoix) obtenu par la méthode MCP 100% pour la période de mise bas en 2004, superposés aux LTE et aux divers types de routes.	20
Figure 4. Taux de traversée (nb/km de LTE + erreur-type) des LTE réelles et aléatoires distribuées dans le territoire des hardes Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie, entre 2004 et 2011.	25
Figure 5. Vitesse de déplacement moyenne ajustée (m/h + erreur type) en fonction des caribous lors de la traversée des LTE et pour les cinq pas précédant (P_{-1} à P_{-5}) et suivant (P_{+1} à P_{+5}) la traversée (P_0) pour 73 individus des hardes Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie, entre 2004 et 2012.	26
Figure 6. Proportion (\pm écart-type) des localisations dans des zones tampons situées de part et d'autre des LTE pour les 74 caribous dont le domaine vital incluait au moins une LTE pour les hardes Assinica (n = 25), Charlevoix (n = 19), Cœurs (n = 6), Nottaway (n = 2), Portneuf (n = 17) et Témiscamie (n = 55) entre 2004 et 2012.	29
Figure 7. Probabilité relative d'occurrence calculée à partir du meilleur modèle de fonction de sélection des ressources (RSF) présenté au tableau 5 en fonction de la distance tronquée entre chaque localisation et une LTE, calculée à partir des 74 caribous incluant une LTE dans leur domaine vital pour les hardes Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie entre 2004 et 2012.	33
Figure 8. Boîte à moustaches (box plot) des coefficients individuels de sélection des classes de distance à une LTE (km), tel que déterminés par l'analyse de sélection d'habitat (RSF) qui prend en compte la disponibilité des habitats de part et d'autres des LTE, pour chacune des périodes biologiques.	35

LISTE DES TABLEAUX

Description	Page
Tableau 1. Classes d'habitats utilisées dans les différentes analyses visant à évaluer les impacts des LTE sur l'écologie spatiale des caribous suivis par télémétrie GPS entre 2004 et 2012.	15
Tableau 2. Composition du secteur couvert par les sept différentes hardes de caribou suivies par télémétrie GPS entre 2004 et 2012 en termes de proportion de couvert forestier et de densité de structures anthropiques linéaires pérennes.	16
Tableau 3. Modèles candidats utilisés pour évaluer les impacts des LTE sur la sélection d'habitat des caribous suivis par télémétrie GPS entre 2004 et 2012.	22
Tableau 4. Classement des trois meilleurs modèles candidats basé sur l'AIC expliquant les impacts des LTE sur la sélection d'habitat des caribous des hardes Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie, par période biologique, entre 2004 et 2010.	30
Tableau 5. Coefficients du meilleur modèle expliquant la sélection d'habitat des caribous des hardes Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie, dont le domaine vital incluait des LTE, par période biologique, entre 2004 et 2012.	32

LISTE DES ANNEXES

Description	Page
Annexe 1. Type de terrains entrant dans la catégorie d'habitat 'Autre' utilisée pour la classification des habitats pour les hardes d'Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Piraube, Portneuf et Témiscamie.	51
Annexe 2. Schéma expliquant l'approche utilisée pour classier les pas réalisés avant, pendant et après la traversée d'une LTE, pour évaluer si la vitesse de déplacement du caribou change lors d'une traversée (a). Le schéma illustre comment ont été prises en compte les traversées répétées successives (b) ou non (c) d'une LTE.	52
Annexe 3. Largeurs moyennes, minimales et maximales des emprises (en mètres) des différents types de LTE suivant le niveau de tension (en kilovolts) représentés dans le réseau de transport d'Hydro-Québec.	53
Annexe 4. Indice de sélection de Manly (<i>c.-à-d.</i> le rapport entre l'utilisation d'un habitat, déterminée ici par la proportion des localisations dans cet habitat, et la disponibilité de cet habitat, déterminée par la proportion de cet habitat dans le domaine vital saisonnier) pour les catégories d'habitat utilisées dans les RSF des caribous des hardes d'Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie ayant une LTE dans leur domaine vital saisonnier, entre 2004 et 2012.	54
Annexe 5. Nombre de pas pour chacune des catégories de pas précédant (P_{-1} à P_{-5}) et suivant (P_{+1} à P_{+5}) la traversée (P_0) et pour chacune des hardes considérées pour cette analyse (<i>c.-à-d.</i> Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie), entre 2004 et 2012.	55
Annexe 6. Probabilité relative d'occurrence calculée à partir du meilleur modèle de fonction de sélection des ressources (RSF) présenté au tableau 5 en fonction de la distance tronquée entre chaque localisation et une LTE, calculée à partir des 68 caribous incluant une LTE dans leur domaine vital pour les hardes Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie entre 2004 et 2012, en excluant les six individus de Charlevoix au comportement atypique.	56

RÉSUMÉ

Afin de raccorder le complexe hydroélectrique de la Romaine au réseau de transport d'énergie électrique, Hydro-Québec construira quatre postes, soit un à chaque centrale prévue, ainsi que quatre lignes de transport d'énergie électrique (ci-après LTE) d'une longueur totale de 496 km. Hydro-Québec s'est engagée à réaliser une revue des connaissances relatives aux impacts des LTE sur le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) et à commander une étude des réponses comportementales du caribou à partir de suivis télémétriques existants au Québec. L'analyse des données télémétriques de 164 individus appartenant à 7 hardes a été réalisée conjointement par des chercheurs de l'Université du Québec à Rimouski, de l'Université du Québec à Montréal et du Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec. L'analyse des domaines vitaux du caribou a démontré que peu incluaient des LTE (19 %). Lors de leurs déplacements, les caribous traversaient rarement les LTE (1,6 % des trajectoires observées) et le taux de traversées était généralement plus faible pour les LTE réelles que pour des structures simulées, laissant supposer un potentiel effet de barrière pour quatre des six hardes à l'étude. De plus, la vitesse de déplacement lors des traversées de LTE était significativement plus élevée (près du double) que celle des pas précédents et suivants la traversée. En contrôlant les effets confondants des habitats et des autres perturbations anthropiques, les caribous ont généralement évité les LTE suivant un patron de réponse non linéaire. L'évitement s'estompait rapidement au-delà de 500 à 1500 m d'une LTE selon les saisons. La présence des LTE dans tous les meilleurs modèles candidats utilisés pour décrire la sélection d'habitat suggérait cependant que les LTE engendraient des impacts cumulés à ceux des coupes forestières et des routes sur le comportement des caribous. Fait à noter, la présente étude documente exclusivement les réponses comportementales aux LTE, mais il est possible que les changements de comportement observés se traduisent par des impacts sur d'autres échelles biologiques. Afin de réduire l'empreinte anthropique dans le paysage et considérant l'évitement des LTE par les caribous, les LTE devraient se concentrer dans les habitats qui sont déjà perturbés par des structures pérennes de manière à ne pas augmenter l'empreinte anthropique dans les habitats à fort potentiel d'utilisation par l'espèce. Dans un territoire exempt de perturbations anthropiques, le tracé des LTE devrait être le plus linéaire possible. De plus, considérant l'effet de barrière démontré des LTE, il importerait, lors de l'élaboration du tracé d'une LTE, de veiller à ne pas traverser de corridors de déplacement du caribou lorsque ceux-ci sont connus et, lorsque possible, de limiter la fragmentation des habitats préférentiels du caribou.

Mots-clés: Effets cumulés, caribou forestier, comportement, impact, ligne de transport d'énergie (LTE), perturbations anthropiques, *Rangifer tarandus caribou*.

SOMMAIRE EXÉCUTIF

Hydro-Québec Production aménage présentement un complexe hydroélectrique de quatre centrales sur la rivière Romaine, en Minganie. Afin de raccorder ce complexe au réseau de transport d'énergie électrique, Hydro-Québec construira quatre postes, soit un à chaque centrale prévue, ainsi que quatre lignes de transport d'énergie (ci-après LTE) d'une longueur totale de 496 km. Le statut de protection du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*), tant au Canada (espèce menacée) qu'au Québec (espèce vulnérable), oblige les promoteurs, tel qu'Hydro-Québec, à évaluer les impacts potentiels de l'ajout d'infrastructures ou de perturbations dans son habitat avant chaque projet. Outre l'inventaire hivernal aérien du caribou forestier effectué en mars 2012 dans une bande de 20 km de part et d'autre du tracé retenu, Hydro-Québec s'est engagée à réaliser une revue des connaissances relatives aux impacts des LTE sur le caribou et son habitat. Cette revue incluait aussi le recensement de données télémétriques provenant de sept aires d'étude présentant diverses densités de LTE et divers niveaux d'anthropisation (Nottaway, Assinica, Témiscamie, Charlevoix, Cœurs, Portneuf, Piraube) réparties dans les régions administratives du Nord-du-Québec, du Saguenay – Lac-St-Jean et de la Capitale-Nationale. Ces données, issues de suivis télémétriques GPS coordonnés par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec en collaboration avec l'UQAR et l'UQÀM, se sont avérées utiles pour évaluer les impacts des LTE sur le comportement d'utilisation de l'espace (c.-à-d. déplacements, domaines vitaux) et la sélection d'habitat du caribou forestier au Québec.

Les localisations télémétriques des caribous suivis dans différentes hardes ont permis d'évaluer les impacts des LTE à l'échelle du paysage et à l'échelle du domaine vital. Nous avons tout d'abord calculé un domaine vital par période biologique (printemps, mise bas, été, rut et hiver) pour chaque individu et nous avons déterminé la proportion de domaines vitaux qui contenaient des LTE. Pour évaluer la perméabilité des LTE aux déplacements, nous avons calculé un taux de traversées (nombre de traversées de caribou par km linéaire de LTE) pour chaque LTE réelle ainsi que pour chacune des 500 LTE simulées distribuées aléatoirement dans l'aire de répartition de chaque harde (à l'exception de la harde Piraube dont le territoire ne contenait aucune LTE réelle). De plus, nous avons comparé la vitesse de déplacement des caribous lors de la traversée d'une LTE à la vitesse de déplacement lors des pas précédant et suivant la traversée.

Finalement, nous avons calculé un indice d'utilisation des LTE et des habitats environnants, un coefficient de sélection qui prenait en compte les différents types d'habitats et les autres formes de perturbations anthropiques, ainsi qu'un coefficient de sélection pour différentes zones tampons situées à une distance croissante (de 0 à 3 km) de part et d'autre des LTE.

La base de données totale disponible était très imposante, couvrant la période 2004-2012 et contenant 920 248 localisations télémétriques enregistrées sur 164 individus dont certains ont été suivis pendant plus d'une année, pour un total de 591 caribous-année. Toutefois, peu d'individus avaient des LTE à l'intérieur de leur domaine vital annuel ou saisonnier, réduisant la base de données à 74 individus (196 caribous-année) et 156 525 localisations GPS. Sur un total de 1 964 domaines vitaux, seulement 374 (soit 19 %) incluaient une section de LTE. Lors de leurs déplacements, les caribous des six hardes analysées pour cet objectif¹ s'approchaient rarement des LTE et les traversaient également très peu (1,6 % des trajectoires entre deux localisations successives). Le taux de traversée des structures réelles était également plus faible que celui noté pour les structures simulées pour quatre (Assinica, Cœurs, Nottaway et Témiscamie) de ces six hardes, laissant supposer pour ces hardes un potentiel effet de barrière aux déplacements. Des résultats très variables ont cependant été obtenus pour la harde de Portneuf entre les années, le taux de traversée des LTE étant parfois plus élevé et parfois plus faible pour les structures réelles que pour les structures simulées. Les caribous de la harde de Charlevoix semblaient s'associer davantage aux emprises de LTE et traverser plus fréquemment les LTE réelles que les LTE simulées, suggérant une utilisation plus importante de ce type de structure anthropique dans cette harde malgré une très forte variabilité interindividuelle. Une analyse *a posteriori* a toutefois mis en lumière un comportement atypique face aux LTE pour 6 individus apparentés² dans cette harde, qui utilisaient les emprises de LTE pendant 34% de leur temps, comparativement à 4% pour les autres individus de cette harde et à moins de 1% pour les individus des autres hardes. Cette utilisation particulièrement élevée des LTE par quelques individus explique probablement le taux élevé de traversées et l'évitement moindre des emprises de LTE observés pour cette harde. Toutefois, dans toutes les hardes, la vitesse de déplacement lors de la traversée d'une LTE était significativement plus élevée (près du double) que celle précédant et suivant la traversée. De plus, en contrôlant les effets confondants des

¹ Aucune LTE n'était présente dans l'aire fréquentée par la harde de Pirabe.

² Ces six caribous femelles seraient essentiellement des mères et filles suivies durant quelques années; C. Dussault, MDDEFP, *données non publiées*).

habitats et des autres perturbations anthropiques, les caribous ont généralement démontré un évitement à grande échelle des LTE suivant un patron non linéaire.

Dans la présente étude, même si les impacts directs et indirects des LTE étaient limités à une faible portion de l'aire d'étude, ils survenaient dans un paysage déjà fortement modifié par les perturbations humaines ou naturelles (taux de perturbation entre 45,7 et 99,6% de la superficie totale des sites d'étude). Ainsi, la seule présence de LTE à des densités semblables à celles observées dans cette étude n'est probablement pas critique pour le maintien du caribou dans un paysage. Toutefois, cette perturbation s'ajoute à celles déjà présentes ou à venir puisqu'il s'agit d'un équipement permanent. La présence des LTE dans chacun des meilleurs modèles candidats utilisés pour décrire la sélection d'habitat suggère que les impacts des LTE sur le comportement des caribous s'ajoutent à ceux des coupes forestières et des routes. Ainsi, même s'il s'agit d'une perturbation dont la densité est faible à l'échelle du paysage, ses impacts négatifs s'additionnent à ceux déjà connus des routes, des coupes forestières et des autres formes de perturbations anthropiques. La présente étude documente exclusivement les réponses comportementales aux LTE, mais il est possible que les changements de comportement se traduisent sur d'autres paramètres biologiques (*p. ex.* condition corporelle, fécondité) de même que sur le taux de survie des individus et les niveaux d'abondance, puisque les prédateurs sont reconnus pour utiliser les structures linéaires afin de faciliter leurs déplacements et d'accroître leur succès de chasse. Toutefois, il est important de souligner que la présente étude ne permet pas d'investiguer l'influence des LTE sur les relations qu'entretiennent les caribous et leurs prédateurs.

Toutes les hardes étudiées évoluaient dans un paysage forestier perturbé au-delà du seuil d'autosuffisance (35 %) déterminé par Environnement Canada (2011), ce qui est nettement plus élevé que le taux de perturbation prévu dans la zone de suivi télémétrique du caribou forestier de la rivière Romaine après la construction des aménagements (12,6 %). Bien que les réponses comportementales des caribous de La Romaine puissent différer légèrement de celles observées dans cette étude (*c.-à-d.* portant sur des individus évoluant dans des environnements fortement perturbés), l'autosuffisance de la harde du complexe de La Romaine ne devrait pas être compromise à court terme étant donné la faible proportion du paysage perturbé dans le secteur. Toutefois, considérant l'évitement des LTE démontré par les caribous dans la présente étude et afin d'en atténuer les impacts potentiels, nous recommandons que le tracé final des

LTE se concentre dans les habitats déjà perturbés par des structures pérennes de manière à ne pas augmenter l’empreinte anthropique dans les habitats à fort potentiel d’utilisation par l’espèce. Dans un territoire relativement exempt de perturbations humaines, le tracé devrait être le plus linéaire possible. De plus, considérant l’effet de barrière démontré des LTE, il serait important, lors de l’élaboration du tracé d’une LTE, de veiller à ne pas traverser de corridors de déplacement du caribou lorsque ceux-ci sont connus et, lorsque possible, de limiter la fragmentation des habitats préférentiels du caribou.

1. MISE EN CONTEXTE DU MANDAT

Hydro-Québec Production aménage présentement un complexe hydroélectrique de quatre centrales sur la rivière Romaine, en Minganie. Afin de raccorder ce complexe au réseau de transport d'énergie électrique, Hydro-Québec construira quatre postes, soit un à chaque centrale prévue, ainsi que quatre lignes de transport d'énergie (ci-après LTE) d'une longueur totale de 496 km. Dans le cadre de l'avant-projet du raccordement du complexe de la Romaine, Hydro-Québec s'est engagée à étendre les activités de suivi à l'ensemble du corridor nord, soit celui reliant les postes de la Romaine-3, de la Romaine-4 et des Montagnais. Il s'agit d'une région occupée par le caribou forestier, un écotype du caribou des bois dont le statut est précaire dans l'ensemble de son aire de répartition au Québec (MRNF 2005) et au Canada (Environnement Canada 2003). Afin de déterminer l'envergure de l'étude de suivi à réaliser, Hydro-Québec a effectué un inventaire aérien hivernal du caribou forestier dans une bande de 20 km de part et d'autre du tracé retenu en mars 2012. Cet inventaire visait à recenser les caribous dans cette zone d'étude.

Dans une seconde étape, Hydro-Québec a commandé la présente revue des connaissances relatives aux impacts des LTE sur le caribou et son habitat. Cette revue des connaissances est divisée en deux volets, soit d'abord une revue de la littérature scientifique disponible, puis le recensement et l'analyse de données télémétriques issues de suivis coordonnés par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec (ci-après MDDEFP) en collaboration avec trois universités québécoises (Université du Québec à Rimouski, ci-après UQAR; Université du Québec à Montréal, ci-après UQÀM; Université Laval, ci-après ULaval). Ces suivis télémétriques GPS ont été réalisés dans des aires d'étude présentant diverses densités de LTE, bien que ce type d'équipement n'ait pas fait l'objet d'études spécifiques dans le cadre des programmes de recherche conjoints de ces organisations. Ainsi, des données provenant du Nord-du-Québec (ou Jamésie, hardes d'Assinica, Nottaway et Témiscamie; suivi coordonné par le MDDEFP et l'UQÀM), du Saguenay – Lac-St-Jean (hardes des Cœurs, Portneuf et Piraube; suivi coordonné par le MDDEFP et l'UQAR), de la région de la Capitale-Nationale (harde de Charlevoix; suivi coordonné par le MDDEFP et l'UQAR) et de la Côte-Nord (harde du réservoir Manicougan; suivi coordonné par le MDDEFP et l'ULaval) ont été recensées et des discussions ont été menées avec les titulaires de ces bases de données.

Plusieurs de ces bases de données (*c.-à-d.* Jamésie, Saguenay – Lac-Saint-Jean et Charlevoix) s'avéraient très utiles pour évaluer le comportement d'utilisation de l'espace et de sélection d'habitat du caribou forestier à proximité de LTE, qui représentent somme toute des infrastructures plutôt rares dans le paysage. Le présent rapport a été réalisé afin de déterminer les impacts de la présence des LTE sur le caribou forestier au Québec et de quantifier, le cas échéant, ces impacts.

2. OBJECTIFS ET CADRE DE RÉALISATION DU MANDAT

Le présent rapport vise à documenter les impacts de la présence des LTE sur l'écologie spatiale du caribou forestier au Québec, par le biais des comportements d'utilisation de l'espace (*c.-à-d.* déplacements, domaines vitaux) et de sélection d'habitat, en se basant sur plusieurs hardes suivies par télémétrie GPS.

Les objectifs spécifiques de l'étude étaient de :

- 1) Déterminer la perméabilité des LTE aux déplacements du caribou;
- 2) Déterminer l'impact des LTE sur les taux de déplacement;
- 3) Déterminer la proportion des domaines vitaux chevauchant une LTE;
- 4) Caractériser l'utilisation des LTE et des zones environnantes par le caribou;
- 5) Évaluer les impacts des LTE sur la sélection d'habitat du caribou et vérifier la présence de réponses fonctionnelles.

L'équipe de travail rassemblait un représentant de chacune des trois unités de recherche partenaires, soit Martin-Hugues St-Laurent, biologiste *Ph.D.* et professeur en écologie animale à l'UQAR, Christian Dussault, biologiste *Ph.D.* et chercheur spécialiste de la grande faune au MDDEFP (Secteur de la Faune) et professeur associé à l'UQAR, ainsi que Pierre Drapeau, biologiste *Ph.D.* et professeur en écologie animale à l'UQÀM. Un chargé de projet, Frédéric Lesmerises, biologiste *M.Sc.*, a été embauché pour la réalisation du mandat.

3. REVUE DE LA LITTÉRATURE SCIENTIFIQUE EXISTANTE

Que ce soit par la construction de pipelines, de routes, de camps, de barrages hydroélectriques et d'autres types d'infrastructures humaines, l'exploitation et le développement des ressources naturelles et énergétiques modifient le paysage dans lequel les espèces animales vivent, évoluent et interagissent. Mieux comprendre les différents impacts³ de ces perturbations sur l'écologie d'une espèce représente un défi souvent complexe qui exige de s'intéresser aux conséquences sur la structure et la composition de l'habitat, aux différentes particularités physiologiques de l'espèce étudiée, à ses besoins en ressources ainsi qu'aux réponses qu'elle et ses compétiteurs, prédateurs et parasites peuvent exprimer face à ces perturbations (Johnson & St-Laurent 2011). La compréhension des impacts d'une perturbation sur l'écologie d'une espèce repose donc non seulement sur les conséquences directes et indirectes de la perturbation, mais également sur l'addition et l'interaction de cette perturbation avec l'ensemble des autres perturbations en place dans l'écosystème étudié (Harris & Urreiztieta 2011; Johnson 2011), qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropique.

La revue de littérature qui suit est composée de deux sections principales. La première section présente un résumé des principaux impacts connus des LTE et du développement hydroélectrique sur le comportement du caribou. La deuxième section propose un cadre d'analyse pour l'étude des impacts d'une perturbation sur la faune, et une synthèse des connaissances sur la sensibilité particulière des sous-espèces du genre *Rangifer* face au dérangement. Finalement, l'importance d'intégrer le caractère cumulatif des perturbations dans les analyses d'impacts sur le caribou forestier est discutée.

Synthèse des réponses connues du caribou au développement hydroélectrique

La littérature sur les impacts du développement hydroélectrique sur l'écologie du caribou forestier est très fragmentaire; ainsi, la présente revue de littérature repose sur les connaissances acquises sur d'autres écotypes de caribou ainsi que sur d'autres sous-espèces de caribou et de renne. Cette section relate l'état des connaissances actuelles quant aux principaux effets du développement hydroélectrique sur l'écologie du caribou tout en reconnaissant qu'un tel développement s'appuie habituellement (voire obligatoirement) sur le développement d'un

³ Dans le présent document, le terme *effet* est utilisé pour identifier un changement dans l'environnement à la suite d'une perturbation et le terme *impact* pour représenter la conséquence de ces changements sur une population animale, tel que suggéré par Wärnbäck & Hilding-Rydevik (2009).

réseau routier. Ainsi, distinguer les impacts des diverses formes de développement industriel des impacts propres aux routes peut s'avérer difficile mais nécessaire. Pour y arriver, il est possible d'évaluer l'impact de plusieurs perturbations dans la même analyse (*p. ex.* Nellemann et al. 2001; Houle et al. 2010) pour en distinguer les effets (voir la section 4 – *Méthodologie* ci-dessous).

Impacts des lignes de transport d'énergie

L'emprise d'une LTE constitue un milieu ouvert qui pourrait offrir à la fois des avantages (*p. ex.* des ressources alimentaires) et des inconvénients (*p. ex.* un risque de prédation plus élevé) (Charbonneau 2011), et son utilisation (ou son évitement) par une proie ongulée résulterait d'un compromis (Laurian et al. 2012). Tandis que plusieurs études se sont intéressées aux impacts des barrages et réservoirs hydroélectriques sur l'écologie spatiale du caribou ou du renne, peu d'études ont tenté de documenter la réponse des caribous aux LTE. De plus, ces rares études agglomèrent souvent les LTE avec d'autres types de perturbations anthropiques linéaires telles que les routes, chemins et sentiers, ou utilisent des indices indirects (*p. ex.* broutement sur le lichen) ou ponctuels (*p. ex.* survols aériens) pour évaluer l'impact (Vistnes & Nellemann 2001; Nellemann et al. 2001, 2003; Vistnes et al. 2004, 2008; Reimers et al. 2007; Joro Consultants Inc. 2011). En général, ces études suggèrent un évitement par le renne des LTE jusqu'à une distance de 2,5 km (Vistnes & Nellemann 2001; Nellemann et al. 2001; Vistnes et al. 2008), voire de 4 km (Nellemann et al. 2003). Tandis que certains auteurs considèrent que les LTE pourraient représenter des barrières importantes au déplacement des rennes (Vistnes et al. 2004), d'autres suggèrent qu'elles demeurent largement perméables aux mouvements de ces ongulés (Reimers et al. 2007; Flydal et al. 2009; Bergmo 2011), un contraste qui pourrait toutefois être lié au caractère semi-domestiqué des individus étudiés par ces trois dernières équipes de recherche. En Amérique du Nord, une seule étude suggère un évitement marqué des LTE et un possible effet de barrière aux mouvements (Joro Consultants Inc. 2011) sans toutefois distinguer clairement les impacts des LTE des autres perturbations linéaires (notamment les routes). En absence de consensus et de l'utilisation d'une méthodologie standardisée, il apert que davantage d'efforts de recherche doivent être investis afin de mieux comprendre les impacts des LTE sur le comportement du caribou, ce à quoi le présent rapport vise à contribuer.

Impacts du développement hydroélectrique

L'hydroélectricité est un moteur de développement d'énergie renouvelable préconisé et favorisé au Québec. Certaines études ont été menées par Hydro-Québec relativement – entre autres – aux impacts avérés et potentiels des barrages hydroélectriques sur plusieurs espèces fauniques, dont le caribou. De plus, une étude est actuellement en cours afin de quantifier les impacts de la construction du complexe hydroélectrique de la Romaine sur l'habitat, la démographie et le comportement du caribou forestier, principalement à l'aide d'un suivi télémétrique GPS et d'une série d'inventaires aériens. Ces études, menées par Hydro-Québec, ne sont pas résumées ici. En excluant les travaux réalisés par Hydro-Québec, la littérature scientifique disponible (*c.-à-d.* journaux scientifiques révisés par les pairs, mémoires de maîtrise et thèses de doctorat) permettant de quantifier et caractériser les impacts du développement hydroélectrique sur l'écologie du caribou ou du renne est somme toute peu abondante et principalement orientée vers les impacts de la création des réservoirs hydroélectriques. Sans faire une revue exhaustive sur ce sujet, nous résumons ci-dessous l'essentiel des connaissances disponibles à ce jour dans les principaux médiums scientifiques.

Dans la foulée des grands projets hydroélectriques implantés au Canada et en Alaska au cours des années '70, une série de projets de recherche a été menée afin d'évaluer les impacts potentiels sur le comportement du caribou à différentes échelles spatiales et temporelles. Ces études ont permis de mettre en évidence des impacts négatifs de ces perturbations sur la répartition des caribous jusqu'à 5 km des complexes hydroélectriques (Vistnes & Nellemann 2008). En effet, une diminution de 50 à 95 % de l'utilisation des habitats à proximité (< 5 km) des grandes infrastructures anthropiques était observée et ce, même une fois leur construction complétée. Le suivi télémétrique de 54 caribous sur l'île de Terre-Neuve a également mis en évidence un évitement de la proximité (< 3 km) du complexe hydroélectrique Star Lake, construit en plein centre du corridor migratoire de la harde de Buchans Plateau (Mahoney & Schaefer 2002). Cet évitement, notable dès la première année de la construction, s'est d'ailleurs manifesté durant tout le suivi réalisé et jusqu'à 2 années après l'achèvement du projet. Les individus sont demeurés fidèles à leurs corridors de déplacement migratoire une fois la construction complétée, malgré un changement de comportement notable durant les travaux (Mahoney & Schaefer 2002). Ce délaissement temporaire des habitats à proximité du réservoir et du barrage s'est toutefois accompagné d'une désynchronisation de la migration entre les

femelles et d'une plus grande sensibilité aux perturbations humaines une fois le projet complété, les caribous préférant se redistribuer vers les secteurs moins perturbés (Mahoney & Schaefer 2002).

Des résultats similaires ont été observés chez le renne en Scandinavie. Notons, entre autres, la modification des routes de migration en raison des marnages hivernaux importants en bordure des réservoirs (Klein 1971), la perte fonctionnelle d'habitat⁴, la fragmentation des hardes ainsi que la diminution du taux de reproduction (Nellemann et al. 2003). En Norvège, l'abandon graduel de secteurs situés en périphérie du réservoir hydroélectrique en construction Blue Lake a également été démontré, la densité de rennes en-deçà de 4 km du réservoir ayant déclinée jusqu'à n'atteindre que 8 % de la densité initiale une fois le complexe hydroélectrique complété (Nellemann et al. 2003). Cette diminution de densité à proximité du réservoir s'accompagnait d'une augmentation des densités de l'ordre de 217 % au-delà d'une distance de 4 km du complexe hydroélectrique; en effet, environ 77 % des rennes étaient observés dans cette zone (> 4 km) qui représentait moins de 25 % de l'aire d'étude. En contrepartie, aucune différence significative dans la densité de rennes n'était observée dans les secteurs non perturbés au cours de la même période (1977-1986), suggérant que la modification importante de la distribution des rennes était attribuable au dérangement associé à cette infrastructure.

Aucune étude ne permet d'établir une relation concrète entre la présence d'un réservoir hydroélectrique et la démographie des caribous. À ce titre, la méta-analyse menée par Environnement Canada (2008, 2011) dans la foulée de l'évaluation scientifique de l'habitat essentiel du caribou, s'est intéressée à l'impact cumulatif des superficies inondées par les réservoirs sur le recrutement des faons dans 24 hardes canadiennes. La variable composite de perturbation totale (agglomérant les perturbations naturelles et anthropiques) expliquait à elle seule près de 70% de la variation du recrutement moyen entre les populations, dont la plus grande portion pouvait être attribuée aux effets négatifs des perturbations anthropiques (Environnement Canada 2011). Cette variable composite excluait toutefois les réservoirs hydroélectriques du calcul d'empreinte anthropique puisque ceux-ci n'amélioraient pas l'ajustement du modèle. Bien que cet exemple ne permette pas d'affirmer que les réservoirs hydroélectriques n'aient pas d'impact sur la démographie du caribou, il suggère que l'impact

⁴ Perte indirecte d'accès à un habitat situé à proximité d'une perturbation et induite par un évitement de la dite perturbation (Polfus et al. 2011).

puisse être moindre que celui des autres formes de perturbations naturelles et anthropiques retrouvées dans l'habitat de l'espèce.

Ainsi, une des principales conséquences du développement hydroélectrique sur le caribou semble être la perte directe et indirecte (*c.-à-d.* fonctionnelle) d'habitat. En effet, la superficie inondée lors de la création d'un réservoir devient subitement inaccessible (Harrington 1994) au caribou (dans cette étude, l'écotype migrateur), tandis que l'opération et l'entretien du complexe hydroélectrique pourrait occasionner un niveau de dérangement qui repousserait les individus loin des installations et ce, même si l'habitat à proximité n'est pas altéré. Un tel comportement face à une ou plusieurs perturbations anthropiques a d'ailleurs été noté tant chez le caribou des bois (Polfus et al. 2011) que chez le caribou de la Gaspésie (Gaudry & St-Laurent, *données non-publiées*).

Certaines études ont quant à elles conclu que les grands complexes hydroélectriques n'avaient que des impacts négligeables sur les déplacements et la répartition du caribou (écotype migrateur). En effet, Vachon (2009) a montré que le complexe La Grande, situé dans la région de la Baie-James, n'avait que peu interféré avec les caribous des troupeaux de la Rivière-George et de la Rivière-aux-Feuilles. En utilisant des analyses dendroécologiques de cicatrices dues au piétinement des racines superficielles de conifères par les sabots des ongulés, cette auteure statuait que l'augmentation plutôt tardive des densités de caribou dans le secteur du réservoir LG4 aurait limité les impacts de la mise en eau du réservoir dans les années '80. Pour le secteur Caniapiscou, les analyses dendroécologiques suggéraient toutefois quelques changements dans l'activité des caribous suite à la mise en eau du réservoir sans établir un lien direct avec la mortalité massive de 10 000 caribous dans cette rivière en 1984 (Berkes 1988). Vachon (2009) ne considérait toutefois pas que de tels changements puissent avoir eu d'impacts négatifs majeurs à long terme sur les déplacements des caribous, reliant les variations d'activité des caribous davantage aux variations de taille des populations qu'à l'influence des barrages.

Échelles biologiques de réponse aux perturbations anthropiques

Johnson & St-Laurent (2011) ont proposé un cadre conceptuel unifié permettant de mieux comprendre les impacts des perturbations sur la faune, en intégrant les réponses exprimées en fonction d'une succession d'échelles biologiques hiérarchiques (voir St-Laurent et al. 2012 pour une synthèse francophone de ce cadre conceptuel). Suivant ce cadre, les réponses de l'espèce étudiée face aux perturbations cumulées peuvent être (dans l'ordre) physiologiques,

comportementales, nutritionnelles, énergétiques, démographiques puis finalement trophiques. L'hypothèse sous-jacente à ces échelles biologiques veut que l'atténuation des impacts d'une perturbation passe d'abord par une réponse biologique (*p. ex.* une modification du comportement) et que des réponses aux échelles biologiques supérieures (*p. ex.* une diminution de la reproduction) ne soient enclenchées que si l'impact de la perturbation ne peut être atténué suffisamment par la réponse déjà exprimée à une échelle biologique inférieure. De même, chaque échelle peut avoir une influence rétroactive sur les échelles inférieures lorsque, par exemple, une variation du niveau de population induit un ajustement de l'énergie disponible pour la survie ou la reproduction des individus restants. Suivant ce cadre conceptuel, les réponses démographiques sont sans contredit les signaux les plus marquants des impacts d'une quelconque forme de perturbation anthropique sur une espèce faunique. En plus de faciliter la comparaison des résultats provenant de différentes études, ce cadre conceptuel permet de relier les impacts à la sévérité, l'amplitude et la régulation des perturbations, tant dans le temps que dans l'espace (Johnson & St-Laurent 2011).

Malgré l'intérêt de documenter les impacts des perturbations à plusieurs échelles spatiotemporelles (Vistnes & Nellemann 2008; Wheatley & Johnson 2009) et biologiques (Johnson & St-Laurent 2011), les études reliant toutes ces réponses à un gradient de perturbations sont quasi-inexistantes, exception faite de quelques revues de littérature (*p. ex.* Polfus & Krausman 2012) et études de modélisation combinant des modèles bioénergétiques et démographiques à des modèles de distribution des espèces (*p. ex.* Gunn et al. 2011). Il apert qu'un tel cadre conceptuel s'applique efficacement au cas des différentes sous-espèces de caribou et de rennes puisqu'un bon nombre d'études ont récemment démontré des impacts du développement anthropique sur plusieurs facettes de leur écologie.

Sensibilité du genre *Rangifer* aux perturbations humaines

Le genre *Rangifer* est composé de plusieurs sous-espèces, notamment le caribou et le renne, respectivement distribués en Amérique du Nord et en Europe. Le caribou forestier, un écotype de la sous-espèce du caribou des bois dont le statut précaire est reconnu tant à l'échelle québécoise (MRNF 2005) que canadienne (Environnement Canada 2003) ou nord-américaine, apparaît très sensible aux différentes pressions qui ont cours dans son habitat (Vors & Boyce 2009; Festa-Bianchet et al. 2011). En effet, les hardes subsistant au Québec ont de faibles taux de croissance (variant entre 0,95 – 1,02; Courtois 2003), notamment en raison d'un

taux de recrutement faible lié à un taux de mortalité élevé des faons (Pinard et al. 2012). En effet, les femelles ne donnent naissance qu'à un seul faon contrairement aux autres espèces de cervidés (*p. ex. orignal, Alces alces*; Testa & Adams 1998) et la survie du faon est fortement compromise dès les premières heures suivant sa naissance (Pinard et al. 2012; Dussault et al. 2012). La forte pression de prédation sur les jeunes faons par les ours et les loups expliquerait d'ailleurs la faible résilience des populations de caribous dans un territoire perturbé (Bergerud 1974; St-Laurent & Dussault 2012).

Le caribou forestier se montre donc excessivement sensible à toute forme de dérangement (Environnement Canada 2011; Festa-Bianchet et al. 2011), particulièrement les femelles accompagnées d'un faon ou durant la période de mise bas (Leclerc et al. 2012). Qui plus est, des facteurs additionnels ont été isolés pour expliquer la vulnérabilité de l'espèce face à l'anthropisation (Vors & Boyce 2009). Les grands mammifères comme le caribou persistent naturellement en faibles densités et ont de faibles taux de reproduction (Fahrig & Rytwinski 2009). Les perturbations humaines exacerbent les pressions naturelles déjà existantes en favorisant l'accès aux prédateurs ou à l'homme, allant même jusqu'à influencer la dynamique prédateur-proie (James & Stuart-Smith 2000; Whittington et al. 2011). L'écotype forestier serait quant à lui d'autant plus sensible aux diverses formes de perturbation que son comportement sédentaire le confronte continuellement aux perturbations présentes dans son domaine vital, comparativement aux autres écotypes du caribou des bois (Dyer et al. 2002).

Intégrer le caractère cumulatif des perturbations

L'évaluation de l'impact d'une perturbation comme les LTE doit considérer le caractère *cumulatif* des perturbations, *c.-à-d.* le caractère synergique, interactif ou imprévisible de multiples pratiques d'utilisation ou de développement du territoire, qui s'additionnent au cours du temps et dans l'espace, et qui ont des impacts importants sur la faune (Krausman 2011)⁵. Les effets cumulés pourraient donc être définis comme les stress additifs résultant d'activités humaines passées, présentes ou futures sur une composante clé de l'écosystème (Gunn et al. 2011). Bien qu'il puisse s'avérer difficile de distinguer les impacts des diverses formes de développement anthropique (*p. ex. pétrolier, minier, routier, éolien* ou autre) sur une espèce en

⁵ Dans une optique d'impacts cumulatifs, cette revue de littérature pourrait être enrichie par trois autres revues publiées pour le compte de l'équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec et qui traitent des impacts des réseaux routiers (Renaud et al. 2010, mais voir aussi l'article de St-Laurent et al. 2012), de l'occupation du territoire (St-Laurent et al. 2011) et du développement industriel (Leclerc & St-Laurent 2011); en effet, ces différents types de perturbations sont souvent difficilement dissociables, tant dans la littérature que sur le terrain.

raison de leur caractère additif et synergique (Nellemann et al. 2001; Johnson & St-Laurent 2011), l'étude des effets cumulés est importante puisqu'elle offre une perspective d'ensemble des impacts environnementaux liés à des opportunités de développement plutôt qu'une évaluation sectorielle des effets individuels pouvant mener à une analyse partielle des impacts cumulatifs appréhendés (Krausman 2011). De plus, l'identification et l'étude des effets cumulés permet d'identifier des seuils de tolérance ou d'adaptabilité des espèces face à différents types de perturbations (Sorensen et al. 2008; Beauchesne 2012) et de porter un regard éclairé sur la résilience potentielle des espèces et des écosystèmes face à diverses intensités de développement.

Les impacts cumulatifs occasionnés par les activités humaines sont bien souvent les plus difficiles à comprendre, mesurer, gérer ou atténuer (Johnson 2011). En effet, les impacts des perturbations anthropiques sur une espèce peuvent s'avérer éminemment variés et complexes, induisant parfois une relative confusion dans la communauté scientifique et auprès du public en raison d'une apparente absence de consensus. À titre d'exemple, les impacts de l'activité humaine sur les sous-espèces du caribou et du renne sont très diversifiés, étant parfois positifs, absents ou négatifs, une disparité essentiellement explicable par une confusion relative aux échelles spatiales, temporelles et biologiques auxquelles ont été mesurés les dits impacts (Johnson & St-Laurent 2011). Dans une revue de 85 différentes études sur le sujet, Vistnes & Nellemann (2008) ont montré que considérer différentes échelles spatiotemporelles lors de l'évaluation d'impacts permettait de mieux évaluer les impacts du développement anthropique sur la faune; ainsi, 83% des études menées à long terme et à une échelle régionale (*c.-à-d.* > 2 km de la source de perturbation) identifiaient des impacts significatifs contre seulement 13% des études effectuées à court terme et à une échelle davantage locale (*c.-à-d.* < 2 km de la source de perturbation). Ainsi, l'étude des impacts cumulatifs des perturbations humaines sur la faune bénéficie grandement de l'utilisation de plusieurs échelles spatiales et temporelles. Notons également qu'idéalement, l'évaluation des impacts devrait utiliser une comparaison du comportement avant, pendant et après les modifications d'habitat associées à un projet de développement industriel (*p. ex.* Leblond et al. 2013). Cette dernière approche représente d'ailleurs le meilleur protocole d'étude permettant d'identifier les réponses d'une espèce à un changement dans son environnement.

Synthèse et perspectives

L'exploitation des ressources naturelles et le développement des filières énergétiques sont des secteurs d'activité socio-économique qui modifient (ou sont susceptibles de modifier) la qualité de l'habitat, le comportement et possiblement la démographie du caribou des bois (Festa-Bianchet et al. 2011). Bien que de nombreuses études aient montré des effets négatifs du développement anthropique sur l'écologie de différentes sous-espèces de caribou et de rennes, l'état actuel des connaissances relatives aux LTE ne permet pas de comprendre l'intégralité des impacts de ce type d'infrastructure sur l'écologie du caribou. En effet, il appert que peu d'études spécifiques aient été réalisées à ce jour afin de nous permettre d'en distinguer et d'en identifier rigoureusement les impacts. Une meilleure compréhension des impacts des LTE sur l'écologie du caribou complétera de plus notre perception des effets cumulatifs de différents types de perturbations humaines afin d'inscrire cette forme de développement industriel dans une approche de développement durable, tout en respectant les objectifs provinciaux et nationaux de conservation du caribou forestier.

4. MÉTHODOLOGIE

Description de l'aire d'étude

L'aire d'étude couvrait le territoire fréquenté par sept hardes de caribou forestier (d'ouest en est : Nottaway, Assinica, Témiscamie, Piraube, Charlevoix, Portneuf et Cœurs) dont six se retrouvaient dans l'aire de répartition continue de l'espèce au Québec; en effet, la harde de Charlevoix se retrouve isolée au sud de l'aire de répartition continue (Figure 1). Toutes les hardes, à l'exception de celle du secteur Piraube, avaient accès à des lignes de transport d'énergie à l'intérieur des limites de l'aire de répartition qu'elles fréquentaient. La proportion du territoire de chaque harde qui était affectée par l'anthropisation suivait un gradient du sud vers le nord, à tout le moins pour la portion est de l'aire d'étude. Ce gradient semblait surtout dicté par l'aménagement forestier actuel et passé de même que par la proximité de villes et villages.

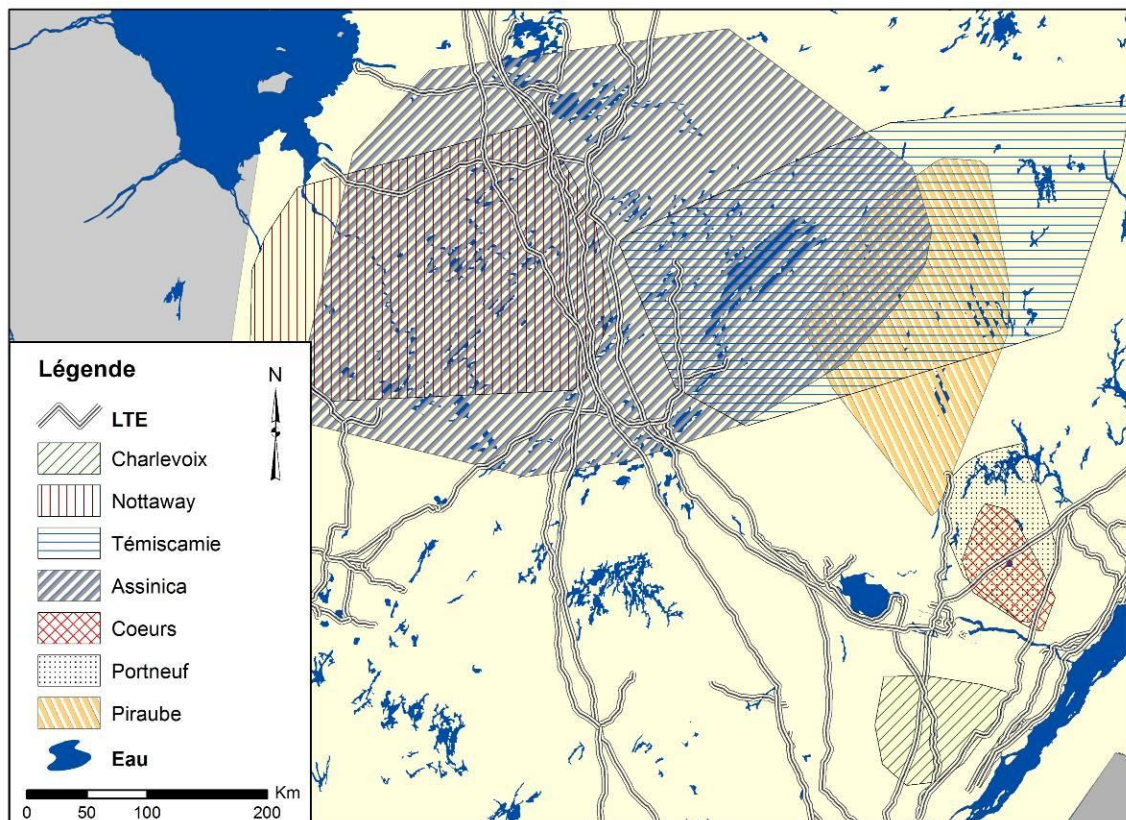


Figure 1. Localisation des sites d'étude couverts par les sept hardes de caribou à l'étude, tel que déterminé en utilisant les localisations télémétriques GPS de 164 caribous, auxquelles se superposent les lignes de transport d'énergie présentes dans l'aire d'étude.

Capture et télémétrie

Les localisations télémétriques ont été colligées lors de suivis télémétriques GPS coordonnés par le MDDEFP, en collaboration avec l'UQAR (hardes de Charlevoix, de Portneuf, de Piraube et des Cœurs) et l'UQÀM (hardes d'Assinica, de Nottaway et de Témiscamie, parfois regroupées sous le vocable *Jamésie*) entre 2004 et 2012 (Figure 2). Les individus ont été capturés à l'aide d'un lance-filet entre le début janvier et la fin mars, afin d'être équipés d'un collier GPS (Lotek 2200L ou 3300L, Telonics TGW-3600, TGW-3680 ou TGW-4600).

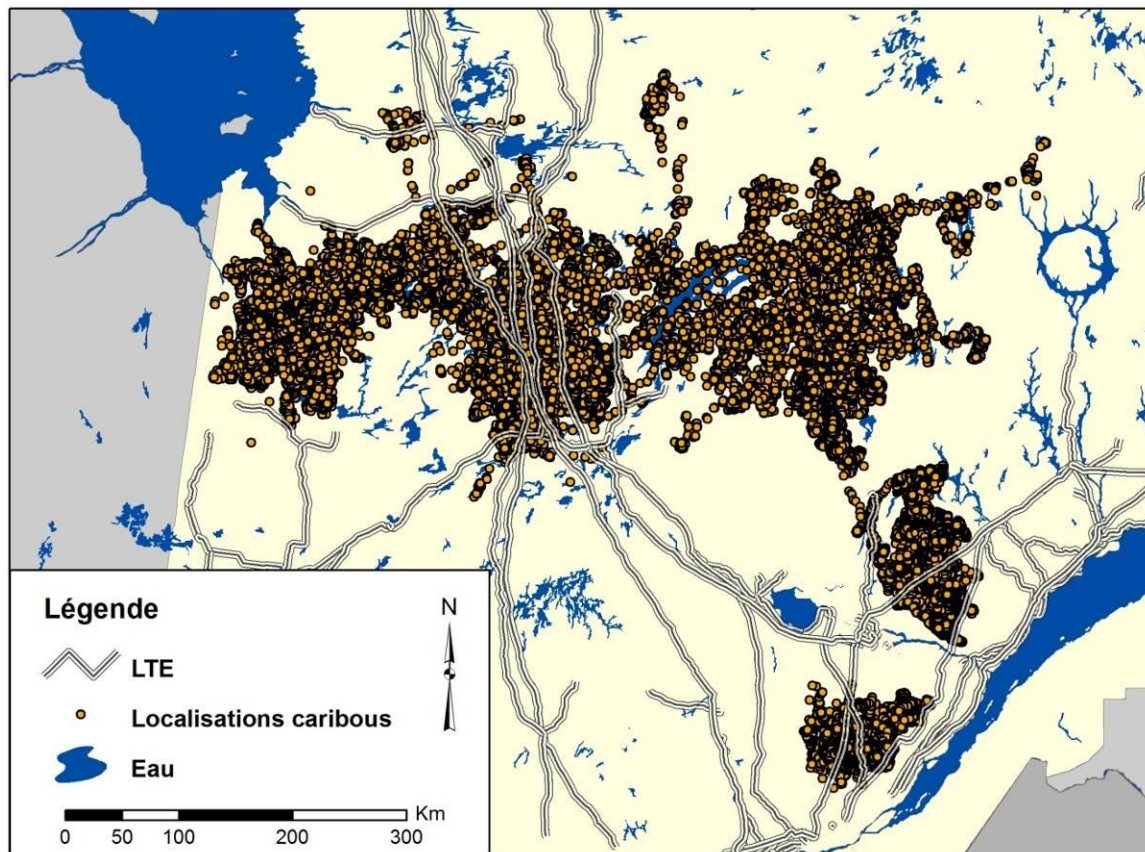


Figure 2. Localisations télémétriques GPS des 164 caribous appartenant à sept hardes et des lignes de transport d'énergie (LTE) présentes dans l'aire d'étude.

La base de données totale disponible était très imposante, contenant 920 248 localisations télémétriques GPS appartenant à 164 individus dont certains ont été suivis pendant plus d'une année, pour un total de 591 caribous-année. Les 164 individus (tous des femelles, à l'exception de la harde de Charlevoix) se répartissaient comme suit entre les différentes hardes : Assinica = 22, Nottaway = 13, Témiscamie = 10, Charlevoix = 55 (39 F; 16 M), Portneuf = 28, Cœurs = 12 et Piraube = 24. Toutefois, peu d'individus avaient des LTE à l'intérieur de leur

domaine vital annuel ou saisonnier, réduisant la base de données à 74 individus (196 caribous-année) et 156 525 localisations GPS. Sur un total de 1 964 domaines vitaux, seulement 374 incluaient une section de LTE. Les localisations potentiellement inexactes ont été retirées de la base de données selon la méthode de Dussault et al. (2001) à l'aide de la dilution positionnelle de la précision (*Positional Dilution of Precision* ou *PDOP*).

Un algorithme (*c-means fuzzy clustering of kernel-weighted centroids*) a été utilisé pour distinguer les différentes hardes considérant le chevauchement important des aires fréquentées par les caribous suivis, suivant l'approche de Schaefer & Wilson (2002) et Courtois et al. (2007) appliquée par Rudolph et al. (2012) aux caribous de la Jamésie. Ainsi, le nombre optimal de hardes a été déterminé en maximisant le coefficient (normalisé) de Dunn, permettant d'attribuer chaque individu à une harde. Toutefois, certains caribous de la Jamésie n'ont pas montré de fidélité au secteur occupé par leur harde au cours du suivi et ont donc été reclassés sur une base annuelle selon le positionnement de leur domaine vital. Ainsi, dans les analyses, ces individus appartenaient à la même harde pour une même année, mais pouvaient changer de harde entre les années. Les procédures de capture et de manipulation des caribous ont été approuvées par les comités de protection des animaux (CPA) du Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (certificats de bons soins aux animaux # 04-00-02 et 05-00-04) et de l'Université du Québec à Rimouski (certificat #CPA-36-08-67). Les individus ont été recapturés à chaque année, ou aux deux années, afin de télécharger les localisations et remplacer les batteries des colliers.

Classes d'habitats et structures anthropiques

Nous avons utilisé les cartes écoforestières du Ministère des Ressources naturelles (MRN) (polygones d'un minimum de 4 ha pour les superficies forestières et de 2 ha pour les superficies non forestières) pour établir 11 classes d'habitats pour les hardes de Charlevoix, Piraube, Portneuf et Cœurs. Ces cartes vectorielles ont par la suite été transformées en format matriciel (résolution de 50 m) afin d'uniformiser les cartes d'habitat et d'extraire les données. Le secteur utilisé par les trois hardes de Jamésie (Nottaway, Témiscamie, Assinica) n'étant pas entièrement couvert par les cartes écoforestières, nous avons utilisé les images satellites composites multispectrales (source : NASA) et classifiées par le Centre canadien de télédétection (CCRS; Trishchenko et al. 2007) à une résolution de 500 m. Nous avons par la suite ré-échantillonné ces images à une résolution de 100 m l'aide du protocole MODIS (*Moderate Resolution Imaging*

Spectroradiometer) et avons reclassifié les habitats selon les besoins du caribou forestier (voir Rudolph et al. 2012). Les deux sources de données (*c.-à-d.* cartes écoforestières et images satellitaires) n'utilisant pas les mêmes appellations forestières, nous avons ajusté les classes d'habitats résultantes en 10 classes d'habitats représentatives de l'écologie du caribou forestier (Tableau 1, Annexe 1).

Tableau 1. Classes d'habitats utilisées dans les différentes analyses visant à évaluer les impacts des LTE sur l'écologie spatiale des caribous suivis par télémétrie GPS entre 2004 et 2012.

Nom	Description
Conifère mature	Peuplements de conifères de > 40 ans
Lande à lichens	Peuplements ouverts avec fermeture de la canopée des arbres < 25 %
Dénudé humide	Tourbières
Mixte-Feuille	Peuplements mixtes ou feuillus de > 40 ans
Coupe récente	Coupes forestières ≤ 5 ans
Coupe en régénération	Coupes forestières de 6 à 20 ans
Régénération	Peuplements de 20 à 40 ans
Perturbation naturelle	Épidémies sévères, chablis ou brulis de < 20 ans
Eau	Plans d'eau et cours d'eau majeurs
Autre	Gravière, aulnaie, LTE et tout autre peuplement n'entrant pas dans les catégories précédentes*

* Pour une description plus détaillée, voir l'annexe 1.

Les cartes ont été mises à jour à chaque année, lorsque possible, afin d'inclure les changements dans le couvert forestier issus de perturbations anthropiques (*c.-à-d.* coupes forestières) ou naturelles (*c.-à-d.* épidémies d'insectes et brûlis). Les routes (source : MRN, données cartographiques du SIEF) ont été classées en deux catégories, les routes primaires, qui incluaient les routes pavées et les chemins forestiers de catégories 1 et 2, et les routes secondaires qui, elles, incluaient les chemins forestiers secondaires de catégorie 3 et 4 ainsi que les sentiers de véhicules hors-routes. La composition du territoire utilisé par chacune des hardes diffère grandement (Tableau 2), tant en ce qui concerne le couvert forestier, les coupes forestières que les perturbations linéaires pérennes (*c.-à-d.* les routes primaires et secondaires de même que les LTE). L'extraction des données et les analyses géomatiques ont été réalisées à l'aide des logiciels *Geospatial Modelling Environment* (Spatial Ecology LLC, Hawthorne Beyer) et *ArcGIS 10.1* (ESRI Inc. Redlands, CA, USA).

Tableau 2. Composition du secteur couvert par les sept différentes hardes de caribou suivies par télémétrie GPS entre 2004 et 2012 en termes de proportion de couvert forestier et de densité de structures anthropiques linéaires pérennes. Les différentes catégories d’habitat sont présentées au tableau 1.

Variable (unités)	Assinica	Charlevoix	Cœurs	Nottaway	Piraube	Portneuf	Témiscamie
LTE (km/km ²)	0,026	0,048	0,021	0,024	0,000	0,016	0,002
Route primaire (km/km ²)	0,039	0,063	0,052	0,019	0,060	0,039	0,043
Route secondaire (km/km ²)	0,366	0,987	1,844	0,245	0,517	1,656	0,323
Conifère mature (%)	6,4	31,1	28,6	4,1	38,7	29,6	8,6
Lande à lichen (%)	32,5	0,9	0,2	41,2	6,7	1,0	34,9
Dénudé humide (%)	2,0	1,4	1,1	3,7	5,7	1,6	1,3
Mixte-Feuillu (%)	14,7	12,5	5,7	14,0	2,8	5,6	12,7
Coupe récente (%)	1,3	6,8	10,6	0,8	12,2	9,5	2,6
Coupe en régénération (%)	3,1	12,6	16,6	2,6	5,8	14,1	3,9
Régénération (%)	3,0	24,4	24,0	1,3	2,5	18,9	1,0
Perturbation naturelle (%)	23,6	4,5	1,7	21,7	11,2	4,2	19,9
Eau (%)	10,1	4,3	10,5	7,7	10,4	14,6	9,8
Autre (%)	0,1	1,1	0,8	2,7	4,0	0,8	5,3
Habitat perturbé* (%)	55,0	99,6	98,5	47,5	63,3	90,1	45,7

* Calcul effectué selon les paramètres définis par Environnement Canada (2008) en y incluant les épidémies sévères de moins de 50 ans et en ajoutant une zone tampon de 500 m autour des perturbations anthropiques, ce qui explique les proportions très élevées observées dans le territoire de certaines hardes.

Analyses statistiques

Définition des périodes de l'année pour le caribou

Toutes les analyses ont été effectuées à l'échelle « saisonnière », *c.-à-d.* pour les différentes périodes de l'année écologiquement significatives pour le caribou et définies selon Courtois (2003): printemps (15 avril – 20 mai), mise bas (21 mai – 20 juin), été (21 juin – 14 septembre), rut (15 septembre – 31 octobre) et hiver (1 novembre – 14 avril). Ces périodes ont été largement utilisées dans la littérature scientifique pour étudier les hardes québécoises de caribous forestiers (*p. ex.* Courtois et al. 2007; Hins et al. 2009; Faille et al. 2010).

Impacts des LTE sur les déplacements

Afin de déterminer l'influence des LTE sur les déplacements de caribou, nous avons relié les différentes localisations entre elles; chaque segment entre deux localisations successives sera ci-après nommé un "pas". Pour l'analyse des déplacements, nous avons retenu un total de 614 354 pas (sur les 920 248 localisations télémétriques obtenues), la harde Pirabe ayant été exclue des analyses en raison de l'absence de LTE au sein de son territoire. Par la suite, nous avons distribué, à l'intérieur de chaque secteur couvert par une harde (sauf Pirabe), 500 LTE simulées en appliquant différentes translations et rotations aléatoires aux LTE réelles. Nous avons ensuite dénombré le nombre de pas croisant les LTE réelles et simulées (nb de traversées/km, ci-après taux de traversée; à noter, nous avons calculé une moyenne des taux de traversée des 500 LTE simulées) et comparé le taux de traversée des structures réelles et simulées avec un modèle mixte incluant, en variables aléatoires, l'année et l'identifiant des LTE (*c.-à-d.* un numéro unique permettant de distinguer chaque LTE). Cette approche permet de comparer le taux de traversée de LTE réelles avec un taux de traversée auquel nous aurions pu nous attendre si les caribous s'étaient déplacés sans égard aux LTE. Le taux de traversée a été transformé (racine carrée) afin de respecter la normalité des résidus et l'homoscédacité.

Nous n'avons pas pu évaluer si les caribous traversaient les LTE avec un angle particulier, ce qui aurait pu révéler, par exemple, que les caribous les utilisent pour effectuer de grands déplacements (angle parallèle) ou qu'ils cherchent à les traverser le plus vite possible (angle perpendiculaire) puisque la base de données disponible permettait de générer des pas espacés de 4 h seulement, ce qui représentait, selon nous, une trop longue période de temps pour

estimer de manière robuste l'angle des traversées. En effet, la droite reliant deux localisations successives représente une simplification du mouvement réel qui s'avère fort probablement plus sinueux. De plus, nous n'avons pas analysé le taux de traversée par période biologique mais plutôt sur une base annuelle, car il était impossible d'obtenir une taille d'échantillon suffisante par période pour faire les analyses étant donné le faible nombre de traversées des LTE observées (voir la section 5 – Résultats ci-après). Toutefois, l'hypothèse voulant que les LTE puissent servir de corridors de déplacement peut tout de même être investiguée par l'interprétation conjointe des taux de traversée, des vitesses de déplacement et des distributions de fréquence de pas traversant une LTE, précédant et suivant les traversées.

Nous avons dans un deuxième temps évalué la vitesse de déplacement (en m/h) à l'approche des LTE. Nous avons comparé le taux de déplacement lors de la traversée (P_0) à celui des cinq pas précédents (P_{-1} à P_{-5}) et des cinq pas suivants (P_{+1} à P_{+5}) la traversée (voir Dussault et al. 2007, Leblond et al. 2013). Afin de prendre en considération la non-indépendance des séries temporelles, nous avons inclus une variable quantitative aléatoire allant de 1 à 11 pour chaque série de pas. En utilisant un modèle mixte de régression linéaire, nous avons déterminé les effets de la chronologie du pas (p. ex. P_0 vs P_{+5}) (variable indépendante) sur la vitesse de déplacement (variable dépendante) et avons inclus la position du pas dans la série temporelle (1 à 11) de même que la position du pas dans la série temporelle élevée au carré comme variables aléatoires, ce qui permettait de considérer la présence d'une relation non linéaire traduisant un potentiel changement dans le taux de déplacement à l'approche de la LTE. Nous avons également ajouté l'année et l'individu niché dans la harde en tant que variables aléatoires afin de contrôler leurs effets potentiels. Dans le cas où un caribou avait traversé l'emprise d'une LTE plusieurs fois dans un court laps de temps, nous avons attribué à chaque pas une position unique par rapport à une traversée en tenant compte de toutes les traversées recensées (voir Annexe 2).

Impacts des LTE sur l'utilisation de l'espace

Malgré la taille imposante des bases de données télémétriques, documenter l'impact de la densité de LTE sur la taille du domaine vital n'a pas pu être réalisé compte tenu de la rareté

des LTE à l'échelle du paysage, ce qui entraînait un artefact mathématique dans l'analyse ⁶. De plus, nous n'avons pu analyser l'impact de la simple présence de LTE dans un domaine vital sur la taille du domaine vital ⁷.

Nous avons donc quantifié l'impact des LTE sur l'utilisation de l'espace par le caribou de deux manières, soit en s'intéressant à la proportion de domaines vitaux chevauchant une LTE (échelle du paysage) ainsi qu'à la distribution des localisations à proximité des LTE (échelle du domaine vital). Nous avons tout d'abord calculé la superficie des domaines vitaux des individus en utilisant la méthode des polygones convexes minimaux incluant 100 % des localisations (MCP 100%) (Figure 3). Cette méthode est fréquemment utilisée en écologie spatiale des grands mammifères (*p. ex.* Courbin et al. 2009; Leblond et al. 2011; Moreau et al. 2012). Nous avons ensuite sélectionné tous les individus dont le domaine vital annuel englobait une LTE afin de caractériser la distribution des localisations télémétriques à proximité des LTE à l'intérieur du domaine vital. Pour ce faire, nous avons calculé un indice d'utilisation (proportion des localisations GPS) dans des zones tampons réparties de chaque côté des LTE : à l'intérieur de l'emprise (0-75 m), de la limite de l'emprise (75 m) à 1,0 km; de 1,0 à 2,0 km; de 2,0 à 3,0 km; de 3,0 à 4,0 km; et de 4,0 km à 5,0 km. Ces zones tampons ont été préalablement sélectionnées puisqu'un évitement de divers types de structures anthropiques a déjà été mis en évidence jusqu'à 5 km chez le caribou et le renne (Nellemann et al. 2000; Vistnes & Nellemann 2001; Mahoney & Schaefer 2002, Rudolph 2011, Bergeron 2012).

Le réseau de transport d'électricité d'Hydro-Québec est composé de lignes à différents niveaux de tension, pour lesquels correspondent des largeurs d'emprises moyennes (Annexe 3). Les différences de largeur peuvent être importantes (de 10 à 90 mètres), ce qui pourrait moduler la réponse comportementale du caribou forestier face à une LTE. L'effet de la largeur d'une LTE sur le comportement n'a toutefois pas été testé, bien qu'il eut été intéressant de

⁶ Une analyse exploratoire a été réalisée afin de caractériser l'impact de la densité des LTE sur la taille des domaines vitaux, mais les résultats n'ont pas été retenus dans le présent rapport en raison d'un artefact mathématique. En effet, tandis que la superficie du domaine vital augmentait de manière quadratique, la densité de LTE n'augmentait que de manière linéaire, faisant en sorte qu'une augmentation de la longueur d'un attribut linéaire aussi rare qu'une LTE dans un domaine vital ne pouvait mathématiquement qu'induire une relation négative entre la densité de LTE et la superficie du domaine vital et ce, tant que l'augmentation de la longueur de LTE ne variait pas elle aussi de manière non linéaire avec la superficie du domaine vital (comme, par exemple, le réseau de chemins forestiers).

⁷ Une analyse exploratoire a été réalisée pour caractériser l'impact de la présence d'une LTE sur la superficie des domaines vitaux, mais les résultats n'ont pas été retenus dans le présent rapport en raison du très faible nombre de domaines vitaux où les LTE représentaient les seules perturbations disponibles, rendant cette analyse inadéquate pour discriminer l'impact réel de la présence d'une LTE sur la superficie d'un domaine vital comparativement aux impacts des autres types de perturbations anthropiques (*p. ex.* coupes, chemins forestiers).

considérer la largeur réelle des emprises fréquentées par le caribou. Cette décision s'appuie principalement sur les limites de précision des données télémétriques (35 m; Dussault et al. 2001). Une emprise de 150 m de largeur (*c.-à-d.* de 75 m de part et d'autre de la LTE) a donc été retenue pour les analyses. Cette largeur permet de prendre en compte de l'imprécision des colliers GPS (35 m) pour la largeur d'emprise moyenne de 80 m et diminue conséquemment la probabilité de classer à tort une localisation télémétrique à l'extérieur de l'emprise alors qu'elle se trouvait pourtant à l'intérieur. Ainsi, l'utilisation de l'emprise calculée dans le rapport correspond donc à l'utilisation maximale envisageable, probablement biaisée vers le haut pour les LTE de plus faibles tensions, mais offrant une perspective conservatrice de l'impact potentiel.

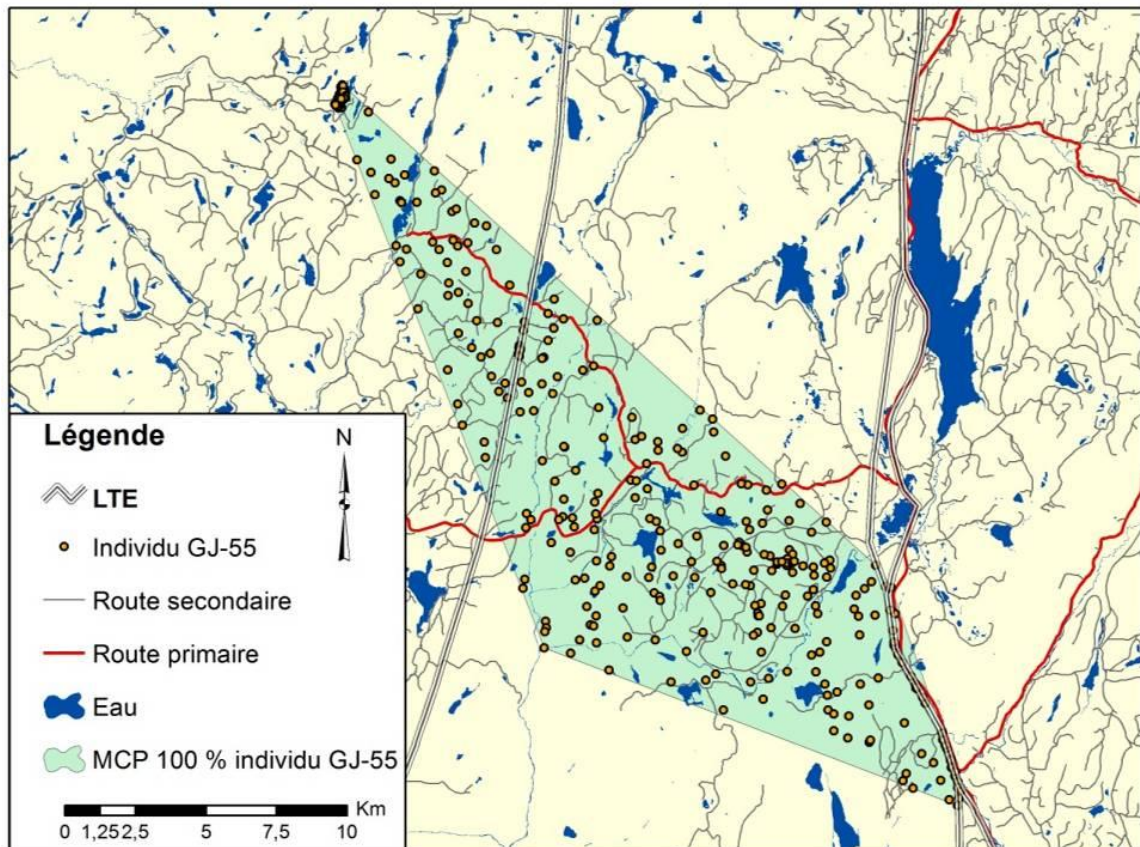


Figure 3. Localisations télémétriques et domaine vital de l'individu GJ-55 (harde de Charlevoix) obtenu par la méthode MCP 100% pour la période de mise bas en 2004, superposés aux LTE et aux divers types de routes.

Impacts des LTE sur la sélection d'habitat

Nous avons utilisé des fonctions de sélection des ressources (*Resource selection functions*, ci-après RSF; Manly et al. 2002) afin d'évaluer les impacts de la présence de LTE sur la sélection d'habitat du caribou à l'intérieur du domaine vital. Encore une fois, nous avons circonscrit les domaines vitaux des individus en utilisant la méthode des polygones convexes minimaux incluant 100 % des localisations (MCP 100%) (Figure 3). Par la suite, nous avons généré un nombre de points aléatoires équivalent à celui des localisations télémétriques observées dans le domaine vital de chaque individu et pour chacune des périodes biologiques (*c.-à-d.* printemps, mise bas, été, rut et hiver) afin d'évaluer la disponibilité des ressources. Sous chaque localisation et point aléatoire, nous avons extrait le type d'habitat présent afin de contrôler son effet et ainsi isoler l'impact des LTE sur la sélection d'habitat. De même, nous avons calculé la distance minimale à une LTE, à une route primaire et à une route secondaire pour chaque localisation et point aléatoire afin d'intégrer ces variables aux modèles candidats (Tableau 3). L'analyse n'a été réalisée que pour les caribous pour lesquels le domaine vital contenait une LTE (*c.-à-d.* 74 individus et 374 domaines vitaux) et elle a été effectuée séparément pour chacune des périodes biologiques. La catégorie "Mixte-feuille" a été utilisée comme catégorie de référence (pour les catégories d'habitat seulement) dans toutes les RSFs. Nous avons toutefois dû ajouter à cette catégorie de référence la catégorie "Autre", qui comprenait les polygones d'emprises de LTE, afin de ne pas confondre l'impact des LTE tel que modélisé à l'aide de la variable de distance minimale à une LTE qui était incluse à l'analyse de sélection d'habitat. L'utilisation d'une variable de distance pour étudier la sélection d'habitat permettait de bien évaluer l'impact potentiel des LTE malgré la faible superficie couverte par les emprises à l'échelle du paysage. La catégorie de référence résultante présentait un coefficient de sélection de Manly globalement neutre, soit de 1,17 [0,655 : 1,678, IC 95 %]⁸ (Annexe 4).

L'altitude n'a pas été intégrée dans les analyses de sélection d'habitat puisque des analyses exploratoires ont montré que l'altitude moyenne des LTE réelles était très similaire aux valeurs moyennes des LTE simulées distribuées aléatoirement dans les territoires couverts par les hardes de Charlevoix (réelles = 761 ± 16 m; simulées = 764 ± 82), Cœurs (réelles = 601 ± 65; simulées = 616 ± 70 m) et Portneuf (réelles = 530 ± 85 m; simulées = 551 ± 95 m), suggérant que l'altitude n'avait pas d'effet confondant sur la sélection des LTE dans notre étude.

⁸ Un coefficient de 1 indique une absence de sélection, tandis qu'un coefficient inférieur à 1 illustre un évitement et un coefficient supérieur à 1 réfère à une sélection envers un type d'habitat donné.

Tableau 3. Modèles candidats utilisés pour évaluer les impacts des LTE sur la sélection d'habitat des caribous suivis par télémétrie GPS entre 2004 et 2012.

#	Modèle	Variabes
1	Habitat	Toutes les catégories d'habitat ^a
2	LTE ^b	1 + LTE
3	Route	1 + Routes secondaires + Routes primaires
4	Structure linéaire	3 + LTE
5	Réponse fonctionnelle aux LTE	2 + Conifère*LTE + Lande à lichens*LTE
6	Réponse non-linéaire aux LTE	3 + LTE + LTE ²

^a Sauf les classes d'habitat « Mixte-feuillus » et « Autres » qui servaient de catégorie de référence.

^b Dans les analyses de sélection d'habitat, la variable LTE est exprimée en distance minimale entre chaque localisations GPS (ou points aléatoires) et les LTE.

Il est important de noter que nous n'avons pas évalué si les caribous sélectionnaient des sites avec des caractéristiques spécifiques pour traverser les LTE (*p. ex.* un type d'habitat ou une altitude particulière) puisque la base de données télémétrique permettait de générer des pas espacés minimalement de 4 h seulement, ce qui représentait, selon nous, une trop longue période de temps pour positionner avec précision la traversée et en extraire des caractéristiques comme le type d'habitat ou l'altitude.

L'utilisation d'interactions entre différentes variables présentes dans nos modèles candidats ont permis d'évaluer la présence potentielle de réponses fonctionnelles dans le comportement de sélection d'habitat du caribou forestier lorsqu'il fait face à des LTE. À titre d'exemple, la présence des interactions *Conifère* × *LTE* et *Lande à lichen* × *LTE* signifierait que la sélection des conifères matures et des landes à lichen change selon la proximité de ces habitats à une LTE (ce qui représente une réponse fonctionnelle). Nous avons également utilisé un modèle comprenant un terme quadratique (modèle 6) afin de modéliser une réponse non linéaire aux LTE, en nous basant sur les travaux de Beauchesne (2012) qui ont mis en évidence de telles réponses pour d'autres types de structures anthropiques (routes et coupes). Les différents modèles candidats (Tableau 3) réfèrent à nos hypothèses de recherche et ont été hiérarchisés à l'aide du critère d'information d'Akaike (AIC) (Johnson & Omland 2004; Stephens et al. 2007). Un modèle moyen a été calculé lorsque deux modèles étaient considérés équivalents ($\Delta AIC < 2$). Nous avons utilisé deux facteurs aléatoires (année, individu niché dans la harde) afin de prendre en compte la pseudoréplication et les différences de la taille échantillon

entre les individus ainsi que les variations dans le comportement de sélection observables entre les années et les hardes (Gillies et al. 2006).

Pour chacune des périodes biologiques du caribou forestier, nous avons évalué la robustesse du meilleur modèle à l'aide de la validation croisée (Boyce et al. 2002). Nous avons calculé les coefficients de la RSF en utilisant 75 % des données tout en retenant les autres 25 % pour la validation. Nous avons par la suite classé les pointages RSF et les avons distribués en 10 groupes égaux. La performance du meilleur modèle a par la suite été évaluée en calculant un coefficient de corrélation de Spearman entre les valeurs observées et prévues par le modèle (Boyce et al. 2002).

Finalement, une analyse supplémentaire a été réalisée à partir du modèle complet de RSF afin d'identifier à partir de quelle distance un éventuel impact des LTE s'atténuait. Pour ce faire, nous avons appliqué le meilleur modèle de RSF à chaque individu et calculé un coefficient de sélection des classes de distances suivantes de part et d'autre d'une LTE : l'emprise (75 premiers mètres de part et d'autre de la ligne), 76 – 200 m, 201 – 500 m, 501 – 1 000 m, 1 001 – 1 500 m, 1 501 – 2 000 m et 2 000 – 3 000 m. Contrairement à l'analyse d'utilisation des classes de distance à une LTE présentée précédemment, cette analyse a l'avantage de considérer les habitats et les routes dans le calcul du coefficient de sélection. Une médiane de ces coefficients individuels pour tous les individus à l'étude a ensuite été calculée par saison pour chacune des classes de distance à une LTE.

5. RÉSULTATS

Impacts des LTE sur les déplacements

Au total, 9 890 traversées de LTE réelles par le caribou forestier ont été observées (Assinica = 1 279, Nottaway = 53, Témiscamie = 10, Charlevoix = 8 240, Portneuf = 270, Cœurs = 38) sur 614 354 pas, soulignant que la traversée d'une LTE est un événement rare (1,6 % des déplacements pour les hardes ayant accès à une LTE). De plus, il a été noté que le taux de traversée des LTE réelles était plus faible que pour les LTE simulées pour quatre (Assinica, Cœurs, Nottaway et Témiscamie) des six hardes analysées⁹, suggérant que les LTE sont évitées par les individus qui y ont accès (Figure 4). Cette réponse apparaît plus marquée pour la harde d'Assinica dont le territoire supportait en son centre la majeure partie des LTE considérées dans cette étude (Figure 1). Comme la composition en habitat et la distribution des LTE variaient entre les secteurs utilisés par les différentes hardes à l'étude, la comparaison des taux de traversées réelles et des différences de taux de traversée des LTE réelles et simulées entre les hardes n'est pas possible. Dans cette analyse, les différentes hardes représentent plutôt des réplicats considérés indépendants.

Des résultats variables entre les années ont cependant été obtenus pour la harde de Portneuf, le taux de traversée des LTE étant parfois plus élevé et parfois plus faible pour les structures réelles que pour les structures simulées. Les caribous de la harde de Charlevoix semblaient quant à eux s'associer davantage aux emprises de LTE et traverser plus fréquemment les LTE réelles que les LTE simulées, suggérant une utilisation plus importante de ce type de structure anthropique dans cette harde malgré une très forte variabilité interindividuelle. Une analyse *a posteriori* a toutefois mis en lumière un comportement atypique face aux LTE pour 6 individus apparentés¹⁰ dans cette harde, qui utilisaient les emprises de LTE pendant $34 \pm 11\%$ (ÉT) de leur temps, comparativement à $4 \pm 5\%$ (ÉT) pour les autres individus de cette harde et à $< 0,2\%$ pour les individus dans les autres hardes. Cette utilisation particulièrement élevée des LTE par quelques individus explique probablement le taux élevé de traversée et l'évitement moindre des emprises de LTE observé pour cette harde.

⁹ Aucune LTE n'était présente dans l'aire fréquentée par la harde de Pirabe.

¹⁰ Ces six caribous femelles seraient essentiellement des mères et filles suivies durant quelques années; C. Dussault, MDDEFP, données non publiées).

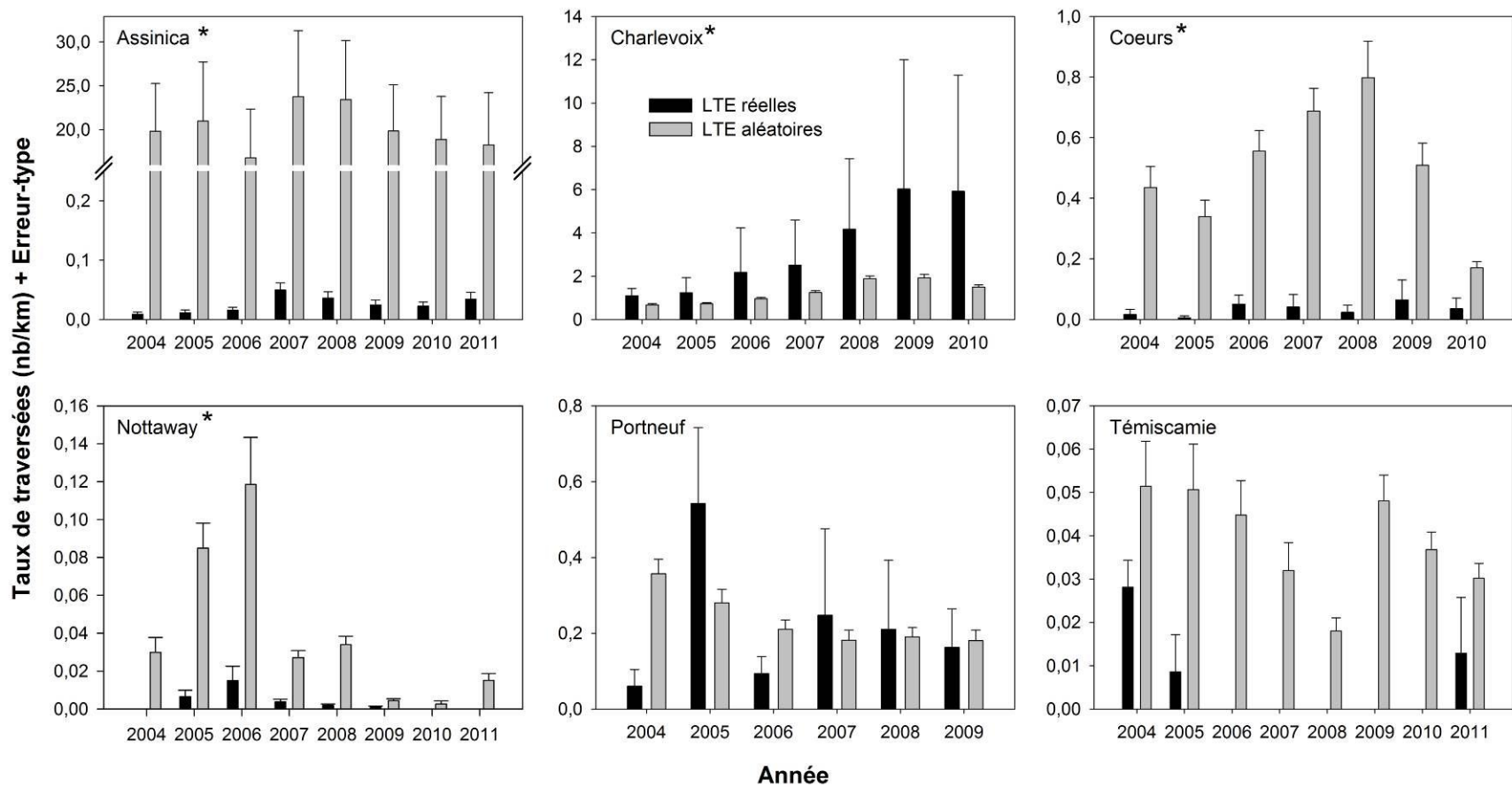


Figure 4. Taux de traversée (nb/km de LTE + erreur-type) des LTE réelles et aléatoires distribuées dans le territoire des hardes Assinica, Charlevoix, Coeurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie, entre 2004 et 2011. La présence d'astérisque (*) après le nom de la harde indique que le taux de traversée différait significativement entre les structures réelles et simulées pour l'ensemble du suivi de cette harde. L'étendue des taux de traversée des LTE simulées différait entre les hardes en raison d'un nombre de LTE simulée qui était proportionnel (500 fois plus élevé) au nombre de LTE réelles dans le territoire fréquenté par chaque harde.

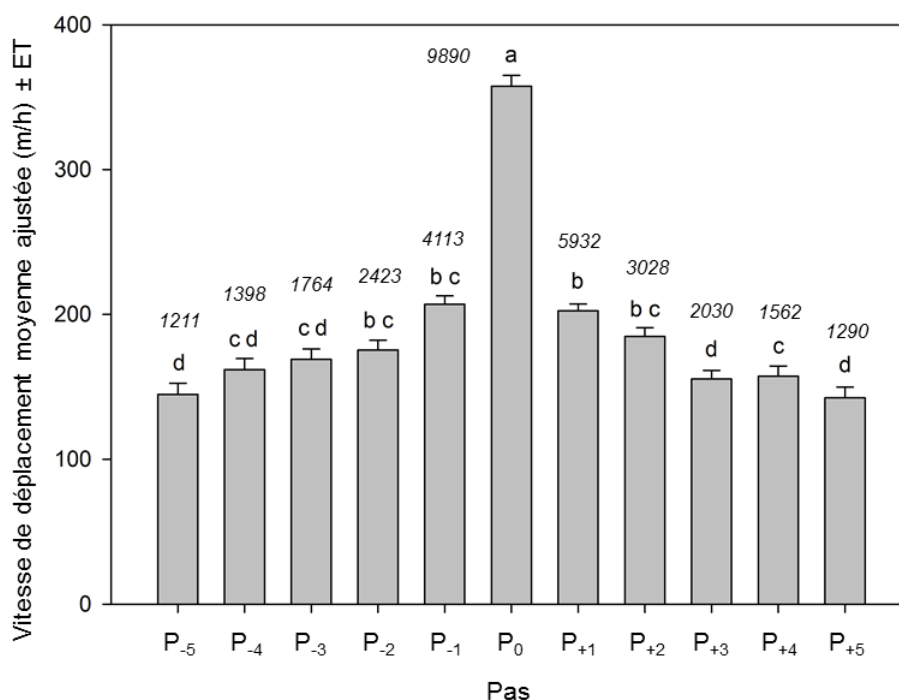


Figure 5. Vitesse de déplacement moyenne ajustée (m/h + erreur type) en fonction des caribous lors de la traversée des LTE et pour les cinq pas précédant (P₋₁ à P₋₅) et suivant (P₊₁ à P₊₅) la traversée (P₀) pour 73 individus des hardes Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie, entre 2004 et 2012. Des lettres différentes entre deux barres d’histogramme indiquent des différences statistiquement significatives entre ces taux de déplacement moyens ajustés.

La grande variabilité interindividuelle suggère toutefois que certains individus puissent être davantage enclins à traverser les LTE, d’où l’importance d’interpréter ces résultats de concert avec ceux obtenus à l’aide des autres analyses réalisées.

Fait important à noter, les différences marquées entre les traversées des LTE réelles et simulées ne peuvent être attribuées à une orientation particulière des déplacements du caribou dans le paysage. Ce résultat illustre plutôt que le caribou évitait les LTE à plusieurs échelles spatiales. Ainsi, les caribous évitaient les secteurs à proximité des LTE à l’intérieur de leurs domaines vitaux respectifs et ils les traversaient très rarement. Ainsi, les LTE simulées, une fois déplacées par translation et retournées selon un angle aléatoire, avaient une forte probabilité de recouper les principales aires d’activité des caribous.

L’analyse de la vitesse de déplacement avant, pendant et après la traversée montre qu’en moyenne les caribous augmentaient leur vitesse de déplacement à l’approche de la LTE, et

encore plus pendant la traversée, et qu'ils la diminuaient au fur et à mesure qu'ils s'en éloignaient (Figure 5). Une analyse *a priori* a démontré que ce patron ne différait pas entre les hardes. La vitesse de déplacement durant la traversée était près de deux fois plus élevée que celle observée avant et après, suggérant que la LTE puisse être perçue comme un environnement défavorable dans lequel le caribou ne demeure pas longtemps. La très faible variabilité observée pour chaque pas dans la séquence indique que l'augmentation de la vitesse au moment de la traversée est un comportement adopté par la plupart des individus.

Toutefois, un patron comportemental alternatif très différent apparaît lorsque l'on considère de concert le taux de traversées (Figure 4), la vitesse de traversée (Figure 5) ainsi que le nombre de pas pour chaque période précédant et suivant la traversée pour chaque harde (Annexe 5). Ainsi, il est possible de remarquer que bien que tous les caribous se déplaçaient plus rapidement à l'approche d'une LTE, dans l'emprise et immédiatement après la traversée de l'emprise, le nombre de pas plus élevés pour les périodes P_{-1} ($n = 4\ 113$), P_0 ($n = 9\ 890$) et P_{+1} ($n = 5\ 932$; Figure 5) laisse entrevoir que certains individus passent plus d'un pas à proximité et à l'intérieur de l'emprise au cours d'une séquence complète d'approche (P_{-5} ; P_{-4} ; P_{-3} ; P_{-2} ; P_{-1}) de traversée (P_0) et d'éloignement (P_{+1} ; P_{+2} ; P_{+3} ; P_{+4} ; P_{+5}) d'une LTE. Or, il semble que ce type de comportement ne s'applique principalement qu'à la harde de Charlevoix (Annexe 5) pour qui 37% des pas répertoriés dans une séquence complète de traversée (P_{-5} à P_{+5}) étaient dans l'emprise (P_0), contre 13% pour le pas précédant (P_{-1}) et 20% pour le pas suivant (P_{+1}) (Annexe 5). En comparaison, le pas précédant les traversées (P_{-1}) représentait 11% des pas d'une séquence complète de traversée pour les 5 autres hardes, contre 13% pour le pas de traversée (P_0) et 11% pour le pas suivant la traversée (P_{+1}) (Annexe 5). Cet exercice comparatif entre les principaux résultats issus du comportement de traversée illustre bien combien différente est la harde de Charlevoix, principalement en lien avec le comportement atypique de 6 femelles qui ont beaucoup fréquenté les emprises de LTE (voir résultats précédents). Pour ces individus, il est donc plausible que les plus grandes vitesses de traversées ne soient pas liées à une réponse comportementale face à un environnement défavorable, mais plutôt à une augmentation de la vitesse de déplacement liée à un environnement facilitant la locomotion.

Impacts des LTE sur l'utilisation de l'espace

À large échelle, peu d'individus ont établi leur domaine vital saisonnier dans un secteur où il y avait une LTE. Sur un total de 1 964 domaines vitaux saisonniers appartenant à 74 individus, seulement 374 domaines vitaux incluaient une section de LTE (soit 19 %). De manière générale, l'emprise (*c.-à-d.* les 75 premiers mètres de part et d'autre de la LTE) s'est avérée très peu utilisée par les caribous de cinq (Assinica, Cœurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie) des six hardes qui avaient accès à des LTE (Figure 6). En contrepartie, les caribous de Charlevoix ont utilisé l'emprise en moyenne $13,2 \pm 15,8$ % (ÉT) du temps, malgré une très forte variabilité interindividuelle. Un patron similaire a été observé pour la harde de Portneuf, avec une utilisation décroissante au-delà du premier kilomètre d'une LTE. Les résultats obtenus dans les autres hardes suggèrent que les caribous consacraient une faible proportion de leur temps dans le premier kilomètre (*p. ex.* les hardes de Nottaway et d'Assinica), les premiers 3 km (*p. ex.* la harde de Témiscamie) ou 5 km de part et d'autre des LTE (*p. ex.* la harde des Cœurs) (Figure 6).

Cet indice d'utilisation des différentes zones tampons situées de part et d'autre des LTE ne permet toutefois pas de déterminer si celles-ci sont sélectionnées ou évitées, en plus de ne pas prendre en compte la répartition des habitats dans les dites classes. L'utilisation des LTE était très variable entre les individus, pouvant en effet varier selon plusieurs facteurs, dont probablement la densité de perturbations anthropiques au sein de l'aire de répartition d'une harde (qui diffère entre les hardes de Témiscamie et de Charlevoix, par exemple) et le fait que certains individus puissent passer une grande proportion de leur temps à proximité d'une LTE (Figure 6), tel qu'observé dans la harde de Charlevoix (voir l'analyse des taux de traversée ainsi que l'étude de Charbonneau 2011). Une telle variabilité suggère que les habitats présents dans les zones tampons pourraient influencer leur utilisation, un biais auquel les analyses de sélection d'habitat suivantes permettent de pallier.

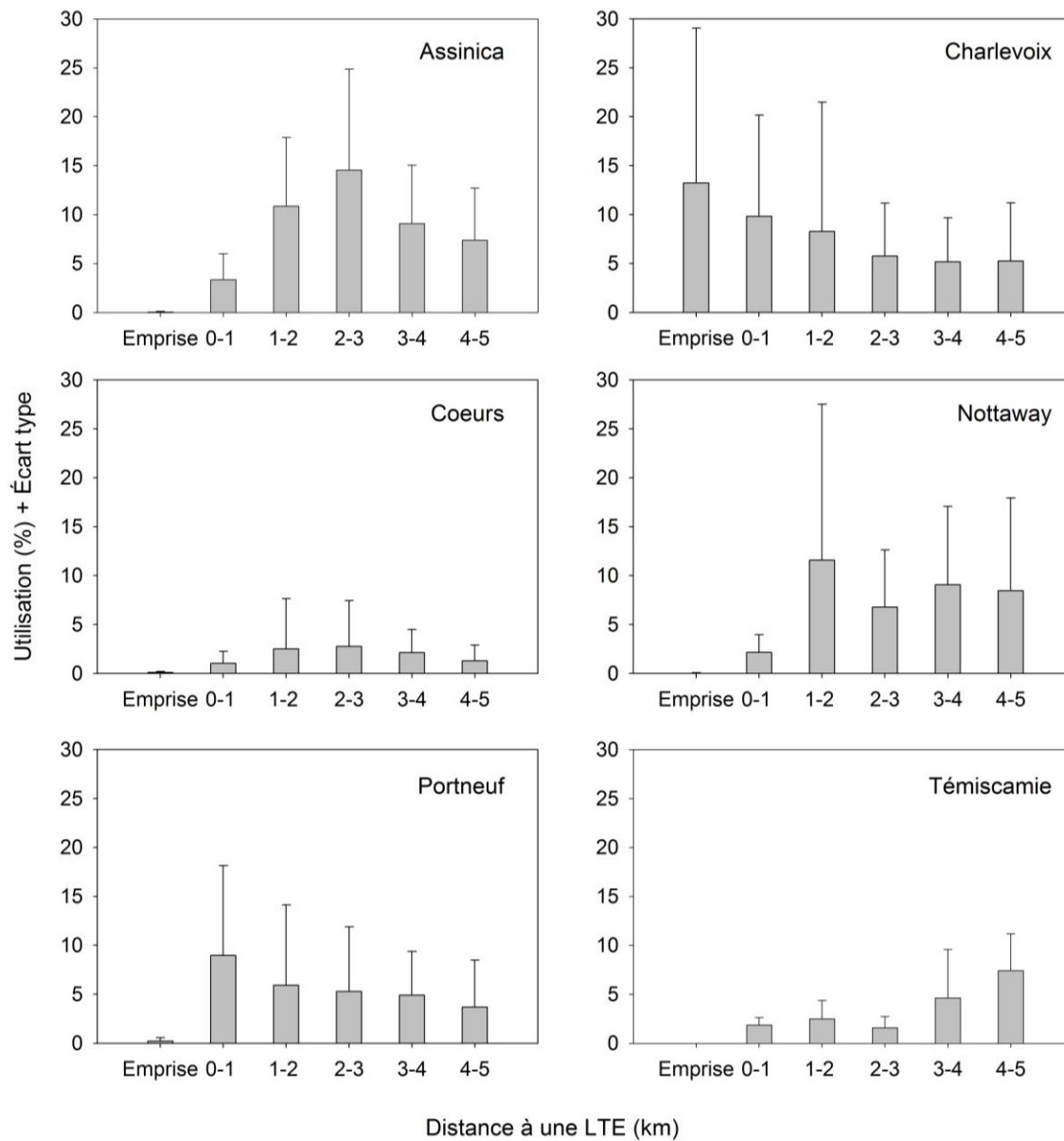


Figure 6. Proportion (\pm écart-type) des localisations dans des zones tampons situées de part et d'autre des LTE pour les 74 caribous dont le domaine vital incluait au moins une LTE pour les hardes Assinica ($n = 25$), Charlevoix ($n = 19$), Cœurs ($n = 6$), Nottaway ($n = 2$), Portneuf ($n = 17$) et Témiscamie ($n = 55$) entre 2004 et 2012.

Impacts des LTE sur la sélection d'habitat

La relation entre la probabilité d'occurrence relative du caribou et la distance minimale à une LTE était non linéaire pour les cinq périodes biologiques considérées, bien que cette variable n'explique pas complètement, à elle seule, le comportement de sélection d'habitat observé (Tableau 4). Ainsi, le modèle '*Réponse non linéaire*', qui incluait les différentes catégories d'habitat, le terme quadratique de la distance minimale à une LTE et la distance aux routes primaires et secondaires, s'est avéré le meilleur modèle.

Tableau 4. Classement des trois meilleurs modèles candidats basé sur l'AIC expliquant les impacts des LTE sur la sélection d'habitat des caribous des hardes Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie, par période biologique, entre 2004 et 2012. Seuls les trois modèles les plus parcimonieux sont présentés pour chacune des périodes. Les meilleurs modèles par période ($\Delta AIC < 2$) sont représentés en gras. Les modèles candidats sont listés dans le tableau 3. K = Nombre de paramètres, LL = Log-Likelihood (Vraisemblance), ΔAIC = Différence dans l'AIC comparé au meilleur modèle, ω_i = Poids du modèle, r_s = r de Spearman provenant de la validation croisée (mesure d'ajustement). Printemps = 58 individus (25 416 loc.) et 6 hardes, Mise bas = 41 individus (13 602 loc.) et 6 hardes, Été = 33 individus (32 933 loc.) et 4 hardes, Rut = 34 individus (18 175 loc.) et 4 hardes, Hiver = 47 individus (66 399 loc.) et 6 hardes.

Période	Modèle	K	LL	ΔAIC	ω_i	r_s
Printemps	6. Réponse non linéaire LTE	14	-32 854,3	0	1,00	0,93
	4. Structure linéaire	13	-32 854,4	46,5	0,00	
	5. Réponse fonctionnelle LTE	13	-32 914,1	117,5	0,00	
Mise bas	6. Réponse non linéaire LTE	14	-17 437,6	0	1,00	0,97
	4. Structure linéaire	13	-17 452,0	26,8	0,00	
	3. Route	12	-17 615,7	352,1	0,00	
Été	6. Réponse non linéaire LTE	14	-42 233,3	0	0,64	0,98
	4. Structure linéaire	13	-42 234,9	1,13	0,36	
	3. Route	12	-42 249,1	27,6	0,00	
Rut	6. Réponse non linéaire LTE	14	-22 463,4	0	1,00	0,94
	4. Structure linéaire	13	-22 702,9	477,2	0,00	
	3. Route	12	-22 704,5	478,3	0,00	
Hiver	6. Réponse non linéaire LTE	14	-86 491,3	0	1,00	0,88
	3. Route	12	-86 502,1	17,6	0,00	
	4. Structure linéaire	13	-86 502,1	19,5	0,00	

Toutefois, le modèle '*Structure linéaire*' suivait de près durant l'été ($\Delta AIC < 2$), suggérant une faible relation non linéaire entre la distance aux LTE et la probabilité d'occurrence du caribou. Pour l'ensemble des périodes biologiques, le modèle le plus parcimonieux était très bien ajusté aux données, tel que démontré par la validation croisée (r_s variant entre 0,88 et 0,98; Tableau 4). Finalement, le modèle le plus parcimonieux sélectionné pour chacune des périodes biologiques indique l'absence de réponse fonctionnelle entre la sélection des peuplements de conifères matures et des landes à lichens, d'une part, et la distance à une LTE, d'autre part (Tableau 4).

La fonction de sélection des ressources (RSF) a souligné à quel point les différents types d'habitat étaient davantage sélectionnés ou évités que la classe d'habitat de référence. Les peuplements en régénération de 6 à 40 ans étaient toujours significativement plus évités que l'habitat de référence (et, dans ce cas précis, moins utilisés que disponibles, donc évités) tandis que les landes à lichens étaient généralement sélectionnées par rapport à l'habitat de référence (et, dans ce cas précis, plus utilisés que disponibles, donc sélectionnés; Tableau 5).

Toutefois, il importe de rappeler que l'objectif de cette analyse de sélection d'habitat n'était pas de déterminer les types d'habitat sélectionnés ou évités par les caribous des différentes hardes, mais plutôt de déterminer les impacts des LTE sur la sélection d'habitat en incluant les variables d'habitat pour contrôler leur effet potentiellement confondant sur le comportement de sélection d'habitat. Par exemple, considérer la distance minimale aux routes primaires et secondaires permettait d'évaluer l'influence des LTE sur la sélection d'habitat en considérant la présence des routes dans le paysage (Tableau 2). À cet effet, nos résultats mettent aussi en évidence l'évitement des routes primaires (sauf au printemps) et secondaires à toutes les périodes biologiques (Tableau 5).

En contrôlant les effets confondants des habitats et des autres perturbations anthropiques, nos analyses démontrent que les caribous ont généralement exprimé un évitement à grande échelle des LTE suivant un patron non linéaire. Les LTE avaient un impact significatif sur le comportement de sélection d'habitat du caribou et la probabilité relative d'occurrence ne variait pas de façon linéaire avec la distance aux LTE (Tableau 5). Durant l'été, le modèle moyen calculé à partir des deux meilleurs modèles semblait indiquer une faible relation non linéaire puisque l'intervalle de confiance, bien que décentré, incluait le zéro (Tableau 5; Figure 7).

Tableau 5. Coefficients du meilleur modèle expliquant la sélection d'habitat des caribous des hardes Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie, dont le domaine vital incluait des LTE, par période biologique, entre 2004 et 2012. Les coefficients dont l'intervalle de confiance n'inclut pas le zéro sont représentés en gras. β = Coefficient, IC 95% = Intervalle de confiance du coefficient [borne inférieure ; borne supérieure].

Variable	Printemps		Mise bas		Été ^c		Rut		Hiver	
	β	IC 95 %	β	IC 95 %	β	IC 95 %	β	IC 95 %	β	IC 95 %
Conifère mature ^a	-0,68	[-0,74;-0,62]	-1,23	[-1,31;-1,14]	-0,50	[-0,55;-0,45]	-1,16	[-1,23;-1,09]	-0,07	[-0,11;-0,03]
Perturbation naturelle ^a	0,17	[0,11; 0,24]	-0,02	[-0,14; 0,10]	0,50	[0,44; 0,57]	-0,12	[-0,20;-0,04]	0,65	[0,62; 0,69]
Lande à lichen ^a	0,73	[0,56; 0,90]	-0,25	[-0,55; 0,05]	0,65	[0,42; 0,88]	0,40	[0,25; 0,55]	2,19	[2,09; 2,29]
Coupe 0-5 ^a	0,39	[0,32; 0,46]	-0,34	[-0,44;-0,24]	0,68	[0,62; 0,75]	-2,35	[-2,49;-2,21]	0,13	[0,08; 0,18]
Coupe 6-20 ^a	-0,90	[-0,98;-0,82]	-1,18	[-1,30;-1,06]	-1,07	[-1,16;-0,99]	-2,31	[-2,43;-2,20]	-0,85	[-0,90;-0,79]
Régénération ^a	-1,73	[-1,84;-1,64]	-1,84	[-1,95;-1,73]	-1,64	[-1,72;-1,56]	0,61	[0,40; 0,82]	-1,36	[-1,42;-1,30]
Eau ^a	0,92	[0,74; 1,11]	0,50	[0,22; 0,77]	1,29	[1,14; 1,44]	-0,10	[-0,25; 0,04]	-0,65	[-0,71;-0,60]
Dénudé humide ^a	0,04	[-0,18; 0,18]	0,18	[0,02; 0,34]	0,75	[0,64; 0,86]	-0,11	[-0,12;-0,10]	-0,01	[-0,12; 0,09]
Distance LTE ^b	0,05	[0,04; 0,05]	0,07	[0,06; 0,08]	-0,01	[-0,02; -0,01]	-0,43	[0,39; 0,48]	0,01	[0,01; 0,01]
Distance LTE ²	-0,02	[-0,03;-0,02]	-0,07	[-0,09;-0,04]	0,02	[-0,00; 0,04]	0,06	[0,06; 0,07]	-0,01	[-0,00;-0,01]
Distance route primaire ^b	0,01	[-0,00; 0,01]	0,07	[0,06; 0,08]	0,04	[0,04; 0,05]	0,71	[0,65; 0,77]	0,01	[0,00; 0,01]
Distance route secondaire ^t	0,39	[0,34; 0,44]	0,42	[0,36; 0,49]	0,25	[0,21; 0,30]	0,62	[0,05; 0,07]	0,34	[0,30; 0,37]

^a La classe d'habitat "Mixte-feuillus - Autres" servait de catégorie de référence pour les variables d'habitat; ainsi, un coefficient positif signifie que l'habitat en question était davantage sélectionné que l'habitat de référence, tandis qu'un coefficient négatif signifie l'inverse.

^b L'interprétation des coefficients associés aux distances contraste avec l'interprétation usuelle des coefficients de sélection d'habitat issus d'une RSF; ainsi, un coefficient positif révèle un évitement de l'infrastructure puisque la probabilité d'occurrence relative augmente avec la distance, tandis qu'un coefficient négatif indique le contraire.

^c Présentation du modèle moyen composé des modèles 6 et 4, puisque le ΔAIC était < 2.

Nous avons restreint la présentation des courbes de réponses aux LTE aux 35 premiers kilomètres puisque plus de 95 % des localisations à chaque période biologique se retrouvaient dans cet intervalle. Au printemps, à la mise bas et durant le rut, l'évitement des LTE était observable sur plusieurs kilomètres. Un patron inverse est toutefois observé en été, alors que la probabilité relative d'observer des caribous est plus élevée à proximité des LTE, tandis qu'un très faible évitement était dénoté en hiver (Figure 7). Fait important, une analyse *a posteriori* réalisée en enlevant les six individus au comportement atypique de Charlevoix a démontré que l'évitement des LTE était observable pour l'ensemble des périodes biologiques pour les autres individus (Annexe 6).

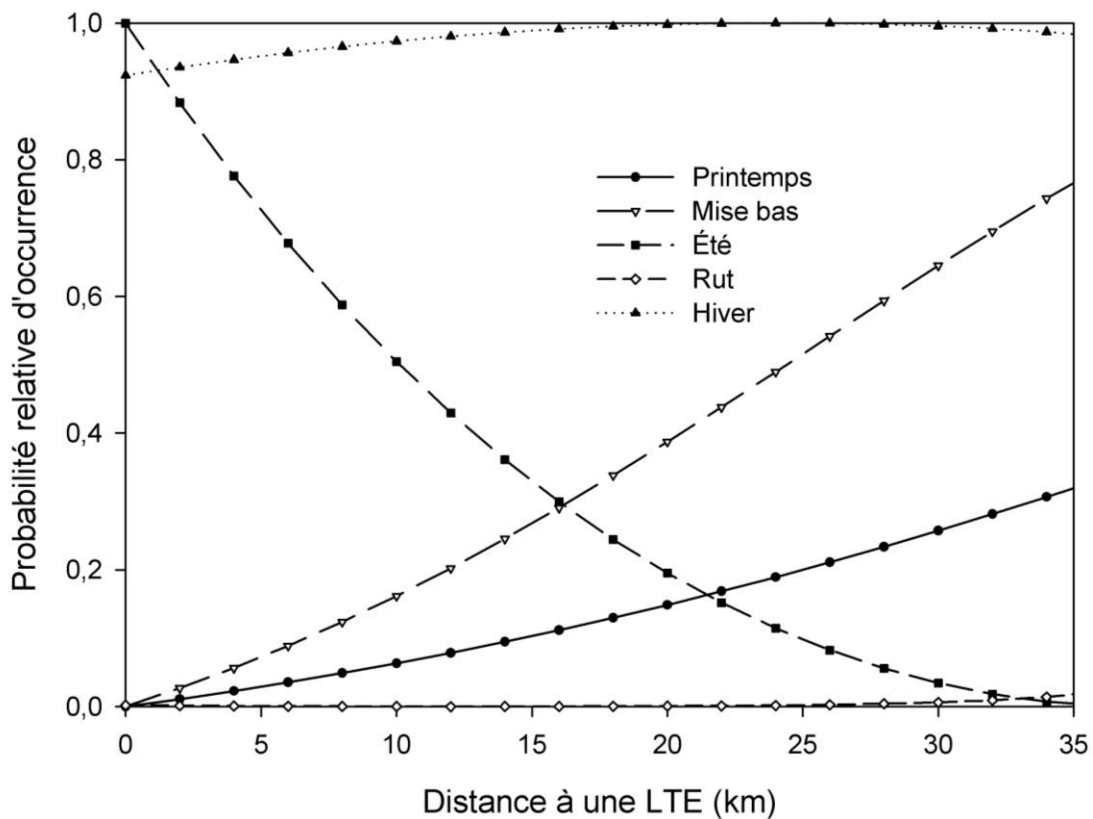


Figure 7. Probabilité relative d'occurrence calculée à partir du meilleur modèle de fonction de sélection des ressources (RSF) présenté au tableau 5 en fonction de la distance tronquée entre chaque localisation et une LTE, calculée à partir des 74 caribous incluant une LTE dans leur domaine vital pour les hardes Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie entre 2004 et 2012.

Afin d'identifier la principale zone d'influence des LTE sur le comportement du caribou, nous avons calculé un coefficient de sélection du caribou pour des zones tampons situées à une distance croissante (de 0 à 3 km) de part et d'autre des LTE à partir du meilleur modèle de RSF en remplaçant la distance aux LTE par les zones tampons et ce, pour chacune des périodes biologiques. La médiane des coefficients de sélection individuels indique aussi que les LTE sont évitées à chaque saison, malgré une variabilité plus élevée pour certaines saisons et certaines distances (voir les points extrêmes au printemps, à la mise bas et à l'hiver) (Figure 8). Toutefois, cette analyse démontre que l'évitement s'atténue au-delà de 500 m d'une LTE en hiver, de 1,5 km au printemps et à l'été, et de 2,0 km pendant la mise bas et le rut.

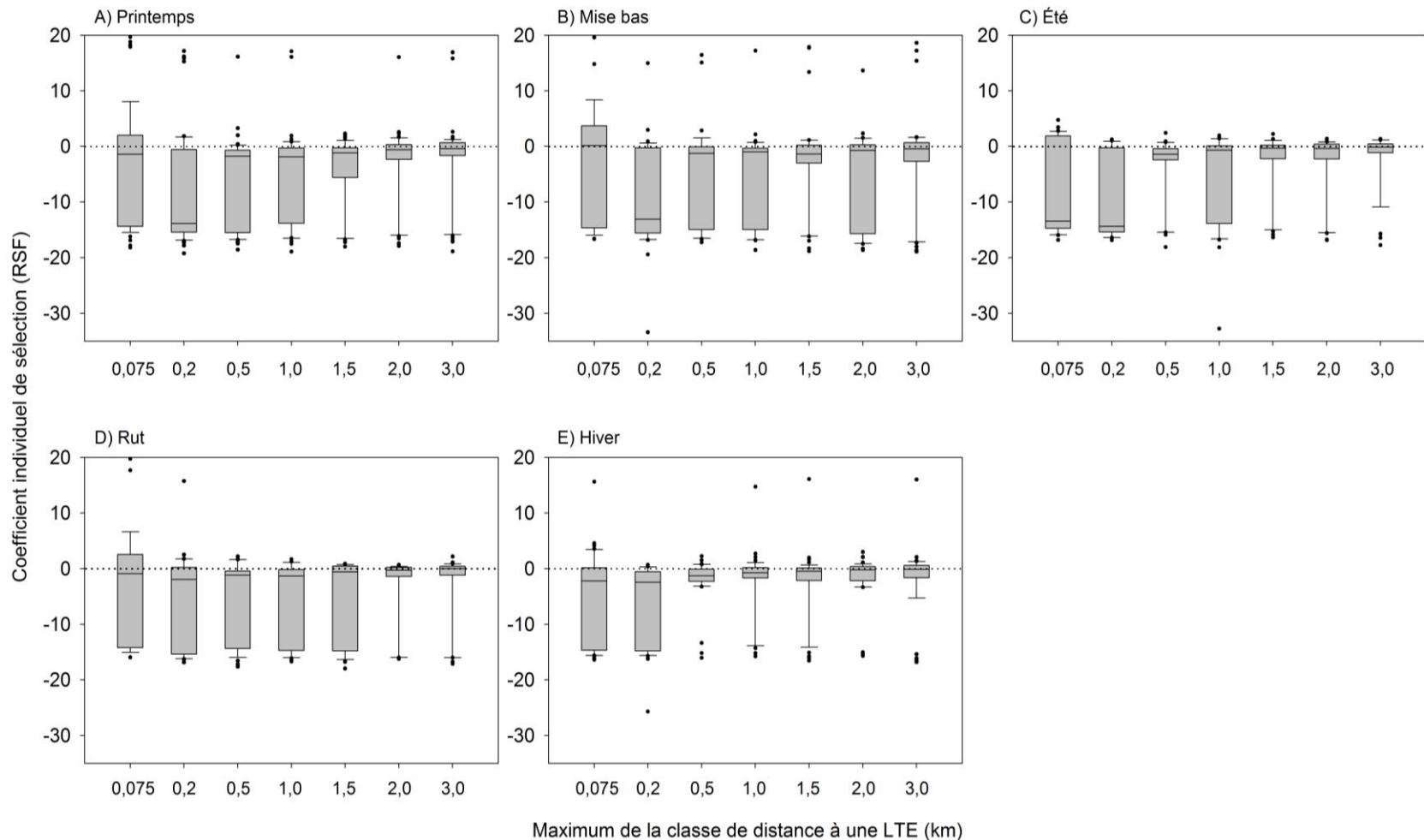


Figure 8. Boîte à moustaches (*box plot*) des coefficients individuels de sélection des classes de distance à une LTE (km), tel que déterminés par l'analyse de sélection d'habitat (RSF) qui prend en compte la disponibilité des habitats de part et d'autres des LTE, pour chacune des périodes biologiques. Pour chaque boîte, la médiane est indiquée par une ligne horizontale pleine, les 25^e et 75^e percentiles par les limites inférieure et supérieure de la boîte, et les 10^e et 90^e percentiles par les barres d'erreur inférieure et supérieure. L'appartenance à une harde (Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Portneuf, Piraube et Témiscamie) a été considérée pour les 74 individus (Printemps : $n = 52$; Mise bas : $n = 30$; Été : $n = 33$; Rut : $n = 30$; Hiver : $n = 47$) suivis entre 2004 et 2012 et dont le domaine vital contenait une LTE. La ligne pointillée centrée sur zéro sépare le comportement de sélection (valeurs positives) du comportement d'évitement (valeurs négatives) des caribous face aux LTE.

6. DISCUSSION

En accord avec le mandat de caractériser les impacts des LTE sur l'écologie spatiale du caribou, nos résultats indiquent une grande variabilité de réponses comportementales entre les hardes et, dans certains cas, entre les individus d'une même harde. Cependant, ils démontrent globalement des impacts négatifs des LTE sur les déplacements, l'utilisation de l'espace et la sélection d'habitat du caribou. Nous avons, entre autres, observé un effet de barrière et un évitement des zones à proximité des LTE chez la majorité des caribous suivis par télémétrie GPS. Toutefois, nous avons observé une réponse plus variable dans les hardes de Charlevoix et de Portneuf, certains individus allant même jusqu'à fréquenter les emprises des LTE et les habitats adjacents pendant une proportion élevée de leur temps.

Impacts directs et indirects des LTE

À grande échelle, peu d'individus des hardes Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway et Témiscamie ont établi leur domaine vital dans un secteur où il y avait des LTE (374 sur 1 964 domaines vitaux), soulignant que l'évitement de ces infrastructures s'opérait à l'échelle du paysage. Un tel évitement à grande échelle représente potentiellement une perte fonctionnelle d'habitat, car les individus recherchent les ressources dont ils ont besoin loin des LTE.

L'évitement des LTE à grande (*c.-à-d.* positionnement et superficie des domaines vitaux) et fine échelles (*c.-à-d.* sélection d'habitat) pourrait expliquer le taux de traversée moindre des LTE réelles que des LTE simulées dans plus de la moitié des hardes de caribous. Seuls les caribous de la harde de Charlevoix ont traversé plus souvent les LTE réelles que les LTE simulées, bien qu'il y ait une grande variabilité interindividuelle, essentiellement associée au comportement atypique de 6 individus. La rareté des LTE dans les aires à l'étude ne peut expliquer les faibles taux de traversée observés, puisque les taux de traversée étaient comparés à une moyenne du taux de traversée de LTE simulées dont l'abondance était équivalente. La capacité d'un individu à éviter les LTE – et conséquemment à ne pas les traverser – pourrait plutôt être limitée par le niveau de perturbation de son domaine vital ou du paysage dans lequel il vit. Lorsque le domaine vital et le paysage sont peu perturbés, les caribous ont la capacité de s'éloigner des structures anthropiques (Beauchesne 2012), ce qui peut être impossible lorsque

la quasi-totalité du domaine vital et de l'aire d'étude est perturbée, comme observé entre autres pour la harde de Charlevoix.

L'augmentation de près du double de la vitesse de déplacement des caribous lors de la traversée d'une LTE suggère aussi que ces infrastructures ont un impact négatif sur l'utilisation de l'espace (*c.-à-d.* évitement, taux de traversées) du caribou. Leblond et al. (2013) ont également noté une augmentation de la vitesse de déplacement des caribous dans la harde de Charlevoix à l'approche de la route 175, une perturbation majeure avec une activité humaine importante. Cette similitude comportementale suggère que les caribous ont pu percevoir les LTE comme une source de dérangement qu'ils se sont empressés de traverser. En effet, la traversée d'une emprise de LTE implique de circuler à découvert, un environnement qui peut être considéré comme défavorable et risqué pour une proie, considérant que les prédateurs tendent à sélectionner les structures linéaires faiblement utilisées par l'homme (Brody & Pelton 1989; Whittington et al. 2005; Lesmerises et al. 2012).

Toutefois, nous ne pouvons exclure l'hypothèse que certains individus, principalement ceux de la harde de Charlevoix, utilisaient l'emprise dégagée des LTE pour se déplacer plus facilement dans leur domaine vital. En effet, nous avons observé plusieurs pas consécutifs à l'intérieur de l'emprise avec une vitesse de déplacement élevée pour les individus de la harde de Charlevoix. Une hypothèse alternative serait que les LTE puissent offrir un compromis intéressant entre la disponibilité des ressources alimentaires et le risque de prédation (Charbonneau 2011). En effet, l'emprise offre des ressources alimentaires intéressantes durant la période sans neige ainsi qu'un milieu dégagé qui permettrait au caribou de détecter plus facilement les prédateurs en approche. Selon cette dernière hypothèse, les impacts négatifs des LTE pour les individus qui les fréquentent seraient principalement observés dans les habitats longeant les emprises, là où les coûts (*c.-à-d.* risque de prédation) pourraient être supérieurs aux bénéfices (*c.-à-d.* disponibilité de nourriture). Nos résultats témoignent à cet effet d'un évitement des habitats à proximité des LTE jusqu'à une distance variant de 500 m à 2 km selon les saisons.

À l'échelle du domaine vital, l'indice d'utilisation de l'espace a montré une importante variabilité entre les hardes et parfois entre les individus au sein d'une même harde dans l'utilisation des secteurs à proximité des LTE. Cet éventail de réponses pourrait s'expliquer par le comportement atypique de certains individus de la harde de Charlevoix, mais également par le

degré d'anthropisation du paysage dans lequel ces hardes évoluent, puisque les LTE pourraient être perçues par les caribous comme des perturbations de moindre importance en termes d'activités humaines que ne le sont les routes et les habitations (Nellemann et al. 2001). Une telle variété de réponses dans l'utilisation de l'espace est également présente dans la littérature où l'on rapporte des réponses allant de l'absence d'impact (Reimers et al. 2007) à un évitement pouvant s'étaler sur plusieurs kilomètres (Nellemann et al. 2001).

Notre approche méthodologique, qui combinait à la fois des indices d'utilisation de l'espace et la sélection d'habitat (RSF), a permis de contrôler les facteurs potentiellement confondants (*c.-à-d.* type d'habitats, autres perturbations anthropiques) sur les réactions du caribou face aux LTE. L'analyse de sélection d'habitat a également fait ressortir la variabilité interindividuelle dans la réponse aux LTE durant les différentes périodes biologiques, allant de la sélection à l'évitement. L'évitement le plus marqué était observable au printemps et à la mise bas, soit au moment où les femelles caribous sélectionnent davantage les milieux exempts de perturbations anthropiques (Leclerc et al. 2012). La présence de relations non linéaires indique que les caribous réagissaient aux LTE différemment selon la distance à laquelle ils se trouvaient. La probabilité relative d'occurrence du caribou se stabilisait avec l'augmentation de la distance aux LTE et l'évitement s'estompait à partir de 2 km, suggérant que le comportement du caribou était principalement affecté dans les premiers kilomètres. Nellemann et al. (2001) ont d'ailleurs observé que l'évitement des structures anthropiques par le renne en Norvège ne dépassait pas 5 km. Nous n'avons pas observé de réponse fonctionnelle entre la distance aux LTE et la sélection des habitats généralement recherchés par le caribou. Les caribous n'ont donc pas modulé leur degré de sélection de leurs habitats préférentiels en fonction de la distance à une LTE. Ce type de réponse fonctionnelle envers les peuplements résineux avait pourtant déjà été noté sur la Côte-Nord (Québec) pour les coupes forestières par Moreau et al. (2012); dans cette étude, une augmentation de la proportion de coupes forestières récentes entraînait une plus grande sélection pour les peuplements de conifères matures.

L'approche méthodologique employée pour étudier l'impact des LTE sur la sélection d'habitat du caribou ne permettait pas de quantifier la part de la réponse qui était imputable aux LTE par rapport aux autres sources de perturbations, puisqu'aucune méthode de partitionnement de la variance n'existe actuellement pour les approches de régression logistique utilisant des facteurs aléatoires (dans ce cas, l'année et l'individu niché dans la harde).

De même, l'analyse ne permettait pas de comparer directement les coefficients des variables LTE et routes en raison de l'utilisation de fonctions quadratiques pour la variable LTE, ni de comparer les coefficients des catégories d'habitat avec ceux de la variable LTE puisque ces variables n'ont pas les mêmes unités (*c.-à-d.* chaque habitat est une variable binaire [0 ou 1] alors que la distance à une LTE est une variable quantitative).

Toutefois, la littérature existante permet de relativiser conceptuellement les impacts directs et indirects des LTE par rapport aux coupes forestières et aux routes. En effet, l'accroissement du risque de prédation (*c.-à-d.* le facteur proximal du déclin du caribou) est principalement lié à deux composantes de changement dans l'environnement biotique, soit 1) une augmentation du nombre de prédateurs (réponse numérique) et 2) de l'efficacité des prédateurs (réponse fonctionnelle) (Vors & Boyce 2009; Festa-Bianchet et al. 2011; St-Laurent & Dussault 2012). Les coupes forestières, qui couvrent habituellement de plus importantes superficies que les LTE à l'échelle du paysage, contribuent à une augmentation du nombre de prédateurs par le biais d'une augmentation d'abondance des proies alternatives (Seip 1991) ainsi qu'à une augmentation de leur efficacité (Houle et al. 2010). De leur côté, les structures linéaires influencent davantage l'efficacité des prédateurs à chasser les proies (Whittington et al. 2011), bien que leur implication dans la perte fonctionnelle d'habitat ne soit pas à négliger (Polfus et al. 2011; Leblond et al. 2011). Puisque les routes et chemins forestiers occupent de plus grandes superficies et sont distribuées de manière plus homogène que les LTE sur le territoire fréquenté par le caribou forestier au Québec, les coupes, les routes et les chemins forestiers sont susceptibles d'avoir des impacts directs et indirects plus importants sur l'écologie du caribou forestier que les LTE. Néanmoins, la présente étude a documenté des impacts bien réels des LTE qui se doivent principalement d'être considérés dans un contexte d'impacts cumulatifs des perturbations anthropiques.

Effets cumulés et échelles biologiques

L'évaluation des impacts d'un projet de développement sur l'environnement doit considérer non seulement les impacts du projet en cours mais également ceux des activités humaines passées, présentes et futures (Ross 1998; Johnson et al. 2005). En effet, l'impact d'une perturbation donnée peut sembler anodin, mais il s'ajoute à celui des autres perturbations environnantes, si bien que leurs effets cumulés peuvent affecter grandement la

qualité de l'habitat et engendrer des réponses négatives de la part de certaines espèces (Theobald et al. 1997; Johnson & St-Laurent 2011).

La présence des LTE dans le meilleur modèle de sélection d'habitat en compagnie des autres perturbations anthropiques en tant que covariables, suggère que les LTE ont engendré des modifications supplémentaires dans le comportement des caribous, d'où la présence d'effets cumulés. Même s'il s'agit d'une perturbation dont la densité est plutôt faible dans le paysage, ses impacts négatifs se cumulent à ceux déjà connus des routes (Dyer et al. 2002; Leblond et al. 2011, 2013), des coupes forestières (Courtois et al. 2007; Courbin et al. 2009) et des habitations (Nellemann et al. 2001). Les LTE pourraient donc contribuer à accentuer la fragmentation et la perte fonctionnelle d'habitat, confinant les individus dans les secteurs moins perturbés. La concentration des individus dans un même secteur, contraire à la stratégie anti-prédatrice du caribou forestier (Bergerud & Page 1987), pourrait affecter la relation prédateur-proie en orientant la quête alimentaire des prédateurs vers les secteurs à plus forte densité de proies (Tremblay-Gendron 2012). De plus, l'ajout de LTE aux routes et chemins forestiers pourrait augmenter la densité globale de structures linéaires reconnues pour augmenter les risques de rencontre entre les caribous et ses prédateurs (James & Stuart-Smith 2000; Whittington et al. 2011).

Fait important à noter, notre étude s'est limitée exclusivement aux impacts sur le comportement, faute de données empiriques sur les autres facettes de l'écologie de cette sous-espèce. Il convient donc de souligner que nous ne pouvons pas statuer quant aux impacts des LTE sur l'ensemble des échelles biologiques de réponse aux perturbations (*sensu* Johnson & St-Laurent 2011). À notre connaissance, il n'existe pas d'études portant sur le sujet dans la littérature scientifique, mais il est possible que les LTE aient un impact sur d'autres paramètres biologiques (*p. ex.* la condition corporelle et la survie) et ultimement qu'elles affectent un ensemble plus large de traits fonctionnels de cette espèce. En effet, l'effet cumulatif des perturbations anthropiques dans le paysage peut avoir des impacts divers sur la biologie du caribou (Courtois, 2003) et ainsi diminuer la probabilité de persistance et d'autosuffisance des populations (Environnement Canada 2011). À titre d'exemple, une étude compagne a démontré que la présence de perturbations anthropiques à l'intérieur d'un domaine vital pouvait induire une augmentation du niveau de stress chronique chez le caribou (Renaud, 2012).

L'ajout d'infrastructures humaines dans l'habitat d'une espèce à statut précaire se traduit donc potentiellement par des impacts cumulatifs à l'échelle du paysage. Il importe ainsi de quantifier la proportion du paysage impactée par les perturbations anthropiques et naturelles en appliquant une méthodologie semblable à celle proposée par Environnement Canada (2011) afin de se positionner par rapport aux seuils d'autosuffisance des différentes populations canadiennes de caribous. À cet effet, toutes les hardes étudiées dans ce rapport étaient dans des secteurs perturbés au-delà du seuil d'autosuffisance (35 %) déterminé par Environnement Canada (2011) (45,7 à 99,6%; voir Tableau 2), ce qui contraste nettement avec le taux de perturbation calculé pour la zone de suivi télémétrique du caribou forestier de la rivière Romaine après la construction des aménagements (12,6 %). Bien qu'il soit possible que les réponses comportementales des caribous de La Romaine puissent différer légèrement de celles observées dans cette étude portant sur des individus évoluant dans des environnements fortement perturbés, l'autosuffisance de la harde fréquentant le secteur du complexe de La Romaine ne devrait pas être compromise à court terme étant donné la faible proportion de paysage perturbé. Toutefois, une compréhension et une considération globale des effets cumulés – tant sur le comportement que sur les autres échelles biologiques – est nécessaire en raison du caractère pérenne des LTE dans l'habitat du caribou.

Suivi des impacts d'une LTE sur le caribou forestier

Les impacts documentés dans la présente étude représentent les réponses du caribou forestier à des LTE déjà existantes au moment du suivi télémétrique, ce qui implique une possible sous-estimation de ce que devaient être les réponses comportementales au moment de la construction des LTE dans les territoires à l'étude. En effet, l'évitement marqué mis en évidence dans les différentes analyses illustre l'ajustement comportemental et la redistribution probable des individus dans le paysage à moyen terme suivant cette perturbation. Documenter les impacts d'une nouvelle LTE de la manière la plus efficace impliquerait l'utilisation d'un design expérimental de type BACI (*c.-à-d.* « *Before – After – Control – Impact* ») où des individus seraient suivis quelques années avant, pendant et après la construction d'une LTE et comparés à des individus qui ne font pas face à cette perturbation pendant la même période de suivi (*c.-à-d.* la situation « *Control* »). Une telle approche, qui permettrait de suivre et quantifier la réponse d'un groupe d'individus à la mise en place d'une nouvelle LTE, a déjà été utilisée chez le caribou (Leblond et al. 2013) et le loup (Lesmerises et al. 2013) pour documenter les réponses

comportementales à un chantier routier majeur, soit l'élargissement de l'autoroute 175 liant les villes de Québec et Saguenay. Outre la complexité des analyses, la longue durée et le coût très important d'un tel suivi, l'application d'un protocole de type BACI implique une difficulté supplémentaire lorsque l'on souhaite quantifier les impacts de la construction d'une LTE sur le comportement ou la démographie d'une espèce à grand domaine vital comme le caribou forestier. En effet, un nombre non négligeable d'individus marqués et suivis pourraient ne pas entrer en contact avec l'infrastructure à l'étude. Cette observation est bien illustrée par la présente étude où seulement 74 des 164 individus (*c.-à-d.* 45%) suivis entre 2004 et 2012 et 374 des 1 964 domaines vitaux (*c.-à-d.* 19%) entraient en contact avec les très nombreuses LTE distribuées au sein des territoires fréquentés par les hardes à l'étude, faisant diminuer de 83% le nombre de localisations télémétriques utiles aux diverses analyses. Rappelons, de plus, que ces données ont été sélectionnées avant même le démarrage de l'étude sur la base que les territoires couverts par ces hardes incluaient des LTE. Du coup, une importante base de données récoltées entre 2004 et 2011 dans le secteur de la rivière Manicouagan (MDDEFP et ULaval) a été laissée de côté, puisque le territoire couvert par cette harde ne comportait aucune LTE. Ainsi, dans l'optique où une seule LTE ferait l'objet d'une étude similaire à celle-ci, l'obtention d'une taille échantillon suffisante pour supporter des conclusions statistiquement valables impliquerait un suivi imposant et très coûteux et d'une durée relativement longue.

Bien que la présente étude ait permis de documenter plusieurs types d'impacts des LTE sur l'écologie spatiale du caribou forestier, plusieurs questions demeurent sans réponse, principalement en raison de la précision des données dont nous disposons pour réaliser le mandat proposé (*p. ex.* localisations GPS espacées de 4 h, précision ± 35 m). Il existe donc des pistes qui pourraient permettre d'approfondir notre compréhension des impacts des LTE sur le caribou forestier. Ainsi, à titre d'exemple, améliorer notre compréhension des interactions potentielles entre les LTE et l'altitude à laquelle les caribous rencontrent ces structures pourrait permettre d'ajuster le positionnement de futures LTE dans le paysage et, conséquemment, d'atténuer l'effet de fragmentation que la présente étude a mis en évidence sur les déplacements du caribou. De même, étudier la composition de la végétation à fine échelle dans les emprises et mesurer l'effet des différentes compositions végétales sur le comportement du caribou (*p. ex.* alimentation, vitesse de déplacement, taux de traversées) pourrait permettre de mieux gérer la végétation des emprises, atténuer l'effet de barrière ainsi que l'attrait potentiel pour les proies alternatives et les prédateurs. Cependant, il importe de considérer qu'une telle

avenue de recherche implique d'importants investissements financiers et logistiques pour la réalisation des travaux d'inventaire nécessaires à documenter ces questions.

De plus, mieux comprendre les impacts des LTE sur le comportement des proies alternatives (*p. ex.* le cerf et l'orignal) et des principaux prédateurs (*c.-à-d.* l'ours noir et le loup gris) pourrait permettre d'approfondir notre compréhension des mécanismes sous-jacents aux réponses comportementales des caribous documentées dans la présente étude. Franchir le pas entre deux échelles biologiques pour documenter les impacts des LTE sur le comportement et caractériser les conséquences démographiques représente toutefois une somme de travail considérable qui, pour être la plus efficace possible, devrait s'appuyer sur le suivi simultané de caribous adultes, de faons, de prédateurs et potentiellement de proies alternatives par télémétrie. Encore une fois, la réalisation d'un tel suivi implique des investissements financiers, logistiques et analytiques de très grande ampleur. Par ailleurs, il importe de souligner de nouveau que l'application du modèle reliant le niveau de perturbations à l'autosuffisance des hardes de caribous forestiers mis de l'avant par Environnement Canada (2011; voir la démonstration ci-haut) représente une solution peu onéreuse et somme toute efficace pour estimer les impacts de projets d'infrastructures anthropiques sur la démographie du caribou.

7. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Cette étude a mis en lumière des impacts négatifs des LTE sur les déplacements, la sélection d'habitat et l'utilisation de l'espace du caribou forestier. Même si ces impacts directs et indirects restent tout de même restreints à une petite portion du paysage vu la faible densité des LTE, ils surviennent dans un environnement parfois très modifié par l'homme, d'où l'importance de prendre en compte l'ensemble des perturbations anthropiques sur un territoire.

Considérant les résultats obtenus dans la présente étude, nous émettons les recommandations suivantes dans l'optique d'atténuer les impacts potentiels de l'aménagement de LTE sur les populations de caribou forestier. Tout d'abord, et considérant que nos résultats, en accord avec d'autres études, ont démontré un effet de barrière aux déplacements, **les LTE ne devraient pas traverser de corridors connus de déplacements de caribou, particulièrement lorsque le niveau de perturbation approche ou dépasse les seuils d'autosuffisance suggérés par Environnement Canada (2011)**. Si de tels corridors ne sont pas connus pour la zone à

l'étude, il serait nécessaire de considérer l'effet additif des infrastructures prévues afin de **ne pas accentuer inutilement le niveau de fragmentation pérenne dans l'aire d'occupation de la harde concernée**, particulièrement dans les secteurs où l'on retrouve des habitats préférentiels pour l'espèce. Deuxièmement, considérant l'évitement des LTE par les caribous et la perte fonctionnelle d'habitat en périphérie des LTE, **les LTE devraient se concentrer dans les habitats déjà perturbés de manière pérenne (p. ex. routes, chemins forestiers, bâtiments, gravières) afin de ne pas juxtaposer – mais plutôt superposer – les aires d'influence de perturbations adjacentes**. À cet effet, il importerait d'éviter les perturbations temporaires (p. ex. coupes, feux et épidémies) puisque ces superficies forestières se régénéreront à terme en habitat non perturbé. Troisièmement, dans un territoire exempt de perturbations anthropiques, **le tracé devrait être le plus linéaire possible**, tout en considérant les autres perturbations auxquelles les LTE pourraient éventuellement s'ajouter.

En terminant, nous considérons que l'application du principe de précaution – voulant que l'absence de certitude scientifique absolue ne doive pas retarder l'adoption de mesures effectives visant à prévenir un risque de dommage irréversible (ONU 1992) – soit de mise lorsqu'on considère l'implantation d'infrastructures pérennes qui peuvent potentiellement accentuer les impacts cumulatifs des autres formes de perturbations anthropiques et naturelles présentes dans l'aire de distribution du caribou.

REMERCIEMENTS

Le présent projet n'aurait pu être réalisé sans l'appui financier de plusieurs partenaires qui ont rendu possible la capture, le marquage et le suivi télémétrique d'autant de caribous forestiers dans les territoires fréquentés par sept hardes entre 2004 et 2012, à commencer par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, de même que l'Université du Québec à Rimouski, l'Université du Québec à Montréal, le Ministère des Transports du Québec, AbitibiBowater Inc., le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies, le Conseil de recherche en sciences naturelles et génie du Canada (subvention à la Découverte octroyée à M.-H. St-Laurent), le Fonds de recherche forestière du Saguenay–Lac-St-Jean, Développement Économique Canada, le Conseil de l'industrie forestière du Québec, la Fondation de la faune du Québec, le Fonds mondial pour la nature, la Première Nation Essipit et Environnement Canada (par le biais du Fonds autochtone pour les espèces en péril). Le suivi des différentes hardes a mis à contribution l'expertise de nombreux chercheurs, biologistes et techniciens associés aux universités (UQAR : Jean-Pierre Ouellet, Mathieu Leblond et Martin Leclerc; UQÀM : Tyler Rudolph) ou au gouvernement du Québec (MRNF : Claude Dussault, Vincent Brodeur, Laurier Breton, Sonia Légaré, Serge Gravel, Stéphane Rivard, Bruno Rochette, Jean-Guy Frenette, Sébastien Lefort, Richard McNicol et Sylvain St-Onge, MTQ : Yves Bédard et Marius Poulin).

RÉFÉRENCES

- Beauchesne, D. 2012. Influence of disturbances on the movements of female woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) across multiple spatiotemporal scales. Master thesis, Concordia University, 123 p.
- Bergerud, A.T. 1974. Decline of caribou in North America following settlement. *Journal of Wildlife Management* **38**: 757-770.
- Bergerud, A.T & R.E. Page. 1987. Displacement and dispersion of parturient caribou at calving as antipredator tactics. *Canadian Journal of Zoology* **65**: 1597-1606.
- Bergeron, N. 2012. Utilisation des habitats par le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) à l'échelle des domaines saisonniers dans le nord du Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 111 p.
- Bergmo, T. 2011. Potential avoidance and barrier effects of a power line on range use and migration patterns of semi-domestic reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*). Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, 27 p.
- Berkes, F. 1988. The intrinsic difficulty of predicting impacts: lessons from the James Bay hydro project. *Environmental Impact Assessment Review* **8**: 201-220
- Boyce, M.S., P.R. Vernier, S.E. Nielsen & F.K.A. Schmiegelow. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* **157**: 281-300.
- Brody, A.J. & M. R. Pelton. 1989. Effects of roads on black bear movements in western North Carolina. *Wildlife Society Bulletin* **17**: 5-10.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: a practical information-theoretic approach, 2nd edition. Springer-Verlag, New York.
- Charbonneau, J.-A. 2011. Sélection des milieux ouverts par le caribou forestier de Charlevoix, Québec: compromis entre risque de prédation et ressources alimentaires. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, 96 p.
- Courbin, N., D. Fortin, C. Dussault & R. Courtois. 2009. Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landscape Ecology* **24**: 1375-1388.
- Courtois, R. 2003. La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu. Thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, 350 p.
- Courtois, R. J.-P. Ouellet, L. Breton, A. Gingras & C. Dussault. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Ecoscience* **14**: 491-498.
- Dussault, C., R. Courtois, J.-P. Ouellet & J. Huot. 2001. Influence of satellite geometry and differential correction on GPS location accuracy. *Wildlife Society Bulletin* **29**: 171-179.
- 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., V. Pinard, J.-P. Ouellet, R. Courtois & D. Fortin. 2012. Avoidance of roads and selection for recent cutovers by threatened caribou: fitness-rewarding or maladaptive behaviour? *Proceedings of the Royal Society B* **279**: 4481-4488
- Dyer, S.J., J.P. O'Neill, S.M. Wasel & S. Boutin. 2002. Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. *Canadian Journal of Zoology* **80**: 839-845.

- Environnement Canada. 2003. Registre public des espèces en péril, Programme de rétablissement du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), population boréale, au Canada. [En ligne], URL: http://www.sararegistry.gc.ca/document/default_f.cfm?documentID=2253.
- Environnement Canada. 2008. Examen scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada. Ottawa, Environnement Canada, 80 p. + 192 p. annexes
- Environnement Canada. 2011. Évaluation scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale de caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada. Mise à jour 2011. Ottawa, Environnement Canada, 116 p. + annexes.
- Fahrig, L. & Rytwinski, T. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology & Society*, 14(1), art. 21 [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art21/>
- Faille, G., J.-P. Ouellet, C. Dussault, D. Fortin, R. Courtois, M.-H. St-Laurent & C. Dussault. 2010. Range fidelity: the missing link between caribou decline and habitat alteration? *Biological Conservation* **143**: 2840-2850.
- Festa-Bianchet, M., J.C. Ray, S. Boutin, S.D. Côté & A. Gunn. 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. *Canadian Journal Zoology* **89**: 419-434.
- Flydal, K., L. Korslund, E. Reimrs, F. Johansen & J.E. Colman. 2009. Effects of power lines on area use and behaviour of semi-domestic reindeer in enclosures. *International Journal of Ecology* Article 340953, 14 pages, doi - 10.1155/2009/340953
- Gillies, C.S., M. Hebblewhite, M.A. Krawchuk, C.L. Aldridge, J.L. Frair, D.J. Saher, C.E. Stevens & C.L. Jerde. 2006. Application of random effects to the study of resource selection by animals. *Journal of Animal Ecology* **75**: 887-898.
- Gunn, A., Johnson, C.J., J.S.Nishi, C.J.Daiel, D.E.Russell, M.Carlson & J.Z.Adamczewski. 2011. Understanding the Cumulative Effects of Human Activities on Barren-Ground Caribou. Ch. 8 (pp. 113-133) *Dans Cumulative Effects in Wildlife Management: Impact Mitigation*. P.R. Krausman & L.K. Harris (Eds). CRC Press Taylor and Francis Group, Boca Raton, 274 p.
- Harrington, F.H. 1994. Human impacts on George River Caribou: An Overview. *Rangifer, Special Issue* **9**: 277-278.
- Harris, L.K., & F. Urreiztieta. 2011. Grappling with Cumulative Effects. Ch. 1 (pp. 3-15) *Dans Cumulative Effects in Wildlife Management – Impact Mitigation*. P.R. Krausman & L.K. Harris (Eds). CRC Press Taylor & Francis Group, Boca Raton, 274 p.
- Hins, C., J.-P. Ouellet, C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2009. Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: evidence of a landscape configuration effect. *Forest Ecology and Management* **257**: 636-643.
- Houle, M., D. Fortin, C. Dussault, R. Courtois, & J.-P. Ouellet. 2010. Cumulative effects of forestry on habitat use by gray wolf (*Canis lupus*) in the boreal forest. *Landscape Ecology* **25**: 419-433.
- James, A.R.C. & A.K. Stuart-Smith. 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *Journal of Wildlife Management* **64**: 154-159.
- Johnson, C.J. 2011. Regulating and Planning for Cumulative Effects: The Canadian Experience. Ch. 3 (pp. 29-46) *Dans Cumulative Effects in Wildlife Management – Impact Mitigation*. P.R. Krausman & L.K. Harris (Eds). CRC Press Taylor & Francis Group, Boca Raton, 274 p.
- Johnson, C.J., M.S. Boyce, R.L. Case, H.D. Cluff, R.J. Gau, A. Gunn & R. Mulders. 2005. Cumulative effects of human development on Arctic wildlife. *Wildlife Monographs* No. 160. 36 p.

- Johnson, C.J. & M.-H. St-Laurent. 2011. Unifying framework for understanding impacts of human developments on wildlife. *Dans*: Naugle, D.E. (Ed.), *Energy Development and Wildlife Conservation in Western North America.*, Island Press, Washington, pp. 23-54.
- Johnson, J.B. & K.S. Omland. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* **19**: 101-108.
- Joro Consultants Inc. 2011. Bipole III Transmission Project: Caribou technical report. 205p.
- Klein, D.R. 1971. Reaction of reindeer to obstructions and disturbances. *Science* **173**: 393-398
- Krausman, P.R. 2011. Quantifying Cumulative Effects. Ch. 4 (pp. 47-64) *Dans* Cumulative Effects in Wildlife Management – Impact Mitigation. P.R. Krausman & L.K. Harris (Eds). CRC Press Taylor & Francis Group, Boca Raton, 274 p.
- 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., 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.
- Leblond, M., C. Dussault & J.-P. Ouellet 2013. Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. *Journal of Zoology* **289**: 32-40.
- Leclerc, M., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2012. Multiscale assessment of the impacts of roads and cutovers on calving site selection in woodland caribou. *Forest Ecology and Management* **286**: 59-65.
- Lesmerises, F., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2012. Wolf habitat selection is shaped by human activities in a highly boreal forest. *Forest Ecology and Management* **276**: 125-131.
- Lesmerises, F., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2013. Major roadwork impacts the space use behaviour of gray wolf. *Landscape and Urban Planning* **112**: 18-25.
- Mahoney, S.P., & J.A. Schaefer. 2002. Hydroelectric development and the disruption of migration in caribou. *Biological Conservation* **107**: 147-153.
- Manly, B.F.J., L.L. McDdonald, D.L. Thomas, T.L. McDonald & W.P. Erickson. 2002. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies, 2nd edition. Kluwer Academic Publisher, 221 p.
- Moreau, G., D. Fortin, S. Couturier & T. Duchesne. 2012. Multi-Level functional response for wildlife conservation: the case of threatened caribou in managed boreal forests. *Journal of Applied Ecology* **49**: 611-620.
- MRNF, 2005. Liste des espèces de la faune désignées menacées ou vulnérables [En ligne], URL : <http://www3.mrnf.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/liste.asp>
- Nellemann, C., P. Jordhøy, O.G. Støen & O. Strand. 2000. Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter. *Arctic* **53**: 9-17.
- Nellemann, C., I. Vistnes, P. Jordhøy & A. Newton. 2003. Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. *Biological Conservation* **113**: 307-317.
- Nellemann, C., I. Vistnes, P. Jordhøy & O. Strand. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation* **101**: 351-360.
- ONU. 1992. Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement. [En ligne], URL : <http://www.un.org/french/events/rio92/rio-fp.htm#three>

- 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.
- Polfus, J.L., & P.R. Krausman. 2012. Impacts of residential development on ungulates in the Rocky Mountain west. *Wildlife Society Bulletin* **36**: 647-657.
- Pinard, V., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin, R. Courtois. 2011. Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape. *Journal of Wildlife Management* **76**: 189-199.
- Renaud, L. 2012. Impacts de l'aménagement forestier et des infrastructures humaines sur les niveaux de stress du caribou forestier. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, 73 p.
- Reimers, E., B. Dahle, S. Eftestøl, J.E. Colman & E. Gaare. 2007. Effects of a power line on migration and range use of wild reindeer. *Biological Conservation* **134**: 484-494.
- Ross, W.A. 1998. Cumulative effects assessment: learning from Canadian case studies. *Impact Assessment and Project Appraisal* **16**: 267-276.
- Rudolph, T. 2011. Spring Dispersal and Habitat Selection of Boreal Caribou in Northern Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 184 p.
- Rudolph, T., P. Drapeau, M.-H. St-Laurent & L. Imbeau. 2012. Status of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in the James Bay region of Northern Québec. Woodland Caribou Recovery Task Force Scientific Advisory Group, Nord du Québec, Montréal, 83 p.
- Schaefer, J.A. & C.C. Wilson. 2002. The fuzzy structure of populations. *Canadian Journal of Zoology* **80**: 2235-2241.
- Seip, D.R. 1991. Predation and caribou populations. *Rangifer* **7**: 46-52.
- Sorensen, T., P.D. McLoughlin, D. Hervieux, E. DZUS, J. Nolan, B. Wynes & S. Boutin. 2008. Determining sustainable levels of cumulative effects for boreal caribou *Journal of Wildlife Management* **72**: 900-905.
- Stephens, P. A., S.W. Buskirk & C. Martínez del Rio. 2007. Inference in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* **22**: 192-197.
- St-Laurent, M.-H., L.-A. Renaud, M. Leblond & D. Beaudesne. 2012. Synthèse des connaissances relatives aux impacts des routes sur l'écologie du caribou. *Naturaliste Canadien* **136**: 42-47.
- St-Laurent, M.-H. & C. Dussault. 2012. The reintroduction of boreal caribou as a conservation strategy: A long-term assessment at the southern range limit. *Rangifer Special Issue* **20**: 127-138.
- Testa J.W. & G.P. Adams. 1998. Body condition and adjustments to reproductive effort in female moose (*Alces alces*). *Journal of Mammalogy* **79**: 1345-1354.
- Theobald, D.M., J.R. Miller & N. Thompson Hobbs. 1997. Estimating the cumulative effects of development on wildlife habitat. *Landscape and Urban Planning* **39**: 25-36.
- Tremblay-Gendron, S. 2012. Influence des proies sur le déplacement d'un prédateur: étude du système loup-original-caribou. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, 68 p.
- Trishchenko, A.P., Y. Luo, K.V. Khlopenkov & W.M. Park. 2007. Multi-spectral clear-sky composites of MODIS/Terra Land Channels (B1NB7) over Canada at 250m spatial resolution and 10-day intervals since March, 2000: Top of the Atmosphere (TOA) data. Enhancing Resilience in a Changing Climate. Earth Sciences Sector Canada Centre for Remote Sensing (CCRS). Natural Resources Canada.

- Vachon, M. 2009. Analyse dendroécologique de l'activité du caribou migrateur (*Rangifer tarandus*) à proximité des réservoirs hydroélectriques du complexe La Grande, Baie-James, Québec subarctique. Mémoire de maîtrise, Université Laval, 61 p.
- Vistnes, I., & C. Nellemann. 2001. Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. *Journal of Wildlife Management* **65**: 915-925.
- Vistnes, I., & C. Nellemann. 2008. The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity. *Polar Biology* **31**: 399-407.
- Vistnes, I., C. Nellemann, P. Jordhøy & O.G. Støen. 2008. Summer distribution of wild reindeer in relation to human activity and insect stress. *Polar Biology* **31**: 1307-1317.
- Vistnes, I., C. Nellemann, P. Jordhøy & O. Strand. 2004. Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. *Journal of Wildlife Management* **68**: 101-108.
- Vors, L.S. & M.S. Boyce. 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology* **15**: 2626-2633.
- Wheatley, M. & C. Johnson. 2009. Factors limiting our understanding of ecological scale. *Ecological Complexity* **6**: 150-159.
- Whittington, J., C.C St-Clair & G. Mercer. 1995. Spatial responses of wolves to roads and trails in mountain valleys. *Ecological Applications* **15**: 543-553.
- Whittington, J., M. Hebblewhite, N.J. DeCesare, L. Neufeld, M. Bradley, J. Wilmhurst & M. Musiani. 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology* **48**: 1535-1542.

Annexe 1. Type de terrains entrant dans la catégorie d'habitat 'Autre' utilisée pour la classification des habitats pour les hardes d'Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Piraube, Portneuf et Témiscamie.

Type de terrain

Site inondé

Aulnaie

Barrage hydro-électrique

Camp forestier

Camping

Centrale hydro-électrique

Centre urbain

Gravière

Habitation permanente

Île boisée de 1 ha et moins

Ligne de transport d'énergie

Nature inconnue

Piste de ski

Route et autoroute (emprise)

Terrain défriché

Terre agricole

Villégiature (partie déboisée)

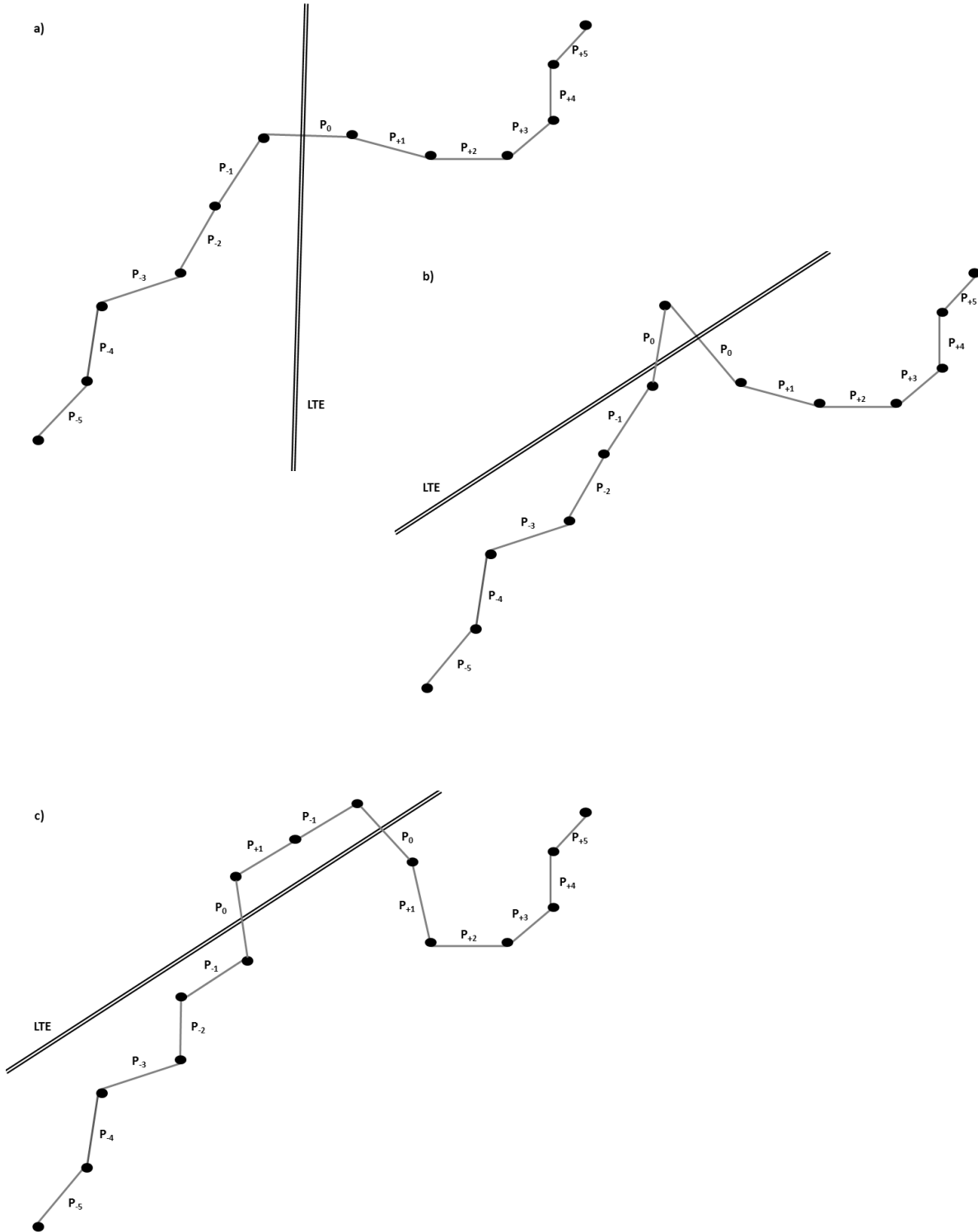
Milieu faiblement perturbé par l'activité humaine (milieu physique peu perturbé)

Inclusion non exploitable à l'intérieur d'un traitement sylvicole

Verger

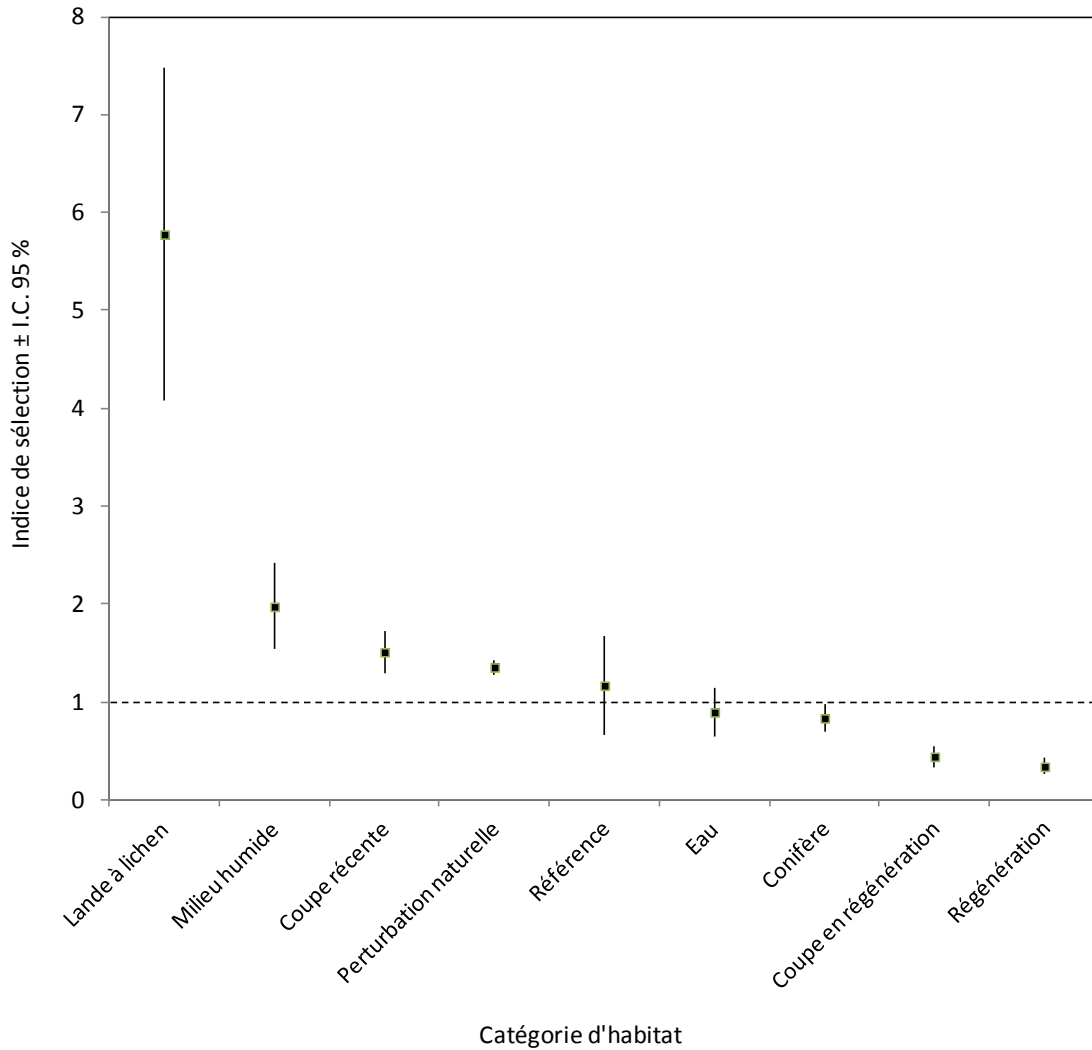
Toundra

Annexe 2. Schéma expliquant l'approche utilisée pour classifier les pas réalisés avant, pendant et après la traversée d'une LTE, pour évaluer si la vitesse de déplacement du caribou change lors d'une traversée (a). Le schéma illustre comment ont été prises en compte les traversées répétées successives (b) ou non (c) d'une LTE.

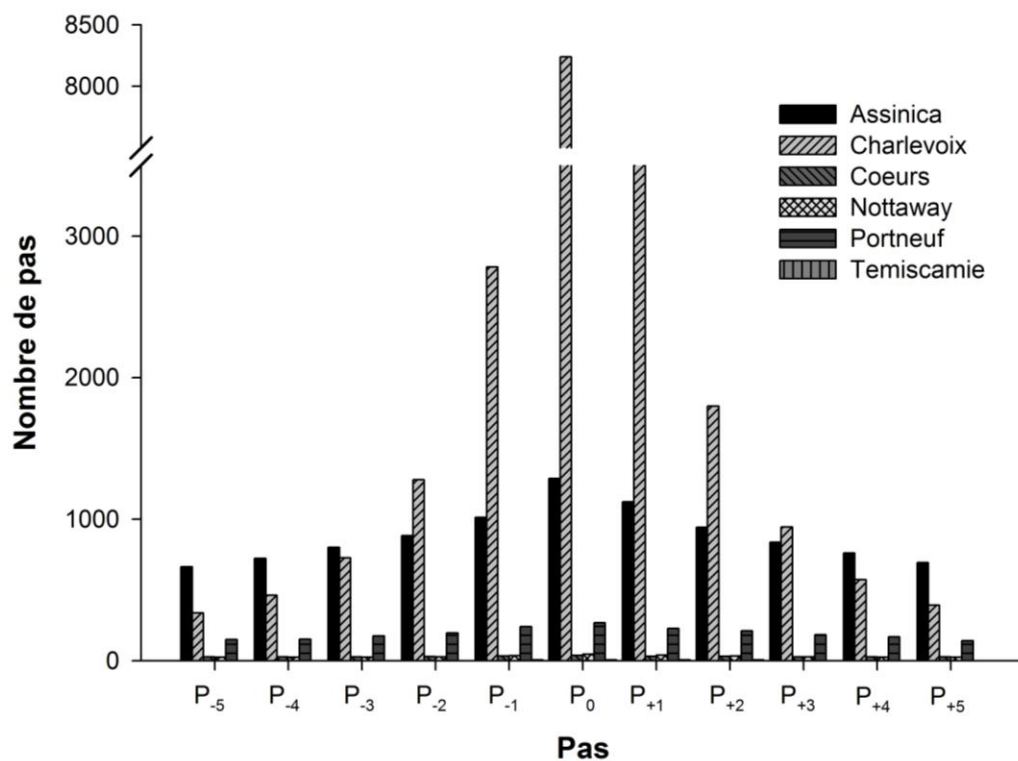


Annexe 3. Largeurs moyennes, minimales et maximales des emprises (en mètres) des différents types de LTE suivant le niveau de tension (en kilovolts) représentés dans le réseau de transport d'Hydro-Québec.

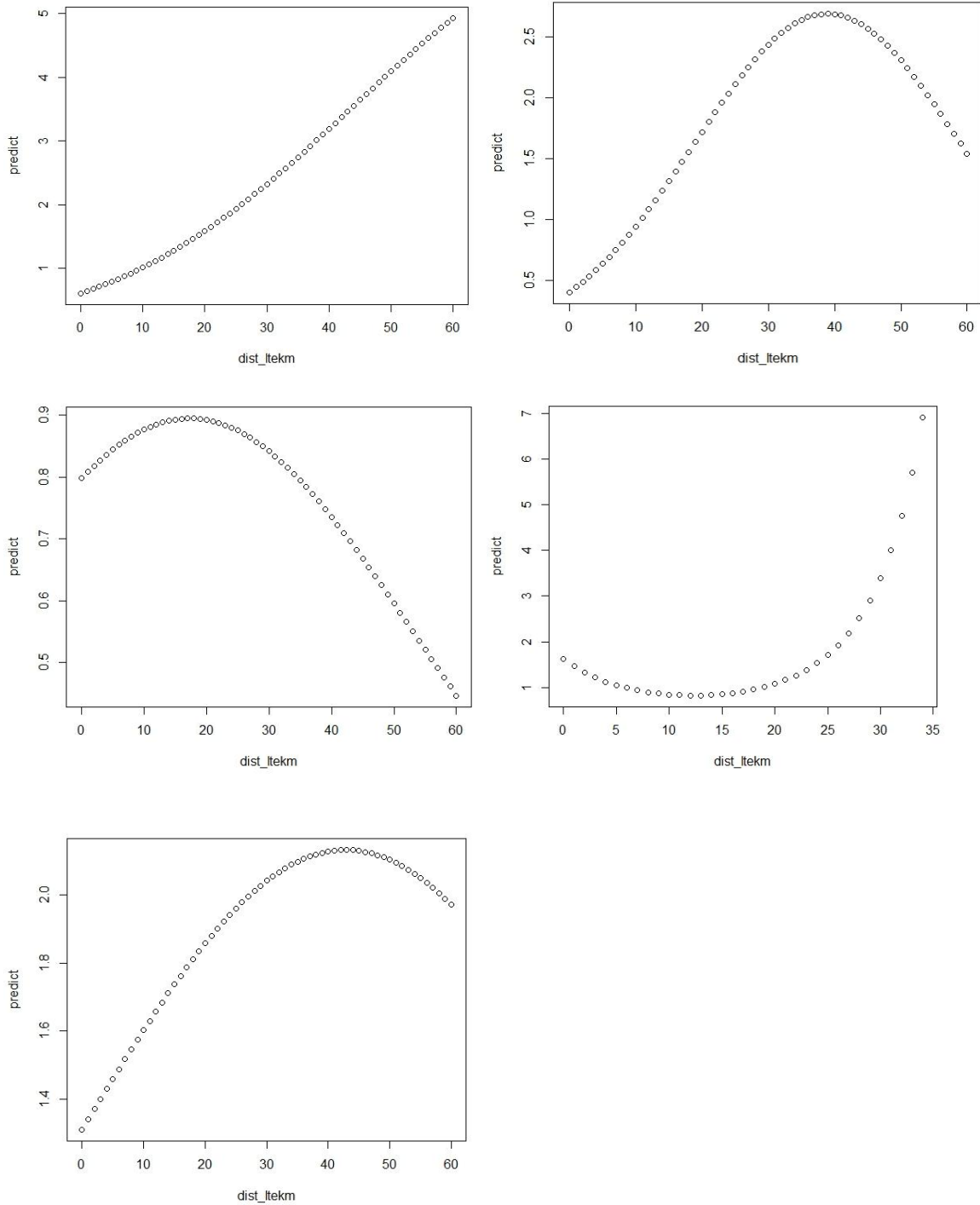
Niveau de tension (en kV)	Largeur d'emprise (en m)		
	Moyenne	Minimale	Maximale
≤ 69	15	10	30
120	30	30	60
161	30	30	60
230	38	30	40
315	45	40	60
450	60	60	60
735	80	70	91



Annexe 4. Indice de sélection de Manly (*c.-à-d.* le rapport entre l'utilisation d'un habitat, déterminée ici par la proportion des localisations dans cet habitat, et la disponibilité de cet habitat, déterminée par la proportion de cet habitat dans le domaine vital saisonnier) pour les catégories d'habitat utilisées dans les RSF des caribous des hardes d'Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie ayant une LTE dans leur domaine vital saisonnier, entre 2004 et 2012. Un indice > 1 indique une sélection, tandis qu'une valeur < 1 démontre un évitement.



Annexe 5. Nombre de pas pour chacune des catégories de pas précédant (P_{-1} à P_{-5}) et suivant (P_{+1} à P_{+5}) la traversée (P_0) et pour chacune des hardes considérées pour cette analyse (c.-à-d. Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie), entre 2004 et 2012.



Annexe 6. Probabilité relative d'occurrence calculée à partir du meilleur modèle de fonction de sélection des ressources (RSF) présenté au tableau 5 en fonction de la distance tronquée entre chaque localisation et une LTE, calculée à partir des 68 caribous incluant une LTE dans leur domaine vital pour les hardes Assinica, Charlevoix, Cœurs, Nottaway, Portneuf et Témiscamie entre 2004 et 2012, en excluant les six individus de Charlevoix au comportement atypique.