

ÉVALUATION DES IMPACTS DES VIEUX CHEMINS FORESTIERS ET DES MODALITÉS DE FERMETURE DANS UN CONTEXTE DE RESTAURATION DE L'HABITAT DU CARIBOU FORESTIER AU QUÉBEC

Rapport présenté au

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP)

Par

Martin-Hugues St-Laurent ^{1*}, David Beauchesne ² & Frédéric Lesmerises ²

¹ Université du Québec à Rimouski, Centre d'Étude Nordiques & Centre d'Étude de la Forêt, Département de Biologie, Chimie & Géographie, 300 allée des Ursulines, Rimouski (Québec) Canada, G5L 3A1.

² Université du Québec à Rimouski, Centre d'Étude Nordiques, Département de Biologie, Chimie & Géographie, 300 allée des Ursulines, Rimouski (Québec) Canada, G5L 3A1.

* *Auteur de correspondance*: Martin-Hugues St-Laurent, Université du Québec à Rimouski, Centre d'Études Nordiques & Centre d'Étude de la Forêt, Département de Biologie, Chimie & Géographie, 300 allée des Ursulines, Rimouski (Québec), Canada, G5L 3A1. martin-hugues_st-laurent@uqar.ca; (418) 723-1986 ext. 1538.

Équipe de réalisation

Université du Québec à Rimouski (UQAR)

Martin-Hugues St-Laurent – Biol. Ph.D., professeur en écologie animale

David Beauchesne – Biol. M.Sc., professionnel de recherche

Frédéric Lesmerises – Biol. M.Sc., candidat Ph.D.

Ce document devrait être cité comme suit :

St-Laurent, M.-H., Beauchesne, D. & Lesmerises, F. 2014. Évaluation des impacts des vieux chemins forestiers et des modalités de fermeture dans un contexte de restauration de l'habitat du caribou forestier au Québec. Rapport scientifique présenté au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) par l'Université du Québec à Rimouski (Rimouski, Québec). 40 p. + iii.

TABLE DES MATIÈRES

1.	MISE EN CONTEXTE.....	1
2.	OBJECTIFS ET MANDAT	2
3.	REVUE DE LA LITTÉRATURE	3
3.1.	Généralités sur les routes, chemins et autres voies d'accès	3
3.2.	Les échelles biologiques de réponse aux perturbations	5
3.3.	Synthèse des impacts des routes sur l'écologie du caribou	6
3.3.1.	Impacts sur la physiologie	6
3.3.2.	Impacts sur le comportement	7
3.3.3.	Impacts sur l'alimentation et le budget énergétique	10
3.3.4.	Impacts sur la démographie et les relations interspécifiques	11
4.	MÉTHODOLOGIE	12
4.1.	Aire d'étude	12
4.2.	Capture et télémétrie	13
4.3.	Analyses statistiques.....	15
4.3.1.	Périodes annuelles.....	15
4.3.2.	Classes d'habitat et caractérisation des chemins forestiers.....	15
4.3.3.	Impacts des chemins sur le comportement du caribou et du loup	18
5.	RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	19
5.1.	Impacts de la classe de chemins	19
5.2.	Impacts de l'âge des chemins	25
6.	RECOMMANDATIONS.....	28
7.	CONCLUSION	30
8.	RÉFÉRENCES	35

1. MISE EN CONTEXTE

En 2013, le Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) a formé un groupe de travail interministériel, en collaboration avec les différents secteurs du Ministère des Ressources naturelles (MRN), afin d'évaluer l'intégration des lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) produites par l'Équipe de rétablissement du caribou forestier au Québec. Les principaux objectifs du mandat consistent : 1) à documenter les impacts de l'application des lignes directrices sur la possibilité forestière et la probabilité d'autosuffisance des populations de caribou; divers scénarios, s'étendant de la situation actuelle jusqu'à l'intégration complète des lignes directrices, sont actuellement à l'étude. 2) à étudier des pistes de solutions qui pourraient amoindrir les impacts sur la possibilité forestière tout en étant adéquates pour le caribou.

Au cours des différentes analyses, les chemins forestiers ont rapidement été identifiés comme un enjeu majeur en lien avec l'accroissement important de la perturbation de l'habitat sur le territoire aménagé. Les impacts cumulés des chemins et des autres perturbations anthropiques attenantes sont bien documentés tant à court qu'à moyen termes. Par contre, à plus long terme (soit à partir d'environ 50 ans), l'impact sur l'écologie du caribou des chemins de classes 3 et 4, peu importe leur niveau de fréquentation par l'homme et le contexte paysager dans lequel ils se trouvent, pourrait être davantage caractérisé.

Dans ce contexte, le groupe de travail interministériel souhaite obtenir un avis scientifique sur des questions relatives à l'impact des vieux chemins, peu ou non fréquentés par l'homme, sur le caribou forestier, ainsi que sur les modalités minimales de fermeture de chemins qui seraient à privilégier afin d'estomper l'effet permanent de perturbation des chemins en fonction des principaux impacts observés ou appréhendés.

2. OBJECTIFS ET MANDAT

Le mandat qui nous a été confié est présenté en deux parties distinctes, soit une analyse de données issue de suivis télémétriques d'une part, et ensuite un avis scientifique appuyé sur la littérature existante. L'objectif principal du présent rapport est de déterminer l'impact des chemins forestiers (plus principalement les chemins de classes 3 et 4 ainsi que les chemins d'hiver) sur le comportement de sélection d'habitat du caribou forestier. À notre initiative, nous avons décidé de compléter l'interprétation de ces résultats par une évaluation des impacts de ces chemins sur le comportement de sélection d'habitat du loup gris (*Canis lupus*), le principal prédateur des adultes avec lequel le caribou a naturellement co-évolué et pour lequel notre équipe avait accès à des données télémétriques. Bien que nous reconnaissons le rôle prépondérant de l'ours noir comme prédateur important des faons caribous, aucune analyse n'a été réalisée sur cette espèce, qui d'office n'était pas identifiée dans le mandat qui nous a été confié.

Le projet proposé vise spécifiquement à répondre aux sous-objectifs suivants:

1. Identifier les caractéristiques que doit posséder un chemin afin de ne plus être considéré comme une perturbation dans un contexte de restauration de l'habitat;
2. Déterminer l'âge à partir de laquelle les impacts des chemins sur le comportement du caribou forestier s'estompent;
3. Identifier les modalités de fermeture permettant d'atténuer les principaux impacts des chemins dans l'espace et le temps.

L'atteinte de ces trois sous-objectifs se fera dans un premier lieu par une revue de la littérature existante et, dans un deuxième temps, par une analyse des impacts des chemins forestiers sur le comportement de sélection d'habitat des caribous forestiers de la harde de Charlevoix, mais également de loups gris appartenant à neuf meutes qui évoluent sur le même territoire. S'appuyant sur ces deux sources d'information, nous pourrions émettre un avis scientifique visant à compléter l'interprétation des résultats d'analyse et de la littérature existante afin d'accroître notre compréhension des mécanismes qui relient les perturbations de l'habitat du caribou au déclin démographique observé dans plusieurs hardes au Québec et ailleurs au Canada.

3. REVUE DE LA LITTÉRATURE

Le caribou est une espèce particulièrement sensible aux différentes formes de perturbations anthropiques, comme l'ont démontré plusieurs études réalisées tant sur les impacts des coupes forestières (Vors et al. 2007; Courtois et al. 2008; Hins et al. 2009), des mines (Weir et al. 2007; Boulanger et al. 2012), les lignes de transport d'énergie (Vistnes & Nellemann 2001; Reimers et al. 2007; Lesmerises et al. 2013a) que des voies d'accès (c.-à-d. routes, chemins, sentiers; Leblond et al. 2011, 2013a, b; Rudolph et al. 2012; Gaudry 2013). Parmi tous ces types de perturbations, les voies d'accès apparaissent comme une des perturbations majeures les plus largement étudiées au cours des dernières années relativement à l'écologie du caribou forestier. Afin de brosser un portrait le plus complet possible des effets connus des routes, chemins et sentiers sur différentes facettes de l'écologie du caribou forestier, nous proposons ci-dessous la mise à jour d'une revue de littérature publiée par St-Laurent et al. (2012) dans les actes d'un colloque traitant d'écologie routière. Ainsi, les sections qui suivent, en amont de la présentation de l'analyse, sont largement inspirées – voire tirées – de cette publication, et s'appuient sur l'utilisation d'un cadre conceptuel présentant les différentes échelles biologiques de réponses à une perturbation, en partant des impacts à fine échelle (p. ex. sur la physiologie) jusqu'aux impacts à large échelle (p. ex. sur l'abondance et les relations entre espèces). Il importe toutefois de noter que bien peu d'études ont étudié *directement* les impacts des routes et chemins sur la démographie du caribou (mais voir au Québec Dussault et al. 2012; Leblond et al. 2013b et Leclerc et al. 2014). Conséquemment, les études citées ci-dessous couvrent tant les impacts sur la physiologie, le comportement que les relations entre espèces, et les études traitant des impacts démographiques complètent le portrait présenté mais ne pourraient à elles seules dresser un portrait fiable et juste de la compréhension actuelle des mécanismes en jeu.

3.1. Généralités sur les routes, chemins et autres voies d'accès

Les réseaux routiers, de par leur fréquentation par divers types d'utilisateurs (p. ex. : industries, villégiateurs, mais aussi prédateurs) représentent une perturbation majeure qui modifie la structure et la composition des écosystèmes naturels à l'échelle

mondiale (Forman & Alexander 1998). De cette problématique est née l'écologie routière (*road ecology*), une discipline assez récente mais prolifique, qui vise à comprendre et atténuer les impacts des routes sur la faune (Forman et al. 2003; Fahrig & Rytwinski 2009). Plusieurs travaux ont mis en lumière les multiples effets des structures linéaires telles que les routes sur bon nombre d'espèces fauniques (Spellerberg 1998; Trombulak & Frissell 2000). Des corrélations négatives entre des métriques routières (p. ex. densité de route, volume du trafic) et des indices de densité de population ou de diversité faunique ou génétique ont été démontrées chez plusieurs taxons dont des amphibiens (Fahrig et al. 1995), des oiseaux (Reijnen et al. 1995) et des mammifères (Leblond et al. 2011; Lesmerises et al. 2013b). Les routes peuvent avoir des impacts directs, tels que les mortalités par collision (Hels & Buchwald 2001; Clevenger et al. 2003; Dussault et al. 2006), mais également des impacts indirects tels que la dégradation de la qualité de l'environnement (Forman et al. 2003), la perte et la fragmentation de l'habitat (Jaeger & Fahrig 2004), la perte fonctionnelle d'habitat (c.-à-d. l'évitement des habitats à proximité des routes; Polfus et al. 2011; Gaudry 2013), la modification du comportement d'utilisation de l'espace (Leblond et al. 2011) ou encore l'intensification du braconnage ou de la chasse en réponse à une meilleure accessibilité du territoire (Stussy et al. 1994). Les routes peuvent de plus induire une augmentation des dépenses énergétiques associées au dérangement anthropique (Murphy & Curatolo 1987) ou à un effet de barrière (Curatolo & Murphy 1986), de même que des changements dans les relations prédateur-proie (Rogala et al. 2011; Whittington et al. 2011).

Certains facteurs peuvent compliquer notre compréhension des impacts des routes sur l'écologie du caribou. Ces impacts varieront en effet selon les infrastructures adjacentes aux routes, les types de véhicules les utilisant, la densité du trafic, le type de route (p. ex. primaire, secondaire, chemin forestier), la matrice d'habitat entourant la route, le degré d'habitation des animaux, la taille des groupes d'individus, le sexe, l'âge et, finalement, la saison et les conditions météorologiques (Klein 1991; Wolfe et al. 2000). De plus, en raison de leur association étroite avec des infrastructures humaines diverses (p. ex. villes, coupes forestières, mines, barrages, oléoducs, etc.), les routes peuvent avoir des impacts difficiles à discerner des autres sources de dérangement

anthropique. Ainsi, l'impact des routes doit souvent être considéré comme cumulé aux autres formes de développement industriel (Nellemann et al. 2001).

Ultimement, les routes peuvent donc avoir des répercussions démographiques importantes telles que la modification du rapport des sexes (Gibbs & Steen 2005) et de l'organisation sociale (Mansergh & Scotts 1989), ou encore un morcellement des populations (Dyer et al. 2001) et la perte de variabilité génétique (Keller & Largiader 2003). Devant une telle diversité d'impacts, une synthèse s'impose afin de mieux comprendre les mécanismes par lesquels une perturbation comme les routes influence l'écologie d'une espèce. Ce constat s'avère particulièrement essentiel pour les espèces à statut précaire qui s'adaptent difficilement à l'accumulation de perturbations dans leur habitat et qui constituent un enjeu de conservation.

Dans le cadre du mandat qui nous a été confié, l'attention devrait être centrée sur le caribou forestier, un écotype de la sous-espèce du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) qui est étroitement associé à la ceinture forestière boréale. Toutefois, afin d'élargir l'horizon des connaissances disponibles quant aux impacts des routes, chemins et sentiers sur l'espèce, la présente revue de littérature s'étendra également à d'autres sous-espèces de caribous (ailleurs au Canada et aux États-Unis) ou de rennes en Eurasie. Afin de simplifier le texte, nous utiliserons ci-après le terme « caribou » pour référer tant au caribou des bois qu'au renne.

3.2. Les échelles biologiques de réponse aux perturbations

Nous situons cette revue de la littérature dans un cadre conceptuel de plus en plus utilisé en écologie afin d'unifier les résultats des diverses études traitant de la réponse d'une espèce faunique aux perturbations. En effet, Johnson & St-Laurent (2011) ont récemment proposé un cadre conceptuel permettant de mieux comprendre et intégrer les réponses fauniques aux perturbations en fonction d'une succession d'échelles biologiques hiérarchiques. Ces échelles de réponse, qui couvrent aussi bien la physiologie, le comportement, la nutrition et le budget énergétique, les paramètres vitaux (p. ex. survie, mortalité, recrutement), les niveaux de population que les interactions entre espèces,

permettent de mieux comparer les résultats provenant de différentes études[†]. 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. modification du comportement) et que des réponses aux échelles supérieures (p. ex. diminution de la reproduction) ne soient enclenchées que si l'impact de la perturbation ne peut être atténué par la réponse déjà exprimée à une échelle inférieure. De plus, ce cadre conceptuel permet de relier les impacts à la sévérité et l'amplitude des perturbations, tant dans le temps que dans l'espace (Johnson & St-Laurent 2011).

3.3. Synthèse des impacts des routes sur l'écologie du caribou

3.3.1. Impacts sur la physiologie

La réponse physiologique correspond à la première échelle biologique de réponse à une perturbation. En effet, d'un point de vue physiologique, les stimuli liés au dérangement anthropique impliquent les mêmes compromis pour un animal que le risque de prédation (Frid & Dill 2002). Ainsi, tout comme le risque de prédation, une perturbation anthropique initiera l'adoption de stratégies anti-prédatrices telles que la vigilance, l'évitement et/ou la fuite (Sheriff et al. 2009). Ces comportements peuvent interférer avec d'autres activités cruciales (p. ex. l'alimentation) et ultimement causer un déséquilibre énergétique (Frid & Dill 2002; Busch & Hayward 2009). Des réponses physiologiques comme l'augmentation du rythme cardiaque ont été documentées en réaction à des perturbations humaines chez plusieurs espèces telles que l'antilope d'Amérique (*Antilocapra americana sonoriensis*; Krausman et al. 2004). Toutefois, peu d'études ont mis en évidence de tels impacts sur le caribou [voir toutefois Harrington (1996) pour les impacts de vols à basse altitude]. Cependant, une étude récente a démontré qu'une augmentation du dérangement dans le domaine vital d'un caribou contribuait à accroître le niveau de cortisol dans ses poils, un indicateur du stress chronique (Renaud, 2012). De même, Wasser et al. (2011) ont démontré que le niveau de cortisol diminuait en s'éloignant des routes primaires en Alberta.

[†] Pour une représentation schématique de ce cadre conceptuel, consultez Johnson & St-Laurent (2011) ou St-Laurent et al. (2012).

3.3.2. *Impacts sur le comportement*

Lorsque les impacts physiologiques deviennent trop importants, un animal pourra modifier son comportement, allant jusqu'à changer d'habitat, et possiblement perdre l'accès à certaines ressources (Johnson & St-Laurent 2011). À ce titre, les réponses comportementales du caribou face aux perturbations représentent une des facettes de l'écologie les plus étudiées. Ces réponses varient, passant de l'augmentation de la vigilance (Bradshaw et al. 1998) à l'habituation, de l'évitement des routes à la relocalisation permanente vers d'autres milieux adjacents ou à l'abandon de certaines portions du domaine vital, voire du paysage (Cameron et al. 1992; Vistnes & Nellemann 2001; Vors et al. 2007; Leblond et al. 2011, 2013a, b, 2014). Par exemple, le caribou peut exprimer des réactions à court terme telles que la fuite face à des marcheurs sur des sentiers pédestres et augmenter son temps de vigilance à moyen ou long terme (Duchesne et al. 2000). Il a cependant été suggéré que le caribou pourrait s'habituer à l'activité humaine (Wolfe et al. 2000). À titre d'exemple, une étude menée en Alaska suggère que les caribous feraient preuve d'habituation par rapport aux routes liées au développement pétrolière en dehors de la période de mise bas (Haskell et al. 2006). Qu'il y ait habitude ou non, des études récentes ont cependant mis en évidence des impacts démographiques des choix comportementaux des caribous (Dussault et al. 2012; Leblond et al. 2013a, b; Losier 2013; Leclerc et al. 2014).

On parle généralement de sélection ou d'évitement d'un habitat lorsque l'utilisation de cet habitat est supérieur ou inférieur à sa disponibilité dans l'environnement, respectivement (Johnson 1980). Dans cette optique, plusieurs études démontrent que le caribou évite les routes pavées et les chemins forestiers de gravier (p. ex. : James & Stuart-Smith 2000; Dyer et al. 2001, 2002 ; Vistnes et al. 2008; Leblond et al. 2011, 2013a, 2014; Leclerc et al. 2012; Rudolph et al. 2012; Fortin et al. 2013; Beauchesne et al. 2013)[‡]. De manière générale, l'intensité de l'évitement est inversement proportionnelle à la densité des routes et du trafic (Curatolo & Murphy 1986; Nellemann & Cameron 1998; Wolfe et al. 2000; Vistnes et al. 2001, 2008), quoique certaines études suggèrent qu'au-delà d'un certain seuil de dérangement (ou trafic), l'évitement ne puisse

[‡] Cette liste n'est pas exhaustive.

continuer à varier malgré une augmentation du taux de déplacement (Leblond et al. 2013a). Cependant, aucune étude n'a établi de seuils de largeur ou trafic au-delà desquels la présence de routes devient intolérable au caribou, mais une étude récente menée au Saguenay-Lac-Saint-Jean sur 48 femelles a mis en évidence l'existence de seuils de densité de chemins forestiers de classes 1 et 2 au-delà desquels le caribou se voyait contraint de contracter son domaine vital saisonnier et de se confiner dans des habitats où le risque de prédation était plus élevé (Beauchesne et al. 2014). Ces seuils variaient entre 0,8 et 2,1 km de chemins (classes 1 et 2) par 10 km² mais excluaient les densités de chemins de classes 3 et 4, plus étroitement associées aux coupes forestières. Ces impacts sont d'autant importants que les chemins de classes 1 et 2 sont considérés comme des perturbations relativement permanentes à l'échelle du paysage contrairement aux chemins de classes 3 et 4, plus susceptibles à la restauration.

Les routes et chemins forestiers peuvent également constituer une entrave au déplacement des caribous. À ce titre, certaines études ont mis en évidence que les caribous accélèrent à l'approche d'une route pavée qu'ils devaient traverser (Leblond et al. 2013a) et qu'ils étaient moins enclins à traverser des chemins forestiers lorsque les densités de chemins étaient faibles, suggérant un évitement (Beauchesne et al. 2013). Toutefois, le taux de traversée augmentait plus rapidement qu'attendu aléatoirement lorsque la densité de chemins augmentait elle-aussi, suggérant des comportements d'alerte et de relocalisation plus fréquents (Zollner & Lima 2005; Moreau et al. 2012) vers des habitats plus sécuritaires (Herfindal et al. 2009). En contrepartie, au-delà d'un certain seuil, les caribous limitent leurs mouvements (Beauchesne et al. 2013, 2014) et se restreignent dans des habitats suboptimaux où le risque de rencontre avec un prédateur est plus élevé (Gurarie et al. 2011; Whittington et al. 2011), ce qui peut être qualifié de piège écologique (Battin 2004).

Le type de corridor routier influence également la réponse observée. Alors que les routes de fort calibre sont souvent évitées, les sentiers touristiques ou les chemins saisonniers sont plutôt utilisés par le caribou (Vistnes et al. 2008). Skarin (2006) a d'ailleurs démontré que les sentiers de randonnée étaient utilisés principalement durant la nuit, alors que la fréquentation humaine était minimale ou nulle. De la même manière, la distance d'évitement d'une route pavée (1250 m) semble plus importante que celle d'un

chemin forestier (750 m) chez le caribou forestier (Leblond et al. 2011). L'impact des chemins pourrait même s'étendre jusqu'à plus de 4,5 km des chemins forestiers (Fortin et al. 2013) et plus de 5 km des routes, des autoroutes et des infrastructures touristiques (chalets, sentiers) (Vistnes et al. 2008; Leblond et al. 2013a). En effet, Fortin et al. (2013) ont montré que le caribou évitait les chemins forestiers à une distance d'environ 1 km, mais se concentrait conséquemment de 3,7 à 4,5 km du chemin, ce qui le rendait plus susceptible à la prédation par le loup puisque plus prévisible dans son utilisation de l'espace. À titre comparatif, la zone d'influence de 500 m considérée pour l'ensemble des perturbations dans le modèle démographique d'Environnement Canada (2011) apparaît très conservateur, à tout le moins lorsque comparé aux résultats issus des travaux de recherche menés au Québec.

Une des principales conséquences du comportement d'évitement d'une perturbation consiste en une perte fonctionnelle d'habitat (ou perte indirecte; Polfus et al. 2011). Suite à la construction de routes, une partie de l'habitat devient inaccessible, ce qui signifie que les impacts vont bien au-delà de la surface couverte par les routes elles-mêmes (Cameron et al. 1992; Polfus et al. 2011; Leblond et al. 2013a; Gaudry 2013). En ce sens, il a été démontré que l'utilisation des massifs de forêt résiduelle par le caribou forestier diminuait avec la densité de routes, de chalets et de coupes dans le paysage environnant (Lesmerises et al. 2013c). Ces résultats soulignent à quel point la présence de structures anthropiques pérennes comme les routes et chemins forestiers peut compromettre les efforts investis à maintenir des habitats propices au caribou.

Les impacts des routes sur le caribou semblent plus importants à certaines périodes de l'année. La mise bas apparaît comme une période critique du cycle vital annuel de l'espèce durant laquelle la réponse aux routes pourrait être exacerbée. En Alaska, Cameron et al. (1992) ont montré que les femelles caribou s'éloignaient des routes pendant la période de mise bas malgré une faible densité de trafic (100-200 véhicules/jour). De même, Haskell et al. (2006) ont démontré que les femelles suitées évitaient davantage les routes que les femelles sans faon au cours des semaines suivant la mise bas. Au Québec, Leclerc et al. (2012) ont démontré qu'au Saguenay-Lac-Saint-Jean, les femelles caribous évitaient les chemins forestiers tant lors de l'établissement de leur domaine vital annuel que du domaine vital de mise bas (21 mai au 20 juin), mais

également à une échelle plus fine, à savoir lorsqu'elles recherchaient un peuplement forestier pour mettre bas (fenêtre temporelle de quelques jours). Ces résultats suggèrent donc que le caribou forestier vise à s'éloigner spatialement des routes et chemins forestiers autant que possible et ce, à toutes les échelles spatiales, pendant la période critique que représente la mise bas. Un tel comportement d'évitement a également été observé pendant l'élevage du faon, une période également critique d'un point de vue démographique (Dussault et al. 2012; Leclerc 2013; Leclerc et al. 2014).

La fidélité au site représente une autre facette intéressante du comportement qui a été étudiée chez le caribou. En effet, les femelles sont reconnues pour démontrer une fidélité interannuelle relativement importante à leur domaine vital (Faille et al. 2010), un comportement qui favoriserait la survie et le succès reproducteur en permettant une meilleure familiarité des ressources telles que le couvert de fuite et la nourriture. Or, les routes influencent ce comportement, ce qui pourrait avoir des conséquences importantes au niveau de la population. Par exemple, la présence de nouvelles routes en association avec un développement pétrolifère en Alaska a forcé les femelles à modifier l'emplacement de leur site de mise bas historique, ce qui s'est traduit par une baisse de la productivité de la population (Cameron et al. 1992, 2005). Pour plusieurs périodes de l'année, Faille et al. (2010) ont démontré que la présence de routes et de coupes forestières affectait la fidélité au domaine vital des femelles de trois hardes québécoises, en les poussant à utiliser de plus grands domaines vitaux et à modifier l'emplacement de leurs domaines vitaux saisonniers d'une année à l'autre. Des travaux sont actuellement en cours afin de vérifier si une telle diminution de la fidélité au site pouvait se traduire en des impacts démographiques chez le caribou forestier.

3.3.3. Impacts sur l'alimentation et le budget énergétique

Une modification du comportement induit souvent une dépense énergétique et un stress nutritionnel par le biais d'une augmentation du taux de déplacement, une réduction de l'apport calorique lié à la vigilance et à la diminution du temps passé à s'alimenter, ainsi qu'à un accès limité à des ressources rares et/ou essentielles (Tyler 1991; Bradshaw et al. 1998 ; Reimers et al. 2003). Par exemple, les caribous qui s'alimentent à proximité

des routes sont souvent dérangés par le bruit associé au trafic et à la construction d'infrastructures anthropiques (Bradshaw et al. 1998; Cameron et al. 2005). Il a d'ailleurs été observé que la perte fonctionnelle d'habitat disponible à proximité des routes concentrait les individus dans les habitats éloignés des routes où les ressources alimentaires étaient localement surexploitées (Nellemann & Cameron 1998; Nellemann et al. 2001; Dahle et al. 2008; Fortin et al. 2013). Cette concentration d'individus liée à l'évitement des routes peut donc parfois induire de la compétition intraspécifique qui peut avoir des conséquences sur la condition physique des individus (Nellemann & Cameron 1998), mais également rendre les individus plus prévisibles et repérables par des prédateurs (Fortin et al. 2013).

Les routes peuvent toutefois avoir des impacts positifs sur la quête alimentaire en offrant des ressources qui s'avèrent rares en temps normal. En effet, les jeunes tiges d'essences feuillues et les plantes herbacées abondent souvent en bordure des routes et représentent des sources de nourriture de qualité pour les ongulés en général et pour le caribou en été (Post & Klein 1999). Cet avantage énergétique peut cependant s'avérer compromis par une augmentation de risque de collision avec un véhicule (Fahrig & Rytwinski 2009) ou une plus grande probabilité de rencontre avec un prédateur le long des routes (Whittington et al. 2011). En effet, une étude menée dans le parc national de Banff a démontré que la probabilité de rencontre entre le loup et le caribou augmentait drastiquement à proximité des routes (Whittington et al. 2011)

3.3.4. Impacts sur la démographie et les relations interspécifiques

Lorsqu'un animal ne peut plus répondre à ses besoins énergétiques et nutritionnels et qu'une proportion importante de la population est impactée, des impacts sur la dynamique des populations peuvent être observés, par exemple une réduction du taux de survie, de la fécondité et du recrutement. Ces impacts sont eux-mêmes reliés à une piètre condition physique ou encore un comportement mal adapté aux conditions du milieu qui pourrait mener à une plus grande probabilité de rencontrer des prédateurs (Phillips & Aldredge 2000; Frair et al. 2008; Fahrig & Rytwinski 2009; Whittington et al. 2011). En restreignant l'accès à certains habitats propices et en confinant les individus à l'intérieur

d'habitats sous-optimaux, les routes peuvent donc avoir des répercussions négatives sur l'énergie disponible à la reproduction ou à l'évitement des prédateurs. Conséquemment, les impacts démographiques sont sans contredit les impacts les plus marquants puisqu'ils peuvent résulter en des déclin d'abondance, et même mener à l'extirpation locale ou l'extinction d'une espèce (Mattson & Merrill 2002; Schaefer 2003).

Plusieurs études réalisées en forêt boréale démontrent que le déclin des populations de caribous est essentiellement lié à une augmentation de la densité des proies alternatives du loup comme l'orignal (*Alces americanus*), qui bénéficie des modifications d'habitat induites par l'exploitation forestière (James & Stuart-Smith 2000; Vors et al. 2007; Lesmerises 2012). Dans ce nouveau paysage où les orignaux et les loups sont mieux répartis et plus abondants, le caribou subit une plus grande pression de prédation par le loup (Seip 1992; Courtois et al. 2008). Les routes jouent un rôle important dans ce déséquilibre trophique, puisqu'elles augmentent les mortalités par prédation. En effet, les corridors linéaires comme les routes facilitent les déplacements des loups sur leur territoire (Lesmerises et al. 2012), ce qui leur permet d'être plus efficaces en chassant (James & Stuart-Smith 2000; James et al. 2004; Whittington et al. 2005, 2011; Tremblay-Gendron 2012) et d'augmenter du même coup leur pression de prédation sur le caribou (Neufeld 2006). En ce qui concerne l'ours noir (*Ursus americanus*), un prédateur reconnu des faons du caribou forestier (Pinard et al. 2012; Leclerc 2013; Leclerc et al. 2014), des études ont récemment démontré son utilisation des chemins forestiers et sentiers de randonnée les moins fréquentés par l'homme pour accéder aux habitats fréquentés par le caribou (Gaudry 2013). Au-delà de la facilitation des déplacements (Beringer et al. 1990; Fecske et al. 2002; Switalski & Nelson 2011), les bordures des chemins forestiers sont également reconnues pour offrir une quantité importante de ressources alimentaires favorables à l'ours (Unsworth et al. 1989; Hellgren et al. 1991; Mitchell & Powell 2003; Switalski & Nelson 2011).

4. MÉTHODOLOGIE

4.1. Aire d'étude

Le secteur fréquenté par la harde de Charlevoix est un territoire particulièrement intéressant pour documenter les effets des vieux chemins (plus de 50 ans) sur les populations de caribou forestier. En effet, ce dernier est caractérisé par la présence d'un réseau routier bien développé et composé de chemins d'âges variés, un environnement forestier aménagé depuis de nombreuses décennies et la présence de territoires à vocation de conservation qui font varier le degré de perturbations anthropiques à une échelle régionale (c.-à-d. les Parcs nationaux de la Jacques-Cartier, des Grands-Jardins et des Hautes-Gorges-de-la-Rivière-Malbaie). De plus, plusieurs caribous forestiers ont été suivis avec par télémétrie GPS dans cette aire d'étude, en plus de plusieurs loups gris.

L'aire d'étude couvre approximativement 16,400 km² et se trouve entre les villes de Québec et de Saguenay. Outre les trois parcs nationaux précédemment identifiés, on y trouve la Réserve faunique des Laurentides et une portion de la Réserve faunique de Portneuf. La végétation est typique de la région boréale, affichant un mélange de peuplements de conifères (*Abies balsamea*, *Picea mariana*) en haute altitude et de peuplements mixtes et décidus (*Betula papyrifera*, *Acer* spp., *Populus tremuloides*) dans les vallées et les secteurs en basse altitude. Les précipitations annuelles y sont importantes (1 500 mm/année), particulièrement à l'hiver avec une moyenne annuelle de plus de 350 cm de neige (Robitaille & Saucier 1998). Outre le caribou et le loup, les principaux grands mammifères de la région sont l'ours noir, l'orignal et le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*). Les activités forestières ont historiquement été permises dans la réserve des Laurentides mais interdites au sein des parcs nationaux. Les activités anthropiques du territoire ont contribué à l'implantation d'un réseau routier dense (0,05 km/km²).

4.2. Capture et télémétrie

La portion analytique du mandat s'appuie sur le suivi télémétrique simultané de caribous et de loups dans l'aire d'occupation du caribou de Charlevoix. De ce fait, nous avons tiré profit de la capture et du suivi télémétrique GPS de 53 caribous adultes (37 femelles et 16 mâles) réalisé entre avril 2004 et mars 2010 dans le cadre d'un projet de recherche mené conjointement par l'Université du Québec à Rimouski (ci-après, UQAR)

et le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec (ci-après, MFFP). Les individus ont été capturés à l'aide d'un lance-filet opéré à partir d'un hélicoptère (Potvin & Breton 1988) et munis de colliers télémétriques GPS (modèles TGW-3600 et TGW-4600, Telonics Inc., Mesa, AZ, É.-U.) programmés pour enregistrer une localisation à chaque 3 ou 7 h, selon le modèle. Ces données ont été mises en relation avec le suivi télémétrique GPS de 26 loups appartenant à 9 meutes différentes et réalisé entre 2005 et 2009. Certains individus (n = 16) ont été capturés en hélicoptère durant l'hiver à l'aide d'un lance-filet (Potvin & Breton 1988) ou d'un fusil à fléchette contenant du Telazol. Durant l'été, d'autres loups (n = 10) ont été capturés à l'aide de pièges à patte modifiés. Les colliers GPS étaient programmés pour recueillir 1 localisation à chaque 4 h. Nous avons limité l'analyse à 22 loups adultes pour lesquels il y avait suffisamment de localisations.

Les procédures de capture et de manipulation de caribous et de loups étaient approuvées par les comités de protection des animaux de l'Université du Québec à Rimouski (certificat #27-07-53-R1/R2) et du Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec (certificat #07-00-02).

4.3. Analyses statistiques

4.3.1. Périodes annuelles

Puisque le comportement des espèces peut varier dans l'espace et le temps en fonction des différents stades comportementaux des espèces et des conditions environnementales, les analyses ont été divisées selon des périodes significatives d'un point de vue écologique pour le caribou et le loup. Les analyses sur les données de caribou ont ainsi été divisées en 5 périodes distinctes : le printemps (15 avril – 20 mai), la mise bas (21 mai – 20 juin), l'été (21 juin – 14 septembre), le rut (15 septembre – 31 octobre) et l'hiver (1 novembre – 14 avril). Les données de loups ont été divisées en trois périodes distinctes : la période tanière (1 avril – 30 juin), la période rendez-vous (1 juillet – 30 septembre) et la période nomade (1 octobre – 31 mars). Ces périodes ont déjà été identifiées et utilisées dans la littérature afin de caractériser le comportement du caribou forestier (Leblond et al. 2011) et du loup (Houle et al. 2010).

4.3.2. Classes d'habitat et caractérisation des chemins forestiers

L'influence de l'habitat sur l'écologie du caribou et du loup a été évaluée à l'aide de variables relatives au couvert forestier, à la topographie et au réseau routier. Les cartes écoforestières du Ministère des Ressources naturelles (MRN) ont été utilisées afin de caractériser les classes d'habitats utilisées pour les analyses et mises à jour pour chaque année de la période d'étude (Tableau 1). Les polygones des cartes écoforestières avaient une superficie minimale de 4 ha pour les milieux forestiers et de 2 ha pour les milieux non forestiers. Puisqu'une forte ségrégation spatiale existe entre le loup et le caribou (Tremblay-Gendron 2012), un modèle numérique d'élévation avec une résolution de 60 m a été utilisé afin de calculer l'altitude sous chaque localisation.

De plus, les chemins forestiers ont été caractérisés à partir d'une mise à jour de la couche Routard (2009) (source : Jérôme Rioux, MFFP, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers). Les chemins ont été divisés en quatre classes différentes, soit 1) les chemins non forestiers (c.-à-d. les chemins non forestiers et appartenant au réseau routier québécois), 2) les chemins forestiers carrossables de classe connue (c.-à-d. les

chemins d'hiver et les chemins de classes 1 à 4), 3) les chemins non classés (c.-à-d. les chemins non carrossables, impraticable ou d'une carrossabilité inconnue) et 4) les chemins dont la classe est inconnue (Direction du soutien aux opérations Faune et Forêt 2013; voir Tableau 1). Les chemins de classe inconnue mais non carrossables ont été combinés avec les chemins non classés. L'année de construction des chemins n'était disponible que pour une faible portion des chemins se trouvant dans l'aire d'étude. Un âge approximatif des chemins a donc dû être estimé afin de répondre aux objectifs de l'étude. Pour ce faire, nous avons utilisé, par ordre de priorité : 1) l'année de construction des routes (ou de la dernière réfection), 2) l'âge des perturbations anthropiques traversées par les chemins et finalement 3) l'âge des peuplements traversés par les chemins. Puisque l'âge des peuplements forestiers est divisé en classes catégoriques, l'âge moyen pour chaque classe a été attribué aux chemins traversant les peuplements. Lorsque l'âge des chemins n'était pas spécifiquement disponible, notre démarche visait à établir l'âge maximal potentiel des chemins et repose sur deux principales prémisses, soit 1) que l'âge des coupes est garante de l'âge des chemins qui les traversent et 2) qu'un chemin ne peut être plus âgé que le peuplement qu'il traverse. Bien entendu, les résultats obtenus seront aussi robustes que la véracité de ces prémisses, considérant que pour plusieurs tronçons de chemins, peu d'information était disponible et permettait de statuer hors de tout doute de l'âge exact du chemin.

Pour chaque localisation télémétrique et point aléatoire, nous avons mesuré la distance au tronçon de chemin le plus près et avons déterminé l'âge de ce tronçon et ce, pour chaque classe de chemin considérée. Puisque plusieurs études suggèrent que l'impact des chemins sur le comportement du caribou et du loup peut devenir nul au-delà de certaines distances (Leblond et al. 2011; Lesmerises et al. 2012; Tremblay-Gendron 2012), les distances minimales aux chemins ont par la suite été tronquées à 750 m pour le caribou (Leblond et al. 2011) et à 2 390 m, 2 030, et 1 400 m pour le loup au cours des périodes annuelles tanière, rendez-vous et nomade, respectivement (Tremblay-Gendron 2012). Les distances de troncature ont été déterminées à l'aide de modèles itératifs et du critère d'AIC. Nous avons finalement remplacé la distance mesurée par la distance de troncature pour toutes les localisations télémétriques (ou points aléatoires) se trouvant à une distance plus grande que les distance de troncature présentées ci-dessus.

Tableau 1. Classes d'habitats et de routes utilisées afin d'évaluer les impacts des chemins et de leur âge sur l'écologie spatiale des caribous et des loups suivis par télémétrie GPS entre 2004 et 2010 à l'aide de fonctions de sélection des ressources.

Abbr.	Nom	Description
Elev	Élévation	Élévation en mètres
Cp05	Coupes récentes	Coupes forestières ≤ 5 ans
Cp620	Coupes en régénération	Coupes forestières de 6 à 20 ans
FeMa	Feuillus matures	Peuplements de feuillus de > 40 ans
Hum	Infrastructure humaine	Infrastructure d'origine humaine (ex. camping, camps forestiers, barrages hydroélectriques)
PNat	Perturbations naturelles	Épidémies sévères, chablis ou brulis ≤ 20 ans
ReMiM	Résineux et mixtes matures	Couvert résineux et mixte > 80 ans
Lich	Landes à lichen	Peuplements ouverts avec fermeture de la canopée des arbres $< 25\%$
PNR	Parterres non régénérés	Parterres non régénérés (absence de couvert forestier après une perturbation naturelle ou anthropique)
CP	Coupes partielles	Coupes partielles d'origine humaines
LTE	Lignes de transport d'énergie	Lignes de transport d'énergie électrique
Regen	Régénération	Peuplements de 20 à 40 ans
Eau	Eau	Plans d'eau et cours d'eau majeurs
DH	Dénudés humides	Tourbières
JFMa	Jeune forêt mature	Couvert résineux et mixte < 80 ans
D_Ca	Distance au chemin carrossable	Chemins non forestiers et appartenant au réseau routier québécois. Distance calculée en mètres.
D_NF	Distance au chemin non forestier	Chemins d'hiver et les chemins de classes 1 à 4. Distance calculée en mètres.
D_IN	Distance au chemin de classe inconnue	Chemins dont la classe est inconnue (ex. chemins forestier non visité depuis les dernières interventions). Distance calculée en mètres.
D_NC	Distance au chemin non classé	Chemins non carrossables, impraticable ou d'une carrossabilité inconnue. Distance calculée en mètres.
D_RR	Distance au réseau routier	Distance au chemin le plus proche, toutes classes confondues. Distance calculée en mètres
Age	Âge des chemins les plus près	Classe d'âge de route (A: 0-20 ans; B: 20-50 ans; C: 50+ ans; 0: inconnu)

4.3.3. *Impacts des chemins sur le comportement du caribou et du loup*

Des fonctions de sélection des ressources (RSF; Manly et al. 2002) ont été utilisées afin de caractériser le comportement de sélection d'habitat du caribou et du loup et décrire leur probabilité d'occurrence relative au sein de l'aire d'étude. Cette méthode contraste des observations réelles avec des observations aléatoires qui servent à caractériser la disponibilité des habitats pour chaque individu à l'aide de régressions logistiques conditionnelles. Pour ce faire, des domaines vitaux ont été calculés pour chaque période considérée, tant pour le caribou que pour le loup, afin de déterminer l'étendue des habitats saisonniers disponibles à chaque individu. Des polygones convexes minimaux incluant toutes les localisations (MCP 100%) ont été utilisés pour le caribou forestier (voir Leclerc et al. 2012; Beauchesne et al. 2014), alors que des MCP 95% ont été favorisés pour le loup (voir Lesmerises et al. 2012) afin de retirer des analyses les excursions extraterritoriales caractéristiques de l'espèce (McLoughlin et al. 2004). Les localisations étant extérieures aux domaines vitaux obtenus pour les loups ont subséquemment été retirées des analyses. Seuls les domaines vitaux basés sur un minimum de 100 localisations ont été utilisés afin d'obtenir des estimations non-biaisées (Girard et al. 2002) et pour contrôler partiellement pour de potentiels biais associés au type d'habitat dans lequel les localisations sont retrouvées, bien que les estimateurs de domaines vitaux soient robustes à de tels biais (Hebblewhite et al. 2007; Frair et al. 2010). Pour chaque domaine vital saisonnier, un point aléatoire par localisation observée a été généré afin de caractériser la disponibilité d'habitat accessible à chaque individu considéré. Une série de modèles candidats permettant de tester l'effet des chemins et de leur âge sur l'écologie du caribou (Tableau 2) a été classée du plus au moins parcimonieux à l'aide du critère d'information d'Akaike (AIC; Burnham et Anderson 2002).

Tableau 2. Modèles candidats utilisés afin d'évaluer les impacts des chemins et de leur âge sur l'écologie spatiale des caribous et des loups suivis par télémétrie GPS entre 2004 et 2010 pour les caribou et 2005 et 2009 pour les loups.

#	Modèle	Variables
1	Élévation + Habitats	Élévation + toutes les catégories d'habitats ^a
2	Chemins	1 + Chemins
3	Réseau*âge	1 + Réseau*âge
4	Chemins*âge	1 + Chemins*âge

^a Sauf la classe Résineux et mixtes matures qui servait de catégorie de référence.

5. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Au total, 462 866 et 50 459 localisations télémétriques ont été compilées, nous permettant de considérer 881 et 98 domaines vitaux saisonniers pour le caribou et le loup, respectivement (Tableau 3). Le meilleur modèle expliquant le comportement de sélection de l'habitat du caribou était le modèle global pour toutes les saisons sauf l'été, où le modèle incluant tout le réseau routier en une seule classe prévalait (Tableau 4). Les chemins n'influençaient toutefois pas la sélection d'habitat du caribou pendant l'été (Tableau 5), suggérant que la sélection d'habitat du caribou lors de l'été était davantage influencée par les caractéristiques de son habitat. Le meilleur modèle expliquant le comportement de sélection de l'habitat du loup était le modèle global pour toutes les saisons considérées (Tableau 6).

5.1. Impacts de la classe de chemins

Les probabilités d'occurrence du caribou augmentaient en s'éloignant de toutes les classes de chemins pour le printemps, la mise bas, le rut et l'hiver, sauf face aux chemins non classés lors du rut (Tableau 5). Ce premier résultat, très significatif, souligne l'évitement systématique des chemins par le caribou. Les caribous semblaient sélectionner des habitats qui étaient plus loin des chemins carrossables que des chemins non classés uniquement pendant le rut et l'hiver.

Tableau 3. Nombre de domaines vitaux obtenus par espèce pour chaque période considérée et le nombre moyen de localisations utilisées pour les générer (\pm écart-type).

		Nombre de domaines vitaux	Nombre de localisations / domaine vital
		<i>n</i>	<i>Moyenne \pm ÉT</i>
	Printemps	169	272 \pm 33
	Mise bas	172	320 \pm 39
Caribou	Été	172	641 \pm 232
	Rut	161	345 \pm 135
	Hiver	207	947 \pm 491
	Tanière	26	533 \pm 182
Loup	Rendez-vous	32	521 \pm 249
	Nomade	40	537 \pm 358

L'effet des chemins carrossables n'a toutefois pu être testé au printemps puisque les modèles ne convergeaient pas, malgré plusieurs ajustements statistiques. L'impact des chemins sur la sélection d'habitat du loup variait entre les saisons mais demeurait le même entre les différentes classes de chemins (Tableau 7). Ainsi, les loups évitaient les chemins carrossables pendant les périodes tanière et nomade alors qu'ils sélectionnaient systématiquement les chemins non classés (pour l'ensemble des périodes) et les chemins non forestiers (pendant la période nomade; Tableau 7).

Le comportement d'évitement des chemins rapporté pour le caribou est consistant avec les résultats de nombreuses autres études réalisées au Québec (p. ex. : Leblond et al. 2011, 2013a,b; Dussault et al. 2012; Leclerc et al. 2012; Rudolph et al. 2012; Gaudry 2013; Leclerc 2013; Leclerc et al. 2014).

Tableau 4. Classement des meilleurs modèles candidats basé sur l'AIC expliquant les impacts de chemins et de leur âge sur l'écologie spatiale des caribous suivis par télémétrie GPS entre 2004 et 2010. Les meilleurs modèles par période ($\Delta AIC < 2$) sont représentés en gras. LL = Log-Likelihood (Vraisemblance), ΔAIC = Différence dans l'AIC comparé au meilleur modèle, ω_i = Poids du modèle. Les modèles sont présentés au tableau 2.

Modèle	AIC	Delta	Poids
<i>Printemps</i>			
4	133816,1989	0,0000	1,0000
3	135004,5982	1188,3993	0,0000
2	136051,4729	2235,2740	0,0000
1	137840,3776	4024,1787	0,0000
<i>Mise bas</i>			
4	112710,9191	0,0000	1,0000
2	113983,5244	1272,6054	0,0000
3	114135,6344	1424,7153	0,0000
1	116732,2789	4021,3598	0,0000
<i>Été</i>			
3	135004,60	0,00	1,00
2	136051,47	1046,87	0,00
1	137840,38	2835,78	0,00
4	265241,60	130237,00	0,00
<i>Rut</i>			
4	126047,7813	0,0000	1,0000
3	131290,7784	5242,9972	0,0000
2	131641,0423	5593,2610	0,0000
1	134343,6957	8295,9145	0,0000
<i>Hiver</i>			
4	431738,20	0,00	1,00
3	441898,83	10160,63	0,00
2	445546,60	13808,40	0,00
1	472298,74	40560,54	0,00

Tableau 5. Coefficient du meilleur modèle expliquant la sélection d’habitat des caribous dans la région de Charlevoix entre 2004 et 2010, par période biologique. Les coefficients dont l’intervalle de confiance n’inclue pas le zéro sont représentés en gras. β = Coefficient, IC 95% = Intervalle de confiance du coefficient.

Variable	Printemps			Mise bas			Été			Rut			Hiver		
	β	IC 95% inf.	IC 95% sup.	β	IC 95% inf.	IC 95% sup.	β	IC 95% inf.	IC 95% sup.	β	IC 95% inf.	IC 95% sup.	β	IC 95% inf.	IC 95% sup.
Elev	4,2930	4,0803	4,5056	1,0460	0,7782	1,3138	1,7663	1,5893	1,9434	-0,181	-0,459	0,0967	4,3534	4,2246	4,4822
Cp05	1,1083	1,0508	1,1659	1,8229	1,7629	1,8829	2,3602	2,3207	2,3996	0,9413	0,8773	1,0054	0,7298	0,6883	0,7713
Cp620	0,6016	0,5504	0,6529	0,5591	0,5015	0,6167	0,4554	0,4182	0,4925	-0,057	-0,115	0,0015	0,3238	0,2894	0,3582
FeMa	-0,2900	-0,4428	-0,1373	1,4931	1,3874	1,5988	-0,0261	-0,1173	0,0650	-2,413	-2,741	-2,085	0,0540	-0,0241	0,1322
Hum	1,6621	1,2607	2,0636	0,6238	-0,1030	1,3505	1,5589	1,0502	2,0677	1,79	1,0515	2,5284	1,5214	1,0941	1,9488
PNat	-0,2976	-0,3879	-0,2073	-0,3976	-0,5184	-0,2768	-0,5490	-0,6394	-0,4586	-0,566	-0,655	-0,476	1,2037	1,1714	1,2359
Lich	1,4089	1,3297	1,4880	0,9415	0,8296	1,0534	0,3532	0,2627	0,4437	-0,071	-0,152	0,0102	1,5037	1,4722	1,5353
PNR	1,0275	0,9336	1,1214	-0,2141	-0,3671	-0,0612	-0,4757	-0,5645	-0,3869	1,2673	1,184	1,3505	1,5650	1,5211	1,6089
CP	-0,7066	-0,8732	-0,5400	0,0842	-0,0843	0,2526	1,3178	1,2400	1,3957	-1,722	-1,922	-1,522	-1,3462	-1,4920	-1,2004
LTE	4,7411	4,5156	4,9667	3,6585	3,4715	3,8455	3,2584	3,1032	3,4136	3,8061	3,6311	3,9812	4,4079	4,2861	4,5296
Regen	-0,8108	-0,8779	-0,7438	-0,3702	-0,4327	-0,3077	-0,2436	-0,2849	-0,2023	-1,37	-1,428	-1,312	-0,9625	-0,9949	-0,9302
Eau	-1,2461	-1,3427	-1,1496	-1,0571	-1,1567	-0,9574	-0,2863	-0,3385	-0,2341	-1,213	-1,288	-1,137	-0,1721	-0,2145	-0,1296
DH	0,4516	0,3694	0,5339	1,4576	1,3755	1,5397	1,2103	1,1578	1,2629	0,3681	0,3083	0,4278	0,1549	0,1163	0,1935
JFMa	-0,0536	-0,0999	-0,0072	0,0031	-0,0458	0,0520	0,0053	-0,0282	0,0387	-0,967	-1,016	-0,917	0,0684	0,0426	0,0941
D_NF	0,0007	0,0005	0,0009	0,0014	0,0012	0,0017	-	-	-	0,0026	0,0025	0,0028	0,0026	0,0026	0,0027
Age_NF 0	-1,3002	-1,6528	-0,9476	0,1152	-0,3640	0,5945	-	-	-	-0,52	-1,092	0,0512	2,6318	2,4820	2,7816
Age_NF A	-0,5624	-0,6837	-0,4411	0,1446	-0,0118	0,3011	-	-	-	0,7752	0,6639	0,8865	0,5246	0,4612	0,5880
Age_NF B	-1,2726	-1,4486	-1,0966	-0,4915	-0,7052	-0,2778	-	-	-	-0,556	-0,731	-0,381	0,2358	0,1414	0,3303
D_Ca	-	-	-	0,0005	0,0002	0,0009	-	-	-	0,0016	0,0013	0,0019	0,0036	0,0033	0,0039
Age_Ca 0	-	-	-	1,8878	-0,1873	3,9628	-	-	-	-4,336	-7,311	-1,361	-1,7960	-2,6199	-0,9720
Age_Ca A	-	-	-	1,4809	0,7326	2,2293	-	-	-	-5,737	-9,385	-2,089	-3,2853	-4,7642	-1,8063
Age_Ca B	-	-	-	1,9030	1,4150	2,3909	-	-	-	-5,66	-7,419	-3,901	-1,2272	-1,8142	-0,6403
D_In	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0048	-0,001	0,011	-	-	-

Age_In 0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Age_In A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Age_In B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
D_NC	0,0010	0,0008	0,0011	0,0003	0,0002	0,0005	-	-	-	-7E-04	-8E-04	-6E-04	0,0012	0,0011	0,0012
Age_NC 0	-0,0346	-0,2456	0,1763	0,6475	0,4143	0,8806	-	-	-	-2,773	-3,173	-2,372	-2,1622	-2,2990	-2,0253
Age_NC A	0,5210	0,4351	0,6070	-0,6723	-0,7725	-0,5720	-	-	-	0,047	-0,035	0,1289	0,0423	-0,0039	0,0884
Age_NC B	-0,6415	-0,7537	-0,5293	-0,5269	-0,6559	-0,3979	-	-	-	-1,627	-1,721	-1,533	-1,3970	-1,4536	-1,3404
D_RR				-	-	-	0,0004	-0,0001	0,0008	-	-	-	-	-	-
Age_RR 0				-	-	-	0,5532	0,3298	0,7766	-	-	-	-	-	-
Age_RR A				-	-	-	-0,1960	-0,4258	0,0338	-	-	-	-	-	-
Age_RR B				-	-	-	0,6824	0,4543	0,9105	-	-	-	-	-	-
D_NF:Age_NF 0	0,0029	0,0024	0,0034	-0,0001	-0,0008	0,0006	-	-	-	0,0015	0,0007	0,0022	-0,0032	-0,0034	-0,0030
D_NF:Age_NF A	0,0002	0,0000	0,0004	0,0003	0,0001	0,0006	-	-	-	-0,002	-0,002	-0,002	-0,0014	-0,0015	-0,0013
D_NF:Age_NF B	0,0016	0,0013	0,0018	0,0008	0,0005	0,0012	-	-	-	0,0003	0	0,0005	-0,0009	-0,0010	-0,0007
D_Ca:Age_Ca 0	-	-	-	-0,0012	-0,0040	0,0016	-	-	-	0,0071	0,0031	0,0111	0,0034	0,0023	0,0045
D_Ca:Age_Ca A	-	-	-	-0,0011	-0,0021	-0,0001	-	-	-	0,0082	0,0034	0,0131	0,0035	0,0015	0,0054
D_Ca:Age_Ca B	-	-	-	-0,0021	-0,0027	-0,0014	-	-	-	0,0073	0,005	0,0097	0,0013	0,0005	0,0021
D_In:Age_In 0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
D_In:Age_In A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
D_In:Age_In B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
D_NC:Age_NC 0	0,0008	0,0005	0,0012	-0,0003	-0,0007	0,0001	-	-	-	0,0036	0,003	0,0042	0,0021	0,0019	0,0023
D_NC:Age_NC A	-0,0014	-0,0016	-0,0013	0,0009	0,0007	0,0011	-	-	-	0,0007	0,0005	0,0008	-0,0005	-0,0006	-0,0004
D_NC:Age_NC B	0,0003	0,0001	0,0005	0,0005	0,0003	0,0007	-	-	-	0,0023	0,0022	0,0025	0,0018	0,0017	0,0019
D_RR:Age_RR 0				-	-	-	-0,0004	-0,0009	0,0001	-	-	-	-	-	-
D_RR:Age_RR A				-	-	-	0,0006	0,0002	0,0011	-	-	-	-	-	-
D_RR:Age_RR B				-	-	-	0,0000	-0,0005	0,0005	-	-	-	-	-	-

Tableau 6. Classement des meilleurs modèles candidats basé sur l'AIC expliquant les impacts de chemins et de leur âge sur l'écologie spatiale des loups suivis par télémétrie GPS entre 2005 et 209. Les meilleurs modèles par période ($\Delta AIC < 2$) sont représentés en gras. LL = Log-Likelihood (Vraisemblance), ΔAIC = Différence dans l'AIC comparé au meilleur modèle, ω_i = Poids du modèle. Les modèles sont présentés au tableau 2.

Modèle	AIC	ΔAIC	ω_i
<i>Tanière</i>			
4	34251,60	0,00	1,00
2	34820,64	569,04	0,00
3	34842,93	591,33	0,00
1	35327,59	1075,99	0,00
<i>Rendez-vous</i>			
4	41968,03	0,00	1,00
2	42437,17	469,14	0,00
1	43048,62	1080,58	0,00
3	58196,72	16228,69	0,00
<i>Nomade</i>			
4	57112,19	0,00	1,00
2	57440,52	328,33	0,00
3	58196,72	1084,53	0,00
1	58509,57	1397,38	0,00

En effet, l'ouverture du territoire pour la fréquentation humaine, qui augmente le taux de dérangement et facilite les déplacements et la quête alimentaire des prédateurs, est considéré comme une cause de la perte fonctionnelle d'habitat et du déclin du territoire dans plusieurs études, et contribue à l'augmentation de la vulnérabilité du caribou. Les corridors linéaires facilitent les déplacements des loups (Lesmerises et al. 2012) et augmentent vraisemblablement les probabilités de rencontre avec les caribous en raison des très fortes densités de chemins et de l'augmentation d'efficacité des loups à patrouiller leur territoire (Whittington et al. 2011; Tremblay-Gendron 2012). Les ours semblent également utiliser les chemins forestiers et sentiers de randonnée moins fréquentés par l'homme pour accéder aux habitats fréquentés par le caribou (Gaudry 2013). La sélection annuelle des loups pour les chemins non classés dans notre aire d'étude supporte d'ailleurs ces observations et suggère une augmentation des probabilités

de cooccurrence entre le loup et le caribou au sein des habitats retrouvés de part et d'autre de ces chemins. En effet, considérant la très grande densité de chemins dans l'aire d'étude et les tailles importantes des domaines vitaux des caribous, ces derniers sont forcés de s'approcher et traverser des chemins et ce, même si un comportement général d'évitement est observé sur une base saisonnière (Beauchesne et al. 2013). De ce fait, les caribous se trouvent plus susceptibles de croiser des loups qui patrouillent les secteurs supportant de fortes densités de chemins.

L'absence d'impact des chemins en été et la présence des caribous à proximité des chemins non classés pendant le rut pourrait s'expliquer par l'abondance de tiges feuillues en bordure de route, qui peuvent constituer une source de nourriture de qualité pour le caribou en été (Post & Klein 1999). Une utilisation des coupes forestières pendant les mêmes périodes, en lien potentiellement avec la quête alimentaire du caribou, a été faite par Beauchesne et al. (2013) au Saguenay – Lac-Saint-Jean.

5.2. Impacts de l'âge des chemins

Les résultats obtenus quant à l'influence de l'âge des chemins sont plus variables. Notre analyse permettait de déterminer si une classe d'âge influençait davantage qu'une autre classe d'âge le comportement de sélection d'habitat du caribou et du loup, tout en considérant la variation confondante induite par l'habitat et le calibre (c.-à-d. la classe) du chemin. Il ne semble toutefois y avoir aucune tendance généralisée quant à l'impact de l'âge des routes sur le comportement de sélection d'habitat du caribou. Bien que les caribous évitaient toujours les chemins forestiers (voir plus haut), il apert que cet évitement était plus ou moins prononcé envers les jeunes classes d'âges de chemins en fonction des périodes (Tableau 5) lorsque comparés aux chemins plus âgés. Pour les chemins forestiers de plus de 50 ans spécifiquement, ils étaient évités, mais moins évités que les chemins plus jeunes et ce, au printemps et pendant la mise bas. Toutefois, ils s'avéraient davantage évités que les chemins plus jeunes pendant le rut et l'hiver. Conséquemment, statuer sur l'impact de l'âge des chemins de manière catégorique nous apparaît hasardeux.

En ce qui concerne les loups, une tendance générale à un évitement plus important des jeunes chemins a été observé (Tableau 7). Cette tendance est néanmoins elle aussi

variable, rendant également difficile de statuer sur l'effet de l'âge des chemins à partir des résultats obtenus. Les loups étaient plus loin des chemins forestiers de plus de moins de 20 ans que de ceux de 50 ans, mais plus près de ceux de 20-50 ans que de ceux de plus de 50 ans pendant la période tanière (Tableau 7). Pendant la période nomade, les loups étaient plus loin des chemins forestiers de moins de 20 ans que de ceux de 50 ans et plus, mais cette tendance s'inversait lors de la période rendez-vous.

Tableau 7. Coefficient du meilleur modèle expliquant la sélection d'habitat des loups dans la région de Charlevoix entre 2005 et 2009, par période biologique. Les coefficients dont l'intervalle de confiance n'inclue pas le zéro sont représentés en gras. β = Coefficient, IC 95% = Intervalle de confiance du coefficient.

Variable	Tanière			Nomade			Rendez-vous		
	β	IC 95% inf.	IC 95% sup.	β	IC 95% inf.	IC 95% sup.	β	IC 95% inf.	IC 95% sup.
Elev	-3,5212	-3,8158	-3,2266	-0,0029	-0,0030	-0,0027	-0,0018	-0,0021	-0,0016
Cp05	-0,0739	-0,2245	0,0766	0,0518	-0,0670	0,1706	-0,0183	-0,1454	0,1087
Cp620	0,0976	-0,0229	0,2181	0,1988	0,0996	0,2980	0,1493	0,0436	0,2551
FeMa	-0,3158	-0,4668	-0,1648	0,3110	0,2061	0,4159	-0,3403	-0,4740	-0,2065
Hum	0,8514	0,3295	1,3733	-0,0428	-0,3489	0,2633	1,4690	1,1020	1,8360
PNat	-0,0046	-0,1757	0,1665	0,2664	0,1428	0,3901	-0,2223	-0,4228	-0,0219
Lich	0,0315	-0,2477	0,3108	0,0301	-0,2681	0,3283	-0,1074	-0,4688	0,2540
PNR	0,1294	0,0072	0,2516	-0,0872	-0,1966	0,0222	0,3898	0,2798	0,4998
CP	0,0283	-0,1236	0,1801	-0,0909	-0,2130	0,0312	-0,4392	-0,5917	-0,2867
LTE	0,5661	0,2004	0,9317	-0,2764	-0,5516	-0,0012	0,3042	-0,0013	0,6097
Regen	0,1686	0,0698	0,2675	0,2233	0,1426	0,3041	0,1178	0,0245	0,2111
Eau	-0,8136	-0,9913	-0,6359	-0,4497	-0,5841	-0,3153	-0,5619	-0,7196	-0,4042
DH	0,5370	0,3846	0,6894	0,5391	0,4180	0,6603	0,5696	0,4326	0,7065
JFMa	-0,1900	-0,2849	-0,0952	0,0142	-0,0643	0,0927	-0,2183	-0,3062	-0,1304
D_NF	-0,0001	-0,0002	0,0000	-0,0006	-0,0007	-0,0005	-0,0001	-0,0002	0,0001
Age_NF 0	-0,0145	-0,3531	0,3241	0,0385	-0,2702	0,3472	0,7545	0,3853	1,1237
Age_NF A	0,2667	0,1035	0,4299	-0,3558	-0,4905	-0,2211	0,3212	0,1776	0,4648
Age_NF B	0,7711	0,6025	0,9397	-0,0930	-0,2297	0,0436	0,2602	0,1083	0,4121
D_Ca	0,0002	0,0001	0,0003	0,0002	0,0001	0,0003	-0,0001	-0,0002	0,0000
Age_Ca 0	0,4787	0,0731	0,8844	1,1408	0,8527	1,4289	1,1821	0,9291	1,4352
Age_Ca A	-1,9914	-2,4422	-1,5407	-0,4791	-0,8259	-0,1322	0,7064	0,4685	0,9443
Age_Ca B	-0,2570	-0,4626	-0,0514	0,1150	-0,0656	0,2957	0,1456	-0,0275	0,3187
D_In	0,0000	-0,0001	0,0001	0,0004	0,0003	0,0005	-0,0001	-0,0002	0,0000
Age_In 0	0,3992	0,1289	0,6695	0,4208	0,1985	0,6432	-0,3976	-0,6524	-0,1428
Age_In A	0,0029	-0,1625	0,1683	0,3620	0,2253	0,4988	-0,1446	-0,2947	0,0054

Age_In B	0,3137	0,1475	0,4799	0,2956	0,1570	0,4343	-0,0220	-0,1773	0,1333
D_NC	-0,0005	-0,0006	-0,0004	-0,0003	-0,0004	-0,0002	-0,0004	-0,0005	-0,0003
Age_NC 0	0,2284	-0,0182	0,4750	0,2731	0,0676	0,4785	0,2644	0,0111	0,5177
Age_NC A	0,1259	0,0035	0,2482	0,0560	-0,0498	0,1619	0,3484	0,2371	0,4596
Age_NC B	0,0349	-0,0833	0,1532	0,1060	0,0067	0,2053	0,2891	0,1770	0,4012
D_NF:Age_NF 0	0,0002	-0,0001	0,0004	0,0000	-0,0003	0,0003	-0,0006	-0,0009	-0,0003
D_NF:Age_NF A	0,0001	0,0000	0,0002	0,0002	0,0001	0,0004	-0,0002	-0,0004	-0,0001
D_NF:Age_NF B	-0,0003	-0,0004	-0,0001	0,0000	-0,0001	0,0002	-0,0002	-0,0003	0,0000
D_Ca:Age_Ca 0	-0,0003	-0,0005	-0,0001	-0,0007	-0,0009	-0,0005	-0,0006	-0,0008	-0,0005
D_Ca:Age_Ca A	0,0010	0,0008	0,0012	0,0001	-0,0001	0,0004	-0,0006	-0,0008	-0,0005
D_Ca:Age_Ca B	0,0001	0,0000	0,0002	-0,0001	-0,0003	0,0000	0,0000	-0,0001	0,0001
D_In:Age_In 0	0,0002	0,0000	0,0003	0,0002	0,0000	0,0004	0,0003	0,0001	0,0004
D_In:Age_In A	0,0002	0,0001	0,0003	-0,0001	-0,0003	0,0000	0,0001	0,0000	0,0002
D_In:Age_In B	0,0000	-0,0001	0,0001	-0,0001	-0,0002	0,0001	0,0000	-0,0001	0,0001
D_NC:Age_NC 0	0,0004	0,0000	0,0008	-0,0003	-0,0006	-0,0001	0,0009	0,0006	0,0011
D_NC:Age_NC A	0,0001	0,0000	0,0002	-0,0001	-0,0002	0,0000	0,0000	-0,0001	0,0001
D_NC:Age_NC B	0,0003	0,0002	0,0004	-0,0002	-0,0003	-0,0001	0,0001	0,0000	0,0002

La méthodologie utilisée pour déterminer l'âge des chemins est cependant lacunaire. L'année de construction des chemins nous fournissait l'évaluation de l'âge des chemins traversant les domaines vitaux des loups et des caribous la plus robuste disponible. Or, l'année de construction des chemins n'était disponible que pour ~20% de l'aire d'étude et aucun chemin présentant une année de construction antérieure à 1979 n'était identifié, la majorité des chemins datés ayant moins de 20 ans (75%; Tableau 8). Un problème similaire référait à l'évaluation de l'âge des chemins selon l'âge des coupes forestières traversées par des chemins. En effet, ces dernières nous ont permis de dater 34% du réseau routier et sont divisées entre les classes d'âge 0-20 ans (49%) et 20-50 ans (51%; Tableau 8). La classe d'âge 50 ans et plus a ainsi été essentiellement évaluée par l'âge des peuplements traversés par les chemins, soit l'étape la moins robuste réalisée lors de l'identification d'âge d'un chemin. De ce fait, nous recommandons qu'une interprétation prudente des tendances discutées ci-haut soit réalisée. En effet, le présent rapport, compte tenu du type de mandat octroyé et des délais disponibles, ne permettait pas d'approfondir l'identification de l'âge des chemins ni de faire une vérification empirique (sur le terrain ou par image satellitaire) du fichier de forme fourni par le MRN. Nous sommes toutefois d'avis que les résultats présentés dans le présent rapport

suggèrent un effet potentiel de l'âge des chemins qui soit variable, les loups et les caribous pouvant être observés plus ou moins près des chemins selon leur âge. Cependant, il importe de rappeler qu'en aucun cas nos résultats suggèrent l'absence d'évitement de chemins de plus de 50 ans; au mieux, nous mettons en évidence un évitement moindre que celui des chemins plus jeunes, ce qui mène à un évitement moyen de 750 m pour les chemins forestiers de petit calibre et de 1250 m pour ceux de plus fort calibre (voir Leblond et al. 2011). La variabilité observée suggère donc qu'il n'y ait pas d'âge à partir duquel les chemins forestiers ne sont plus considérés comme des perturbations dans le paysage, c.-à-d. qu'ils ne déclenchent plus de réponse comportementale susceptible de résulter en un impact démographique. Aller plus loin quant à cette question demanderait toutefois une collecte de données empirique, dans le cadre d'un projet de recherche d'envergure qui puisse être centré sur cette question (voir plus bas). Sans un tel projet de recherche, nous considérons hasardeux de statuer hors de tout doute sur l'impact de chemins de plus de 50 ans sur le comportement du caribou.

Tableau 8. Représentation de l'étendue du réseau routier selon la méthode utilisée pour déterminer l'âge des segments routiers et les classes d'âge analysées.

Classe d'âge	0-20 ans (km)	20-50 ans (km)	50+ ans (km)	Total (km)
Année de construction	4175	1511	0	5685
Âge des coupes forestières	4482	4674	2	9158
Âge des peuplements forestiers	648	5658	4060	10365
Âge indisponible	-	-	-	2088

6. RECOMMANDATIONS

À plusieurs endroits en Amérique du Nord, des efforts ont été mis en place afin d'atténuer les impacts des routes et du développement industriel sur le caribou, notamment en interdisant la construction pendant la période mise bas. Une autre mesure d'atténuation envisageable est la renaturalisation des voies d'accès (c.-à-d. leur reboisement), une stratégie qui gagne actuellement en popularité et qui déjà a démontré quelques effets bénéfiques tant sur la faune en général (Switalski et al. 2004) que sur le renne en Norvège (Nellemann et al. 2010). Or, les effets de telles mesures d'atténuation

pourraient s'avérer insuffisantes si les autres types de perturbations anthropiques ne font pas l'objet d'une gestion équivalente et que les impacts cumulés de ces autres formes de développement anthropique se traduisent à long terme sur la démographie de la population (Environnement Canada 2011; Rudolph et al. 2012).

Toutefois, l'exemple de la Norvège mérite qu'on s'y attarde. Dans cette vaste expérience, Nellemann et al. (2010) ont profité de travaux majeurs au sein du territoire occupé par une harde de rennes afin de tester l'effet du retrait de différents types de voies d'accès (p. ex. : pistes de ski, sentiers de ski et de randonnée, chemins petit calibre) et de chalets de villégiature. Une fois déplacées, ces infrastructures ont fait diminuer le taux de dérangement anthropique dans une portion de l'habitat de cette harde, et Nellemann et al. (2010) ont vu augmenter le niveau de fréquentation de la portion restaurée du territoire. Néanmoins, aucun suivi des impacts potentiels de ce comportement de relocalisation sur les autres échelles biologiques de réponse (p. ex. : survie, abondance) ne semble avoir été réalisé. De même, peu de détails sont disponibles quant aux modalités de restauration des voies d'accès et des espaces occupés par les infrastructures anthropiques.

En s'appuyant sur cet exemple prometteur, deux initiatives sont actuellement en cours au Québec afin d'œuvrer à la restauration de l'habitat du caribou. Dans un premier temps, l'équipe responsable de la conservation et de l'éducation au Parc national de la Gaspésie, a mis en place, en collaboration avec le Consortium en foresterie de la Gaspésie et la Conférence régionale des élus de la Gaspésie et des Îles-de-la-Madeleine, des travaux visant la fermeture de ces perturbations anthropiques dans le paysage. À la suite d'une phase d'inventaire de l'état du réseau de voies d'accès, ce regroupement a dressé une liste de facteurs potentiels qui limiteraient le rétablissement de la végétation (p. ex. : compaction, nature du sol, exposition solaire et éolienne, pente, drainage, durée d'enneigement, végétation environnante, utilisation par la faune). La seconde étape verra la mise en place d'un plan d'intervention identifiant les secteurs à prioriser et un protocole de suivi permettant d'évaluer le plus précisément possible le succès des modalités appliquées.

La seconde initiative consiste en la mise en place d'un projet de recherche traitant spécifiquement de la mise en place d'un dispositif expérimental de fermeture de chemins

et d'évaluation du suivi des opérations dans le territoire de trois hardes du Nord-du-Québec (Nottaway, Assinica, Témiscamie), sous la supervision de la Chaire CRSNG – UQAT-UQÀM en Aménagement forestier durable, en collaboration avec l'UQAR. Ce projet devrait être réalisé de l'automne 2014 au printemps 2018.

7. CONCLUSION

Le mandat qui nous était confié visait à déterminer l'impact des chemins forestiers sur le comportement de sélection d'habitat du caribou forestier, en portant une attention particulière aux chemins de moindre classes (carrossables et non carrossables) à partir de la littérature et d'analyses géomatiques. Dans un deuxième temps, un avis scientifique était demandé quant aux solutions à apporter afin d'atténuer les impacts de tels chemins.

Pour ce faire, nous avons débuté l'avis scientifique avec une revue de littérature qui tendait à démontrer que les impacts des routes et des chemins forestiers sont majoritairement négatifs pour le caribou (p. ex. : James & Stuart-Smith 2000; Nellemann et al. 2001; Dyer et al. 2002; Leblond et al. 2011, 2013a, b, 2014; Leclerc et al. 2012; Fortin et al. 2013; Beauchesne et al. 2013, 2014; Gaudry 2013). Les réponses exprimées par le caribou se traduisent à plusieurs échelles biologiques, mettant ainsi en perspective l'importance des impacts observés. En effet, les routes étaient reconnues pour influencer le comportement, mais nous avons également mis en évidence qu'elles avaient des impacts sur la physiologie, la démographie, les relations avec les autres espèces ainsi que la survie des caribous. De plus, ces impacts ne doivent pas être considérés de manière individuelle, mais bien en combinaison avec les autres formes de développement anthropique qui affectent l'habitat du caribou, telles que les coupes forestières, les lignes de transport d'énergie, les mines.

Par la suite, une analyse de sélection d'habitat a été réalisée pour le caribou forestier et le loup gris dans l'aire d'étude de Charlevoix, une aire fortement aménagée où un gradient de densité de chemins et de coupes forestières rendait possible l'expression de réponses comportementales contrastées et ce, pour le caribou et son prédateur principal. Cette analyse a démontré que les caribous évitaient systématiquement toutes les

classes de chemins, sauf les chemins non classé pendant le rut. Les loups, quant à eux, évitaient les chemins carrossables pendant les périodes tanière et nomade et sélectionnaient les chemins non classés pendant toutes les périodes et les chemins forestiers pendant la période nomade. En s'appuyant sur ces deux sections, nous considérons être à même d'offrir un avis scientifique sur les trois questions qui nous ont été proposées.

1) Quelles caractéristiques un chemin forestier doit-il posséder afin de ne plus être considéré comme une perturbation pour le caribou, dans un contexte de restauration de l'habitat?

Selon les résultats des analyses, il semble que tous les chemins, peu importe le calibre, peuvent influencer le comportement du caribou à certaines périodes de l'année. L'intensité de l'évitement était variable entre les classes de chemins et leur âge, mais globalement l'évitement était généralisé, s'étendant en moyenne à 750 m pour les chemins de plus faible calibre et de 1250 m pour les chemins de plus fort calibre (Leblond et al. 2011), ce qui se situe largement au-delà du 500 m présenté par Environnement Canada (2011). Sur la Côte-Nord, Fortin et al. (2013) ont même observé un effet des chemins forestiers jusqu'à 4,5 km des chemins. De plus, la sélection annuelle marquée des loups pour les chemins non classés suggèrent que la présence de ces structures, jugées impraticables, peut tout de même faciliter les déplacements des prédateurs et augmenter les probabilités de cooccurrence loup-caribou. La présence de ces structures au sein du paysage pourrait alors grandement affecter la survie des caribous (p. ex. : Lesmerises et al. 2012, 2013; Gaudry 2013). Similairement, la littérature semble indiquer que tous les types de chemins exercent un impact sur l'écologie du caribou forestier (p. ex. Leblond et al. 2011). Les résultats de nos analyses supportent ce constat et suggèrent que les chemins peuvent affecter le comportement du caribou tant qu'ils peuvent être utilisés par l'homme ou les prédateurs. La renaturalisation des chemins (Nellemann et al. 2011) semble alors la solution la plus réaliste permettant d'éliminer l'impact des chemins sur l'écologie du caribou. Toutefois, aucun protocole établi n'existe encore quant à la procédure de renaturalisation des chemins, et seul l'exemple scandinave est actuellement disponible. Ainsi, il importe de mettre en œuvre rapidement un projet

voué à déterminer les procédures de renaturalisation ainsi que les caractéristiques qui feraient d'un chemin forestier un habitat restauré pour le caribou forestier. Toutefois, à titre comparatif, des travaux récents menés en Alberta suggèrent que la fermeture des lignes sismiques par l'utilisation de troncs d'arbres renversés perpendiculairement à l'axe de la ligne ne suffit pas à empêcher les prédateurs d'utiliser la structure linéaire.

2) À partir de quel âge les impacts des chemins sur le comportement du caribou forestier s'estompent-ils?

Aucune étude répertoriée dans la revue de littérature ne permet de répondre à cette question particulièrement spécifique. De ce fait, nous avons réalisé une analyse de sélection d'habitat qui a permis de départager les effets du calibre (c.-à-d. chemins non forestiers, carrossables et non classés) et de l'âge (c.-à-d. 0-20 ans, 20-50 ans et 50 ans et plus) des chemins forestiers, et de leur interaction, sur le comportement du caribou et de son principal prédateur, le loup gris. Malgré une légère tendance suggérant qu'à certaine période de l'année les vieux chemins soient moins évités que les plus jeunes, les résultats obtenus ne permettent pas de statuer quant à un âge à partir duquel les chemins cessent d'affecter le comportement du caribou forestier sur une base annuelle. Toutefois, il importe de rappeler qu'un changement du comportement ne résulte pas nécessairement en une conséquence démographique pour la population, mais le principe de précaution nous invite à considérer cet impact comportemental comme non négligeable. De plus, nous croyons que la qualité des données relatives aux chemins (c.-à-d. la fiabilité des informations de la table d'attribut du fichier de forme de chemins) utilisées ne nous permet pas d'établir de conclusion robuste quant à l'effet de l'âge des chemins sur le comportement du caribou forestier et qu'une collecte de données adéquates serait nécessaire.

3) Quelles modalités de fermeture permettraient d'atténuer les principaux impacts des chemins dans l'espace et le temps.

La revue de littérature a mis en évidence que le trafic n'avait que peu d'influence sur le comportement de sélection d'habitat du caribou, quoique le niveau de fréquentation par des véhicules semble inciter le caribou à accélérer lors des traversées (Leblond et al.

2013a). Toutefois, la revue de littérature mettait en évidence que les prédateurs du caribou fréquentent les routes, chemins et sentiers de randonnée, particulièrement lorsque ces infrastructures sont peu fréquentées par l'homme (p. ex. : Lesmerises et al. 2012, 2013; Gaudry 2013). De même, l'analyse de sélection d'habitat suggère que les loups fréquentent les chemins de calibres inférieurs annuellement et que les caribous évitent toutes les classes de chemins quasi-systématiquement. Conséquemment, il semble qu'un chemin forestier, tant qu'il soit praticable par des prédateurs et/ou des véhicules motorisés, même tout terrain (VTT), représente une perturbation suffisante pour induire une réponse comportementale chez le caribou et, potentiellement, un impact sur les taux vitaux et ultimement sur la démographie.

Considérant les résultats obtenus dans la présente étude, nous émettons les recommandations suivantes dans l'optique d'atténuer les impacts potentiels des chemins sur les populations de caribou forestier. Tout d'abord, nos résultats démontrent que les chemins forestiers, peu importe la classe et l'âge, constituent des perturbations qui sont évitées par le caribou et ce, au-delà de 500 m (tel que prescrit par Environnement Canada 2011). De ce fait, la gestion de la voirie forestière passe inévitablement non pas par une déclassification de certains chemins forestiers d'âge ou de calibre déterminés, mais plutôt par une fermeture et une restauration de chemins, particulièrement dans les secteurs où les autres perturbations (naturelles et anthropiques) sont faiblement représentées (p. ex. : dans les secteurs où les forêts ont plus de 50 ans; Environnement Canada 2011). En effet, ces chemins contribuent sensiblement à élever les taux de perturbations, en comparaison aux chemins qui sillonnent des habitats déjà perturbés de manière temporaire (p. ex. les parterres de coupes récentes ou les feux de moins de 40 ans) ou permanente (p. ex. : les agglomérations périurbaines, bâtiments, gravières). Nous concevons toutefois qu'il puisse être difficile de gérer les paysages où le réseau routier est déjà bien développé, particulièrement en lien avec les autres usages de la forêt (p. ex. : villégiature, travaux d'éducation de peuplement), mais soulignons qu'à tout le moins une telle approche doit être appliquée au stade de la planification de l'exploitation de nouveaux territoires forestiers alloués. De plus, la fermeture et la remise en production de certaines voies d'accès devrait – selon nous – être envisagée à court ou moyen terme comme à l'intérieur d'un plan de restauration de grande envergure qui pourrait s'appuyer sur une approche de

zonage des habitats forestiers productifs (p. ex. : aménagement intensif dans certaines zones, et écosystémique dans d'autres). Toutefois, et tel qu'énoncé précédemment, la mise en place d'un protocole de fermeture et de remise en production de chemins ainsi que d'évaluation du succès des opérations nécessite selon nous des efforts de recherche et développement plus élaborés que ce qui peut être réalisé dans un mandat du type de celui qui nous a été soumis.

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.

8. RÉFÉRENCES

- Battin, J. 2004. When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* 18: 1482-1491.
- Beringer, J.J., S.G. Seibert & M.R. Pelton. 1990. Incidence of road crossing by black bears on Pisgah National Forest, North Carolina. *Bears: their biology and management. 8th International Conference on Bear Research and Management* 8: 85-92.
- Beauchesne, D., J.A.G. Jaeger & M.-H. St-Laurent. 2013. Disentangling woodland caribou movements in response to clearcuts and roads across temporal scales. *PLoS ONE* 8: e77514.
- Beauchesne, D., J.A.G. Jaeger & M.-H. St-Laurent. 2014. Thresholds in the capacity of boreal caribou to cope with cumulative disturbances: Evidence from space use patterns. *Biological Conservation* 172: 190-199.
- Boulanger, J., K.G. Poole, A. Gunn & J. Wierzchowski. 2012. Estimating the zone of influence of industrial developments on wildlife: a migratory caribou *Rangifer tarandus groenlandicus* and diamond mine case study. *Wildlife Biology* 18: 164-179.
- Bradshaw, C.J.A., S. Boutin & D.M. Hebert. 1998. Energetic implications of disturbance caused by petroleum exploration to woodland caribou. *Canadian Journal of Zoology*, 76: 1319-1324.
- Busch, D.S. & L.S. Hayward. 2009. Stress in a conservation context: A discussion of glucocorticoid actions and how levels change with conservation-relevant variables. *Biological Conservation* 142: 2844-2853.
- Cameron, R.D., D.J. Reed, J.R. Dau & W.T. Smith 1992. Redistribution of calving caribou in response to oil-field development on the Arctic slope of Alaska. *Arctic* 45: 338-342.
- Cameron, R.D., W.T. Smith, R.G. White & B. Griffith, 2005. Central Arctic caribou and petroleum development : distributional, nutritional, and reproductive implications. *Arctic* 58: 1-9.
- Clevenger, A.P., B. Chruszczc & K.E. Gunson. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109: 15-26.
- Courtois, R., A. Gingras, D. Fortin, A. Sebbane, B. Rochette & L. Breton, 2008. Demographic and behavioural response of woodland caribou to forest harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 2837-2849.
- Curatolo, J. & S. Murphy 1986. The effects of pipelines, roads, and traffic on the movements of caribou, *Rangifer tarandus*. *Canadian Field-Naturalist* 100: 218-224.
- Dahle, B., E. Reimers & J.E. Colman. 2008. Reindeer (*Rangifer tarandus*) avoidance of a highway as revealed by lichen measurements. *European Journal of Wildlife Research* 54: 27-35.

- Duchesne, M., S.D. Côté & C. Barrette 2000. Responses of woodland caribou to winter ecotourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada. *Biological Conservation* 96: 311-317.
- Dussault, C., M. Poulin, R. Courtois & J.-P. Ouellet. 2006. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology* 12: 415-425.
- Dussault, C., 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. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *Journal of Wildlife Management* 65: 531-542.
- 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. 2011. Évaluation scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada: Mise à jour 2011. 116 p. + annexes.
- Fahrig, L. & T. Rytwinski. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14: art. 21.
- Fahrig, L., J.H. Pedlar, S.E. Pope, P.D. Taylor & J.F. Wegner. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73: 177-182.
- Faille, G., C. Dussault, J.-P. Ouellet, 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.
- Fecske, D.M., R.E. Barry, F.L. Precht, H.B. Quigley, S.L. Bittner & T. Webster, 2002. Habitat use by female black bears in Western Maryland. *Southeastern Naturalist* 1: 77-92.
- Forman, R.T.T. & L.E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-232.
- Forman, R.T.T., D. Sperling, J.A. Bissonette, A.P. Clevenger, C.D. Cutshall, V.H. Dale, L. Fahrig, R.L. France, C.R. Goldman, K. Heanue, J. Jones, F. Swanson, T. Turrentine & T.C. Winter. 2003. Road ecology: science and solutions. Island Press, Washington, 479 p.
- Fortin, D., P.-L. Buono, A. Fortin, N. Courbin, C.T. Gingras, P.R. Moorcroft, R. Courtois & C. Dussault. 2013. Movement responses of caribou to human-induced habitat edges lead to their aggregation near anthropogenic features. *American Naturalist* 181: 827-836.
- Frair, J.L., E.H. Merrill, H.L. Beyer & J.M. Morales. 2008. Thresholds in landscape connectivity and mortality risks in response to growing road networks. *Journal of Applied Ecology* 45: 1504-1513.
- Frair, J.L., F. Fieberg, M. Hebblewhite, F. Cagnacci, N.J. DeCesare & L. Pedrotti. 2010. Resolving issues of imprecise and habitat-biased locations in ecological analyses

- using GPS telemetry data. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365: 2187-2200.
- Frid, A. & L. Dill. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Ecology and Society* 6: art. 11.
- Gaudry, W. 2013. Impact des structures anthropiques linéaires sur la sélection d'habitat du caribou, de l'ours noir et du coyote en Gaspésie. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 115 p.
- Gibbs, J.P. & D.A. Steen. 2005. Trends in sex ratios of turtles in the United States: implications of road mortality. *Conservation Biology* 19: 552-556.
- Girard, I., J.-P. Ouellet, R. Courtois, C. Dussault & L. Breton. 2002. Effects of sampling effort based on GPS telemetry on home-range size estimations. *Journal of Wildlife Management* 66: 1290-1300.
- Gurarie, E., J. Suutarinen, I. Kojola & O. Ovaskainen. 2011. Summer movements, predation and habitat use of wolves in human modified boreal forests. *Oecologia* 165: 891-903.
- Harrington, F.H. 1996. Human impacts on George River Caribou: An Overview. *Rangifer Special Issue* 9: 277-278.
- Haskell, S.P., R.M. Nielson, W.B. Ballard, M.A. Cronin & T.L. McDonald. 2006. Dynamic responses of calving caribou to oilfields in northern Alaska. *Arctic* 59: 179-190.
- Hebblewhite, M., M. Percy & E.H. Merrill. 2007. Are all global positioning system collars created equal? Correcting habitat-induced bias using three bands in the central Canadian Rockies. *Journal of Wildlife Management* 71: 2026-2033.
- Hellgren, E., M. Vaughan & F. Stauffer, 1991. Macrohabitat use by black bears in a Southeastern wetland. *Journal of Wildlife Management* 55: 442-448.
- Hels, T. & E. Buchwald. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99: 331-340.
- Herfindal, I., J.-P. Tremblay, B.B. Hansen, E.J. Solberg, M. Heim & B.-E. Sæther. 2009. Scale dependency and functional response in moose habitat selection. *Ecography* 32: 849-859.
- 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.
- Jaeger, J.A.G. & L. Fahrig, 2004. Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology* 18: 1651-1657.
- 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.
- James, A.R.C., S. Boutin, D.M. Hebert & A.B. Rippin 2004. Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves. *Journal of Wildlife Management* 68: 799-809.

- Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61: 65-71.
- Johnson, C.J. & M.-H. St-Laurent. 2011. Unifying framework for understanding impacts of human developments on wildlife. Pp. 23-54 *Dans* Naugle, D.E. (éditeur). *Energy development and wildlife conservation in western North America*. Island Press, Washington.
- Keller, I. & C.R. Largiader. 2003. Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 270: 417-423.
- Klein, D.R. 1991. Caribou in the changing North. *Applied Animal Behaviour Science* 29: 279-291.
- Krausman, P.R., L.K. Harris, C.L. Blasch, K.K.G. Koenen & J. Francine. 2004. Effects of military operations on behavior and hearing of endangered Sonoran pronghorn. *Wildlife Monograph* 157: 1-41.
- Leblond, M., J. Frair, D. Fortin, C. Dussault, J.-P. Ouellet & R. Courtois. 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. *Landscape Ecology* 26: 1433-1446.
- Leblond, M., C. Dussault & J.-P. Ouellet. 2013a. Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. *Journal of Zoology* 289: 32-40.
- Leblond, M., C. Dussault & J.-P. Ouellet. 2013b. Impacts of human disturbance on large prey species: do behavioral reactions translate to fitness consequences? *PLoS One* 8: e73695.
- Leblond, M., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2014. Développement et validation d'un modèle de qualité d'habitat pour le caribou forestier *Rangifer tarandus caribou* au Québec. Université du Québec à Rimouski, pour le compte du Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. Rimouski. 87 p. + annexes.
- Leclerc, M. 2013. Sélection des sites de mise bas et survie des faons chez le caribou forestier : impacts de différentes stratégies comportementales sur la performance individuelle. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 106 p.
- 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.
- Leclerc, M., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2014. Behavioural strategies towards human disturbances explain individual performance in woodland caribou. *Oecologia* 176: 297-306.
- Lesmerises, F. 2012. Analyses de viabilité de la population de caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) de la Gaspésie. Université du Québec à Rimouski, pour le compte du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, 36 p.

- Lesmerises, F., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2012. Wolf habitat selection is shaped by human activities in a highly managed boreal forest. *Forest Ecology and Management* 276: 125-131.
- Lesmerises, F., C. Dussault, P. Drapeau & M.-H. St-Laurent. 2013a. 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.
- Lesmerises, F., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2013b. Major roadwork impacts the space use behaviour of a large carnivore. *Landscape and Urban Planning* 112: 18-25.
- Lesmerises, R., J.-P. Ouellet, C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2013c. The influence of landscape matrix on isolated patch use by wide-ranging animals: Conservation lessons for woodland caribou. *Ecology and Evolution* 3: 2880-2891.
- Losier, C. 2013. Les réponses fonctionnelles dans la sélection de l'habitat influencent la survie du caribou forestier (*Rangifer tarandus*) en forêt boréale. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 71 p.
- Manly, B.F.J., L.L. McDonald, 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 Publishers, 221p.
- Mansergh, I.M. & D.J. Scotts, 1989. Habitat continuity and social organization of the mountain pygmy-possum restored by tunnel. *Journal of Wildlife Management*, 53: 701-707.
- Mattson D.J. & T. Merrill. 2002. Extirpations of grizzly bears in the contiguous United States, 1850-2000. *Conservation Biology* 16: 1123-1136.
- McLoughlin, P.D., L.R. Walton, H.D. Cluff, P.C. Paquet & M.A. Ramsay. 2004. Hierarchical habitat selection by tundra wolves. *Journal of Mammalogy* 85: 576-580.
- Mitchell, M. & R. Powell. 2003. Response of black bears to forest management in the Southern Appalachian mountains. *Journal of Wildlife Management* 67: 692-705.
- Moreau, G., D. Fortin, S. Couturier & T. Duchesne. 2012. Multi-level functional responses for wildlife conservation: the case of threatened caribou in managed boreal forests. *Journal of Applied Ecology* 49: 611-620.
- Murphy S.M. & J.A. Curatolo. 1987. Activity budgets and movement rates of caribou encountering pipelines, roads, and traffic in northern Alaska. *Canadian Journal of Zoology* 65: 2483-2490.
- Nellemann, C. & R.D. Cameron. 1998. Cumulative impacts of an evolving oil-field complex on the distribution of calving caribou. *Canadian Journal of Zoology* 76: 1425-1430.
- 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.

- Nellemann, C., I. Vistnes, P. Jordhøy, O.-G. Støen, B. P. Kaltenborn, F. Hanssen & R. Helgesen. 2010. Effects of recreational cabins, trails and their removal for restoration of reindeer winter ranges. *Restoration Ecology* 18: 873-881.
- Neufeld, L. 2006. Spatial dynamics of wolves and woodland caribou in an industrial forest landscape in westcentral Alberta. Mémoire de maîtrise, University of Alberta, Edmonton, 169 p.
- 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>
- Phillips, G.E. & A.W. Alldredge. 2000. Reproductive success of elk following disturbances by humans during calving season. *Journal of Wildlife Management* 64: 521-530.
- Pinard, V., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin & R. Courtois. 2012. Calving rate, calf survival rate and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape. *Journal of Wildlife Management* 76: 189-199.
- 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.
- Post, E. & D.R. Klein. 1999. Caribou calf production and seasonal range quality during a population decline. *Journal of Wildlife Management* 63: 335-345.
- Potvin F. & L. Breton. 1988. Use of a net gun for capturing white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, on Anticosti Island, Québec. *Canadian Field-Naturalist* 102: 697-700.
- Reijnen, R., R. Foppen, C. Ter Braak & J. Thissen. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. 3. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32: 187-202.
- Reimers, E., S. Eftestøl & J.E. Colman. 2003. Behavior responses of wild reindeer to direct provocation by a snowmobile or skier. *Journal of Wildlife Management* 67: 747-754.
- 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.
- Renaud, L.-A. 2012. Aperçu des effets du dérangement anthropique sur les niveaux de stress exprimés par le caribou forestier. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 97 p.
- Robitaille A. & J.-P. Saucier. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les publications du Québec, Québec, 214 p.
- Rogala, J.K., M. Hebblewhite, J. Whittington, C.A. White, J. Coleshill & M. Musiani. 2011. Human activity differentially redistributes large mammals in the Canadian Rockies National Parks. *Ecology and Society* 16: art. 16.
- Rudolph, T.D., 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 - Northern Québec, Montréal, 83 p.
- Schaefer, J.A. 2003. Long-term range recession and the persistence of caribou in the taiga. *Conservation Biology* 17: 1435-1439.

- Seip, D.R. 1992. Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British-Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 70: 1494-1503.
- Sheriff, M.J., C.J. Krebs & R. Boonstra. 2009. The sensitive hare: sublethal effects of predator stress on reproduction in snowshoe hares. *Journal of Animal Ecology* 78: 1249-1258.
- Skarin, A. 2006. Reindeer use of alpine summer habitats. Thèse de doctorat, Université d'Uppsala, Suède, 30 p.
- Spellerberg, I.F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography* 7: 317-333.
- St-Laurent, M.-H., L.-A. Renaud, M. Leblond & D. Beauchesne. 2012. Synthèse des connaissances relatives aux impacts des routes sur l'écologie du caribou. *Naturaliste Canadien* 136: 42-47.
- Stussy, R.J., W.D. Edge & T.A. O'Neil. 1994. Survival of resident and translocated female elk in the Cascade Mountains of Oregon. *Wildlife Society Bulletin* 22: 242-247.
- Switalski, T.A. & C.R. Nelson. 2011. Efficacy of road removal for restoring wildlife habitat: black bear in the Northern Rocky mountains, USA. *Biological Conservation* 144: 2666-2673.
- Switalski, T.A., J.A. Bissonette, T.H. DeLucas, C.H. Luce & M.A. Madej. 2004. Benefits and impacts of road removal. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 21-28.
- Tremblay-Gendron, S. 2012. Influence des proies sur le déplacement d'un prédateur: étude du système loup-orignal-caribou. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 86 p.
- Trombulak, S.C. & C.A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18-30.
- Unsworth J.W., J.J. Beecham & L.R. Irby. 1989. Female black bear habitat use in West-Central Idaho. *Journal of Wildlife Management* 53: 668-673.
- Tyler, N.J.C. 1991. Short-term behavioral-responses of Svalbard reindeer *Rangifer tarandus platyrinchus* to direct provocations by a snowmobile. *Biological Conservation* 56: 179-194.
- Vistnes, I.I. & C. Nellemann 2001. Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. *Journal of Wildlife Management* 65: 915-925.
- Vistnes, I.I., C. Nellemann, P. Jordhoy & O. Strand 2001. Wild reindeer: impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. *Polar Biology* 24: 531-537.
- Vistnes, I.I., C. Nellemann, P. Jordhoy & O.G. Støen. 2008. Summer distribution of wild reindeer in relation to human activity and insect stress. *Polar Biology* 31: 1307-1317.
- Vors, L.S., J.A. Schaefer, B.A. Pond, A.R. Rodgers & B.R. Patterson. 2007. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. *Journal of Wildlife Management* 71: 1249-1256.

- Wasser, S.K., J.L. Keim, M.L. Taper & S.R. Lele. 2011. The influences of wolf predation, habitat loss, and human activity on caribou and moose in the Alberta oil sands. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 546-551.
- Weir, J.N., S.P. Mahoney, B. McLaren & S.H. Ferguson. 2007. Effects of mine development on woodland caribou *Rangifer tarandus* distribution. *Wildlife Biology* 13: 66-74.
- Whittington, J., C.C. St.Clair & G. Mercer. 2005. 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. Wilmshurst & M. Musiani. 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology* 48: 1535-1542.
- Wolfe, S.A., B. Griffith & C.A.G. Wolfe, 2000. Response of reindeer and caribou to human activities. *Polar Research* 19: 63-73.
- Zollner, P.A. & S.L. Lima. 2005. Behavioural tradeoffs when dispersing across a patchy landscape. *Oikos* 108: 219-230.