



Université du Québec
à Rimouski

**EFFETS DES CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES
LOCALES SUR LA SÉLECTION D'HABITAT DU CARIBOU
DES BOIS FACE AUX PERTURBATIONS ANTHROPIQUES
EN FORÊT BORÉALE**

Mémoire présenté

dans le cadre du programme de maîtrise en biologie

en vue de l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.)

PAR

© **ÉLOÏSE LESSARD**

Décembre 2023

Composition du jury :

Emmanuelle Chrétien, présidente du jury, Université du Québec à Rimouski

Martin-Hugues St-Laurent, directeur de recherche, Université du Québec à Rimouski

Chris J. Johnson, codirecteur de recherche, University of Northern British Columbia

Justina Ray, examinatrice externe, Wildlife Conservation Society Canada

Dépôt initial le 25 août 2023

Dépôt final le 21 décembre 2023

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

REMERCIEMENTS

J'aimerais débiter par remercier mon directeur de recherche, Martin-Hugues, pour son support constant et la confiance octroyée tout au long de ce projet de maîtrise qui, rappelons-le, a débuté en pleine pandémie mondiale... Tes encouragements, tes conseils et le temps investi semaine après semaine sont grandement appréciés, et m'auront permis de mener à terme ce projet de maîtrise tout en développant mon intérêt pour la recherche. Merci infiniment d'avoir cru en moi, mais surtout merci d'être une figure inspirante au sein du labo et de nous transmettre ta passion. Ce fut un plaisir pour moi de faire partie de l'équipe St-Laurent pour la durée de ma maîtrise, et les outils que j'y ai acquis me seront utiles dans le futur, j'en suis convaincue!

I would also like to thank my co-supervisor, Chris, who was very helpful and supportive during my journey as a master student. A special thanks for your kindness and your warm welcome during my stay in Prince George. My semester at UNBC was very rewarding, and I'm glad to have been able to work more closely with you during those months. I keep very fond memories of my time in British Columbia, especially of the moment I got to see real caribou for the very first time in my life. Thank you so much for this unforgettable experience!

J'aimerais aussi remercier les personnes et les organismes subventionnaires qui ont permis la réalisation de cette étude, à savoir Cheryl-Ann Johnson d'Environnement et Changement climatique Canada pour une subvention Grants and Contribution et le Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada pour une subvention à la découverte, toutes deux octroyées au professeur Martin-Hugues St-Laurent. Merci au British Columbia Ministry of Water, Land and Resource Stewardship et à Agnès Pelletier, ainsi qu'au ministère de l'Environnement, de la lutte aux Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec pour l'accès aux données utilisées dans le cadre de mon

projet. Je remercie également le Fond de Recherche du Québec- Nature et Technologies et le Programme de bourses pour la mobilité étudiante de l'UQAR pour des bourses d'étude et de mobilité qui m'ont été offertes pendant ma maîtrise.

Merci également aux membres du jury qui ont participé à l'évaluation de mon devis de recherche : François Vézina (UQAR) et Mathieu Leblond (Environnement et Changement climatique Canada), dont les nombreux conseils et pistes de réflexions ont aidé à l'avancement de mon projet. Merci également à Emmanuelle Chrétien (UQAR) et Justina Ray (Wildlife Conservation Society Canada) pour la révision du présent mémoire et dont les commentaires auront contribué à en améliorer le contenu. Un gros merci aux professionnelles de recherche de l'équipe de recherche en gestion de la faune terrestre, Kimberly Malcolm et Jacinthe Gosselin, pour votre aide lors des analyses géomatiques ou statistiques, de la création de figures et pour vos commentaires constructifs toujours pertinents lors de mes présentations. Sachez que votre travail est grandement apprécié!

Merci à l'ensemble de mes collègues et amis de l'Équipe de recherche en gestion de la faune terrestre (et aux autres copains des labos Bêty et Berteaux qui partagent notre espace de travail), ce fut un plaisir de partager les dernières années avec vous. Les sorties de groupe au Baromètre ou sur le bord du fleuve m'ont aidé à gérer mon stress perpétuel et m'ont permis de profiter pleinement de ma maîtrise à Rimouski. J'aimerais pouvoir vous remercier individuellement, mais la quantité d'étudiants gradués du labo côtoyés lors de ma maîtrise rendrait ces remerciements interminables. Je vais toutefois prendre le temps de remercier mes collègues du 401.1 avec qui j'ai passé la majeure partie de mon temps à l'université. Merci à Rebecca, Fabien et Chloé, pour vos conseils et votre touche d'humour quotidienne. Je vais m'ennuyer de vous, de notre « Tour d'ivoire » (incluant la collection de faune en peluche du bureau de Reb) et de vos interprétations uniques de Notre-Dame de Paris. Un merci tout particulier à Laurie, qui a commencé son projet de maîtrise en même temps que le mien et avec qui j'ai eu de nombreuses discussions éclairantes. Merci d'avoir su répondre à plusieurs de mes questions et de m'avoir laissé te déranger constamment quand mon cerveau n'en pouvait plus de faire de la rédaction ou de la programmation.

Finalement, j'aimerais remercier mes parents, qui m'ont encouragé tout au long de mon parcours scolaire. Merci d'avoir nourri ma curiosité, de m'avoir aidé à développer un esprit critique et d'avoir veillé sur mon précieux lors des nombreuses occasions où mes études m'amenaient loin du Québec. Vous avez ma reconnaissance éternelle! En tout dernier, je veux remercier Simon, mon humain préféré et mon meilleur ami, pour sa présence constante à mes côtés et sa patience à toute épreuve. Merci de croire en moi, de me faire rire et d'être toujours partant pour de nouvelles aventures!

RÉSUMÉ

Les changements climatiques représentent une menace grandissante pour la biodiversité mondiale puisqu'ils auront des impacts sévères sur plusieurs écosystèmes. La forêt boréale canadienne, déjà fortement perturbée par les activités d'exploitation des ressources, est un biome particulièrement à risque en raison de l'importante augmentation de température attendue au cours des prochaines décennies. Plusieurs espèces en subiront les effets, d'autant plus que certaines doivent déjà faire face à d'autres moteurs de déclin. C'est le cas de plusieurs populations boréales du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*, ci-après caribou), dont l'autosuffisance est compromise par la perte et la fragmentation d'habitats naturels découlant de perturbations cumulées. Le présent mémoire visait à étudier l'effet des conditions météorologiques locales (température, précipitations, épaisseur et densité de neige) sur la sélection d'habitat du caribou face aux perturbations anthropiques. Je me suis intéressée à la réponse comportementale de dix populations de caribous distribuées au Québec et en Colombie-Britannique, couvrant un large gradient climatique et différents types de perturbations, au cours de six périodes biologiques distinctes. Mes résultats montrent certains patrons communs tels qu'une augmentation de la sélection des peuplements matures et de l'évitement des milieux ouverts avec des températures plus chaudes en été. Toutefois, j'ai également observé une grande variation de réponses entre les populations, suggérant l'existence d'une plasticité comportementale face aux interactions entre les conditions météorologiques et les perturbations anthropiques. Par exemple, l'épaisseur et la densité de neige modulaient la sélection des structures linéaires durant l'hiver de manière différente entre les populations à l'étude. Mes résultats laissent croire qu'une interaction entre les changements climatiques et la perte d'habitat est probable, et suggèrent que le comportement de thermorégulation, l'accès aux ressources et la capacité de mouvement du caribou pourraient en être affectés. De telles réponses comportementales pourraient altérer les stratégies d'utilisation de l'espace et de ségrégation spatiale du caribou face au risque de prédation, avec des conséquences possibles sur l'autosuffisance des populations. Ce mémoire souligne qu'il est nécessaire de prendre en compte les interactions potentielles entre divers facteurs de déclin et de s'attarder aux variations comportementales entre groupes d'individus pouvant indiquer la présence de plasticité comportementale.

Mots clés : Caribou boréal, changements climatiques, fonction de sélection de ressources, plasticité comportementale, *Rangifer tarandus caribou*

ABSTRACT

Climate change represents a growing threat to biodiversity and will have great impacts on several ecosystems. Canada's boreal forest is especially at risk due to the relatively large increases in temperature expected over the next decades. In combination with the ongoing industrial development, climate change may lead to the continued decline or loss of a number of conservation-dependent species. It could affect the persistence of many boreal populations of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*, hereafter caribou), whose current decline is largely caused by habitat change, loss, and fragmentation. However, the potential effects of climate change in combination with landscape change are not well understood. I investigated the interacting effect of anthropogenic disturbance and local weather conditions (temperature, precipitation, snow depth and density) on the habitat selection of 10 populations of boreal caribou distributed in Québec and British Columbia, over six distinct biological periods. My results show some common patterns such as an increasing selection of mature stands and an avoidance of open habitats with warmer temperature in summer. However, we also observed important variations in resource selection among populations, suggesting the presence of behavioural plasticity in responses to the interactions between weather conditions and anthropogenic disturbances. For example, I observed interpopulation differences in the effect of snow depth and density on the avoidance of linear features. My results suggest that the thermoregulatory behaviour, access to resources and movement capacity of caribou will most likely be affected by an interaction between climate change and habitat loss. Such behavioural responses could alter the space use and spatial segregation strategies of caribou in response to predation risk, with possible consequences for population sustainability. This thesis emphasizes the need to consider the potential interactions between different drivers of decline and to focus on behavioural variations between groups of individuals which may indicate the presence of behavioural plasticity.

Keywords: Behavioural plasticity, boreal caribou, climate change, resource selection function, *Rangifer tarandus caribou*

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	vii
RÉSUMÉ.....	xi
ABSTRACT.....	xiii
TABLE DES MATIÈRES.....	xv
LISTE DES TABLEAUX.....	xvii
LISTE DES FIGURES.....	xix
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
LA BIODIVERSITÉ FACE AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES.....	2
ÉTUDE DES CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES LOCALES.....	4
SÉLECTION D’HABITAT.....	5
PERTURBATIONS ANTHROPIQUES EN FORÊT BORÉALE CANADIENNE.....	8
LE CAS DES POPULATIONS BORÉALES DU CARIBOU DES BOIS.....	12
OBJECTIFS, HYPOTHÈSE ET RÉSUMÉ DES PRINCIPAUX RÉSULTATS.....	15
CHAPITRE 1 LES CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES LOCALES INTERAGISSENT AVEC LES PERTURBATIONS ANTHROPIQUES POUR FAÇONNER LE COMPORTEMENT DU CARIBOU BORÉAL LE LONG D’UN LARGE GRADIENT CLIMATIQUE.....	18
1.1 RÉSUMÉ EN FRANÇAIS DE L’ARTICLE.....	18
1.2 LOCAL WEATHER INTERACTS WITH ANTHROPOGENIC DISTURBANCES TO SHAPE THE BEHAVIOUR OF BOREAL CARIBOU ACROSS A LARGE CLIMATE GRADIENT.....	20
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	79
RETOUR SUR LES PRINCIPAUX RÉSULTATS.....	80
CONTRIBUTIONS THÉORIQUES.....	82

IMPLICATIONS POUR LA CONSERVATION DU CARIBOU BORÉAL	85
LIMITES DE L'ÉTUDE	87
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	89
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	93

LISTE DES TABLEAUX

Table 1. Description of the candidate resource selection function models and their associated hypotheses and predictions for 214 adult female boreal caribou in five herds located in Québec between 2004 and 2021, and 195 female caribou from five herds in British Columbia, Canada, between 2011 and 2021.....	38
Table 2. Description of landcover types available to caribou in the provinces of Québec (QC) and British Columbia (BC), Canada. For some landcover types, the descriptions differ between provinces and are preceded by QC or BC.....	39
Table S1. Preliminary resource selection function models designed to test the relationship between selection and topographic variables for boreal caribou monitored within 10 population in Québec and British Columbia, Canada. Animal ID was included as a random effect.	49
Table S2 Preliminary resource selection function models designed to test the relationship between selection and linear features variables for caribou monitored within 10 population in Québec and British Columbia, Canada. The best ranking topographic variables were included with animal ID as a random effect.....	51
Table S3 Dates corresponding to the beginning of each of the biological periods identified with the movement rates and the net displacement of the caribou from each of the 10 studied populations.	54
Table S4. Results from the model selection process for the set of resource selection function candidate models built to evaluate habitat selection in the 10 populations of woodland caribou for British Columbia and Québec along with the mean (\pm SD) Spearman correlation coefficient resulting from the 10-fold cross validation, each retaining 75% of the data, of the best ranking model for each population and biological period. Animal ID was used as random effect for all model tested and linear term for the slope or the elevation was included when squared term was used.	57

LISTE DES FIGURES

Figure 0.1 : Description des cinq principaux facteurs du déclin de la biodiversité pouvant interagir entre eux, avec exemples d’interactions possibles entre les changements climatiques et l’altération de l’habitat.	2
Figure 0.2 : Représentations des différentes composantes anthropiques et météorologiques, avec leurs possibles interactions, et leurs effets prévus sur certains processus biologiques influençant (ligne pleine) ou pouvant influencer (lignes pointillées) la sélection d’habitat du caribou boréal.	16
Figure 1. Location of study areas in Canada (overview map, bottom right), and distribution of anthropogenic and natural disturbances throughout the range of monitored boreal caribou in British Columbia (left) and Québec (top right). Ranges are represented with population-level minimum convex polygons (MCP) in Québec using locations from caribou monitored between 2004–2021 and with a provincial MCP using locations from caribou monitored between 2011–2021 in British Columbia.	40
Figure 2. Boxplots representing distribution of weather parameters for six biological periods across the range of 10 populations of boreal caribou in Québec and British Columbia. Area of forestry cutovers and density of roads and seismic lines are presented below weather data.	41
Figure 3. Coefficients from the best ranking resource selection functions representing the interactions between temperature and disturbance, measured as landcover types and linear features for 10 populations of woodland caribou studied over six biological periods in British Columbia, left of dividing line, and Québec, right of dividing line, Canada.	42
Figure 4. Representation of the significant interactions between temperature and the linear feature variables retained in the most parsimonious resource selection functions for boreal caribou during summer (top) and calving (bottom). Dotted lines with blue confidence intervals correspond to the 5th percentiles of the linear feature variable (low density or smaller distance) while full line with red confidence intervals correspond to the 95th percentile (high density or greater distance).	43
Figure 5. Coefficients from the best ranking resource selection functions representing the interactions between precipitation and disturbance, measured as	

landcover types and linear features for 10 populations of woodland caribou studied over six biological periods in British Columbia, left of dividing line, and Québec, Canada. 44

Figure 6. Coefficients from the best ranking resource selection functions representing the interactions between snow depth and disturbance, measured as landcover types and linear features for 10 populations of woodland caribou studied over six biological periods in British Columbia, left of dividing line, and Québec, Canada. 45

Figure 7. Coefficients from the best ranking resource selection functions representing the interactions between snow density and disturbance, measured as landcover types and linear features for 10 populations of woodland caribou studied over six biological periods in British Columbia, left of dividing line, and Québec, Canada. 46

Figure 8. Representation of the significant interactions between snow depth and the linear feature variables retained in the most parsimonious resource selection functions for boreal caribou during early winter (top) and late winter (bottom). Dotted lines with blue confidence intervals correspond to the 5th percentiles of the linear feature variable (low density or smaller distance) while full line with red confidence intervals correspond to the 95th percentile (high density or greater distance). 47

Figure 9. Representation of the significant interactions between snow density and the linear feature variables retained in the most parsimonious resource selection functions for boreal caribou during early winter (top) and late winter (bottom). Dotted lines with blue confidence intervals correspond to the 5th percentiles of the linear feature variable (low density or smaller distance) while full line with red confidence intervals correspond to the 95th percentile (high density or greater distance). 48

INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'augmentation rapide de la taille de la population humaine au cours du dernier siècle impose actuellement une pression grandissante sur les écosystèmes, notamment en modifiant leur structure, leur fonctionnement et leur composition (Eigenbrod et al. 2011; Elmhagen et al. 2015; Zeeman et al. 2017). Les différentes stratégies d'utilisation des terres pour subvenir aux besoins croissants de cette population entraînent une perte de biodiversité rapide à l'échelle mondiale (Butchart et al. 2010; Powers et Jetz 2019) à un rythme comparable à celui des extinctions de masse connues précédemment (Barnosky et al. 2011). En milieu terrestre, la perte, la fragmentation et la dégradation des habitats naturels associées à l'expansion des terres agricoles, aux activités d'exploitation des ressources ou aux développements urbains, sont actuellement considérées comme le plus important moteur de déclin de la biodiversité (IPBES 2019). Pour plusieurs espèces peu tolérantes aux changements rapides de leur environnement, les perturbations humaines peuvent engendrer des réponses comportementales et physiologiques qui auront un impact sur les taux vitaux des individus (p. ex. survie, recrutement) et, ultimement, sur la trajectoire démographique d'une population (Johnson et St-Laurent 2011).

En plus de l'altération des habitats naturels, la surexploitation des populations végétales ou fauniques, la pollution, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes et les changements climatiques sont reconnus comme les quatre autres principaux moteurs de déclin de la biodiversité (Maxwell et al. 2016; Mazor et al. 2018; WWF 2020). Parmi eux, les changements climatiques représentent une menace croissante pour de nombreuses espèces et pourraient interagir avec les autres facteurs de déclin, en particulier avec les processus de perte, de fragmentation et de dégradation des habitats naturels, accentuant par le fait même leurs impacts sur la faune (Travis 2003; Mantyka-Pringle et al. 2015; Segan et al. 2016) (voir Figure 0.1). Bien qu'il demeure difficile de prévoir avec exactitude ses effets

à long terme, plusieurs études montrent que les changements climatiques pourraient devenir le premier facteur de déclin de la biodiversité au cours des prochaines décennies (Bellard et al. 2012; Nunez et al. 2019; Weiskopf et al. 2020; Woo-Durand et al. 2020).

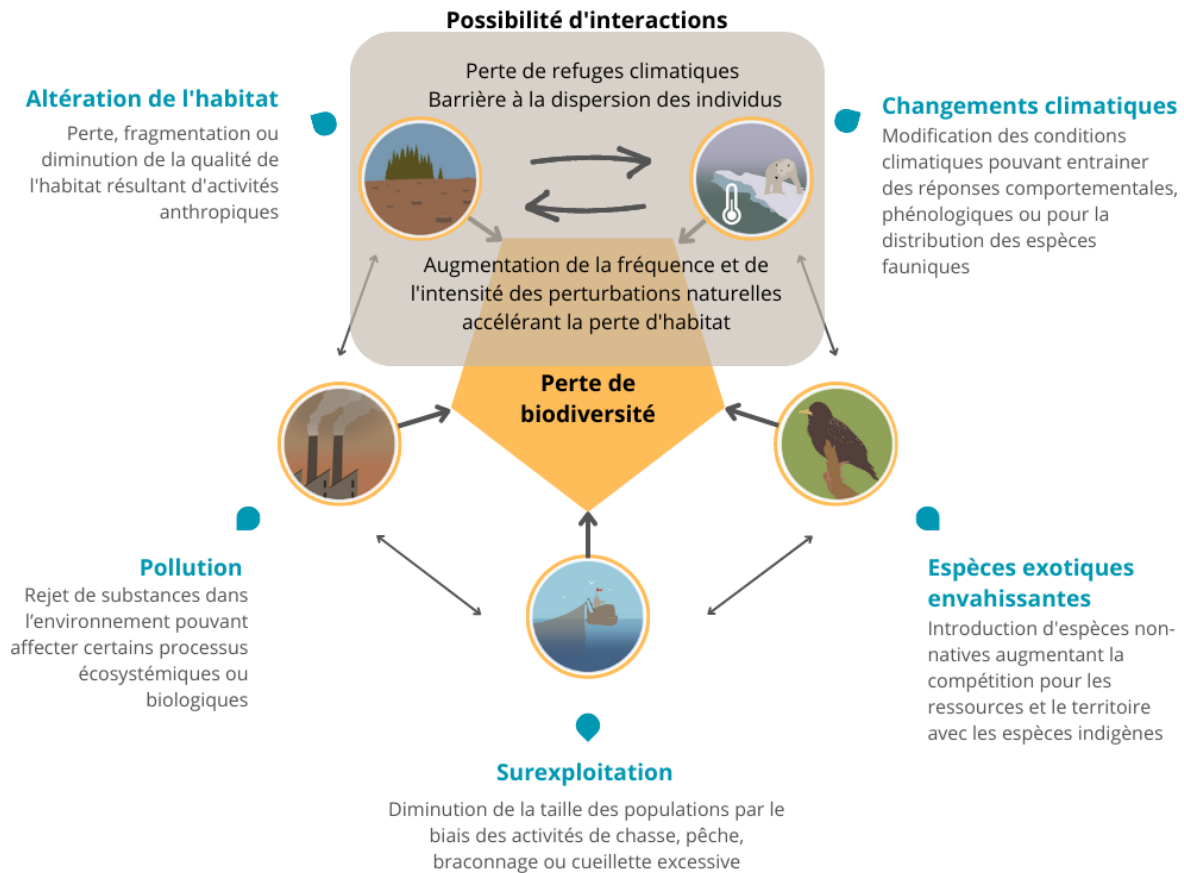


Figure 0.1 : Description des cinq principaux facteurs du déclin de la biodiversité pouvant interagir entre eux, avec exemples d'interactions possibles entre les changements climatiques et l'altération de l'habitat.

LA BIODIVERSITÉ FACE AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Plusieurs espèces animales subiront les effets directs et indirects des changements climatiques, faisant en sorte que les individus devront ajuster certaines facettes de leur écologie face aux nouvelles conditions environnementales (Bellard et al. 2012; Thurman et al. 2020). Chez certaines populations, on observe déjà un déplacement géographique des

individus, généralement vers des altitudes ou des latitudes plus élevées, entraînant éventuellement des changements au niveau de la distribution de l'espèce (Thomas 2010; Chen et al. 2011; Lenoir et Svenning 2014). Il en résulte une contraction de leur aire de répartition (Gibson et al. 2010), confinant les individus à de petites aires géographiques où les conditions climatiques demeurent adéquates (voir Bolitho et Newell 2022). Ces populations, souvent isolées et de petite taille, voient leur habitat perdre en connectivité et deviennent alors davantage susceptibles aux événements stochastiques pouvant mener à des extinctions locales (Isaac 2009; Benson et al. 2016; Wan et al. 2019). Toutefois, un gain en biodiversité est prévu vers les latitudes plus élevées, alors que ces régions pourraient être colonisées par des espèces élargissant leur distribution pour profiter de nouvelles zones où les conditions climatiques leur sont favorables (Berteaux et al. 2018). Ce phénomène pourrait apporter des changements au niveau des relations interspécifiques (Gilman et al. 2010; Bellard et al. 2012), notamment en favorisant l'expansion d'espèces exotiques envahissantes au détriment d'espèces indigènes (Rahel et Olden 2008; Finch et al. 2021). La compétition entre espèces sympatriques pourrait aussi être exacerbée par une augmentation de la température, rendant les espèces mieux adaptées aux conditions chaudes plus compétitives et reléguant les autres dans des habitats de moindre qualité (Milazzo et al. 2013).

Certaines populations pourraient toutefois faire preuve de plasticité afin de persister dans un site malgré les changements de conditions climatiques observées localement (Thurman et al. 2020). Cette capacité des individus à moduler leur physiologie, leur morphologie, leur comportement ou même certains traits d'histoire de vie pour mieux répondre à leur environnement immédiat (Whitman et Agrawal 2009; Pfennig 2021) pourrait, à long terme, mener l'espèce à s'adapter aux nouvelles conditions climatiques (Austin et al. 2013). On observe déjà une vaste gamme de réponses phénologiques face aux changements climatiques (en particulier pour les événements de reproduction et de migration : Frick et al. 2012; Cohen et al. 2018; Lehikoinen et al. 2019; Inouye 2022) chez plusieurs espèces devant s'adapter à de nouvelles conditions environnementales et aux disponibilités changeantes des ressources. Par exemple, de nombreuses études effectuées

sur des populations d'oiseaux ont montré une grande plasticité au niveau de la date de nidification ou de ponte (voir Cappello et Boersma 2021; Messmer et al. 2021), pouvant être devancées pour suivre l'augmentation de la température des dernières décennies (Matthysen et al. 2011; Bates et al. 2022). Cependant, les dates d'émergence des ressources alimentaires végétales (Ross et al. 2017) ou des invertébrés (Shipley et al. 2022) sont encore plus hâtives, induisant un décalage phénologique qui s'amplifie lui aussi rapidement. L'accès à des ressources alimentaires de qualité s'en trouve restreint, ce qui affecte la production de jeunes ainsi que leur croissance (Ross et al. 2018). Les changements climatiques peuvent aussi engendrer une variété de réponses comportementales (Beever et al. 2017), pouvant affecter les taux vitaux, et potentiellement menacer l'autosuffisance d'une population (Selwood et al. 2014; Buchholz et al. 2019). Pour mieux comprendre les variations de comportement attendues avec les changements climatiques et leurs impacts potentiels sur la démographie d'une population, étudier l'effet de certaines variables météorologiques sur la faune peut s'avérer une avenue intéressante.

ÉTUDE DES CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES LOCALES

Le climat fait communément référence aux patrons d'interactions à grande échelle spatio-temporelle entre différentes composantes, dont la température, les précipitations, la circulation atmosphérique, l'humidité et la radiation solaire (Watson 1963). Comme ces interactions sont complexes et se mesurent sur de vastes étendues géographiques et sur plusieurs décennies (Forchhammer et Post 2004; Borrelli et al. 2020; Deb et al. 2020), il est parfois difficile de documenter les liens entre les changements du climat et les différentes réponses exprimées par les espèces fauniques. Il est toutefois possible d'utiliser les variations des conditions météorologiques locales comme proxy du climat afin de tirer des inférences quant aux effets potentiels des changements climatiques sur les différentes populations animales (Hetem et al. 2012; Cunningham et al. 2015; Rabaiotti et Woodroffe 2019).

Plusieurs études ont montré que les conditions météorologiques locales, qui correspondent aux déviations à court terme des patrons généraux du climat, donc aux conditions spécifiques pour une région particulière à un moment précis (Moore et al. 2010), peuvent avoir un impact sur différents types de comportement. Par exemple, le vent, l'humidité, la température, les précipitations et les radiations solaires peuvent exercer une influence sur les patrons d'activité de plusieurs espèces de petits mammifères (Stokes et al. 2001; Williams et al. 2014). De grands ongulés comme le pécarri à lèvres blanches (*Tayassu pecari* : Peterson et al. 2021) et l'orignal (*Alces alces*: Borowik et al. 2020) sont également sensibles aux épisodes de chaleur, durant lesquels ils augmentent leur niveau d'activité à l'aube et au crépuscule, des périodes où les températures sont typiquement moins élevées, au détriment d'une activité davantage diurne sous de plus faibles températures. Pour certaines espèces capables de moduler leur température corporelle et d'abaisser leur métabolisme en réponse aux conditions environnementales, la température influencerait aussi la durée et la fréquence des épisodes de torpeur. C'est notamment le cas chez l'opossum nain des montagnes (*Burramys parvus* : Geiser et Broome 1993) et chez une variété d'espèces de chauve-souris (par exemple *Myotis sodalis* : Bergeson et al. 2021 et *Myotis thysanodes* : Alston et al. 2022). En hiver, la neige peut également influencer la capacité de déplacement de différentes espèces. La chèvre de montagne (*Oreamnos americanus* : Richard et al. 2014) et le bison des bois (*Bison bison athabasca* : Sheppard et al. 2021) réduisent leur taux de mouvement de manière notable, en réponse à la quantité de neige récemment tombée et à l'épaisseur du couvert neigeux, respectivement.

SÉLECTION D'HABITAT

On peut définir l'habitat comme étant la combinaison de caractéristiques physiques et biologiques d'un milieu qui en permet l'occupation par un organisme, en permettant sa survie et sa reproduction (Hall et al. 1997). La manière dont les animaux se déplacent dans leur habitat et interagissent avec différentes composantes de leur environnement peut nous renseigner sur l'effet de facteurs météorologiques et des perturbations anthropiques sur le comportement animal et ainsi aider à mieux comprendre certaines trajectoires

démographiques (Boyce et al. 2016). Par exemple, le comportement de sélection d'habitat, pouvant varier selon l'échelle spatiale ou temporelle à l'étude (Johnson 1980), peut nous renseigner sur les facteurs limitants guidant la sélection et l'évitement de certaines composantes d'habitat en comparant leur utilisation à leur disponibilité dans un milieu donné (Montgomery et Roloff 2017). Comme les différents habitats disponibles n'offrent pas les mêmes caractéristiques abiotiques (p. ex. microclimats, possibilité d'abris, proximité à un point d'eau) et biotiques (p. ex. accès aux ressources alimentaires, compétition et risque de prédation) (Gorini et al. 2012; Zhang et al. 2022), les individus sélectionnent leur habitat de façon hiérarchique en réponse aux différents facteurs limitants de leur environnement (Rettie et Messier 2000; Dussault et al. 2005; Ripari et al. 2022). Il existe 4 niveaux de sélection proposés par Johnson (1980); au fil des niveaux, les choix d'un individu exprimés à plus fine échelle sont contraints par les décisions prises à plus grande échelle. Ces niveaux correspondent à (1) la distribution géographique de l'espèce, (2) au domaine vital de l'individu, (3) à l'utilisation des différents habitats présents dans le domaine vital et (4) à l'utilisation des ressources à l'intérieur des parcelles d'habitats.

Bien entendu, le climat influence la sélection d'habitat à très grande échelle et affecte la distribution des espèces en favorisant leur expansion ou en restreignant leur capacité de dispersion (Harrison et al. 2006 ; Elmhagen et al. 2017). À plus fine échelle, ce sont les conditions météorologiques locales qui peuvent exercer une influence sur les autres niveaux de sélection d'habitat (Wilbert et al. 2000; Sunde et al. 2014). Par exemple, chez le lièvre européen (*Lepus europaeus*), la taille du domaine vital journalier augmente avec la température et diminue avec l'humidité et les précipitations (Mayer et al. 2019). Pour un herbivore de plus grande taille, le cerf élaphe (*Cervus elaphus*), la taille du domaine vital est corrélée à la température, les précipitations et le couvert de neige, et cette relation varie selon la saison et l'échelle temporelle (Rivrud et al. 2010). Au niveau de l'utilisation des parcelles d'habitat (3^e ordre de sélection de Johnson 1980), il a été observé qu'une température ambiante plus élevée que la zone de thermoneutralité de deux espèces de tatous (*Euphractus sexcinctus* et *Tolypeutes matacus*) entraînait une sélection pour les zones forestières couvertes pouvant servir de refuge thermique (Attias et al. 2018). Un

phénomène semblable est observable chez l'original, qui évite les milieux ouverts et sélectionne les couverts forestiers plus denses lors de températures chaudes (Dussault et al. 2004; van Beest et al. 2012). À plus fine échelle encore (c.-à-d. 4^e ordre de Johnson 1980), l'épaisseur de la neige influence la sélection des sites de recherche de nourriture du wombat (*Vombatus ursinus* : Matthews 2010) ainsi que l'accès aux ressources alimentaires de la niverolle alpine (*Montifringilla nivalis* : Resano-Mayor et al. 2019) et du renne du Svalbard (*Rangifer tarandus platyrhynchus* : Van der Wal et al. 2000). Les conditions météorologiques locales peuvent ainsi agir comme facteur limitant à différentes échelles et affecter la capacité des individus à se maintenir dans un habitat donné.

Les perturbations anthropiques peuvent également influencer le comportement de sélection d'habitat en agissant sur l'effet de différents facteurs limitants, outre ceux uniquement liés aux conditions météorologiques. Par exemple, l'abondance et l'accessibilité de ressources alimentaires disponibles dans certains milieux perturbés peuvent en favoriser la sélection par des espèces ayant des besoins alimentaires élevés, un phénomène observé à différentes échelles de sélection chez l'ours noir (*Ursus americanus*) qui sélectionne les parterres de régénération de coupes où la biomasse de petits fruits est élevée (Brodeur et al. 2008). La présence d'infrastructures humaines peut aussi affecter la sélection d'habitat pour des espèces opportunistes comme le raton laveur (*Procyon lotor*), reconnu pour réduire la taille de son domaine vital en milieu urbain et pour sélectionner les secteurs anthropisés pour sa recherche de nourriture (Bozek et al. 2007). À l'inverse, les perturbations peuvent occasionner une perte indirecte d'habitat, en créant de larges zones d'évitement près des milieux urbanisés ou perturbés (Thompson et al. 2015). Le carcajou (*Gulo gulo*) montre notamment un évitement important des zones affectées par des activités récréatives hivernales, en particulier les activités hors-pistes, qui sont perçues comme des habitats plus risqués (Heinemeyer et al. 2019).

De ce fait, les conditions météorologiques locales et les perturbations anthropiques ont toutes deux la capacité de moduler les coûts et les bénéfices associés à l'utilisation des différents types d'habitats disponibles. En agissant ainsi sur l'accessibilité aux ressources alimentaires (en quantité et en qualité) ou sur les dépenses énergétiques (liées à la recherche

de nourriture, à la thermorégulation ou à l'évitement du risque), le comportement de sélection d'habitat a bien souvent un impact non négligeable sur la survie et la reproduction des individus (Duchesne et al. 2011; DeCesare et al. 2014).

PERTURBATIONS ANTHROPIQUES EN FORÊT BORÉALE CANADIENNE

La forêt boréale canadienne couvre 280 millions d'hectares, représentant 75% des terres forestières ainsi que 67% des forêts exploitables au pays (Brandt et al. 2013; Ressources naturelles Canada 2022). En plus de fournir différents services écosystémiques essentiels tels que la séquestration de carbone, la régulation du climat et la filtration de l'eau, ce biome forestier est une source considérable de matières premières (Vanhanen et al. 2012; Pohjanmies et al. 2017). Au Canada, les activités d'extraction et d'exploitation des ressources forestières, minières, gazières, pétrolières et énergétiques sont toutes présentes à différents degrés en zone boréale (Venier et al. 2014; Ressources naturelles Canada 2022), mais ne s'équivalent pas partout comme principal facteur de perturbation des paysages forestiers ni des populations animales. Dans l'est du pays, plus particulièrement au Québec et au nord de l'Ontario, les coupes forestières représentent la perturbation anthropique la plus importante (Pasher et al. 2013). Elles entraînent des modifications majeures au niveau de la structure et de la composition des peuplements forestiers (Venier et al. 2014; Boucher et al. 2017) et, ultimement, au niveau de l'assemblage des communautés fauniques (Potvin et al. 1999; Schieck et Song 2006; Cadieux et al. 2020). Les coupes occasionnent une importante fragmentation par le biais de la création de routes et de chemins forestiers et induisent une perte considérable de peuplements matures disponibles (Boucher et al. 2009; Bouchard et Pothier 2011). Il en résulte une perte d'habitat de qualité pour des espèces typiques de la forêt boréale comme la martre d'Amérique (*Martes americana* : Lavoie et al. 2019) et le carcajou (Bowman et al. 2010), deux espèces sensibles aux perturbations anthropiques qui ont tendance à éviter les milieux ouverts comme les parterres de régénération. À l'inverse, le rajeunissement du paysage causé par l'industrie forestière est favorable à d'autres espèces, en particulier pour certains gros herbivores comme le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus* : Regelin et al. 1974; Darlington et al. 2022) et l'orignal

(Potvin et al. 2005; Bowman et al. 2010), qui profitent de l'abondance de végétation facilement accessible dans les milieux en régénération.

Dans l'ouest du Canada, ce sont plutôt les activités d'exploitation pétrolières et gazières qui influencent la structure de la forêt boréale, particulièrement via le développement des oléoducs, des routes et des lignes sismiques servant à repérer les gisements (Pattison et al. 2016). L'augmentation en densité des structures linéaires engendre une importante fragmentation du paysage forestier en diminuant la connectivité entre les différentes parcelles d'habitat non perturbé et diminue la quantité de couverts forestiers intacts (Pickell et al. 2015). Subséquemment, ces structures linéaires peuvent affecter le mouvement de certaines espèces, en agissant comme barrière limitant leur capacité de dispersion (Dyer et al. 2002; Beauchesne et al. 2013) ou alors comme corridor pouvant faciliter les déplacements rapides sur de longues distances (Dickie et al. 2016). À titre d'exemple, l'abondance de la martre, du pékan (*Pekania pennanti*) et de l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*) diminuent dans les secteurs à plus fortes densités de lignes sismiques, potentiellement afin de réduire le risque de prédation (Tigner et al. 2015; Skatter et al. 2020). À l'inverse, des prédateurs comme le loup gris (*Canis lupus*) et l'ours noir sont tous deux reconnus pour utiliser ce type de structures linéaires pour faciliter leurs déplacements (Latham et al. 2011a, 2011b; Tigner et al. 2014; Tattersall et al. 2020). En plus d'occasionner une importante perte et fragmentation d'habitat pour plusieurs populations fauniques de la forêt boréale, les perturbations anthropiques ont aussi le potentiel d'interagir avec les changements climatiques, accélérant ainsi le déclin d'espèces menacées (Määttä et al. 2023).

En tant qu'écosystème nordique, la forêt boréale canadienne est particulièrement à risque face aux changements climatiques (Bunn et al. 2007; Reich et al. 2022) en raison du réchauffement considérable des températures attendu au cours des prochaines décennies (Price et al. 2013; Gauthier et al. 2014; Zhang et al. 2019). On en observe déjà les effets (Johnston et al. 2010) via l'augmentation de la fréquence et de l'intensité de perturbations naturelles comme les feux de forêt (Weber et Flannigan 1997; Baltzer et al. 2021) ainsi que les ravages causés par les insectes ou les maladies (Price et al. 2013; Navarro et al. 2018).

Ces changements au niveau du paysage forestier s'ajoutent à ceux causés par les perturbations anthropiques, et pourraient être néfastes pour plusieurs espèces typiques des forêts matures, notamment plusieurs espèces aviaires dont l'abondance devrait décroître abruptement (Cadieux et al. 2020). Par exemple, une étude réalisée sur le pic à dos noir (*Picoides arcticus*) montre que les changements climatiques pourraient exacerber la perte d'habitat responsable du déclin de cette espèce sentinelle de la forêt boréale, et mener à une diminution drastique de son potentiel de reproduction (Tremblay et al. 2018). Ces effets synergiques entre facteurs de déclin pourraient également affecter la capacité des individus à s'ajuster aux nouvelles conditions climatiques, amplifiant ainsi les effets d'une hausse de température (Cadieux et al. 2020) et allant jusqu'à compromettre la pérennité d'espèces rares ou menacées (Brook et al. 2008; di Marco et al. 2016; Mazor et al. 2018).

La forêt boréale possède une structure verticale et une composition lui permettant d'atténuer les variations de température et d'offrir des microclimats stables (Greiser et al. 2017). En effet, les milieux forestiers matures ont une forte capacité d'évapotranspiration, une canopée plus dense et un albédo de surface élevé (Li et al. 2015), conférant des températures plus fraîches en été et plus chaudes en hiver. Ils sont donc plus résilients aux fluctuations du climat que les forêts en régénération (Frey et al. 2016). Le rajeunissement de la forêt boréale, par une modification structurelle importante des peuplements, diminue cependant sa capacité à faire face à une hausse des températures (Pradhan et al. 2023) de même que la disponibilité de microclimats offrant des conditions plus stables et plus fraîches (Greiser et al. 2017).

Les peuplements matures sont également plus propices à servir d'abri pour la faune lors d'événements météorologiques extrêmes (Scheffers et al. 2013; Betts et al. 2017; McGinn et al. 2023). La perte de ces habitats tampons occasionnée par les perturbations anthropiques réduit donc la disponibilité et l'accessibilité d'habitats pouvant être utilisés comme refuges thermiques et affecte la capacité des individus à s'ajuster aux changements climatiques. De plus, la dispersion des espèces vers des habitats où les conditions climatiques demeurent favorables est entravée par les structures linéaires fragmentant les massifs forestiers (Travis 2003; Murray et al. 2017). Ainsi, on prévoit que plusieurs espèces

soient incapables de se déplacer pour suivre les conditions climatiques adéquates, en particulier dans les zones où une utilisation extensive des terres affecte la perméabilité du paysage et entrave les déplacements (Schloss et al. 2012; McGuire et al. 2016). Chez plusieurs espèces prédatrices, la survie et le succès reproducteur pourraient également être négativement affectés par des interactions entre les conditions météorologiques locales et la perte des massifs forestiers matures qui viendraient moduler l'abondance de proies (Terraube et al. 2016; Kouba et al. 2020). De la sorte, la persistance de certaines populations de lynx du Canada (*Lynx canadensis*) pourrait être menacée par des effets synergiques entre une baisse du couvert de neige, une baisse de précipitation, une augmentation de température et la perte d'habitat engendrée par les activités de coupes et les feux de forêt (Lyons et al. 2023).

La menace que représentent conjointement les changements climatiques et l'altération des habitats naturels générée par l'ensemble des activités d'exploitation des ressources est donc bien réelle pour plusieurs espèces de la forêt boréale canadienne, et a le potentiel de mener à des extinctions locales (Cahill et al. 2013). Bien que certaines études documentent globalement les impacts potentiels des interactions entre les changements climatiques et les perturbations anthropiques sur la biodiversité (p. ex. voir Mantyka-Pringle et al. 2013; Segan et al. 2016; Määttä et al. 2023), il s'avère essentiel de s'intéresser aux réponses comportementales de la faune face aux interactions entre ces moteurs de déclin afin de mieux prévoir les trajectoires démographiques des populations menacées. Ces connaissances sont indispensables pour optimiser les efforts de conservation nécessaire à la préservation des espèces qui connaissent actuellement un déclin lié à la perte d'habitat et dont la pérennité est potentiellement compromise par les changements climatiques. Au cours des prochaines décennies, l'ajustement aux nouvelles conditions climatiques pourrait vraisemblablement être plus ardu pour ces espèces qui doivent déjà faire face à d'importants facteurs limitants découlant des perturbations anthropiques.

LE CAS DES POPULATIONS BORÉALES DU CARIBOU DES BOIS

Les différentes populations de caribous et de rennes (*Rangifer tarandus*) connaissent actuellement un déclin rapide à travers leur aire de répartition circumpolaire (Vors et Boyce 2009). Au Canada, on retrouve quatre sous-espèces de caribou et onze unités désignables (UD) distinctes (COSEPAC 2011), dont les populations boréales de la sous-espèce du caribou des bois (*R. t. caribou*, UD 6, ci-après caribou ou caribou boréal). Étroitement liée à la forêt boréale canadienne, son aire de répartition s'étend de la Colombie-Britannique jusqu'à Terre-Neuve (COSEPAC 2011). Autrefois l'un des cervidés les plus abondants au Canada (Festa-Bianchet et al. 2011), cette espèce emblématique est aujourd'hui une espèce menacée inscrite à l'Annexe 1 de la Loi canadienne sur les espèces en péril (Gouvernement du Canada 2022) en raison du déclin que connaissent la majorité des populations (Hervieux et al. 2013; COSEPAC 2014). Ce déclin est ultimement attribuable à la perte d'habitat favorable résultant des différentes activités d'exploitation des ressources (Courtois et al. 2007; Wittmer et al. 2007; Rudolph et al. 2017). Le rajeunissement du paysage causé par l'industrie forestière occasionne une perte d'habitat importante pour le caribou qui nécessite des habitats peu perturbés, principalement des forêts résineuses matures (Gustine et Parker 2008; Hins et al. 2009; Bowman et al. 2010). Ceci entraîne un phénomène de compétition apparente (Holt 1977; DeCesare et al. 2010): l'augmentation de la représentation des jeunes forêts permet de soutenir une plus forte densité de proies alternatives comme l'orignal et le cerf de Virginie, des espèces plus productives que le caribou (Boer 1992; Seip et Cichowski 1996; DelGiudice et al. 2007), et amène par le fait même une hausse de l'abondance du principal prédateur commun, le loup gris (Latham et al. 2011c). La pression de prédation sur le caribou boréal s'en trouve alors accrue (Wittmer et al. 2007) ce qui engendre un impact négatif considérable sur les probabilités de persistance de plusieurs populations (Seip 1992; Hebblewhite et al. 2010; Environnement Canada 2011; Johnson et al. 2015). Les parterres de coupe sont aussi profitables pour l'ours noir, qui bénéficie de la grande disponibilité en ressources alimentaires, en particulier de l'abondance de petits fruits (Brodeur et al. 2008). La prédation de l'ours sur les faons de caribou (Pinard et al. 2012; Leclerc et al. 2014), bien que principalement opportuniste, est

une autre source de mortalité non négligeable qui limiterait la croissance des populations (Latham et al. 2011a; Leblond et al. 2016a). La présence de structures linéaires telles que les routes ou les lignes sismiques peut également limiter les déplacements du caribou (Dyer et al. 2002; Beauchesne 2013), alors qu'elles facilitent ceux de ses prédateurs (Dickie et al. 2016; Newton et al. 2017).

Afin de limiter les probabilités de rencontre avec un prédateur, la stratégie du caribou consiste habituellement à éviter les milieux perturbés et fréquentés par d'autres types de proies (Losier et al. 2015; Mumma et al. 2017) et à sélectionner des milieux moins productifs comme les tourbières et les forêts matures (Courbin et al. 2009; Latham et al. 2011a). La perte et la fragmentation de l'habitat du caribou entravent cette stratégie de ségrégation spatiale en augmentant considérablement le risque de prédation (Losier et al. 2015; Mumma et al. 2017), ce qui affecte ses taux vitaux (survie et recrutement : Leclerc et al. 2014; Losier et al. 2015; Lafontaine et al. 2017; Mumma et al. 2018; Grant et al. 2019). De telles contraintes peuvent ultimement impacter la croissance et l'autosuffisance des populations de caribous (Johnson et al. 2015; Rudolph et al. 2017).

Les changements climatiques représentent une menace additionnelle pour le caribou boréal et pourraient avoir des impacts à différents niveaux de son écologie, comme c'est le cas pour d'autres écotypes de caribou ou de rennes. On peut notamment s'attendre à une modification de l'étendue de sa distribution (Neilson et al. 2022), à une réduction de son potentiel de mouvement (Bauduin et al. 2018) ou de ses opportunités de déplacements (Leblond et al. 2016b), et même à des effets au niveau des interactions interspécifiques. Par exemple, une diminution de la sévérité des hivers, se traduisant par des températures plus douces et une diminution de la quantité de neige au sol, favoriserait l'expansion du cerf de Virginie vers la limite nord de sa distribution actuelle (Dawe et Boutin 2016; Fisher et al. 2020). Ce phénomène intensifierait la compétition apparente entre les diverses espèces de cervidés qui découle majoritairement de l'anthropisation du paysage et augmenterait ainsi la prédation qui menace déjà plusieurs populations de caribous (Fisher et Burton 2020). De plus, une augmentation de température pourrait amener une plus grande prévalence de maladies et de parasitisme (Hagemoen et Reimers 2002), mener à des situations de stress

thermique et entraîner d'autres réponses physiologiques ou comportementales ayant un impact négatif sur le bilan énergétique individuel (Mörschel et Klein 1997; Mosser et al. 2013). Par exemple, Leclerc et al. (2019) ont montré qu'une température plus élevée en hiver et au printemps, des périodes où les ressources alimentaires sont moins accessibles, réduisait le temps de résidence du caribou dans un habitat donné, ce qui aurait pour conséquence d'augmenter ses déplacements et, par le fait même, ses dépenses énergétiques. Des températures élevées en période estivale pourraient également forcer les individus à modifier leurs patrons d'activités journalières ou à sélectionner les habitats plus frais comme c'est le cas pour d'autres grands ongulés nordiques (caribou migrateur : Sharma et al. 2009; orignal : van Beest et al. 2012). Ces comportements permettraient aux individus de réduire les coûts de thermorégulation ou ceux associés à l'évitement des insectes (Weladji et al. 2003).

Les précipitations peuvent également avoir un effet sur le comportement du caribou boréal, plus particulièrement durant l'hiver. En effet, bien qu'étant une espèce bien adaptée aux conditions hivernales (Telfer et Kelsall 1984), un couvert de neige épais entrave les mouvements du caribou et augmente les coûts associés à ses déplacements (Pedersen et al. 2021). Également, lorsque la neige au sol est trop dense ou trop profonde, elle augmente l'énergie nécessaire pour creuser (Fancy et White 1985), ce qui nuit à la recherche de nourriture au sol et pousse les individus à se tourner vers la recherche de lichens arboricoles (Johnson et al. 2001). Les événements de pluie sur neige, qui pourraient devenir plus fréquents avec une hausse des températures hivernales, limitent davantage l'accès aux ressources au sol et sont connus pour avoir un effet négatif sur la survie du renne et du caribou (Stien et al. 2012; Schmelzer et al. 2020). L'ensemble de ces réponses face aux conditions météorologiques locales laisse présager que les changements climatiques pourraient avoir un impact à plus long terme sur la dynamique des populations du caribou et compromettre leur persistance (Masood et al. 2017).

Considérant l'ampleur des changements climatiques attendus au cours des prochaines décennies, il est essentiel de s'intéresser aux impacts potentiels d'un climat changeant sur l'écologie des populations boréales du caribou des bois. Pour ce faire, prendre en compte

les variations individuelles de comportement face aux conditions météorologiques locales représente une première étape qui permettrait d'inférer sur les effets du climat à plus long terme pour le caribou et d'ultimement mieux comprendre les trajectoires démographiques futures des populations. Puisqu'il existe un lien étroit entre les réponses comportementales du caribou face aux perturbations et ses taux vitaux (survie et recrutement; Latham et al. 2011b; Losier et al. 2015; Leblond et al. 2016a; Mumma et al. 2017), il est également d'intérêt de mieux comprendre les possibles interactions entre les conditions météorologiques et les activités humaines. Une meilleure connaissance de ces effets interactifs pourrait permettre d'orienter les stratégies de gestion des populations de caribous au Canada pour faire face aux changements attendus du climat et aux stratégies futures d'utilisation du territoire forestier.

OBJECTIFS, HYPOTHÈSE ET RÉSUMÉ DES PRINCIPAUX RÉSULTATS

C'est dans ce contexte que mon étude vise à déterminer l'influence des conditions météorologiques locales sur le comportement de dix populations de caribous de la Colombie-Britannique et du Québec faisant face à un vaste gradient de perturbations anthropiques et de conditions climatiques. Plus précisément, le présent mémoire vise à décrire de potentiels effets additifs ou interactifs des conditions météorologiques et des perturbations anthropiques sur la sélection d'habitat du caribou.

Bien que le phénomène d'évitement de la prédation soit reconnu comme un facteur majeur guidant la sélection d'habitat du caribou (Latham et al. 2011a et 2011b; Losier et al. 2015; Leblond et al. 2016a; Mumma et al. 2017), j'ai émis comme hypothèse que le comportement de thermorégulation, l'accessibilité à des ressources alimentaires ainsi que la capacité de mouvement seraient également des éléments pouvant façonner le comportement de sélection d'habitat chez cette espèce (Fig. 0.2). Pour tester cette hypothèse, j'ai bénéficié de localisations télémétriques récoltées sur 214 caribous femelles de cinq populations du Québec (Assinica, Basse-Côte-Nord, Charlevoix, Piraube et Saguenay) et de 195 caribous femelles provenant de cinq populations de Colombie-Britannique (Calendar, Chinchaga,

Maxhamish, Snake-Sahtaneh et Westside Fort-Nelson). Comme la distribution spatiotemporelle en ressources (Thompson et al. 2014), la compétition et le risque de prédation (Latham et al. 2013), ainsi que les déplacements du caribou (Ferguson et Elkie 2004) varient de façon importante au cours d'une même année, la sélection d'habitat a été évalué pour six périodes biologiques distinctes. Certaines variables météorologiques comme la température, les précipitations ainsi que la densité et l'épaisseur de neige devraient alors influencer l'utilisation des différents types de peuplements et des structures linéaires présents dans l'aire d'étude, et ce, de manière distincte lors du printemps, de la mise bas, de l'été, du rut, du début de l'hiver et de la fin de l'hiver. En construisant une série de fonctions de sélection de ressources qui s'appuyaient sur différentes combinaisons de variables d'habitat et de variables météorologiques locales, il a été possible d'identifier quels facteurs influençaient le comportement de sélection d'habitat du caribou boréal lors des six périodes biologiques à l'étude.

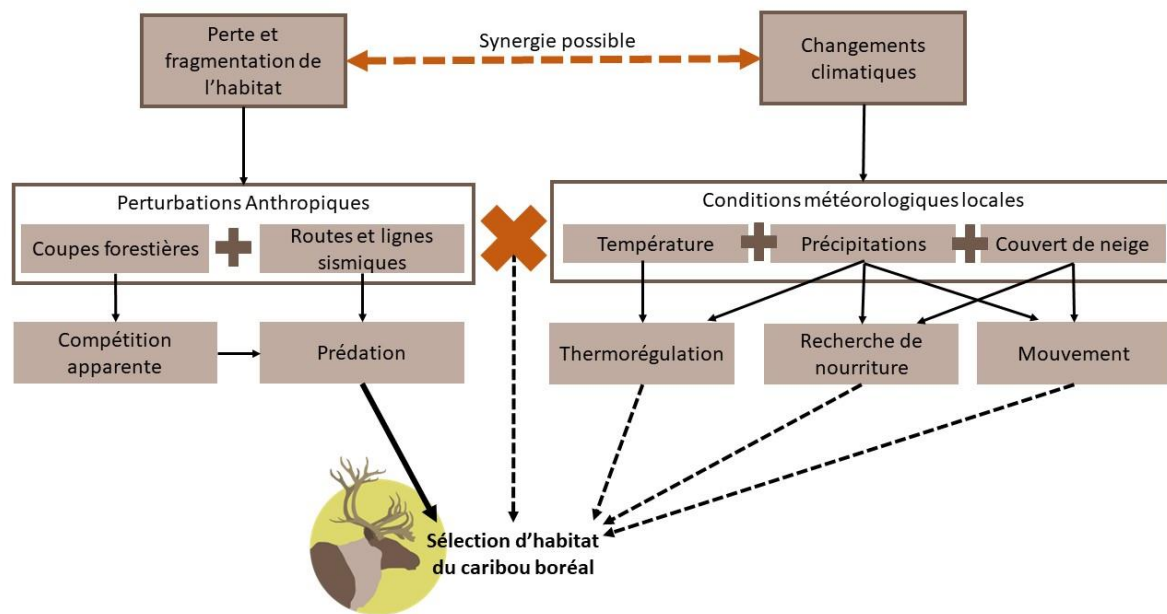


Figure 0.2 : Représentations des différentes composantes anthropiques et météorologiques, avec leurs possibles interactions, et leurs effets prévus sur certains processus biologiques influençant (ligne pleine) ou pouvant influencer (lignes pointillées) la sélection d'habitat du caribou boréal.

Les résultats obtenus indiquent que pour la très grande majorité des populations et des périodes biologiques, les conditions météorologiques locales influencent bel et bien le comportement de sélection d'habitat du caribou. Bien que plutôt variables entre les populations et périodes biologiques à l'étude, nous avons noté certains patrons de réponses comportementales communs aux différentes populations pour les interactions étudiées. Les résultats montrent notamment une augmentation de la sélection des habitats forestiers matures ainsi qu'un évitement des habitats ouverts et des lignes sismiques lorsque les températures sont plus élevées au sein d'une même période biologique, plus particulièrement en période estivale. La température modulait également la sélection des différentes structures linéaires au fil des périodes étudiées, avec toutefois plusieurs variations observées dans la réponse des populations. Une augmentation de l'épaisseur de neige était associée à une augmentation de la sélection pour les peuplements de conifères matures en début d'hiver et un évitement accru des peuplements de lichens ouverts au printemps. Finalement, la plupart des populations montraient une plus forte sélection pour les structures linéaires et les milieux ouverts (tels que les peuplements affectés récemment par des perturbations naturelles ou anthropiques) lorsque le couvert de neige était plus dense et moins épais durant l'hiver. Mes résultats supportent mon hypothèse et suggèrent que la thermorégulation, l'accès aux ressources et la capacité de mouvements des individus sont des facteurs centraux pouvant expliquer le comportement de sélection d'habitat du caribou. Les variations dans les réponses comportementales observées entre populations face aux interactions entre les composantes météorologiques et les perturbations anthropiques mettent en évidence que les individus pourraient faire preuve d'un certain niveau de plasticité comportementale, modulée par le climat et les types de perturbations qui prévalent dans leur aire de répartition respective.

CHAPITRE 1

LES CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES LOCALES INTERAGISSENT AVEC LES PERTURBATIONS ANTHROPIQUES POUR FAÇONNER LE COMPORTEMENT DU CARIBOU BORÉAL LE LONG D'UN LARGE GRADIENT CLIMATIQUE

1.1 RÉSUMÉ EN FRANÇAIS DE L'ARTICLE

Les changements climatiques représentent une menace grandissante pour la biodiversité mondiale et pourraient interagir avec d'autres facteurs de déclin pour les espèces à statut précaire. Bien que les effets à long terme demeurent incertains, l'influence des changements climatiques sur le comportement, la répartition et les interactions interspécifiques de plusieurs espèces ont déjà été documentés. Le caribou boréal (*Rangifer tarandus caribou*, ci-après caribou) est considéré menacé au Canada et son déclin est attribuable à l'altération, la perte et la fragmentation d'habitat résultant des perturbations anthropiques, bien qu'il soit possible que ce déclin puisse s'accroître sous l'effet des changements climatiques. Nous avons donc étudié l'influence des conditions météorologiques locales, utilisées comme proxy du climat, sur le comportement de 10 populations de caribous distribuées le long de gradients de conditions climatiques et de perturbations anthropiques. Nous avons utilisé les localisations télémétriques de 214 caribous au Québec et de 195 caribous en Colombie-Britannique pour développer des fonctions de sélection de ressources décrivant l'effet des interactions entre les conditions météorologiques locales et les perturbations anthropiques sur la sélection d'habitat du caribou. Nos résultats suggèrent que les différentes variables météorologiques (c.-à-d. la température, les précipitations, l'épaisseur et la densité de neige) influençaient la réponse comportementale des caribous face aux perturbations anthropiques de manière différente selon les six périodes biologiques étudiées. Plusieurs patrons similaires ont été observés entre les populations du Québec et celles de la Colombie-Britannique, bien que certaines réponses différaient entre les saisons et selon le type de perturbations anthropiques rencontrées dans les deux provinces. Par exemple, en été, les individus ont accentué leur sélection des peuplements matures ainsi que leur évitement de différents types d'habitats ouverts en réponse aux températures chaudes. Un couvert de neige épais et dense amenait un évitement accru des coupes au Québec et modulait l'évitement des structures linéaires au début et à la fin de l'hiver dans les deux provinces, avec des réponses contrastées souvent notées entre les populations. Bien que nos résultats laissent apparaître une certaine plasticité comportementale entre les populations, notre étude montre que les conditions météorologiques locales façonnent la réponse du caribou face à la perte et la fragmentation de l'habitat. Les changements climatiques futurs, combinés aux activités humaines, ont le potentiel d'influencer davantage la stratégie de sélection d'habitat du

caribou boréal au Canada, avec d'importantes conséquences pour la croissance des populations et leur rétablissement.

Mots clés : Caribous des bois, changements climatiques, coupes forestières, fonction de sélection de ressources, lignes sismiques, *Rangifer tarandus caribou*, routes, sélection d'habitat

Cet article, rédigé en collaboration avec mon directeur Martin-Hugues St-Laurent, professeur à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR) et mon codirecteur Chris J. Johnson, professeur à la University of Northern British Columbia (UNBC), s'intitule « *Local weather interacts with anthropogenic disturbances to shape the behaviour of boreal caribou across a large climate gradient* ». Il sera soumis pour publication dans la revue *Ecological Applications* en janvier 2024. Comme première auteure, j'ai contribué à l'uniformisation des données télémétriques provenant des deux provinces où se situaient mes populations, aux analyses géomatiques et statistiques, ainsi qu'à la rédaction et aux révisions de l'article. En plus de fournir l'idée originale de l'étude et d'en assurer le financement, mes coauteurs ont supervisé l'ensemble du déroulement du projet et ont participé à l'écriture ainsi qu'aux corrections de l'article. Une partie des résultats de cette étude a pu être présentée à Anchorage en Alaska lors de la 19^e édition du *North American Caribou Workshop* en mai 2023 et lors du 48^e congrès de la Société Québécoise pour l'Étude Biologique du Comportement (SQÉBC) ayant eu lieu à Montréal en novembre 2023.

1.2 LOCAL WEATHER INTERACTS WITH ANTHROPOGENIC DISTURBANCES TO SHAPE THE BEHAVIOUR OF BOREAL CARIBOU ACROSS A LARGE CLIMATE GRADIENT

ABSTRACT

Climate change represents a growing threat to global biodiversity and is expected to interact with other drivers of decline of species at risk. Although the long-term effects are uncertain, climate change is well documented to influence the behaviour, distribution, and interspecific interactions of a large number of species. Boreal caribou (*Rangifer tarandus caribou*) is listed as Threatened in Canada. The decline of caribou is driven by the alteration, loss, and fragmentation of habitat resulting from anthropogenic disturbances, but some evidence suggests that declines could be accelerated by a changing climate. We studied the influence of local weather conditions, as a proxy of variation in climate, on the behaviour of 10 populations of boreal caribou found across broad gradients of climate and anthropogenic disturbance. We used GPS-collar locations from 214 caribou in Québec and 195 in British Columbia to develop resource selection functions (RSF) describing the effect of the interaction of local weather and anthropogenic disturbance on habitat selection. Our results suggested that some components of weather (i.e., temperature, precipitation, snow density and snow depth) influenced the seasonal behavioural responses of caribou to anthropogenic disturbance. Similar patterns of response were found for populations in Québec and British Columbia, although some responses differed among seasons and the anthropogenic activities faced by caribou within the two provinces. For example, during summer, caribou increased their selection for mature forest and avoided open habitat in responses to warmer temperature. Deep and soft snow led to the avoidance of cutblocks in Québec and influenced the selection of linear features during early and late winter in both provinces, with contrasting responses often observed among populations. Although our results suggested a certain level of plasticity among populations, local weather conditions shaped the behavioural response of caribou to the loss and fragmentation of habitat. Future climate change, in combination with human activities, could further influence the habitat selection of boreal caribou in Canada, with implications for population recovery.

Keywords: Clearcuts, climate change, habitat selection, *Rangifer tarandus caribou*, resource selection function (RSF), roads, seismic lines, woodland caribou

INTRODUCTION

Climate change is a major threat to biodiversity and is expected to be the primary cause of the decline of many species over the next decades (Travis 2003; Bellard et al. 2012; Nunez et al. 2019; Weiskopf et al. 2020). For terrestrial wildlife, there is a wide range of observed biological and ecological responses to climate change (Bellard et al. 2012; Gilman et al. 2010) including shifts in distribution to higher latitude or altitude (Buntgen et al. 2017; Deb et al. 2020), behavioural responses that accommodate changing or more variable weather (Beever et al. 2017), and phenological shifts in migration or other life-history strategies (Frick et al. 2012; Cohen et al. 2018; Lehikoinen et al. 2019). Despite much evidence of such responses, there is still considerable uncertainty in the adaptive capacity of many vulnerable species as well as the interactive effects of climate change and other threats to biodiversity such as human-caused changes in habitat (see Oliver & Morecroft 2014; Tobias et al. 2021).

The boreal forests of Canada will undergo substantial increases in temperature over the next decades (Bunn et al. 2007; Johnston et al. 2010; Gauthier et al. 2014; Zhang et al. 2019). Those changes will lead to an increase in the frequency and intensity of natural disturbances such as fires, droughts, or insect pests potentially influencing the amount or quality of habitat (Weber & Flannigan 1997; Price et al. 2013; Boulanger et al. 2023). A warming and drying climate could also lead to thermal stress for cold-adapted species, increased competition with novel species, and greater prevalence of diseases and parasites (Weiskopf et al. 2019). Although difficult to track and document, these changes are already occurring and might be even more apparent in intensively managed areas where climate change and forest loss associated with human activities are known to have a combined effect (St-Laurent et al. 2022; Määttänen et al. 2023). This will have significant consequences for plant and animal communities and might compromise the persistence of species that are already at risk of extinction or extirpation (Brook et al. 2008).

Boreal caribou belong to the woodland caribou subspecies (*Rangifer tarandus caribou*) and are one of 11 extant designatable units (i.e., evolutionarily significant

populations) found across Canada (DU6; hereafter referred as caribou; COSEWIC 2011). This iconic species has an extremely broad distribution, inhabiting the boreal forest from British Columbia to Newfoundland and is currently designated as Threatened under the Canadian Species at Risk Act (Government of Canada 2022). Human activities such as forestry, mining, and oil and gas extraction have resulted in a reduction in mature conifer forest, typically used by caribou (Gustine & Parker 2008; Hins et al. 2009; Bowman et al. 2010). The subsequent regeneration of early-seral vegetation has resulted in more widely distributed and larger populations of moose and deer that support the shared predators of caribou (i.e., disturbance-mediated apparent competition; Seip 1992; Bowman et al. 2010; Fisher and Burton 2020). Additionally, linear features associated with anthropogenic disturbances (e.g., roads and seismic lines), are known to facilitate the movement of predators (Finnegan et al. 2018; Blagdon & Johnson 2021) and act as a barrier to the movement of caribou (Dyer et al. 2002; Beauchesne et al. 2013). Climate change represents an additional or interacting threat (Barber et al. 2018; St-Laurent et al. 2022) as it could lead to thermal stress or other negative physiological responses (Leclerc et al. 2019), greater prevalence of disease or parasites (wild reindeer (*R.t.tarandus*): Hagemoen & Reimers 2002), modification in the range and types of habitat (Barber et al. 2018; Neilson et al. 2022), reduced opportunities to move across landscapes (migratory caribou: Leblond et al. 2016; Bauduin et al. 2018), and further altered predator-prey dynamics (Dawe & Boutin 2016; Labadie et al. 2023).

Given the broad spatiotemporal scales at which we measure climate (i.e., the seasonal patterns of weather and atmospheric change: Watson 1963), it can be difficult to assess the direct relationships between climate change and animal behaviour or distribution. Instead, many studies have used variation or the range in weather conditions as a proxy of differences in climate. Weather corresponds to local, short-term deviations in general climate patterns and allows us to infer the effects of ongoing and future climate change (Moore et al. 2010). Weather has been shown to influence the behaviour of caribou and other ungulates. For example, migratory caribou (Sharma et al. 2009) and moose (van Beest et al. 2012) seek thermal cover during warm periods in summer to reduce the cost of

thermoregulation or to escape insect harassment (Weladji et al. 2003). In winter, variation in snow depth, density, and hardness influences the energetic costs associated with the feeding behaviour of woodland caribou (Johnson et al. 2001; Kinley et al. 2007). Leclerc et al. (2019) also showed that higher temperatures in winter and in early spring, a period where resource availability is low, increased the time spent moving with potential increased energy expenditure of caribou. Although human activities, forest change, and weather are known to influence the behaviour of caribou, few studies have addressed the interactive or cumulative nature of such effects (but see DeCesare et al. 2014).

In this study, we used resource selection functions to assess the influence of local weather conditions on the habitat selection of 10 populations of boreal caribou distributed along broad latitudinal and disturbance gradients across the Canadian boreal forest. We hypothesised that local weather would interact with anthropogenic disturbances to influence the habitat selection of caribou. Mechanistically, those behavioural responses, including interactions, would be shaped by trade-offs in seeking habitats that minimised thermal stress, facilitated efficient movement, provided abundant and high-quality seasonal forage, and reduced encounters with predators. We predicted that during spring and summer, caribou would reduce thermoregulatory costs by selecting for mature forest and avoiding forest openings and linear features (Dussault et al. 2004; van Beest et al. 2012; Williamsen et al. 2019). During winter, caribou would select mature forest when snow depth or density increased the energetic costs of movement (Johnson et al. 2002), and limited access to terrestrial forage (Johnson et al. 2001; Mosser et al. 2014). During all seasons, caribou would avoid areas of early successional plant communities and linear features that attracted apparent competitors and increased risk of predation (Losier et al. 2015; Mumma et al. 2017). A greater occurrence of human-caused land change would interact with weather, resulting in greater selection for remnant old forest following deep or dense snow and warm temperatures during the non-winter months.

METHODS

Study area

Our study focused on 10 populations of boreal caribou found across the provinces of Québec and British Columbia, Canada (Fig. 1): the Assinica, Basse-Côte-Nord, Charlevoix, Piraube and Saguenay herds ranged across ~200,000 km² of boreal forest in Québec, and the Calendar, Chinchaga, Maxhamish, Snake-Sahtaneh and Westside Fort Nelson herds occupied ~65,000 km² of boreal forest in British Columbia. The study areas in Québec consisted of black spruce (*Picea mariana*), balsam fir (*Abies balsamea*), and jackpine (*Pinus banksiana*) (Lafontaine et al. 2019). In northeastern British Columbia, the study areas were mainly composed of a mixed coniferous and deciduous forest with vast peatland complexes and riparian areas. Black spruce, white spruce (*Picea glauca*) and trembling aspen (*Populus tremuloides*) were commonly found throughout the study area (Mumma et al. 2018).

Oil and gas exploration and development was the major disturbance type in British Columbia, with seismic lines being an important cause of landscape fragmentation. There was no oil and gas activities in Québec (see Fig. 1). Logging represented the major disturbance in Québec, with the northern limit of commercial forestry crossing the study area (Jobidon et al. 2015). This created a gradient of disturbances with zones of intensive logging in the south while human disturbances were much less common in the north (see Fig. 1). Logging was also present in northeastern British Columbia but to a much lesser extent than in Québec. Roads were present in both study areas. Apart from caribou, moose, black bear (*Ursus americanus*) and wolf were present in both study areas, with grizzly bear (*Ursus arctos*) also found in British Columbia (Mumma et al. 2018; Lafontaine et al. 2019).

Acquisition of GPS telemetry data

Between 2004 and 2019, 214 adult female caribou were captured in Québec using a net gun fired from a helicopter (53 in Assinica, 26 in Basse-Côte-Nord, 42 in Charlevoix, 51 in Piraube, and 42 in Saguenay). They were fitted with GPS collars (Lotek Engineering

Inc. models 2200, 3300 or Track M; Telonics Inc. models TGW 3600, TGW 3680 or TGW 4680; Vectronic Aerospace model GPS-Plus). The interval for the GPS relocations varied from 1 to 11 hours, depending on the collar model, programming, and study area. The Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs (hereafter MELCCFP) supervised animal capture and collaring, previously approved by the Animal Welfare Committees of the Université du Québec à Rimouski (UQAR; certificates #36-08-67 and #27-07-53) and of the MELCCFP (certificates #07-00-02, #04-005, #06-00-27, #07-00-04, #11-03, #12-03, #12-07, #13-09 and #14-05), in accordance with the guidelines published by the Canadian Council on Animal Care. In British Columbia, 195 females were captured between 2011 and 2019 (26 in Calendar, 57 in Chinchaga, 44 in Maxhamish, 56 in Snake-Sahtaneh, and 12 in Westside Fort-Nelson), and fitted with several models of GPS collar (e.g., Lotek Engineering Inc. models Lifecycle Pro 330 or Lifetrack Iridium 420; Vectronic Aerospace model Vertex). The GPS relocation interval varied from 1 to 24 hours. Capture and collaring protocols were in accordance with approved British Columbia government guidelines and institutional animal care protocols (BC Wildlife permit FJ12-76949, FJ12-80090 and FJ12-83091). Relocations from the first 3 days following capture were deleted before performing further analysis (following Mumma et al. 2017). On average, each caribou was monitored for 2.58 years in Québec and 2.54 years in British-Columbia, with an average of 6200 relocations (± 8232 SD) per individual.

Biological Periods

The behaviour of boreal caribou is known to vary with season (Gustine & Parker 2008; Hornseth & Rempel 2016). Thus, we analyzed habitat selection over six biological periods (spring, calving, summer, rut, early winter, and late winter) that were defined independently for each population and year. We used daily net displacement (Courbin et al. 2009) and log-transformed movement rates (following Rudolph & Drapeau 2010) to define biological period. We used breakpoints in the movement data and *a priori* knowledge of caribou biology to select the temporal boundaries (Basille et al. 2013). Individuals with

relocations covering less than 80% of a biological period were excluded from further analysis (similar to Rudolph & Drapeau 2010).

Resource Selection

We used mixed effects logistic regressions to construct and evaluate a set of resource selection functions (RSF; Manly et al. 2002; Boyce et al. 2002) for each population and period. The candidate models allowed us to compare caribou locations (coded 1) to the same number of random locations (coded 0) distributed in each individual home range delineated using a 100% minimum convex polygon. Models were grouped according to general themes that coincided with our hypotheses and followed a hierarchy of limiting factors: 1) avoidance of predation, 2) maintenance of thermoregulation, 3) ease of movement, and 4) access to resources (see Table 1). We constructed models with variables that passed the test for multicollinearity (variance inflation factor, $VIF < 10$; Vittinghoff et al. 2012). We calculated the RSF using Adaptive Gauss-Hermite Quadrature (using function “glmer” with $nAGQ=0$ in lme4 package, Bates et al. 2015). Numerical explanatory variables were centered, and individual caribou served as random intercept to control for the pseudo-replication of locations for each collared individual (Gillies et al. 2006).

Disturbance Data

We used the Canadian Digital Elevation Model, Québec’s Northern Ecoforestry Inventory (1:20 000; Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts (MRNF)), and the BC Vegetation Resources Inventory (1:20 000) to describe the topography and vegetation composition for the study populations. We grouped vegetation types into mutually exclusive categories based on their composition, stand age, and according to the date and type of disturbance (see Table 2). In British Columbia, forestry clearcuts of 0–5 and 6–20-yr-old were combined into a single category (clearcuts 0-20-yr-old) as they were infrequent across most caribou ranges. We used deviation coding (effect coding; Alkharusi 2012) to represent the categorical landcover.

We measured the minimum (i.e., Euclidian) distance to different types of linear features (roads in both provinces and seismic lines in British Columbia) and their density within different sized areas around caribou locations (250m, 500m, 1km, 2.5km radii). Disturbance data were gathered from the BC Oil and Gas Commission data portal for BC and the Routard numerical maps published by the MRNF for Québec. Caribou avoidance of human development is known to vary with season, or level and type of human activity (see Dyer et al. 2001; Polfus et al. 2011). Therefore, we built preliminary RSF models for each province and biological period to test the effect of the different measures of linear feature and topographic variables (elevation and slope). Following Lesmerises et al. (2018), we used the AIC_c to identify the best fitting topographic variables and spatial scale to assess linear features (i.e., 250m, 500m, 1km, 2.5km radii; see Supplementary Tables 1 and 2).

Weather Data

We used ERA5-Land Hourly, an atmospheric reanalysis produced by the European Centre for Medium-Range Weather Forecasts, to quantify the weather experienced by collared caribou at each GPS location (following Crego et al. 2021). We identified a subset of weather variables that were most relevant to the ecology and biology of caribou: temperature ($^{\circ}C$), precipitation (mm/hour), snow density (tons/m³), and snow depth (meters). The weather data were generated on an hourly basis and projected at a spatial resolution of 9km x 9km. Each random location was paired with the same date and time as one of the GPS-collar locations to allow us to contrast temporal differences in weather conditions. For the Basse-Côte-Nord population in Québec, the time was unavailable for a large number of GPS locations, thus, we used averaged daily values for the weather variables.

Model selection and validation

We used the Akaike Information Criterion corrected for small sample size (AIC_c) (Burnham & Anderson 2001) to select the most parsimonious model from each set of models representing a population ($N = 10$) and biological period ($N = 6$). Model selection

provided a relative measure of fit, thus, we performed a k-fold cross validation to evaluate the robustness of the best ranking models (Johnson et al. 2006). We conducted 10 iterations of the k-fold analysis where 75% of the data were randomly selected for model fitting and the remaining data were used for validation. We reported the mean (\pm SD) Spearman correlation coefficient (r_s) between ranked RSF scores and the predicted scores from the withheld data. We used 95% confidence intervals to assess the statistical significance of model covariates. All statistical analyses were conducted with R (v. 4.2.1; R Core Team, 2022).

RESULTS

We used the GPS-collar locations from 10 populations of boreal caribou to establish six distinct biological periods: spring (QC April 14; BC March 30), calving (QC May 18; BC May 7), summer (QC June 24; BC June 17), rut (QC September 10; BC September 11), early winter (QC November 16; BC November 24), and late winter (QC February 16; BC February 15; see Supplementary Table 3). Those populations spanned a south to north geographic gradient of 630 km and 375 km across Québec and British Columbia, respectively.

We measured considerable differences in weather variables and disturbance among the study populations and across biological periods (see Fig. 2). For example, caribou populations in Québec faced deeper and denser snow cover than their counterparts in British Columbia, as well as more precipitation throughout the year (Fig. 2). That difference in weather could explain the longer winter periods, as well as delayed spring, calving and summer periods, when compared to British Columbia. Also, some populations in Québec and British Columbia ranged across areas with more extensive disturbance in the form of cutblocks (Charlevoix and Saguenay 14%), density of roads (Charlevoix: 1.50 km/km²) and seismic lines (Snake-Sahtaneh: 4.25 km/km²) (Fig. 2). In contrast, other populations experienced much less disturbance; for example, the Basse-Côte-Nord population occurred in an area with no forestry activities or linear features (Fig. 2).

Weather interacted with anthropogenic disturbances (measured as linear features and landcover types) to shape habitat selection of caribou in most populations and biological periods (see Figs. 3–9) and provided some support for our initial hypotheses. The best ranking models for each population-biological period performed well and showed good predictive success ($r_s \geq 0.95$ for 49 of 60 models; Supplementary Table 4).

Temperature and Precipitation

Cover type and forest harvesting

The response of caribou to landcover type was influenced by temperature throughout the year but especially during summer (Fig. 3). As temperatures warmed in the summer, caribou showed an increasing selection for mature coniferous or deciduous forest, and an increasing avoidance of wetlands in Québec, and of open lichen habitats in both provinces (Fig. 3f). Increasing temperature also had a positive effect on the selection of coniferous stands for some populations during rut and calving (Fig. 3a, e). For the Calendar, Assinica, Piraube and Basse-Côte-Nord populations, areas of natural disturbance were more strongly avoided with increasing temperature in summer, while they were increasingly selected in Saguenay and Charlevoix (Fig. 3f), the two population with the greatest percentage of forestry cuts across their range (see Fig. 2). Caribou from the Charlevoix population avoided both young and mid-age clearcuts with increasing summer temperature (Fig. 3f). Caribou from the Charlevoix, Saguenay and Piraube populations avoided recent cuts (0–5 y.o.) as temperatures warmed in early winter, while they selected this landcover type in warmer temperature in spring (Fig. 3b, d).

Linear features

The response of caribou to linear features (i.e., roads and seismic lines) and temperature varied among periods. Warmer temperatures during calving and summer slightly increased the selection for habitat closer to roads in Québec (Fig. 4). Similarly, caribou from the Calendar population in British Columbia selected for areas of greater road density with increasing temperatures during summer (Fig. 4). In contrast, some populations

of caribou in British Columbia selected for areas that were farther from seismic lines during summer, calving, and rut (Fig. 4). RSFs suggested an interaction between the amount of precipitation and landcover or linear features, but the response of caribou was not as strong or consistent as with the other weather variables (Fig. 5).

Snow depth and density

Cover type and forest harvesting

As snow depth increased during early winter, most populations of caribou avoided natural disturbances and selected for coniferous stands (Fig. 6b). Collared caribou from the Snake-Sahtaneh and Calendar populations avoided open lichen habitats with increasing snow depth while the opposite effect was observed in Québec for the Piraube, Charlevoix and Saguenay populations (Fig. 6b). For many Québec populations, snow density had a negative effect on the selection of coniferous stands during both early and late winter (Fig. 7b, c). The responses were less consistent among populations during rut and calving, biological periods at the beginning and end of the occurrence of snow across the ranges of caribou in this study. We did, however, observe a negative effect of both snow depth and density on the selection of coniferous forest during spring (Fig. 6d and 7d).

Snow depth and density also influenced the selection of forestry cuts during early and late winter by caribou in Québec. Greater snow density favored the selection of 6–20y.o. cuts (Fig. 7b, c) while increasing snow depth led to avoidance of recent cuts (0–5y.o., Fig. 6b, c). Snow depth and density also affected the selection of cuts during rut, spring and calving, but no clear patterns were observed among populations (Figs. 6a, d, e and 7a, d, e).

Linear features

The response of caribou to snow differed according to the presence or density of roads and seismic lines, although the effect was not consistent among populations and biological periods. In early and late winter, caribou from British Columbia usually selected

for areas with greater road density as snow depth increased, except for Westside Fort Nelson during late winter (Fig. 8). Québec populations demonstrated an opposite response, with the exception of Piraube during late winter, avoiding areas with greater road density as the snow deepened (Fig. 8). They also decreased their selection for areas of lower road density as snow density increased during early and late winter (Fig. 9) while we observed an increasing selection for areas of low road density in early winter for the Snake-Sahtaneh, Calendar and Maxhamish populations (Fig. 9). For the late winter period, caribou generally selected for areas further from seismic lines as snow depth and density increased (Figs. 8 and 9).

Snow also influenced the selection of linear features during spring and the rut for most populations, but with much less consistency than during the winter periods (see Fig. 6 & 7). In Québec, for example, there was stronger avoidance of areas closer to roads by caribou from the Assinica, Charlevoix and Piraube populations as snow density decreased during spring (Fig. 9). In British Columbia, caribou from the Calendar and Maxhamish population also showed a similar response to the interaction between snow density and distance to seismic lines.

DISCUSSION

We related location data from over 400 boreal caribou within 10 populations to disturbance, ecological and weather data. Although the results were spatially and temporally variable, we found that habitat selection of caribou was influenced by an interaction between weather and anthropogenic disturbances. The populations in our study were distributed across an extensive climate gradient and faced large differences in local weather conditions and in the type and intensity of anthropogenic disturbances. Those differences could partly explain the contrasting responses observed among populations, as individuals adjusted their behaviour to local weather conditions (see Loe et al. 2016; Beever et al. 2017). For example, snow had a measurable effect on habitat selection of caribou in Québec and was retained in the best ranking model for all populations from rut

to calving. In British Columbia, where the amount of snow during winter is much less than in Québec (see Fig. 2), snow depth and density did not influence habitat selection during spring, rut, and calving for some populations.

The varying responses to disturbances among populations could be linked to differences in historical exposure to climate and landscape conditions. Local populations exposed to more variable weather conditions in their recent evolutionary history could be better at adjusting their behaviour accordingly. For example, Lafontaine et al. (2019) reported that caribou found within areas with historically different disturbance regimes differed in their response to cutblocks and wildfires. The large range of responses that we observed suggests that boreal caribou maintained some inherent level of phenotypic plasticity that allowed them to respond to the interactive effect of weather and disturbance.

Maintenance of thermoregulation

We found that at high ambient temperature in summer, but also partially during rut and calving (i.e., biological periods during which temperature is relatively warmer), most populations of caribou showed an increased selection for mature forest, while avoiding open habitat. During summer, caribou selected for closed canopy stands that may have acted as thermal cover, allowing them to reduce their thermoregulatory costs. These results support our hypothesis that maintenance of thermoregulation is an important driver of habitat selection, at least during the summer period where individuals are at greater risk of being thermally stressed. Similar responses were observed for other northern ungulates such as moose (van Beest et al. 2012; Alston et al. 2020) and elk (*Cervus canadensis*: Long et al. 2014). For example, moose are thought to be thermally stressed when temperatures exceed between 14 and 20° C in spring or summer. Those thresholds can vary with other weather conditions (e.g., wind), changes in activity or behaviour, and the availability of thermal refugia, such as mature forest (Renecker & Hudson 1986; McCann et al. 2013; Thompson et al. 2020).

The use of open habitat, typically warmer and with greater solar radiation than forested areas (De Frenne et al. 2019), can lead to greater thermoregulatory costs and eventually to heat stress (Aggarwal & Upadhyay 2013). However, northern ungulates can also overheat during winter (Renecker & Hudson 1986), and caribou from three populations in Québec avoided young forestry cuts as temperatures increased during early winter. Although the supporting RSFs are not mechanistic, that change in distribution could be the product of a thermoregulatory response to unusually high winter temperature.

In addition to the well-recognized avoidance of linear features by caribou to avoid predators (Polfus et al. 2011; Leclerc et al. 2014), caribou from two populations in British Columbia distanced themselves more from seismic lines—an open habitat type—at high temperatures during summer and calving. This supports our hypothesis that there are interactions between human disturbance and local weather conditions. By avoiding heavily fragmented habitat, where the amount of forest edge increases the temperature of the broader forest (Ewers & Banks-Leite 2013), caribou can reduce the costs of thermoregulation. Alternatively, caribou from most of the populations either increased their selection for areas of greater road density (British Columbia during summer) or areas closer to roads (Québec during summer and calving). In many areas of British Columbia, seismic lines are much denser than roads leading to greater forest fragmentation (see Fig. 2) and possibly to a greater effect on an individual's ability to thermoregulate. This could be linked to insect harassment, which is known to be more intense during weather that is less windy, warmer, and more humid (Witter et al. 2012). Caribou may exhibit a trade-off between insect harassment and disturbance, choosing to occupying areas that are closer to roads and other open areas with windier conditions that are less favorable to insect activity (Kelsall & Simpson 1987; Wolfe et al. 2000).

Ease of movement

For several populations, we observed an avoidance of some types of open habitat (cuts, natural disturbances) as well as linear features when snow was deeper and less dense during winter. This provides partial support for the hypothesis that ease of movement is a

driver of habitat selection. Snow accumulation is typically greater in open habitat compared to mature forest with a dense canopy (Hojatimalekshah et al. 2021). Caribou are well adapted to movement during winter, but they will choose habitats that minimize the energetic costs of moving through deep snow (Telfer & Kelsall 1984; Johnson et al. 2002; Pedersen et al. 2021). Caribou can maximize movement efficiency and reduce energetic costs during winter by avoiding open areas and unplowed linear features.

Access to resources

Collared caribou showed relatively strong and consistent selection for coniferous forest following increased snow depth during early winter. This result is consistent with our hypothesis that resource selection is also dictated by the availability of resources and with our understanding of the winter foraging ecology of woodland caribou (Rominger & Oldemeyer 1990; Johnson et al. 2001). Caribou will seek out terrestrial and arboreal lichens, common winter forage within mature forest (Goward & Campbell 2005), following the senescence of green plants (Mosnier et al. 2003). We did expect to see a decrease in the selection of open lichen habitat as snow depth and density increased, but that response was only observed for two populations in British Columbia during early winter. In Québec, where caribou experienced deeper snow (see Fig. 2), three populations increased their selection for open lichen woodland with increasing snow depth. Those population also faced a high proportion of forestry cuts in their ranges, which were usually avoided as snow got deeper. It is possible that those caribou used open woodlands as a response to a reduction in mature forest where they typically forage for arboreal lichens in winter (Rominger et al. 1996) or because of an increase in apparent competition within young stands that resulted from forest harvest (Bowman et al. 2010). Digging into deep snow in open lichen woodland could be a compromise to maintain spatial segregation in landscapes heavily disturbed by timber harvesting. Also, the greater abundance of ground lichen in those open habitats (Lesmerises et al. 2011; Boudreault et al. 2015) could balance the energetic cost of moving and digging through deep snow relative to searching for arboreal lichen in scarce mature coniferous forests (Briand et al. 2009). Yet again, this provides

support for our hypothesis of an interaction between weather and human disturbance or land change.

Finally, we observed an avoidance of open lichen habitat in spring with deeper and denser snow, suggesting that individuals could select such sites only when snow has melted enough for them to dig and access terrestrial forage (Thompson et al. 2014). Similar to Beauchesne et al. (2013), we observed selection of recent cuts in spring for three populations in Québec in response to increasing temperature, which could be linked to the emergence of grasses and forbs (Dussault et al. 2012). Indeed, access to nutritious forage is crucial for caribou before parturition and could be an important limiting factor in spring (Denryter et al. 2022). Younger stands and recent cuts are open areas that are more likely to support the growth of forage plants early in the year before the calving period (Viejou et al. 2018).

Implications for caribou conservation and population management

Our research was focused on the distributional responses of caribou to weather and land use change. Nonetheless, resource selection can influence risk of predation as well as reproductive productivity (Leclerc et al. 2014; Mumma et al. 2018). Thus, our results have implication for understanding changes in abundance of this conservation-dependent species.

Climate models predict an increase in temperature of 1.7°C (RCP 2.6) to 6.3°C (RCP 8.5) in Québec and 1.6°C (RCP 2.6) to 5.2°C (RCP 8.5) in British Columbia (Zhang et al. 2019). There is the possibility that the responses we observed, according to historical climate conditions, could increase in the future. Also, if industrial land use continues at a similar rate (Nagy-Reis et al. 2021), both the thermoregulatory responses of caribou and apparent competition could intensify, as other large herbivores (moose: Dussault et al. 2004; deer: Wiemers et. al 2014) also seek thermal refugia in undisturbed mature forest. Increases in natural disturbance will result in an additional interaction between climate change, industrial activity, and the availability of suitable thermal habitat for caribou (Palm

et al. 2022; St-Laurent et al. 2022). A reduction in forest harvesting could help mitigate the effect of an increase in temperature by preserving mature forest (St-Laurent et al. 2022; Leblond et al. 2022), especially if combined with the identification and preservation of large areas that can serve as thermal refugia (e.g. forested bogs, peatlands, and other types of wetlands; Stralberg et al. 2020; Kuntzemann et al. 2023). This would allow caribou to adjust their behaviour (i.e. habitat use and selection patterns) to increasing temperature without further compromising their spatial segregation from apparent competitors and predators (see Labadie et al. 2023). A reduction in timber harvesting rates could also be beneficial for caribou by maintaining older trees bearing arboreal lichens (Stone et al. 2008) for winters during which snow limits access to terrestrial lichens, thus reducing the energy expenditure associated with foraging in a highly disturbed landscape.

Restoration of caribou habitat, including the reclamation of linear features, could help to reduce predation on caribou as well as the functional loss of habitat (Polfus et al. 2011). This would be especially valuable during winter when greater snow depth and density appear to increase the avoidance of roads and seismic lines, as observed in our study areas. Climate-related decreases in duration, extent, or depth of snow cover (Peacock 2012) has the potential to disrupt predator-prey interactions in the boreal forest (Peers et al. 2020). Shallower and denser snow could improve the movement potential of wolf during winter and increase their hunting efficiency (Droghini & Boutin 2017, 2018), with important consequences for caribou survival (see Latham et al. 2011). Active restoration of linear features (see Lacerte et al. 2021, 2022) could reduce predation risk and improve landscape connectivity allowing caribou to cope more effectively with climate change (Bauduin et al. 2018), with likely benefits for population persistence (Serrouya et al. 2020).

The contrasting responses observed among populations of boreal caribou suggested that individuals displayed different levels of behavioural plasticity when exposed to variation in local weather conditions and levels of disturbance. Ultimately, those results provide insights on conservation strategies for caribou that address the interactive effects of climate change and habitat loss. More information regarding the behavioural responses of competitors (i.e., moose, deer) and predators (i.e., wolves, bears) to the interactive

influence of weather and disturbance could help us better understand the effects of future climate change and land-use practices for the survival and reproduction of caribou.

ACKNOWLEDGEMENT

We would like to thank the British Columbia Ministry of Water, Land and Resource Stewardship, and the Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec for location data for caribou. Agnès Pelletier, BC Ministry of Water, Land and Resource Stewardship, supported this project from the start, including insights on the ecology and associated data for boreal caribou in BC. Many thanks to Cheryl-Ann Johnson and Environment and Climate Change Canada (Grants and Contribution to M.-H. St-Laurent), the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (Discovery Grant to M.-H. St-Laurent) and to the Fond de Recherche du Québec- Nature et Technologies for their financial support. Finally, we would like to thank Justina Ray (Wildlife Conservation Society Canada) and Emmanuelle Chrétien (UQAR) for their insightful comments on this paper.

Table 1. Description of the candidate resource selection function models and their associated hypotheses and predictions for 214 adult female boreal caribou in five herds located in Québec between 2004 and 2021, and 195 female caribou from five herds in British Columbia, Canada, between 2011 and 2021.

Hypothesis	Prediction	Model # and Variables included in each model^a
Avoidance of predation	Caribou should minimise predation risk and apparent competition by avoiding habitat used by predators and competitors.	M1 → Landcovers + Elevation ² or Slope ² M2 → M1 + Linear feat.
Maintenance of thermoregulation	Caribou should select thermal refuge when the temperature is high to reduce their thermoregulatory cost.	M3 → M2 + Temperature + Precipitations M4 → M2 + T° * Landcovers. + Prec.* Landcovers. M5 → M4 + T°* Linear feat. + Prec. * Linear feat.
Ease of movement & access to resources	Caribou should increase their use of habitat that allows greater ease of movement and minimizes the energetic cost of foraging when snow depth and density increase.	M6 → M2 + snow depth + snow density M7 → M2 + S.depth * Landcovers + S.density* Landcovers M8 → M7 + S.depth *Linear feat. + S.density * Linear feat.
Complete model	Caribou should select the combined factors associates with predation, thermoregulation, movement, and access to resources.	M9 → M5 + M8

^aIndividual ID of caribou was included as a random effect in all models.

^bBoth linear and squared terms were included for quadratic functions for Elevation and Slope.

Table 2. Description of landcover types available to caribou in the provinces of Québec (QC) and British Columbia (BC), Canada. For some landcover types, the descriptions differ between provinces and are preceded by QC or BC.

Landcover type	Description
Clearcut 0–5 y.o.	Forest stands harvested 0–5 years before monitoring of caribou.
Clearcut 6–20 y.o.	Forest stands harvested 6–20 years before monitoring of caribou.
Natural disturbances 0–20 y.o.	Occurrence of fire, insect pest outbreak or other natural disturbance in the 20 years prior to monitoring caribou.
Regenerating stands	Regenerating forest of 21–40-yr-old following natural or anthropogenic disturbance.
No regeneration	Forest stands with natural or anthropogenic disturbance of > 20-yr but no recorded regeneration of conifer or deciduous trees.
Mature Coniferous stands	Coniferous stands dominated by trees >41-yr-old.
Mature Deciduous stands	Deciduous or mixed stands dominated by trees >41-yr-old.
Wetlands	QC: Non-productive humid forest or flooded area. BC: Treed or non-treed landcover with water near or above soil surface; includes treed swamp, bog, fen.
Open lichen (woodland or shrubland)	QC: Non-productive dry forest with terrestrial lichen cover BC: Non-treed landcover dominated by herbs or lichens with low shrubs
Other	Water bodies or any non-forested or forested cover type that occurred infrequently across the range of caribou.

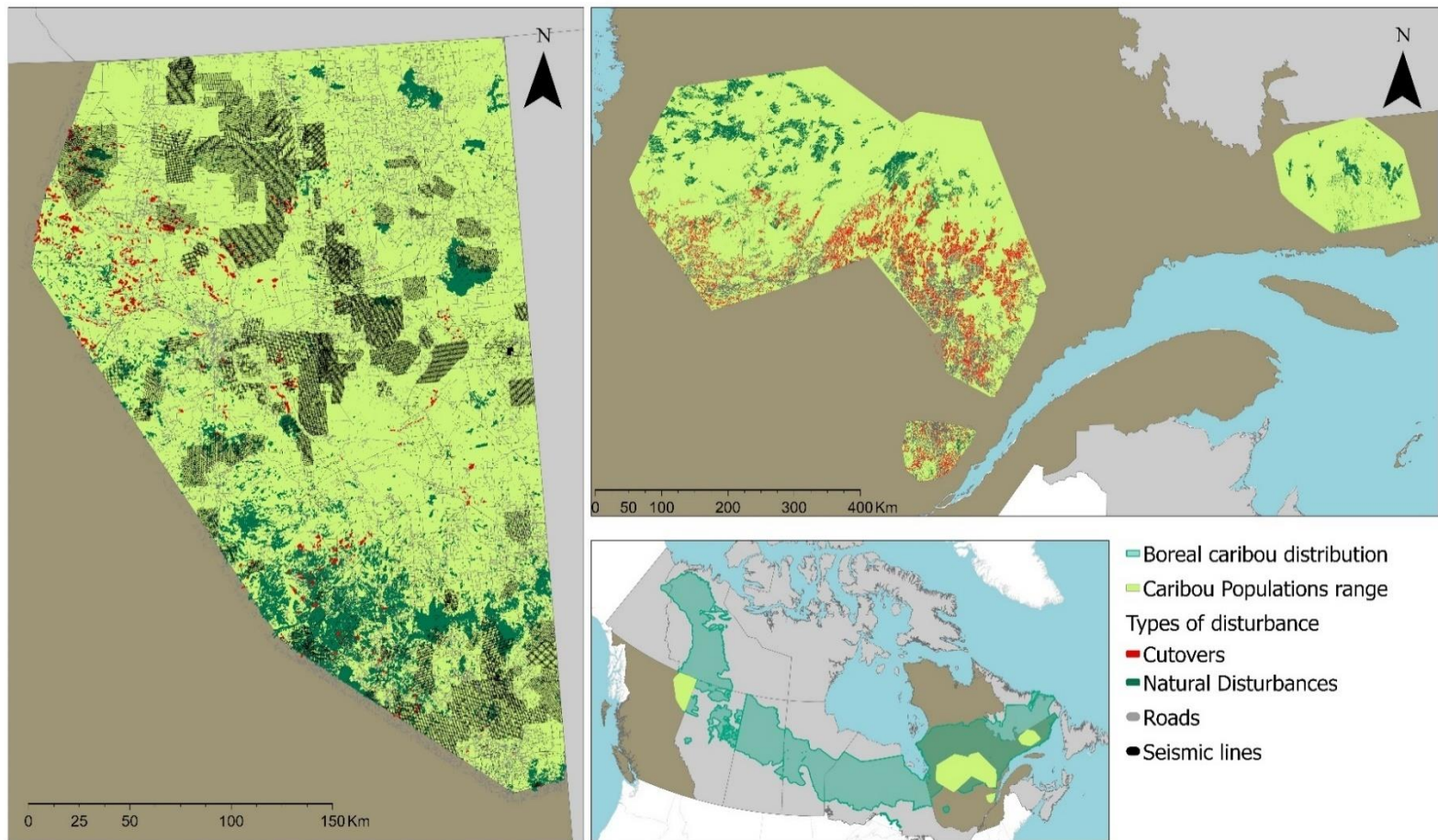


Figure 1. Location of study areas in Canada (overview map, bottom right), and distribution of anthropogenic and natural disturbances throughout the range of monitored boreal caribou in British Columbia (left) and Québec (top right). Ranges are represented with population-level minimum convex polygons (MCP) in Québec using locations from caribou monitored between 2004–2021 and with a provincial MCP using locations from caribou monitored between 2011–2021 in British Columbia.



Figure 2. Boxplots representing distribution of weather parameters for six biological periods across the range of 10 populations of boreal caribou in Québec and British Columbia. Area of forestry cutovers and density of roads and seismic lines are presented below weather data.

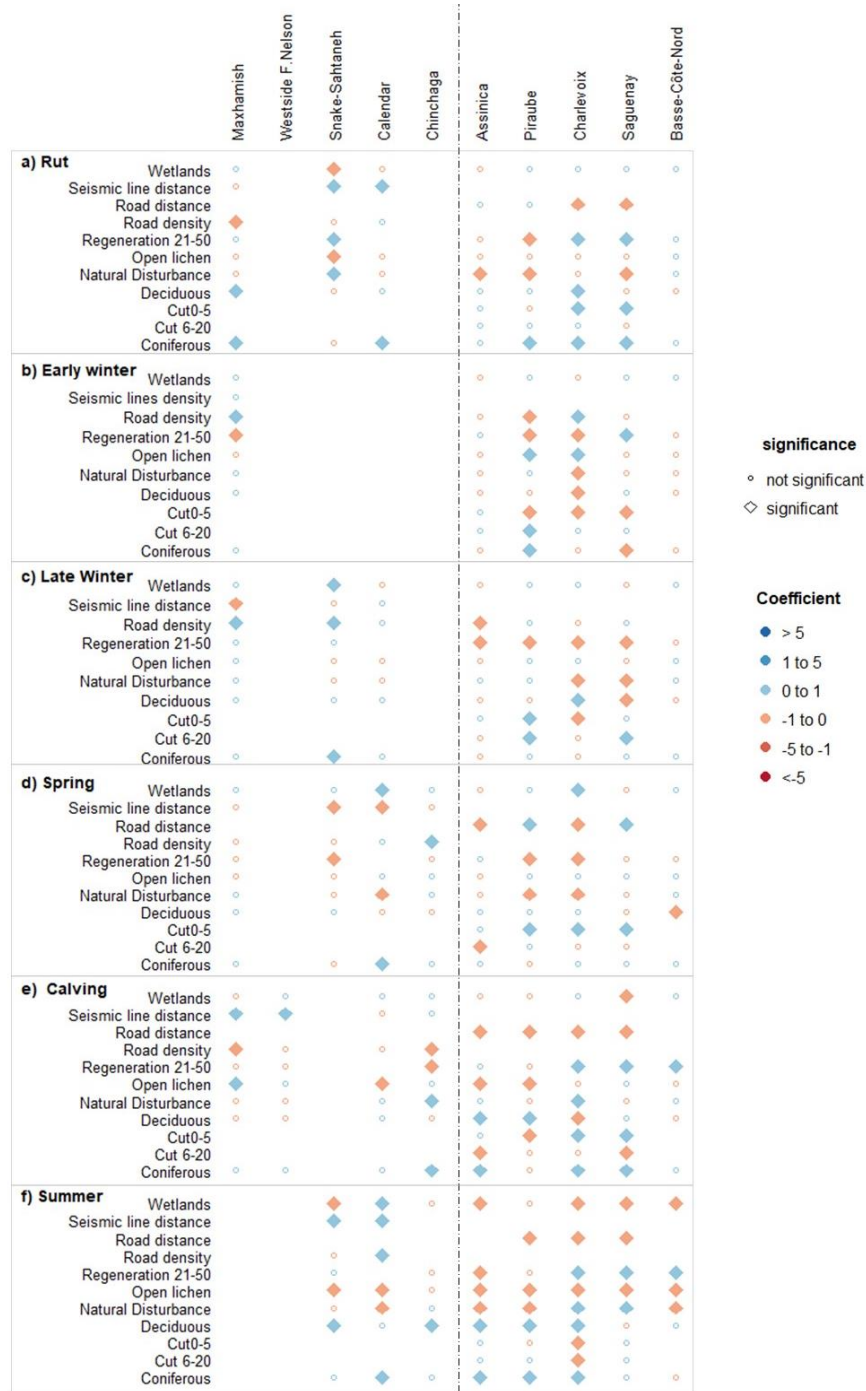


Figure 3. Coefficients from the best ranking resource selection functions representing the interactions between temperature and disturbance, measured as landcover types and linear features for 10 populations of woodland caribou studied over six biological periods in British Columbia, left of dividing line, and Québec, right of dividing line, Canada.

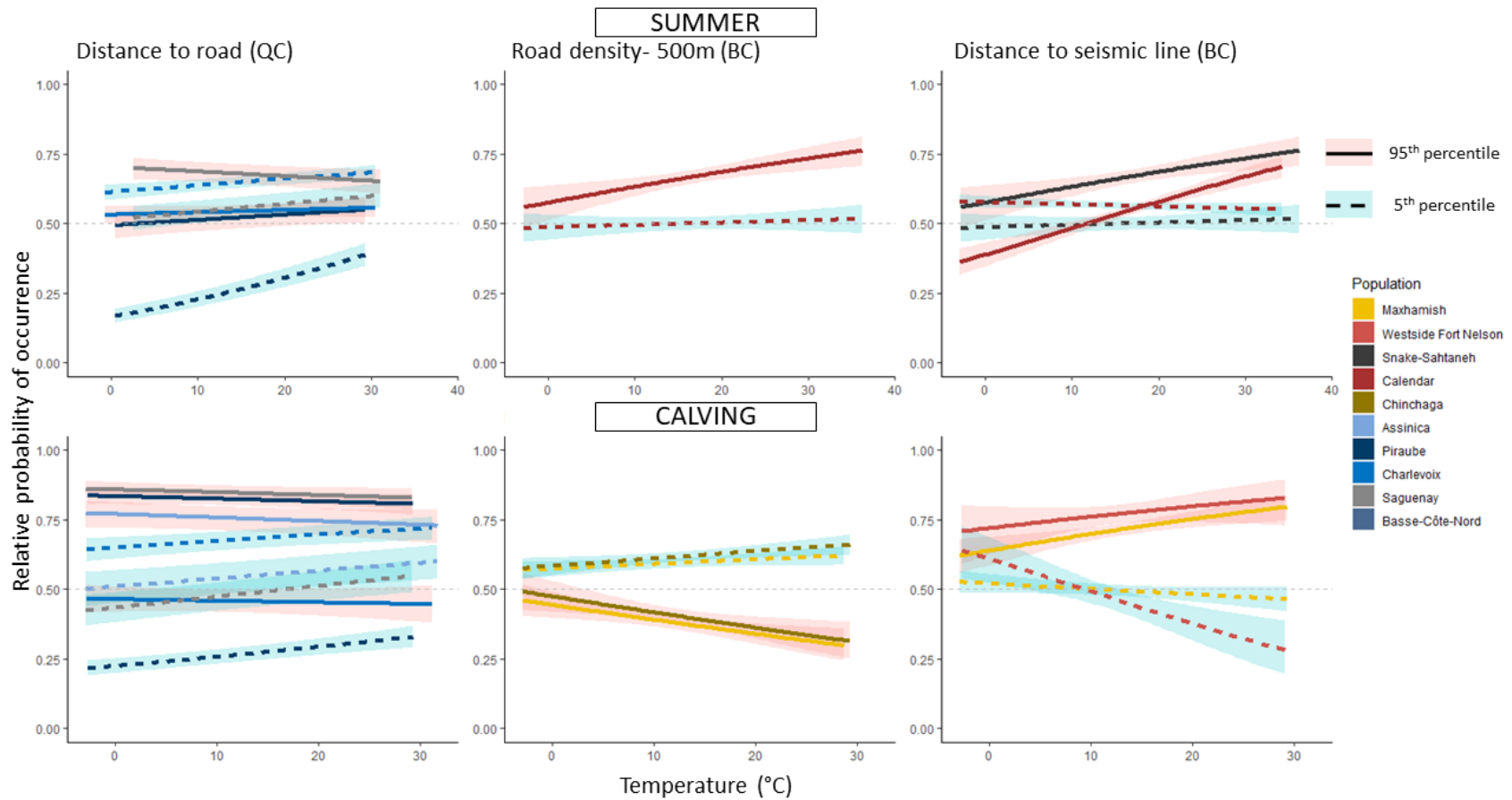


Figure 4. Representation of the significant interactions between temperature and the linear feature variables retained in the most parsimonious resource selection functions for boral caribou during summer (top) and calving (bottom). Dotted lines with blue confidence intervals correspond to the 5th percentiles of the linear feature variable (low density or smaller distance) while full line with red confidence intervals correspond to the 95th percentile (high density or greater distance).



Figure 5. Coefficients from the best ranking resource selection functions representing the interactions between precipitation and disturbance, measured as landcover types and linear features for 10 populations of woodland caribou studied over six biological periods in British Columbia, left of dividing line, and Québec, Canada.

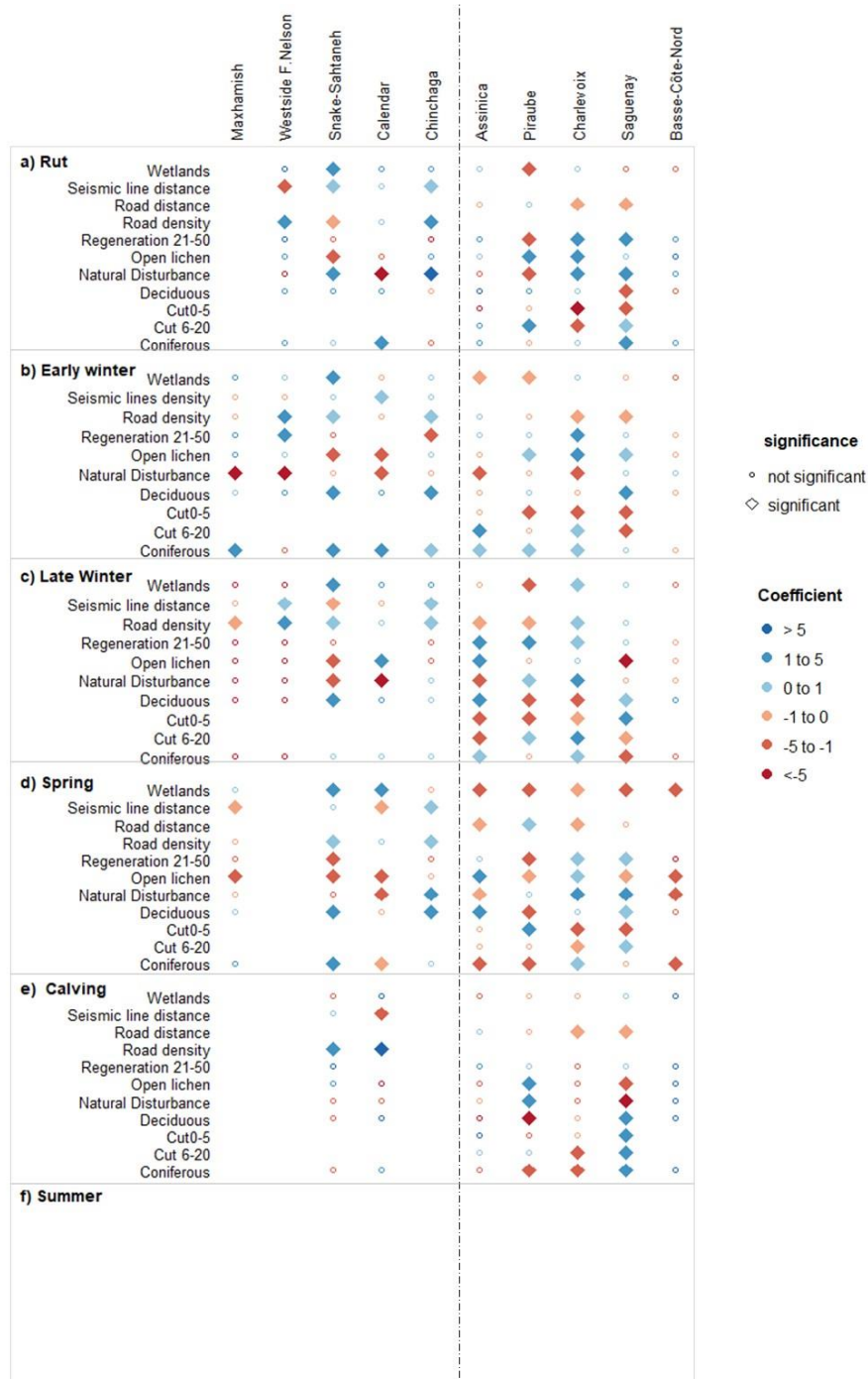


Figure 6. Coefficients from the best ranking resource selection functions representing the interactions between snow depth and disturbance, measured as landcover types and linear features for 10 populations of woodland caribou studied over six biological periods in British Columbia, left of dividing line, and Québec, Canada.

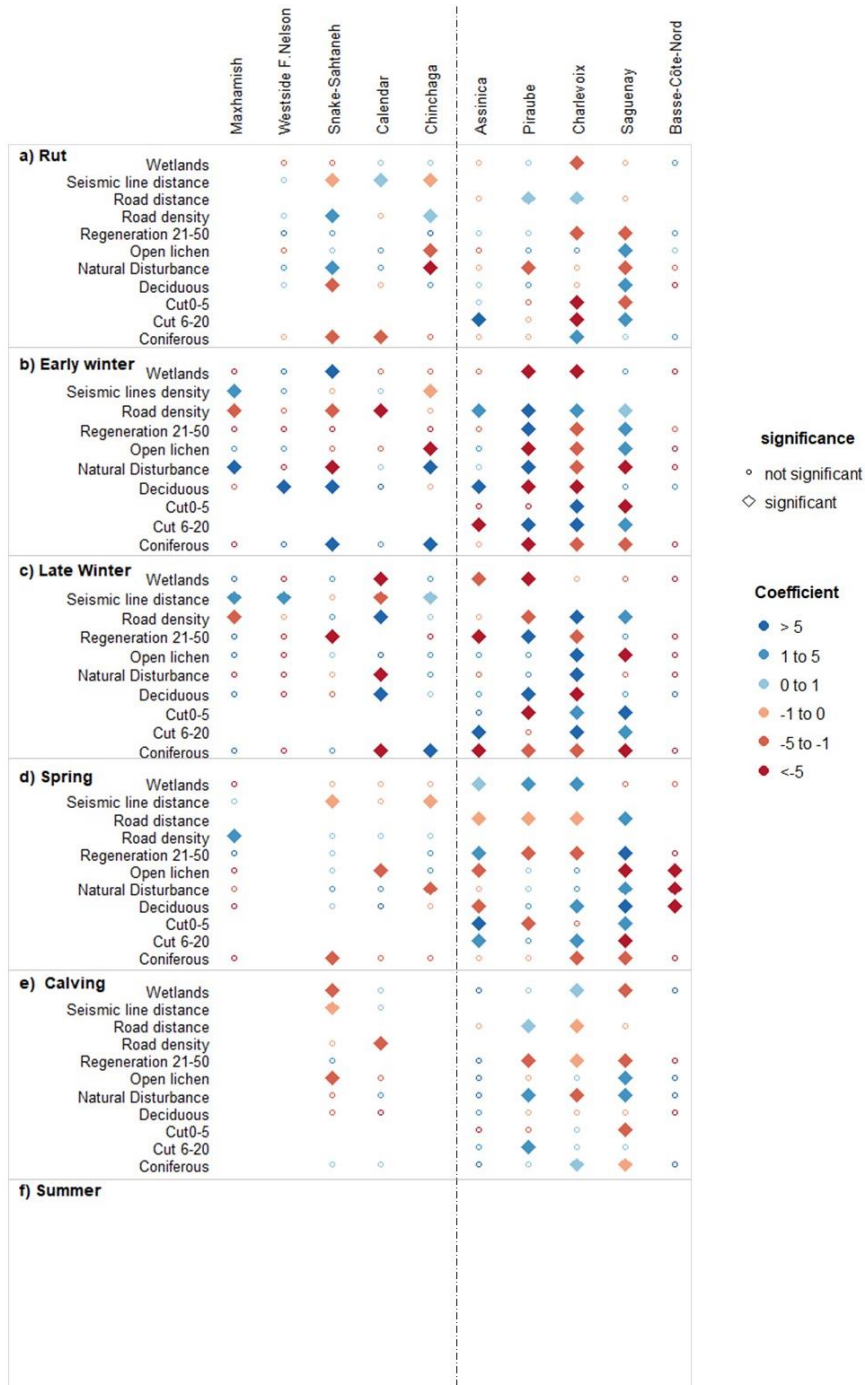


Figure 7. Coefficients from the best ranking resource selection functions representing the interactions between snow density and disturbance, measured as landcover types and linear features for 10 populations of woodland caribou studied over six biological periods in British Columbia, left of dividing line, and Québec, Canada.

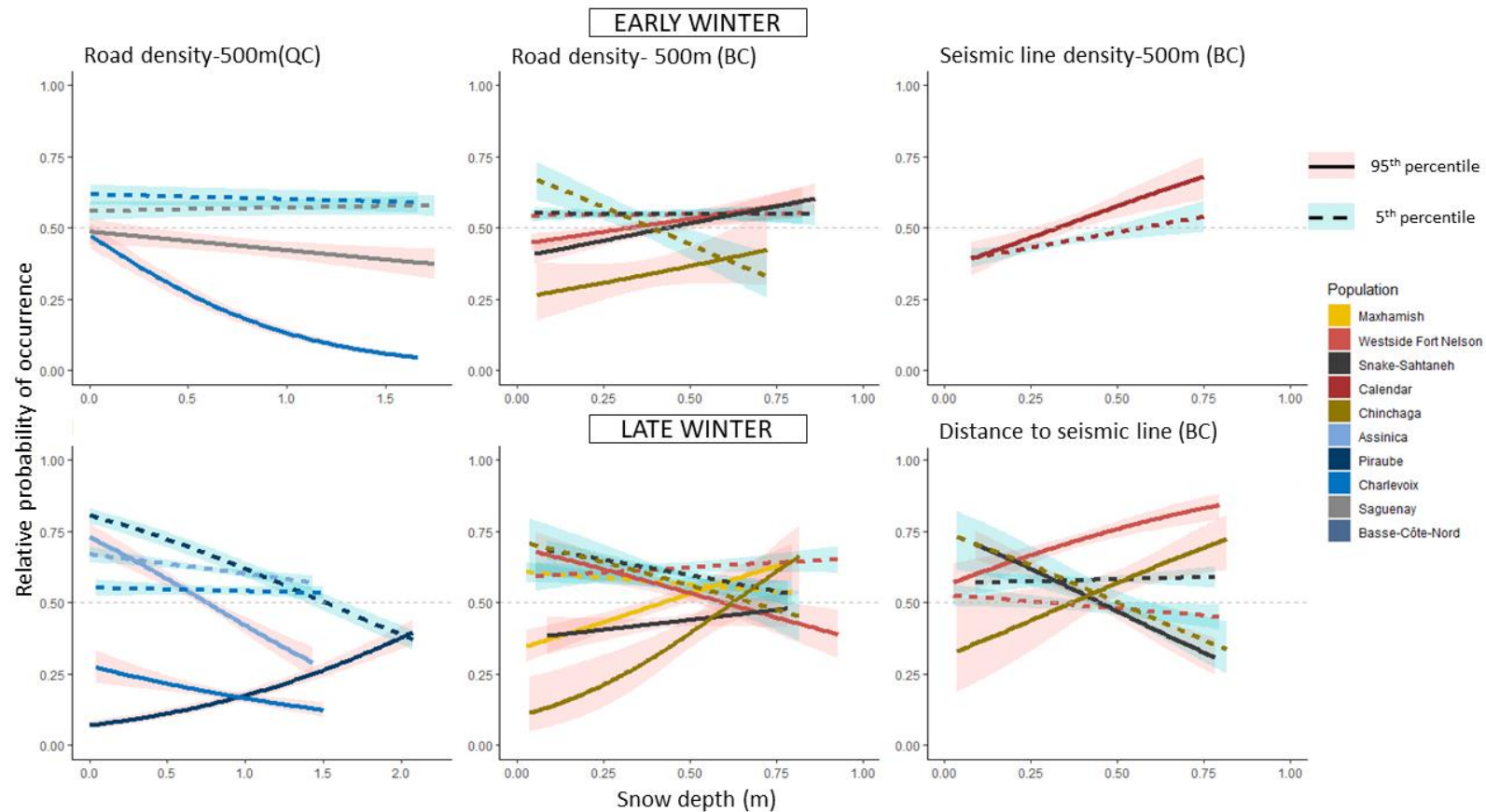


Figure 8. Representation of the significant interactions between snow depth and the linear feature variables retained in the most parsimonious resource selection functions for boral caribou during early winter (top) and late winter (bottom). Dotted lines with blue confidence intervals correspond to the 5th percentiles of the linear feature variable (low density or smaller distance) while full line with red confidence intervals correspond to the 95th percentile (high density or greater distance).

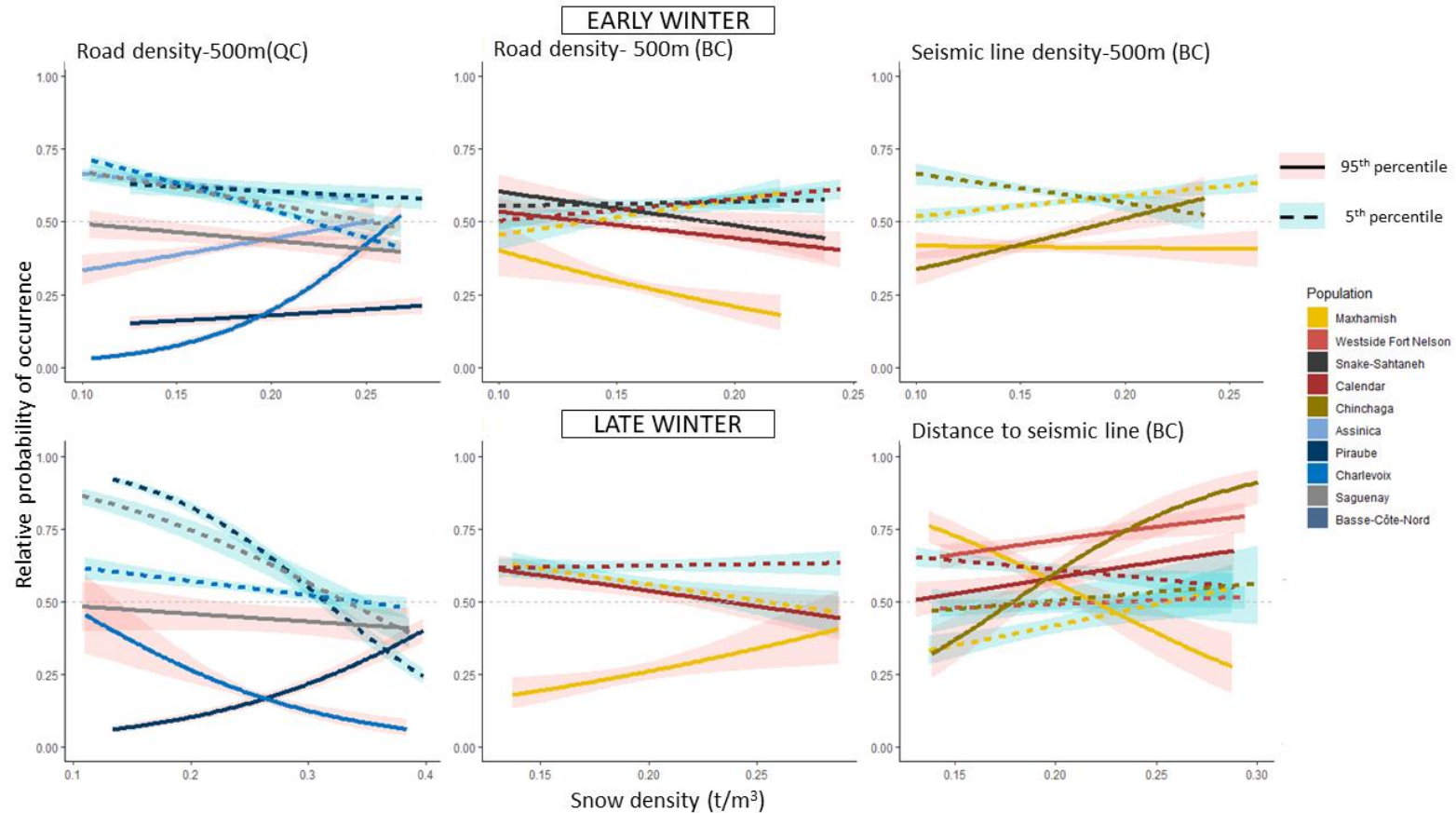


Figure 9. Representation of the significant interactions between snow density and the linear feature variables retained in the most parsimonious resource selection functions for boral caribou during early winter (top) and late winter (bottom). Dotted lines with blue confidence intervals correspond to the 5th percentiles of the linear feature variable (low density or smaller distance) while full line with red confidence intervals correspond to the 95th percentile (high density or greater distance).

Table S1. Preliminary resource selection function models designed to test the relationship between selection and topographic variables for boreal caribou monitored within 10 population in Québec and British Columbia, Canada. Animal ID was included as a random effect.

QUÉBEC					
	Model	k	AICc	Δ AICc	$w_i(\text{AICc})$
Spring	Landcover + Elevation + Elevation ²	14	307524.5	0.0	1.00
	Landcover + Elevation	13	311859.1	4334.6	0.00
	Landcover + Slope	13	313441.3	5916.8	0.00
	Landcover + Slope + Slope ²	14	313443.2	5918.7	0.00
	Landcover	12	313458.4	5933.9	0.00
Calving	Landcover + Elevation + Elevation ²	14	245082.3	0.0	0.99
	Landcover + Elevation	13	245092.5	10.2	0.01
	Landcover + Slope + Slope ²	14	262490.5	17408.2	0.00
	Landcover + Slope	13	262581.6	17499.3	0.00
	Landcover	12	262587.2	17504.9	0.00
Summer	Landcover + Elevation + Elevation ²	14	534222.2	0.0	1.00
	Landcover + Elevation	13	534422.7	200.5	0.00
	Landcover + Slope + Slope ²	14	549994.3	15772.1	0.00
	Landcover + Slope	13	552585.8	18363.6	0.00
	Landcover	12	552592.1	18369.9	0.00
Rut	Landcover + Slope + Slope ²	14	442583.2	0.0	1.00
	Landcover + Elevation + Elevation ²	14	449363.8	6780.6	0.00
	Landcover + Elevation	13	453189.3	10606.1	0.00
	Landcover + Slope	13	454380.0	11796.8	0.00
	Landcover	12	454392.8	11809.6	0.00
Early winter	Landcover + Elevation + Elevation ²	14	570820.0	0.0	1.00
	Landcover + Slope + Slope ²	14	572207.0	1387.0	0.00
	Landcover + Elevation	13	574332.5	3512.5	0.00
	Landcover	12	577520.4	6700.4	0.00
	Landcover + Slope	13	577521.8	6701.8	0.00
Late winter	Landcover + Elevation + Elevation ²	14	358661.0	0.0	1.00
	Landcover + Elevation	13	360526.3	1865.3	0.00
	Landcover + Slope + Slope ²	14	377156.2	18495.2	0.00
	Landcover + Slope	13	377498.3	18837.3	0.00
	Landcover	12	377589.9	18928.9	0.00
British Columbia					
	Model	k	AICc	Δ AICc	$w_i(\text{AICc})$
Spring	Landcover + Slope + Slope ²	10	90979.0	0.0	0.85
	Landcover + Slope	9	90982.5	3.5	0.15
	Landcover + Elevation + Elevation ²	10	91449.5	470.5	0.00
	Landcover + Elevation	9	91451.4	472.4	0.00
	Landcover	8	91531.2	552.2	0.00

Calving	Landcover + Slope	9	101692.1	0.0	0.74
	Landcover + Slope + Slope ²	10	101694.2	2.1	0.26
	Landcover + Elevation	9	102235.2	543.1	0.00
	Landcover + Elevation + Elevation ²	10	102237.0	544.9	0.00
	Landcover	8	102306.9	614.8	0.00
Summer	Landcover + Slope	9	176928.6	0.0	0.75
	Landcover + Slope + Slope ²	10	176930.8	2.2	0.25
	Landcover + Elevation + Elevation ²	10	177878.3	949.7	0.00
	Landcover + Elevation	9	177880.2	951.6	0.00
	Landcover	8	177888.2	959.6	0.00
Rut	Landcover + Slope	9	134005.6	0.0	0.74
	Landcover + Slope + Slope ²	10	134007.7	2.1	0.26
	Landcover + Elevation + Elevation ²	10	135078.8	1073.2	0.00
	Landcover + Elevation	9	135274.1	1268.5	0.00
	Landcover	8	135379.0	1373.4	0.00
Early winter	Landcover + Slope	9	123827.4	0.0	0.66
	Landcover + Slope + Slope ²	10	123828.8	1.4	0.34
	Landcover + Elevation + Elevation ²	10	124666.9	839.5	0.00
	Landcover + Elevation	9	124669.1	841.7	0.00
	Landcover	8	124722.4	895.0	0.00
Late winter	Landcover + Slope	9	78063.8	0.0	0.72
	Landcover + Slope + Slope ²	10	78065.7	1.9	0.28
	Landcover + Elevation + Elevation ²	10	78437.0	373.2	0.00
	Landcover + Elevation	9	78471.5	407.7	0.00
	Landcover	8	78627.2	563.4	0.00

Table S2 Preliminary resource selection function models designed to test the relationship between selection and linear features variables for caribou monitored within 10 population in Québec and British Columbia, Canada. The best ranking topographic variables were included with animal ID as a random effect.

Québec: Roads					
	Model	k	AICc	Δ AICc	$w_i(\text{AICc})$
Spring	Landcover + distance	14	307400.1	0.0	1.00
	Landcover + dens_250m	14	307413.1	13.0	0.00
	Landcover + dens_500m	14	307469.5	69.4	0.00
	Landcover + dens_1000m	14	307512.2	112.1	0.00
	Landcover	13	307524.5	124.4	0.00
	Landcover + dens_2500m	14	307526.2	126.1	0.00
Calving	Landcover + distance	14	244618.3	0.0	1.00
	Landcover + dens_250m	14	245030.7	412.4	0.00
	Landcover + dens_500m	14	245053.7	435.4	0.00
	Landcover + dens_2500m	14	245080.3	462.0	0.00
	Landcover	13	245082.3	464.0	0.00
	Landcover + dens_1000m	14	245082.3	464.0	0.00
Summer	Landcover + distance	14	531973.9	0.0	1.00
	Landcover + dens_2500m	14	534215.1	2241.2	0.00
	Landcover + dens_1000m	14	534220.3	2246.4	0.00
	Landcover	13	534222.2	2248.3	0.00
	Landcover + dens_500m	14	534222.7	2248.8	0.00
	Landcover + dens_250m	14	534223.9	2250.0	0.00
Rut	Landcover + distance	14	441194.9	0.0	1.00
	Landcover + dens_500m	14	442350.7	1155.8	0.00
	Landcover + dens_1000m	14	442361.1	1166.2	0.00
	Landcover + dens_250m	14	442367.8	1172.9	0.00
	Landcover + dens_2500m	14	442396.4	1201.5	0.00
	Landcover	13	442583.2	1388.3	0.00
Early winter	Landcover + dens_500m	14	569888.0	0.0	1.00
	Landcover + dens_2500m	14	570097.2	209.2	0.00
	Landcover + dens_1000m	14	570123.4	235.4	0.00
	Landcover + dens_2500m	14	570638.7	750.7	0.00
	Landcover + distance	14	570813.1	925.1	0.00
	Landcover	13	570820.0	932.0	0.00
Late winter	Landcover + dens_500m	14	357796.2	0.0	1.00
	Landcover + distance	14	357901.2	105.0	0.00
	Landcover + dens_1000m	14	357913.0	116.8	0.00
	Landcover + dens_250m	14	357924.0	127.8	0.00
	Landcover + dens_2500m	14	358439.0	642.8	0.00
	Landcover	13	358661.0	864.8	0.00
British Columbia: Roads					

	Model	k	AICc	Δ AICc	w_i (AICc)
Spring	Landcover + dens_500m	11	90914.6	0.0	1.00
	Landcover + dens_1000m	11	90946.9	32.3	0.00
	Landcover + dens_250m	11	90948.2	33.6	0.00
	Landcover	10	90979.0	64.4	0.00
	Landcover + dens_2500m	11	90979.1	64.5	0.00
	Landcover + distance	11	90980.6	66.0	0.00
Calving	Landcover + dens_500m	11	100449.1	0.0	1.00
	Landcover + dens_1000m	11	100659.0	209.9	0.00
	Landcover + dens_250m	11	100757.6	308.5	0.00
	Landcover + dens_2500m	11	101120.6	671.5	0.00
	Landcover + distance	11	101358.9	909.8	0.00
	Landcover	10	101692.1	1243.0	0.00
Summer	Landcover + dens_500m	10	175731.8	0.0	1.00
	Landcover + dens_1000m	10	175743.2	11.4	0.00
	Landcover + dens_2500m	10	175889.9	158.1	0.00
	Landcover + dens_250m	10	176103.6	371.8	0.00
	Landcover + distance	10	176678.5	946.7	0.00
	Landcover	9	176928.6	1196.8	0.00
Rut	Landcover + dens_500m	10	133936.4	0.0	1.00
	Landcover + dens_1000m	10	133952.8	16.4	0.00
	Landcover + distance	10	133998.2	61.8	0.00
	Landcover + dens_250m	10	134000.0	63.6	0.00
	Landcover	9	134005.6	69.2	0.00
	Landcover + dens_2500m	10	134007.0	70.6	0.00
Early winter	Landcover + dens_500m	10	123500.1	0.0	1.00
	Landcover + dens_1000m	10	123542.9	42.8	0.00
	Landcover + dens_250m	10	123701.5	201.4	0.00
	Landcover	9	123743.2	243.1	0.00
	Landcover + dens_2500m	10	123813.8	313.7	0.00
	Landcover + distance	10	123827.4	327.3	0.00
Late winter	Landcover + dens_500m	10	77538.4	0.0	1.00
	Landcover + dens_250m	10	77657.8	119.4	0.00
	Landcover + dens_1000m	10	77758.2	219.8	0.00
	Landcover + distance	10	78010.9	472.5	0.00
	Landcover + dens_2500m	10	78025.3	486.9	0.00
	Landcover	9	78063.8	525.4	0.00

British Columbia: Seismic lines

	Model	k	AICc	Δ AICc	w_i (AICc)
Spring	Landcover + distance	11	90941.4	0.0	1.00
	Landcover + dens_250m	11	90971.5	30.1	0.00
	Landcover + dens_500m	10	90977.6	36.2	0.00
	Landcover	11	90979.0	37.6	0.00
	Landcover + dens_1000m	11	90980.1	38.7	0.00

	Landcover + dens_2500m	11	90980.6	39.2	0.00
Calving	Landcover + distance	10	101593.7	0.0	1.00
	Landcover + dens_250m	10	101673.7	80.0	0.00
	Landcover + dens_500m	10	101685.4	91.7	0.00
	Landcover + dens_2500m	10	101691.4	97.7	0.00
	Landcover	9	101692.1	98.4	0.00
	Landcover + dens_1000m	10	101692.3	98.6	0.00
Summer	Landcover + distance	10	176187.6	0.0	1.00
	Landcover + dens_2500m	10	176734.5	546.9	0.00
	Landcover + dens_1000m	10	176761.7	574.1	0.00
	Landcover + dens_500m	10	176769.4	581.8	0.00
	Landcover + dens_250m	10	176774.6	587.0	0.00
	Landcover	9	176928.6	741.0	0.00
Rut	Landcover + distance	10	133979.4	0.0	1.00
	Landcover + dens_250m	10	134005.2	25.8	0.00
	Landcover + dens_500m	10	134005.6	26.2	0.00
	Landcover	9	134005.6	26.2	0.00
	Landcover + dens_1000m	10	134006.5	27.1	0.00
	Landcover + dens_2500m	10	134007.1	27.7	0.00
Early winter	Landcover + dens_500m	10	123500.1	0.0	1.00
	Landcover + dens_1000m	10	123542.9	42.8	0.00
	Landcover + dens_250m	10	123701.5	201.4	0.00
	Landcover	9	123743.2	243.1	0.00
	Landcover + dens_2500m	10	123813.8	313.7	0.00
	Landcover + distance	10	123827.4	327.3	0.00
Late winter	Landcover + distance	10	77929.2	0.0	1.00
	Landcover + dens_250m	10	78026.4	97.2	0.00
	Landcover + dens_500m	10	78031.0	101.8	0.00
	Landcover + dens_1000m	10	78038.7	109.5	0.00
	Landcover + dens_2500m	10	78049.7	120.5	0.00
	Landcover	9	78063.8	134.6	0.00

Table S3 Dates corresponding to the beginning of each of the biological periods identified with the movement rates and the net displacement of the caribou from each of the 10 studied populations.

Year	Late winter	Spring	Calving	Summer	Rut	Early winter
Assinca						
2004	-	13-Apr	18-May	25-Jun	8-Sep	12-Nov
2005	17-Feb	14-Apr	17-May	25-Jun	19-Sep	11-Nov
2006	10-Feb	19-Apr	21-May	2-Jul	14-Sep	13-Nov
2007	4-Feb	20-Apr	13-Jan	3-Jul	10-Sep	10-Nov
2008	30-Jan	12-Apr	20-May	22-Jun	18-Sep	18-Nov
2009	30-Jan	7-Apr	20-May	23-Jun	9-Sep	12-Nov
2010	16-Feb	12-Apr	24-May	29-Jun	5-Sep	13-Nov
2011	13-Feb	11-Apr	21-May	18-Jun	12-Sep	18-Nov
2012	18-Feb	21-Apr	21-May	23-Jun	13-Sep	14-Nov
2013	21-Feb	7-Apr	19-May	22-Jun	22-Sep	7-Nov
2014	27-Feb	13-Apr	17-May	27-Jun	21-Sep	9-Nov
2015	14-Feb	5-Apr	22-May	27-Jun	5-Sep	12-Nov
2016	21-Feb	10-Apr	26-May	5-Jul	11-Sep	6-Nov
2017	3-Feb	10-Apr	18-May	24-Jun	11-Sep	15-Nov
2018	14-Feb	18-Apr	20-May	23-Jun	10-Sep	15-Nov
2019	17-Feb	16-Apr	23-May	27-Jun	5-Sep	14-Nov
2020	21-Feb	-	-	-	-	-
Basse-Côte-Nord						
2012	-	9-Apr	23-May	19-Jun	16-Sep	17-Nov
2013	14-Feb	10-Apr	24-May	16-Jun	7-Sep	11-Nov
2014	14-Feb	16-Apr	23-May	28-Jun	6-Sep	5-Nov
2015	14-Feb	12-Apr	27-May	27-Jun	11-Sep	9-Nov
2016	14-Feb	13-Apr	-	-	-	-
2019	-	19-Apr	23-May	23-Jun	11-Sep	4-Nov
2020	19-Feb	-	-	-	-	-
Charlevoix						
2004	-	23-Apr	22-May	27-Jun	24-Sep	21-Nov
2005	4-Feb	7-Apr	21-May	24-Jun	17-Sep	29-Nov
2006	12-Feb	13-Apr	22-May	23-Jun	11-Sep	23-Nov
2007	14-Feb	17-Apr	17-May	17-Jun	12-Sep	11-Nov
2008	23-Feb	20-Apr	26-May	28-Jun	9-Sep	18-Nov
2009	12-Mar	23-Apr	23-May	25-Jun	13-Sep	24-Nov
2010	29-Feb	26-Apr	26-May	20-Jun	7-Sep	13-Nov
2011	16-Mar	21-Apr	28-May	25-Jun	4-Sep	24-Nov
2012	7-Mar	20-Apr	-	-	-	-
Piraube						
2005	12-Feb	12-Apr	24-May	4-Jul	11-Sep	22-Nov
2006	19-Feb	12-Apr	22-May	27-Jun	12-Sep	15-Nov
2007	26-Feb	7-Apr	17-May	3-Jul	21-Sep	21-Nov
2008	15-Feb	27-Apr	27-May	21-Jun	20-Sep	2-Dec
2009	19-Feb	11-Apr	22-May	6-Jul	14-Sep	25-Nov

2010	26-Feb	11-Apr	19-May	19-Jun	6-Sep	21-Nov
2011	22-Feb	14-Apr	17-May	22-Jun	29-Aug	19-Nov
2018	-	12-Apr	23-May	25-Jun	24-Aug	3-Nov
2019	17-Feb	15-Apr	22-May	25-Jun	24-Sep	2-Dec
2020	27-Feb	-	-	-	-	-
Saguenay						
2005	12-Feb	12-Apr	24-May	24-Jun	9-Sep	3-Dec
2006	2-Feb	12-Apr	22-May	27-Jun	12-Sep	14-Nov
2007	3-Feb	17-Apr	17-May	23-Jun	4-Sep	20-Nov
2008	3-Feb	27-Apr	27-May	21-Jun	8-Sep	20-Nov
2009	5-Feb	11-Apr	22-May	17-Jun	10-Sep	25-Nov
2010	14-Feb	7-Apr	19-May	19-Jun	6-Sep	21-Nov
2011	6-Feb	14-Apr	22-May	22-Jun	29-Aug	19-Nov
2012	24-Feb	-	-	-	-	-
Mean QC	16-Feb	14-Apr	18-May	24-Jun	10-Sep	16-Nov
Calendar						
2013	-	21-Mar	8-May	9-Jun	10-Sep	25-Nov
2014	13-Feb	21-Mar	8-May	14-Jun	16-Sep	28-Nov
2015	11-Feb	19-Mar	4-May	8-Jun	16-Sep	21-Nov
2016	11-Feb	26-Mar	9-May	26-Jun	17-Sep	4-Dec
2017	4-Feb	27-Mar	11-May	28-Jun	6-Sep	22-Nov
2018	19-Feb	-	-	-	-	-
2019	-	8-Apr	22-May	-	-	-
2020	24-Feb	10-Apr	21-May	27-Jun	13-Sep	2-Dec
2021	19-Feb	7-Apr	10-May	24-Jun	16-Sep	25-Nov
Chinchaga						
2013	17-Feb	25-Mar	15-May	21-Jun	2-Sep	26-Nov
2014	24-Feb	5-Apr	8-May	14-Jun	6-Sep	25-Nov
2015	22-Feb	2-Apr	2-May	5-Jun	1-Sep	26-Nov
2016	26-Feb	1-Apr	30-Apr	5-Jun	13-Sep	30-Nov
2017	24-Feb	27-Mar	2-May	13-Sep	11-Sep	19-Nov
2018	13-Feb	4-Apr	29-Apr	1-Jun	14-Sep	26-Nov
2019	10-Feb	20-Mar	5-May	11-Jun	14-Sep	24-Nov
2020	13-Feb	27-Mar	4-May	11-Jun	14-Sep	15-Nov
2021	10-Feb	23-Mar	6-May	8-Jun	10-Sep	25-Nov
Maxhamish						
2011	-	27-Mar	15-May	1-Jul	1-Sep	30-Nov
2013	5-Feb	4-Apr	10-May	27-Jun	7-Sep	27-Nov
2014	28-Feb	14-Apr	15-May	26-Jun	18-Sep	14-Nov
2015	9-Feb	2-Apr	12-May	15-Jun	12-Sep	27-Nov
2016	17-Feb	27-Mar	9-May	13-Jun	16-Sep	25-Nov
2017	12-Feb	27-Mar	10-May	17-Jun	12-Sep	17-Nov
2018	13-Feb	5-Apr	10-May	18-Jun	14-Sep	-
2019	-	27-Mar	29-Apr	2-Jun	6-Sep	25-Nov
2020	11-Feb	4-Apr	1-May	11-Jun	14-Sep	25-Nov
2021	14-Feb	7-Apr	7-May	8-Jun	17-Sep	26-Nov
Snake-Sahtaneh						

2013	28-Feb	27-Mar	6-May	14-Jun	7-Sep	30-Nov
2014	28-Feb	3-Apr	10-May	10-Jun	19-Sep	28-Nov
2015	25-Feb	2-Apr	28-Apr	11-Jun	18-Sep	26-Nov
2016	21-Feb	31-Mar	4-May	9-Jun	10-Sep	27-Nov
2017	13-Feb	27-Mar	10-May	10-Jun	11-Sep	17-Nov
2018	11-Feb	29-Mar	9-May	21-Jun	6-Sep	16-Nov
2019	18-Feb	25-Mar	9-May	15-Jun	10-Sep	26-Nov
2020	29-Jan	7-Apr	27-Apr	13-Jun	4-Sep	20-Nov
2021	31-Jan	23-Mar	7-May	20-Jun	23-Sep	15-Nov
Westside Fort-Nelson						
2014	-	26-Mar	11-May	12-Jun	11-Sep	28-Nov
2015	15-Feb	28-Mar	7-May	10-Jun	10-Sep	26-Nov
2016	11-Feb	30-Mar	8-May	16-Jun	11-Sep	6-Dec
2017	16-Feb	27-Mar	9-May	17-Jun	8-Sep	23-Nov
2018	19-Feb	4-Apr	8-May	21-Jun	-	-
2019	-	4-Apr	8-May	21-Jun	15-Sep	2-Dec
2020	19-Feb	5-Apr	9-May	22-Jun	13-Sep	27-Nov
2021	13-Feb	7-Apr	7-May	8-Jun	15-Sep	23-Nov
Mean BC	15-Feb	30-Mar	7-May	17-Jun	11-Sep	24-Nov

Table S4. Results from the model selection process for the set of resource selection function candidate models built to evaluate habitat selection in the 10 populations of woodland caribou for British Columbia and Québec along with the mean (\pm SD) Spearman correlation coefficient resulting from the 10-fold cross validation, each retaining 75% of the data, of the best ranking model for each population and biological period. Animal ID was used as random effect for all model tested and linear term for the slope or the elevation was included when squared term was used.

		Québec				
Pop	Biological period	Model	k	AICc	Δ AICc	Spearman coefficient
Assinica	Spring	M9_Spring	58	42265.8	0.0	0.99 \pm 0.01
		M8_Spring	36	42272.9	7.1	
		M7_Spring	34	42355.2	89.4	
		M4_Spring	34	43123.6	857.8	
		M5_Spring	36	43126.0	860.2	
		M6_Spring	16	43257.6	991.8	
		M3_Spring	16	43301.9	1036.1	
		M2_Spring	14	43303.4	1037.6	
		M1_Spring	13	43307.4	1041.6	
	Calving	M9_Calving	57	35471.3	0.0	0.96 \pm 0.01
		M5_Calving	35	35529.0	57.7	
		M8_Calving	35	35530.7	59.4	
		M7_Calving	33	35553.2	81.9	
		M4_Calving	33	35554.0	82.7	
		M6_Calving	15	35649.6	178.3	
		M3_Calving	15	35655.1	183.8	
		M2_Calving	13	35659.5	188.2	
		M1_Calving	12	36170.0	698.7	
	Summer	M4_Summer	33	62846.5	0.0	0.99 \pm 0.01
		M5_Summer	35	62850.4	3.9	
		M3_Summer	15	63298.3	451.8	
		M2_Summer	13	63301.2	454.7	
		M1_Summer	12	63637.3	790.8	
	Rut	M9_Rut	58	58924.9	0.0	0.98 \pm 0.01
		M7_Rut	34	58940.7	15.8	
		M8_Rut	36	58941.3	16.4	
		M5_Rut	36	58958.5	33.6	
		M4_Rut	34	58962.8	37.9	
		M2_Rut	14	59047.4	122.5	
		M6_Rut	16	59050.6	125.7	
		M3_Rut	16	59050.8	125.9	
		M1_Rut	13	59120.6	195.7	
Early Winter	M9_Ear_Win	57	85118.7	0.0	0.92 \pm 0.01	
	M8_Ear_Win	35	85131.1	12.4		
	M7_Ear_Win	33	85189.5	70.8		
	M5_Ear_Win	35	86665.6	1546.9		
	M4_Ear_Win	33	86672.3	1553.6		

		M2_Ear_Win	13	86842.7	1724.0	
		M3_Ear_Win	15	86845.2	1726.5	
		M6_Ear_Win	15	86846.0	1727.3	
		M1_Ear_Win	12	88043.0	2924.3	
		M9_Lat_Win	57	59868.9	0.0	0.99± 0.00
		M8_Lat_Win	35	59969.8	100.9	
		M7_Lat_Win	33	59998.3	129.4	
		M5_Lat_Win	35	60986.8	1117.9	
	Late Winter	M4_Lat_Win	33	60999.6	1130.7	
		M6_Lat_Win	15	61307.6	1438.7	
		M3_Lat_Win	15	61363.1	1494.2	
		M2_Lat_Win	13	61373.1	1504.2	
		M1_Lat_Win	12	61629.9	1761.0	
		M9_Spring	43	30295.0	0.0	0.96± 0.02
		M7_Spring	27	30314.1	19.1	
		M4_Spring	27	30686.8	391.8	
		M6_Spring	13	30931.4	636.4	
	Spring	M1_Spring	11	30981.2	686.2	
		M3_Spring	13	30981.3	686.3	
		X	X		X	
		X	X		X	
		X	X		X	
		M9_Calving	42	20947.2	0.0	0.98± 0.02
		M7_Calving	26	20989.4	42.2	
		M1_Calving	10	21017.6	70.4	
		M4_Calving	26	21030.9	83.7	
	Calving	M6_Calving	12	21113.7	166.5	
		M3_Calving	12	21114.2	167.0	
		X	X		X	
		X	X		X	
		X	X		X	
		M4_Summer	26	53746.2	0.0	0.82 ± 0.09
		M1_Summer	10	53786.3	40.1	
	Summer	M3_Summer	12	53789.1	42.9	
		X	X		X	
		X	X		X	
		M9_Rut	43	32451.2	0.0	0.99± 0.01
		M7_Rut	27	32453.3	2.1	
		M6_Rut	13	32477.2	26.0	
		M3_Rut	13	32480.3	29.1	
	Rut	M4_Rut	27	32486.8	35.6	
		M1_Rut	11	32503.5	52.3	
		X	X		X	
		X	X		X	
		X	X		X	
		M9_Ear_Win	42	45311.5	0.0	0.83 ± 0.03
	Early Winter	M7_Ear_Win	26	45320.7	9.2	
		M4_Ear_Win	26	45461.4	149.9	

		M6_Ear_Win	12	45552.3	240.8	
		M1_Ear_Win	10	45567.4	255.9	
		M3_Ear_Win	12	45569.5	258.0	
		X	X		X	
		X	X		X	
		X	X		X	
		M9_Lat_Win	42	42207.9	0.0	0.93± 0.01
		M7_Lat_Win	26	42219.0	11.1	
		M6_Lat_Win	12	42421.0	213.1	
		M4_Lat_Win	26	42446.2	238.3	
	Late Winter	M3_Lat_Win	12	42448.8	240.9	
		M1_Lat_Win	10	42451.7	243.8	
		X	X		X	
		X	X		X	
		X	X		X	
		M9_Spring	58	88568.6	0.0	0.98± 0.01
		M8_Spring	36	88719.5	150.9	
		M7_Spring	34	88754.7	186.1	
		M4_Spring	34	89899.0	1330.4	
	Spring	M5_Spring	36	89899.9	1331.3	
		M6_Spring	16	90320.7	1752.1	
		M3_Spring	16	90378.1	1809.5	
		M2_Spring	14	90378.9	1810.3	
		M1_Spring	13	93090.7	4522.1	
		M9_Calving	57	77274.9	0.0	1.00± 0.00
		M8_Calving	35	77377.1	102.2	
		M7_Calving	33	77383.6	108.7	
		M5_Calving	35	77416.3	141.4	
	Calving	M4_Calving	33	77421.0	146.1	
		M3_Calving	15	77537.8	262.9	
		M2_Calving	13	77549.5	274.6	
		M6_Calving	15	77550.4	275.5	
		M1_Calving	12	81736.6	4461.7	
		M5_Summer	35	157492.1	0.0	1.00± 0.00
		M4_Summer	33	157557.5	65.4	
		M3_Summer	15	158056.2	564.1	
		M2_Summer	13	158163.3	671.2	
	Summer	M1_Summer	12	160152.7	2660.6	
		M9_Rut	58	126866.8	0.0	1.00± 0.00
		M8_Rut	36	127005.3	138.5	
		M7_Rut	34	127143.2	276.4	
		M5_Rut	36	128347.2	1480.4	
		M4_Rut	34	128464.4	1597.6	
	Rut	M6_Rut	16	130058.1	3191.3	
		M3_Rut	16	130146.9	3280.1	
		M2_Rut	14	130404.7	3537.9	
		M1_Rut	13	135190.0	8323.2	
	Early Winter	M9_Ear_Win	57	172945.1	0.0	0.99± 0.01

		M8_Ear_Win	35	173266.5	321.4	
		M7_Ear_Win	33	173937.0	991.9	
		M5_Ear_Win	35	176263.2	3318.1	
		M6_Ear_Win	15	176414.5	3469.4	
		M4_Ear_Win	33	176429.0	3483.9	
		M3_Ear_Win	15	176783.1	3838.0	
		M2_Ear_Win	13	176801.0	3855.9	
		M1_Ear_Win	12	186240.0	13294.9	
		M9_Lat_Win	57	106389.6	0.0	1.00± 0.00
		M8_Lat_Win	35	106755.2	365.6	
		M7_Lat_Win	33	108212.2	1822.6	
		M5_Lat_Win	35	111004.4	4614.8	
	Late Winter	M4_Lat_Win	33	111328.5	4938.9	
		M6_Lat_Win	15	111368.8	4979.2	
		M3_Lat_Win	15	112071.9	5682.3	
		M2_Lat_Win	13	112082.1	5692.5	
		M1_Lat_Win	12	116942.0	10552.4	
		M9_Spring	58	41636.9	0.0	0.99± 0.01
		M8_Spring	36	41718.6	81.7	
		M7_Spring	34	42145.8	508.9	
		M5_Spring	36	43259.5	1622.6	
	Spring	M4_Spring	34	43295.3	1658.4	
		M6_Spring	16	43567.4	1930.5	
		M3_Spring	16	43596.2	1959.3	
		M2_Spring	14	43596.9	1960.0	
		M1_Spring	13	43620.2	1983.3	
		M9_Calving	57	29644.2	0.0	0.98± 0.01
		M8_Calving	35	29699.8	55.6	
		M7_Calving	33	29727.7	83.5	
		M5_Calving	35	30115.0	470.8	
	Calving	M6_Calving	15	30132.3	488.1	
		M4_Calving	33	30135.1	490.9	
		M2_Calving	13	30289.6	645.4	
		M3_Calving	15	30292.4	648.2	
		M1_Calving	12	30845.7	1201.5	
		M5_Summer	35	78518.7	0.0	0.73± 0.05
		M4_Summer	33	78520.0	1.3	
	Summer	M2_Summer	13	78970.0	451.3	
		M3_Summer	15	78972.3	453.6	
		M1_Summer	12	79445.0	926.3	
		M9_Rut	58	78443.2	0.0	0.99± 0.01
		M8_Rut	36	78501.7	58.5	
		M7_Rut	34	78559.4	116.2	
		M5_Rut	36	78624.3	181.1	
	Rut	M4_Rut	34	78650.7	207.5	
		M3_Rut	16	78748.5	305.3	
		M1_Rut	13	78748.9	305.7	
		M2_Rut	14	78749.3	306.1	

	Early Winter	M6_Rut	16	78751.5	308.3	0.99± 0.05
		M9_Ear_Win	57	93465.8	0.0	
		M8_Ear_Win	35	93774.2	308.4	
		M7_Ear_Win	33	94458.9	993.1	
		M5_Ear_Win	35	97526.2	4060.4	
		M4_Ear_Win	33	97686.0	4220.2	
		M6_Ear_Win	15	97950.6	4484.8	
		M3_Ear_Win	15	98069.1	4603.3	
	Late Winter	M2_Ear_Win	13	98107.2	4641.4	0.98± 0.01
		M1_Ear_Win	12	99639.8	6174.0	
		M9_Lat_Win	57	50232.1	0.0	
		M8_Lat_Win	35	50264.4	32.3	
		M7_Lat_Win	33	50290.3	58.2	
		M5_Lat_Win	35	51083.3	851.2	
		M4_Lat_Win	33	51085.8	853.7	
		M6_Lat_Win	15	51225.3	993.2	
Saguenay	Spring	M2_Lat_Win	13	51233.5	1001.4	0.94± 0.01
		M3_Lat_Win	15	51234.5	1002.4	
		M1_Lat_Win	12	52855.1	2623.0	
		M9_Spring	58	85429.1	0.0	
		M8_Spring	36	85468.6	39.5	
		M7_Spring	34	85703.9	274.8	
		M5_Spring	36	86702.4	1273.3	
		M4_Spring	34	86753.2	1324.1	
	Calving	M6_Spring	16	86917.8	1488.7	0.99± 0.00
		M3_Spring	16	87006.5	1577.4	
		M2_Spring	14	87015.2	1586.1	
		M1_Spring	13	88997.0	3567.9	
		M9_Calving	57	61789.1	0.0	
		M8_Calving	35	61869.2	80.1	
		M7_Calving	33	61933.8	144.7	
		M4_Calving	33	62162.8	373.7	
Summer	M5_Calving	35	62165.6	376.5	1.00± 0.00	
	M6_Calving	15	62331.7	542.6		
	M2_Calving	13	62349.2	560.1		
	M3_Calving	13	62352.5	563.4		
	M1_Calving	12	64819.0	3029.9		
Rut	M5_Summer	35	151223.3	0.0	0.99± 0.01	
	M4_Summer	33	151246.5	23.2		
	M3_Summer	15	151313.6	90.3		
	M2_Summer	13	151337.0	113.7		
	M1_Summer	12	152053.6	830.3		
	M9_Rut	58	123178.6	0.0		
M8_Rut	36	123289.5	110.9			
M7_Rut	34	123298.9	120.3			
M4_Rut	34	123582.0	403.4			
M5_Rut	36	123583.2	404.6			
M3_Rut	16	124149.3	970.7			

		M6_Rut	16	124157.2	978.6	
		M2_Rut	14	124164.6	986.0	
		M1_Rut	13	124620.8	1442.2	
	Early Winter	M9_Ear_Win	57	131107.1	0.0	1.00± 0.00
		M8_Ear_Win	35	131229.8	122.7	
		M7_Ear_Win	33	131236.3	129.2	
		M4_Ear_Win	33	133592.3	2485.2	
		M5_Ear_Win	35	133596.2	2489.1	
		M6_Ear_Win	15	133850.1	2743.0	
		M3_Ear_Win	15	133912.8	2805.7	
		M2_Ear_Win	13	133951.4	2844.3	
		M1_Ear_Win	12	134568.6	3461.5	
		Late Winter	M9_Lat_Win	57	72583.9	0.0
	M8_Lat_Win		35	72760.8	176.9	
	M7_Lat_Win		33	72867.2	283.3	
	M5_Lat_Win		35	73698.3	1114.4	
	M4_Lat_Win		33	73743.2	1159.3	
	M3_Lat_Win		15	74667.6	2083.7	
	M6_Lat_Win		13	74676.6	2092.7	
	M2_Lat_Win		15	74677.9	2094.0	
	M1_Lat_Win	12	75398.6	2814.7		
Bristich Columbia						
Pop	Biological period	Model	k	AICc	ΔAICc	Spearman coefficient
Calendar	Spring	M9_Spring*	43	13743.1	0.0	0.95± 0.03
		M7_Spring	23	13774.3	31.2	
		M8_Spring	27	13774.4	31.3	
		M5_Spring	27	13874.1	131.0	
		M4_Spring	23	13883.5	140.4	
		M6_Spring	13	13934.2	191.1	
		M2_Spring	11	13936.8	193.7	
		M3_Spring	13	13939.7	196.6	
		M1_Spring	9	13960.1	217.0	
	Calving	M9_Calving*	42	13562.0	0.0	0.93± 0.06
		M8_Calving	26	13573.1	11.1	
		M4_Calving	22	13590.2	28.2	
		M5_Calving	26	13596.9	34.9	
		M2_Calving	10	13605.6	43.6	
		M6_Calving	12	13609.3	47.3	
		M3_Calving	12	13609.4	47.4	
		M7_Calving	22	13613.1	51.1	
	M1_Calving	8	13750.3	188.3		
	Summer	M5_Summer	26	21900.5	0.0	0.97± 0.02
		M4_Summer	22	21914.1	13.6	
		M2_Summer	10	21994.3	93.8	
		M3_Summer	12	21995.0	94.5	
		M1_Summer	8	22139.9	239.4	
	Rut	M9_Rut	42	16316.9	0.0	0.97± 0.01
		M8_Rut	26	16330.8	13.9	

		M7_Rut	22	16331.9	15.0	
		M5_Rut	26	16372.4	55.5	
		M4_Rut	22	16382.8	65.9	
		M2_Rut	10	16408.7	91.8	
		M6_Rut	12	16412.2	95.3	
		M3_Rut	12	16412.6	95.7	
		M1_Rut	8	16458.3	141.4	
	Early Winter	M8_Ear_Win	26	13186.9	0.0	0.99± 0.01
		M9_Ear_Win	42	13198.8	11.9	
		M7_Ear_Win	22	13200.4	13.5	
		M2_Ear_Win	10	13288.4	101.5	
		M6_Ear_Win	12	13291.9	105.0	
		M3_Ear_Win	12	13292.4	105.5	
		M4_Ear_Win	22	13294.8	107.9	
		M5_Ear_Win	26	13301.3	114.4	
		M1_Ear_Win	8	13600.5	413.6	
	Late Winter	M9_Lat_Win	42	8153.5	0.0	0.96± 0.04
		M8_Lat_Win	26	8156.1	2.6	
		M7_Lat_Win	22	8204.3	50.8	
		M4_Lat_Win	22	8453.8	300.3	
		M5_Lat_Win	26	8454.4	300.9	
		M2_Lat_Win	10	8467.0	313.5	
		M6_Lat_Win	12	8469.4	315.9	
		M3_Lat_Win	12	8470.1	316.6	
		M1_Lat_Win	8	8887.1	733.6	
Chinchaga	Spring	M9_Spring*	48	27235.3	0.0	0.96± 0.03
		M8_Spring	30	27242.5	7.2	
		M7_Spring	26	27280.7	45.4	
		M5_Spring	30	27367.6	132.3	
		M4_Spring	26	27375.5	140.2	
		M6_Spring	14	27389.7	154.4	
		M2_Spring	12	27398.5	163.2	
		M3_Spring	14	27401.1	165.8	
		M1_Spring	10	27538.1	302.8	
	Calving	M5_Calving	29	25696.4	0.0	0.96± 0.03
		M9_Calving	47	25699.4	3.0	
		M4_Calving	25	25705.2	8.8	
		M7_Calving	25	25705.8	9.4	
		M6_Calving	13	25709.0	12.6	
		M8_Calving	29	25711.0	14.6	
		M2_Calving	11	25712.3	15.9	
		M3_Calving	13	25713.4	17.0	
		M1_Calving	9	26086.6	390.2	
	Summer	M4_Summer	25	48866.4	0.0	0.92± 0.04
		M5_Summer	29	48872.0	5.6	
		M2_Summer	11	48880.8	14.4	
M3_Summer		13	48884.2	17.8		
M1_Summer		9	49843.0	976.6		

	Rut	M8_Rut*	29	39845.6	0.0	0.97± 0.02	
		M9_Rut	47	39848.6	3.0		
		M7_Rut	25	39918.3	72.7		
		M5_Rut	29	39947.8	102.2		
		M4_Rut	25	39990.6	145.0		
		M2_Rut	11	40093.0	247.4		
		M6_Rut	13	40096.3	250.7		
		M3_Rut	13	40096.6	251.0		
		M1_Rut	9	40142.8	297.2		
	Early Winter	M8_Ear_Win	29	41387.3	0.0	0.91.00± 0.00.04	
		M7_Ear_Win	25	41395.0	7.7		
		M9_Ear_Win	47	41396.9	9.6		
		M2_Ear_Win	11	41495.2	107.9		
		M5_Ear_Win	29	41497.3	110.0		
		M6_Ear_Win	13	41499.0	111.7		
		M3_Ear_Win	13	41499.0	111.7		
		M4_Ear_Win	25	41501.0	113.7		
		M1_Ear_Win	9	41868.0	480.7		
	Late Winter	M8_Lat_Win	29	22496.8	0.0	0.98± 0.01	
		M9_Lat_Win	47	22507.7	10.9		
		M7_Lat_Win	25	22551.8	55.0		
		M2_Lat_Win	11	22568.7	71.9		
		M6_Lat_Win	13	22570.8	74.0		
		M3_Lat_Win	13	22572.3	75.5		
		M4_Lat_Win	25	22582.5	85.7		
		M5_Lat_Win	29	22586.5	89.7		
		M1_Lat_Win	9	22796.7	299.9		
	Maxhamish	Spring	M9_Spring	53	16931.3	0.0	0.97± 0.01
			M8_Spring	33	16931.6	0.3	
M7_Spring			29	17082.5	151.2		
M5_Spring			33	17101.4	170.1		
M2_Spring			13	17124.0	192.7		
M6_Spring			15	17127.1	195.8		
M3_Spring			15	17127.7	196.4		
M4_Spring			29	17137.4	206.1		
M1_Spring			11	17194.0	262.7		
Calving		M5_Calving	32	19826.5	0.0	0.98± 0.02	
		M9_Calving	52	19834.2	7.7		
		M4_Calving	28	19849.7	23.2		
		M8_Calving	32	19871.9	45.4		
		M2_Calving	12	19875.2	48.7		
		M7_Calving	28	19876.3	49.8		
		M6_Calving	14	19877.0	50.5		
		M3_Calving	14	19878.3	51.8		
Summer		M1_Calving	10	20517.5	691.0	0.98± 0.02	
	M2_Summer	12	34113.8	0.0			
	M4_Summer	28	34115.1	1.3			
		M3_Summer	14	34115.4	1.6		

		M5_Summer	32	34119.2	5.4	
		M1_Summer	10	35038.5	924.7	
	Rut	M5_Rut	32	24482.3	0.0	0.96± 0.03
		M4_Rut	28	24483.5	1.2	
		M9_Rut	52	24484.3	2.0	
		M8_Rut	32	24505.5	23.2	
		M7_Rut	28	24509.7	27.4	
		M2_Rut	12	24569.6	87.3	
		M3_Rut	14	24573.0	90.7	
		M6_Rut	14	24573.5	91.2	
		M1_Rut	10	24697.3	215.0	
	Early Winter	M9_Ear_Win	52	25291.3	0.0	0.96± 0.02
		M8_Ear_Win	32	25307.1	15.8	
		M7_Ear_Win	28	25329.7	38.4	
		M5_Ear_Win	32	25348.3	57.0	
		M4_Ear_Win	28	25360.8	69.5	
		M2_Ear_Win	12	25371.5	80.2	
		M6_Ear_Win	14	25372.5	81.2	
		M3_Ear_Win	14	25374.7	83.4	
	M1_Ear_Win	10	25611.4	320.1		
	Late Winter	M9_Lat_Win	52	17901.1	0.0	0.96± 0.03
		M8_Lat_Win	32	17910.2	9.1	
		M7_Lat_Win	28	17931.6	30.5	
		M5_Lat_Win	32	17992.7	91.6	
		M6_Lat_Win	14	17994.7	93.6	
		M2_Lat_Win	12	18000.2	99.1	
		M3_Lat_Win	14	18004.1	103.0	
		M4_Lat_Win	28	18008.0	106.9	
	M1_Lat_Win	10	18042.6	141.5		
Snake-Sahtaneh	Spring	M9_Spring*	48	26630.8	0.0	0.95± 0.03
		M8_Spring	30	26643.6	12.8	
		M7_Spring	26	26663.0	32.2	
		M5_Spring	30	26854.2	223.4	
		M4_Spring	26	26859.8	229.0	
		M2_Spring	12	26875.4	244.6	
		M6_Spring	14	26877.8	247.0	
		M3_Spring	14	26878.6	247.8	
	M1_Spring	10	26919.1	288.3		
	Calving	M8_Calving	29	34835.7	0.0	0.96± 0.02
		M9_Calving	47	34845.3	9.6	
		M7_Calving	25	34875.2	39.5	
		M6_Calving	13	34907.8	72.1	
		M2_Calving	11	34910.4	74.7	
		M3_Calving	13	34914.2	78.5	
		M4_Calving	25	34915.3	79.6	
		M5_Calving	29	34916.8	81.1	
M1_Calving	9	35253.2	417.5			
Summer	M5_Summer	29	59015.8	0.0	0.98± 0.01	

		M4_Summer	25	59070.7	54.9	
		M2_Summer	11	59092.4	76.6	
		M3_Summer	13	59093.7	77.9	
		M1_Summer	9	59320.3	304.5	
		M9_Rut	47	43157.8	0.0	0.98 ± 0.01
		M8_Rut	29	43202.4	44.6	
		M5_Rut	29	43335.1	177.3	
		M7_Rut	25	43349.7	191.9	
	Rut	M4_Rut	25	43369.6	211.8	
		M2_Rut	11	43446.1	288.3	
		M6_Rut	13	43448.5	290.7	
		M3_Rut	13	43450.1	292.3	
		M1_Rut	9	43991.9	834.1	
		M8_Ear_Win	29	32389.4	0.0	0.97 ± 0.02
		M9_Ear_Win	47	32401.3	11.9	
		M7_Ear_Win	25	32404.8	15.4	
		M2_Ear_Win	11	32526.7	137.3	
	Early Winter	M6_Ear_Win	13	32529.7	140.3	
		M3_Ear_Win	13	32530.5	141.1	
		M4_Ear_Win	25	32535.2	145.8	
		M5_Ear_Win	29	32537.8	148.4	
		M1_Ear_Win	9	32704.2	314.8	
		M9_Lat_Win	47	21376.3	0.0	0.97 ± 0.02
		M8_Lat_Win	29	21386.0	9.7	
		M7_Lat_Win	25	21433.6	57.3	
		M5_Lat_Win	29	21510.9	134.6	
	Late Winter	M4_Lat_Win	25	21515.0	138.7	
		M2_Lat_Win	11	21522.1	145.8	
		M3_Lat_Win	13	21525.6	149.3	
		M6_Lat_Win	13	21525.8	149.5	
		M1_Lat_Win	9	21755.9	379.6	
		M2_Spring	13	4091.1	0.0	0.88 ± 0.09
		M6_Spring	15	4094.7	3.6	
		M3_Spring	15	4094.8	3.7	
		M7_Spring	29	4101.1	10.0	
	Spring	M4_Spring	29	4101.7	10.6	
		M8_Spring	33	4102.1	11.0	
		M5_Spring	33	4106.5	15.4	
		M9_Spring	53	4121.7	30.6	
		M1_Spring	11	4148.0	56.9	
		M5_Calving	32	5049.8	0.0	0.95 ± 0.02
		M2_Calving	12	5059.7	9.9	
		M3_Calving	14	5061.1	11.3	
		M6_Calving	14	5061.8	12.0	
	Calving	M9_Calving	52	5067.2	17.4	
		M8_Calving	32	5068.0	18.2	
		M4_Calving	28	5074.2	24.4	
		M7_Calving	28	5076.0	26.2	

	M1_Calving	10	5294.6	244.8	
Summer	M2_Summer	12	8862.0	0.0	0.88± 0.05
	M3_Summer	14	8866.0	4.0	
	M4_Summer	28	8871.1	9.1	
	M5_Summer	32	8876.6	14.6	
	M1_Summer	10	9515.1	653.1	
Rut	M8_Rut	32	6793.5	0.0	0.97± 0.02
	M9_Rut	52	6815.8	22.3	
	M5_Rut	32	6842.1	48.6	
	M7_Rut	28	6855.0	61.5	
	M4_Rut	28	6877.4	83.9	
	M2_Rut	12	6937.2	143.7	
	M3_Rut	14	6939.0	145.5	
	M6_Rut	14	6939.2	145.7	
	M1_Rut	10	7145.2	351.7	
Early Winter	M8_Ear_Win	32	6404.3	0.0	0.98± 0.02
	M9_Ear_Win	52	6410.4	6.1	
	M7_Ear_Win	28	6420.4	16.1	
	M2_Ear_Win	12	6450.5	46.2	
	M6_Ear_Win	14	6454.2	49.9	
	M3_Ear_Win	14	6454.4	50.1	
	M5_Ear_Win	32	6465.9	61.6	
	M4_Ear_Win	28	6466.7	62.4	
	M1_Ear_Win	10	6525.1	120.8	
Late Winter	M8_Lat_Win	32	5145.1	0.0	0.96± 0.04
	M9_Lat_Win	52	5152.1	7.0	
	M7_Lat_Win	28	5200.6	55.5	
	M2_Lat_Win	12	5220.0	74.9	
	M6_Lat_Win	14	5222.0	76.9	
	M5_Lat_Win	32	5223.3	78.2	
	M3_Lat_Win	14	5223.8	78.7	
	M4_Lat_Win	28	5227.0	81.9	
	M1_Lat_Win	10	5248.8	103.7	

*Models with no variance associated with random effect

REFERENCES

- Aggarwal, A. & Upadhyay, R. Thermoregulation. In: *Heat Stress and Animal Productivity*. 1-25 (Springer, India, 2013).
- Alkharusi, H. 2012. Categorical Variables in Regression Analysis: A Comparison of Dummy and Effect Coding. *International Journal of Education*, **4**: 202–210.
- Alston, J.M., Joyce, M.J., Merkle, J.A. & Moen, R.A. 2020. Temperature shapes movement and habitat selection by a heat-sensitive ungulate. *Landscape Ecology*, **35**: 1961–1973.
- Barber, Q.E., Parisien, M.A., Whitman, E., Stralberg, D., Johnson, C.J., St-Laurent, M.H., DeLancey, E.R., Price, D.T., Arseneault, D., Wang, X. & Flannigan, M.D. 2018. Potential impacts of climate change on the habitat of boreal woodland caribou. *Ecosphere*, **9**: e02472.
- Basille, M., Fortin, D., Dussault, C., Ouellet, J.P. & Courtois, R. 2013. Ecologically based definition of seasons clarifies predator-prey interactions. *Ecography*, **36**: 220–229.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. & Walker, S. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, **67**: 1–48.
- Bauduin, S., McIntire, E., St-Laurent, M.H. & Cumming, S.G. 2018. Compensatory conservation measures for an endangered caribou population under climate change. *Scientific Reports*, **8**: 16438.
- Beauchesne, D., Jaeger, J.A.G. & St-Laurent, M.H. 2013. Disentangling woodland caribou movements in response to clearcuts and roads across temporal scales. *PLoS ONE*, **8**: e77514.
- Beever, E.A., Hall, L.E., Varner, J., Loosen, A.E., Dunham, J.B., Gahl, M.K., Smith, F.A. & Lawler, J.J. 2017. Behavioral flexibility as a mechanism for coping with climate change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **15**: 299–308.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W. & Courchamp, F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity: Biodiversity and climate change. *Ecology Letters*, **15**: 365–377.
- Blagdon, D. & Johnson, C.J. 2021. Short term, but high risk of predation for endangered mountain caribou during seasonal migration. *Biodiversity and Conservation*, **30**: 719–739.
- Boudreault, C., Drapeau, P., Bouchard, M., St-Laurent, M.H., Imbeau, L. & Bergeron, Y. 2015. Contrasting responses of epiphytic and terricolous lichens to variations in forest

- characteristics in northern boreal ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research*, **45**: 595–606.
- Boulanger, Y., Puigdevall, J.P., Bélisle, A.C., Bergeron, Y., Brice, M.H., Cyr, D., De Grandpré, L., Fortin, D., Gauthier, S., Grondin, P., Labadie, G., Leblond, M., Marchand, M., Splawinski, T.B., St-Laurent, M.H., Thiffault, E., Tremblay, J.A. & Yamasaki, S.H. 2023. A regional integrated assessment of the impacts of climate change and of the potential adaptation avenues for Quebec's forests. *Canadian Journal of Forest Research*, **53**: 556–578.
- Bowman, J., Ray, J.C., Magoun, A.J., Johnson D.S. & Dawson, F.N. 2010. Roads, logging, and the large-mammal community of an eastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Zoology*, **88**: 454–467.
- Boyce, M.S., Vernier, P.R., Nielsen, S.E. & Schmiegelow, F.K. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological modelling*, **157**: 281–300.
- Briand, Y., Ouellet, J.P., Dussault, C. & St-Laurent, M.H. 2009. Fine-scale habitat selection by female forest-dwelling caribou in managed boreal forest: empirical evidence of a seasonal shift between foraging opportunities and antipredator strategies. *Ecoscience*, **16**: 330–340.
- Brook, B.W., Sodhi, N.S. & Bradshaw, C.J.A. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Ecology and Evolution*, **23**: 453–460.
- Bunn, A.G., Goetz, S.J., Kimball, J.S. & Zhang, K. 2007. Northern high-latitude ecosystems respond to climate change. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, **88**: 333–335.
- Buntgen, U., Greuter, L., Bollmann, K., Jenny, H., Liebhold, A., Galván, J.D., Stenseth, N.C., Andrew, C. & Myrsterud, A. 2017. Elevational range shifts in four mountain ungulate species from the Swiss Alps. *Ecosphere*, **8**: e01761.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2001. Kullback-Leibler information as a basis for strong inference in ecological studies. *Wildlife research*, **28**: 111-119.
- Cohen, J.M., Lajeunesse, M.J. & Rohr, J.R. 2018. A global synthesis of animal phenological responses to climate change. *Nature Climate Change*, **8**: 224–228.
- COSEWIC. 2011. Designatable Units for Caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 88 pp.
- Courbin, N., Fortin, D., Dussault, C. & Courtois, R. 2009. Landscape management for woodland caribou: The protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landscape Ecology*, **24**: 1375–1388.

- Crego, R.D., Masolele, M.M., Connette, G. & Stabach, J.A. 2021. Enhancing animal movement analyses: Spatiotemporal matching of animal positions with remotely sensed data using google earth engine and R. *Remote Sensing*, **13** :4154.
- Dawe, K.L. & Boutin, S. 2016. Climate change is the primary driver of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) range expansion at the northern extent of its range; land use is secondary. *Ecology and Evolution*, **6**: 6435–6451.
- De Frenne, P., Zellweger, F., Rodríguez-Sánchez, F., Scheffers, B.R., Hylander, K., Luoto, M., Vellend, M., Verheyen, K. & Lenoir, J. 2019. Global buffering of temperatures under forest canopies. *Nature Ecology & Evolution*, **3**: 744–749.
- Deb, J.C., Forbes, G. & MacLean, D.A. 2020. Modelling the spatial distribution of selected North American woodland mammals under future climate scenarios. *Mammal Review*, **50**: 440–452.
- DeCesare, N.J., Hebblewhite, M., Bradley, M., Hervieux, D., Neufeld, L. & Musiani, M. 2014. Linking habitat selection and predation risk to spatial variation in survival. *Journal of Animal Ecology*, **83**: 343–352.
- Denryter, K., Cook, R.C., Cook, J.G. & Parker, K.L. 2022. Animal-defined resources reveal nutritional inadequacies for woodland caribou during summer–autumn. *The Journal of Wildlife Management*, **86**: e22161.
- Droghini, A. & Boutin, S. 2017. Snow conditions influence grey wolf (*Canis lupus*) travel paths: the effect of human-created linear features. *Canadian Journal of Zoology*, **96**: 39–47.
- Droghini, A. & Boutin, S. 2018. The calm during the storm: snowfall events decrease the movement rates of grey wolves (*Canis lupus*). *PLoS One*, **13**: e0205742.
- Dussault, C., Ouellet, J.P., Courtois, R., Huot, J., Breton, L. & Larochelle, J. 2004. Behavioural responses of moose to thermal conditions in the boreal forest, *Ecoscience*, **11**: 321–328.
- Dussault, C., Pinard, V., Ouellet, J.P., Courtois, R. & Fortin, D. 2012. Avoidance of roads and selection for recent cutovers by threatened caribou: fitness-rewarding or maladaptive behaviour? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **279**: 4481–4488.
- Dyer, S.J., O’neill, J.P., Wasel, S.M. & Boutin, S. 2001. Avoidance of Industrial Development by Woodland Caribou. *The Journal of Wildlife Management*, **65** :531–542.
- Dyer, S.J., O’Neill, J.P., Wasel, S.M. & Boutin, S. 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.

- Ewers, R.M. & Banks-Leite, C. 2013. Fragmentation impairs the microclimate buffering effect of tropical forests. *PLOS one*, **8**: e58093.
- Finnegan, L., Pigeon, K.E., Cranston, J., Hebblewhite, M., Musiani, M., Neufeld, L., Schmiegelow, F., Duval, J. & Stenhouse, J.B. 2018. Natural regeneration on seismic lines influences movement behaviour of wolves and grizzly bears. *PLoS One*, **13**: e0195480.
- Fisher, J.T. & Burton, A.C. 2020 Spatial structure of reproductive success infers mechanisms of ungulate invasion in Neartic boreal landscape. *Ecology and Evolution*, **11**: 900–911.
- Frick, W.F., Stepanian, P.M., Kelly, J.F., Howard, K.W., Kuster, C.M., Kunz, T.H. & Chilson, P.B. 2012. Climate and weather impact timing of emergence of bats. *PLoS ONE*, **7**: e42737.
- Gauthier, S., Bernier, P., Burton, P.J., Edwards, J., Isaac, K., Isabel, N., Jayen, K., Le Goff, H., Nelson, E.A. 2014. Climate change vulnerability and adaptation in the managed Canadian boreal forest. *Environmental Review*, **22**: 256–285.
- Gillies, C.S., Hebblewhite, M., Nielsen, S.E., Krawchuk, M.A., Aldridge, C.L., Frair, J.L., Saher, D.J., Stevens, C.E. & Jerde, C.L. 2006. Application of random effects to the study of resource selection by animals. *Journal of Animal Ecology*, **75**: 887–898.
- Gilman, S.E., Urban, M.C., Tewksbury, J., Gilchrist, G.W. & Holt, R.D. 2010. A framework for community interactions under climate change. *Trends in Ecology & Evolution*, **25**: 325–331.
- Government of Canada, 2022. Species at risk public registry. <http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca>
- Goward, T. & Campbell, J. 2005. Arboreal hair lichens in a young, mid-elevation conifer stand, with implications for the management of mountain caribou. *The Bryologist*, **108**: 427–434.
- Gustine, D.D. & Parker, K.L. 2008. Variation in the seasonal selection of resources by woodland caribou in northern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology*, **86**: 812–825.
- Hagemoen, R.I.M., & Reimerss, E. 2002. Reindeer summer activity pattern in relation to weather and insect harassment. *Journal of Animal Ecology*, **71**: 883–892.
- Hins, C., Ouellet, J.P., Dussault, C. & St-Laurent, M.H. 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.

- Hojatimalekshah, A., Uhlmann, Z., Glenn, N.F., Hiemstra, C.A., Tennant, C.J., Graham, J. D., Spaete, L., Gelvin, A., Marshall, H.P., McNamara, J.P. & Enterkine, J. 2021. Tree canopy and snow depth relationships at fine scales with terrestrial laser scanning. *The Cryosphere*, **15**: 2187–2209.
- Hornseth, M.L. & Rempel, R.S. 2016. Seasonal resource selection of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) across a gradient of anthropogenic disturbance. *Canadian Journal of Zoology*, **94**: 79–93.
- Jobidon, R., Bergeron, Y., Robitaille, A., Raulier, F., Gauthier, S., Imbeau, L., Saucier, J.P. & Boudreault, C. 2015. A biophysical approach to delineate a northern limit to commercial forestry: The case of Quebec’s boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, **45**: 515–528.
- Johnson, C.J., Nielsen, S.E., Merrill, E.H., McDonald, T.L. & Boyce, M.S. 2006. Resource selection functions based on use-availability data: theoretical motivation and evaluation methods. *The Journal of Wildlife Management*, **70**: 347–357.
- Johnson, C.J., Parker, K.L. & Heard, D.C. 2001. Foraging across a variable landscape: behavioral decisions made by woodland caribou at multiple spatial scales. *Oecologia*, **127**: 590–602.
- Johnson, C.J., Parker, K.L., Heard, D.C. & Gillingham, M.P. 2002. A multiscale behavioral approach to understanding the movements of woodland caribou. *Ecological Applications*, **12**: 1840–1860.
- Johnston, M., Williamson, T., Munson, A., Ogden, A., Moroni, M., Parsons, R., Price, D., Stadt, J. 2010. Climate change and forest management in Canada: impacts, adaptive capacity and adaptation options. A state of knowledge report. Sustainable Forest Management Network, University of Alberta, Edmonton, Alberta. 54 p.
- Kelsall, J.P. & Simpson, K. 1987. The impacts of highways on ungulates; a review and selected bibliography. Prepared for Ministry of Environment and Parks, Kamloops, British Columbia, Canada.
- Kinley, A., Goward, T., McLellan, B.N. & Serrouya, R. 2007. The influence of variable snowpacks on habitat use by mountain caribou. *Rangifer*, **17**: 93–102.
- Kuntzemann, C.E., Whitman, E., Stralberg, D., Parisien, M.A., Thompson, D.K. & Nielsen, S.E. 2023. Peatlands promote fire refugia in boreal forests of northern Alberta, Canada. *Ecosphere*, **14**: e4510.
- Labadie, G., Hardy, C., Boulanger, Y., Vanlandeghem, V., Hebblewhite, M. & Fortin, D. 2023. Global change risks a threatened species due to alteration of predator–prey dynamics. *Ecosphere*, **14**: e4485.

- Lacerte, R., Leblond, M. & St-Laurent, M.H. 2021. Determinants of vegetation regeneration on forest roads following restoration treatments: implications for boreal caribou conservation. *Restoration Ecology*, **29**: e13414.
- Lacerte, R., Leblond, M. & St-Laurent, M.H. 2022. End of the road: Short-term responses of a large mammal community to forest road decommissioning. *Journal for Nature Conservation*, **69**: 126256.
- Lafontaine, A., Drapeau, P., Fortin, D., Gauthier, S., Boulanger, Y. & St-Laurent, M.H. 2019. Exposure to historical burn rates shapes the response of boreal caribou to timber harvesting. *Ecosphere*, **10**: e02739.
- Latham, A.D.M., Latham, M.C., Boyce, M.S. & Boutin, S. 2011. Movement responses by wolves to industrial linear features and their effect on woodland caribou in northeastern Alberta. *Ecological Applications*, **21**: 2854–2865.
- Leblond, M., Boulanger, Y., Puigdevall, J.P. & St-Laurent, M.H. 2022. There is still time to reconcile forest management with climate-driven declines in habitat suitability for boreal caribou. *Global Ecology and Conservation*, **39**: e02294.
- Leblond, M., St-Laurent, M.H. & Côté, S.D. 2016. Caribou, water, and ice – fine-scale movements of a migratory arctic ungulate in the context of climate change. *Movement Ecology*, **4**: 14.
- Leclerc, M., Dussault, C. & St-Laurent, M.H. 2014. Behavioural strategies towards human disturbances explain individual performance in woodland caribou. *Oecologia*, **176**: 297–306.
- Leclerc, M., Tarroux, A., Fauchald, P., Stien, A., Tveraa T. & St-Laurent, M.H. 2019. Effects of human-induced disturbances and weather on herbivore movement. *Journal of Mammology*, **100**: 1490–1500.
- Lehikoinen, A., Lindén, A., Karlsson, M., Andersson, A., Crewe, T.L., Dunn, E.H., Gregory, G., Karlsson, L., Kristiansen, V., Mackenzie, S., Newman, S., Røer, J.E., Sharpe, C., Sokolov, L.V., Steinholtz, Å., Stervander, M., Tirri, I.S. & Tjørnløv, R.S. 2019. Phenology of the avian spring migratory passage in Europe and North America: Asymmetric advancement in time and increase in duration. *Ecological Indicators*, **101**: 985–991.
- Lesmerises, F., Déry, F., Johnson, C.J. & St-Laurent, M.H. 2018. Spatiotemporal response of mountain caribou to the intensity of backcountry skiing. *Biological Conservation*, **217**: 149-156.
- Lesmerises, R., Ouellet, J.P. & St-Laurent, M.H. 2011. Assessing terrestrial lichen biomass using ecoforest maps: a suitable approach to plan conservation areas for forest-dwelling caribou. *Canadian Journal of Forest Research*, **41**: 632–642.

- Loe, L.E., Hansen, B.B., Stien, A., Albon, S.D., Bischof, R., Carlsson, A., Irvine, R.J., Meland, M., Rivrud, I.M., Ropstad, E., Veiberg, V. & Mysterud, A. 2016. Behavioral buffering of extreme weather events in a high-Arctic herbivore. *Ecosphere*, **7**: 1–13.
- Long, R.A., Bowyer, R.T., Porter, W.P., Mathewson, P., Monteith, K.L. & Kie, J.G. 2014. Behavior and nutritional condition buffer a large-bodied endotherm against direct and indirect effects of climate. *Ecological Monographs*, **84**: 513–532.
- Losier, C., Couturier, S., St-Laurent, M.H., Drapeau, P., Dussault, C., Rudolph, T., Brodeur, V., Merkle, J.A. & Fortin, D. 2015. Adjustments in habitat selection to changing availability induce fitness costs for a threatened ungulate. *Journal of Applied Ecology*, **52**: 496–504.
- Määttänen, A.-M., Virkkala, R., Leikola, N., Aalto, J. & Heikkinen, R.K. 2023. Combined threats of climate change and land use to boreal protected areas with red-listed forest species in Finland. *Global Ecology and Conservation*, **41**: e02348.
- Manly, B.F.J., McDonald, L.L., Thomas, D.L., McDonald, T.L. & Erickson, W.P. 2002. Resource selection by animals: statistical analysis and design for field studies. Second Edition. Kluwer, Boston, Massachusetts, USA. 221 p
- McCann, N.P., Moen, R.A. & Harris, T.R. 2013. Warm-season heat stress in moose (*Alces alces*). *Canadian Journal of Zoology*, **91**: 893–898.
- Moore, R.D., Spittlehouse, D.L., Whitfield, P.H. & Stahl, K. Weather and climate. in *Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia*, vol. 1. (eds. Pike, R.G., Redding, T.E., Moore, R.D., Winkler, R.D. & Bladon, K.D.) 47–84 (Province of British Columbia. 2010).
- Mosnier, A., Ouellet, J.P., Sirois, L. & Fournier, N. 2003. Habitat selection and home-range dynamics of the Gaspé caribou: a hierarchical analysis. *Canadian Journal of Zoology*, **81**: 1174–1184.
- Mosser, A.A., Avgar, T., Brown, G.S., Walker, C.S. & Fryxell, J.M. 2014. Towards an energetic landscape: broad-scale accelerometry in woodland caribou. *Journal of Animal Ecology*, **83**: 916–922.
- Mumma, M.A., Gillingham, M.P., Johnson, C.J. & Parker, K.L. 2017. Understanding predation risk and individual variation in risk avoidance for threatened boreal caribou. *Ecology and Evolution*, **7**: 10266–10277.
- Mumma, M.A., Gillingham, M.P., Parker, K.L., Johnson, C.J. & Watters, M. 2018. Predation risk for boreal woodland caribou in human-modified landscapes: evidence of wolf spatial responses independent of apparent competition. *Biological Conservation*, **228**: 215–223.

- Nagy-Reis, M., Dickie, M., Calvert, A.M., Hebblewhite, M., Hervieux, D., Seip, D.R., Gilbert, S.L., Venter, O., DeMars, C., Boutin, S. & Serrouya, R. 2021. Habitat loss accelerates for the endangered woodland caribou in western Canada. *Conservation Science and Practice*, **3**: e437.
- Neilson, E.W., Castillo-Ayala, C., Beckers, J.F., Johnson, C.A., St-Laurent, M.H., Mansuy, N., Price, D., Kelly, A. & Parisien, M.A. 2022. The direct and habitat-mediated influence of climate on the biogeography of boreal caribou in Canada. *Climate Change Ecology*, **3**: 100052.
- Nunez, S., Arets, E., Alkemade, R., Verwer, C. & Leemans, R. 2019. Assessing the impacts of climate change on biodiversity: is below 2 °C enough? *Climatic Change*, **154**: 351–365.
- Oliver, T.H. & Morecroft, M.D. 2014. Interactions between climate change and land use change on biodiversity: attribution problems, risks, and opportunities. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, **5**: 317–335.
- Palm, E.C., Sutor, M.J., Joly, K., Herriges, J.D., Kelly, A.P., Hervieux, D., Russell, K.L.M., Bentzen, T.W., Larter, N.C. & Hebblewhite, M. 2022. Increasing fire frequency and severity will increase habitat loss for a boreal forest indicator species. *Ecological Applications*, **32**: e2549.
- Peacock, S. 2012. Projected twenty-first-century changes in temperature, precipitation, and snow cover over North America in CCSM4. *Journal of Climate*, **25**: 4405–4429.
- Pedersen, S.H., Bentzen, T.W., Reinking, A.K., Liston, G.E., Elder, K., Lenart, E.A., Prichard, A.K. & Welker, J.M. 2021. Quantifying effects of snow depth on caribou winter range selection and movement in Arctic Alaska. *Movement Ecology*, **9**: 48.
- Peers, M.J., Majchrzak, Y.N., Menzies, A.K., Studd, E.K., Bastille-Rousseau, G., Boonstra, R., Humphries, M., Jung, T.S., Kenney, A.J., Krebs, C.J., Murray, D.L. & Boutin, S. 2020. Climate change increases predation risk for a keystone species of the boreal forest. *Nature Climate Change*, **10**: 1149–1153.
- Polfus, J.L., Hebblewhite, M. & Heinemeyer, K. 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. *Biological Conservation*, **144**: 2637–2646.
- Price, D.T., Alfaro, R.I., Brown, K.J., Flannigan, M.D., Fleming, R.A., Hogg, E.H., Girardin, M.P., Lakusta, T., Johnston, M., McKenney, D.W., Pedlar, J.H., Stratton, T., Sturrock, R.N., Thompson, I.D., Trofymow, J.A. & Venier, L.A. 2013. Anticipating the consequences of climate change for Canada's boreal forest ecosystems. *Environmental Review*, **21**: 322–365.

- R Core Team. 2022. *R: A language and environment for statistical computing version 4.2.1*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Renecker, L.A. & Hudson, R.J. 1986. Seasonal energy expenditures and thermoregulatory responses of moose. *Canadian Journal of Zoology*, **64**: 322–327.
- Rominger E.M., Robbins C.T. & Evans, M.A. 1996. Winter foraging ecology of woodland caribou in northeastern Washington. *Journal of Wildlife Management*, **60**: 719–728.
- Rominger, E.M. & Oldemeyer, J.L. 1990. Early-winter diet of woodland caribou in relation to snow accumulation, Selkirk Mountains, British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, **68**: 2691–2694.
- Rudolph, T.D. & Drapeau, P. 2010. Using movement behaviour to define biological seasons for woodland caribou. *Rangifer*, **20**: 295–307.
- 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.
- Serrouya, R., Dickie, M., DeMars, C., Wittmann, M.J. & Boutin, S. 2020. Predicting the effects of restoring linear features on woodland caribou populations. *Ecological Modelling*, **416**: 108891.
- Sharma, S., Couturier, S. & Côté, S.D. 2009. Impacts of climate change on the seasonal distribution of migratory caribou. *Global Change Biology*, **15**: 2549–2562.
- St-Laurent, M.H., Boulanger, Y., Cyr, D., Manka, F., Drapeau P. & Gauthier, S. 2022. Lowering the rate of timber harvesting to mitigate impacts of climate change on boreal caribou habitat quality in eastern Canada. *Science of the Total Environment*, **838**: 156244.
- Stone, I., Ouellet, J.P., Sirois, L., Arseneau, M.J. & St-Laurent, M.H. 2008. Impacts of silvicultural treatments on arboreal lichen biomass in balsam fir stands on Québec's Gaspé Peninsula: Implications for a relict caribou herd. *Forest Ecology and Management*, **255**: 2733–2742.
- Stralberg, D., Arseneault, D., Baltzer, J.L., Barber, Q.E., Bayne, E.M., Boulanger, Y., Brown, C.D., Cooke, H.A., Devito, K., Edwards, J., Estevo, C.A., Flynn, N., Frelich, L.E., Hogg, E.H., Johnston, M., Logan, T., Matsuoka, S.M., Moore, P., Morelli, T.L., Morissette, J.L., Nelson, E.A., Nenzén, H., Nielsen, S.E., Parisien, M.A., Pedlar, J.H., Price, D.T., Schmiegelow, F.K.A., Slattery, S.M., Sonnentag, O., Thompson, D.K. & Whitman, E. 2020. Climate-change refugia in boreal North America: what, where, and for how long? *Frontiers in Ecology and the Environment*, **18**: 261–270.
- Telfer, E.S. & Kelsall, J.P. 1984. Adaptation of some large north American mammals for survival in snow. *Ecology*, **65**: 1828–1834.

- Thompson, D.P., Crouse, J.A., Jaques, S. & Barboza, P.S. 2020. Redefining physiological responses of moose (*Alces alces*) to warm environmental conditions. *Journal of Thermal Biology*, **90**: 102581.
- Thompson, I.D., Wiebe, P.A., Mallon, E., Rodgers, A.R., Fryxell, J.M., Baker, J.A. & Reid, D. 2014. Factors influencing the seasonal diet selection by woodland caribou (*Rangifer tarandus tarandus*) in boreal forests in Ontario. *Canadian Journal of Zoology*, **93**: 87–98.
- Tobias, J.A., Durant, S.M. & Pettoirelli, N. 2021. Improving predictions of climate change–land use change interactions. *Trends in Ecology & Evolution*, **36**: 29–38.
- Travis, J.M.J. 2003. Climate change and habitat destruction: a deadly anthropogenic cocktail. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, **270**: 467–473.
- van Beest, F.M., van Moorter, B. & Milner, J.M. 2012. Temperature-mediated habitat use and selection by a heat-sensitive northern ungulate. *Animal Behaviour*, **84**: 723–735.
- Viejou, R., Avgar, T., Brown, G.S., Patterson, B.R., Reid, D.E., Rodgers, A.R., Shuter, J., Thompson, I.D. & Fryxell, J.M. 2018. Woodland caribou habitat selection patterns in relation to predation risk and forage abundance depend on reproductive state. *Ecology and Evolution*, **8**: 5863–5872.
- Vittinghoff, E., Glidden, D.V., Shiboski, S.C. & McCulloch, C.E. Predictor Selection. in *Regression Methods in Biostatistics*. 395–429 (Statistics for Biology and Health. Springer, Boston, MA. 2012)
- Watson, D.J. Climate, weather and plant yield. in *Environmental Control of Plant Growth* (ed. Evans, L.T.) 337–350 (Academic Press, 1963).
- Weber, M.G. & Flannigan, M.D. 1997. Canadian boreal forest ecosystem structure and function in a changing climate: impact on fire regimes. *Environmental Review*, **5**: 145–166.
- Weiskopf, S.R., Ledee, O.E. & Thompson, L.M. 2019. Climate change effects on deer and moose in the Midwest. *The Journal of Wildlife Management*, **83**: 769–781.
- Weiskopf, S.R., Rubenstein, M.A., Crozier, L.G., Gaichas, S., Griffis, R., Halofsky, J.E., Hyde, K.J.W., Morelli, T.L., Morissette, J.T., Muñoz, R.C., Pershing, A.J., Peterson, D.L., Poudel, R., Staudinger, M.D., Sutton-Grier, A.E., Thompson, L., Vose, J., Weltzin, J.F. & Whyte, K.P. 2020. Climate change effects on biodiversity, ecosystems, ecosystem services, and natural resource management in the United States. *Science of the Total Environment*, **733**: 137782.

- Weladji, R.B., Holand, O. & Almoy, T. 2003. Use of climatic data to assess the effect of insect harassment on the autumn weight of reindeer (*Rangifer tarandus*) calves. *Journal of Zoology*, **260**: 79–85.
- Wiemers, D.W., Fulbright, T.E., Wester, D.B., Ortega-S, J.A., Rasmussen, G.A., Hewitt, D.G. & Hellickson, M.W. 2014. Role of thermal environment in habitat selection by male white-tailed deer during summer in Texas, USA. *Wildlife Biology*, **20**: 47–56.
- Williamsen, L., Pigeon, G., Mysterud, A., Stien, A., Forchhammer, M. & Loe, L.E. 2019. Keeping cool in the warming Arctic: thermoregulatory behaviour by Svalbard reindeer (*Rangifer tarandus platyrhynchus*). *Canadian Journal of Zoology*, **97**: 1177–1185.
- Witter, L.A., Johnson, C.J., Croft, B., Gunn, A. & Poirier, L.M. 2012. Gauging climate change effects at local scales: weather-based indices to monitor insect harassment in caribou. *Ecological Applications*, **22**: 1838–1851.
- Wolfe, S.A., Griffith, B. & Wolfe, C.A.G. 2000. Response of reindeer and caribou to human activities. *Polar research*, **19**: 63–73.
- Zhang, X., Flato, G., Kirchmeier-Young, M., Vincent, L., Wan, H., Wang, X., Rong, R., Fyfe, J., Li, G. & Kharin, V.V. Changes in Temperature and Precipitation Across Canada; Chapter 4 in *Canada's Changing Climate Report* (eds. Bush, E. & Lemmen, D.S.) 112–193 (Government of Canada, Ottawa, Ontario, 2019).

CONCLUSION GÉNÉRALE

Les effets des changements climatiques sur la forêt boréale canadienne seront bientôt de plus en plus sévères (Boulanger et Pascual Puigdevall 2021). L'augmentation de la fréquence des perturbations naturelles modifiera l'accès aux ressources et les habitats disponibles pour la faune, ce qui engendrera d'importants changements au niveau des interactions interspécifiques (Price et al. 2013; D'Orangeville et al. 2023). Pour les populations boréales du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*, ci-après caribou), dont l'autosuffisance est déjà fortement compromise, les changements climatiques pourraient interagir avec l'altération de son habitat, qui représente actuellement le principal facteur de déclin des populations (Wittmer et al. 2007; Fisher et Burton 2020). Bien que les réponses comportementales du caribou face aux perturbations anthropiques soient très bien documentées (voir par exemple Smith et al. 2000; Dyer et al. 2001; Schaefer et Mahoney 2007; Courbin et al. 2009; Beauchesne et al. 2013; MacNearney et al. 2021), il demeure nécessaire d'approfondir nos connaissances quant aux effets des variations climatiques (souvent par le biais des conditions météorologiques locales) et de leurs possibles interactions avec les perturbations anthropiques auxquelles font face les différentes populations de caribous. C'est dans cette optique que s'inscrivait mon étude, dont l'objectif était d'évaluer l'influence de la température, des précipitations, de l'épaisseur de neige et de la densité de neige sur le comportement de sélection d'habitat du caribou, mais aussi d'examiner les effets de leurs potentielles interactions avec les perturbations anthropiques. À terme, il était attendu que de telles connaissances permettent d'inférer quant aux effets qu'auront les changements climatiques pour cette espèce menacée et d'ultimement contribuer à mieux comprendre comment la pérennité des différentes populations de caribous pourrait en être affectée au cours des prochaines décennies.

RETOUR SUR LES PRINCIPAUX RÉSULTATS

En testant un ensemble de fonctions de sélection de ressources incluant différentes combinaisons de variables météorologiques et de perturbations anthropiques, nous avons montré que la température, les précipitations, l'épaisseur de neige et la densité de neige interagissaient avec les perturbations anthropiques pour influencer la sélection d'habitat chez la plupart des populations à l'étude et durant la majeure partie des périodes biologiques considérées. De façon générale, nos résultats laissent transparaître une très grande variation dans les réponses comportementales des caribous entre les provinces et les populations à l'étude, supportant un certain niveau de plasticité comportementale. En effet, les individus semblaient moduler leur comportement en réponse à leur environnement immédiat (ressources disponibles et conditions météorologiques locales) et selon le type et l'intensité des perturbations présentes dans leurs distributions respectives. Il est également possible que l'exposition des populations à différents climats régionaux au cours de leur histoire évolutive récente soit à l'origine de ces différences comportementales, tel que suggéré par une étude de Lafontaine et al. (2019), montrant des réponses aux perturbations naturelles et anthropiques qui semblaient dictées par l'exposition passée aux feux. En effet, des individus ayant connu des conditions météorologiques très variables ou des événements extrêmes plus fréquents pourraient être plus aptes à ajuster leur comportement en réponse aux effets interactifs des conditions météorologiques et des perturbations anthropiques. Malgré ces différences, nous avons été en mesure de voir émerger des patrons récurrents pour certaines interactions, nous aidant ainsi à identifier les facteurs les plus importants dans l'expression du comportement de sélection d'habitat du caribou.

Nos résultats ont montré que les caribous ajustaient leurs patrons de sélection d'habitat pour limiter les coûts de la thermorégulation lors de périodes chaudes en choisissant les milieux offrant une fermeture de canopée plus importante – donc un abri contre les radiations solaires – et en évitant les milieux ouverts, un comportement déjà observé chez d'autres ongulés (van Beest et al. 2012; Long et al. 2014; Alston et al. 2020). Plus précisément, les individus sélectionnaient les milieux forestiers matures lorsque les températures étaient élevées en période estivale, mais aussi partiellement durant le rut et la

mise bas, deux autres périodes plus chaudes du cycle annuel du caribou. Nous avons également observé pour plusieurs populations que les températures chaudes étaient associées à un évitement des milieux ouverts tels que les landes à lichens, mais également des perturbations naturelles et des lignes sismiques durant l'été. Ces habitats ouverts subissent habituellement de plus importantes hausses de températures lors de périodes de chaleur et exposent les individus plus directement aux radiations solaires (De Frenne et al. 2019). En évitant ce type de milieux, les caribous peuvent minimiser leurs coûts de thermorégulation en utilisant les massifs forestiers matures qui sont plus efficaces pour moduler les variations de température et donc plus aptes à servir de refuge thermique.

Notre étude indique également que l'accès aux ressources alimentaires semble être un facteur important pouvant guider la sélection d'habitat du caribou. En augmentant l'intensité de leur sélection pour les peuplements de conifères matures lorsque l'épaisseur de neige augmente en début d'hiver, les individus semblent se tourner vers la recherche de lichens arboricoles qui sont abondants dans ce type de forêt (voir Stone et al. 2008), alors que les ressources au sol sont vraisemblablement de moins en moins accessibles (Johnson et al. 2001). Bien qu'un couvert de neige épais facilite l'accès aux lichens en hauteur auparavant inaccessibles (Rominger et Oldemeyer 1990), une forte épaisseur de neige limite également la recherche de nourriture au sol en augmentant l'énergie nécessaire pour creuser (Mosser et al. 2013). Nous avons aussi noté une sélection pour les landes à lichens lorsque l'épaisseur de neige diminuait, indiquant potentiellement que les individus favorisent la recherche de lichens terricoles quand le couvert de neige est de nouveau suffisamment mince pour en permettre l'accès. Nous avons aussi observé une augmentation de la sélection des coupes au printemps avec des températures plus chaudes, ce qui concorde avec les résultats de Beauchesne et al. (2013), possiblement en raison de l'émergence plus hâtive des ressources alimentaires dans ces milieux ouverts (Dussault et al. 2012).

Nos résultats ont montré que la neige au sol modulait l'intensité du comportement de sélection des milieux ouverts et des structures linéaires par les caribous, possiblement en raison de son effet sur la capacité de mouvement. Une forte épaisseur de neige au début et à

la fin de l'hiver était associée à un évitement des perturbations naturelles et des coupes, alors qu'une densité de neige plus élevée semblait au contraire en favoriser la sélection. Les réponses face aux interactions entre la neige et les structures linéaires étaient très variables entre populations. Toutefois, les individus du Québec (qui font face à des couverts de neige bien plus épais que ceux observés en Colombie-Britannique) montraient habituellement un évitement accru des routes lorsque la neige était plus épaisse et moins dense. Ces résultats correspondent à ceux de différentes études où il a été montré qu'une forte épaisseur de neige entrave les déplacements et réduit le taux de mouvement chez plusieurs espèces d'ongulés (Mosser et al. 2013; Sheppard et al. 2021; Melin et al. 2023). Alors que la canopée retient une partie des précipitations hivernales dans les peuplements de conifères, les milieux ouverts ont typiquement une plus grande accumulation de neige au sol (Hojatimalekshah et al. 2021). Ces milieux sont donc souvent évités par les individus qui cherchent à minimiser le coût énergétique des déplacements en hiver (Johnson et al. 2002).

Nous n'avons pas identifié de patrons constants entre les populations quant à l'influence des précipitations horaires (sous forme de pluie et de neige) sur la sélection des catégories d'habitat et des structures linéaires, ce qui nous laisse croire que cette composante météorologique n'aurait que peu d'effets sur la sélection d'habitat du caribou à l'échelle spatiale ou temporelle à laquelle elle a été estimée (c.-à-d. de façon horaire et à 9km x 9km de résolution spatiale avec les satellites utilisés pour les réanalyses d'ERA5).

CONTRIBUTIONS THÉORIQUES

Les études portant sur les conséquences potentielles des changements climatiques sur la biodiversité, et plus particulièrement sur les espèces à statut précaire, se multiplient rapidement (p. ex. Bellard et al. 2012; Mazon et al. 2018; Román-Palacios et Wiens 2020; Woo-Durand et al. 2020). S'inscrivant dans cette tendance, notre étude montre qu'il est possible de coupler efficacement des informations provenant d'une réanalyse atmosphérique (dans notre cas *ERA5-land hourly*) à une base de données télémétriques afin de mieux comprendre la réponse des populations fauniques face aux variations du climat

local, et ultimement tenter des inférences quant aux effets des changements climatiques. Alors que l'acquisition de données météorologiques sur le terrain peut s'avérer coûteuse en temps et en ressources, l'émergence de bases de données climatiques libres d'accès (comme celle utilisée pour nos analyses) représente un avantage indéniable pour les études fauniques (Neumann et al. 2015; Crego et al. 2021). Couvrant de larges zones géographiques et ayant une excellente résolution temporelle, ces réanalyses permettent d'intégrer des composantes météorologiques de manière rétroactive à des suivis de population (en cours ou terminés), et ainsi d'acquérir de nouvelles connaissances relatives aux effets potentiels des changements climatiques (Crego et al. 2021). L'utilisation d'une telle réanalyse atmosphérique pour notre étude nous a permis d'utiliser des mesures standardisées et constantes décrivant les conditions météorologiques rencontrées dans deux provinces fort éloignées l'une de l'autre au Canada, diminuant les sources de variations confondantes. Ultimement, ceci nous a permis de mettre en évidence comment les conditions météorologiques locales, utilisées comme proxy du climat, ont le potentiel d'interagir avec les perturbations anthropiques en forêt boréale pour moduler le comportement de sélection d'habitat d'un grand mammifère au potentiel de déplacements élevé. Nos résultats laissent ainsi croire que des interactions entre les changements climatiques et l'altération des milieux naturels (perte et fragmentation de l'habitat) sont à prévoir en forêt boréale canadienne, ce qui pourrait accélérer la perte de biodiversité (Mantyka-Pringle et al. 2013).

Les conclusions de notre étude peuvent s'appliquer à d'autres espèces que le caribou, particulièrement celles qui sont peu tolérantes aux perturbations ou celles qui risquent d'être contraintes sur le plan thermique, suivant les prévisions climatiques actuelles. La proportion de massifs forestiers intacts risque de diminuer sous l'effet conjoint (et synergique) des activités d'exploitation des ressources et des changements climatiques (Palm et al. 2022; St-Laurent et al. 2022). La perte accélérée de tels peuplements matures privera les individus de plusieurs espèces de refuges thermiques convenables pouvant les aider à combler les coûts grandissants de thermorégulation (Betts et al. 2017) et pourrait également affecter la capacité des individus à accéder à des ressources alimentaires de

qualité, en quantité suffisante (Peers et al. 2020). Ceci laisse présager que les changements climatiques pourraient modifier de manière marquée l'assemblage des communautés et les dynamiques interspécifiques en forêt boréale (Bastille-Rousseau et al. 2016; Grinde et Niemi 2016). Les espèces typiques de milieux ouverts et celles plus tolérantes aux perturbations ou aux températures élevées devraient alors être favorisées (Cadieux et al. 2020), ce qui pourrait accroître le niveau de compétition pour certaines composantes environnementales ou affecter la dynamique entre les prédateurs et leurs proies (Bastille-Rousseau et al. 2018). Un fort niveau de perturbations anthropiques pourrait drastiquement réduire la capacité de certaines espèces à moduler leur comportement ou leur distribution pour éventuellement s'acclimater à ces nouvelles conditions environnementales (Brook et al. 2008; Schloss et al. 2012).

Finalement, la plupart des résultats obtenus dans cette étude mettent en évidence que les réponses comportementales de différentes populations face à l'effet interactif des perturbations et des conditions météorologiques peuvent être très variables. Lors d'études portant sur plusieurs populations, le climat régional (historique et actuel) dans lequel vivent des groupes d'individus ainsi que les différents facteurs limitants auxquels ils font face doivent donc être considérés afin de détecter les possibles variations de comportement. Ceci permettra d'identifier les groupes d'individus pouvant potentiellement faire preuve de plasticité comportementale, leur permettant de mieux s'ajuster aux conditions de leur nouvel environnement et d'atténuer les interactions potentielles entre les facteurs de déclin (Hetem et al. 2014; Donelson et al. 2023). Ce faisant, il sera possible de moduler nos stratégies de conservation aux capacités adaptatives des populations locales en priorisant des mesures visant les individus les plus à risque, par exemple ceux dont la réponse comportementale est insuffisante pour faire face aux changements climatiques et à ses interactions avec l'altération de l'habitat (Donelson et al. 2023).

IMPLICATIONS POUR LA CONSERVATION DU CARIBOU BORÉAL

Notre étude offre une nouvelle perspective pour mieux comprendre les réponses comportementales du caribou face aux variations des conditions météorologiques et inférer sur les impacts potentiels des changements climatiques futurs. En incluant les conditions météorologiques locales à une étude de sélection d'habitat réalisée le long d'un vaste gradient climatique, il nous a été possible de vérifier la présence d'effets additifs et interactifs entre les conditions météorologiques et les perturbations anthropiques sur le comportement de cette espèce menacée. Nos résultats indiquent que les variations importantes de conditions météorologiques attendues au cours des prochaines années pourraient interagir avec la perte d'habitat pour affecter le comportement d'individus au sein de plusieurs populations de caribous du Québec et de la Colombie-Britannique. Puisque de telles réponses comportementales entraînent des conséquences sur la survie individuelle et sur le potentiel reproducteur en modulant le risque de prédation pour le caribou (Leclerc et al. 2014; Losier et al. 2015; Mumma et al. 2018), les changements pressentis du climat pourraient exacerber les impacts des perturbations sur la démographie de certaines populations (Johnson et al. 2015; Rudolph et al. 2017).

Bien que le caribou soit reconnu pour sélectionner les peuplements matures et éviter les milieux perturbés afin de se séparer spatialement de ses prédateurs (Losier et al. 2015; Mumma et al. 2017), les résultats de notre étude laissent présager que cette stratégie pourrait être altérée par une augmentation de température qui aurait le potentiel d'intensifier le phénomène de compétition apparente. Alors que des comportements de thermorégulation similaires à ceux observés dans notre étude ont été relevés chez l'orignal (*Alces alces americanus* : Dussault et al. 2004) et le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus* : Wiemers et al. 2014), la raréfaction de peuplements pouvant servir de refuges thermiques pourrait être d'autant plus néfaste pour le caribou en forçant la cooccurrence de ces espèces compétitrices dans les massifs forestiers matures intacts (voir Brambilla et al. 2020). Ces derniers se feront également de plus en plus rares alors que les activités d'exploitation des ressources et l'augmentation de perturbations naturelles agiront conjointement pour accélérer la perte d'habitat du caribou (Palm et al. 2022; St-Laurent et

al. 2022). Nos résultats ont montré l'importance de préserver ces peuplements matures pour la stratégie de thermorégulation du caribou, alors qu'un paysage forestier fortement perturbé pourrait entraver la capacité des individus à s'ajuster aux hausses de températures prévues en forêt boréale (pouvant aller jusqu'à 6,3°C au Québec et jusqu'à 5,2°C en Colombie-Britannique selon le scénario le plus pessimiste, c.-à-d. RCP 8.5 : Zhang et al. 2019).

La protection de grands massifs forestiers intacts serait également bénéfique pour le caribou en hiver. De tels peuplements sont nécessaires pour demeurer imprévisibles pour les prédateurs (Lafontaine et al. 2017) et assurer un accès à des ressources alimentaires (c.-à-d. des lichens arboricoles) alors qu'une modification du couvert de neige et une augmentation des événements de pluie sur neige pourraient rendre indisponibles les ressources au sol en période hivernale. Nos résultats suggèrent aussi que le maintien de grands massifs forestiers non fragmentés sera nécessaire pour réduire les entraves à la dispersion du caribou et limiter la capacité de mouvement de ses prédateurs. En effet, alors que l'épaisseur et la densité de neige modulaient la sélection des zones de coupes et des structures linéaires par le caribou, ces facteurs affectent également les déplacements de son principal prédateur, le loup gris (*Canis lupus* : Droghini et Boutin 2018b). Bien qu'utilisant fortement les structures linéaires pour se déplacer durant la plupart des saisons, les mouvements du loup peuvent être entravés par la présence de neige dans les lignes sismiques, ce qui semble en atténuer la sélection en hiver (Latham et al. 2011b; Dickie et al. 2016). Toutefois, le déneigement de ces structures linéaires ou la compaction de la neige au sol par des activités humaines peut en favoriser l'utilisation par le loup comme corridors de déplacements (Droghini et Boutin 2018a), et augmenter la prédation sur le caribou en favorisant la cooccurrence de ces deux espèces (Mumma et al. 2018). À long terme, une diminution de l'épaisseur de neige au sol combinée à des hivers moins longs et plus doux (Karl et Trenberth 2003; Dawe et Boutin 2016) pourrait donc faciliter les déplacements du loup dans l'habitat du caribou. Une telle modification des conditions hivernales pourrait ainsi agir sur le risque de prédation et avoir un impact considérable sur la croissance des populations, en particulier celles dont l'habitat est fortement fragmenté.

À la lumière des résultats apportés par notre étude, il appert que des mesures de protection et d'aménagement spécifiques devront être mises en place afin d'aider à atténuer les effets des changements climatiques pour les populations de caribous vivant en forêt boréale. Il sera nécessaire d'identifier et de protéger les habitats propices à servir de refuge thermique comme les forêts de conifères matures (mais également les tourbières et autres types de milieux humides; Stralberg et al. 2020; Kuntzemann et al. 2023) et d'y réduire (voire proscrire) le prélèvement de ressources ligneuses afin de maintenir de larges massifs forestiers intacts pouvant maintenir la qualité de l'habitat du caribou (St-Laurent et al. 2022; Leblond et al. 2022). L'établissement de vastes aires protégées pourrait entre autres garantir aux populations de caribous l'accès à des habitats plus frais où les variations des conditions météorologiques seraient amoindries (Xu et al. 2022). Bauduin et al. (2018) ont également montré que la restauration de structures linéaires (c.-à-d. dans ce cas précis, des chemins) pouvait s'avérer prometteuse pour lutter contre les effets des changements climatiques en rétablissant le potentiel de mouvement du caribou entre les secteurs protégés. Dans bien des cas, une restauration passive des structures linéaires n'est pas suffisante pour en réduire l'impact négatif sur le caribou (St-Pierre et al. 2021, 2022), d'où l'importance de mettre en œuvre des mesures de restauration actives (Lacerte et al. 2021, 2022). De telles mesures limiteraient le potentiel de mouvement des prédateurs dans les habitats utilisés par le caribou et pourraient favoriser leur taux de survie en réduisant le risque de prédation (Serrouya et al. 2020). Jumelées à d'autres stratégies de conservation, la restauration des lignes sismiques et des chemins forestiers pourrait aider à inverser les tendances démographiques des populations menacées (Johnson et al. 2019).

LIMITES DE L'ÉTUDE

Notre étude apporte des éléments novateurs quant au comportement de sélection d'habitat du caribou boréal. Toutefois, certaines limites peuvent être relevées, en commençant par la résolution spatiale plutôt grossière de la réanalyse atmosphérique utilisée. Bien que l'utilisation d'ERA5 nous ait permis d'incorporer des composantes météorologiques estimées à une échelle temporelle très fine (c.-à-d. horaire) à un suivi

télémétrique étendu dans le temps et dans l'espace (2004 à 2021 au Québec; de 2011 à 2021 en Colombie-Britannique), la résolution spatiale était plus grossière (9km x 9km) que celle des cartes d'habitats utilisées (2-4 ha). Ce faisant, il est probable que nos analyses n'avaient pas la sensibilité requise pour prendre en compte la présence de certains microclimats (autres que ceux strictement liés aux catégories d'habitat), induisant une légère imprécision dans les patrons observés. Il aurait donc été intéressant de mesurer la réponse comportementale du caribou en fonction des variables météorologiques à plus fine échelle, possiblement à l'aide d'une base de données offrant une meilleure résolution spatiale, ou à l'aide de prise de mesure sur le terrain (station météo) permettant de comparer les valeurs de variables météorologiques dans différents types d'habitat d'un même pixel. Ceci permettrait de moduler les données extraites de la réanalyse atmosphérique et d'extrapoler les valeurs à plus fine échelle spatiale pour mieux tenir compte de la présence de microclimats.

En ce qui a trait aux structures linéaires, bien qu'ayant fait la différence entre les routes et les lignes sismiques, nous n'avons pas tenu compte de certaines caractéristiques pouvant avoir un effet sur la sélection d'habitat. Par exemple, l'âge, la largeur et l'orientation des lignes sismiques peuvent affecter la régénération de la végétation (Franklin et al. 2021), et ainsi en modifier la probabilité d'utilisation par différentes espèces (Tigner et al. 2014; Finnegan et al. 2018). La composition et la structure de chemins forestiers en régénération peuvent également être dictées par différents facteurs environnementaux (St-Pierre et al. 2021), et semblent en influencer l'utilisation par la faune (St-Pierre et al. 2022). Par ailleurs, l'utilisation des structures linéaires par l'humain peut aussi en affecter la sélection par le caribou (Beauchesne et al. 2013) et ses prédateurs (Lesmerises et al. 2013; Droghini et Boutin 2018a), et c'est pourquoi il aurait pu être pertinent d'inclure le type de route dans nos analyses. Malheureusement, le nombre de catégories d'habitats utilisées et la présence d'interactions dans nos fonctions de sélections de ressources limitaient notre capacité à ajouter des variables supplémentaires dans nos modèles, qui incluait déjà un nombre de paramètres relativement élevé.

Finalement, les différences de taille d'échantillon entre les populations semblent avoir légèrement limité la portée de nos analyses. Dans certaines populations où la taille d'échantillon était plus faible (p. ex. Basse-Côte-Nord), une puissance statistique moindre était observée, comme en témoigne le moins grand nombre de variables dont les coefficients se sont avérés significatifs, et ce malgré certaines tendances observées au niveau des interactions entre les composantes météorologiques et les perturbations. Pour cette population spécifiquement, le fait de n'avoir accès qu'à des valeurs journalières moyennes plutôt que des valeurs horaires extraites directement de ERA5 limitait la précision temporelle des variations des paramètres climatiques à l'étude, ce qui peut également expliquer le nombre restreint de paramètres dont les effets se sont avérés significatifs.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Alors que la demande en ressources naturelles augmente rapidement et que les effets des changements climatiques sur la forêt boréale canadienne seront eux aussi de plus en plus prononcés (Price et al. 2013; Hanes et al. 2019), il est essentiel de mieux comprendre les impacts de ces menaces pour adapter nos stratégies de gestion du territoire (Gauthier et al. 2014, 2023). Dans un contexte où les différents facteurs de déclin interagissent entre eux, une compréhension de leurs effets additifs demeure insuffisante pour protéger les populations à risque (Mantyka-Pringle et al. 2013; Orr et al. 2020). En se penchant sur la réponse comportementale du caribou, notre étude a mis de l'avant la façon dont les conditions météorologiques interagissent avec les perturbations pour influencer la thermorégulation, l'accès aux ressources et la capacité de mouvement chez les différentes populations étudiées.

Nos résultats laissent croire que les changements climatiques viendront interagir avec les différentes perturbations anthropiques en forêt boréale pour participer au déclin des populations de caribous en modulant un comportement intimement lié à sa reproduction et sa survie individuelle (Leclerc et al. 2014; Losier et al. 2015; Lafontaine et al. 2017;

Mumma et al. 2018; Grant et al. 2019). Bien que nos résultats soient centrés sur le caribou boréal, on peut s'attendre à voir des effets similaires sur d'autres espèces qui devront également faire preuve de plasticité comportementale face aux effets interactifs des changements climatiques et de l'altération (perte et fragmentation) de l'habitat. Une meilleure compréhension de ces réponses comportementales, en particulier chez les autres espèces d'ongulés compétiteurs ainsi que chez les prédateurs du caribou, permettra de mettre en perspective les résultats obtenus dans le cadre de notre étude et de mieux comprendre comment ces interactions pourraient influencer les stratégies de ségrégation spatiale et d'évitement de la prédation du caribou. De futures études se penchant sur l'impact des conditions météorologiques locales sur les variations spatio-temporelles du risque de prédation pour le caribou nous permettraient potentiellement d'interpréter les variations relevées entre les populations et de mieux comprendre certains patrons observés dans notre étude. Ceci permettrait également d'approfondir nos connaissances sur les liens entre les conditions météorologiques locales et les taux vitaux du caribou, et de mieux prédire les effets des changements climatiques sur la trajectoire démographique des populations.

Bien que l'on porte actuellement une attention particulière à la situation du caribou boréal, le déclin de cette espèce n'est que le reflet d'une crise de la biodiversité à l'échelle mondiale (Butchart et al. 2010). En forêt boréale canadienne comme ailleurs dans le monde, c'est le déclin de dizaines d'espèces qui pourrait être accéléré par les effets des changements climatiques (Thomas et al. 2004; Woo-Durand et al. 2020). Or, l'établissement de mesures concrètes pour protéger l'habitat du caribou (souvent considéré comme une espèce parapluie; Bichet et al. 2016) pourrait aider à freiner cette tendance (Drever et al. 2019; Johnson et al. 2022). Une analyse récemment réalisée par la Chaire de recherche du Canada en économie écologique (Pelletier et al. 2023) a aussi montré que plusieurs secteurs sociétaux pourraient être affectés négativement par le déclin des populations de caribous au Québec, notamment au niveau culturel chez les peuples autochtones pour lesquels le caribou joue un rôle crucial. Les enjeux liés à la conservation du caribou sont donc variés et bien réels, et c'est pourquoi il demeure essentiel

d'approfondir nos connaissances relatives aux effets des conditions météorologiques sur la biologie et l'écologie de cette espèce menacée. De telles connaissances nous permettront de mieux comprendre le potentiel de résilience du caribou face aux changements climatiques et aux stratégies futures d'utilisation du territoire forestier, et ainsi à optimiser les efforts de conservation afin de préserver les populations de caribous et les espèces associées aux vastes paysages forestiers naturels.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Alston, J.M., Dillon, M.E., Keinath, D.A., Abernethy, I.M. & Goheen, J.R. (2022). Daily torpor reduces the energetic consequences of microhabitat selection for a widespread bat. *Ecology*, 103: e3677.
- Alston, J.M., Joyce, M.J., Merkle, J.A. & Moen, R.A. (2020). Temperature shapes movement and habitat selection by a heat-sensitive ungulate. *Landscape Ecology*, 35: 1961–1973.
- Attias, N., Oliveira-Santos, L.G.R., Fagan, W.F. & Mourao, G. (2018). Effects of air temperature on habitat selection and activity patterns of two tropical imperfect homeotherms. *Animal Behaviour*, 140: 129–140.
- Austin, J.D., Miller, C.W. & Fletcher Jr, R.J. Natural Selection and Phenotypic Plasticity in Wildlife Adaptation to Climate Change. in *Wildlife Conservation in a Changing Climate*. (ed. Brodie, J.F., Post, E. & Doak, D.F.) 38–57 (The University of Chicago Press, 2013).
- Baltzer, J.L., Day, N.J., Walker, X.J., Greene, D., Mack, M.C., Alexander, H.D., Arseneault, D., Barnes, J., Bergeron, Y., Boucher, Y., Bourgeau-Chavez, L., Brown, C.D., Carriere, S., Howard, B.K., Gauthier, S., Parisien, M.A., Reid, K.A., Rogers, B.M., Roland, C., Sirois, L., Stehn, S., Thompson, D.K., Turetsky, M.R., Veraverbeke, S., Whitman, E., Yang, J. & Johnstone, J.F. (2021). Increasing fire and the decline of fire adapted black spruce in the boreal forest. *PNAS*, 118: e2024872118.
- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., Mersey, B. & Ferrer, E.A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471: 51–57.
- Bastille-Rousseau, G., Schaefer, J.A., Lewis, K.P., Mumma, M.A., Ellington, E.H., Rayl, N.D., Mahonay, S.P., Pouliot, D. & Murray, D.L. (2016). Phase-dependent climate-predator interactions explain three decades of variation in neonatal caribou survival. *Journal of Animal Ecology*, 85: 445–456.
- Bastille-Rousseau, G., Schaefer, J.A., Peers, M.J., Ellington, E.H., Mumma, M.A., Rayl, N.D., Mahoney, S.P. & Murray, D.L. (2018). Climate change can alter predator-prey dynamics and population viability of prey. *Oecologia*, 186: 141–150.

- Bates, J.M., Fidino, M., Nowak-Boyd, L., Strausberger, B.M., Schmidt, K.A. & Whelan, C.J. (2022). Climate change affects bird nesting phenology: Comparing contemporary field and historical museum nesting records. *Journal of Animal Ecology*, 2: 263–272.
- Bauduin, S., McIntire, E., St-Laurent, M.H. & Cumming, S.G. (2018). Compensatory conservation measures for an endangered caribou population under climate change. *Scientific Reports*, 8: 16438.
- Beauchesne, D., Jaeger, J.A.G. & St-Laurent, M.H. (2013). Disentangling woodland caribou movements in response to clearcuts and roads across temporal scales. *PLoS ONE*, 8: e77514.
- Beever, E.A., Hall, L.E., Varner, J., Loosen, A.E., Dunham, J.B., Gahl, M.K., Smith, F.A. & Lawler, J.J. (2017). Behavioral flexibility as a mechanism for coping with climate change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15: 299–308.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W. & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity: Biodiversity and climate change. *Ecology Letters*, 15: 365–377.
- Benson, J.F., Mahoney, P.J., Sikich, J.A., Serieys, L.E., Pollinger, J.P., Ernest, H.B. & Riley, S.P. (2016). Interactions between demography, genetics, and landscape connectivity increase extinction probability for a small population of large carnivores in a major metropolitan area. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283: 20160957.
- Bergeson, S.M., Brigham, R.M. & O’Keefe, J.M. (2021). Free-ranging bats alter thermoregulatory behavior in response to reproductive stage, roost type, and weather. *Journal of Mammalogy*, 102: 705–717.
- Berteaux, D., Ricard, M., St-Laurent, M.H., Casajus, N., Périé, C., Beaugard, F. & de Blois, S. (2018). Northern protected areas will become important refuges for biodiversity tracking suitable climates. *Scientific Reports*, 8: 4623.
- Betts, M.G., Phalan, B., Frey, S.S.K., Rousseau, J.S. & Yang, Z. (2017). Old-growth forests buffer climate-sensitive bird populations from warming. *Diversity and Distribution*, 24: 439–447.
- Bichet, O., Dupuch, A., Hébert, C., Le Borgne, H. & Fortin, D. (2016). Maintaining animal assemblages through single-species management: the case of threatened caribou in boreal forest. *Ecological Applications*, 26: 612–623.
- Boer, A.H. (1992). Fecundity of north american moose (*Alces alces*): A review. *Alces*, Supplement 1: 1–10.

- Bolitho, L. & Newell, D. (2022). Extensive range contraction predicted under climate warming for two endangered mountaintop frogs from the rainforests of subtropical Australia. *Scientific Reports*, 12: 20215.
- Borowik, T., Ratkiewicz, M., Maslanko, W., Duda, N. & Kowalczyk, R. (2020). Too hot to handle: summer space use shift in a cold-adapted ungulate at the edge of its range. *Landscape Ecology*, 35: 1341–1351.
- Borrelli, P., Robinson, D.A., Panagos, P., Lugato, E., Yang, J.E., Alewell, C., Wuepper, D., Montanarella, L. & Ballabio, C. (2020). Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015–2070). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117: 21994–22001.
- Bouchard M. & Pothier D. (2011). Long-term influence of fire and harvesting on boreal forest age structure and forest composition in eastern Quebec. *Forest Ecology and Management*, 261: 811–820.
- Boucher Y., Arseneault D., Sirois L. & Blais L. (2009). Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in eastern Canada. *Landscape Ecology*, 24: 171–184.
- Boucher, Y., Perrault-Hébert, M., Fournier, R., Drapeau, P. & Auger, I. (2017). Cumulative patterns of logging and fire (1940–2009): consequences on the structure of the eastern Canadian boreal forest. *Landscape Ecology*, 32: 361–375.
- Boulanger, Y. & Pascual Puigdevall, J. (2021). Boreal forests will be more severely affected by projected anthropogenic climate forcing than mixedwood and northern hardwood forests in eastern Canada. *Landscape Ecology*, 36: 1725–1740.
- Bowman, J., Ray, J.C., Magoun, A.J., Johnson, D.S. & Dawson, F.N. (2010). Roads, logging, and the large-mammal community of an eastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Zoology*, 88: 454–467.
- Boyce, M.S., Johnson, C.J., Merrill, E.H., Nielsen, S.E., Solberg, E.J. & Van Moorter, B. (2016). Can habitat selection predict abundance? *Journal of Animal Ecology*, 85: 11–20.
- Bozek, C.K., Prange, S. & Gehrt, S.D. (2007). The influence of anthropogenic resources on multi-scale habitat selection by raccoons. *Urban Ecosystems*, 10: 413–425.
- Brambilla, M., Scridel, D., Bazzi, G., Ilahiane, L., Iemma, A., Pedrini, P., Bassi, E., Bionda, R., Marchesi, L., Genero, F., Teufelbauer, N., Probst, R., Vrezec, A., Kmecl, P., Mihelic, T., Bogliani, G., Schmid, H., Assandri, G., Pontarini, R., Braunisch, V., Arlettaz, R. & Chamberlain, D. (2020). Species interactions and climate change: How the disruption of species co-occurrence will impact on an avian forest guild. *Global change biology*, 26: 1212–1224.

- Brandt, J.P., Flannigan, M.D., Maynard, D.G., Thompson, I.D. & Volney, W.J.A. (2013). An introduction to Canada's boreal zone: Ecosystem processes, health, sustainability, and environmental issues. *Environmental Reviews*, 21: 207–226.
- Brodeur, V., Ouellet, J.P., Courtois, R. & Fortin, D. (2008). Habitat selection by black bears in an intensively logged boreal forest. *Canadian Journal of Zoology*, 86: 1307–1316.
- Brook, B.W., Sodhi, N.S. & Bradshaw, C.J.A. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Ecology and Evolution*, 23: 453–460.
- Buchholz, R., Banusiewicz, J.D., Burgess, S., Crocker-Buta, S., Eveland, L. & Fuller, L. (2019). Behavioural research priorities for the study of animal response to climate change. *Animal Behaviour*, 150: 127–137.
- Bunn, A.G., Goetz, S.J., Kimball, J.S. & Zhang, K. (2007). Northern high-latitude ecosystems respond to climate change. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 88: 333–335.
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R. E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Morcillo, M.H., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T.D., Vie, J.C. & Watson, R. (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328: 1164–1168.
- Cadieux, P., Boulanger, Y., Cyr, D., Taylor, A.R., Price, D.T., Solymos, P., Stralberg, D., Chen, H.Y.H., Brecka, A. & Tremblay, J.A. (2020). Projected effects of climate change on boreal bird community accentuated by anthropogenic disturbances in western boreal forest, Canada. *Diversity and Distribution*, 26: 668–682.
- Cahill, A.E., Aiello-Lammens, M.E., Caitlin Fisher-Reid, M., Hua, X., Karanewsky, C.J., Ryu, H.Y., Sbeglia, G.C., Spagnolo, F., Waldron, J.B., Warsi, O. & Wiens, J.J., (2013). How does climate change cause extinction? *Biological Sciences*, 280: 20121890.
- Cappello, C.D. & Boersma, P.D. (2021). Consequences of phenological shifts and a compressed breeding period in Magellanic penguins. *Ecology*, 102: e03443.
- Chen, I.C., Hill, J.K., Ohlemuller, R., Roy, D.B. & Thomas, C.D. (2011). Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. *Science*, 333: 1024–1026.

- Cohen, J.M., Lajeunesse, M.J. & Rohr, J.R. (2018). A global synthesis of animal phenological responses to climate change. *Nature Climate Change*, 8: 224–228.
- COSEPAC. (2011). Unités désignables du caribou (*Rangifer tarandus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 88 p.
- COSEPAC. (2014). Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le caribou (*Rangifer tarandus*), population de Terre-Neuve, population de la Gaspésie-Atlantique et population boréale, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xxiv + 144 p.
- Courbin, N., Fortin, D., Dussault, C. & Courtois, R. (2009). Landscape management for woodland caribou: The protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landscape Ecology*, 24: 1375–1388.
- Courtois, R., Ouellet, J.P., Breton, L., Gingras, A. & Dussault, C. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Ecoscience*, 14: 491–498.
- Crego, R.D., Masolele, M.M., Connette, G. & Stabach, J.A. (2021). Enhancing animal movement analyses: spatiotemporal matching of animal positions with remotely sensed data using google earth engine and R. *Remote Sensing*, 13: 4154.
- Cunningham, S.J., Martin, R.O. & Hockey, P.A. (2015). Can behaviour buffer the impacts of climate change on an arid-zone bird? *Ostrich*, 86: 119–126.
- D’Orangeville, L., St-Laurent, M.H., Boisvert-Marsh, L., Zhang, X., Bastille-Rousseau, G. & Itter, M. Current Symptoms of Climate Change in Boreal Forest Trees and Wildlife. In *Boreal Forests in the Face of Climate Change: Sustainable Management*. (ed. Montoro Girona, M., Morin, H., Gauthier, S. & Bergeron, Y.) 747–771 (Springer International Publishing, 2023).
- Darlington, S., Ladle, A., Burton, A.C., Volpe, J.P. & Fisher, J.T. (2022). Cumulative effects of human footprint, natural features and predation risk best predict seasonal resource selection by white-tailed deer. *Scientific Reports*, 12: 1072.
- Dawe, K.L. & Boutin, S. (2016). Climate change is the primary driver of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) range expansion at the northern extent of its range; land use is secondary. *Ecology and Evolution*, 6: 6435–6451.
- De Frenne, P., Zellweger, F., Rodríguez-Sánchez, F., Scheffers, B.R., Hylander, K., Luoto, M., Vellend, M., Verheyen, K. & Lenoir, J. (2019). Global buffering of temperatures under forest canopies. *Nature Ecology & Evolution*, 3: 744–749.
- Deb, J.C., Forbes, G. & MacLean, D.A. (2020). Modelling the spatial distribution of selected North American woodland mammals under future climate scenarios. *Mammal Review*, 50: 440–452.

- DeCesare, N.J., Hebblewhite, M., Bradley, M., Hervieux, D., Neufeld, L. & Musiani, M. (2014). Linking habitat selection and predation risk to spatial variation in survival. *Journal of Animal Ecology*, 83: 343–352.
- DeCesare, N.J., Hebblewhite, M., Robinson, H.S. & Musiani, M. (2010). Endangered, apparently: the role of apparent competition in endangered species conservation. *Animal Conservation*, 13: 353–362.
- DelGiudice, G.D., Lenarz, M.S. & Carstensen Powell, M. (2007). Age-Specific Fertility and Fecundity in Northern Free-Ranging White-Tailed Deer: Evidence for Reproductive Senescence? *Journal of Mammalogy*, 88: 427–435.
- di Marco, M., Butchart, S.H.M., Visconti, P., Buchanan, G.M., Ficitola, G.F. & Rondinini, C. (2016). Synergies and trade-offs in achieving global biodiversity targets. *Conservation Biology*, 30: 189–195.
- Dickie, M., Serrouya, R., McNay, R.S. & Boutin, S. (2016). Faster and farther: wolf movement on linear features and implications for hunting behaviour. *Journal of Applied Ecology*, 54: 253–263.
- Donelson, J.M., Gaitan-Espitia, J.D., Hobday, A.J., Mokany, K., Andrew, S.C., Boulter, S., Cook, C.N., Dickson, F., Macgregor, N.A., Mitchell, N.J., Pickup, M. & Fox, R.J. (2023). Putting plasticity into practice for effective conservation actions under climate change. *Nature Climate Change*, 13: 632–647.
- Drever, C.R., Hutchison, C., Drever, M.C., Fortin, D., Johnson, C.A. & Wiersma, Y.F. (2019). Conservation through co-occurrence: Woodland caribou as a focal species for boreal biodiversity. *Biological Conservation*, 232: 238–252.
- Droghini, A. & Boutin, S. (2018a). Snow conditions influence grey wolf (*Canis lupus*) travel paths: the effect of human-created linear features. *Canadian Journal of Zoology*, 96: 39–47.
- Droghini, A. & Boutin, S. (2018b). The calm during the storm: snowfall events decrease the movement rates of grey wolves (*Canis lupus*). *PLoS One*, 13: e0205742.
- Duchesne, D., Gauthier, G. & Berteaux, D. (2011). Habitat selection, reproduction and predation of wintering lemmings in the Arctic. *Oecologia*, 167: 967–980.
- Dussault, C., Ouellet, J.P., Courtois, R., Huot, J., Breton, L. & Larochelle, J. (2004). Behavioural responses of moose to thermal conditions in the boreal forest. *Ecoscience*, 11: 321–328.
- Dussault, C., Ouellet, J.P., Courtois, R., Huot, J., Breton, L. & Jolicoeur, H. (2005). Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography*, 28: 619–628.
- Dussault, C., Pinard, V., Ouellet, J.P., Courtois, R. & Fortin, D. (2012). Avoidance of roads and selection for recent cutovers by threatened caribou: fitness-rewarding or

- maladaptive behaviour? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279: 4481–4488.
- Dyer, S.J., O’neill, J.P., Wasel, S.M. & Boutin, S. (2001). Avoidance of Industrial Development by Woodland Caribou. *The Journal of Wildlife Management*, 65: 531–542.
- Dyer, S.J., O’Neill, J.P., Wasel, S.M. & Boutin, S. (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.
- Eigenbrod, F., Bell, V.A., Davies, H.N., Heinemeyer, A., Armsworth, P.R. & Gaston, K.J. (2011). The impact of projected increases in urbanization on ecosystem services. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278: 3201–3208.
- Elmhagen, B., Berteaux, D., Burgess, R.M., Ehrich, D., Gallant, D., Henttonen, H., Ims, R.A., Killengreen, S.T., Niemimaa, J., Norén, K., Ollila, T., Rodnikova, A., Sokolov, A.A., Sokolova, N.A., Stickney, A.A. & Angerbjörn, A. (2017). Homage to Hersteinsson and Macdonald: climate warming and resource subsidies cause red fox range expansion and Arctic fox decline. *Polar Research*, 36: 3.
- Elmhagen, B., Destouni, G., Angerbjörn, A., Borgström, S., Boyd, E., Cousins, S.A.O., Dalén, L., Ehrlén, J., Ermold, M., Hambäck, P. A., Hedlund, J., Hylander, K., Jaramillo, F., Lagerholm, V. K., Lyon, S. W., Moor, H., Nykvist, B., Pasanen-Mortensen, M., Plue, J., Prieto, C., van der Velpe, Y. & Lindborg, R. (2015). Interacting effects of change in climate, human population, land use, and water use on biodiversity and ecosystem services. *Ecology and Society*, 20: 23.
- Environnement Canada, 2011. Scientific Assessment to Inform the Identification of Critical Habitat for Woodland Caribou (*Rangifer tarandus caribou*) Boreal Population, in Canada: 2011. Update. Ottawa, Ontario, Canada. 102 pp. plus appendices.
- Fancy, S.G. & White, R.G. (1985). Energy Expenditures by Caribou while Cratering in Snow. *The Journal of Wildlife Management*, 49: 987–993.
- Ferguson, S.H. & Elkie, P.C. (2004). Seasonal movement patterns of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*). *Journal of zoology*, 262: 125–134.
- Festa-Bianchet, M., Ray, J.C., Boutin, S., Côté, S.D. & Gunn, A. (2011). Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: An uncertain future. *Canadian Journal of Zoology*, 89: 419–434.
- Finch, D.M., Butler, J.L., Runyon, J.B., Fettig, C.J., Kilkenny, F.F., Shibu, J., Frankel, S.J., Cushman, S.A., Cobb, R.C., Dukes, J.S., Hickle, J.A. & Amelon, S.K. Effects of Climate Change on Invasive Species. in *Invasive Species in Forest and Rangelands of the United States* (eds. Poland, T.M., Patel-Weynand, T., Finch, D.M., Miniati, C.F., Hayes, D.C. & Lopez, V.M.) 57–83 (Springer, 2021).

- Finnegan, L., Pigeon, K.E., Cranston, J., Hebblewhite, M., Musiani, M., Neufeld, L., Schmiegelow, F., Duval, J. & Stenhouse, G.B. (2018). Natural regeneration on seismic lines influences movement behaviour of wolves and grizzly bears. *PLoS One*, 13: e0195480.
- Fisher, J.T. & Burton, A.C. (2020) Spatial structure of reproductive success infers mechanisms of ungulate invasion in Nearctic boreal landscape. *Ecology and Evolution*, 11: 900–911.
- Fisher, J.T., Burton, A.C., Nolan, L. & Roy, L. (2020). Influences of landscape change and winter severity on invasive ungulate persistence in the Nearctic boreal forest. *Scientific Report*, 10: 8742.
- Forchhammer, M.C. & Post, E. (2004). Using large-scale climate indices in climate change ecology studies. *Population Ecology*, 46: 1–12.
- Franklin, C.M., Filicetti, A.T. & Nielsen, S.E. (2021). Seismic line width and orientation influence microclimatic forest edge gradients and tree regeneration. *Forest Ecology and Management*, 492: 119216.
- Frey, S.J.K., Hadley, A.S., Johnson, S.L., Schulze, M., Jones, J.A. & Betts, M.G. (2016). Spatial models reveal the microclimatic buffering capacity of old-growth forests. *Science Advances*, 2: e1501392.
- Frick, W.F., Stepanian, P.M., Kelly, J.F., Howard, K.W., Kuster, C.M., Kunz, T.H. & Chilson, P.B. (2012). Climate and weather impact timing of emergence of bats. *PLoS ONE*, 7: e42737
- Gauthier, S., Bernier, P., Burton, P.J., Edwards, J., Isaac, K., Isabel, N., Jayen, K., Le Goff, H. & Nelson, E.A. (2014). Climate change vulnerability and adaptation in the managed Canadian boreal forest. *Environmental Review*, 22: 256–285.
- Gauthier, S., Kuuluvainen, T., Macdonald, S.E., Shorohova, E., Shvidenko, A., Bélisle, A.C., Vaillancourt, M.A., Leduc, A., Grosbois, G., Bergeron, Y., Morin, H. & Girona, M.M. Ecosystem management of the boreal forest in the era of global change. in *Boreal forests in the face of climate change: Sustainable management* (ed. Girona, M.M., Morin, H., Gauthier, S. & Bergeron, Y.) 3–49 (Cham: Springer International Publishing, 2023).
- Geiser, F. & Broome, L.S. (1993). The effect of temperature on the pattern of torpor in a marsupial hibernator. *Journal of Comparative Physiology B*, 163: 133–137.
- Gibson, L., McNeill, A., de Tores, P., Wayne, A. & Yates C. (2010). Will future climate change threaten a range restricted endemic species, the quokka (*Setonix brachyurus*), in south west Australia? *Biological Conservation*, 143: 2453–2461.

- Gilman, S.E., Urban, M.C., Tewksbury, J., Gilchrist, G.W. & Holt, R.D. (2010). A framework for community interactions under climate change. *Trends in Ecology & Evolution*, 25: 325–331.
- Gorini, L., Linnell, J.D., May, R., Panzacchi, M., Boitani, L., Odden, M. & Nilsen, E.B. (2012). Habitat heterogeneity and mammalian predator-prey interactions. *Mammal review*, 42: 55–77.
- Gouvernement du Canada, 2022. Registre public des espèces en péril. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>
- Grant, L., Johnson, C.J. & Thiessen, C. (2019). Evaluating the efficacy of translocation: maintaining habitat key to long-term success for an imperiled population of an at-risk species. *Biodiversity and Conservation*, 28: 2727–2743.
- Greiser, C., Ehrlén, J., Meineri, E. & Hylander, K. (2017). Hiding from the climate: Characterizing microrefugia for boreal forest understory species. *Global Change Biology*, 26: 471–483.
- Grinde, A.R. & Niemi, G.J. (2016). A synthesis of species interactions, metacommunities, and the conservation of avian diversity in hemiboreal and boreal forests. *Journal of Avian Biology*, 47: 706–718.
- Gustine, D.D. & Parker, K.L. (2008). Variation in the seasonal selection of resources by woodland caribou in northern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology*, 86: 812–825.
- Hagemoen, R.I.M. & Reimers, E. (2002). Reindeer summer activity pattern in relation to weather and insect harassment. *Journal of Animal Ecology*, 71: 883–892.
- Hall, L.S., Krausman, P.R. & Morrison, M.L. (1997). The Habitat Concept and a Plea for Standard Terminology. *Wildlife Society Bulletin (1973–2006)*, 25: 173–182.
- Hanes, C.C., Wang, X., Jain, P., Parisien, M.A., Little, J.M. & Flannigan, M.D. (2019). Fire-regime changes in Canada over the last half century. *Canadian Journal of Forest Research*, 49: 256–269.
- Harrison, P.A., Berry, P.M., Butt, N. & New, M. (2006). Modelling climate change impacts on species' distributions at the European scale: implications for conservation policy. *Environmental Science and Policy*, 9: 116–128.
- Hebblewhite, M., Musiani, M., DeCesare, N., Hazenberg, S., Peters, W., Robinson, H. & Weckworth, B. (2010). Linear Features, Forestry and Wolf Predation of Caribou and Other Prey in West Central Alberta. Final report to the Petroleum Technology Alliance of Canada (PTAC). 84 pages.

- Heinemeyer, K., Squires, J., Hebblewhite, M., O'Keefe, J.J., Holbrook, J.D. & Copeland, J. (2019). Wolverines in winter: indirect habitat loss and functional responses to backcountry recreation. *Ecosphere*, 10: e02611.
- Hervieux, D., Hebblewhite, M., DeCesare, N.J., Russell, M., Smith, K., Robertson, S. & Boutin, S. (2013). Widespread declines in woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) continue in Alberta. *Canadian Journal of Zoology*, 91: 872–882.
- Hetem, R.S., Fuller, A., Maloney, S.K. & Mitchell, D. (2014). Responses of large mammals to climate change. *Temperature*, 1: 115–127.
- Hetem, R.S., Strauss, W.M., Fick, L.G., Maloney, S.K., Meyer, L.C., Shobrak, M., Fuller, A. & Mitchell, D. (2012). Activity re-assignment and microclimate selection of free-living Arabian oryx: responses that could minimise the effects of climate change on homeostasis? *Zoology*, 115: 411–416.
- Hins, C., Ouellet, J.P., Dussault, C. & St-Laurent, M.H. (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.
- Hojatimalekshah, A., Uhlmann, Z., Glenn, N.F., Hiemstra, C.A., Tennant, C.J., Graham, J. D., Spaete, L., Gelvin, A., Marshall, H.P., McNamara, J.P. & Enterkine, J. (2021). Tree canopy and snow depth relationships at fine scales with terrestrial laser scanning. *The Cryosphere*, 15: 2187–2209.
- Holt, R.D. (1977). Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. *Theoretical population biology*, 12: 197–229.
- Inouye, D.W. (2022). Climate change and phenology. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 13: e764.
- IPBES. (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- Isaac, J.L. (2009). Effects of climate change on life history: Implications for extinction risk in mammals. *Endangered Species Research*, 7: 115–123.
- Johnson, C.A., Drever, C.R., Kirby, P., Neave, E. & Martin, A.E. (2022). Protecting boreal caribou habitat can help conserve biodiversity and safeguard large quantities of soil carbon in Canada. *Scientific Reports*, 12: 17067.
- Johnson, C.J. & St-Laurent, M.H. Unifying Framework for Understanding Impacts of Human Developments on Wildlife. in *Energy Development and Wildlife Conservation in Western North America* (ed. Naugle, D.E.) 27–54 (Island Press/Center for Resource Economics, 2011).

- Johnson, C.J., Ehlers, L.P.W. & Seip, D.R. (2015). Witnessing extinction – Cumulative impacts across landscapes and the future loss of an evolutionarily significant unit of woodland caribou in Canada. *Biological Conservation*, 186: 176–186.
- Johnson, C.J., Mumma, M.A. & St-Laurent, M.H. (2019). Modeling multispecies predator–prey dynamics: predicting the outcomes of conservation actions for woodland caribou. *Ecosphere*, 10: e02622.
- Johnson, C.J., Parker, K.L. & Heard, D.C. (2001). Foraging across a variable landscape: behavioral decisions made by woodland caribou at multiple spatial scales. *Oecologia*, 127: 590–602.
- Johnson, C.J., Parker, K.L., Heard, D.C. & Gillingham, M.P. (2002). A multiscale behavioral approach to understanding the movements of woodland caribou. *Ecological Applications*, 12: 1840–1860.
- Johnson, D.H. (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61: 65–71.
- Johnston, M., Williamson, T., Munson, A., Ogden, A., Moroni, M., Parsons, R., Price, D. & Stadt, J. (2010). Climate change and forest management in Canada: impacts, adaptive capacity and adaptation options. A state of knowledge report. Sustainable Forest Management Network, University of Alberta, Edmonton, Alberta. 54 p.
- Karl, T.R. & Trenberth, K.E. (2003). Modern global climate change. *Science*, 302: 1719–1723.
- Kouba, M., Bartoš, L., Bartošová, J., Hongisto, K. & Korpimäki, E. (2020). Interactive influences of fluctuations of main food resources and climate change on long-term population decline of Tengmalm’s owls in the boreal forest. *Scientific Reports*, 10: 20429.
- Kuntzemann, C.E., Whitman, E., Stralberg, D., Parisien, M.A., Thompson, D.K. & Nielsen, S.E. (2023). Peatlands promote fire refugia in boreal forests of northern Alberta, Canada. *Ecosphere*, 14: e4510.
- Lacerte, R., Leblond, M. & St-Laurent, M.H. (2021). Determinants of vegetation regeneration on forest roads following restoration treatments: implications for boreal caribou conservation. *Restoration Ecology*, 29: e13414.
- Lacerte, R., Leblond, M. & St-Laurent, M.H. (2022). End of the road: Short-term responses of a large mammal community to forest road decommissioning. *Journal for Nature Conservation*, 69: 126256.
- Lafontaine, A., Drapeau, P., Fortin, D. & St-Laurent, M.H. (2017). Many places called home: the adaptive value of seasonal adjustments in range fidelity. *Journal of Animal Ecology*, 86: 624–33.

- Lafontaine, A., Drapeau, P., Fortin, D., Gauthier, S., Boulanger, Y. & St-Laurent, M.H. (2019). Exposure to historical burn rates shapes the response of boreal caribou to timber harvesting. *Ecosphere*, 10: e02739.
- Latham, A.D.M., Latham, M.C. & Boyce, M.S. (2011a). Habitat selection and spatial relationships of black bears (*Ursus americanus*) with woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in northeastern Alberta. *Canadian Journal of Zoology*, 89: 267–277.
- Latham, A.D.M., Latham, M.C., Boyce, M.S. & Boutin, S. (2011b). Movement responses by wolves to industrial linear features and their effect on woodland caribou in northeastern Alberta. *Ecological Applications*, 21: 2854–2865.
- Latham, A.D.M., Latham, M.C., Knopff, K.H., Hebblewhite, M. & Boutin, S. (2013). Wolves, white-tailed deer, and beaver: implications of seasonal prey switching for woodland caribou declines. *Ecography*, 36: 1276–1290.
- Latham, A.D.M., Latham, M.C., McCutchen, N.A. & Boutin, S. (2011c). Invading white-tailed deer change wolf–caribou dynamics in northeastern Alberta. *The Journal of Wildlife Management*, 75: 204–212.
- Lavoie, M., Renard, A. & Larivière, S. (2019). Timber harvest jeopardize marten persistence in the heart of its range. *Forest ecology and management*, 442: 46–52.
- Leblond, M., Boulanger, Y., Puigdevall, J.P. & St-Laurent, M.H. (2022). There is still time to reconcile forest management with climate-driven declines in habitat suitability for boreal caribou. *Global Ecology and Conservation*, 39: e02294.
- Leblond, M., Dussault, C., Ouellet, J.P. & St-Laurent, M.H. (2016a). Caribou avoiding wolves face increased predation by bears – Caught between Scylla and Charybdis. *Journal of Applied Ecology*, 53: 1078–87.
- Leblond, M., St-Laurent, M.H. & Côté, S.D. (2016b). Caribou, water, and ice – fine-scale movements of a migratory arctic ungulate in the context of climate change. *Movement Ecology*, 4: 14.
- Leclerc, M., Dussault, C. & St-Laurent, M.H. (2014). Behavioural strategies towards human disturbances explain individual performance in woodland caribou. *Oecologia*, 176: 297–306.
- Leclerc, M., Tarroux, A., Fauchald, P., Stien, A., Tveraa T. & St-Laurent, M.H. (2019). Effects of human-induced disturbances and weather on herbivore movement. *Journal of Mammology*, 100: 1490–1500.
- Lehikoinen, A., Lindén, A., Karlsson, M., Andersson, A., Crewe, T.L., Dunn, E.H., Gregory, G., Karlsson, L., Kristiansen, V., Mackenzie, S., Newman, S., Røer, J.E., Sharpe, C., Sokolov, L.V., Steinholtz, Å., Stervander, M., Tirri, I.S. & Tjørnløv, R. S. (2019). Phenology of the avian spring migratory passage in Europe and North

- America: Asymmetric advancement in time and increase in duration. *Ecological Indicators*, 101: 985–991.
- Lenoir, J. & Svenning, J.C. (2014). Climate related range shift: a global multidimensional synthesis and new research directions. *Ecography*, 38: 15–28.
- Lesmerises, F., Dussault, C. & St-Laurent, M.H. (2013). Major roadwork impacts the space use behaviour of a large carnivore. *Landscape and Urban Planning*, 112: 18–25.
- Li, Y., Zhao, M., Motesharrei, S., Mu, Q., Kalnay, E. & Li, S. (2015). Local cooling and warming effects of forests based on satellite observations. *Nature Communication*, 6: 6603.
- Long, R.A., Bowyer, R.T., Porter, W.P., Mathewson, P., Monteith, K.L. & Kie, J.G. (2014). Behavior and nutritional condition buffer a large-bodied endotherm against direct and indirect effects of climate. *Ecological Monographs*, 84: 513–532.
- Losier, C., Couturier, S., St-Laurent, M.H., Drapeau, P., Dussault, C., Rudolph, T., Brodeur, V., Merkle, J.A. & Fortin, D. (2015). Adjustments in habitat selection to changing availability induce fitness costs for a threatened ungulate. *Journal of Applied Ecology*, 52: 496–504.
- Lyons, A.L., Gaines, W.L., Lewis, J.C., Maletzke, B.T., Werntz, D., Thornton, D.H., Hessburg, P.F., Begley, J., Vanbianchi, C., King, T.W., Blatz, G. & Fitkin, S. (2023). Climate change, wildfire, and past forest management challenge conservation of Canada lynx in Washington, USA. *The Journal of Wildlife Management*, 87: e22410.
- Määttänen, A.M., Virkkala, R., Leikola, N., Aalto, J. & Heikkinen, R.K. (2023). Combined threats of climate change and land use to boreal protected areas with red-listed forest species in Finland. *Global Ecology and Conservation*, 41: e02348.
- MacNearney, D., Nobert, B. & Finnegan, L. (2021). Woodland caribou (*Rangifer tarandus*) avoid wellsite activity during winter. *Global Ecology and Conservation*, 29: e01737.
- Mantyka-Pringle, C.S., Martin, T.G. & Rhodes, J.R. (2013). Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. *Global Change Biology*, 19: 1642–1644.
- Mantyka-Pringle, C.S., Visconti, P., Di Marco, M., Martin, T.G., Rondinini, C. & Rhodes, J.R. (2015). Climate change modifies risk of global biodiversity loss due to land-cover change. *Biological Conservation*, 187: 103–111.
- Masood, S., Van Zuiden, T.M., Rodgers, A.R. & Sharma, S. (2017). An uncertain future for woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*): The impact of climate change on winter distribution in Ontario. *Rangifer*, 37: 11–30.

- Matthews, A. (2010). Changes in fine-scale movement and foraging patterns of common wombats along a snow-depth gradient. *Wildlife Research*, 37: 175–182.
- Matthysen, E., Adriaensen, F. & Dhondt, A.A. (2011). Multiple responses to increasing spring temperatures in the breeding cycle of blue and great tits (*Cyanistes caeruleus*, *Parus major*). *Global Change Biology*, 17: 1–16.
- Maxwell, S.L., Fuller, R.A., Brooks, T.M. & Watson, J.E.M. (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536: 143–145.
- Mayer, M., Ullmann, W., Heinrich, R., Fischer, C., Blaum, N. & Sunde, P. (2019). Seasonal effects of habitat structure and weather on the habitat selection and home range size of a mammal in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 34: 2279–2294.
- Mazor, T., Doropoulos, C., Schwarzmüller, F., Gladish, D.W., Kumaran, N., Merkel, K., di Marco, M. & Gagic, V. (2018). Global mismatch of policy and research on drivers of biodiversity loss. *Nature Ecology and Evolution*, 2: 1071–1074.
- McGinn, K.A., Peery, M.Z., Zulla, C.J., Berigan, W.J., Wilkinson, Z.A., Barry, J.M., Keane, J.J. & Zuckerman, B. (2023). A climate-vulnerable species uses cooler forest microclimates during heat waves. *Biological Conservation*, 283: 110132.
- McGuire, J.L., Lawler, J.J., McRae, B.H., Nunez, T.A. & Theobald, D.M. (2016). Achieving climate connectivity in a fragmented landscape. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113: 7195–7200.
- Melin, M., Matala, J., Mehtätalo, L., Pusenius, J. & Packalen, T. (2023). The effect of snow depth on movement rates of GPS-collared moose. *European Journal of Wildlife Research*, 69: 21.
- Messmer, D.J., Alisauskas, R.T., Pöysä, H., Runko, P. & Clark, R.G. (2021). Plasticity in timing of avian breeding in response to spring temperature differs between early and late nesting species. *Scientific Reports*, 11: 5410.
- Milazzo, M., Mirto, S., Domenici, P. & Gristina, M. (2013). Climate change exacerbates interspecific interactions in sympatric coastal fishes. *Journal of Animal Ecology*, 82: 468–477.
- Montgomery, R.A. & Roloff, G.J. Habitat Selection. in *Reference Module in Life Sciences*, 59– 69. (Elsevier, Amsterdam, NL. 2017).
- Moore, R.D., Spittlehouse, D.L., Whitfield, P.H. & Stahl, K. Weather and climate. in *Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia*, vol. 1. (eds. Pike, R.G., Redding, T.E., Moore, R.D., Winkler, R.D. & Bladon, K.D.) 47–84 (Province of British Columbia. 2010).

- Mörschel, F.M. & Klein, D.R. (1997). Effects of weather and parasitic insects on behavior and group dynamics of caribou of the Delta Herd, Alaska. *Canadian Journal of Zoology*, 75: 1659–1670.
- Mosser, A.A., Avgar, T., Brown, G.S., Walker, C.S. & Fryxell, J.M. (2013). Towards an energetic landscape: broad-scale accelerometry in woodland caribou. *Journal of Animal Ecology*, 83: 916–922.
- Mumma, M.A., Gillingham, M.P., Johnson, C.J. & Parker, K.L. (2017). Understanding predation risk and individual variation in risk avoidance for threatened boreal caribou. *Ecology and Evolution*, 7: 10266–10277.
- Mumma, M.A., Gillingham, M.P., Parker, K.L., Johnson, C.J. & Watters, M. (2018). Predation risk for boreal woodland caribou in human-modified landscapes: evidence of wolf spatial responses independent of apparent competition. *Biological Conservation*, 228: 215–223.
- Murray, D.L., Peers, M.J.L., Majchrzak, Y.N., Wehtje, M., Ferreira, C., Pickles, R.S.A., Row, J.R. & Thornton, D.H. (2017). Continental divide: Predicting climate mediated fragmentation and biodiversity loss in the boreal forest. *PLoS ONE*, 12: e0176706.
- Navarro, L., Morin, H., Bergeron, Y. & Girona, M.M. (2018). Changes in spatiotemporal patterns of 20th century spruce budworm outbreaks in eastern Canadian boreal forests. *Frontiers in Plant Science*, 9: 1905.
- Neilson, E.W., Castillo-Ayala, C., Beckers, J.F., Johnson, C.A., St-Laurent, M.H., Mansuy, N., Price, D., Kelly, A. & Parisien, M.A. (2022). The direct and habitat-mediated influence of climate on the biogeography of boreal caribou in Canada. *Climate Change Ecology*, 3: 100052.
- Neumann, W., Martinuzzi, S., Estes, A.B., Pidgeon, A.M., Dettki, H., Ericsson, G. & Radeloff, V.C. (2015). Opportunities for the application of advanced remotely-sensed data in ecological studies of terrestrial animal movement. *Movement Ecology*, 3: 1–13.
- Newton, E.J., Patterson, B.R., Anderson, M.L., Rodgers, A.R., Vander Vennen, L.M. & Frixwell, J.M. (2017). Compensatory selection for roads over natural linear features by wolves in northern Ontario: Implications for caribou conservation. *PLoS ONE*, 12: e0186525.
- Nunez, S., Arets, E., Alkemade, R., Verwer, C. & Leemans, R. (2019). Assessing the impacts of climate change on biodiversity: is below 2 °C enough? *Climatic Change*, 154: 351–365.
- Orr, J.A., Vinebrooke, R.D., Jackson, M.C., Kroeker, K.J., Kordas, R.L., Mantyka-Pringle, C., Van den Brink, P.J., De Laender, F., Stocks, R., Holmstrup, M., Matthaei, C.D.,

- Monk, W.A., Penk, M.R., Leuzinger, S., Schäfer, R.B. & Piggott, J.J. (2020). Towards a unified study of multiple stressors: divisions and common goals across research disciplines. *Proceedings of the Royal Society B*, 287: 20200421.
- Palm, E.C., Sutor, M.J., Joly, K., Herriges, J.D., Kelly, A.P., Hervieux, D., Russell, K.L.M., Bentzen, T.W., Larter, N.C. & Hebblewhite, M. (2022). Increasing fire frequency and severity will increase habitat loss for a boreal forest indicator species. *Ecological Applications*, 32: e2549.
- Pasher, J., Seed, E. & Duffe, J. (2013). Development of boreal ecosystem anthropogenic disturbance layers for Canada based on 2008 to 2010 Landsat imagery. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 39: 42–58
- Pattison, C.A., Quinn, M.S., Dale, P. & Catterall, C.P. (2016). The Landscape Impact of Linear Seismic Clearings for Oil and Gas Development in Boreal Forest. *Northwest Science*, 90: 340–354.
- Pedersen, S.H., Bentzen, T.W., Reinking, A.K., Liston, G.E., Elder, K., Lenart, E.A., Prichard, A.K. & Welker, J.M. (2021). Quantifying effects of snow depth on caribou winter range selection and movement in Arctic Alaska. *Movement Ecology*, 9: 48.
- Peers, M.J., Majchrzak, Y.N., Menzies, A.K., Studd, E.K., Bastille-Rousseau, G., Boonstra, R., Humphries, M., Jung, T.S., Kenney, A.J., Krebs, C.J., Murray, D.L. & Boutin, S. (2020). Climate change increases predation risk for a keystone species of the boreal forest. *Nature Climate Change*, 10: 1149–1153.
- Pelletier, J., Dupras, J. & Lafortune, J. (2023). Perspectives globales sur les risques liés au déclin des populations de caribous du Québec. 31 p.
- Peterson, M., Jorge, M.L.S.P., Jain, A., Keuroghlian, A., Oshima, J.E.F., Richard-Hansen, C., Berzins, R., Ribeiro, M.C. & Eaton, D. (2021). Temperature induces activity reduction in a Neotropical ungulate. *Journal of Mammalogy*, 102: 1514–1524.
- Pfennig, D.W. Key questions about phenotypic plasticity. in *Phenotypic plasticity & evolution: Causes, Consequences, Controversies* (ed. Pfennig, D.W.) 55–88 (CRC Press, 2021).
- Pickell, P.D., Andison, D.W., Coops, N.C., Gergel, S.E. & Marshall, P.L. (2015). The spatial patterns of anthropogenic disturbance in the western Canadian boreal forest following oil and gas development. *Canadian Journal of Forest Research*, 45: 732–743.
- Pinard, V., Dussault, C., Ouellet, J.P., Fortin, D. & Courtois, R. (2012). Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape. *The Journal of Wildlife Management*, 76: 189–199.

- Pohjanmies, T., Triviño, M., Le Tortorec, E., Mazziotta, A, Snäll, T. & Mönkkönen, M. (2017). Impacts of forestry on boreal forests: An ecosystem services perspective. *Ambio*, 46: 743–755.
- Potvin, F., Breton, L. & Courtois, R. (2005). Response of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian Journal of Forest Research*, 35: 151–160.
- Potvin, F., Courtois, R. & Bélanger, L. (1999). Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implications. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 1120–1127.
- Powers, R.P. & Jetz, W. (2019). Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. *Nature Climate Change*, 9: 323–329.
- Pradhan, K., Ettinger, A.K., Case, M.J. & Hille Ris Lambers, J. (2023). Applying climate change refugia to forest management and old-growth restoration. *Global Change Biology*, 29: 3692–3706.
- Price, D.T., Alfaro, R.I., Brown, K.J., Flannigan, M.D., Fleming, R.A., Hogg, E.H., Girardin, M.P., Lakusta, T., Johnson, M., McKenney, D.W., Pedlar, J.H., Stratton, T., Sturrock, R.N., Thompson, I.D., Trofymow, J.A. & Venier, L.A. (2013). Anticipating the consequences of climate change for Canada’s boreal forest ecosystems. *Environmental Review*, 21: 322–365.
- Rabaiotti, D. & Woodroffe, R. (2019). Coping with climate change: limited behavioral responses to hot weather in a tropical carnivore. *Oecologia*, 189: 587–599.
- Rahel, F.J. & Olden, J.D. (2008). Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology*, 22: 521–533.
- Regelin, W.L., Wallmo, O.C., Nagy, J. & Dietz, D.R. (1974). Effect of Logging on Forage Values for Deer in Colorado. *Journal of Forestry*, 72: 282–285.
- Reich, P.B., Bermudez, R., Montgomery, R.A., Rich, R.L., Rice, K.E., Hobbie, S.E. & Stefanski, A. (2022). Even modest climate change may lead to major transitions in boreal forests. *Nature*, 608: 540–545.
- Resano-Mayor, J., Korner-Nievergelt, F., Vignali, S., Horrenberger, N., Barras, A.G., Braunisch, V., Pernollet, C.A. & Arlettaz, R. (2019). Snow cover phenology is the main driver of foraging habitat selection for a high-alpine passerine during breeding: implications for species persistence in the face of climate change. *Biodiversity and Conservation*, 28: 2669–2685.
- Ressources naturelles Canada, 2022. The state of Canada’s Forests: Annual report 2022. Ottawa, 146 p.

- Rettie, W.J. & Messier, F. (2000). Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography*, 23: 466–478.
- Richard, J.H., Wilmshurst, J. & Côté, S.D. (2014). The effect of snow on space use of an alpine ungulate: recently fallen snow tells more than cumulative snow depth. *Canadian Journal of Zoology*, 92: 1067–1074.
- Ripari, L., Premier, J., Belotti, E., Bluhm, H., Breitenmoser-Würsten, C., Bufka, L., Červený, J., Drouet-Hoguet, N., Fuxjäger, C., Jędrzejewski, W., Kont, R., Koubek, P., Kowalczyk, R., Krofel, M., Krojerová-Prokešová, J., Molinari-Jobin, A., Okarma, H., Oliveira, T., Remm, J., Schmidt, K., Zimmermann, F., Kramer-Schadt, S. & Heurich, M. (2022). Human disturbance is the most limiting factor driving habitat selection of a large carnivore throughout Continental Europe. *Biological Conservation*, 266: 109446.
- Rivrud, I.M., Loe, L.E. & Mysterud, A. (2010). How does local weather predict red deer home range size at different temporal scales? *Journal of Animal Ecology*, 79: 1280–1295.
- Román-Palacios, C. & Wiens, J.J. (2020). Recent responses to climate change reveal the drivers of species extinction and survival. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117: 4211–4217.
- Rominger, E.M. & Oldemeyer, J.L. (1990). Early-winter diet of woodland caribou in relation to snow accumulation, Selkirk Mountains, British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 68: 2691–2694.
- Ross, M.V., Alisauskas, R.T., Douglas, D.C. & Kellett, D.K. (2017). Decadal declines in avian herbivore reproduction: density-dependent nutrition and phenological mismatch in the Arctic. *Ecology*, 98: 1869–1883.
- Ross, M.V., Alisauskas, R.T., Douglas, D.C., Kellett, D.K. & Drake, K.L. (2018). Density-dependent and phenological mismatch effects on growth and survival in lesser snow and Ross's goslings. *Journal of Avian Biology*, 49: e01748.
- Rudolph, T.D., Drapeau, P., Imbeau, L., Brodeur, V., Légaré, S. & St-Laurent, M.H. (2017). Demographic responses of boreal caribou to cumulative disturbances highlight elasticity of range-specific tolerance thresholds. *Biodiversity and Conservation*, 26: 1179–1198.
- Schaefer, J.A. & Mahoney, S.P. (2007). Effects of Progressive Clearcut Logging on Newfoundland Caribou. *The Journal of Wildlife Management*, 71: 1753–1757.
- Scheffers, B.R., Edwards, D.P., Diesmos, A., Williams, S.E. & Evans, T.A. (2014). Microhabitats reduce animal's exposure to climate extremes. *Global Change Biology*, 20: 495–503.

- Schieck, J. & Song, S.J. (2006). Changes in bird communities throughout succession following fire and harvest in boreal forests of western North America: literature review and meta-analyses. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 1299–1318.
- Schloss, C.A., Nuñez, T.A. & Lawler, J.J. (2012). Dispersal will limit ability of mammals to track climate change in the Western Hemisphere. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109: 8606–8611.
- Schmelzer, I., Lewis, K.P., Jacobs, J.D. & McCarthy, S.C. (2020). Boreal caribou survival in a warming climate, Labrador, Canada 1996–2014. *Global Ecology and Conservation*, 23: e01038.
- Segan, D.B., Murray, K.A. & Watson, J.E. (2016). A global assessment of current and future biodiversity vulnerability to habitat loss–climate change interactions. *Global Ecology and Conservation*, 5: 12–21.
- Seip, D.R. & Cichowski, D.B. (1996). Population ecology of caribou in British Columbia. *Rangifer Special Issue*, 9: 73–80.
- 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.
- Selwood, K.E., McGeoch, M.A. & Mac Nally, R. (2014). The effects of climate change and land-use change on demographic rates and population viability. *Biological Reviews*, 90: 837–853.
- Serrouya, R., Dickie, M., DeMars, C., Wittmann, M.J. & Boutin, S. (2020). Predicting the effects of restoring linear features on woodland caribou populations. *Ecological Modelling*, 416: 108891.
- Sharma, S., Couturier, S. & Cote, S.D. (2009). Impacts of climate change on the seasonal distribution of migratory caribou. *Global change biology*, 15: 2549–2562.
- Sheppard, A.H.C., Hecker, L.J., Edwards, M.A. & Nielsen, S.E. (2021). Determining the influence of snow and temperature on the movement rates of wood bison (*Bison bison athabasca*). *Canadian Journal of Zoology*, 99: 489–496.
- Shipley, J.R., Twining, C.W., Mathieu-Resuge, M., Parmar, T.P., Kainz, M., Martin-Creuzburg, D., Weber, C., Winkler, D.W., Graham, C.H. & Matthews, B. (2022). Climate change shifts the timing of nutritional flux from aquatic insects. *Current Biology*, 32: 1342–1349.
- Skatter, H.G., Kansas, J.L., Charlebois, M.L. & Skatter, S. (2020). Long-term snow track monitoring to understand factors affecting boreal forest mammal density in an expanding in situ oil sands area. *Canadian Wildlife Biology & Management*, 9: 107–131.

- Smith, K.J., Ficht, E.J., Hobson, D., Sorensen, T.C. & Hervieux, D. (2000). Winter distribution of woodland caribou in relation to clear-cut logging in west-central Alberta. *Canadian Journal of Zoology*, 78: 1433–1440.
- Stien, A., Ims, R.A., Albon, S.D., Fuglei, E., Irvine, R.J., Ropstad, E., Halvorsen, O., Langvatn, R., Loe, L.E., Veiberg, V. & Yoccoz, N.G. (2012). Congruent responses to weather variability in high Arctic herbivores. *Biology Letters*, 8: 1002–1005.
- St-Laurent, M.H., Boulanger, Y., Cyr, D., Manka, F., Drapeau, P. & Gauthier, S. (2022). Lowering the rate of timber harvesting to mitigate impacts of climate change on boreal caribou habitat quality in eastern Canada. *Science of The Total Environment*, 838: 156244.
- Stokes, M.K., Slade, N.A. & Blair, S. (2001). Influences of weather and moonlight on activity patterns of small mammals: a biogeographical perspective. *Canadian Journal of Zoology*, 79: 966–972
- Stone, I., Ouellet, J.P., Sirois, L., Arseneau, M.J. & St-Laurent, M.H. (2008). Impacts of silvicultural treatments on arboreal lichen biomass in balsam fir stands on Québec's Gaspé Peninsula: Implications for a relict caribou herd. *Forest Ecology and Management*, 255: 2733–2742.
- St-Pierre, F., Drapeau, P. & St-Laurent, M.H. (2021). Drivers of vegetation regrowth on logging roads in the boreal forest: Implications for restoration of woodland caribou habitat. *Forest Ecology and Management*, 482: 118846.
- St-Pierre, F., Drapeau, P. & St-Laurent, M.H. (2022). Stairway to heaven or highway to hell? How characteristics of forest roads shape their use by large mammals in the boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 510: 120108.
- Stralberg, D., Arseneault, D., Baltzer, J.L., Barber, Q.E., Bayne, E.M., Boulanger, Y., Brown, C.D., Cooke, H.A., Devito, K., Edwards, J., Estevo, C.A., Flynn, N., Frelich, L.E., Hogg, E.H., Johnston, M., Logan, T., Matsuoka, S.M., Moore, P., Morelli, T.L., Morissette, J.L., Nelson, E.A., Nenzén, H., Nielsen, S.E., Parisien, M.A., Pedlar, J.H., Price, D.T., Schmiegelow, F.K.A., Slattery, S.M., Sonnentag, O., Thompson, D.K. & Whitman, E. (2020). Climate-change refugia in boreal North America: what, where, and for how long? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18: 261–270.
- Sunde, P., Thorup, K., Jacobsen, L.B. & Rahbek, C. (2014) Weather Conditions Drive Dynamic Habitat Selection in a Generalist Predator. *PLoS ONE*, 9: e88221.
- Tattersall, E.R., Burgar, J.M., Fisher, J.T. & Burton, A.C. (2020). Boreal predator co-occurrences reveal shared use of seismic lines in a working landscape. *Ecology and Evolution*, 10: 1678–1691.

- Telfer, E.S. & Kelsall, J.P. (1984) Adaptation of some large north American mammals for survival in snow. *Ecology*, 65:1828–34.
- Terraube, J., Villers, A., Poudré, L., Varjonen, R. & Korpimäki, E. (2016). Increased autumn rainfall disrupts predator–prey interactions in fragmented boreal forests. *Global Change Biology*, 23: 1361–1373.
- Thomas, C.D. (2010). Climate, climate change and range boundaries. *Diversity and Distributions*, 16: 488–495.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Ferreira de Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Townsend Peterson, A., Phillips, O.L. & Williams, S.E. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427: 145– 148.
- Thompson, I.D., Wiebe, P.A., Mallon, E., Rodgers, A.R., Fryxell, J.M., Baker, J.A. & Reid, D. (2014). Factors influencing the seasonal diet selection by woodland caribou (*Rangifer tarandus tarandus*) in boreal forests in Ontario. *Canadian Journal of Zoology*, 93: 87–98.
- Thompson, S.J., Johnson, D.H., Niemuth, N.D. & Ribic, C.A. (2015). Avoidance of unconventional oil wells and roads exacerbates habitat loss for grassland birds in the North American Great Plains. *Biological Conservation*, 192: 82–90.
- Thurman, L.L., Stein, B.A., Beaver, E.A., Foden, W., Geange, S.R., Green, N., Gross, J.E., Lawrence, D.J., LeDee, O., Olden, J.D., Thompson, L.M. & Young, B.E. (2020). Persist in place or shift in space? Evaluating the adaptive capacity of species to climate change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18: 520–528.
- Tigner, J., Bayne, E.M. & Boutin, S. (2014). Black bear use of seismic lines in northern Canada. *Journal of Wildlife Management*, 78: 282–292.
- Tigner, J., Bayne, E.M. & Boutin, S. (2015). American Marten Respond to Seismic Lines in Northern Canada at Two Spatial Scales. *PLoS ONE*, 10: e0118720.
- Travis, J.M.J. (2003). Climate change and habitat destruction: a deadly anthropogenic cocktail. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270: 467–473.
- Tremblay, J.A., Boulanger, Y., Cyr, D., Taylor, A.R., Price, D.T. & St-Laurent, M.H. (2018). Harvesting interacts with climate change to affect future habitat quality of a focal species in eastern Canada’s boreal forest. *PLoS ONE*, 13: e0191645.
- van Beest, F.M., van Moorter, B. & Milner, J.M. (2012). Temperature-mediated habitat use and selection by a heat-sensitive northern ungulate. *Animal Behaviour*, 84: 723–735.

- Van der Wal, R., Madan, N., Van Lieshout, S., Dormann, C., Langvatn, R. & Albon, S.D. (2000). Trading forage quality for quantity? Plant phenology and patch choice by Svalbard reindeer. *Oecologia*, 123: 108–115.
- Vanhanen, H., Jonsson, R., Gerasimov, Y., Krankina, O. & Messier, C. (2012). Making boreal forests work for people and nature. IUFRO. 27p.
- Venier, L.A., Thompson, I.D., Fleming, R., Malcolm, J., Aubin, I., Trofymow, J.A., Langor, D., Sturrock, R., Patry, C., Outerbridge, R.O., Holmes, S.B., Haeussler, S., De Grandpré, L., Chen, H.Y.H., Bayne, E., Arsenault, A. & Brandt, J.P. (2014). Effects of natural resource development on the terrestrial biodiversity of Canadian boreal forests. *Environmental Reviews*, 22: 457–490.
- Vors, L.S. & Boyce, M.S. (2009). Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology*, 15: 2626–2633.
- Wan, X., Jiang, G., Yan, C., He, F., Wen, R., Gu, J., Li, X., Ma, J., Stenseth, N.C. & Zhang, Z. (2019). Historical records reveal the distinctive associations of human disturbance and extreme climate change with local extinction of mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116: 19001–19008.
- Watson, D.J. Climate, weather and plant yield. in *Environmental Control of Plant Growth* (ed. Evans, L.T.) 337–350 (Academic Press, 1963).
- Weber, M.G. & Flannigan, M.D. (1997). Canadian boreal forest ecosystem structure and function in a changing climate: impact on fire regimes. *Environmental Review*, 5: 145–166.
- Weiskopf, S.R., Rubenstein, M.A., Crozier, L.G., Gaichas, S., Griffis, R., Halofsky, J.E., Hyde, K.J.W., Morelli, T.L., Morissette, J.T., Muñoz, R.C., Pershing, A.J., Peterson, D.L., Poudel, R., Staudinger, M.D., Sutton-Grier, A.E., Thompson, L., Vose, J., Weltzin, J.F. & Whyte, K.P. (2020). Climate change effects on biodiversity, ecosystems, ecosystem services, and natural resource management in the United States. *Science of the Total Environment*, 733: 137782.
- Weladji, R.B., Holand, O. & Almoy, T. (2003). Use of climatic data to assess the effect of insect harassment on the autumn weight of reindeer (*Rangifer tarandus*) calves. *Journal of Zoology*, 260: 79–85.
- Whitman, D.W. & Agrawal, A.A. What is phenotypic plasticity and why is it important. in *Phenotypic plasticity of insects: Mechanisms and consequences*, (ed. Whitman, D.W. & Anathakrishnan, T.N.) 1–63 (Science Publishers, Inc. 2009).
- Wiemers, D.W., Fulbright, T.E., Wester, D.B., Ortega-S, J.A., Rasmussen, G.A., Hewitt, D.G. & Hellickson, M.W. (2014). Role of thermal environment in habitat selection by male white-tailed deer during summer in Texas, USA. *Wildlife Biology*, 20: 47–56.

- Wilbert, C.J., Buskirk, S.W. & Gerow, K.G. (2000). Effects of weather and snow on habitat selection by American martens (*Martes americana*). *Canadian Journal of Zoology*, 78: 1691–1696.
- Williams, C.T., Wilsterman, K., Kelley, A.D., Breton, A.R., Stark, H., Humphries, M.M., McAdam, A.G., Barnes, B.M., Boutin, S. & Buck, C.L. (2014) Light loggers reveal weather-driven changes in the daily activity patterns of arboreal and semifossorial rodents. *Journal of Mammalogy*, 95: 1230–1239.
- Wittmer, H.U., McNellan, B.N., Serrouya, R. & Apps, C.D. (2007). Changes in landscape composition influence the decline of threatened woodland caribou population. *Journal of Animal Ecology*, 76: 568– 579.
- Woo-Durand, C., Matte, J.M., Cuddihy, G., McGourdji, C.L., Venter, O. & Grant, J.W. (2020). Increasing importance of climate change and other threats to at-risk species in Canada. *Environmental Reviews*, 28: 449–456.
- WWF. (2020). Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss. WWF, Switzerland.
- Xu, X., Huang, A., Belle, E., De Frenne, P. & Jia, G. (2022). Protected areas provide thermal buffer against climate change. *Science Advances*, 8: eabo0119.
- Zeeman, B.J., McDonnell, M.J., Kendal, D. & Morgan, J.W. (2017). Biotic homogenization in an increasingly urbanized temperate grassland ecosystem. *Journal of Vegetation Science*, 28: 550–561.
- Zhang, T., Ding, G., Zhang, J. & Qi, Y. (2022). Contributions of Biotic and Abiotic Factors to the Spatial Heterogeneity of Aboveground Biomass in Subtropical Forests: A Case Study of Guizhou Province. *Sustainability*, 14: 10771.
- Zhang, X., Flato, G., Kirchmeier-Young, M., Vincent, L., Wan, H., Wang, X., Rong, R., Fyfe, J., Li, G. & Kharin, V.V. Changes in Temperature and Precipitation Across Canada. in *Canada's Changing Climate Report* (eds. Bush, E. & Lemmen, D.S.) 112–193 (Government of Canada, Ottawa, Ontario, 2019).

