

SÉLECTION D'HABITAT, DÉLIMITATION DE L'HABITAT ESSENTIEL ET SCÉNARIOS DE RESTAURATION D'HABITAT À PRIORISER AU BÉNÉFICE DU CARIBOU DE VAL-D'OR

Rapport scientifique présenté au
Conseil de la Nation Anishnabe du Lac Simon

Par

Martin-Hugues St-Laurent & Jacinthe Gosselin

Université du Québec à Rimouski, Département de Biologie, Chimie & Géographie, 300
allée des Ursulines, Rimouski (Québec) Canada, G5L 3A1

Novembre 2020

Équipe de réalisation

Université du Québec à Rimouski (UQAR)

Martin-Hugues St-Laurent – Biologiste PhD, professeur titulaire en écologie animale

Jacinthe Gosselin – Biologiste MSc, professionnelle de recherche

Auteur de correspondance

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

Ce document devrait être cité comme suit : St-Laurent, M.-H., & J. Gosselin. 2020. Sélection d'habitat, délimitation de l'habitat essentiel et scénarios de restauration d'habitat à prioriser au bénéfice du caribou de Val-d'Or. Rapport scientifique présenté au Conseil de la Nation Anishnabe du Lac Simon, par l'Université du Québec à Rimouski. viii + 118 p.

SOMMAIRE EXÉCUTIF

Le maintien et le rétablissement des populations boréales de caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) constitue un enjeu de conservation incontournable partout au Canada, une grande majorité des populations locales étant actuellement en déclin. Ces populations, aussi appelées « caribou forestier » au Québec, sont actuellement reconnues vulnérables en regard de la Loi québécoise sur les espèces menacées et vulnérables, un statut équivalent au statut d'espèce menacée selon la Loi canadienne sur les espèces en péril. Alors que plusieurs populations, écotypes ou sous-espèces de caribou ont bénéficié d'un important effort de recherche au fil des dernières décennies, la population de caribous de Val-d'Or, une harde isolée localisée en Abitibi-Témiscamingue, n'a fait l'objet que de peu d'études au cours des 50 dernières années. Population relique de celle qui se retrouvait, avant le développement industriel des années '20, du nord de La Sarre jusqu'au centre de la réserve faunique de La Vérendrye, la population de caribous de Val-d'Or a fortement décliné, passant de ~75 individus à seulement 7 au cours des 65 dernières années, soit une diminution de près de 91%.

Plusieurs efforts de conservation ont été mis de l'avant au fil des années, passant d'un arrêt de la chasse en 1950 à des suivis télémétriques et des plans d'aménagement successifs, sans oublier un programme de contrôle des prédateurs et la mise en place d'une équipe de rétablissement. La mise en enclos des femelles gestantes au milieu des années 2010, visant à augmenter la survie des faons, a récemment laissé la place à une mise en enclos de l'ensemble de la population (7 individus) à l'hiver 2020, une mesure de conservation exceptionnelle traduisant l'urgence d'agir différemment et de déployer des stratégies innovantes tout en s'éloignant du statu quo. À ce titre, une réflexion s'est amorcée quant à la mise en œuvre d'un programme de restauration d'habitats de qualité, impliquant la fermeture et la revégétalisation de chemins forestiers, afin de favoriser le caribou de Val-d'Or au détriment de son principal prédateur, le loup gris (*Canis lupus*).

C'est sur ces bases que la Première Nation Anishnabe du Lac Simon a contacté l'Équipe de recherche en gestion de la faune terrestre de l'Université du Québec à Rimouski pour réaliser un projet visant à élargir nos connaissances relatives à l'écologie du caribou de Val-d'Or et à améliorer les pratiques d'aménagement du territoire où se retrouve le caribou de Val-d'Or. Plus spécifiquement, ce mandat visait à caractériser les patrons de sélection d'habitat et d'utilisation de l'espace des caribous de Val-d'Or et du loup gris, à identifier le scénario d'aménagement ou de restauration d'habitat à prioriser pour contribuer au rétablissement de la population de caribous, ainsi qu'à délimiter les contours d'un habitat essentiel à protéger au bénéfice du caribou de Val-d'Or.

Pour ce faire, nous avons utilisé les données télémétriques GPS récoltées entre 2011 et 2017 sur 9 caribous différents (26 caribous-année) et entre 2018 et 2019 sur 9 loups gris. Nous avons mis en relation ces données avec les cartes écoforestières, le Routard et un modèle numérique d'élévation afin de réaliser diverses analyses spatiales. Nos analyses

montrent que les caribous de Val-d'Or avaient des domaines vitaux moyens de 1 194 km² ($\pm$ 1 188; écart-type) suivant une délimitation réalisée à l'aide d'un polygone convexe minimum (ci-après PCM) à 100%, ce qui place ces caribous dans la moyenne québécoise, avec des domaines vitaux plus grands que ceux notés chez le caribou de Charlevoix et du Saguenay mais plus petits que ceux observés sur la Côte-Nord. Quant à eux, les loups gris suivis avaient des domaines vitaux moyens de 2 869 km² ($\pm$ 1 985), soit ~2,4 fois plus grands que ceux du caribou de Val-d'Or, une taille représentative de ce qui est observé ailleurs pour cette espèce.

Nous avons par la suite réalisé des fonctions de sélection des ressources pour caractériser les patrons de sélection d'habitat des deux espèces. Tant pour le loup que pour le caribou, les routes et chemins forestiers avaient un effet très marqué sur les patrons de sélection d'habitat, étant évitées par la proie mais fortement sélectionnées par le prédateur, un constat représentatif des autres études menées à ce jour au Québec. Les caribous de Val-d'Or sélectionnaient les peuplements ouverts non-régénérés, résineux de 50-70 ans, de 90-120 ans ainsi que les dénudés secs alors qu'ils évitaient les plans d'eau et les parcelles de catégorie « autres/humain ». Nos analyses suggèrent de plus un évitement marginalement significatif des perturbations totales de 0-20 ans et des parterres en régénération de 20 à 50 ans, ainsi qu'une sélection neutre des peuplements feuillus ou mixtes de 50-120 ans. Quant à eux, les loups évitaient les parcelles de dénudés humides, les peuplements résineux de 90-120 ans et les dénudés secs, et montraient une sélection neutre des autres types de peuplements. Pour les deux espèces, le modèle le plus parcimonieux caractérisant la sélection d'habitat était robuste et bien ajusté aux données, tel que montré par l'exercice itératif de validation croisée.

Afin de bien contraster l'effet potentiel des sept différents scénarios d'aménagement et de restauration proposés, nous avons cartographié les deux équations de fonctions de sélection des ressources (une pour le caribou, l'autre pour le loup) de sorte à représenter les variations de probabilité d'occurrence relative de chacune des deux espèces dans l'aire d'étude, de même que de probabilité de cooccurrence des deux espèces, à l'aide de la carte représentant l'état actuel du paysage forestier. Nous avons par la suite appliqué les fonctions de sélection des ressources aux différents scénarios de manière à illustrer les différences de probabilité d'occurrence relative sous chacun des sept scénarios par rapport à la situation actuelle, et ce pour chaque espèce. Les résultats ainsi obtenus à l'échelle du pixel de 25 x 25m ont été synthétisés à l'échelle du compartiment d'organisation spatiale (ci-après COS) pour simplifier l'arrimage avec les opérations d'aménagement et de restauration sur le terrain.

Cet exercice a permis d'exclure le Scénario #1, visant à ajouter des coupes forestières près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique, considérant la dégradation de la qualité relative d'habitat pour le caribou et l'augmentation de la qualité relative d'habitat pour le loup induites par ces opérations. La comparaison des cartes et tableaux résultants des six autres

scénarios a permis d'écarter les scénarios #3 (*Restauration de peuplements forestiers dans la zone 1C*), #4 (*Fermeture et revégétalisation des chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate*) et #7 (*Restauration de chemins dans les zones 1A, 1B, 1C et 1E du site faunique*) en raison de gains trop modestes pour le caribou, et de diminution trop faible de qualité d'habitat pour le loup, par rapport à la situation actuelle. Au contraire, les scénarios #2 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*), #5 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate*) et #6 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1E*) se sont avérés les plus prometteurs pour contribuer à la restauration de la qualité d'habitat pour le caribou de Val-d'Or. Toutefois, c'est le scénario #2 qui offrait, parmi les trois, la contribution la plus appréciable, les cinq meilleurs COS offrant des gains potentiels en probabilité d'occurrence relative du caribou variant de +21,18 à +28,82% et des pertes potentielles pour le loup variant de -32,06 à -37,76%. C'est également ce scénario qui faisait diminuer le plus le niveau de perturbation dans l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or, passant de 78,17% à 73,35%, ce qui restait toutefois beaucoup trop important pour assurer une probabilité d'autosuffisance d'au moins 60%. Par la suite, le développement d'un indice de priorisation d'intervention couplant les gains de probabilité d'occurrence relative du caribou aux pertes pour le loup a facilité la hiérarchisation des COS où devraient être concentrées les opérations de restauration de peuplements forestiers et de fermeture et revégétalisation des chemins forestiers, au bénéfice du caribou. Cet indice a été appliqué à chaque scénario, mais encore une fois le scénario #2 s'est avéré le plus prometteur.

Notre mandat visait de plus à identifier et délimiter l'habitat essentiel du caribou de Val-d'Or. Pour ce faire, nous avons utilisé le PCM à 100% délimitant les sites utilisés par les caribous de Val-d'Or suivis par télémétrie GPS entre 2011 et 2017 et l'avons couplé à un PCM à 100% qui rassemblait les 41 parcelles d'habitat à fort potentiel (>0,75 de probabilité d'occurrence relative) qui faisaient au moins 500 ha en taille. La combinaison de ces deux polygones a permis de délimiter une zone de 12 247 km² qui pourrait être qualifiée d'habitat essentiel pour le caribou de Val-d'Or. Nous avons par la suite développé trois différents scénarios de corridors permettant de relier les zones de conservation 1C et 1E au noyau d'habitat de qualité issu de l'exercice de restauration d'habitat préconisé dans le scénario #2. Le meilleur scénario était le corridor nord, qui abrite les parcelles d'habitat offrant la probabilité d'occurrence relative la plus élevée pour le caribou, diminuant l'ampleur des efforts de restauration à déployer pour y améliorer la qualité d'habitat. Les efforts de restauration de la qualité d'habitat dans le corridor nord amélioreraient en moyenne de 9,23% la qualité relative d'habitat pour le caribou et diminueraient de 19,95% la qualité relative d'habitat pour le loup.

Nous terminons ce rapport par une présentation des différentes caractéristiques permettant de prioriser les tronçons de chemin à fermer et revégétaliser, des

caractéristiques recherchées pour les peuplements à restaurer, des contraintes connues à la fermeture des chemins forestiers ainsi que des futures analyses qui pourraient contribuer à aller plus loin dans nos efforts de rétablissement de la population de caribous de Val-d'Or. Nous émettons de plus certaines recommandations visant le rétablissement de la population du caribou de Val-d'Or et en appelons aux autorités afin qu'elles témoignent d'un leadership et d'un esprit d'initiative fort pour s'éloigner du *statu quo* et contribuer réellement au maintien de cette population isolée dans le territoire abitibien.

TABLE DES MATIÈRES

SOMMAIRE EXÉCUTIF.....	iii
TABLE DES MATIÈRES.....	vii
1. MISE EN CONTEXTE.....	1
2. SITUATION DU CARIBOU DE VAL-D'OR.....	5
3. ÉNONCÉ DU MANDAT ET OBJECTIFS D'ÉTUDE.....	8
4. MÉTHODES ET DONNÉES UTILISÉES.....	9
4.1. Aire d'étude.....	9
4.2. Suivi télémétrique.....	12
4.3. Analyses géomatiques et statistiques.....	14
4.3.1. <i>Patrons d'utilisation de l'espace et de sélection d'habitat</i>	14
4.3.2. <i>Impact des scénarios d'aménagement ou de restauration d'habitat sur la probabilité d'occurrence relative</i>	17
4.3.3. <i>Impact des scénarios d'aménagement ou de restauration d'habitat sur le niveau de perturbation dans l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or</i>	23
4.3.4. <i>Délimitation de l'habitat essentiel et du corridor de connectivité</i>	23
5. RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	24
5.1. Patrons d'utilisation de l'espace.....	24
5.2. Patrons de sélection d'habitat.....	25
5.3. Probabilité d'occurrence relative.....	30
5.4. Probabilité de cooccurrence relative.....	32
5.5. Impact des scénarios d'aménagement ou de restauration d'habitat sur la probabilité d'occurrence relative.....	35
5.6. Impact des scénarios d'aménagement ou de restauration d'habitat sur le niveau de perturbation dans l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or.....	53
5.7. Identification des COS à prioriser pour les efforts de restauration.....	53
5.8. Délimitation de l'habitat essentiel et du corridor de connectivité.....	96
5.9. Détermination des caractéristiques permettant de prioriser les tronçons à refermer à l'intérieur des COS sélectionnés.....	102
5.10. Caractéristiques recherchées pour les peuplements à restaurer.....	103

5.11. Contraintes à la fermeture de chemins forestiers.....	104
6. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....	105
7. REMERCIEMENTS.....	109
8. RÉFÉRENCES.....	109

1. MISE EN CONTEXTE ¹

La forêt boréale est aujourd’hui principalement dynamisée par les perturbations anthropiques (Cyr et al. 2009; Venier et al. 2014) qui influencent les stratégies d’utilisation de l’espace (p. ex. Beauchesne et al. 2014), de sélection d’habitat (p. ex. Hins et al. 2009) et ultimement, la condition physique (Cameron et al. 2005) et la dynamique des populations animales (p. ex. Rudolph et al. 2017). Comme chaque individu intègre l’ensemble des perturbations présentes dans son habitat et exprime des réponses à plusieurs échelles biologiques (*sensu* Johnson & St-Laurent 2011), l’étude des effets cumulatifs des perturbations est incontournable pour comprendre la réponse des espèces aux modifications des écosystèmes naturels.

À cet effet, le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) constitue un enjeu de conservation important au Canada (Vors & Boyce 2009; Festa-Bianchet et al. 2011; Hebblewhite & Fortin 2017; Johnson et al. 2020). Cette espèce est particulièrement représentative de la biodiversité en forêt boréale canadienne (Rempel et al. 2004; Badiou et al. 2011; COSEPAC 2011, 2014; Bichet et al. 2016) et sa conservation est – entre autres – au cœur du cahier des normes de certification forestière du Forest Stewardship Council canadien (FSC Canada 2018).

La vaste majorité des hardes canadiennes sont en décroissance depuis plusieurs années (Environnement Canada 2011; Johnson et al. 2015; Rudolph et al. 2012, 2017) et la progression des coupes forestières vers le nord serait responsable du déclin des populations les plus méridionales (Schaefer 2003; Vors et al. 2007; Festa-Bianchet et al. 2011; Fortin et al. 2015; Rudolph et al. 2017). Au Québec, les écotypes forestier et montagnard (du sud, c.-à-d. le caribou de la Gaspésie) du caribou des bois sont étroitement liés à la forêt boréale mature et aux habitats peu perturbés (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec 2013; Frenette et al. 2020). Des efforts de recherche considérables ont depuis été investis afin de mieux comprendre l’écologie du caribou forestier en forêt aménagée, mettant en lumière des liens entre le développement anthropique et son déclin tant au

¹ Les textes de la section « Mise en contexte » sont inspirés de plusieurs écrits scientifiques issus de nos travaux et ne sont par conséquent pas toujours des éléments de littérature originaux.

Québec (p. ex. : Hins et al. 2009; Faille et al. 2010; Leblond et al. 2011, 2013a,b, 2014, 2016; Leclerc et al. 2012, 2014; Rudolph et al. 2012, 2017; Lesmerises et al. 2013; Beauchesne et al. 2013, 2014; Losier et al. 2015; Fortin et al. 2015, 2017; Lafontaine et al. 2017, 2019) qu'ailleurs au Canada (p. ex. : Schaefer 2003; Wittmer et al. 2005, 2007; Vors et al. 2007; Ray et al. 2015; Serrouya et al. 2019; Johnson et al. 2020).

À l'échelle nord-américaine, plusieurs études ont démontré que la prédation est le principal facteur limitant pour les populations de caribou et que son effet est indirectement amplifié par l'exploitation forestière (Wittmer et al. 2005, 2007; St-Laurent & Dussault 2012). La coupe forestière accentue la prédation en augmentant la proportion de jeunes peuplements favorables à l'orignal (*Alces americanus*) (Rempel et al. 1997; Frenette et al. 2020), engendrant en retour une augmentation d'abondance du loup gris (*Canis lupus*) au nord du Saint-Laurent ou du coyote (*Canis latrans*) au sud du fleuve, deux prédateurs importants du caribou (Schwartz & Franzmann 1989). Les jeunes forêts, de par l'abondance en petits fruits retrouvés dans les aires en régénération (Mosnier et al. 2008; Brodeur et al. 2008), sont également favorables à l'ours noir (*Ursus americanus*), un prédateur potentiel des faons (Pinard et al. 2012; Leclerc et al. 2014). D'autres études suggèrent même que l'aménagement forestier pourrait compromettre l'efficacité de la stratégie anti-prédatrice du caribou, soit l'évitement des aires fréquentées par ses prédateurs et leurs proies alternatives (Wittmer et al. 2005; Peters et al. 2013; Leblond et al. 2016; Lafontaine et al. 2017) avec comme résultat un déclin du taux de survie des adultes (Wittmer et al. 2007; Losier et al. 2015) et des faons (Pinard et al. 2012; Leclerc et al. 2014; Frenette et al. 2020) et au final une décroissance des populations (Johnson et al. 2015; Fortin et al. 2017; Rudolph et al. 2017; St-Laurent et al. 2020).

Depuis la publication du Programme de rétablissement du caribou forestier par Environnement Canada (2012), une des pierres angulaires du rétablissement du caribou forestier porte sur la limitation du niveau de perturbation à 35% de l'aire de répartition d'une population locale alors qu'un maintien de 65% d'habitat non perturbé (c.-à-d. un seuil de gestion du risque d'extinction en fonction des perturbations), permet d'assurer à une population une probabilité mesurable d'autosuffisance d'environ 60%. Les perturbations de l'habitat considérées regroupent les coupes de ≤ 50 ans et les feux de ≤ 40 ans, ainsi que les perturbations linéaires qui, actuellement, sont considérées comme des

perturbations permanentes. Il a toutefois été démontré qu'une part non négligeable du niveau de perturbation repose sur le réseau de chemins forestiers et que ce seuil générique est légèrement variable entre les différentes populations (Rudolph et al. 2017; Fortin et al. 2017; St-Laurent et al. 2020).

Plus précisément, de récentes études ont démontré que les chemins forestiers affectaient la dynamique des populations de caribou en favorisant le mouvement de ses principaux prédateurs, le loup gris (Whittington et al. 2011; Lesmerises et al. 2012; Dickie et al. 2017a, 2020; Muhly et al. 2019; Malcolm et al. 2020) et l'ours noir (Gaudry 2013; Lesmerises et al. *soumis*; St-Laurent et al., *en préparation*), résultant en des taux de survie des caribous plus faibles près des routes (Leblond et al. 2013b). Les routes contribuent énormément à la fragmentation du paysage et à la perte fonctionnelle d'habitat en raison de leur évitement par le caribou sur de grandes distances (~750 m à 4,5 km; Leblond et al. 2011; Rudolph et al. 2012; Beauchesne et al. 2013). Les routes facilitent aussi l'accès des prédateurs et des humains à des habitats jusque-là inexploités et difficilement accessibles (Lesmerises et al. 2012; Gaudry 2013), augmentant la probabilité de rencontre entre les caribous et leurs prédateurs (Whittington et al. 2011; Dickie et al. 2020; Tremblay-Gendron et al. *soumis*). Or, il a été démontré que l'impact des prédateurs sur la mortalité des faons et des femelles adultes est un facteur clé dans le déclin des populations de caribous dans les environnements aménagés, tant au Québec (Dussault et al. 2012; Leclerc et al. 2014; Rudolph et al. 2012, 2017) qu'ailleurs au Canada (Wittmer et al. 2005; Festa-Bianchet et al. 2011).

Avec le temps, les chemins de plus petit calibre (c.-à-d. classes initiales 3, 4, 5, NC), qui sont d'office les plus abondants et les moins fréquentés, ont le potentiel de se régénérer en essences feuillues telles que le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*), le bouleau à papier (*Betula papyrifera*) et l'aulne rugueux (*Alnus rugosa*) (St-Pierre et al. *soumis*), créant ainsi des zones de nourritures intéressantes pour l'orignal. Le cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pensylvanica*) est une autre essence forestière qui profite de l'ouverture des peuplements et dont les fruits peuvent être consommés par l'ours noir (Lesmerises et al. 2015). Certains chemins se referment naturellement (St-Pierre et al. *soumis*), entravant ainsi la libre circulation en véhicule, quoiqu'ils demeurent souvent potentiellement utilisables par des prédateurs. La gestion du niveau de perturbation des

secteurs occupés par le caribou au Québec pourrait reposer entre autres sur une réduction de l'étalement du réseau routier en fermant l'accès et en remettant en production certains chemins afin de les rendre moins utilisables par les prédateurs et faire du paysage un environnement plus favorable au caribou (voir l'exemple de Nellemann et al. 2010 pour le renne et l'étude de Lacerte et al. [soumis] sur le caribou forestier).

De tels efforts de quantification de la régénération forestière sur les structures linéaires ont été investis dans certaines régions canadiennes, afin de comprendre comment l'habitat du caribou peut être restauré. À titre d'exemple, dans l'ouest canadien, seulement 8% des lignes sismiques étaient recouvertes à plus de 50% d'espèces ligneuses après 35 ans d'inactivité (Lee & Boutin 2006), suggérant que ~112 ans seraient nécessaires pour un rétablissement complet du couvert végétal. Les lignes sismiques étant plus étroites, moins compactées et sans assise minérale restructurée que les routes forestières, il est plausible que la régénération naturelle de chemins en forêt s'avère encore plus longue. En effet, des chemins forestiers demeurés fermés pendant 35 ans en Gaspésie présentaient toujours une assise intacte et moins de 22% d'entre eux s'étaient revégétalisés naturellement (SÉPAQ 2014). De tels exemples suggèrent que la fermeture, la déstructuration des assises et la revégétalisation active puisse s'avérer nécessaire à défavoriser les prédateurs et restaurer des habitats de qualité pour le caribou (Finnegan et al. 2018). Dickie et al. (2017a) ont d'ailleurs montré que la vitesse de déplacement des loups sur des lignes sismiques était réduite de 66% lorsque la végétation atteignait 0,5 m de hauteur, et équivalait à celle observée en forêt lorsque la végétation atteignait 4,86 m. De même, des structures linéaires revégétalisées limitaient l'utilisation qui en était faite par l'ours (Tigner et al. 2014).

Toutefois, puisque les efforts de fermeture, déstructuration des assises et revégétalisation des chemins forestiers sont logistiquement complexes et coûteux, il importe d'établir et d'hiérarchiser divers scénarios permettant d'identifier les chemins forestiers à refermer en priorité de manière à réduire la quantité totale de chemins forestiers dans l'aire de répartition d'une population locale et ainsi, atténuer l'impact du réseau routier sur le calcul du niveau de perturbations et ultimement sur la démographie du caribou.

2. SITUATION DU CARIBOU DE VAL-D'OR

Le caribou de Val-d'Or est une population isolée de caribous de l'écotype forestier (ci-après caribou forestier), aussi appelé population boréale de la sous-espèce du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) (COSEPAC 2014). La population de caribous de Val-d'Or – tout comme les autres populations de caribous forestiers – est actuellement désignée « vulnérable » au Québec en regard de la Loi sur les espèces menacées et vulnérables (L.R.Q. c E-12.01), un statut inchangé depuis 2005. À l'échelle canadienne, les populations boréales de caribous des bois – dont la population de Val-d'Or – sont considérées « menacées » (un statut équivalent) selon la Loi sur les espèces en péril (L.C. 2002, ch. 29). Toutefois, à la lumière des critères sous-jacents à la désignation d'un statut du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC), le caribou de Val-d'Or se verrait attribuer un statut beaucoup plus critique s'il était dissocié des autres populations de caribous forestiers (ou populations boréales) retrouvées dans l'aire de répartition continue de cette unité désignable (*sensu* COSEPAC 2011).

En effet, le caribou de Val-d'Or a subi un important déclin dans le nombre d'individus au fil des dernières décennies. Elle représente aujourd'hui une population relique de celle qui existait avant le développement industriel des années 1920-1930 où l'espèce se retrouvait du nord de La Sarre jusqu'au centre de la réserve faunique de La Vérendrye (Équipe de rétablissement du caribou forestier 2013). Suivie de manière épisodique depuis 1955 par divers groupes de biologistes et de manière plus soutenue depuis 1983 par le gouvernement du Québec (c.-à-d. les différents ministères responsables de la faune qui se sont succédés au fil des années), la population de caribous de Val-d'Or est passée de ~75 individus à seulement 7 au cours des 65 dernières années, pour un déclin d'environ 91 % en 65 ans (voir Figure 1).

Tant sur la base des critères de déclin (Critère C) que de taille restreinte de population (Critère D), l'état et la trajectoire démographique de la population de caribous de Val-d'Or suggèrent plutôt un statut « en voie de disparition » (*sensu* COSEPAC 2020), à savoir le statut le plus critique qu'on puisse octroyer à une espèce à l'échelle canadienne. À titre d'exemple, la population de caribous de la Gaspésie-Atlantique s'est vue octroyer ce statut dès 2000, un statut par la suite confirmé en 2002 et en 2014 (COSEPAC 2014).

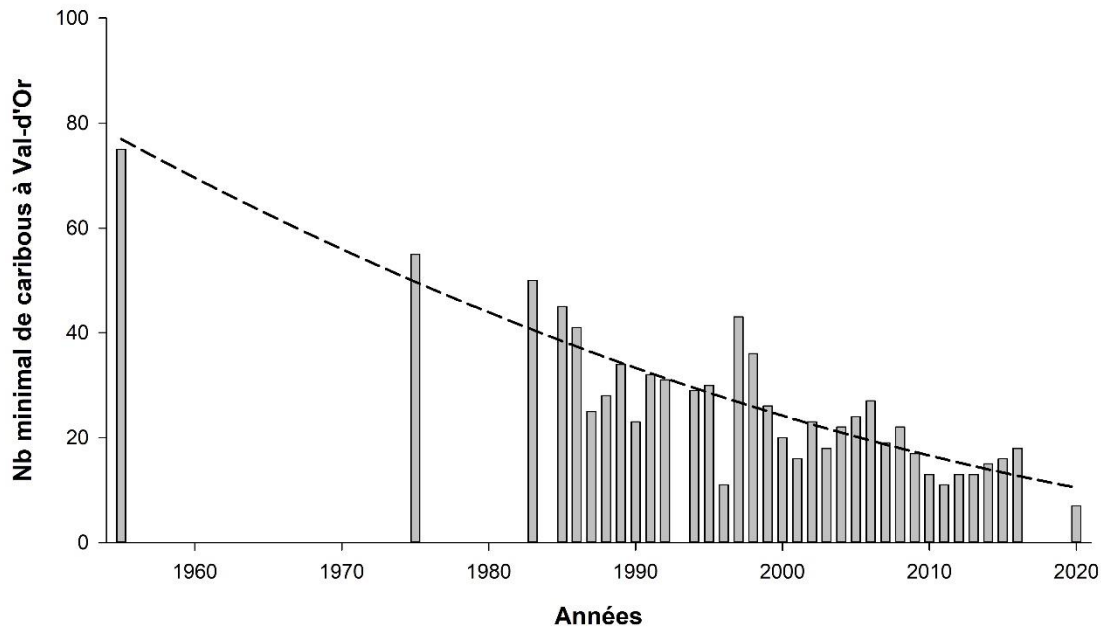


Figure 1. Variation du nombre minimal de caribous dans la population de Val-d’Or entre 1955 et 2020 basé sur les inventaires aériens réalisés par le gouvernement du Québec. La droite de tendance non-linéaire (ligne pointillée noire) illustre la diminution de ~91% de la taille de la population observée en 65 ans. (*source des données*: MFFP)

Bien que les causes du déclin du caribou forestier en général soient bien comprises tant au Canada (voir p. ex. Vors & Boyce 2009; Festa-Bianchet et al. 2011; Environnement Canada 2011, 2012 et de nombreux autres) qu’au Québec (p. ex. Leclerc et al. 2014; Fortin et al. 2015; Losier et al. 2015; Rudolph et al. 2017; Lafontaine et al. 2017, 2019), le déclin de la harde de Val-d’Or n’a pas été spécifiquement étudié avec autant d’attention que les autres populations isolées de caribous au Québec (p. ex. Gaspésie : COSEPAC 2014; Lesmerises et al. 2019; Frenette et al. 2020; Charlevoix : St-Laurent & Dussault 2012; Leblond et al. 2013a,b, 2014, 2016; Johnson & St-Laurent 2019; St-Laurent et al. 2020). Néanmoins, plusieurs observations faites par les biologistes du gouvernement du Québec suggèrent que le taux de recrutement est particulièrement faible (avec par exemple un et trois faons observés en 2005 et 2006), que le taux de gestation est lui aussi faible (11 femelles gravides sur 16 femelles entre 1995 et 2001, soit 69%, et 50% en 2005) malgré quelques bonnes années (p. ex. 7 femelles gravides sur 7 testées en 2008, soit 100%) et que

le taux de mortalité adulte est très élevé (p. ex. 50% de mortalité sur 14 caribous marqués en 2001 et 2002) (M. Paré, comm. pers. rapportés par l'Équipe de rétablissement du caribou forestier 2013).

Plusieurs efforts de conservation ont été déployés au fil des ans pour renverser la forte tendance au déclin. Parmi les stratégies mises de l'avant par le gouvernement du Québec, notons un arrêt de la chasse en 1950, des suivis télémétriques depuis 1986, des plans d'aménagement forestiers depuis 1989, la mise en place d'une équipe de rétablissement en 2014 (auparavant un comité régional depuis 2010), le déploiement d'un programme de contrôle des prédateurs (loup gris, ours noir) en 2011 puis finalement la garde en enclos de femelles gestantes (2014-2015) et de toute la population depuis le printemps 2020. Malgré tous ces efforts, la population n'a cessé de décliner. Elle se trouve depuis près de 40 ans sous le seuil des 50 individus, une référence en écologie de la conservation en-deçà de laquelle les probabilités d'extinction sont très élevées (Franklin 1980), et ce malgré plusieurs exemples de populations de caribous qui ont su persister relativement longtemps sous ce seuil (Environnement Canada 2008). Ce seuil de 50 individus étant davantage théorique qu'applicable à chaque population animale, il importe de l'utiliser avec réserve. En effet, les deux analyses les plus pertinentes à réaliser pour comprendre le devenir potentiel de la population de caribous de Val-d'Or, à savoir une analyse de viabilité de population (voir Frenette 2017 pour le caribou de la Gaspésie; Johnson et al. 2019 pour le caribou de Charlevoix) et une analyse génétique de la taille de population effective (Pelletier et al. 2019 pour le caribou de la Gaspésie) n'ont pas encore été réalisées spécifiquement pour le caribou de Val-d'Or, bien qu'elles s'avèreraient nécessaires à guider la prise de décision.

Les efforts de conservation passés réalisés à Val-d'Or n'ont pas été suffisants pour renverser le déclin amorcé il y a plusieurs décennies; aujourd'hui, force est d'admettre qu'il faut maintenant penser différemment pour être en mesure de protéger cette population isolée de caribous et répondre aux objectifs du plan de rétablissement provincial du caribou forestier, dont certains objectifs réfèrent spécifiquement à la population de Val-d'Or. En effet, le plan vise d'ici 2023 à conserver les habitats propices au caribou forestier (Obj. 1), à maintenir ou augmenter le taux de survie des caribous forestiers (sous-obj. 2.1), à maintenir l'ensemble des hardes et des populations actuelles (sous-obj. 2.3), à obtenir

l'implication des Premières Nations (Obj. 3) et à poursuivre l'acquisition de connaissances (obj. 4) (Équipe de rétablissement du caribou forestier 2013). De plus, un seuil minimal de 50 individus est identifié comme « effectif sécuritaire » pour la population de Val-d'Or. C'est avec ces objectifs et sous-objectifs en tête que le présent mandat a été conçu et que le présent rapport a été réalisé.

3. ÉNONCÉ DU MANDAT ET OBJECTIFS D'ÉTUDE

Le Conseil de la Nation Anishnabe du Lac Simon (ci-après CNALS) a contacté l'Équipe de recherche en gestion de la faune terrestre de l'Université du Québec à Rimouski (UQAR), dirigée par le professeur Martin-Hugues St-Laurent, pour réaliser un projet visant à élargir nos connaissances relatives à l'écologie du caribou de Val-d'Or et à améliorer les pratiques d'aménagement du territoire (dont la gestion de la voirie forestière) où se retrouve le caribou de Val-d'Or.

Plus spécifiquement, le CNALS souhaitait que nous répondions aux objectifs suivants:

- 1) Caractériser les patrons de sélection d'habitat et d'utilisation de l'espace (c.-à-d. la taille des domaines vitaux) des caribous de Val-d'Or à l'aide des données télémétriques disponibles;
- 2) Parmi différents scénarios soumis par le CNALS et ses partenaires, identifier celui à prioriser ainsi que les secteurs où la fermeture de chemins forestiers serait la plus profitable pour restaurer des habitats de qualité et, ultimement, contribuer au rétablissement la population de caribous de Val-d'Or;
- 3) Délimiter les contours d'un habitat essentiel à protéger au bénéfice du caribou de Val-d'Or en intégrant à la fois les données scientifiques disponibles et les connaissances traditionnelles autochtones des Premières nations du Lac Simon, Kitcisakik et Long Point.

En cours de mandat, le CNALS nous a de plus demandé d'intégrer les localisations télémétriques de loups récoltées par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (ci-après MFFP) entre 2018 et 2019 à nos analyses. Nous avons donc pu répondre en plus aux objectifs suivants :

- 4) Caractériser les patrons de sélection d'habitat et d'utilisation de l'espace (c.-à-d. la taille des domaines vitaux) des loups fréquentant l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or à l'aide des données télémétriques disponibles récoltées entre 2018 et 2019;
- 5) Parmi les scénarios de restauration d'habitat à l'étude, identifier le scénario le plus à même de bénéficier au caribou tout en étant défavorable au loup et à la cooccurrence du prédateur et de sa proie.

4. MÉTHODES ET DONNÉES UTILISÉES

4.1. Aire d'étude

L'aire d'étude s'étend entre les latitudes 47,12 – 48,35°N et les longitudes 76,87 – 78,92°O, et se situe majoritairement dans la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue bien qu'une petite partie au sud-est se retrouve en Outaouais (Figure 2). Elle se retrouve essentiellement en forêt publique mais est ponctuée d'habitations et de zones urbaines et péri-urbaines, dont la ville de Val-d'Or et la réserve du Lac Simon. L'aire d'étude a été délimitée de sorte à couvrir en entier l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or (7 598 km²) ici estimée par un polygone convexe minimum (ci-après PCM) à 100% (Mohr 1947) tracé à partir des localisations télémétriques récoltées par le MFFP sur les caribous de Val-d'Or entre 2011 et 2017 (plus de détails à la section 4.2). Cette approche analytique libérale permet également de couvrir la périphérie des secteurs intensément utilisés, afin de bien contextualiser l'habitat potentiellement utilisé ou ultimement restauré. Ainsi nous intégrons en partie l'aire occupée par les loups munis de colliers télémétriques qui s'élevait à 28 934 km² (PCM 100%). De ce fait, l'aire d'étude cartographiée au fil de l'exercice présenté ci-dessous couvre 16 624 km² (Figure 2).

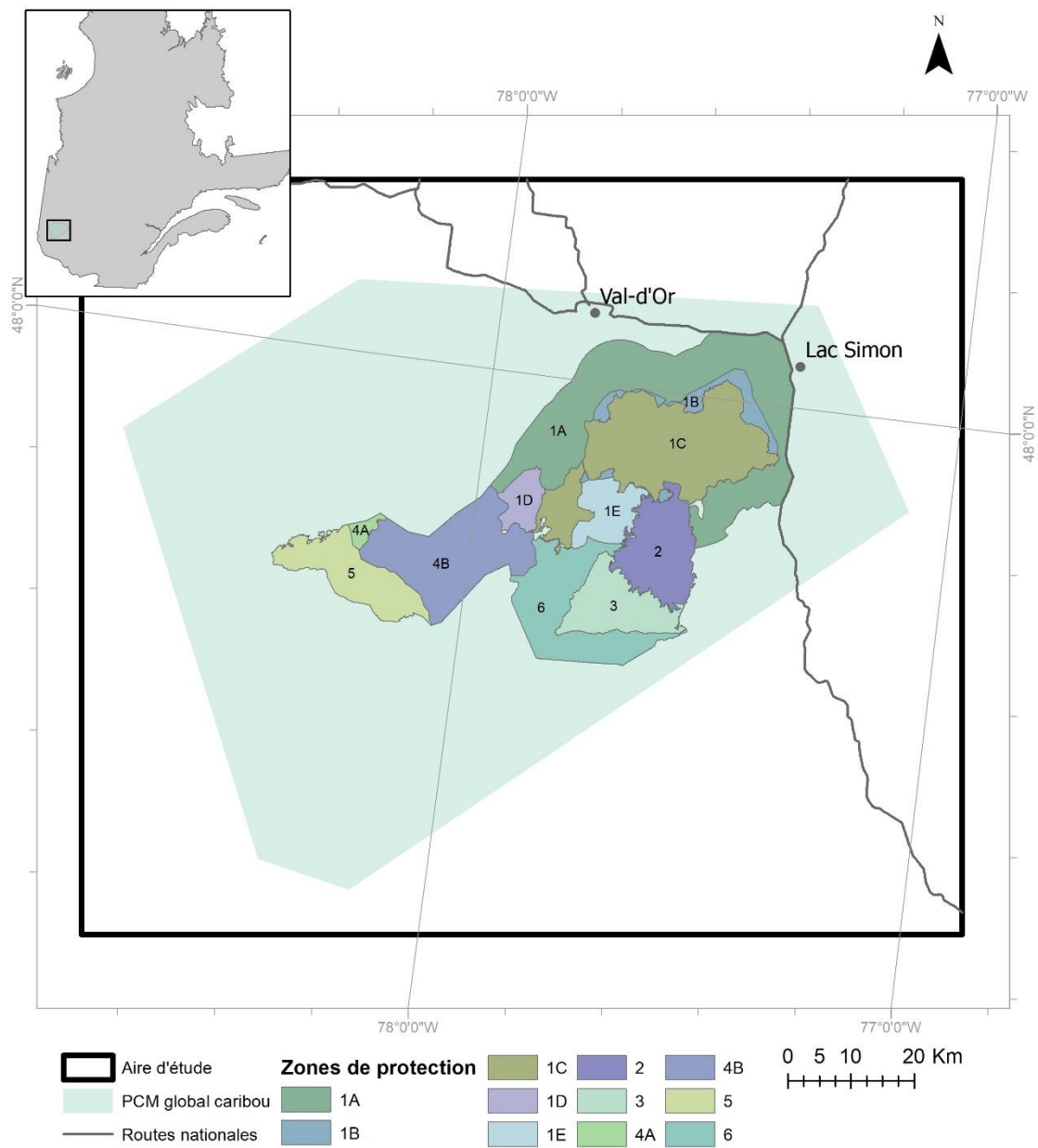


Figure 2. Localisation de l'aire d'étude (carré noir) au Québec (encart en haut à gauche) et dans la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue (carte de droite) où sont représentés le polygone convexe minimum à 100% des localisations de caribous de Val-d'Or (trame bleue), les différentes zones du site faunique, les principales routes nationales ainsi que la ville de Val-d'Or et la Nation Anishnabe du Lac Simon.

L'aire d'étude est représentative de la province naturelle des basses-terres de l'Abitibi et de la baie James et, plus spécifiquement, de la région naturelle de la plaine de l'Abitibi et de l'ensemble physiographique de la Plaine du Lac Sabourin (Gouvernement du Québec 2009). La forêt y est dominée par l'épinette noire (*Picea mariana*), le bouleau blanc (*Betula papyrifera*), le pin gris (*Pinus banksiana*) et dans une moindre mesure le mélèze (*Larix laricina*) et est parsemée d'eskers et de tourbières. L'aire d'étude a été considérablement perturbée au fil des ans, principalement par des perturbations liées à l'aménagement forestier (incluant la voirie forestière) mais également, dans une moindre mesure, par des perturbations naturelles (feux, chablis). Le secteur d'étude se retrouve essentiellement dans l'unité d'aménagement 083-51, mais touche la portion est de l'unité 081-52 et la partie ouest de l'unité 084-51.

À ce jour, l'habitat du caribou de Val-d'Or est soumis à un zonage de protection d'intensité variable² (Figure 2), dont une partie est protégée de manière permanente par deux petites réserves écologiques ainsi que par la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or (Figure 2, zone 1C). Créée en 2009 et d'une superficie de 434 km², cette réserve interdit toute activité industrielle, bien qu'elle ne couvre que ~5,3% de la superficie de territoire utilisée par le caribou de Val-d'Or, laissant par conséquent la majeure partie potentiellement sujette aux perturbations anthropiques. Les autres zones profitent de statuts de protection modulés au gré des différents plans d'aménagement forestier, allant d'une autorisation de récolte dans les zones soumises à des modalités particulières (zones 1A, 1B, 1E, 4B et 6) à des zones de protection intégrale dont le statut peut toutefois être révoqué à tout moment (zones 1D, 2, 3 et 5).

Parmi les autres actions entreprises par le MFFP pour protéger la population, on note la mise en place de plans d'aménagement forestier de l'habitat du caribou de Val-d'Or depuis 1989 (MFFP 2017). Le dernier en lice, couvrant la période 2013 – 2018, s'étendait sur 2 160 km² dont 1 046 km² étaient en protection intégrale (MFFP 2017). Toutefois, un moratoire semble avoir été imposé sur la récolte dans certaines zones du site faunique pourtant éligibles à la coupe au cours des dernières années, potentiellement jusqu'à la parution de la stratégie globale du MFFP, attendue pour 2023. De plus, le gouvernement

² Voir les trames de couleur des zones 1 à 6 incluant des déclinaisons de A à E sur la Figure 2.

du Québec et divers industriels forestiers ont obtenu (ou visé à obtenir) diverses certifications environnementales (p. ex. ISO 14001, FSC) favorisant l'adoption de pratiques plus conformes au maintien d'espèces désignées menacées ou vulnérables.

Néanmoins, de telles mesures apparaissent trop tardivement lorsque l'on considère le niveau de perturbation (*sensu* Environnement Canada 2011) extrêmement élevé actuellement rencontré dans l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or (voir les coupes et structures linéaires présentes; Figure 3), un constat déjà fait par le gouvernement du Québec (MRN 2013). À l'aide d'une reconstitution des perturbations anthropiques et naturelles survenues entre 2011 et 2017 dans l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or, St-Laurent et al. (2020) ont montré que le niveau de perturbation variait entre 79 et 83% (voir Figure 4), plaçant la population dans une zone où les probabilités d'autosuffisance sont très faibles et où des mesures de restauration de l'habitat doivent être déployées (de concert avec d'autres mesures extrêmes de conservation; *sensu* Hayek et al. 2016; Johnson et al. 2019).

4.2. Suivi télémétrique

Les différentes analyses réalisées dans le présent mandat s'appuient sur les données télémétriques GPS de caribous de Val-d'Or récoltées entre 2011 et 2017 (ainsi que les cartes écoforestières correspondantes à ces périodes). Nous avons ainsi utilisé les données récoltées sur 9 caribous différents et 26 individus-année (car certains individus ont été suivis sur plus d'une année) qui avaient en moyenne 531 (± 191 écart-type) localisations GPS par individu-année. Afin de mieux comprendre l'influence potentielle des différents scénarios sur le caribou de Val-d'Or, nous avons également utilisé les données télémétriques récoltées sur 9 loups gris entre 2018 et 2019 (donc 9 individus-année), bénéficiant en moyenne de 1 620 ($\pm 1 027$ écart-type) localisations GPS par individu-année. Les premiers jours de suivis ont été retirés de manière à enlever le comportement différent associé aux travaux de capture (suivant Bédard et al. 2020). Conformément aux normes en vigueur, les protocoles de capture et de manipulation ont été approuvés par le comité de bons soins des animaux du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, propriétaire des données télémétriques.

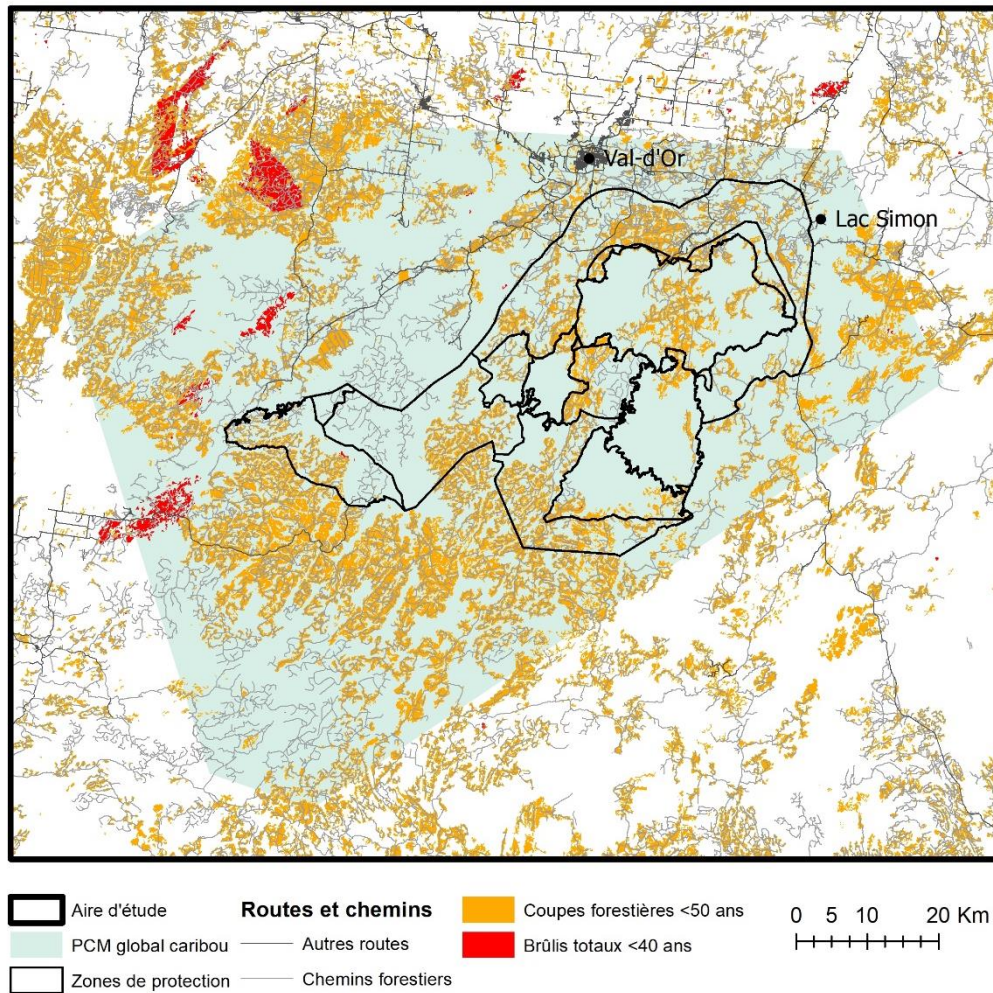


Figure 3. Répartition des coupes forestières de ≤ 50 ans (orange), des feux de ≤ 40 ans (rouge) et des structures linéaires (routes pavées en gris foncé, chemins forestiers en gris pâle) présentes dans l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or (polygone bleu, déterminé à l'aide des données télémétriques 2011 – 2017 et circonscrit à l'aide d'un PCM à 100%) et dans sa périphérie immédiate, suivant une mise à jour de la carte écoforestière et du Routard de 2018. Les contours des différentes zones du site faunique (lignes noires) sont également présentés.

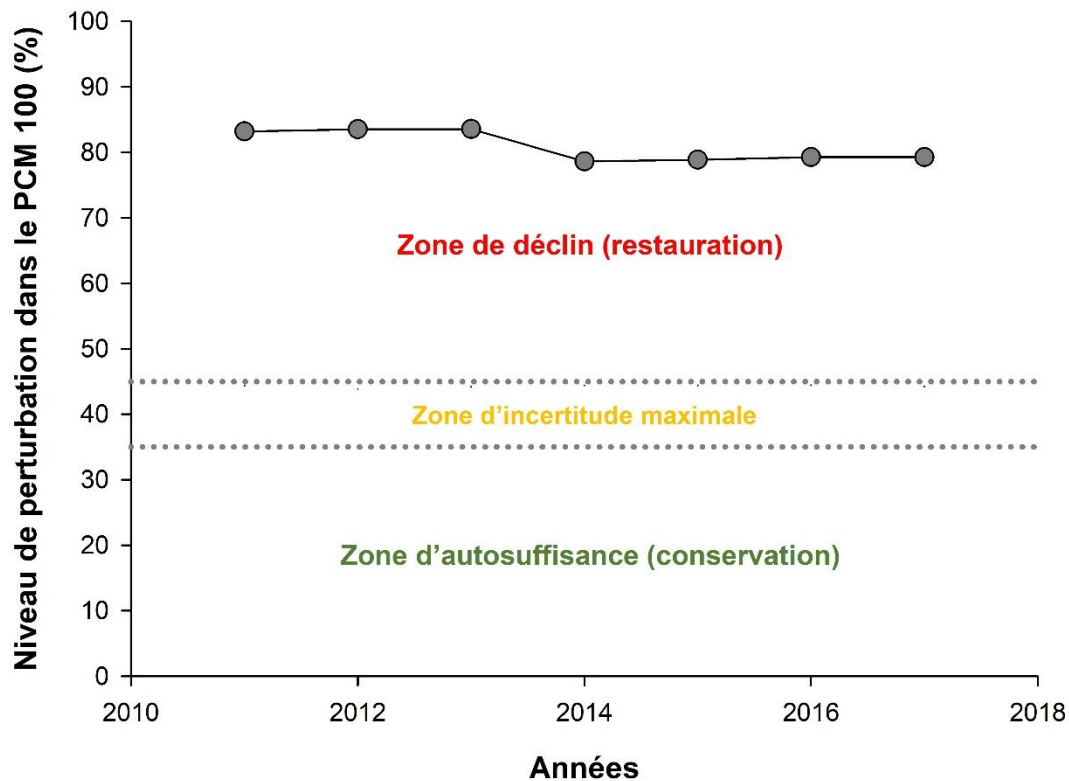


Figure 4. Variation du niveau de perturbations dans l'aire de répartition de la population de caribous de Val-d'Or entre 2011 et 2017 circonscrite à l'aide d'un polygone convexe minimum (PCM) à 100% défini avec les localisations télémétriques GPS récoltées entre 2011 et 2017. Le taux de perturbations a été calculé suivant l'approche d'Environnement Canada (2011) et montre ci-dessus les zones d'autosuffisance, d'incertitude maximale et de déclin des populations boréales de caribous des bois. (Adapté de St-Laurent et al. 2020)

4.3. Analyses géomatiques et statistiques

4.3.1. *Patrons d'utilisation de l'espace et de sélection d'habitat*

Pour chaque individu, le domaine vital a été circonscrit à l'aide d'un PCM à 100%, et la taille a été exprimée en km². Les données télémétriques ont ensuite servi à construire des fonctions de sélection des ressources (ci-après RSF, pour *Resources selection functions*; Manly et al. 2002) contrastant les localisations télémétriques de chaque individu à autant de points aléatoires tirés dans chaque domaine vital annuel individuel (c.-à-d. PCM à 100 %) à l'aide de différentes variables indépendantes. Une RSF est une régression

logistique mixte dans laquelle on considère l'individu-année en facteur aléatoire afin d'éviter la pseudoréplication (aussi appelé pseudo-répétition; Gillies et al. 2006).

À partir de la carte écoforestière du Québec, nous avons caractérisé le paysage en catégories d'habitat suivant les connaissances déjà acquises sur le comportement du caribou forestier au Québec (p. ex. Hins et al. 2009; Faille et al. 2010; Leclerc et al. 2012, 2014; Losier et al. 2015; Lafontaine et al. 2017). Nous avons visé à utiliser les mêmes catégories d'habitat pour le caribou que pour le loup, afin de simplifier les comparaisons et l'interprétation. Ainsi, pour le caribou, les 9 catégories suivantes ont été utilisées: Autre/humain, Perturbations totales 0-20 ans, Dénudés humides, Eau, Peuplements feuillus/mixtes 50-120 ans, Ouvert non-régénéré³, Parterres en régénération 20-50 ans, Peuplements résineux 50-70 ans, Peuplements résineux 90-120 ans/dénudés secs. Cependant, pour les analyses sur le loup, seulement 8 catégories ont été utilisées, puisque les catégories « Perturbations totales 0-20 ans » et « Ouvert non-régénéré » ont dû être fusionnées, étant trop faiblement représentées. Par conséquent, les 8 catégories utilisées dans les analyses de loup étaient: Autre/humain, Perturbations totales 0-20 ans (incluant ouvert non-régénéré), Dénudés humides, Eau, Peuplements feuillus/mixtes 50-120 ans, Parterres en régénération 20-50 ans, Peuplements résineux 50-70 ans et Peuplements résineux 90-120 ans/dénudés secs.

Pour chaque localisation GPS et chaque point aléatoire, nous avons extrait de la carte écoforestière et d'un modèle numérique d'élévation les informations suivantes : la catégorie d'habitat sous le point, l'altitude et la distance minimale à un chemin forestier ou une route pavée. Puisque certaines distances pouvaient s'avérer très grandes (> 10 km), et par souci d'identifier à quel seuil le caribou de Val-d'Or répondait davantage à la présence de la voirie forestière, nous avons transformé les distances euclidiennes minimales en distances déclinantes suivant Carpenter et al. (2010), selon la formule $e^{-\alpha d}$, où d représente la distance (en m) entre une localisation et le chemin forestier le plus proche, et α variait entre une série de valeurs permettant le déplacement du seuil de plafonnement de l'effet d'un chemin (voir un exemple à la Figure 5). Les différentes valeurs de α testées étaient

³ Les peuplements « ouverts non-régénérés » correspondent à des habitats où une perturbation (naturelle ou anthropique) a ouvert la canopée sans qu'une régénération ne s'y soit réinstallée.

100, 200, 350, 500, 750 et 1000, pour des valeurs seuils de plafonnement équivalent à 965 m, 1930 m, 3860 m, 6755 m, 9748 m, 14 622 m et 19 496 m. Nous avons par la suite sélectionné la meilleure valeur de alpha à l'aide du critère théorique d'information d'Akaike corrigé pour de petits échantillons (ci-après AIC_C; Burnham & Anderson 2002) en intégrant toujours les catégories d'habitat au modèle.

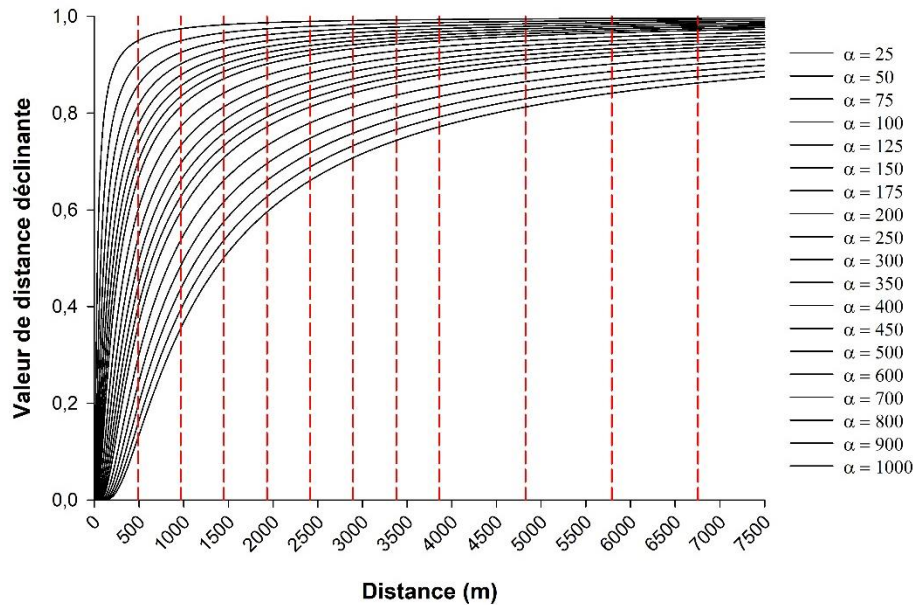


Figure 5. Relation entre une valeur de distance déclinante (en ordonnée) et une distance euclidienne (en abscisse) pour différentes valeurs de constante alpha (α) illustrant la position du plafonnement de la relation (lignes verticales rouges pointillées) à différentes distances euclidiennes. Ainsi, par exemple, l'utilisation d'une valeur d'alpha de 100 fait plafonner la relation à partir de 965 m, signifiant que l'effet sur le comportement d'un individu de la variable de distance déclinante au chemin le plus près ne change presque plus au-delà de 965 m.

Nous avons par la suite testé différents modèles candidats comprenant les différentes catégories d'habitat (sauf les « Dénudés humides » qui a été utilisée comme catégorie de référence avec un ratio utilisation/disponibilité s'approchant de la sélection neutre; U/D = 0,902 pour les caribous et « Eau » qui a été utilisé comme catégorie de référence pour les loups U/D=0, 892) en combinaison avec l'altitude et/ou soit la distance euclidienne à un chemin, soit la distance déclinante à un chemin en considérant l'une des valeurs d'alpha testées.

Nous avons utilisé le facteur d'inflation de la variance (ci-après VIF) ainsi que l'indice de condition (IndC) comme tests de multicollinéarité entre les variables indépendantes considérées, en respectant un seuil maximal de 4 pour le VIF et de 10 pour l'indice de condition (Graham 2003). En raison de problèmes de multicollinéarité, nous avons retiré l'altitude (qui variait peut, de 270 à 471 m dans l'aire d'étude) ainsi que la distance déclinante transformée avec une valeur alpha (α) de 50. Sans ces deux variables, les prémisses d'absence de multicollinéarité étaient respectées tant pour le caribou (VIF < 1,501; IndC < 9,592) que pour le loup (VIF < 2,996; IndC < 8,253). Les modèles ont été mis en compétition à l'aide du critère théorique d'AIC_c (Burnham & Anderson 2002), la plus petite valeur d'AIC_c identifiant le modèle le plus parcimonieux. Afin de valider la robustesse des modèles les plus parcimonieux pour chacune des deux espèces, nous avons réalisé une validation croisée en utilisant 75 % des individus pour le calcul des coefficients et 25 % pour la validation (Boyce et al. 2002). Nous avons ensuite fait une moyenne des coefficients de corrélation de Spearman des 10 itérations obtenues.

4.3.2. Impact des scénarios d'aménagement ou de restauration sur la probabilité d'occurrence relative

Suivant Boyce et al. (2002), nous avons utilisé l'équation du modèle de fonction de sélection des ressources le plus parcimonieux pour cartographier (indépendamment) la probabilité d'occurrence relative des caribous et des loups en format matriciel (pixels de 25 x 25 m), et avons utilisé ces cartes comme *proxy* de la qualité relative d'habitat. Les probabilités relatives d'occurrence ont été standardisées entre 0 et 1, de sorte qu'un pixel présentant une probabilité d'occurrence relative égale à 1 représentait un pixel pour lequel l'arrangement des habitats (naturels et/ou perturbés) et des structures linéaires était le plus favorable à la présence de l'espèce étudiée dans l'aire d'étude, c.-à-d. un pixel identifié par la régression logistique où une localisation télémétrique GPS devrait être observée. Au contraire, un pixel présentant une probabilité d'occurrence relative de 0 était un pixel pour lequel la probabilité de retrouver une localisation télémétrique s'avérait nulle selon le modèle le plus parcimonieux, alors que la probabilité d'y retrouver un point aléatoire était maximale.

Cette approche s’inspire des travaux de Hansen et al. (2001), qui ont étudié les changements de qualité d’habitat pour une population de caribous en Colombie-Britannique, ainsi que sur d’autres travaux réalisés par l’Équipe de recherche en gestion de la faune terrestre de l’UQAR (p. ex. Boudreau 2017; St-Laurent et al. 2018). Nous avons donc cartographié les fonctions de sélection des ressources de chaque espèce à l’aide de la carte écoforestière 1 : 20 000 du MFFP mise à jour en 2018 (c.-à-d. la plus récente disponible au moment de réaliser nos analyses) pour l’aire de répartition du caribou de Val-d’Or afin d’obtenir le portrait *actuel* de qualité d’habitat pour la région et ce, pour chacune des deux espèces (caribou et loup).

Nous avons par la suite recartographié la probabilité d’occurrence relative du loup et du caribou de Val-d’Or suivant sept scénarios. Certains scénarios représentaient des aménagements forestiers projetés par l’industrie alors que d’autres réfèrent à des initiatives potentielles de restauration soumises par la Nation Anishnabe du Lac Simon (Figure 6).

Scénario 1: Réalisation de coupes forestières supplémentaires près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique;

Scénario 2: Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique;

Scénario 3: Restauration de peuplements forestiers dans la zone 1C;

Scénario 4: Fermeture et revégétalisation des chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate;

Scénario 5: Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate;

Scénario 6: Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1E;

Scénario 7: Restauration de chemins dans les zones 1A, 1B, 1C et 1E du site faunique (tel qu’identifiés lors de la consultation de 2019).

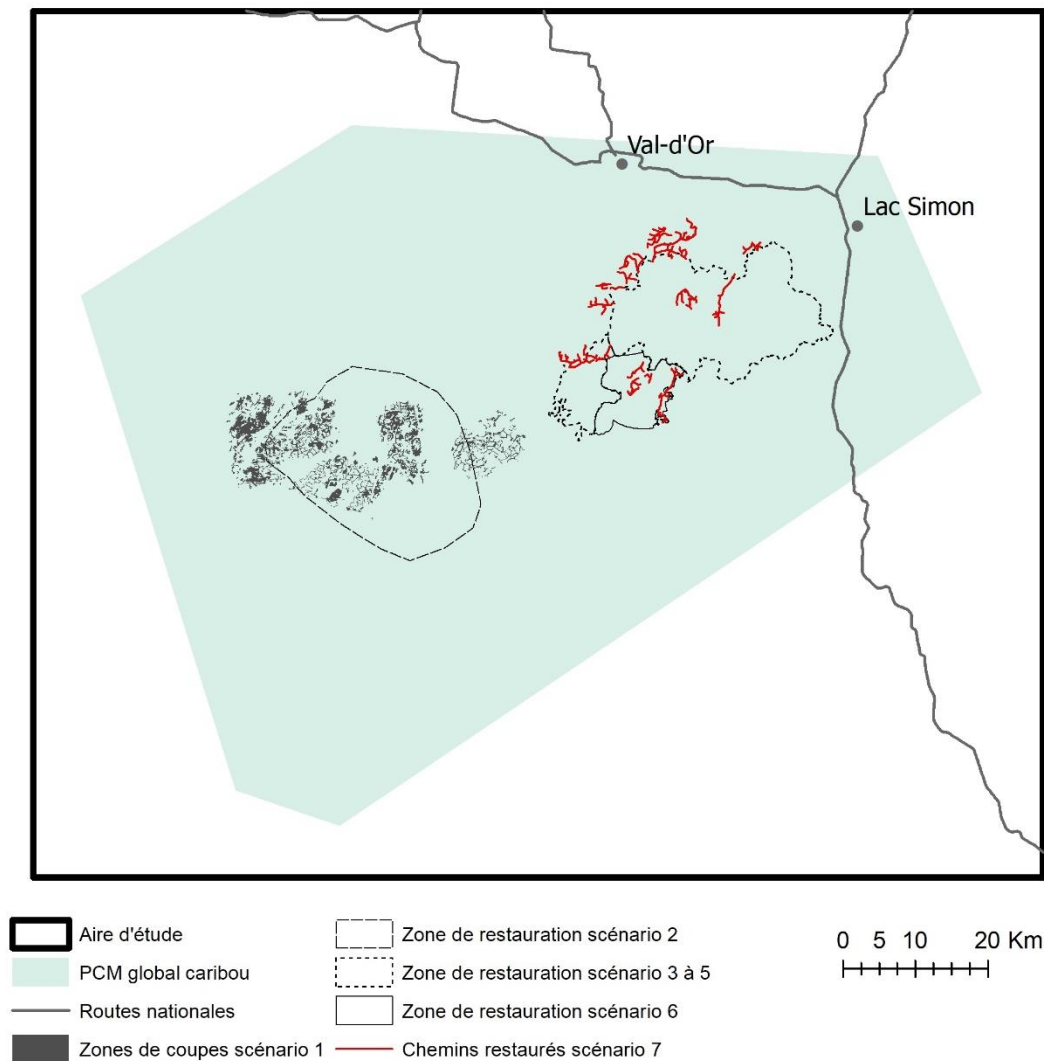


Figure 6. Présentation des différents scénarios d'aménagement (#1) et de restauration d'habitat du caribou de Val-d'Or (#2 à #7) considérés dans la présente étude.

Pour les scénarios comportant une restauration des chemins, nous avons éliminé les chemins du paysage et avons recalculé la distance minimale au chemin et la fonction déclinante avant de recalculer la résultante en qualité d'habitat à l'échelle de l'aire d'étude, pour chacune des deux espèces. Il s'agit d'une modification simulée puisqu'en réalité il est très peu probable que tous les chemins soient refermés en peu de temps, leur restauration complète pouvant prendre plusieurs années. Pour le scénario d'aménagement (#1), nous avons transformé, dans les zones concernées, les habitats éligibles à la coupe (c.-à-d.

Peuplements feuillus/mixtes 50-120 ans, Peuplements résineux 50-70 ans, et Peuplements résineux 90-120 ans) en Perturbations totales 0-20 ans. Pour les scénarios de restauration des peuplements, nous avons converti les polygones d'habitat de Perturbations totales 0-20 ans en polygones Peuplements feuillus/mixtes 50-120 ans ou en Peuplements résineux 90-120 ans/dénudés secs selon si à l'origine le polygone était dans un peuplement feuillu, mixte ou résineux. Ainsi, nous avons simulé différents scénarios de restauration des polygones de perturbations en les rapportant à (une estimation de) leur état précédent les interventions forestières. Il importe ici de spécifier qu'en aucun cas, nous ne modélisons la trajectoire réellement attendue de régénération de la forêt, ce qui nécessite des compétences très distinctes de notre expertise. Par conséquent, nous avons considéré que les (rares) forêts matures subsistant dans l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or attendraient ou demeurerait à un stade de forêt mature ou surannée tel qu'observé dans des forêts de première venue, exemptes de perturbations anthropiques ou naturelles.

De plus, aucun des scénarios de restauration (#2 à #7) n'offrait un résultat « instantané » puisque si la décision était prise d'appliquer un scénario de restauration d'habitat impliquant une perturbation récente (p. ex. coupe de 5 ans), une période de temps importante (dans cet exemple, 85 à 115 ans) serait en réalité nécessaire pour l'atteinte de l'état de forêt mature (c.-à-d. 90-120 ans) prédit par la simulation. Ainsi, les différents scénarios identifiés ne constituent en aucun cas une stratégie de conservation d'urgence⁴ mais plutôt un outil de priorisation d'interventions parmi une gamme de scénarios potentiellement envisageables. À ce titre, les scénarios de restauration ne se substituent en rien à des mesures d'urgence telles que la garde en captivité, la reproduction assistée, le contrôle des prédateurs et la translocation d'individus (voir la section *Conclusions et recommandations*).

Pour chaque espèce, la valeur de probabilité d'occurrence relative (POccR) de chaque pixel de la carte actuelle a été soustraite de la valeur de probabilité d'occurrence relative du même pixel pour chacune des cartes qui représentaient l'effet des scénarios d'aménagement ou de restauration. Les cartes résultantes représentaient donc les différences de probabilité d'occurrence relative suivant l'application du scénario et

⁴ C'est-à-dire qui porterait fruit en quelques années.

reflétaient les gains de qualité relative d’habitat (si la probabilité d’occurrence relative est plus élevée après restauration qu’avant) et les pertes de qualité relative d’habitat (si la probabilité d’occurrence relative est plus basse après restauration qu’avant) découlant des différents scénarios de restauration. Une valeur nulle (ou près de zéro) s’obtient quand, à l’échelle d’un pixel, aucun changement ne résulte de l’application d’un scénario. Le tout est résumé dans l’équation suivante :

$$\text{Différence de POccR} = \text{POccR}_{\text{scénario}} - \text{POccR}_{\text{actuelle}}$$

Par la suite, les valeurs minimales, moyennes et maximales des différences mesurées à l’échelle des pixels entre les deux cartes ainsi que la variabilité des différences (estimée à l’aide de l’écart-type) ont été calculées et rapportées à l’échelle des compartiments d’organisation spatiale (ci-après COS). En calculant la différence moyenne des valeurs de probabilité d’occurrence pour un COS, nous pouvons identifier les COS où la probabilité d’occurrence relative – comme proxy de la qualité relative d’habitat – serait la plus élevée pour une espèce d’intérêt suivant un scénario x et ainsi hiérarchiser les COS selon leur qualité d’habitat relative potentielle.

Bien entendu, la différence minimale ou maximale mesurée à l’échelle d’un pixel dans un COS n’est pas essentielle pour orienter la prise de décision comparativement à la valeur moyenne, mais ces deux valeurs informent bien (tout comme l’écart-type) du degré de variabilité présente à l’intérieur des COS en termes de gain ou de perte de probabilité d’occurrence relative (c.-à-d. proxy de la qualité d’habitat). Toutefois, il importe de garder en tête que la valeur moyenne est très inertielle, étant dépendante de l’étendue de valeurs et de leur distribution de fréquence. Cette approche permet toutefois de déterminer la quantité et la position des habitats considérés de bonne qualité, en s’inspirant de l’approche préconisée par Falcucci et al. (2009) pour l’ours brun Marsicain (*Ursus arctos marsicanus*) et réutilisée par Boudreau (2017) et par St-Laurent et al. (2018) pour le caribou de la Gaspésie, le coyote et l’ours noir.

Finalement, afin de faciliter l’identification des COS où les conditions d’habitat après restauration seraient les plus favorables au caribou et défavorables au loup (ce qui est

l'objectif visé), nous avons créé un indice de priorité. Cet indice s'appuie sur le rang des COS en termes de gains potentiels décroissants de probabilité d'occurrence relative pour le caribou (c.-à-d. les COS où le gain moyen est le plus élevé ont un rang près de 1) et le rang des COS en termes de pertes potentielles croissantes de probabilité d'occurrence relative pour le loup (c.-à-d. les COS où la perte moyenne est la plus élevée ont un rang près de 1). L'utilisation des rangs plutôt que des valeurs absolues de gains et de pertes vise à atténuer l'impact des valeurs extrêmes de gains en probabilité d'occurrence relative tout en permettant l'intégration des valeurs issues de fonctions de sélection des ressources réalisées sur des bases de données différentes, pour des espèces différentes, ce qui est impossible avec les valeurs absolues. Par la suite, nous avons pondéré la valeur du rang pour chaque espèce par un facteur de 2 pour le caribou et de 1 pour le loup, de manière à prioriser les COS les plus favorables au caribou. Cet indice permet d'identifier les COS où les efforts de restauration de l'habitat du caribou seraient les plus profitables au caribou tout en étant défavorables au loup, et a été calculé pour chacun des scénarios à l'étude.

L'indice de priorité se calcule selon la formule suivante et offre une valeur élevée aux COS à prioriser pour les efforts de restauration :

$$\text{Indice} = [(2 / R_{\text{Caribou}}) + (1 / R_{\text{Loup}})]$$

où R_{Caribou} représente le rang du COS pour le gain moyen en probabilité d'occurrence relative pour le caribou et R_{Loup} représente le rang du COS pour la perte moyenne en probabilité d'occurrence relative du loup, de sorte à maximiser les COS où le gain en qualité relative d'habitat serait maximal pour le caribou et où la perte en qualité relative d'habitat serait maximale pour le loup.

Contrairement à St-Laurent et al. (2018), nous n'avons pas pondéré cet indice par la distance séparant chaque COS du cœur de l'habitat utilisé par le caribou de Val-d'Or, afin de prendre en compte le comportement de fidélité au site des caribous (voir Faille et al. 2010; Lafontaine et al. 2017), puisque l'aire d'étude s'est avérée très restreinte et calquée sur les habitats récemment utilisés par le caribou de Val-d'Or (à tout le moins, avant sa mise en enclos durant l'hiver 2020).

4.3.3. Impact des scénarios d'aménagement ou de restauration sur le niveau de perturbation dans l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or

Nous avons par la suite calculé l'impact qu'auraient les différents scénarios d'aménagement ou de restauration de l'habitat du caribou de Val-d'Or sur le niveau de perturbation tel que défini par Environnement Canada (2011). Pour ce faire, nous avons ajouté une zone tampon de 500 m de part et d'autre des structures linéaires (routes pavées et chemins forestiers) ainsi qu'autour des coupes forestières de ≤ 50 ans. Nous avons de plus considéré comme perturbés les polygones de brûlis totaux de ≤ 40 ans, sans toutefois leur attribuer de zone tampon en périphérie (*sensu* Environnement Canada 2011). Les trois polygones perturbés en résultant étaient par la suite dissous de manière à s'assurer que des polygones perturbés qui se superposaient ne soient pas considérés plus d'une fois dans le calcul du niveau de perturbation. Ce dernier était obtenu en divisant la superficie du polygone perturbé dissous par la superficie de l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or, et rapporté en pourcentage. Nous avons donc calculé le niveau de perturbation actuel (tel que défini avec la carte écoforestière de 2018) et celui qui aurait été obtenu pour chacun des scénarios d'aménagement (#1) ou de restauration (#2 à 7) de l'habitat du caribou de Val-d'Or considérés dans la présente étude, à des fins comparatives.

4.3.4. Délimitation de l'habitat essentiel et du corridor de connectivité

Finalement, l'atteinte de l'objectif #3 s'est appuyé sur l'identification des habitats à fort potentiel ($> 75\%$ de probabilité d'occurrence relative et > 500 ha en taille) qui ont été identifiés à l'aide de la fonction de sélection des ressources du caribou appliquée aux conditions d'habitat actuelles sur l'ensemble de l'aire d'étude. Par la suite, nous avons circonscrit la zone dans laquelle se trouvaient des habitats à fort potentiels à l'aide d'un PCM à 100%, puis avons fusionné ce PCM à 100% à celui qui ceinturait les localisations de caribous récoltées entre 2011 et 2017. Nous avons également souhaité intégrer certaines zones et informations considérées favorables au caribou et identifiées par les membres de la Première Nation du Lac Simon que nous avons rencontrés lors de la visite terrain d'octobre 2019. Le polygone qui en a résulté a été considéré comme une limite souhaitable pouvant représenter l'habitat essentiel du caribou de Val-d'Or.

Nous avons ensuite isolé trois possibilités de corridors de connectivité entre la zone de protection 1C et la zone restaurée dans le Scénario #2, de manière à tester quel corridor permettrait de faciliter la restauration d'une connectivité fonctionnelle élevée favorable aux déplacements du caribou de Val-d'Or. Les trois corridors ont ensuite été comparés selon leur valeur de probabilité d'occurrence relative actuelle et sélectionnés de sorte à optimiser la valeur de probabilité d'occurrence relative (comme *proxy* de la fluidité au mouvement; voir Laliberté & St-Laurent 2020) avec un minimum d'efforts de restauration des conditions d'habitats favorables, toujours à l'aide de la fonction de sélection des ressources développée ci-haut. La longueur du corridor a également été considérée de manière à favoriser un trajet le plus direct possible.

5. RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.1. Patrons d'utilisation de l'espace

La taille des domaines vitaux des caribous de Val-d'Or estimée à l'aide d'un PCM à 100% appliqué sur les localisations télémétriques récoltées entre 2011 et 2017 variait de 112 à 3 672 km², pour une taille moyenne de $1\,194 \pm 1\,188$ km² (écart-type) (Figure 7). Ces domaines vitaux sont en moyenne plus grands que ceux notés chez le caribou de Charlevoix et du Saguenay, et légèrement plus petits que ceux notés sur la Côte-Nord dans l'étude de Faille et al. (2010) qui a utilisé une approche de délimitation similaire.

En comparaison, la taille des domaines vitaux des loups suivis entre 2018 et 2019 variait entre 753 et 6 363 km², alors que la taille moyenne était de $2\,869 \pm 1\,985$ km² (écart-type), soit 2,4 fois plus grand (en moyenne) que les domaines vitaux de caribous (Figure 8). Cette taille est plus grande que celle observé par Mattisson et al. (2013) en Scandinavie mais représentative de ce qui peut être attendu d'un grand carnivore. Il importe toutefois de se rappeler que la taille du domaine vital est influencée par plusieurs facteurs (McLoughlin & Ferguson 2000) dont le sexe, l'âge, le statut reproducteur, la disponibilité des ressources et les perturbations de l'habitat (p. ex. Beauchesne et al. 2014).

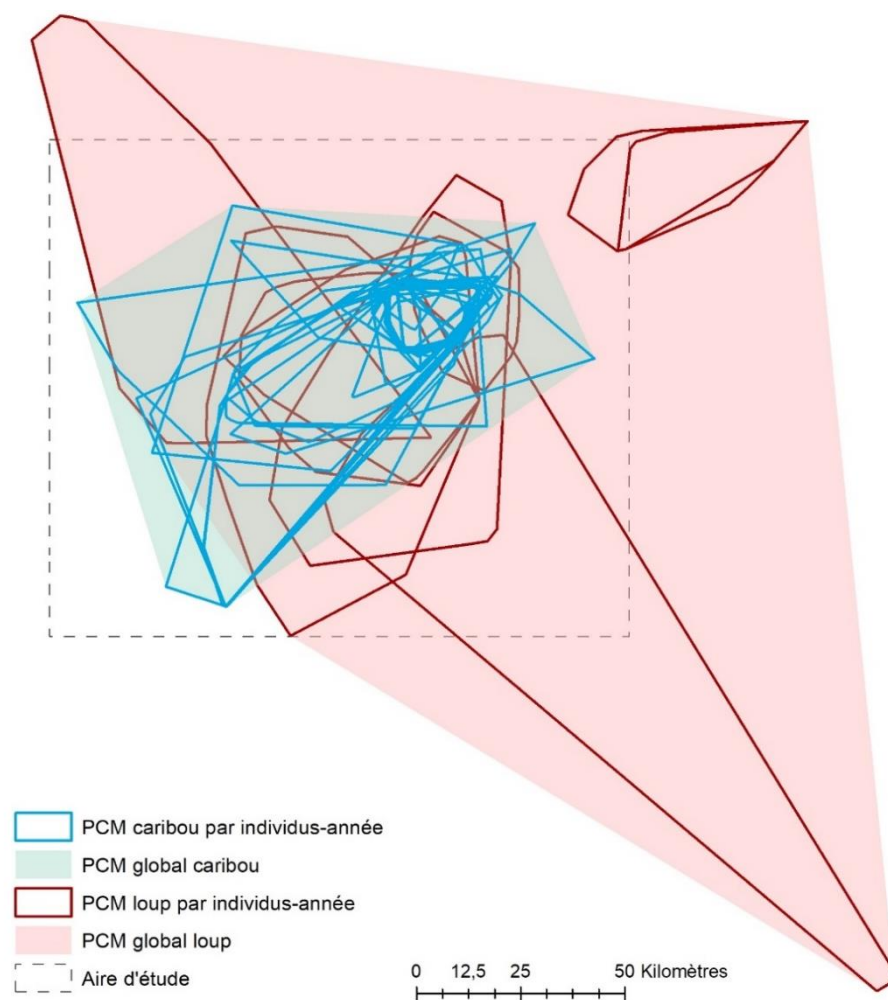


Figure 7. Contours des domaines vitaux des 9 caribous de Val-d'Or suivis par télémétrie GPS entre 2011 et 2017 et des 9 loups suivis dans la même aire d'étude entre 2018 et 2019; les domaines vitaux ont été circonscrits à l'aide de PCMs à 100% sur la durée des suivis pour chaque combinaison individu-année chez le caribou (min.: 2,8 mois, max.: 11,8 mois, moyenne : 7,7 mois) ou chaque individu pour le loup (min.: 2,5 mois, max.: 13,7 mois, moyenne : 7,0 mois).

5.2. Patrons de sélection d'habitat

Le modèle le plus parcimonieux pour expliquer les patrons de sélection d'habitat du caribou de Val-d'Or était le modèle qui intégrait les différentes catégories d'habitat ainsi qu'une fonction déclinante de distance minimale à un chemin forestier, transformée à l'aide d'une valeur alpha $\alpha = 100$ (pour un plafonnement de la fonction à ~965 m). Le modèle qui ne considérait pas l'effet des chemins forestiers se classait mal par rapport au modèle le plus parcimonieux ($\Delta AIC_c = 167,31$; Tableau 1). Cette observation traduit bien

l'importance des routes et chemins forestiers comme perturbation importante pour le comportement du caribou forestier, un constat fait dans plusieurs études à ce jour au Québec (p. ex. Leblond et al. 2011, 2013a,b; Dussault et al. 2012; Leclerc et al. 2012; Beauchesne et al. 2013, 2014).

Sur une base annuelle et à l'échelle de son domaine vital, le caribou de Val-d'Or évitait les plans d'eau et les peuplements « autres/humain » et sélectionnait les peuplements ouverts non-régénérés (donc perturbés mais qui ne se sont pas régénérés), résineux de 50-70 ans, de 90-120 ans et les dénudés secs (Tableau 2). Un évitement marginalement significatif (noté par un intervalle de confiance à 95% asymétrique autour du zéro) a été noté face aux perturbations totales de 0-20 ans et aux parterres en régénération de 20 à 50 ans, ainsi qu'une sélection neutre des peuplements feuillus ou mixtes de 50-120 ans (Tableau 2). Point important, le caribou de Val-d'Or évitait la proximité des chemins forestiers de manière marquée en-deçà de 965 m des chemins. Ce modèle, le plus parcimonieux, s'est avéré très bien ajusté aux données et robustes suite à l'exercice de validation croisée, avec un r_s de $0,897 \pm 0,019$ (écart-type; Tableau 2). Tous ces résultats concordent avec ce que d'autres études ont remarqué à ce jour comme patrons de sélection d'habitat pour le caribou forestier au Québec (p. ex. Hins et al. 2009; Briand et al. 2009; Moreau et al. 2012; Leclerc et al. 2012, 2014; Losier et al. 2015; Leblond et al. 2011, 2013a,b, 2016; Lafontaine et al. 2017, 2019) et témoignent des réponses de type « compromis » que font les caribous de Val-d'Or dans un habitat fortement perturbé.

Tout comme pour le caribou, le modèle le plus parcimonieux permettant d'expliquer les patrons de sélection d'habitat du loup gris dans l'aire d'étude était le modèle basé sur les différentes catégories d'habitat et une fonction déclinante de distance minimale à un chemin forestier ($\alpha = 100$; Tableau 3). Encore une fois, le modèle qui ne considérait pas l'effet des chemins forestiers performait très mal, se classant de loin bon dernier des huit modèles candidats testés (Tableau 3).

Tableau 1. Classement des différents modèles candidats considérés pour décrire les patrons de sélection d’habitat des 9 caribous de Val-d’Or (26 individus-année) suivis par télémétrie GPS entre 2011 et 2017. Les modèles 2 à 8 considèrent l’influence de la distance minimale à un chemin forestier de différentes manières, à l’aide d’une distance euclidienne (modèle #2) ou de distances déclinantes (*sensu* Carpenter et al. 2010) dont le niveau de plafonnement (seuil alpha α) varie entre 100 et 1000 (modèles #3 à 8).

Modèle #	Variables	k	ΔAIC_c
1	Catégories d’habitat	8	167,31
2	Catégories d’habitat + distance minimale à un chemin (euclidienne)	9	164,36
3	Catégories d’habitat + distance déclinante à un chemin ($\alpha = 100$)	9	0,00
4	Catégories d’habitat + distance déclinante à un chemin ($\alpha = 200$)	9	81,37
5	Catégories d’habitat + distance déclinante à un chemin ($\alpha = 350$)	9	135,79
6	Catégories d’habitat + distance déclinante à un chemin ($\alpha = 500$)	9	157,58
7	Catégories d’habitat + distance déclinante à un chemin ($\alpha = 750$)	9	168,49
8	Catégories d’habitat + distance déclinante à un chemin ($\alpha = 1000$)	9	168,94

Tableau 2. Coefficients⁵ (β) du modèle de sélection d'habitat annuel du caribou de Val-d'Or le plus parcimonieux pour le suivi télémétrique de 2011 à 2017. La catégorie d'habitat « Dénudés humides » a été utilisée comme catégorie de référence en raison de son rapport utilisation/disponibilité près de la sélection neutre ($U/D = 0,902$). Les coefficients dont l'intervalle de confiance à 95% (IC95%; bornes inférieures et supérieures) ne couvrent pas le zéro sont considérés statistiquement significatifs et sont présentés en gras. Les coefficients dont l'IC95% est fortement asymétrique peuvent être considérés marginalement significatifs et sont accompagnés d'un astérisque. Le résultat de la validation croisée (corrélation de Spearman, r_s) est aussi présenté.

Variables	β	IC95%	
		inf.	sup.
Ordonnée à l'origine (β_0)	-0,8309	-1,2087	-0,4531
Autre/humain	-1,5185	-2,0847	-0,9522
Perturbations totales 0-20 ans	-0,2918*	-0,6196	0,0360
Eau	-2,5470	-2,9907	-0,2134
Peuplements feuillus/mixtes 50-120 ans	-0,2674	-0,5879	0,0529
Ouvert non-régénéré	1,5960	1,3879	1,8042
Parterres en régénération 20-50 ans	-0,2865*	-0,5918	0,0188
Peuplements résineux 50-70 ans	0,9820	0,7007	1,2634
Peuplements résineux 90-120 ans et dénudés secs	0,8407	0,6480	1,0335
Distance déclinante minimale à un chemin ($\alpha=100$)	0,8185	0,4505	1,1864
Validation croisée moyenne r_s ($\pm$ écart-type)		0,897 ($\pm$ 0,019)	

⁵ Plus la valeur d'un coefficient est élevée (en terme absolu), plus l'effet est important, que cet effet soit négatif (donc précédé d'un « - » dans le tableau ci-dessus) ou positif.

Tableau 3. Classement des différents modèles candidats considérés pour décrire les patrons de sélection d’habitat des 9 loups gris suivis par télémétrie GPS en 2018-2019 à Val-d’Or. Les modèles 2 à 8 considèrent l’influence de la distance minimale à un chemin forestier de différentes manières, à l’aide d’une distance euclidienne (modèle #2) ou de distances déclinantes (*sensu* Carpenter et al. 2010) dont le niveau de plafonnement (seuil alpha α) varie entre 100 et 1000 (modèles #3 à 8).

Modèle #	Variabes	k	ΔAIC_c
1	Catégories d’habitat	7	663,54
2	Catégories d’habitat + distance minimale à un chemin (euclidienne)	8	344,07
3	Catégories d’habitat + distance déclinante à un chemin ($\alpha = 100$)	8	0,00
4	Catégories d’habitat + distance déclinante à un chemin ($\alpha = 200$)	8	68,42
5	Catégories d’habitat + distance déclinante à un chemin ($\alpha = 350$)	8	167,35
6	Catégories d’habitat + distance déclinante à un chemin ($\alpha = 500$)	8	243,16
7	Catégories d’habitat + distance déclinante à un chemin ($\alpha = 750$)	8	327,71
8	Catégories d’habitat + distance déclinante à un chemin ($\alpha = 1000$)	8	380,32

La sélection d'habitat du loup gris dans son domaine vital sur une base annuelle montrait un évitement des parcelles dénudées humides ainsi qu'un évitement marginalement significatif des peuplements résineux de 90-120 ans et des parcelles dénudées secs, et une sélection neutre des autres types de peuplements (Tableau 4). La réponse du loup aux chemins forestiers était contraire à celle du caribou et très nette, avec une sélection marquée de la proximité des chemins forestiers en-deçà des 965 premiers mètres des chemins (Tableau 4). Malgré la faible taille échantillon, le modèle le plus parcimonieux était robuste et très bien ajusté aux données avec un r_s de $0,902 \pm 0,021$ (écart-type) au test de validation croisée (Tableau 4).

Ce patron de sélection d'habitat est également représentatif de ce qui est observé ailleurs au Québec (Courbin et al. 2009; Houle et al. 2010; Lesmerises et al. 2012; Malcolm et al. 2020) et en Amérique du Nord pour le loup gris (Muhly et al. 2019). L'attrait pour les routes est d'ailleurs au centre des observations de plusieurs études qui ont montré que les routes et autres structures linéaires augmentent les probabilités de rencontre avec les proies potentielles, dont le caribou (p. ex. Whittington et al. 2011; Mumma et al. 2018; Dickie et al. 2020).

5.3. Probabilité d'occurrence relative

Nous avons cartographié les meilleurs modèles de fonctions de sélection des ressources à l'aide de la carte écoforestière la plus récente mise à notre disposition (mise à jour de 2018) afin d'illustrer la répartition des probabilités d'occurrence relative de caribous et de loups dans l'aire d'étude. Suivant la structure de la régression logistique, un pixel présentant une forte probabilité d'occurrence relative (en brun) est un pixel où l'agencement des caractéristiques d'habitat est propice à observer un caribou porteur d'un collier télémétrique (c.-à-d. une localisation GPS) alors qu'un pixel qui n'offre qu'une faible probabilité d'occurrence relative (en bleu) est un pixel où l'habitat est plus propice à ne retrouver qu'un point lancé aléatoirement dans l'aire d'étude.

Tableau 4. Coefficients (β) du modèle de sélection d'habitat annuel du loup gris à Val-d'Or le plus parcimonieux pour le suivi télémétrique 2018-2019. La catégorie d'habitat « Eau » a été utilisée comme catégorie de référence en raison de son rapport utilisation/disponibilité près de la sélection neutre ($U/D = 0,892$). Les coefficients dont l'intervalle de confiance à 95% (IC95%; bornes inférieures et supérieures) ne couvrent pas le zéro sont considérés statistiquement significatifs et sont présentés en gras. Les coefficients dont l'IC95% est fortement asymétrique peuvent être considérés marginalement significatifs et sont accompagnés d'un astérisque. Le résultat de la validation croisée (corrélation de Spearman, r_s) est aussi présenté.

Variables	β	IC95%	
		inf.	sup.
Ordonnée à l'origine (β_0)	0,6161	0,4518	0,7804
Autre/humain	0,0232	-0,4439	0,4902
Perturbations totales 0-20 ans ¹	0,0544	-0,1719	0,2806
Dénudés humides	-0,6084	-0,8216	-0,3952
Peuplements feuillus/mixtes 50-120 ans	0,0251	-0,1197	0,1699
Parterres en régénération 20-50 ans	0,1047	-0,0979	0,3073
Peuplements résineux 50-70 ans	-0,4603	-1,0674	0,1469
Peuplements résineux 90-120 ans et dénudés secs	-0,1832*	-0,3866	0,0203
Distance déclinante minimale à un chemin ($\alpha=100$)	-0,9823	-1,2486	-0,7160
Validation croisée moyenne r_s ($\pm$ écart-type)		0,902 ($\pm$ 0,021)	

¹ cette catégorie inclut aussi les parterres perturbés dits « ouverts non-régénérés ».

Ainsi, il est possible de voir que les endroits où la probabilité de retrouver des conditions d'habitat favorables au caribou de Val-d'Or sont rares dans l'aire d'étude, ces sites se retrouvant principalement dans la section exempte de coupes au nord-ouest de la zone 5 ainsi que dans les zones 2 et 3 et, dans une moindre mesure, dans l'aire de protection 1C (Figure 8). Au nord-est (secteur Senneterre et sud du lac Guéguen), des parcelles d'habitats où il est encore possible de retrouver des conditions favorables au caribou de Val-d'Or sont encore présentes mais semblent davantage fragmentées.

L'image est toute autre pour le loup, pour qui une large part de l'aire d'étude présente des conditions d'habitats favorables (Figure 9). En effet, l'effet d'attractivité marqué des chemins transparaît sur la représentation cartographique de la fonction de sélection des ressources, les plus faibles probabilités d'occurrence se retrouvant au sud et à l'est du lac Sabourin (dans les massifs de la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or) ainsi que dans les zones 2 et 3 du site faunique (Figure 9).

5.4. Probabilité de cooccurrence relative

La combinaison des deux cartes d'occurrence relative permet d'identifier les pixels où la probabilité de retrouver les deux espèces est élevée, ce que nous appelons probabilité de cooccurrence relative. Cette information, obtenue par l'addition des probabilités d'occurrence relative de caribou et de loup (toute deux standardisées entre 0 et 1) peut donc sommer à 2 pour des pixels où la probabilité de retrouver chaque espèce est maximale, et à 0 pour là où les conditions d'habitat font en sorte que la probabilité de ne retrouver ni l'une ni l'autre est maximale. Une approche similaire a été utilisée par Courbin et al. (2009) pour tester le potentiel de cooccurrence dans les massifs de protection voués à la conservation du caribou forestier sur la Côte-Nord.

Toutefois, cette approche additive ne présente correctement que les extrêmes et non les valeurs moyennes, puisqu'une probabilité intermédiaire de retrouver chaque espèce sera équivalente à une probabilité élevée de n'en retrouver qu'une seule. Par conséquent, la plus-value de l'approche repose sur les sites où la probabilité de cooccurrence est très élevée, une condition somme toute relativement rare dans l'aire d'étude.

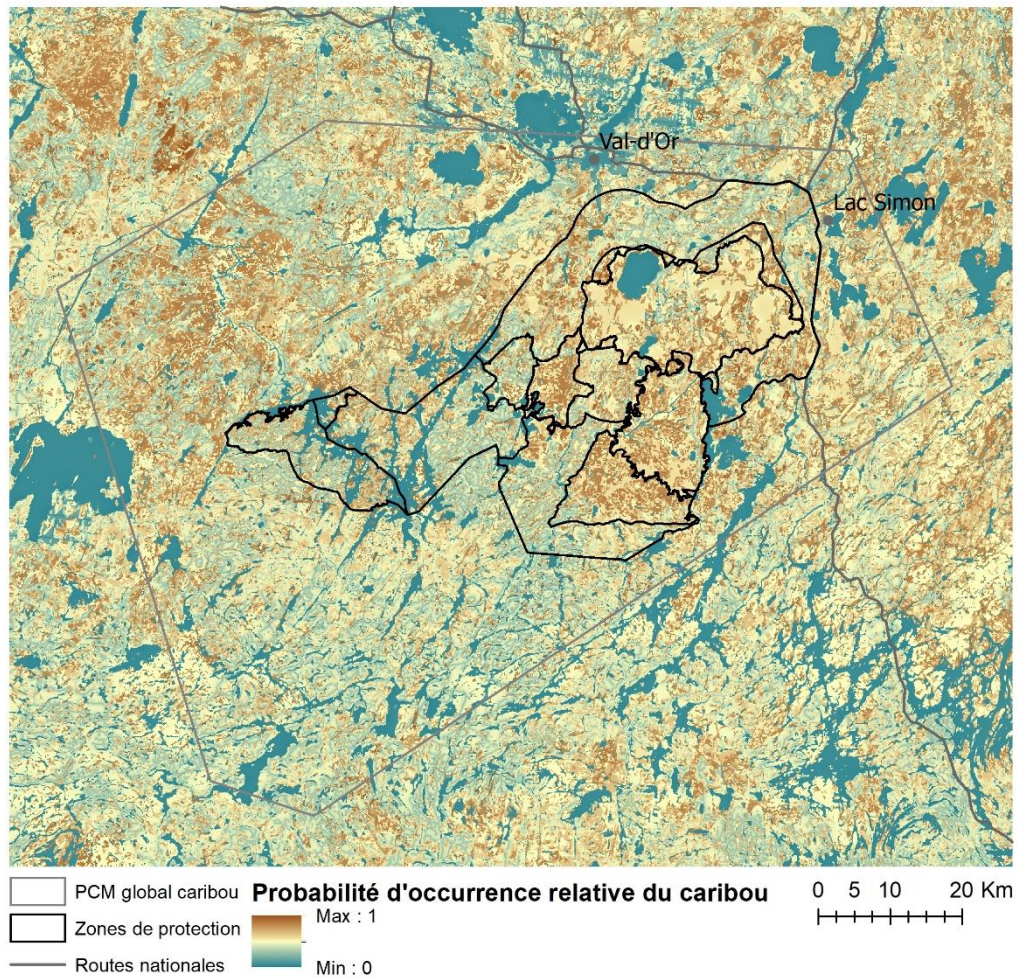


Figure 8. Représentation cartographique de la probabilité d'occurrence relative du caribou de Val-d'Or établie en appliquant le meilleur modèle de fonction de sélection des ressources construit à l'aide des localisations télémétriques des 26 individus-année suivis entre 2011 et 2017 et appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018. Cette carte considère l'influence des chemins forestiers et autres perturbations anthropiques actuelles présentes dans l'aire d'étude. La probabilité d'occurrence relative varie de minimale (0; bleu) à maximale (1; brun). Le contour de l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or (PCM à 100%; ligne gris pâle) et des zones du site faunique (lignes noires) sont également présentés, de même que les routes nationales (lignes gris foncé).

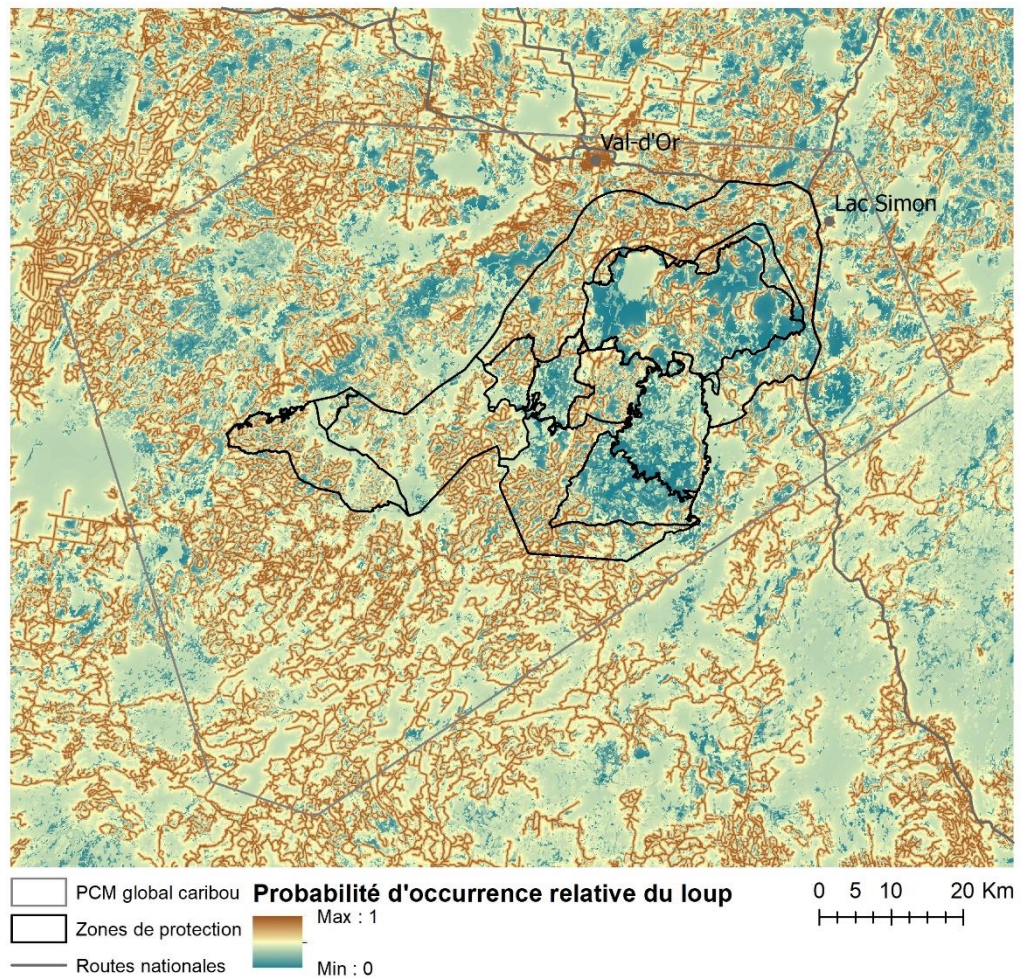


Figure 9. Représentation cartographique de la probabilité d’occurrence relative du loup gris établie en appliquant le meilleur modèle de fonction de sélection des ressources construit à l’aide des localisations télémétriques des 9 individus-année suivis entre 2018 et 2019 et appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018. Cette carte considère l’influence des chemins forestiers et autres perturbations anthropiques actuelles présentes dans l’aire d’étude. La probabilité d’occurrence relative varie de minimale (0; bleu) à maximale (1; brun). Le contour de l’aire de répartition du caribou de Val-d’Or (PCM à 100%; ligne gris pâle) et des zones du site faunique (lignes noires) sont également présentées, de même que les routes nationales (lignes gris foncé).

En effet, cette probabilité de cooccurrence très élevée n'était visible qu'autour du lac Sabourin, tant dans la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or qu'immédiatement au nord-ouest, ainsi que loin à l'ouest du Lac Fournière (Figure 10). La valeur maximale de 1,7905 montre bien que ces secteurs à forte probabilité de cooccurrence sont liés à des probabilités élevées des deux espèces (dont les valeurs sont standardisées entre 0 et 1), puisque l'indice de cooccurrence plafonne théoriquement à une valeur de 2. Comme les deux fonctions de sélection des ressources réalisées l'ont été sur une base annuelle, il n'est toutefois pas possible de savoir avec cette analyse si les caribous et les loups avaient le potentiel de se retrouver au même endroit au même moment, ou si tout simplement ils retrouvaient des attributs favorables au même endroit en moyenne, sur une base annuelle, qu'ils pouvaient utiliser à des moments différents. Cependant, certains polygones très foncés suggèrent que les loups et caribous suivis par télémétrie ont trouvé des conditions d'habitat favorables au même endroit, particulièrement en périphérie du Lac Sabourin, pendant la période de suivi. Considérant la nature de la relation liant les deux espèces, il est possible que de tels polygones constituent des sites où le risque de prédation du loup sur le caribou s'avèrerait particulièrement élevé. Si cela était avéré, ce que seuls des inventaires terrain peuvent confirmer, une intensification des efforts de contrôle des prédateurs pourrait cibler précisément de tels secteurs où la probabilité de cooccurrence est la plus importante.

5.5. Impact des scénarios d'aménagement ou de restauration d'habitat sur la probabilité relative d'occurrence

Afin d'identifier lequel des sept scénarios de restauration d'habitat ou d'aménagement pouvait le plus bénéficier au caribou et s'avérer défavorable au loup, nous avons cartographié les deux fonctions de sélection des ressources (une par espèce) sur les cartes écoforestières et le Routard (chemins forestiers) modifiés pour représenter les scénarios proposés. Les figures qui suivent montrent les *différences* entre les cartes de probabilité d'occurrence relative obtenues à partir des scénarios et les cartes de probabilité d'occurrence relative actuelles (Figures 8 et 9).

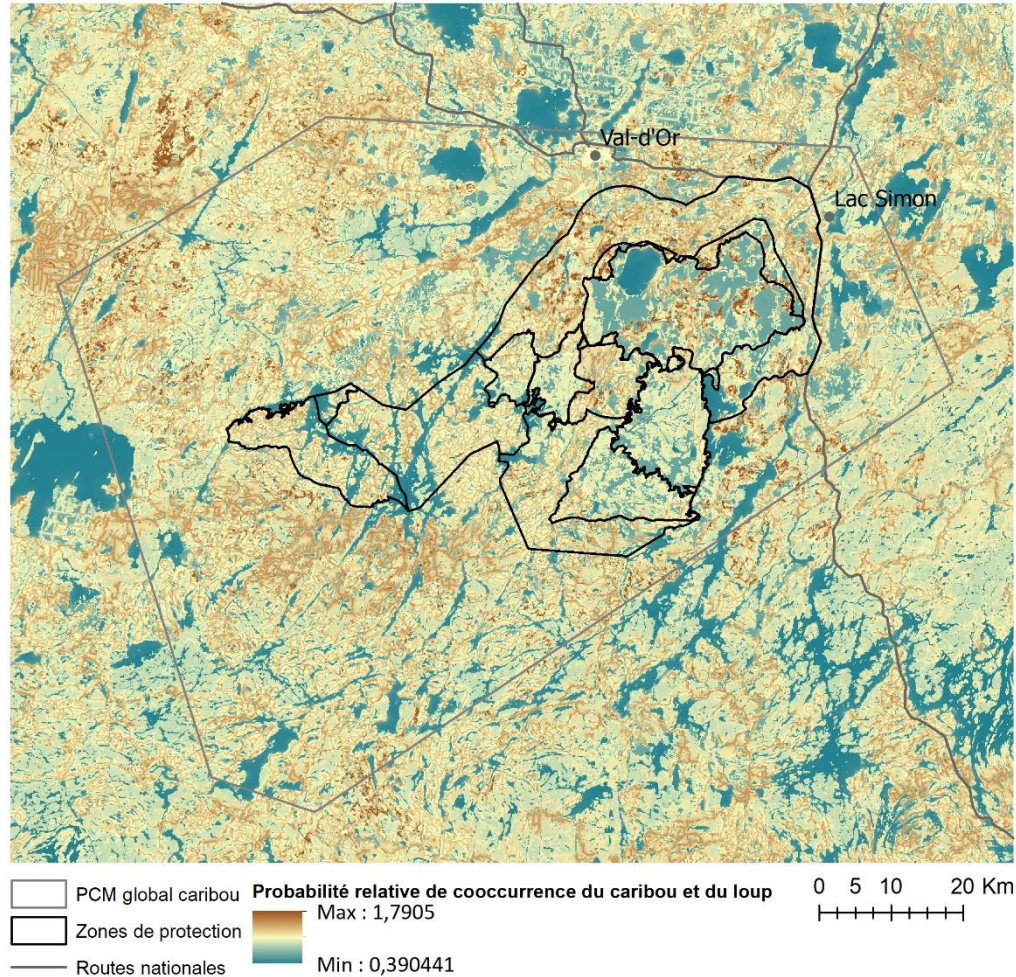


Figure 10. Représentation cartographique de la probabilité relative de cooccurrence du caribou de Val-d'Or et du loup gris établie en appliquant le meilleur modèle de fonction de sélection des ressources construit pour chaque espèce (voir Figures 8 et 9) et appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018. Cette carte considère l'influence des chemins forestiers et autres perturbations anthropiques actuelles présentes dans l'aire d'étude. La probabilité de cooccurrence relative varie de minimale (0,39; bleu) à maximale (1,79; brun), au-delà d'une valeur de 1. Le contour de l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or (PCM à 100%; ligne gris pâle) et des zones du site faunique (lignes noires) sont également présentées, de même que les routes nationales (lignes gris foncé).

Par conséquent, plus un pixel tend vers la couleur verte, plus le scénario améliore la probabilité d'occurrence relative pour l'espèce visée, et par conséquent la qualité relative d'habitat; au contraire, plus un pixel vire au rouge, plus la qualité relative d'habitat se dégrade suivant le scénario de restauration ou d'aménagement.

Pour le caribou, les différents scénarios avaient des effets variés et parfois très contrastés sur la probabilité d'occurrence relative (Figures 11 à 17). L'ajout de coupes forestières additionnelles dans l'aire d'étude (Scénario #1) a eu un effet négatif marqué sur la probabilité d'occurrence relative (Figure 11). La fermeture et revégétalisation de chemins forestiers (Scénarios #4 et 7) ont quant à elles eu un effet positif ciblé mais plus faible lorsqu'utilisées seules (Figures 14 et 17) que lorsqu'elles étaient couplées à des travaux de restauration de peuplements forestiers (préserver des vieilles forêts à long terme; Scénarios #2, 5 et 6; Figures 12, 15 et 16).

Sur la base de ces analyses, qui portaient sur le caribou seulement, le Scénario #1 (*Réalisation de coupes forestières supplémentaires près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*) n'apparaît que négatif pour le caribou et devrait donc être écarté de toute forme d'aménagement du territoire si l'objectif visé est de contribuer au rétablissement de la population. En aucun cas, l'ajout de coupes forestières dans l'aire d'étude ne permettra d'atteindre les objectifs du plan de rétablissement du caribou forestier ni les impératifs de conservation que requiert la situation actuelle extrêmement précaire pour cette harde isolée.

Les gains liés au Scénario #2 sont localisés relativement loin de la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or et pourraient s'avérer intéressants, alors que ceux réalisés grâce au Scénario #3, bien qu'ils favorisent un habitat de meilleure qualité, semblent trop limités dans l'espace pour faire une différence à moyen terme. Le Scénario #4 offre des gains intéressants dans la zone 1C, tout comme le Scénario #5 qui y couple la restauration de peuplements forestiers à moyen terme. Le Scénario #6 offre des gains intéressants localisés au cœur de la zone 1E du site faunique, et pourrait contribuer à en améliorer la qualité d'habitat de manière ciblée. Finalement, le Scénario #7 offre des gains intéressants en périphérie des zones 1C et 1E, mais sur une superficie moindre que certains scénarios précédents.

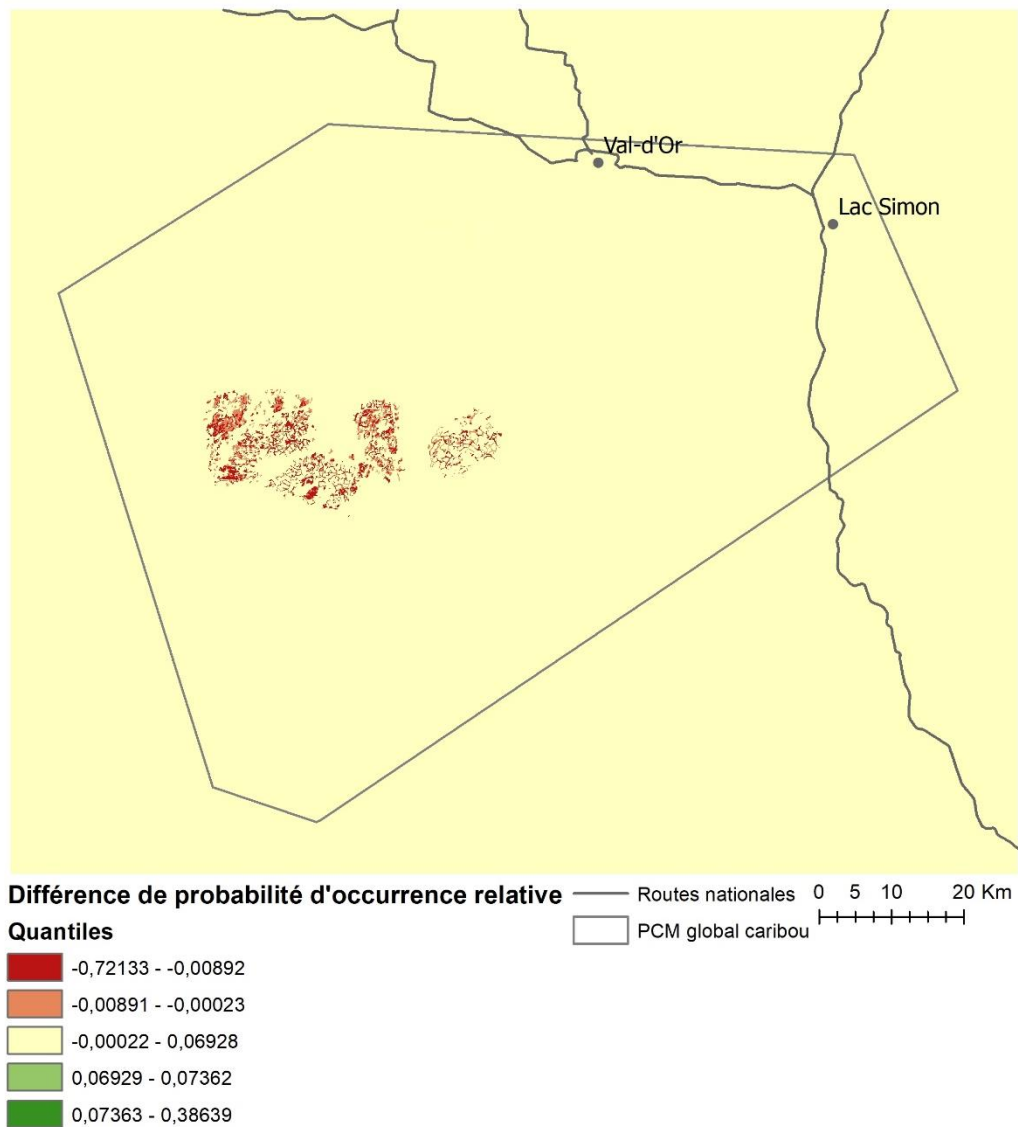


Figure 11. Représentation cartographique de la différence de probabilité d'occurrence relative du caribou de Val-d'Or attendue selon le scénario #1 (*Réalisation de coupes forestières supplémentaires près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*) et calculée en soustrayant pour chaque pixel la probabilité d'occurrence relative actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018) de la probabilité d'occurrence relative obtenue pour le scénario #1. Les changements sont représentés en quantiles suivant une diminution de la probabilité d'occurrence relative (en rouge), peu de changement (en jaune) ou une augmentation (en vert).

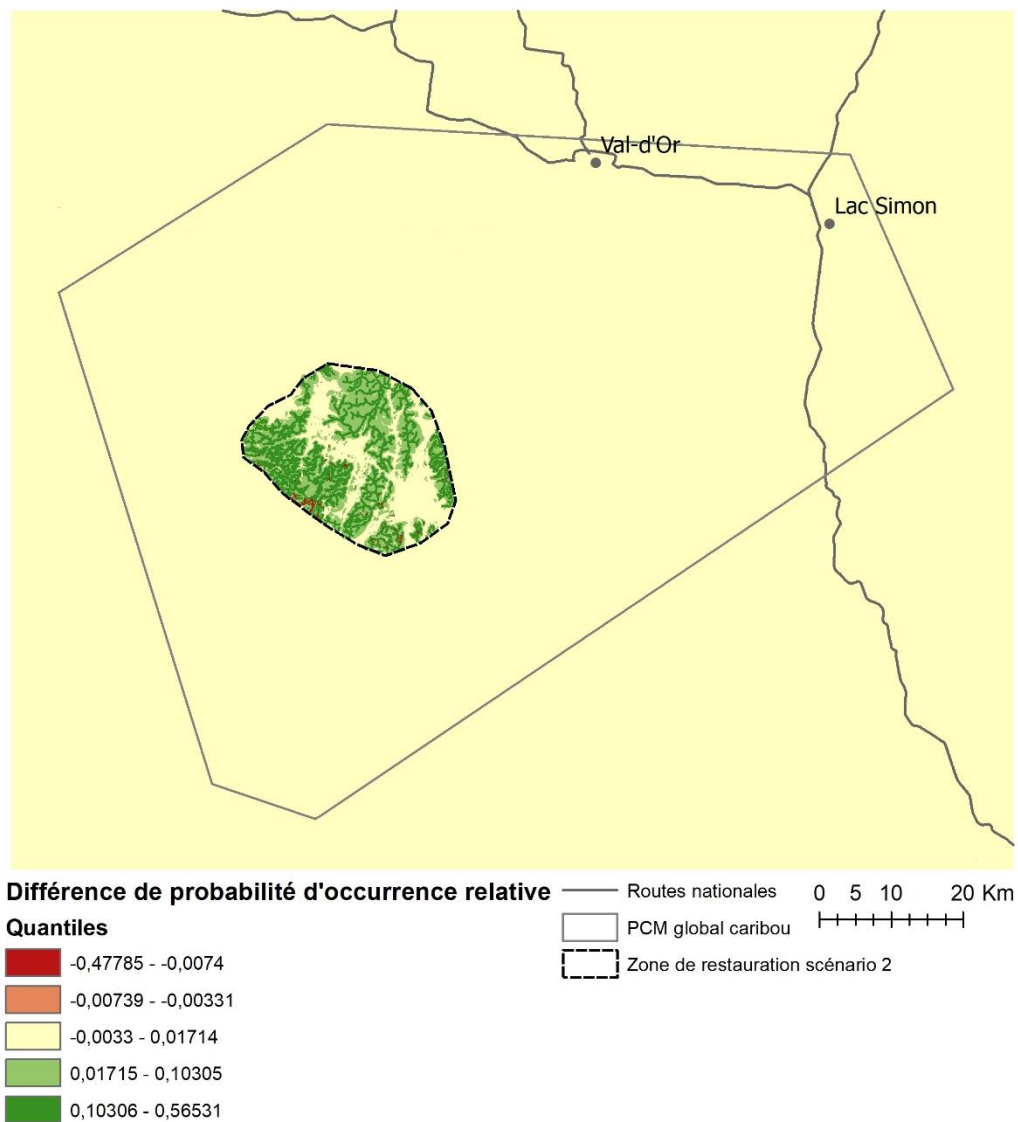


Figure 12. Représentation cartographique de la différence de probabilité d'occurrence relative du caribou de Val-d'Or attendue selon le scénario #2 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*) et calculée en soustrayant pour chaque pixel la probabilité d'occurrence relative actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018) de la probabilité d'occurrence relative obtenue pour le scénario #2. Les changements sont représentés en quantiles suivant une diminution de la probabilité d'occurrence relative (en rouge), peu de changement (en jaune) ou une augmentation (en vert).

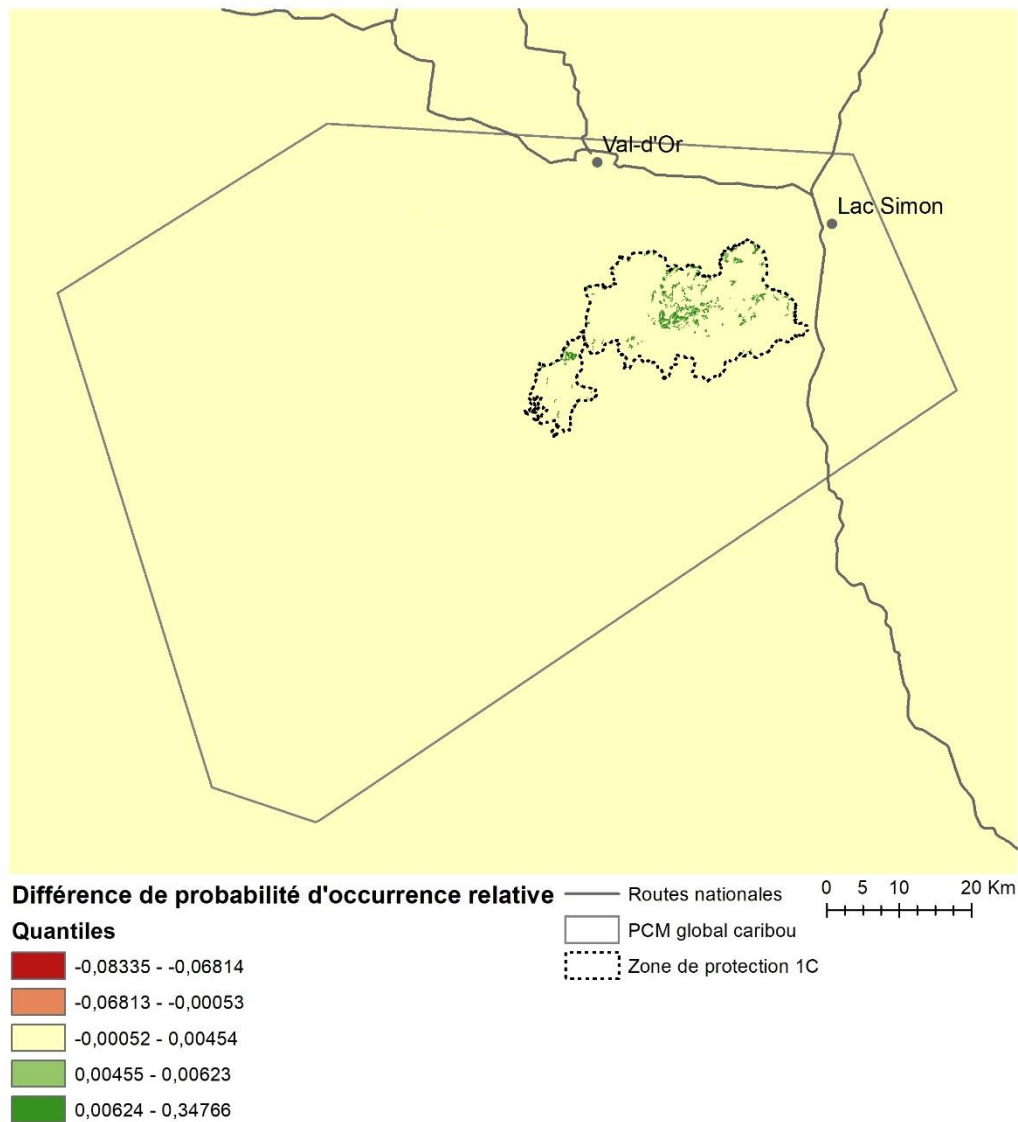


Figure 13. Représentation cartographique de la différence de probabilité d’occurrence relative du caribou de Val-d’Or attendue selon le scénario #3 (*Restauration de peuplements forestiers dans la zone 1C*) et calculée en soustrayant pour chaque pixel la probabilité d’occurrence relative actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018) de la probabilité d’occurrence relative obtenue pour le scénario #3. Les changements sont représentés en quantiles suivant une diminution de la probabilité d’occurrence relative (en rouge), peu de changement (en jaune) ou une augmentation (en vert).

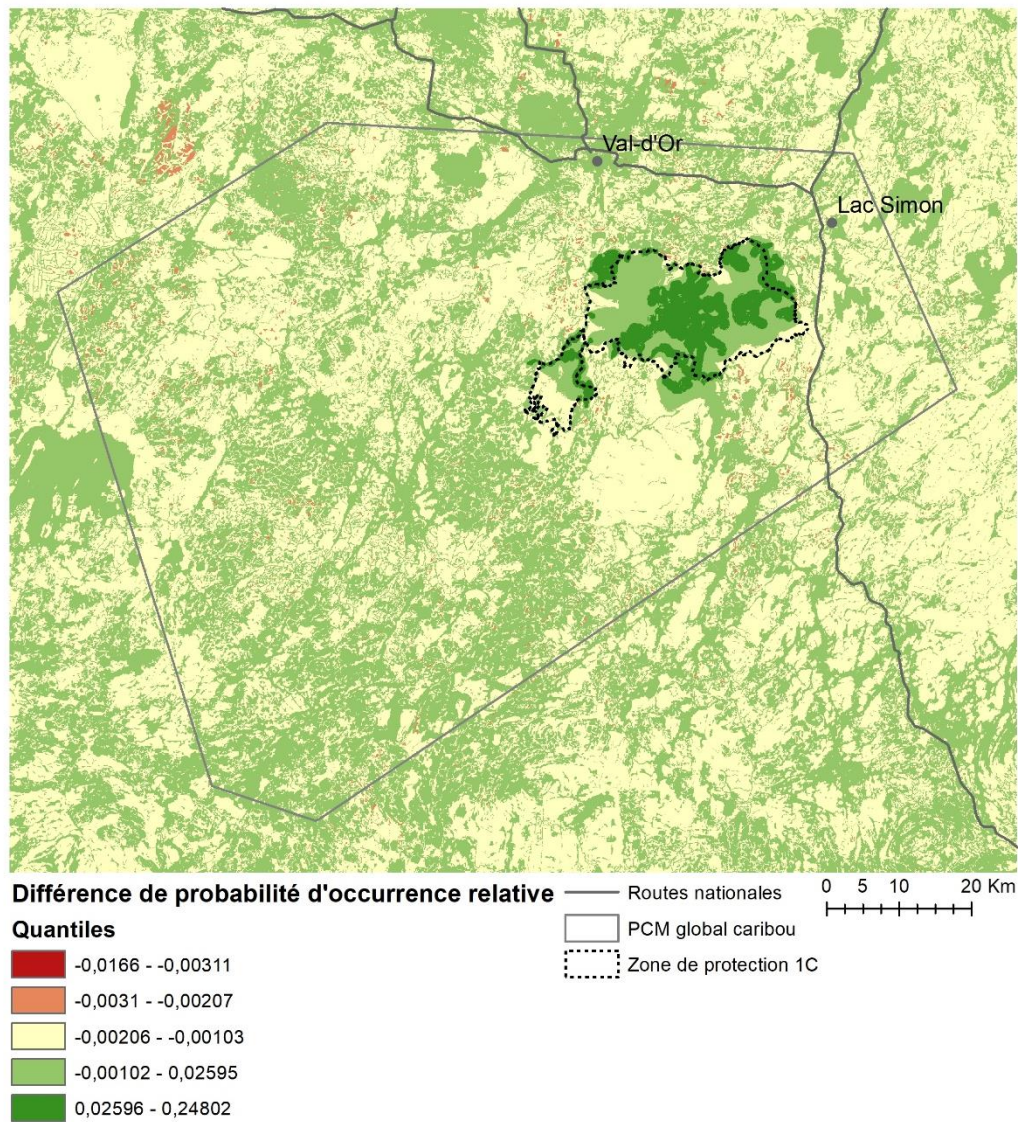


Figure 14. Représentation cartographique de la différence de probabilité d’occurrence relative du caribou de Val-d’Or attendue selon le scénario #4 (*Fermeture et revégétalisation des chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate*) et calculée en soustrayant pour chaque pixel la probabilité d’occurrence relative actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018) de la probabilité d’occurrence relative obtenue pour le scénario #4. Les changements sont représentés en quantiles suivant une diminution de la probabilité d’occurrence relative (en rouge), peu de changement (en jaune et vert pâle) ou une augmentation (en vert foncé). Il importe de noter que pour ce scénario, la présence de davantage de vert dans l’aire d’étude ne signifie pas que le scénario est favorable en-dehors des zones d’intervention visées mais plutôt que la rampe de couleurs est contrainte par les limites entre quantiles.

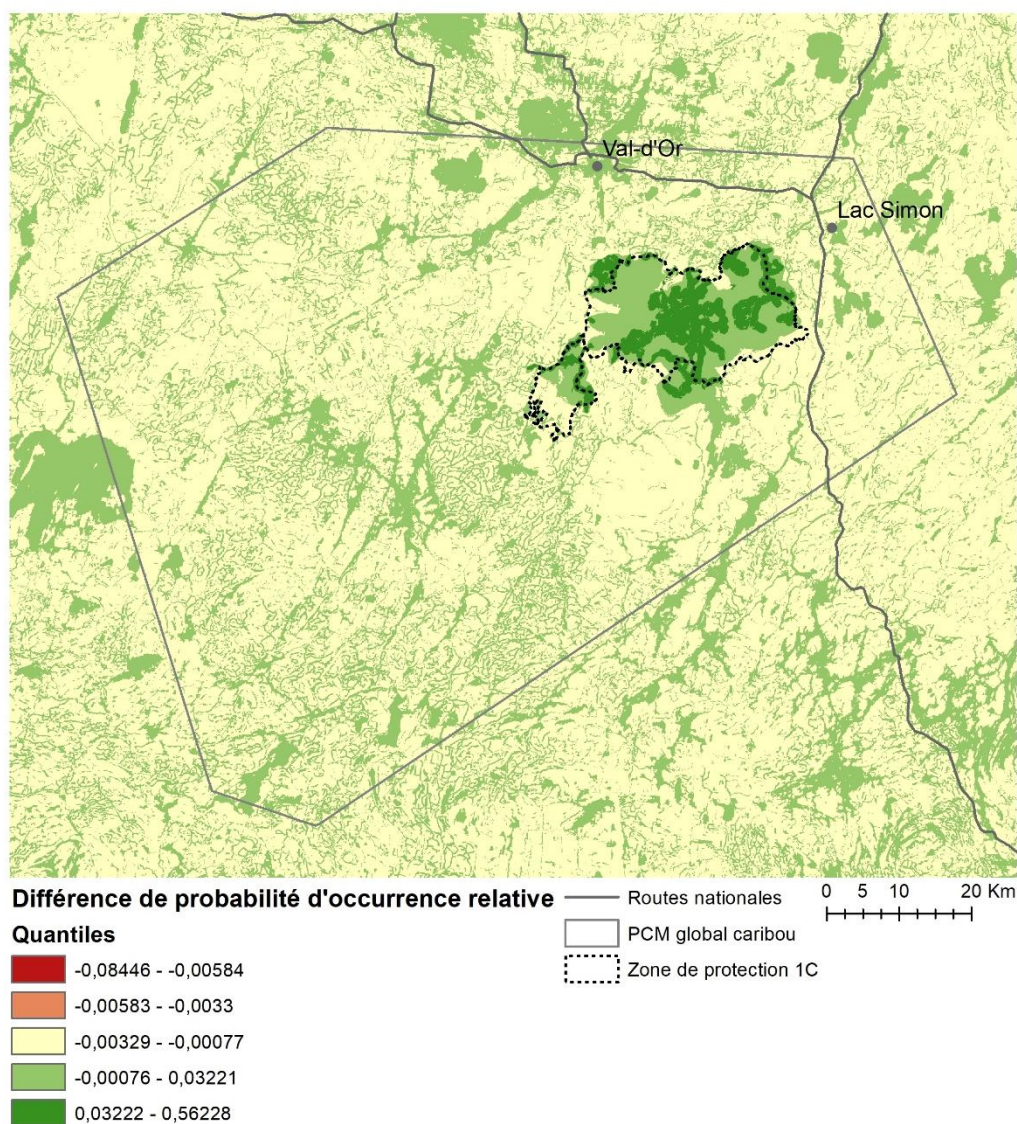


Figure 15. Représentation cartographique de la différence de probabilité d'occurrence relative du caribou de Val-d'Or attendue selon le scénario #5 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate*) et calculée en soustrayant pour chaque pixel la probabilité d'occurrence relative actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018) de la probabilité d'occurrence relative obtenue pour le scénario #5. Les changements sont représentés en quantiles suivant une diminution de la probabilité d'occurrence relative (en rouge), peu de changement (en jaune et en vert pâle) ou une augmentation (en vert foncé). Il importe de noter que pour ce scénario, la présence de davantage de vert dans l'aire d'étude ne signifie pas que le scénario est favorable en-dehors des zones d'intervention visées mais plutôt que la rampe de couleurs est contrainte par les limites entre quantiles.

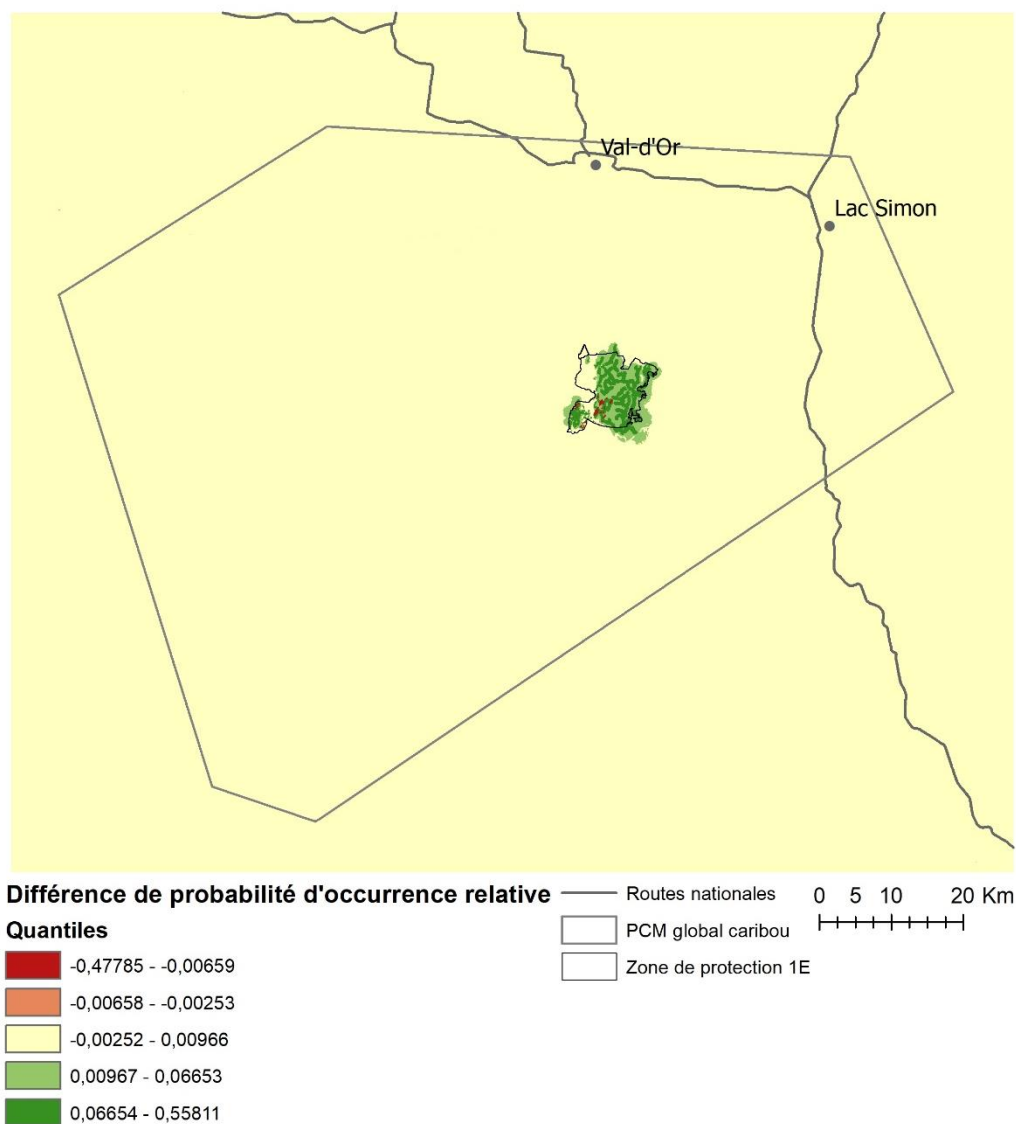


Figure 16. Représentation cartographique de la différence de probabilité d'occurrence relative du caribou de Val-d'Or attendue selon le scénario #6 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1E*) et calculée en soustrayant pour chaque pixel la probabilité d'occurrence relative actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018) de la probabilité d'occurrence relative obtenue pour le scénario #6. Les changements sont représentés en quantiles suivant une diminution de la probabilité d'occurrence relative (en rouge), peu de changement (en jaune) ou une augmentation (en vert).

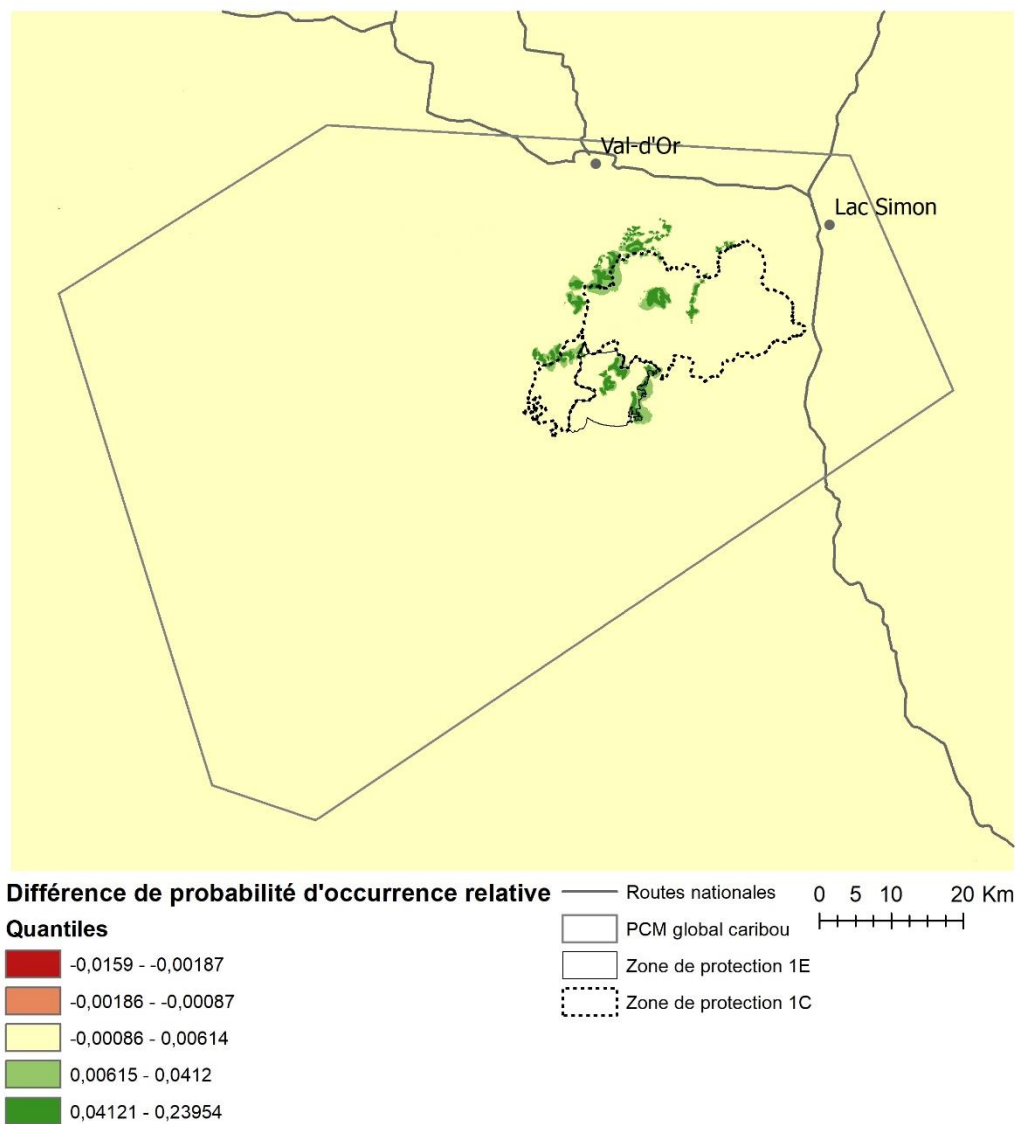


Figure 17. Représentation cartographique de la différence de probabilité d'occurrence relative du caribou de Val-d'Or attendue selon le scénario #7 (*Restauration de chemins dans les zones 1A, 1B, 1C et 1E du site faunique*) et calculée en soustrayant pour chaque pixel la probabilité d'occurrence relative actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018) de la probabilité d'occurrence relative obtenue pour le scénario #7. Les changements sont représentés en quantiles suivant une diminution de la probabilité d'occurrence relative (en rouge), peu de changement (en jaune) ou une augmentation (en vert).

Sans surprise, les scénarios proposés ont un effet diamétralement opposé pour le loup (Figures 18 à 24), avec un seul scénario où des gains marqués en qualité d'habitat peuvent être attendus, c.-à-d. le Scénario #1 qui prévoit l'ajout de coupes forestières supplémentaires près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique (Figure 18). À l'inverse, tous les scénarios qui impliquaient la fermeture et revégétalisation de chemins forestiers (Scénarios #4 et 7; Figures 21 et 24) et une combinaison de fermeture et revégétalisation de chemins avec une restauration de peuplements forestiers matures (Scénarios #2, 5 et 6; Figures 19, 22 et 23) s'avèrent défavorables au loup, avec une diminution marquée de la probabilité d'occurrence relative. La division en quantiles des valeurs de pertes et de gains montre clairement que les Scénarios #2 à 7 ne permettent de faire que de très faibles gains en qualité d'habitat pour le loup, et que ces gains couvrent une superficie minimale (voir les plages de valeurs de gains et de pertes; Figures 19 à 24). De plus, les rampes de couleurs étant relatives, plus des pertes sont élevées dans une zone de restauration, plus certains pixels peuvent sembler de « bonne » qualité si la perte y est plus faible (voir par exemple le Scénario #2 pour le loup; Figure 19). Les pertes de probabilité d'occurrence relative étaient plus élevées dans des scénarios couplant fermeture et revégétalisation des chemins avec une restauration de peuplements forestiers matures (Figures 19, 22 et 23) que dans des scénarios de fermeture et revégétalisation des chemins seulement (Figures 21 et 24).

À la lumière de ces résultats, le Scénario #1 (*Réalisation de coupes forestières supplémentaires près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*) doit être évité pour ne pas favoriser les populations de loups gris dans l'aire d'étude. Les pertes de qualité d'habitat liées au Scénario #2 sont importantes mais localisées loin de la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or, alors que celles du Scénario #3 sont certes dans la zone de protection 1C, mais n'affectent qu'une très faible superficie du territoire à l'étude. Peu de différence est observable entre les scénarios #4 et #5, mais ce dernier devrait à long terme être privilégié car la diminution de qualité d'habitat pour le loup serait plus importante en tablant également sur la restauration de peuplements forestiers matures.

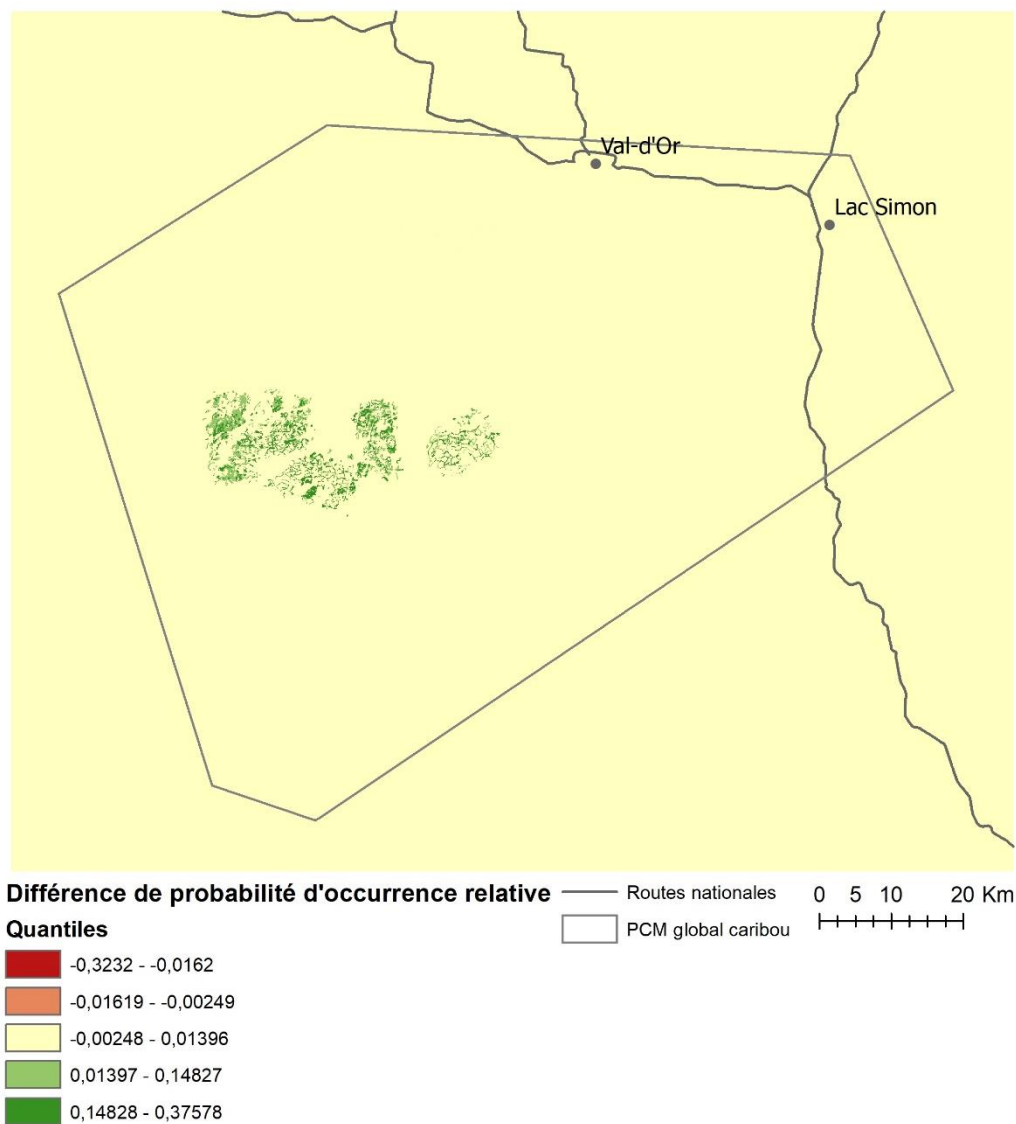


Figure 18. Représentation cartographique de la différence de probabilité d'occurrence relative du loup gris attendue selon le scénario #1 (*Réalisation de coupes forestières supplémentaires près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*) et calculée en soustrayant pour chaque pixel la probabilité d'occurrence relative actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018) de la probabilité d'occurrence relative obtenue pour le scénario #1. Les changements sont représentés en quantiles suivant une diminution de la probabilité d'occurrence relative (en rouge), peu de changement (en jaune) ou une augmentation (en vert).

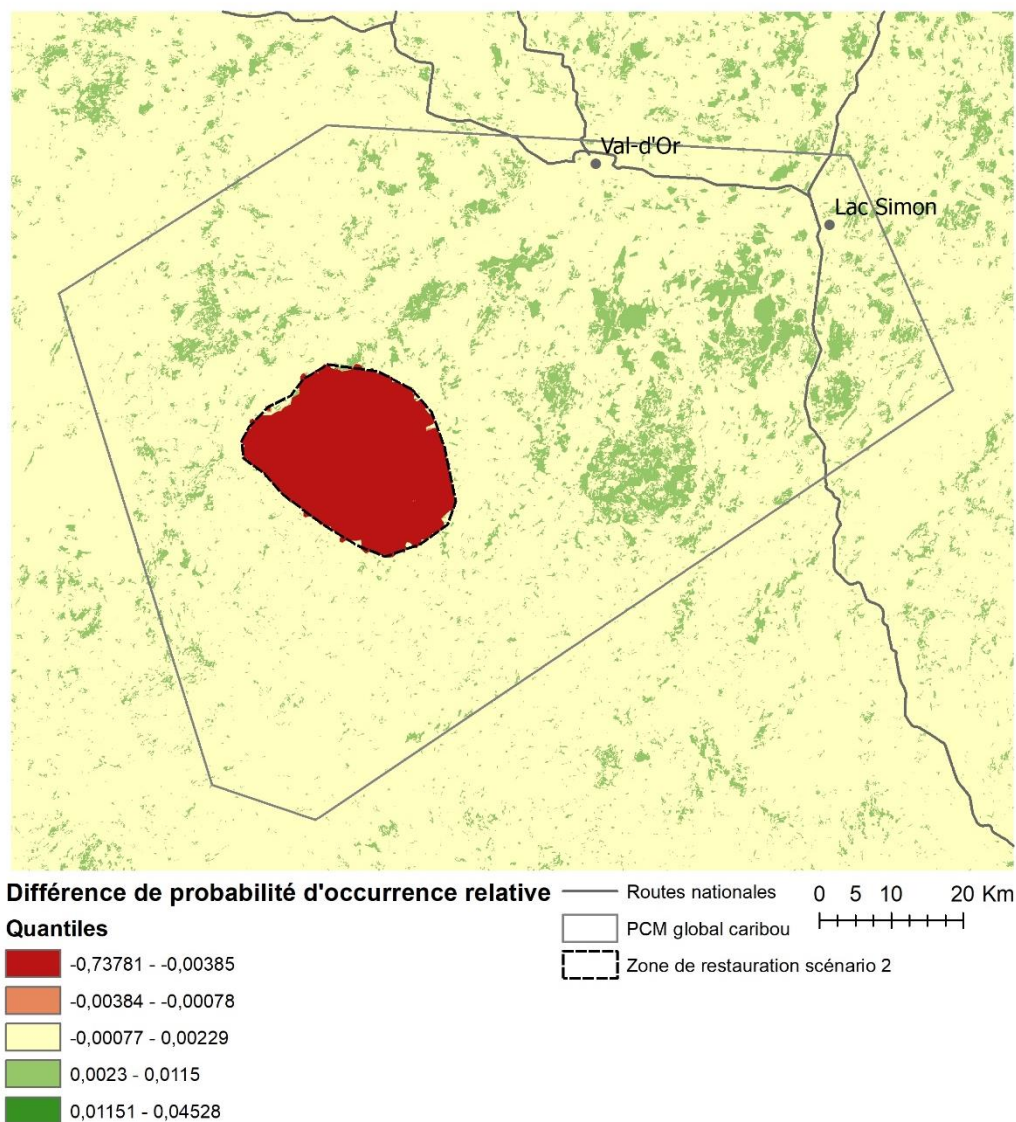


Figure 19. Représentation cartographique de la différence de probabilité d'occurrence relative du loup gris attendue selon le scénario #2 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*) et calculée en soustrayant pour chaque pixel la probabilité d'occurrence relative actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018) de la probabilité d'occurrence relative obtenue pour le scénario #2. Les changements sont représentés en quantiles suivant une diminution de la probabilité d'occurrence relative (en rouge), peu de changement (en jaune) ou une augmentation (en vert). Il importe de noter que pour ce scénario, la présence de davantage de vert dans l'aire d'étude ne signifie pas que le scénario est favorable en-dehors des zones d'intervention visées mais plutôt que la rampe de couleurs est contrainte par les limites entre quantiles.

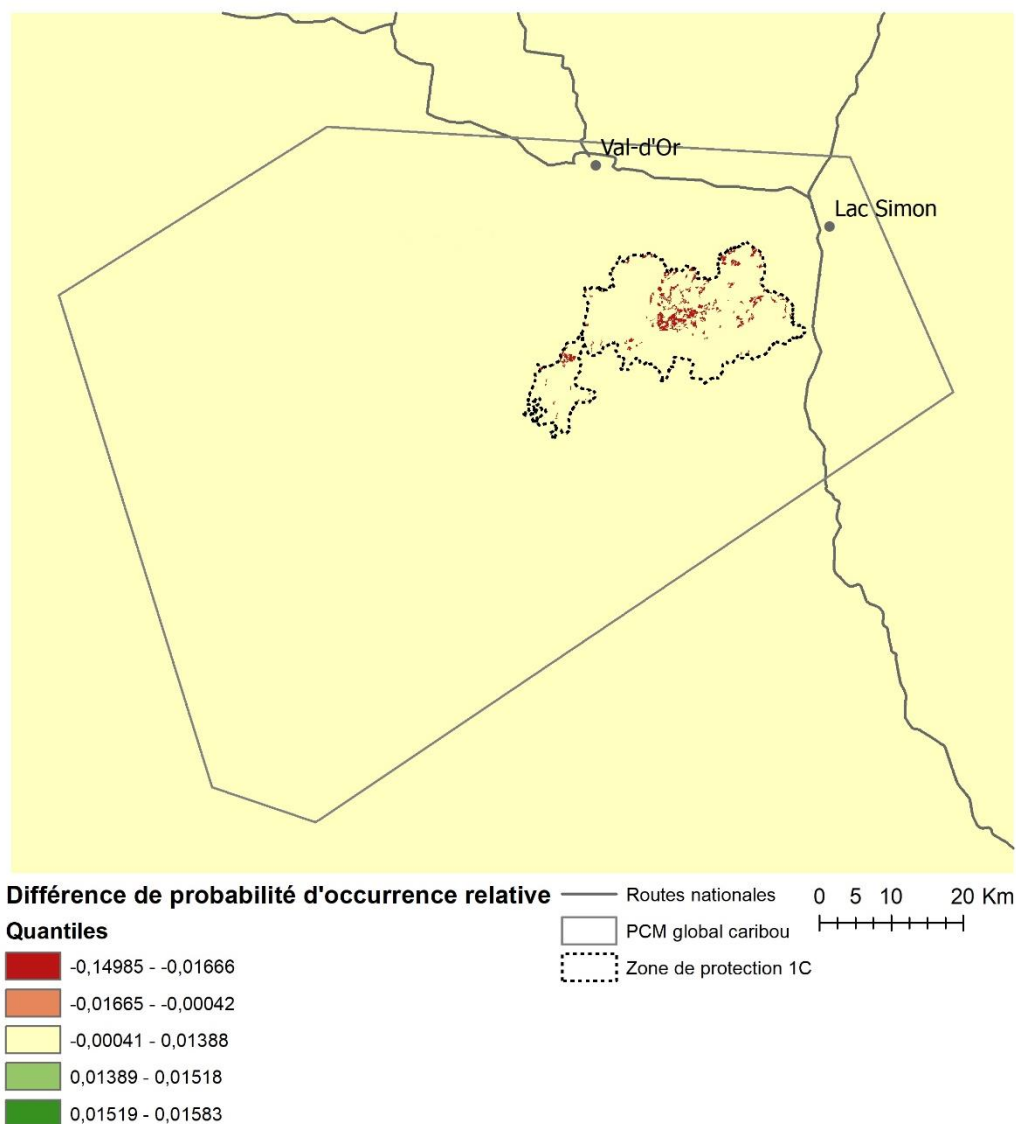


Figure 20. Représentation cartographique de la différence de probabilité d'occurrence relative du loup gris attendue selon le scénario #3 (*Restauration de peuplements forestiers dans la zone 1C*) et calculée en soustrayant pour chaque pixel la probabilité d'occurrence relative actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018) de la probabilité d'occurrence relative obtenue pour le scénario #3. Les changements sont représentés en quantiles suivant une diminution de la probabilité d'occurrence relative (en rouge), peu de changement (en jaune) ou une augmentation (en vert).

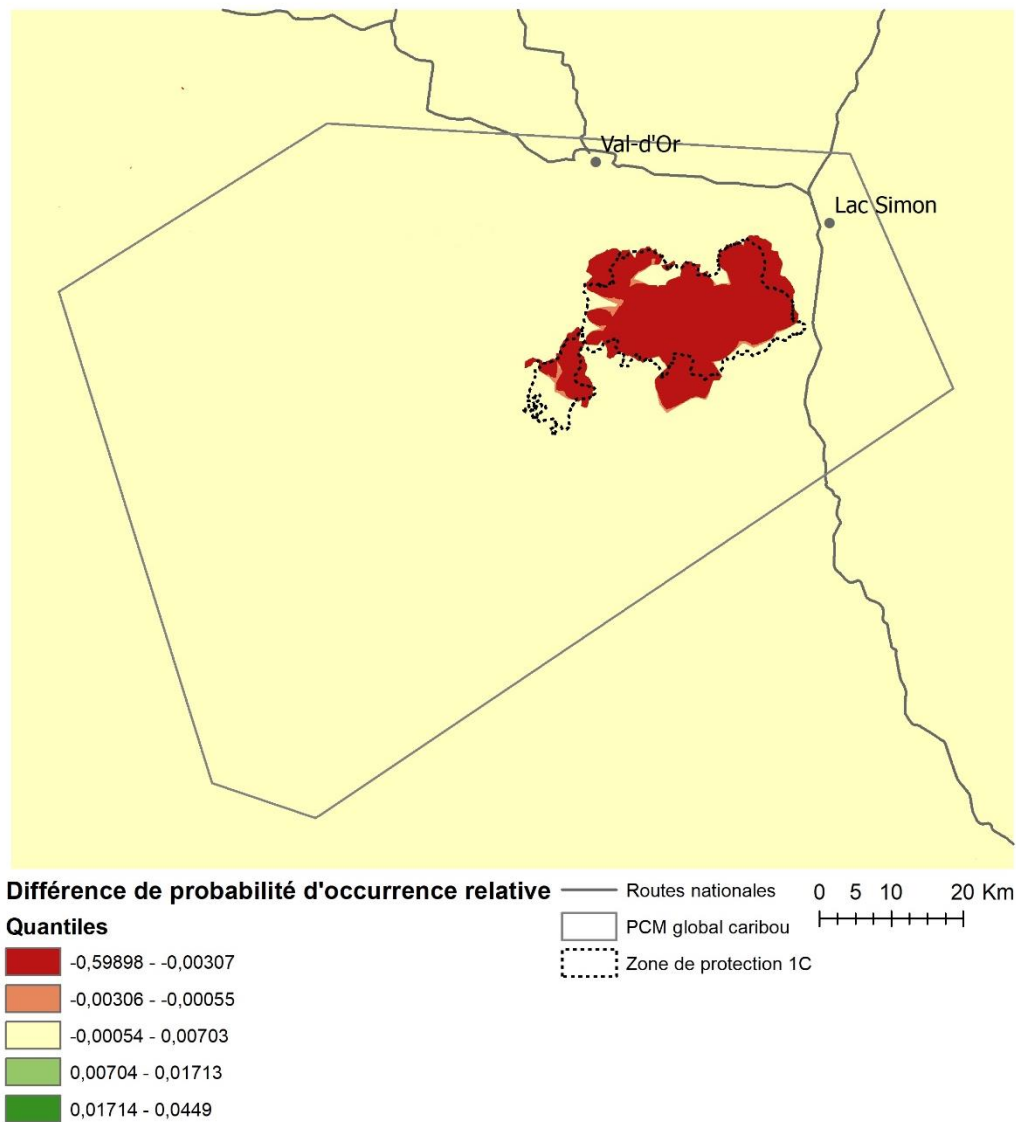


Figure 21. Représentation cartographique de la différence de probabilité d'occurrence relative du loup gris attendue selon le scénario #4 (*Fermeture et revégétalisation des chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate*) et calculée en soustrayant pour chaque pixel la probabilité d'occurrence relative actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018) de la probabilité d'occurrence relative obtenue pour le scénario #4. Les changements sont représentés en quantiles suivant une diminution de la probabilité d'occurrence relative (en rouge), peu de changement (en jaune) ou une augmentation (en vert).

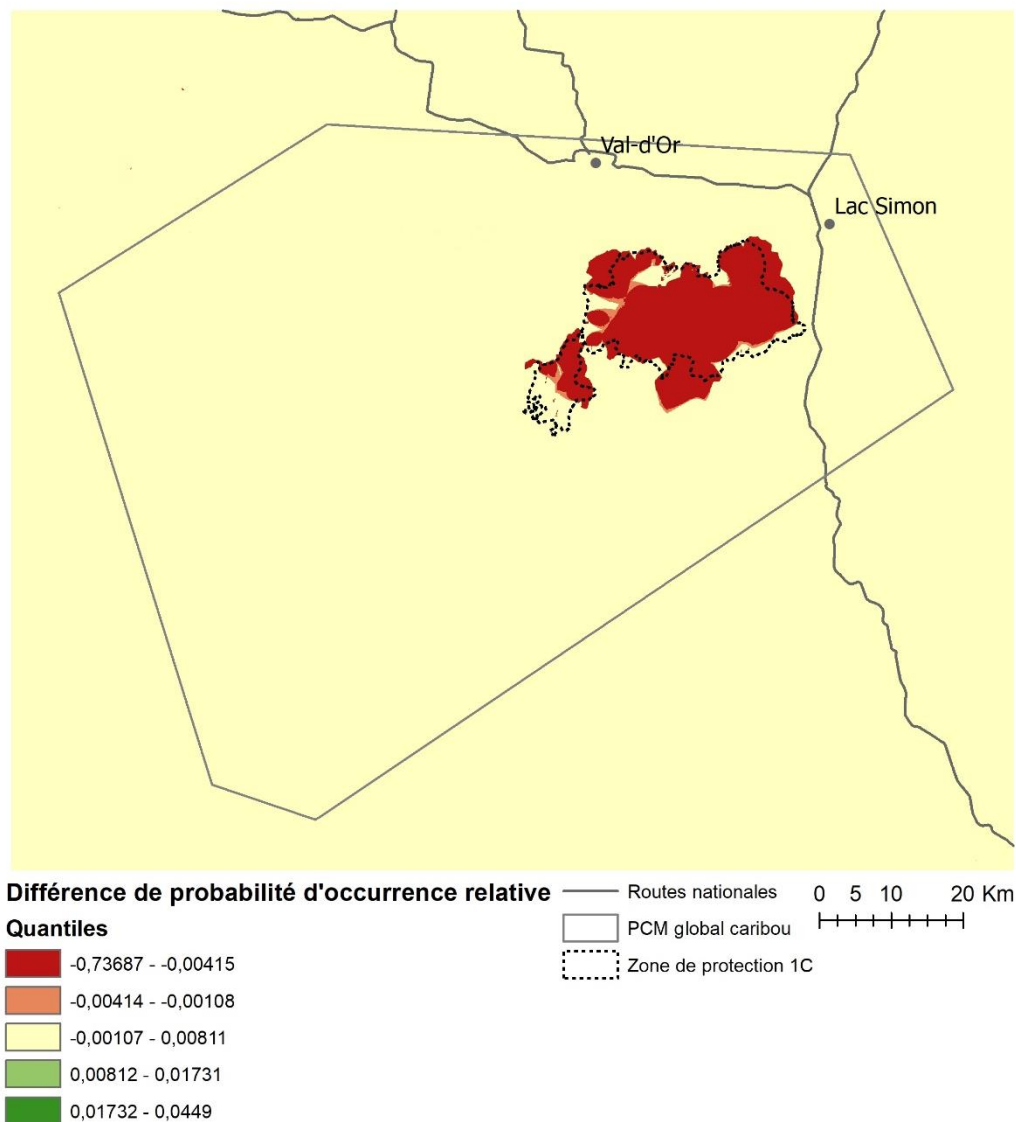


Figure 22. Représentation cartographique de la différence de probabilité d'occurrence relative du loup gris attendue selon le scénario #5 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate*) et calculée en soustrayant pour chaque pixel la probabilité d'occurrence relative actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018) de la probabilité d'occurrence relative obtenue pour le scénario #5. Les changements sont représentés en quantiles suivant une diminution de la probabilité d'occurrence relative (en rouge), peu de changement (en jaune) ou une augmentation (en vert).

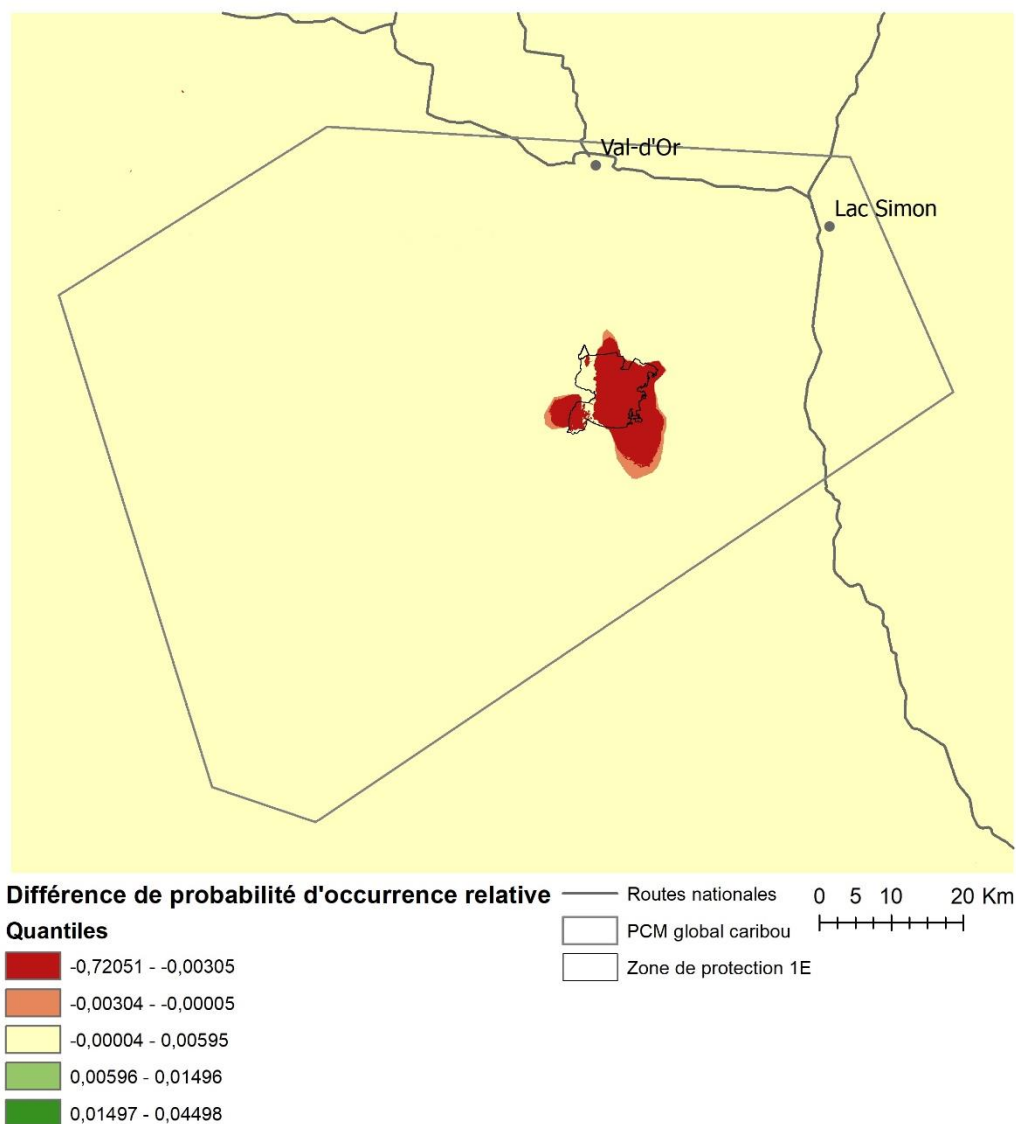


Figure 23. Représentation cartographique de la différence de probabilité d'occurrence relative du loup gris attendue selon le scénario #6 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1E*) et calculée en soustrayant pour chaque pixel la probabilité d'occurrence relative actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018) de la probabilité d'occurrence relative obtenue pour le scénario #6. Les changements sont représentés en quantiles suivant une diminution de la probabilité d'occurrence relative (en rouge), peu de changement (en jaune) ou une augmentation (en vert).

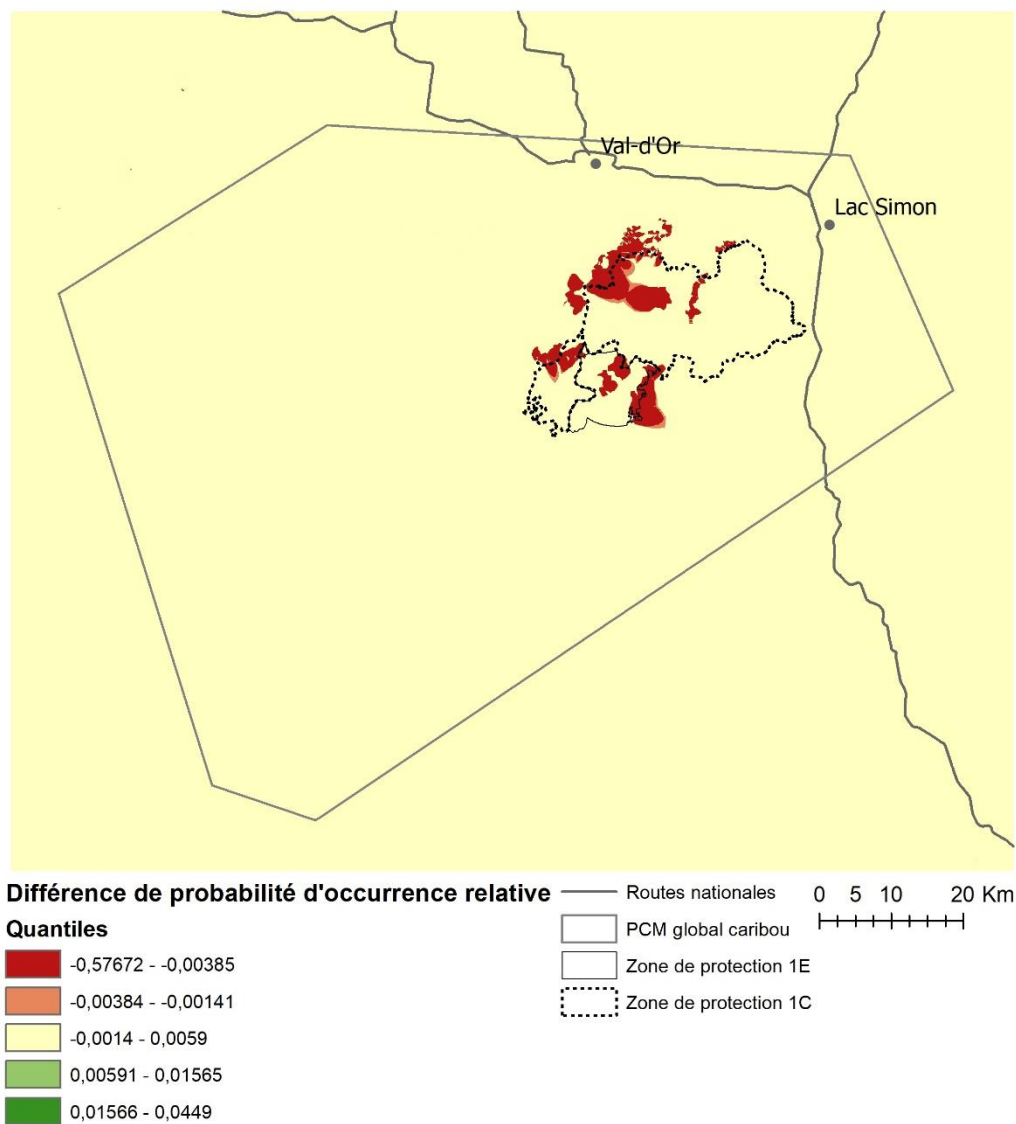


Figure 24. Représentation cartographique de la différence de probabilité d'occurrence relative du loup gris attendue selon le scénario #7 (*Restauration de chemins dans les zones 1A, 1B, 1C et 1E du site faunique*) et calculée en soustrayant pour chaque pixel la probabilité d'occurrence relative actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018) de la probabilité d'occurrence relative obtenue pour le scénario #7. Les changements sont représentés en quantiles suivant une diminution de la probabilité d'occurrence relative (en rouge), peu de changement (en jaune) ou une augmentation (en vert).

Finalement, le Scénario #6 améliorerait grandement la quiétude du caribou dans la zone 1E par une diminution importante et ciblée de la qualité d’habitat du loup dans cette zone, ainsi qu’au sud de la zone 1E, alors que le Scénario #7 offre des gains moins importants, plus localisés mais également au cœur de l’habitat utilisé par le caribou dans le noyau de zones protégées 1C et 1E.

5.6. Impact des scénarios de restauration ou d’aménagement d’habitat sur le niveau de perturbation dans l’aire de répartition du caribou de Val-d’Or

L’analyse de l’impact des différents scénarios considérés dans la présente étude montre que le niveau actuel de perturbation est très élevé (78,17%⁶; Tableau 5), ce qui se situe bien au-delà du seuil de perturbation de 35% suggéré par Environnement Canada (2011). Le Scénario #1, qui implique l’ajout de coupes forestières, ferait grimper le niveau de perturbation, éloignant l’aire de répartition du caribou de Val-d’Or de l’autosuffisance, alors que les scénarios de restauration (#2 à #7) offrent tous une diminution relative du niveau de perturbation. Le Scénario #2 s’avère le plus prometteur (73,35%) alors que les scénarios #3, #4, #6 et #7 n’offrent que des gains minimes (Tableau 5). Toutefois, aucun scénario ne permet d’abaisser le niveau de perturbation en-deçà du seuil de 35%, seuil visé pour offrir une probabilité d’autosuffisance de 60%.

5.7. Identification des COS à prioriser pour les efforts de restauration

Les différents scénarios considérés permettent de localiser les gains et les pertes en probabilité d’occurrence relative pour le caribou de Val-d’Or ainsi que pour le loup à l’échelle des pixels; cependant, l’exercice d’identification des secteurs où les efforts de restauration de la qualité d’habitat pour le caribou doivent être priorisés n’est pas simple à une échelle spatiale aussi fine. Suivant le rapport de St-Laurent et al. (2018) sur le caribou de la Gaspésie, nous avons décidé de synthétiser les gains et les pertes à l’échelle d’une unité spatiale de référence communément utilisée en planification des activités d’aménagement forestier et du territoire, à savoir les compartiments d’organisation spatiale (ci-après COS; voir la Figure 25 pour leur distribution dans l’aire d’étude).

⁶ Suivant une analyse appliquée à la carte écoforestière et au Routard tous deux mis à jour en 2018.

Tableau 5. Niveau de perturbation (en %) dans l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or, tel que délimitée à l'aide d'un PCM 100% circonscrivant les localisations télémétriques GPS récoltées entre 2011 et 2017. Les perturbations considérées incluent les routes pavées, chemins forestiers, les coupes de ≤ 50 ans et moins et les brûlis de ≤ 40 ans; une zone tampon de 500 m a été ajoutée aux structures linéaires et aux coupes, selon la méthode d'Environnement Canada (2011).

Scénarios d'aménagement ou de restauration d'habitat		Niveau de perturbation (%)
#	Description	
État actuel	Suivant la carte écoforestière de 2018	78,17
1	Réalisation de coupes forestières supplémentaires près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique	78,95
2	Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique	73,35
3	Restauration de peuplements forestiers dans la zone 1C	77,31
4	Fermeture et revégétalisation des chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate	78,13
5	Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate	75,63
6	Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1E	77,23
7	Restauration de chemins dans les zones 1A, 1B, 1C et 1E du site faunique	78,14

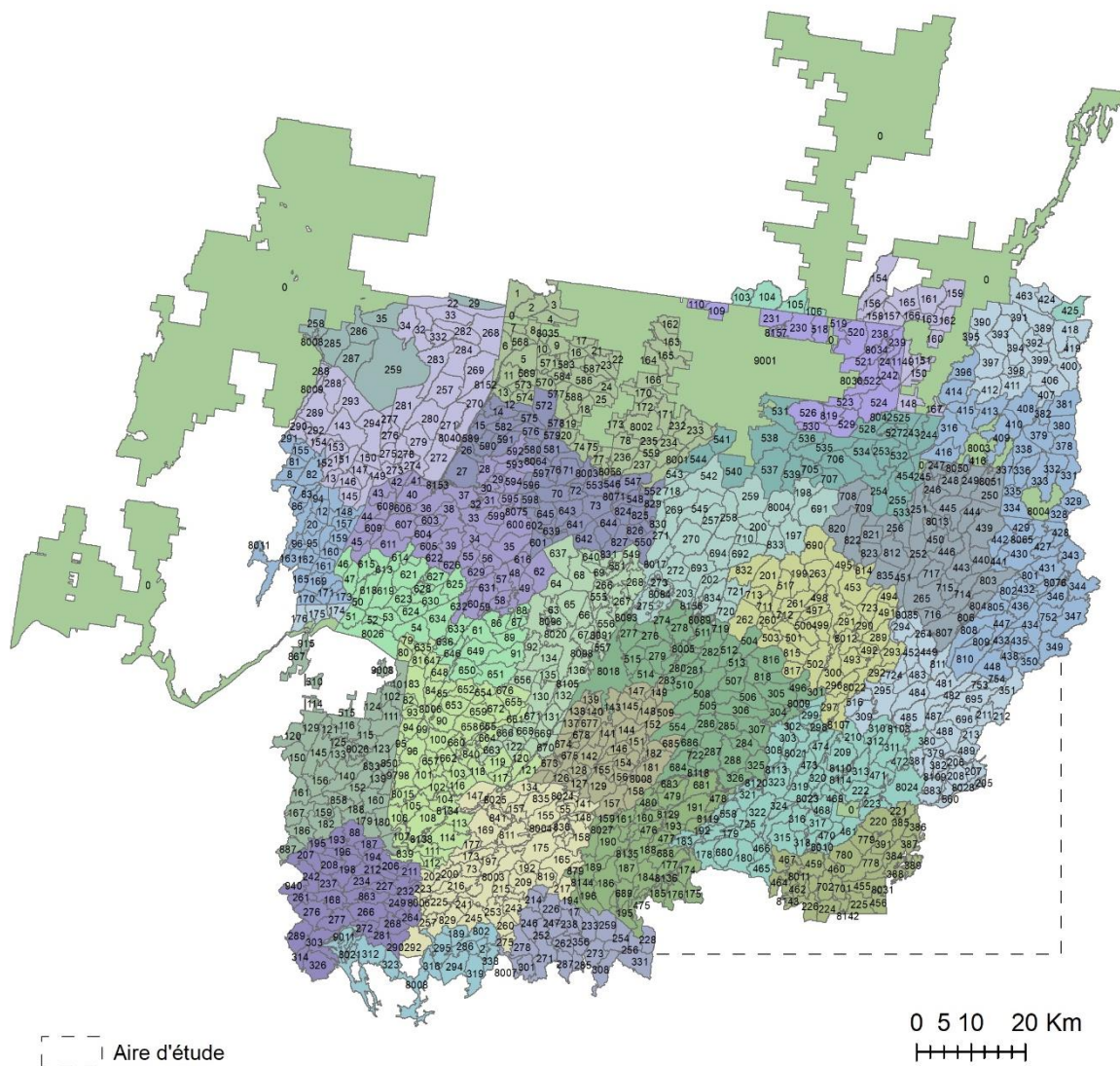


Figure 25. Délimitation des compartiments d'organisation spatiale (COS; fines lignes grises) et des unités territoriales (ici désignées par les trames de couleur) considérés dans l'évaluation de l'effet potentiel des efforts de restauration de la qualité d'habitat pour le caribou de Val-d'Or. Un identifiant unique des COS est utilisé aux Tableaux 6 à 20. Seuls les COS de la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue et qui entrecoupent notre aire d'étude (en pointillé) sont représentés. Les COS situés dans la partie sud-est de l'aire d'étude, en Outaouais, ne sont pas considérés dans l'analyse graphique ni les Tableaux 6 à 20.

Un faible nombre de COS sont ciblés par les interventions prévues dans chacun des scénarios considérés. Ainsi, des pertes de qualité d'habitat (ci-après toujours $\geq 5\%$) pour le caribou de Val-d'Or sont concentrées dans 16 COS selon le Scénario #1 (Figure 26, Tableau 6), avec des pertes variant de 5,21 à 13,28%, disqualifiant du coup ce scénario pour un quelconque effort de restauration de l'habitat du caribou de Val-d'Or. Pour les six autres scénarios, les gains se retrouvent principalement dans 25 COS suivant le Scénario #2 (Figure 27, Tableau 7), un seul COS pour le Scénario #3 (Figure 28, Tableau 8), 7 COS pour le Scénario #4 (Figure 29⁷, Tableau 9), 8 COS pour le Scénario #5 (Figure 30, Tableau 10), 7 COS pour le Scénario #6 (Figure 31, Tableau 11) et seulement un COS pour le Scénario #7 (Figure 32, Tableau 12). Pour ces six scénarios, les gains les plus notables pour le caribou se retrouvent dans quelques COS qui diffèrent entre chacun des scénarios (Tableaux 7-12). Ces gains se retrouvant sur une échelle relative de probabilité d'occurrence, il n'est toutefois pas possible de les comparer de manière absolue. Cependant, nous pouvons avancer que le Scénario #2 est celui qui apporterait la contribution la plus appréciable à la restauration de la qualité d'habitat pour le caribou de Val-d'Or, avec les cinq meilleurs COS offrant un gain potentiel en probabilité d'occurrence relative variant de 21,18 à 28,82% (Tableau 7). Toujours sur la base des cinq COS où le gain moyen serait le plus élevé, le deuxième meilleur scénario serait le Scénario #6 avec des gains variant de 6,97 à 10,77% (Tableau 11), suivi du Scénario #5 avec des gains variant de 6,63 à 10,77% (Tableau 10) et du Scénario #4 avec des gains variant de 5,06 à 9,02% (Tableau 9), gains réalisés *à l'échelle des COS concernés*.

⁷ Il importe de noter que l'exercice de standardisation (entre 0 et 1) des gains et pertes, réalisé pour l'exercice cartographique seulement, peut donner l'impression que des polygones qui ne sont pas à proximité de ceux impactés par un scénario d'aménagement ou de restauration aient malgré tout une différence de probabilité relative d'occurrence. Nous soulignons cependant qu'il s'agit là d'un artefact graphique lié à l'exercice de standardisation cartographique, rien de plus.

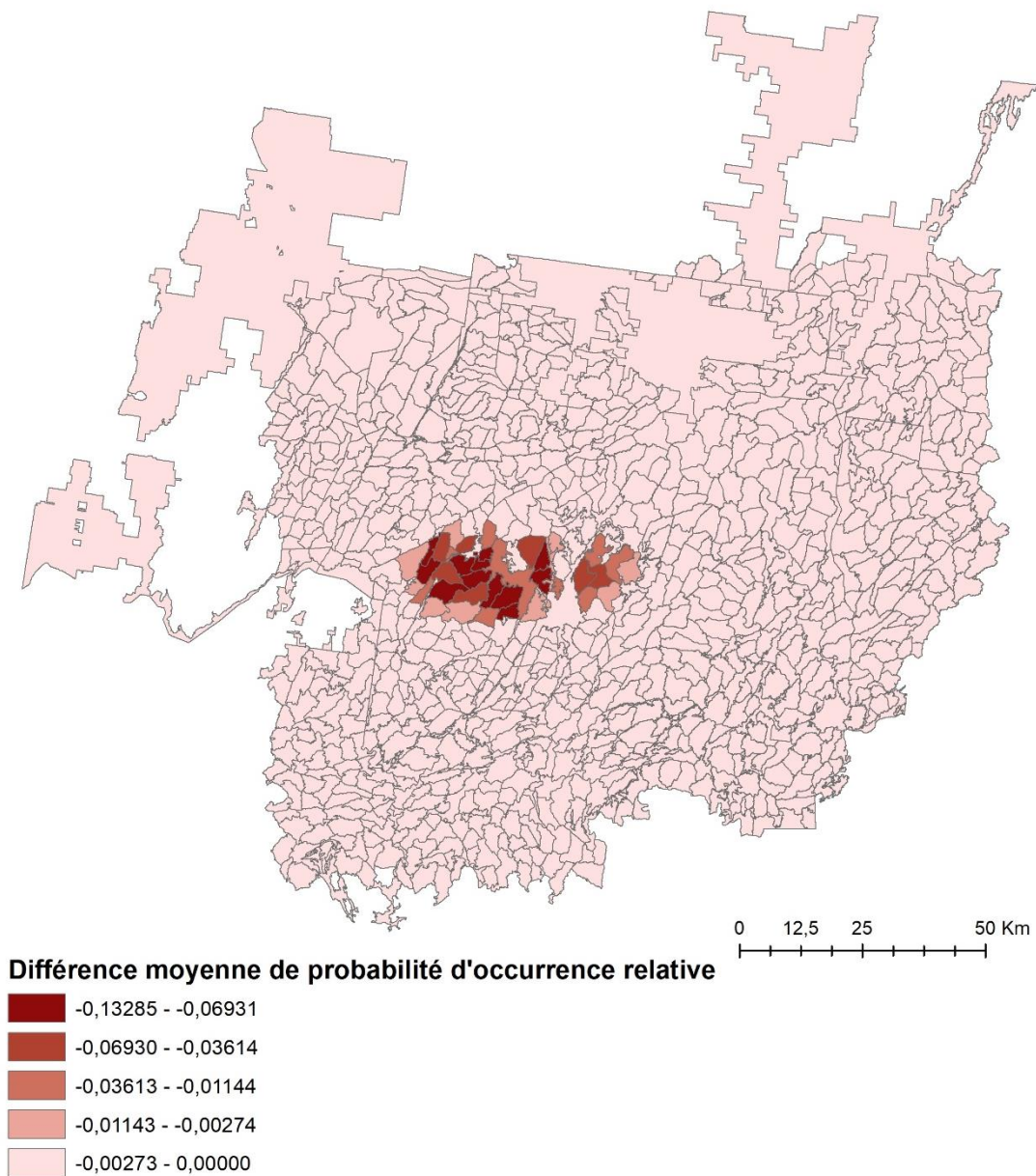


Figure 26. Représentation cartographique de la moyenne des différences de probabilité d'occurrence relative du caribou de Val-d'Or rapportée à l'échelle du COS et attendue selon le scénario #1 (*Réalisation de coupes forestières supplémentaires près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018). Les changements sont représentés suivant un gradient d'intensité de perte (en rouge) de probabilité d'occurrence relative.

Tableau 6. Hiérarchie des 25 compartiments d'organisation spatiale (COS) présentant les valeurs les plus élevées de perte moyenne, de variabilité (écart-type plus élevé) et de perte maximales en probabilité d'occurrence relative (comme proxy de la qualité d'habitat) du caribou de Val-d'Or attendues selon le scénario #1 (*Réalisation de coupes forestières supplémentaires près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018).

COS #	Perte moyenne	COS #	Écart-type	COS #	Perte maximale
19_87	-0,1328	19_87	0,1762	19_88	-0,7213
20_632	-0,1016	17_66	0,1670	19_61	-0,6940
17_66	-0,1000	17_92	0,1622	17_65	-0,6761
17_92	-0,0899	20_632	0,1603	19_91	-0,3884
17_67	-0,0839	17_67	0,1567	17_135	-0,3884
19_649	-0,0830	19_89	0,1529	20_60	-0,3884
19_88	-0,0793	17_135	0,1522	11_277	-0,3884
19_89	-0,0767	19_649	0,1498	19_87	-0,3884
19_633	-0,0755	19_633	0,1485	20_58	-0,3884
17_135	-0,0748	19_88	0,1483	19_649	-0,3884
19_86	-0,0728	17_134	0,1469	17_67	-0,3884
17_134	-0,0693	19_86	0,1458	17_66	-0,3884
20_60	-0,0607	17_65	0,1364	19_86	-0,3884
17_65	-0,0580	11_276	0,1337	17_136	-0,3884
11_276	-0,0546	20_60	0,1325	17_134	-0,3884
19_61	-0,0521	19_61	0,1275	20_632	-0,3884
20_58	-0,0454	20_58	0,1217	19_650	-0,3884
11_277	-0,0414	11_277	0,1182	17_92	-0,3884
19_91	-0,0361	19_91	0,1089	19_89	-0,3884
20_59	-0,0306	20_59	0,1034	19_633	-0,3884
11_274	-0,0193	11_274	0,0832	11_276	-0,3884
17_8020	-0,0175	17_8020	0,0794	20_59	-0,3884
17_656	-0,0167	17_656	0,0780	11_274	-0,3884
17_557	-0,0137	17_557	0,0703	17_8020	-0,3884
20_8097	-0,0123	20_8097	0,0679	16_275	-0,3884

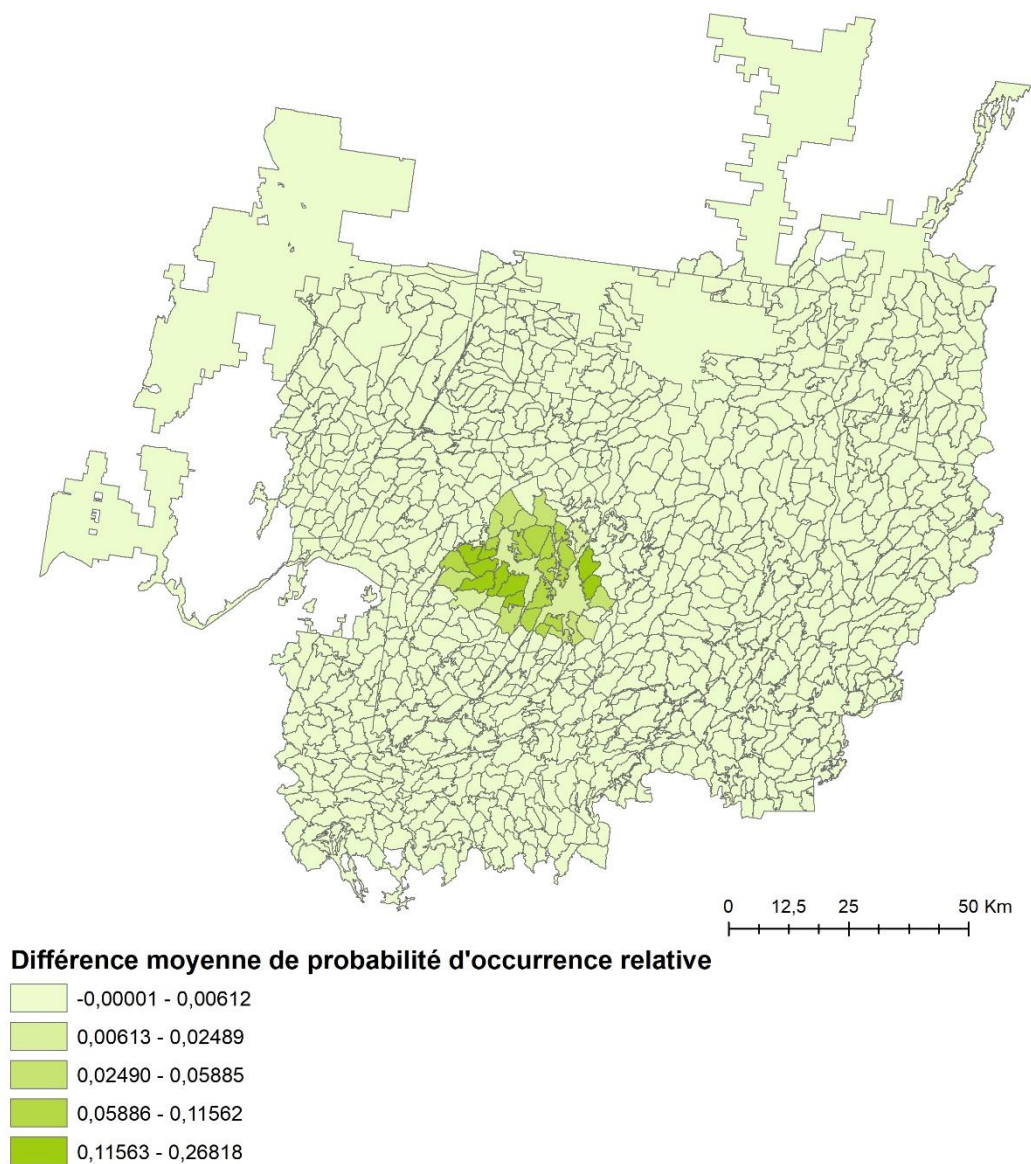


Figure 27. Représentation cartographique de la moyenne des différences de probabilité d'occurrence relative du caribou de Val-d'Or rapportée à l'échelle du COS et attendue selon le scénario #2 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018). Les changements sont représentés suivant un gradient d'intensité de gain (en vert) de probabilité d'occurrence relative.

Tableau 7. Hiérarchie des 25 compartiments d'organisation spatiale (COS) présentant les valeurs les plus élevées de gain moyen, de variabilité (écart-type plus élevé) et de gain maximal en probabilité d'occurrence relative (comme proxy de la qualité d'habitat) du caribou de Val-d'Or attendues selon le scénario #2 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018).

COS #	Gain moyen	COS #	Écart-type	COS #	Gain maximal
19_89	0,2682	17_135	0,2162	17_92	0,5653
17_92	0,2663	19_91	0,2154	17_134	0,5652
17_134	0,2457	17_134	0,2144	19_89	0,5648
17_135	0,2218	11_277	0,2132	17_135	0,5642
19_91	0,2118	17_92	0,2112	19_87	0,5637
19_87	0,2091	11_515	0,2076	19_91	0,5635
11_277	0,1722	19_89	0,1978	19_86	0,5630
11_515	0,1685	17_656	0,1869	19_88	0,5629
19_86	0,1623	19_87	0,1759	10_139	0,5611
17_555	0,1156	19_86	0,1688	17_132	0,5609
17_136	0,1136	19_649	0,1417	11_515	0,5598
17_67	0,1114	19_61	0,1354	11_277	0,5591
19_88	0,1107	10_139	0,1296	20_49	0,5589
17_65	0,1033	10_143	0,1230	19_61	0,5588
17_63	0,1030	20_62	0,1168	10_143	0,5588
17_132	0,1019	11_514	0,1104	17_656	0,5588
17_557	0,0994	10_138	0,1076	10_138	0,5566
10_139	0,0983	19_88	0,1065	19_649	0,5559
17_556	0,0957	19_651	0,1032	19_651	0,5546
17_66	0,0794	17_130	0,0995	20_62	0,5517
10_138	0,0788	20_49	0,0939	17_130	0,5506
19_61	0,0779	17_132	0,0921	17_64	0,5504
20_49	0,0588	10_140	0,0777	11_514	0,5491
10_143	0,0569	17_555	0,0776	17_555	0,5305
17_64	0,0560	17_136	0,0771	17_67	0,4714

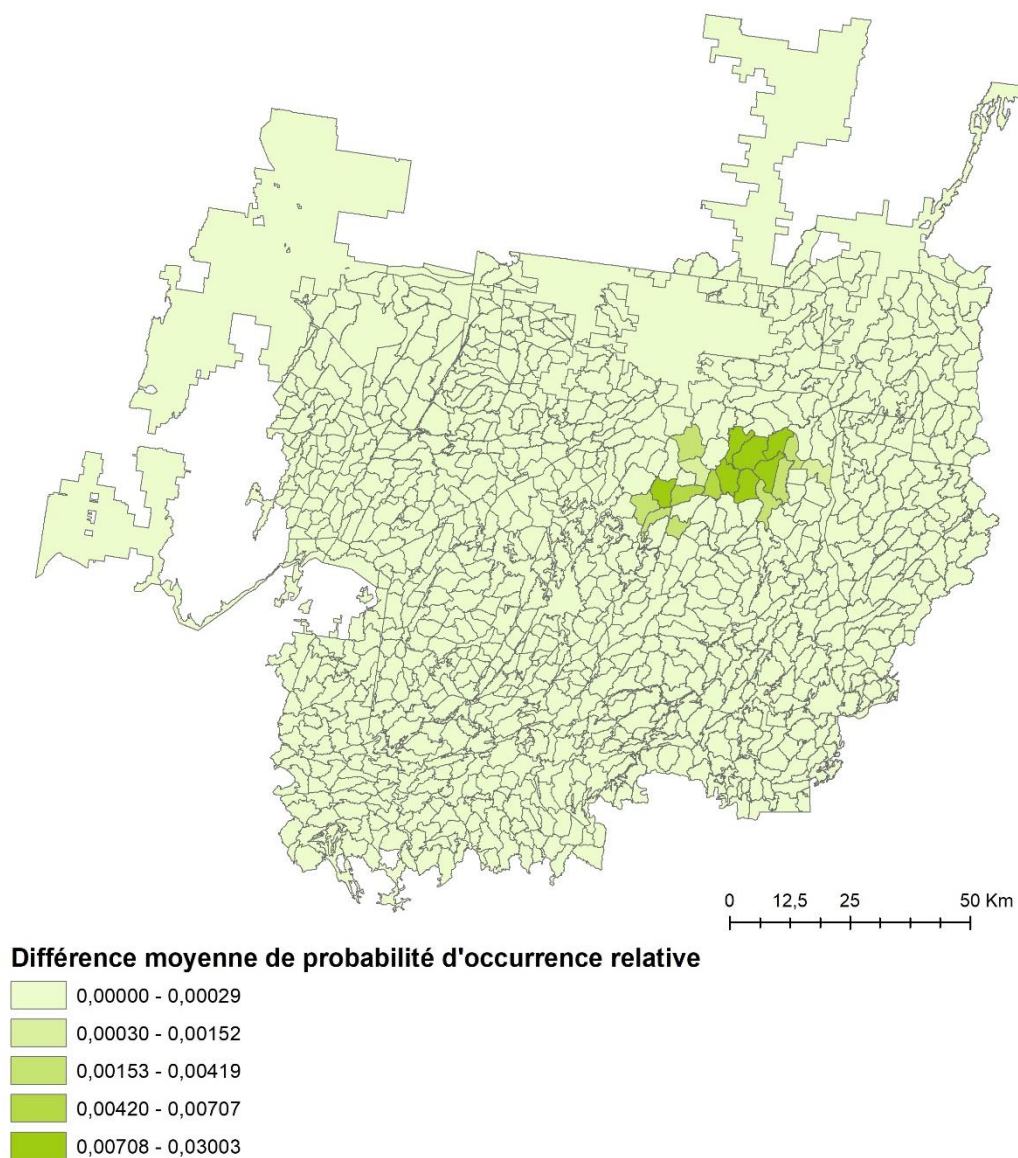


Figure 28. Représentation cartographique de la moyenne des différences de probabilité d'occurrence relative du caribou de Val-d'Or rapportée à l'échelle du COS et attendue selon le scénario #3 (*Restauration de peuplements forestiers dans la zone 1C*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018). Les changements sont représentés suivant un gradient d'intensité de gain (en vert) de probabilité d'occurrence relative.

Tableau 8. Hiérarchie des 25 compartiments d'organisation spatiale (COS) présentant les valeurs les plus élevées de gain moyen, de variabilité (écart-type plus élevé) et de gain maximal en probabilité d'occurrence relative (comme proxy de la qualité d'habitat) du caribou de Val-d'Or attendues selon le scénario #3 (*Restauration de peuplements forestiers dans la zone 1C*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018).

COS #	Gain moyen	COS #	Écart-type	COS #	Gain maximal
16_197	0,0300	16_197	0,0951	16_197	0,3477
16_694	0,0181	16_694	0,0760	16_694	0,3477
13_708	0,0166	13_708	0,0723	13_708	0,3477
12_690	0,0145	13_820	0,0681	13_820	0,3477
13_820	0,0143	16_691	0,0670	16_691	0,3477
16_691	0,0140	12_690	0,0666	12_690	0,3477
16_198	0,0138	16_198	0,0663	16_198	0,3477
16_833	0,0071	16_833	0,0487	16_833	0,3477
16_692	0,0055	16_692	0,0425	16_692	0,3477
13_822	0,0042	13_822	0,0366	13_822	0,3477
13_709	0,0030	16_721	0,0292	13_709	0,3477
16_721	0,0025	13_709	0,0290	12_495	0,3477
16_693	0,0025	16_693	0,0288	16_259	0,3477
12_495	0,0023	12_495	0,0279	16_693	0,3477
16_259	0,0021	16_259	0,0268	16_721	0,3477
16_202	0,0021	16_202	0,0265	16_202	0,3475
16_200	0,0015	16_200	0,0226	14_537	0,3475
13_256	0,0008	13_256	0,0146	16_200	0,3462
14_539	0,0003	14_539	0,0074	13_256	0,3458
13_821	0,0002	14_537	0,0047	14_539	0,3322
16_710	0,0002	13_821	0,0012	16_710	0,0735
14_537	0,0001	16_710	0,0011	14_254	0,0730
16_834	< 0,0001	14_254	0,0008	12_263	0,0730
12_201	< 0,0001	16_834	0,0008	13_823	0,0075
13_812	< 0,0001	12_201	0,0005	16_834	0,0075

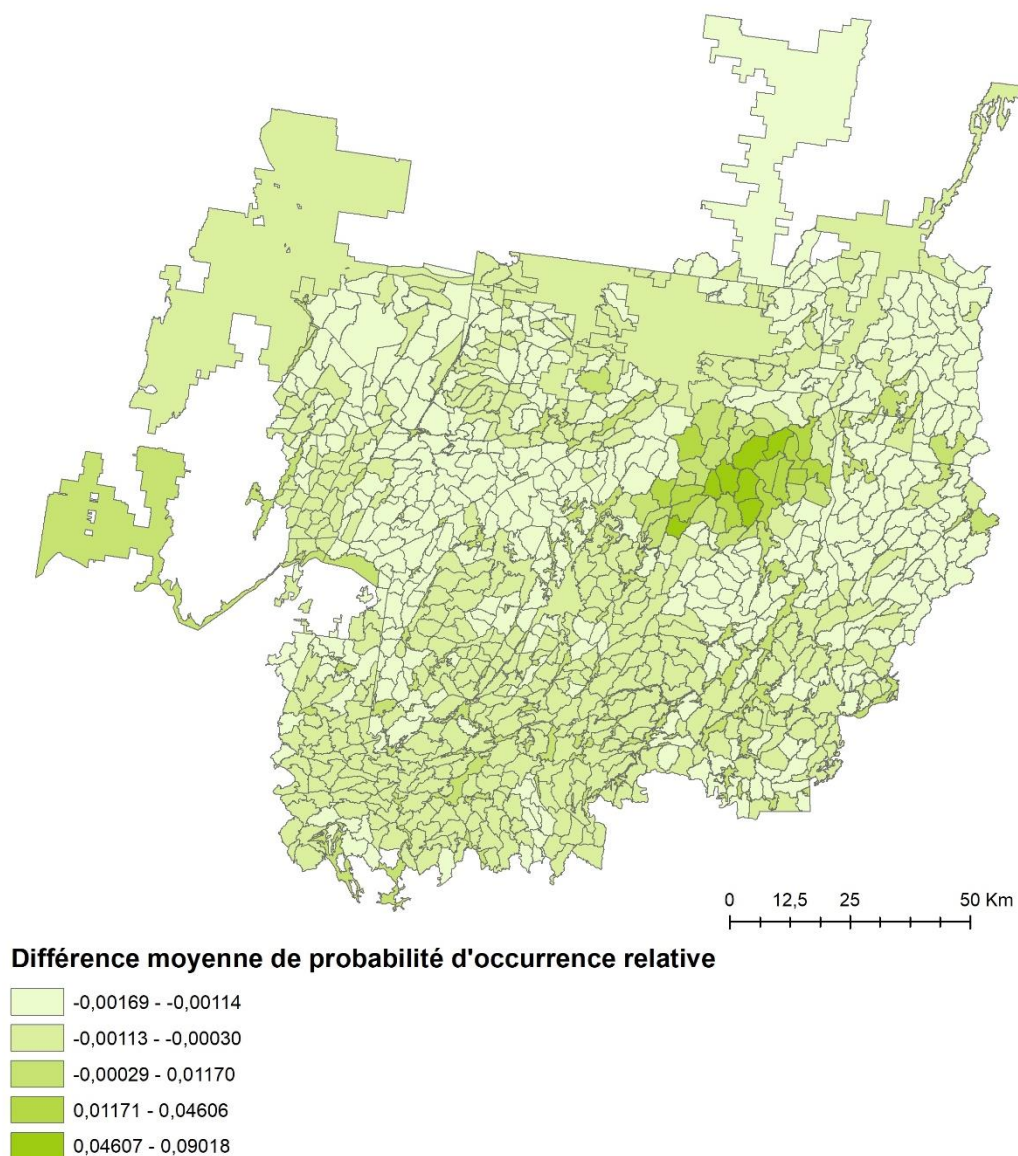


Figure 29. Représentation cartographique de la moyenne des différences de probabilité d'occurrence relative du caribou de Val-d'Or rapportée à l'échelle du COS et attendue selon le scénario #4 (*Fermeture et revégétalisation des chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018). Les changements sont représentés suivant un gradient d'intensité de gain (en vert) de probabilité d'occurrence relative.

Tableau 9. Hiérarchie des 25 compartiments d'organisation spatiale (COS) présentant les valeurs les plus élevées de gain moyen, de variabilité (écart-type plus élevé) et de gain maximal en probabilité d'occurrence relative (comme proxy de la qualité d'habitat) du caribou de Val-d'Or attendues selon le scénario #4 (*Fermeture et revégétalisation des chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018).

COS #	Gain moyen	COS #	Écart-type	COS #	Gain maximal
12_690	0,0902	16_721	0,0632	13_822	0,2480
16_197	0,0758	13_708	0,0629	13_820	0,2477
12_263	0,0676	16_691	0,0629	12_690	0,2473
16_691	0,0521	12_690	0,0624	12_495	0,2463
16_721	0,0506	16_197	0,0615	16_691	0,2459
16_833	0,0506	12_263	0,0609	16_833	0,2456
13_708	0,0500	16_259	0,0590	12_199	0,2455
13_709	0,0460	12_495	0,0559	12_261	0,2455
13_820	0,0440	13_256	0,0548	12_263	0,2455
16_259	0,0434	12_832	0,0546	12_832	0,2431
12_495	0,0421	14_254	0,0543	12_201	0,2430
13_821	0,0396	16_833	0,0523	13_708	0,2425
13_822	0,0385	12_199	0,0509	14_254	0,2421
14_254	0,0381	13_709	0,0480	16_721	0,2418
12_199	0,0327	16_694	0,0476	16_197	0,2411
13_256	0,0325	13_820	0,0472	13_256	0,2398
12_832	0,0288	13_822	0,0470	16_259	0,2390
16_694	0,0200	13_821	0,0441	13_821	0,2385
16_692	0,0195	16_692	0,0405	13_709	0,2375
12_201	0,0117	12_201	0,0398	16_694	0,2328
13_823	0,0082	16_198	0,0300	13_812	0,2313
16_198	0,0077	16_693	0,0300	16_692	0,2309
12_261	0,0077	14_539	0,0263	16_198	0,2281
16_693	0,0073	12_261	0,0257	14_539	0,2270
16_710	0,0065	16_710	0,0216	14_537	0,2264

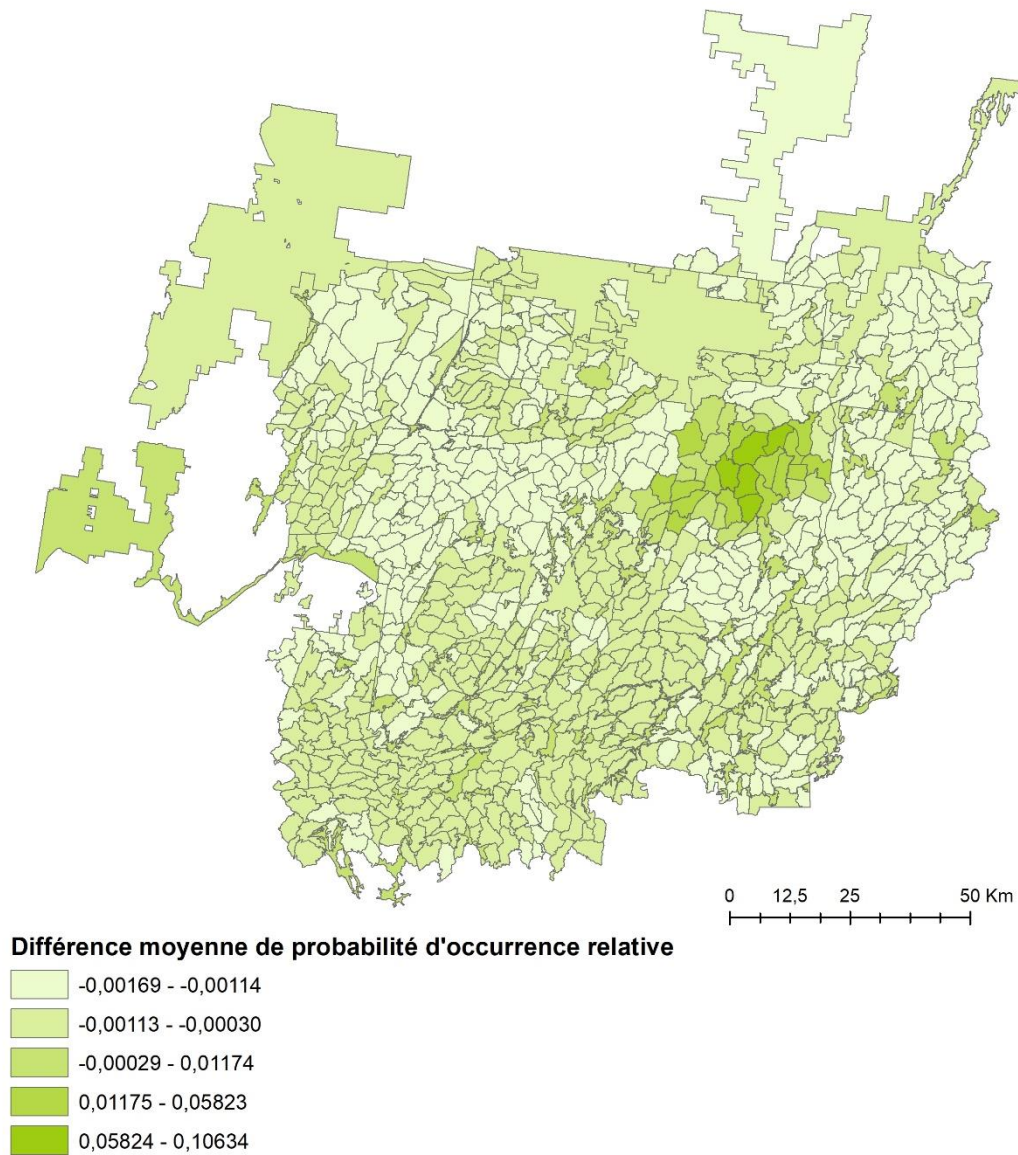


Figure 30. Représentation cartographique de la moyenne des différences de probabilité d'occurrence relative du caribou de Val-d'Or rapportée à l'échelle du COS et attendue selon le scénario #5 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018). Les changements sont représentés suivant un gradient d'intensité de gain (en vert) de probabilité d'occurrence relative.

Tableau 10. Hiérarchie des 25 compartiments d’organisation spatiale (COS) présentant les valeurs les plus élevées de gain moyen, de variabilité (écart-type plus élevé) et de gain maximal en probabilité d’occurrence relative (comme proxy de la qualité d’habitat) du caribou de Val-d’Or attendues selon le scénario #5 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018).

COS #	Gain moyen	COS #	Écart-type	COS #	Gain maximal
16_197	0,1063	16_197	0,1330	12_690	0,5623
12_690	0,1049	16_694	0,1104	16_197	0,5619
12_263	0,0676	13_708	0,1072	13_820	0,5613
13_708	0,0669	16_691	0,1004	12_495	0,5609
16_691	0,0663	12_690	0,0989	16_833	0,5600
13_820	0,0582	13_820	0,0909	13_822	0,5593
16_833	0,0576	16_198	0,0801	16_691	0,5584
16_721	0,0532	16_833	0,0745	16_259	0,5578
13_709	0,0491	16_721	0,0706	13_709	0,5577
16_259	0,0455	16_692	0,0661	13_708	0,5577
12_495	0,0444	16_259	0,0654	16_198	0,5546
13_822	0,0426	12_495	0,0651	16_694	0,5524
13_821	0,0399	13_822	0,0630	16_692	0,5485
16_694	0,0384	12_263	0,0609	16_721	0,5447
14_254	0,0381	13_709	0,0596	14_539	0,5358
13_256	0,0334	13_256	0,0567	16_693	0,5347
12_199	0,0327	12_832	0,0547	16_202	0,4369
12_832	0,0288	14_254	0,0543	16_200	0,3691
16_692	0,0250	12_199	0,0509	13_256	0,3541
16_198	0,0216	16_693	0,0464	14_537	0,3489
12_201	0,0117	13_821	0,0446	14_254	0,3079
16_693	0,0099	12_201	0,0399	12_263	0,2839
13_823	0,0082	16_202	0,0306	12_199	0,2455
12_261	0,0077	14_539	0,0290	12_261	0,2455
16_202	0,0072	12_261	0,0257	12_832	0,2431

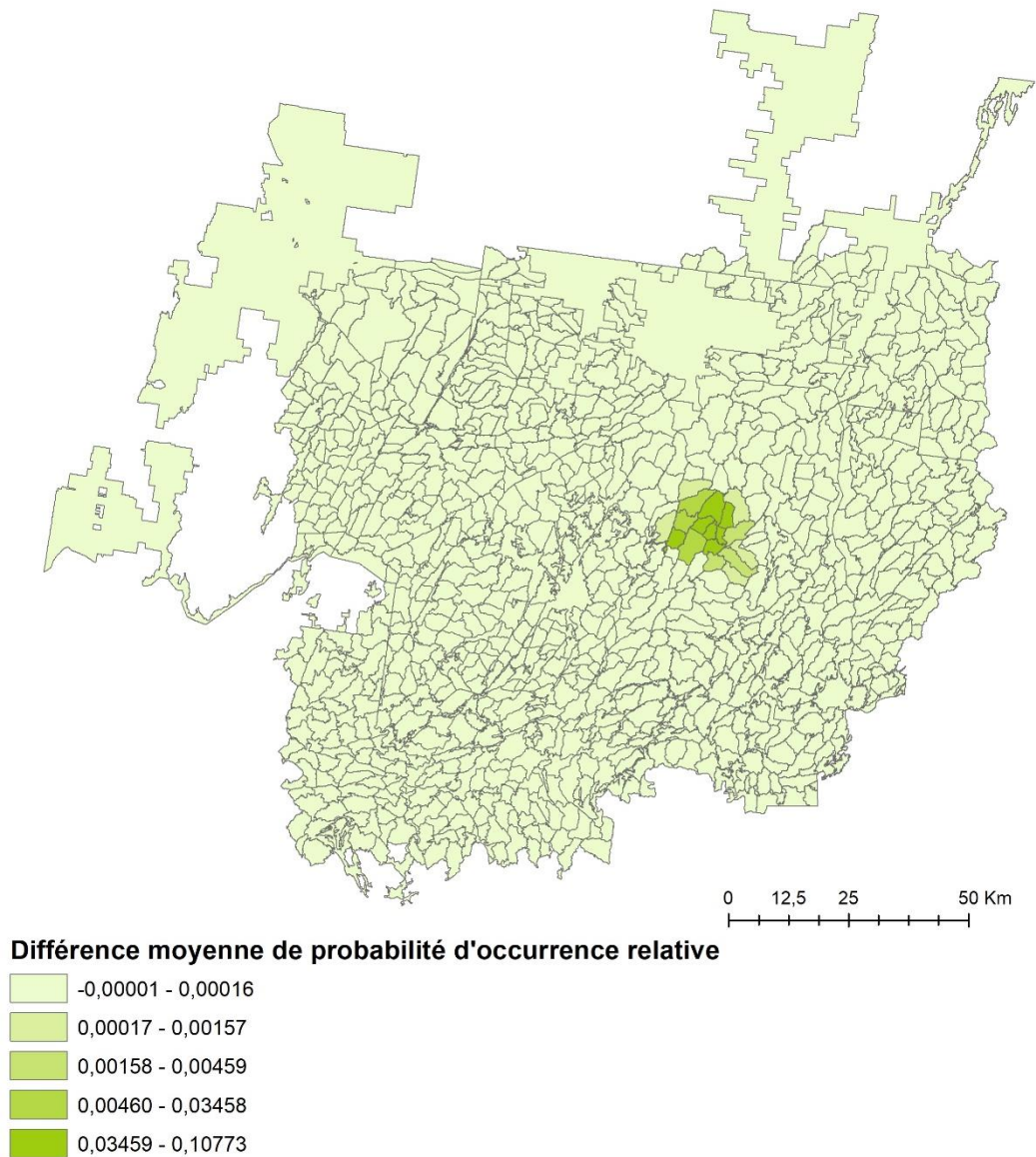


Figure 31. Représentation cartographique de la moyenne des différences de probabilité d'occurrence relative du caribou de Val-d'Or rapportée à l'échelle du COS et attendue selon le scénario #6 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1E*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018). Les changements sont représentés suivant un gradient d'intensité de gain (en vert) de probabilité d'occurrence relative.

Tableau 11. Hiérarchie des 25 compartiments d'organisation spatiale (COS) présentant les valeurs les plus élevées de gain moyen, de variabilité (écart-type plus élevé) et de gain maximal en probabilité d'occurrence relative (comme proxy de la qualité d'habitat) du caribou de Val-d'Or attendues selon le scénario #6 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1E*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018).

COS #	Gain moyen	COS #	Écart-type	COS #	Gain maximal
12_711	0,1077	16_720	0,1519	12_713	0,5581
16_720	0,0796	12_713	0,1383	16_720	0,5553
12_712	0,0793	12_262	0,1067	16_721	0,5404
12_260	0,0735	12_201	0,0688	12_262	0,5069
12_517	0,0697	12_260	0,0669	12_711	0,2477
12_201	0,0682	12_517	0,0648	12_201	0,2464
12_713	0,0624	12_711	0,0642	12_517	0,2420
12_832	0,0346	16_721	0,0630	12_712	0,2396
16_721	0,0145	12_712	0,0605	12_832	0,2395
12_262	0,0144	12_832	0,0537	12_260	0,2378
12_261	0,0046	12_261	0,0100	12_261	0,1608
12_501	0,0036	12_199	0,0065	12_199	0,1234
12_503	0,0033	12_501	0,0061	12_501	0,0507
12_199	0,0017	12_503	0,0035	16_692	0,0292
12_500	0,0010	12_500	0,0021	12_503	0,0277
16_834	0,0006	16_692	0,0014	4_283	0,0216
12_815	0,0006	16_834	0,0012	12_500	0,0194
16_692	0,0005	12_815	0,0009	4_276	0,0189
11_816	0,0002	11_816	0,0003	16_834	0,0072
11_511	< 0,0001	4_276	0,0003	12_815	0,0046
11_504	< 0,0001	4_153	0,0003	11_504	0,0018
11_8089	< 0,0001	4_283	0,0003	11_816	0,0017
4_276	< 0,0001	11_511	0,0001	11_511	0,0015
4_283	< 0,0001	11_504	0,0001	12_499	0,0008
12_499	< 0,0001	4_272	< 0,0001	11_8089	0,0005

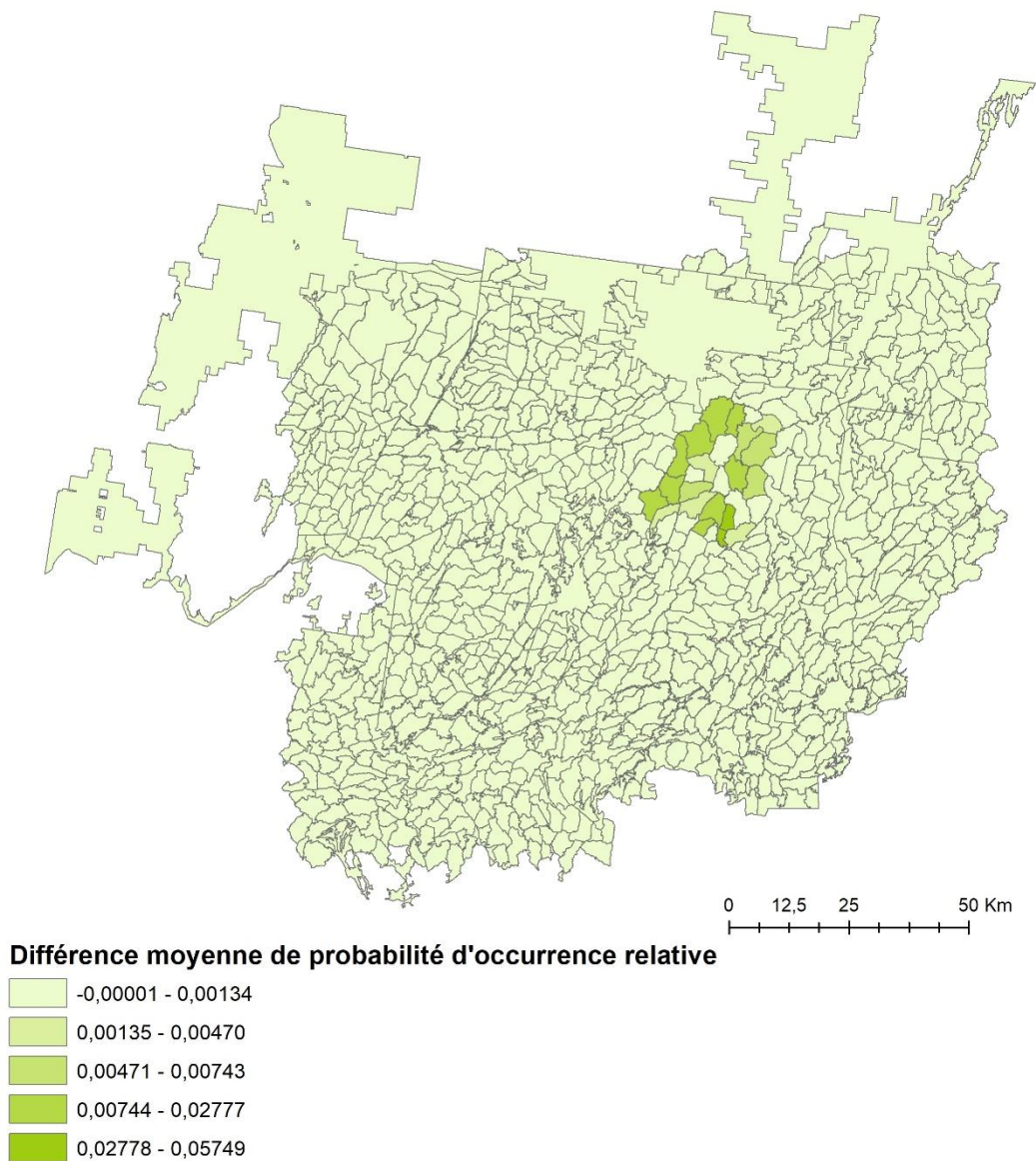


Figure 32. Représentation cartographique de la moyenne des différences de probabilité d'occurrence relative du caribou de Val-d'Or rapportée à l'échelle du COS et attendue selon le scénario #7 (*Restauration de chemins dans les zones 1A, 1B, 1C et 1E du site faunique*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018). Les changements sont représentés suivant un gradient d'intensité de gain (en vert) de probabilité d'occurrence relative.

Tableau 12. Hiérarchie des 25 compartiments d'organisation spatiale (COS) présentant les valeurs les plus élevées de gain moyen, de variabilité (écart-type plus élevé) et de gain maximal en probabilité d'occurrence relative (comme proxy de la qualité d'habitat) du caribou de Val-d'Or attendues selon le scénario #7 (*Restauration de chemins dans les zones 1A, 1B, 1C et 1E du site faunique*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018).

COS #	Gain moyen	COS #	Écart-type	COS #	Gain maximal
12_712	0,0575	12_712	0,0606	16_197	0,2395
12_517	0,0398	12_517	0,0539	16_259	0,2345
16_259	0,0278	12_201	0,0480	16_258	0,2328
12_201	0,0242	16_197	0,0459	12_517	0,2270
16_258	0,0223	16_259	0,0458	12_712	0,2252
16_197	0,0207	16_258	0,0446	12_201	0,2227
14_539	0,0181	16_693	0,0398	12_713	0,2205
16_693	0,0161	12_713	0,0396	16_198	0,2179
12_713	0,0155	14_539	0,0375	16_694	0,2155
14_537	0,0155	16_694	0,0367	16_691	0,2112
16_694	0,0139	14_537	0,0361	14_537	0,2110
16_692	0,0074	16_692	0,0282	16_692	0,2108
16_691	0,0066	12_690	0,0262	14_539	0,2083
12_690	0,0063	16_691	0,0259	16_693	0,2073
16_198	0,0059	16_198	0,0256	12_690	0,2055
14_707	0,0047	14_707	0,0215	12_832	0,2052
16_202	0,0036	12_832	0,0171	14_706	0,1909
12_261	0,0032	14_706	0,0108	14_707	0,1837
12_832	0,0028	16_202	0,0095	12_261	0,1489
16_200	0,0024	12_261	0,0081	12_199	0,1225
14_706	0,0013	12_199	0,0053	16_721	0,1042
12_199	0,0009	16_200	0,0050	16_202	0,1027
16_8004	0,0006	16_721	0,0029	16_200	0,0551
16_833	0,0003	16_8004	0,0011	13_708	0,0521
12_500	0,0002	16_833	0,0010	16_8004	0,0473

Les deux derniers scénarios n'offraient que des gains limités (Scénario #7 : gains de 2,23 à 5,75%; Scénario #3 : gains de 1,43 à 3,00%; toujours **à l'échelle des COS concernés**; voir Tableaux 8 et 12). Les scénarios prédisant des gains plus importants en moyenne étaient également ceux où les gains s'avéraient les plus variables entre les pixels et les plus élevés à l'échelle du pixel (c.-à-d. Scénarios #2, 5 et 6; Tableaux 7, 10 et 11).

Pour le Scénario #2 spécifiquement, les 16 COS où les gains seraient les plus élevés (c.-à-d. en ordre décroissant de contribution potentielle : les COS #19_89, #17_92, #17_134, #17_135, #19_91, #19_87, #11_277, #11_515, #19_86, #17_555, #17_136, #17_67, #19_88, #17_65, #17_63 et #17_132; Tableau 7) permettraient des gains en qualité relative d'habitat variant de 10,19% à 26,82% **à l'échelle des COS concernés**, ce qu'il importe de souligner puisqu'ils ne représentent qu'une faible fraction du territoire à l'étude.

L'analyse équivalente appliquée au loup à l'échelle des COS offre un portrait opposé avec le Scénario #1 où s'ajoutent des coupes forestières comme étant le seul où des gains sont en moyenne réalisés (variant de 1,11 à 8,88% pour les 25 COS les plus affectés par les modifications prévues, **à l'échelle des COS concernés**; Figure 33, Tableau 13), alors que les six autres scénarios prônant une restauration d'habitat s'avéraient défavorables au loup en termes de qualité relative d'habitat (Figures 34 à 39, Tableaux 14 à 19). En effet, les pertes de qualité relative d'habitat se concentraient principalement (c.-à-d. > à 5%) dans 25 COS pour le Scénario #2 (Figure 34, Tableau 14), un seul COS pour le Scénario #3 (Figure 35, Tableau 15), 19 COS pour le Scénario #4 (Figure 36, Tableau 16), 19 COS pour le Scénario #5 (Figure 37, Tableau 17), 9 COS pour le Scénario #6 (Figure 38, Tableau 18) et 6 COS pour le Scénario #7 (Figure 39, Tableau 19).

Sur la base des pertes de qualité d'habitat pour le loup, la contribution la plus appréciable à l'amélioration des conditions d'habitat pour le caribou de Val-d'Or (sur la base des cinq COS offrant la plus grande perte potentielle de probabilité d'occurrence relative de loups) vient du Scénario #2, les pertes variant de 32,06 à 37,76% **à l'échelle des COS concernés** (Tableau 14). Le deuxième meilleur scénario serait le Scénario #6 avec des pertes variant de 17,68 à 27,81% (Tableau 18), suivi du Scénario #5 avec des pertes variant de 13,75 à 25,02% (Tableau 17), du Scénario #4 avec des pertes variant de 13,25 à

24,20% (Tableau 16) et du Scénario #7 avec des pertes variant de 6,02 à 14,14% (Tableau 19), toujours *à l'échelle des COS concernés*.

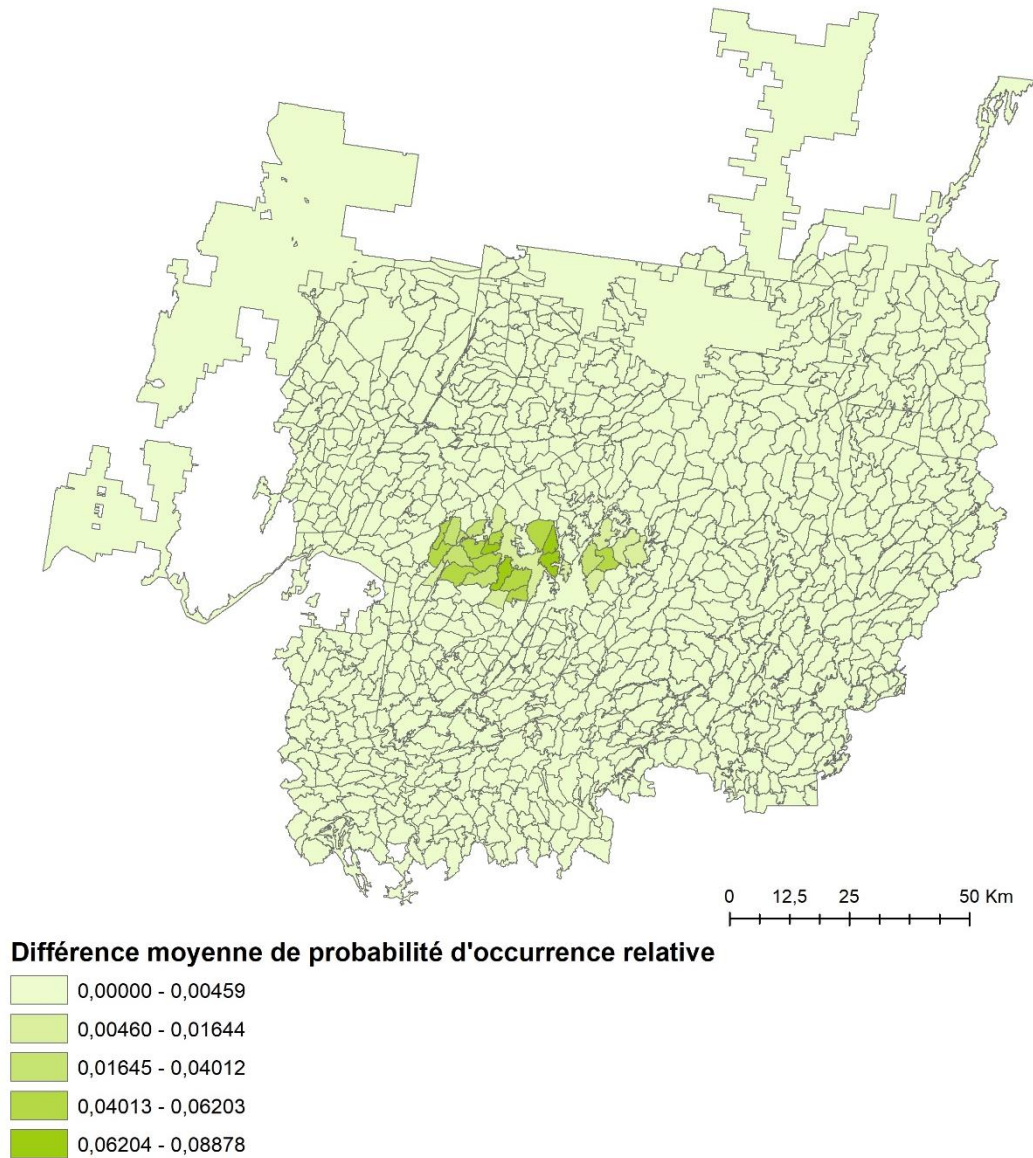


Figure 33. Représentation cartographique de la moyenne des différences de probabilité d'occurrence relative du loup gris rapportée à l'échelle du COS et attendue selon le scénario #1 (*Réalisation de coupes forestières supplémentaires près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018). Les changements sont représentés suivant un gradient d'intensité de gain (en vert) de probabilité d'occurrence relative.

Tableau 13. Hiérarchie des 25 compartiments d'organisation spatiale (COS) présentant les valeurs les plus élevées de gain moyen, de variabilité (écart-type plus élevé) et de gain maximal en probabilité d'occurrence relative (comme proxy de la qualité d'habitat) du loup gris attendues selon le scénario #1 (*Réalisation de coupes forestières supplémentaires près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018).

COS #	Gain moyen	COS #	Écart-type	COS #	Gain maximal
19_87	0,0888	17_66	0,1352	19_649	0,3758
17_66	0,0844	17_92	0,1322	17_66	0,3232
17_92	0,0731	17_67	0,1279	17_92	0,3232
17_67	0,0722	19_87	0,1268	17_67	0,3232
17_135	0,0620	17_135	0,1259	19_87	0,3232
19_89	0,0611	19_89	0,1234	17_135	0,3232
20_632	0,0575	17_134	0,1181	19_89	0,3232
17_134	0,0558	17_65	0,1111	17_134	0,3232
19_633	0,0548	11_276	0,1102	17_65	0,3232
19_88	0,0508	19_633	0,1085	11_276	0,3232
17_65	0,0488	19_86	0,1015	19_633	0,3232
19_86	0,0483	11_277	0,0974	19_86	0,3232
19_649	0,0463	19_88	0,0970	11_277	0,3232
11_276	0,0459	20_58	0,0969	19_88	0,3232
20_60	0,0401	20_632	0,0956	20_58	0,3232
20_58	0,0383	19_61	0,0928	20_632	0,3232
19_61	0,0378	19_649	0,0879	19_61	0,3232
11_277	0,0356	20_59	0,0844	20_59	0,3232
20_59	0,0261	20_60	0,0842	20_60	0,3232
19_91	0,0231	19_91	0,0742	19_91	0,3232
11_274	0,0164	11_274	0,0685	11_274	0,3232
17_8020	0,0143	17_656	0,0645	17_656	0,3232
17_656	0,0140	17_8020	0,0635	20_49	0,3232
17_557	0,0116	17_557	0,0566	16_275	0,3232
20_49	0,0111	20_8097	0,0554	11_515	0,3232

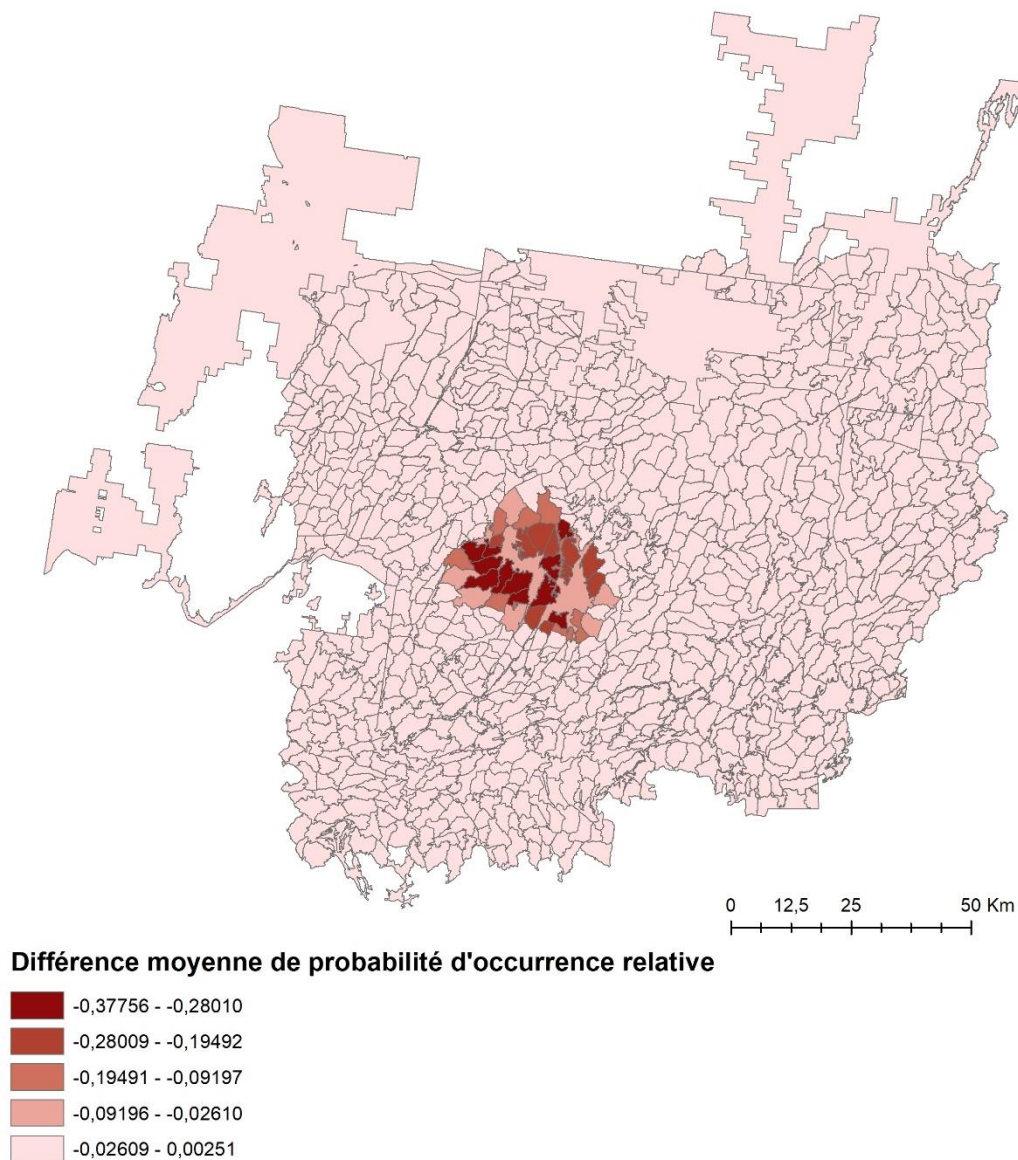


Figure 34. Représentation cartographique de la moyenne des différences de probabilité d'occurrence relative du loup gris rapportée à l'échelle du COS et attendue selon le scénario #2 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018). Les changements sont représentés suivant un gradient d'intensité de perte (en rouge) de probabilité d'occurrence relative.

Tableau 14. Hiérarchie des 25 compartiments d'organisation spatiale (COS) présentant les valeurs les plus élevées de perte moyenne, de variabilité (écart-type plus élevé) et de perte maximale en probabilité d'occurrence relative (comme proxy de la qualité d'habitat) du loup gris attendues selon le scénario #2 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018).

COS #	Perte moyenne	COS #	Écart-type	COS #	Perte maximale
19_89	-0,3776	19_91	0,2264	17_92	-0,7378
17_92	-0,3583	11_277	0,2258	17_134	-0,7376
17_134	-0,3523	11_515	0,2185	19_89	-0,7364
19_87	-0,3469	17_135	0,2089	17_135	-0,7348
17_135	-0,3206	17_92	0,2058	19_87	-0,7336
17_136	-0,3060	19_86	0,2021	19_91	-0,7330
10_139	-0,2920	17_134	0,1985	19_86	-0,7317
19_86	-0,2839	19_61	0,1932	19_88	-0,7316
17_67	-0,2839	19_87	0,1896	10_139	-0,7268
19_91	-0,2833	19_89	0,1888	17_132	-0,7262
17_555	-0,2801	17_132	0,1866	11_515	-0,7232
19_88	-0,2684	17_656	0,1835	11_277	-0,7216
17_65	-0,2642	19_88	0,1799	20_49	-0,7210
17_63	-0,2588	10_143	0,1761	19_61	-0,7208
17_132	-0,2568	10_140	0,1753	10_143	-0,7206
17_557	-0,2438	20_49	0,1714	17_656	-0,7205
17_556	-0,2369	10_138	0,1662	10_138	-0,7149
10_138	-0,2322	17_557	0,1643	19_649	-0,7130
11_515	-0,2226	17_66	0,1631	19_651	-0,7098
17_66	-0,2026	17_63	0,1613	20_62	-0,7021
11_277	-0,1949	17_556	0,1610	17_130	-0,6993
17_8101	-0,1651	17_555	0,1609	17_64	-0,6977
17_8098	-0,1579	17_68	0,1608	11_514	-0,6952
17_656	-0,1483	17_65	0,1608	17_555	-0,6469
17_64	-0,1428	10_139	0,1592	17_136	-0,6273

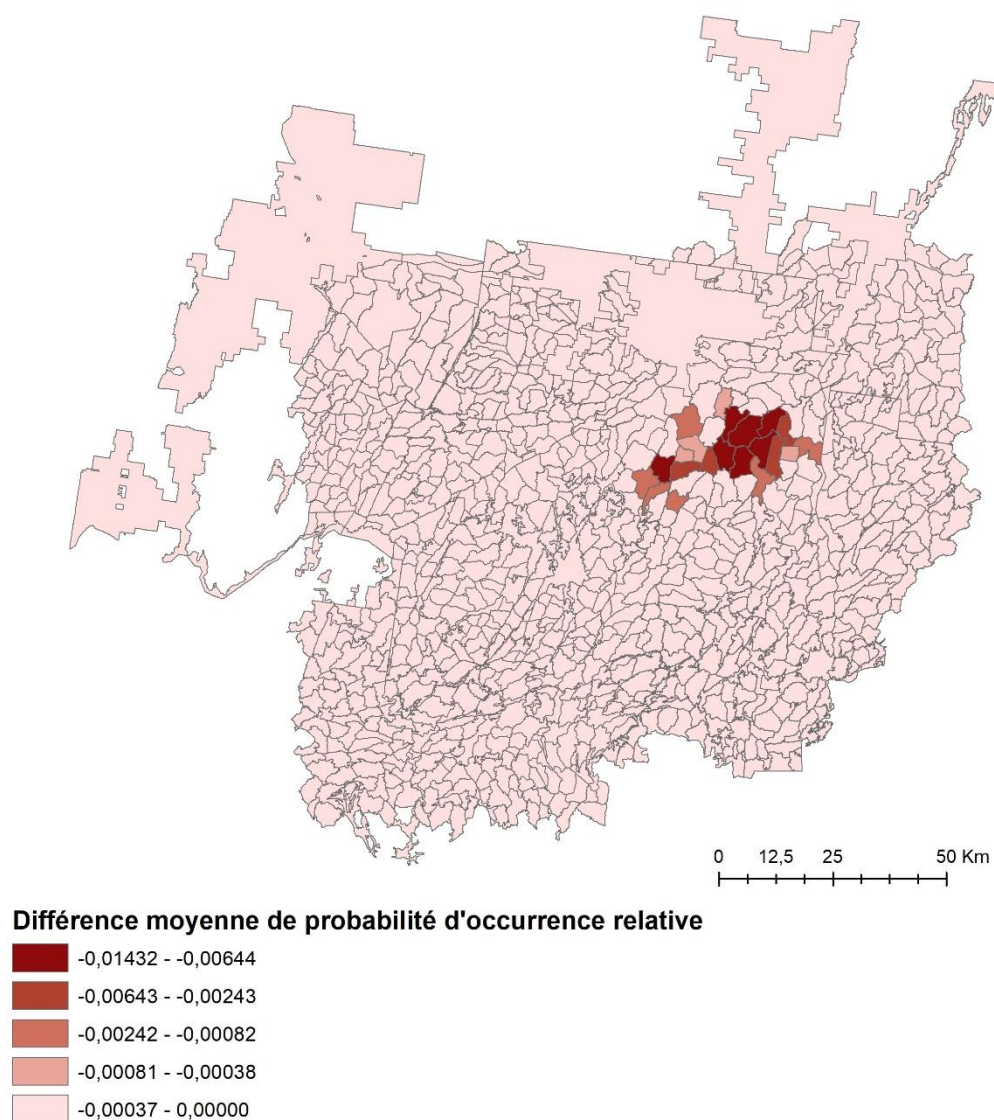


Figure 35. Représentation cartographique de la moyenne des différences de probabilité d'occurrence relative du loup gris rapportée à l'échelle du COS et attendue selon le scénario #3 (*Restauration de peuplements forestiers dans la zone 1C*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018). Les changements sont représentés suivant un gradient d'intensité de perte (en rouge) de probabilité d'occurrence relative.

Tableau 15. Hiérarchie des 25 compartiments d'organisation spatiale (COS) présentant les valeurs les plus élevées de perte moyenne, de variabilité (écart-type plus élevé) et de perte maximale en probabilité d'occurrence relative (comme proxy de la qualité d'habitat) du loup gris attendues selon le scénario #3 (*Restauration de peuplements forestiers dans la zone 1C*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018).

COS #	Perte moyenne	COS #	Écart-type	COS #	Perte maximale
16_197	-0,0143	16_197	0,0409	16_197	-0,1498
12_690	-0,0082	16_694	0,0328	16_694	-0,1498
13_708	-0,0081	13_708	0,0312	13_708	-0,1498
16_694	-0,0080	13_820	0,0293	13_820	-0,1498
16_691	-0,0068	12_690	0,0290	12_690	-0,1498
16_198	-0,0065	16_691	0,0290	16_691	-0,1498
13_820	-0,0064	16_198	0,0290	16_198	-0,1498
16_833	-0,0032	16_833	0,0210	16_833	-0,1498
16_692	-0,0025	16_692	0,0184	16_692	-0,1498
13_709	-0,0024	13_822	0,0161	13_822	-0,1498
13_822	-0,0024	13_709	0,0133	16_721	-0,1498
16_693	-0,0012	16_721	0,0125	16_693	-0,1498
16_721	-0,0011	16_693	0,0125	12_495	-0,1498
12_495	-0,0010	12_495	0,0120	16_259	-0,1498
16_202	-0,0010	16_259	0,0116	13_709	-0,1498
16_259	-0,0009	16_202	0,0113	16_202	-0,1490
13_256	-0,0008	16_200	0,0096	14_537	-0,1487
16_200	-0,0007	13_256	0,0069	16_200	-0,1470
13_821	-0,0006	14_539	0,0039	13_256	-0,1465
16_710	0,0004	13_821	0,0032	14_539	-0,1435
14_539	-0,0004	16_710	0,0026	13_812	-0,0343
16_834	-0,0002	14_537	0,0026	13_821	-0,0330
14_537	-0,0002	16_834	0,0019	16_710	-0,0312
12_201	-0,0001	12_201	0,0014	12_263	-0,0310
13_812	< -0,0001	13_812	0,0010	14_254	-0,0310

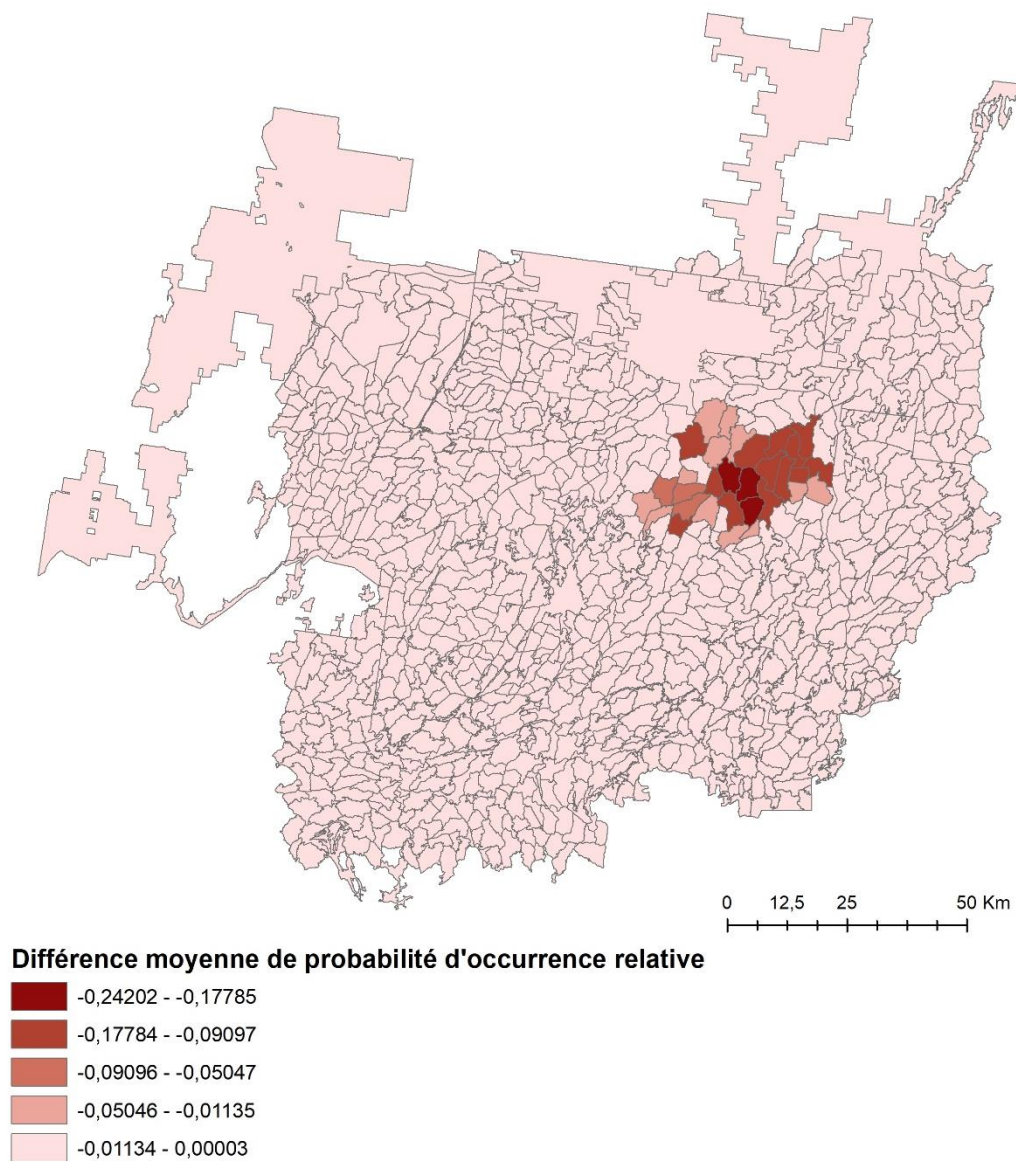


Figure 36. Représentation cartographique de la moyenne des différences de probabilité d'occurrence relative du loup gris rapportée à l'échelle du COS et attendue selon le scénario #4 (*Fermeture et revégétalisation des chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018). Les changements sont représentés suivant un gradient d'intensité de perte (en rouge) de probabilité d'occurrence relative.

Tableau 16. Hiérarchie des 25 compartiments d'organisation spatiale (COS) présentant les valeurs les plus élevées de perte moyenne, de variabilité (écart-type plus élevé) et de perte maximale en probabilité d'occurrence relative (comme proxy de la qualité d'habitat) du loup gris attendues selon le scénario #4 (*Fermeture et revégétalisation des chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018).

COS #	Perte moyenne	COS #	Écart-type	COS #	Perte maximale
12_690	-0,2420	12_690	0,1681	13_822	-0,5990
16_197	-0,2016	13_708	0,1660	13_821	-0,5981
12_263	-0,1779	16_197	0,1657	12_690	-0,5974
16_691	-0,1366	16_691	0,1650	16_197	-0,5965
16_833	-0,1325	16_259	0,1583	13_709	-0,5946
13_708	-0,1293	12_263	0,1549	13_820	-0,5940
16_721	-0,1286	16_721	0,1536	16_833	-0,5940
13_709	-0,1208	13_256	0,1508	16_691	-0,5933
16_259	-0,1190	14_254	0,1493	12_495	-0,5931
13_820	-0,1150	12_495	0,1488	14_254	-0,5915
13_822	-0,1125	16_833	0,1476	13_708	-0,5911
12_495	-0,1121	13_822	0,1446	12_263	-0,5910
14_254	-0,1049	13_709	0,1381	13_256	-0,5889
13_821	-0,1039	13_820	0,1366	16_259	-0,5880
12_199	-0,0920	12_832	0,1324	12_199	-0,5855
13_256	-0,0910	13_821	0,1308	12_261	-0,5854
12_832	-0,0731	12_199	0,1253	12_832	-0,5851
16_694	-0,0555	16_694	0,1234	12_201	-0,5850
16_692	-0,0505	12_201	0,1002	13_812	-0,5790
12_201	-0,0330	16_692	0,0991	16_721	-0,5765
16_198	-0,0255	16_198	0,0846	16_198	-0,5738
16_693	-0,0228	16_693	0,0799	12_8012	-0,5696
12_261	-0,0226	14_539	0,0719	16_694	-0,5661
13_823	-0,0219	12_261	0,0613	14_255	-0,5610
14_539	-0,0201	13_812	0,0580	14_537	-0,5599

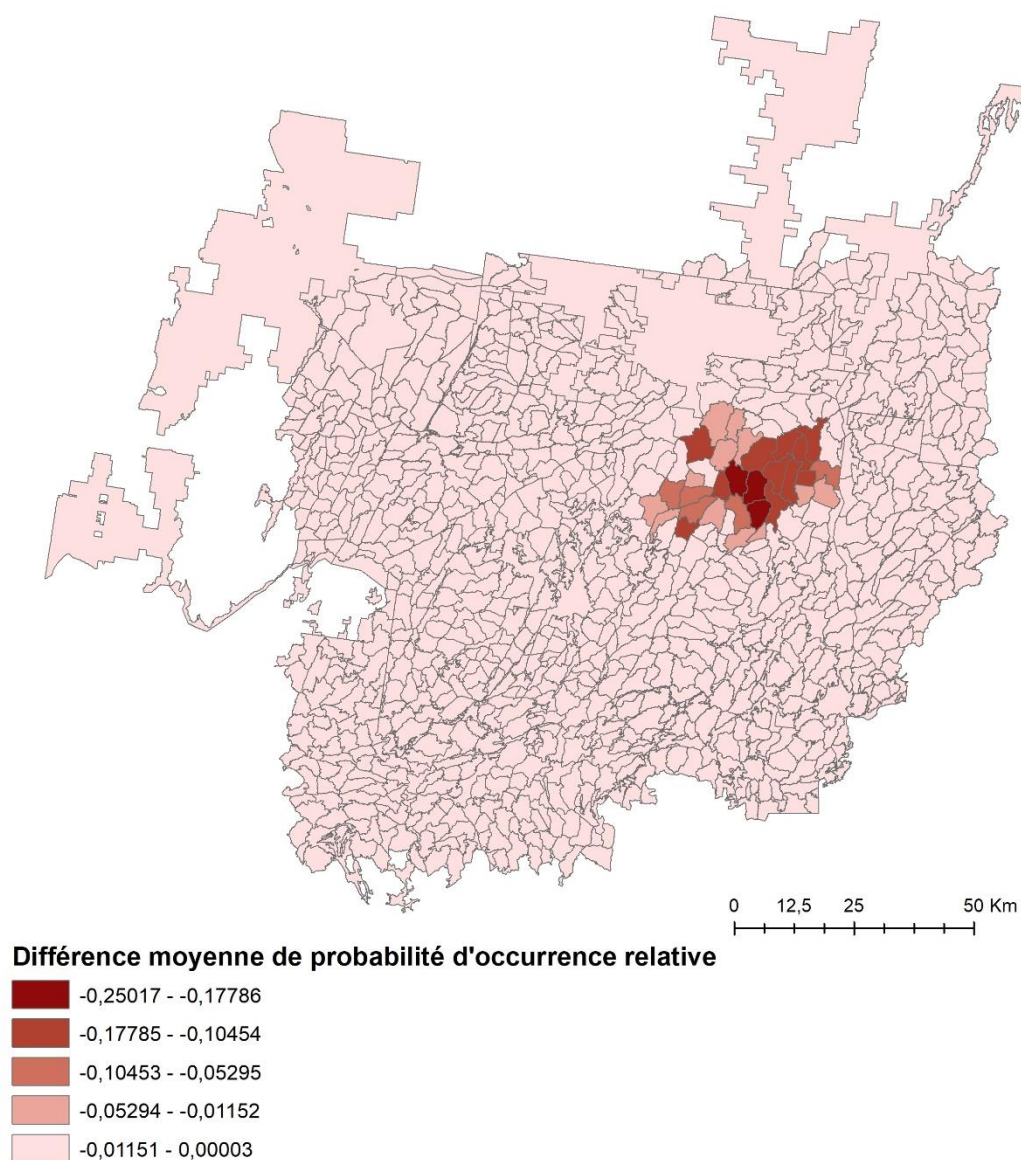


Figure 37. Représentation cartographique de la moyenne des différences de probabilité d'occurrence relative du loup gris rapportée à l'échelle du COS et attendue selon le scénario #5 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018). Les changements sont représentés suivant un gradient d'intensité de perte (en rouge) de probabilité d'occurrence relative.

Tableau 17. Hiérarchie des 25 compartiments d'organisation spatiale (COS) présentant les valeurs les plus élevées de perte moyenne, de variabilité (écart-type plus élevé) et de perte maximale en probabilité d'occurrence relative (comme proxy de la qualité d'habitat) du loup gris attendues selon le scénario #5 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018).

COS #	Perte moyenne	COS #	Écart-type	COS #	Perte maximale
12_690	-0,2502	16_197	0,1863	12_690	-0,7369
16_197	-0,2158	13_708	0,1776	16_197	-0,7359
12_263	-0,1779	12_690	0,1762	13_820	-0,7343
16_691	-0,1434	16_691	0,1734	12_495	-0,7331
13_708	-0,1375	16_259	0,1590	16_833	-0,7309
16_833	-0,1355	12_263	0,1549	13_822	-0,7282
16_721	-0,1297	16_721	0,1546	16_691	-0,7267
13_709	-0,1232	13_256	0,1514	16_259	-0,7250
13_820	-0,1213	16_833	0,1509	13_709	-0,7248
16_259	-0,1200	12_495	0,1505	13_708	-0,7248
13_822	-0,1150	14_254	0,1494	16_198	-0,7165
12_495	-0,1131	13_822	0,1476	16_694	-0,7109
14_254	-0,1049	13_820	0,1456	16_692	-0,7006
13_821	-0,1045	16_694	0,1443	16_721	-0,6897
12_199	-0,0920	13_709	0,1418	14_539	-0,6673
13_256	-0,0918	12_832	0,1324	16_693	-0,6643
12_832	-0,0732	13_821	0,1319	13_821	-0,6117
16_694	-0,0635	12_199	0,1253	14_254	-0,6062
16_692	-0,0530	16_692	0,1056	13_256	-0,6016
12_201	-0,0331	12_201	0,1004	12_263	-0,5910
16_198	-0,0320	16_198	0,0961	12_199	-0,5855
16_693	-0,0239	16_693	0,0839	12_261	-0,5854
12_261	-0,0226	14_539	0,0734	12_832	-0,5851
13_823	-0,0219	12_261	0,0613	12_201	-0,5850
14_539	-0,0205	13_812	0,0583	13_812	-0,5790

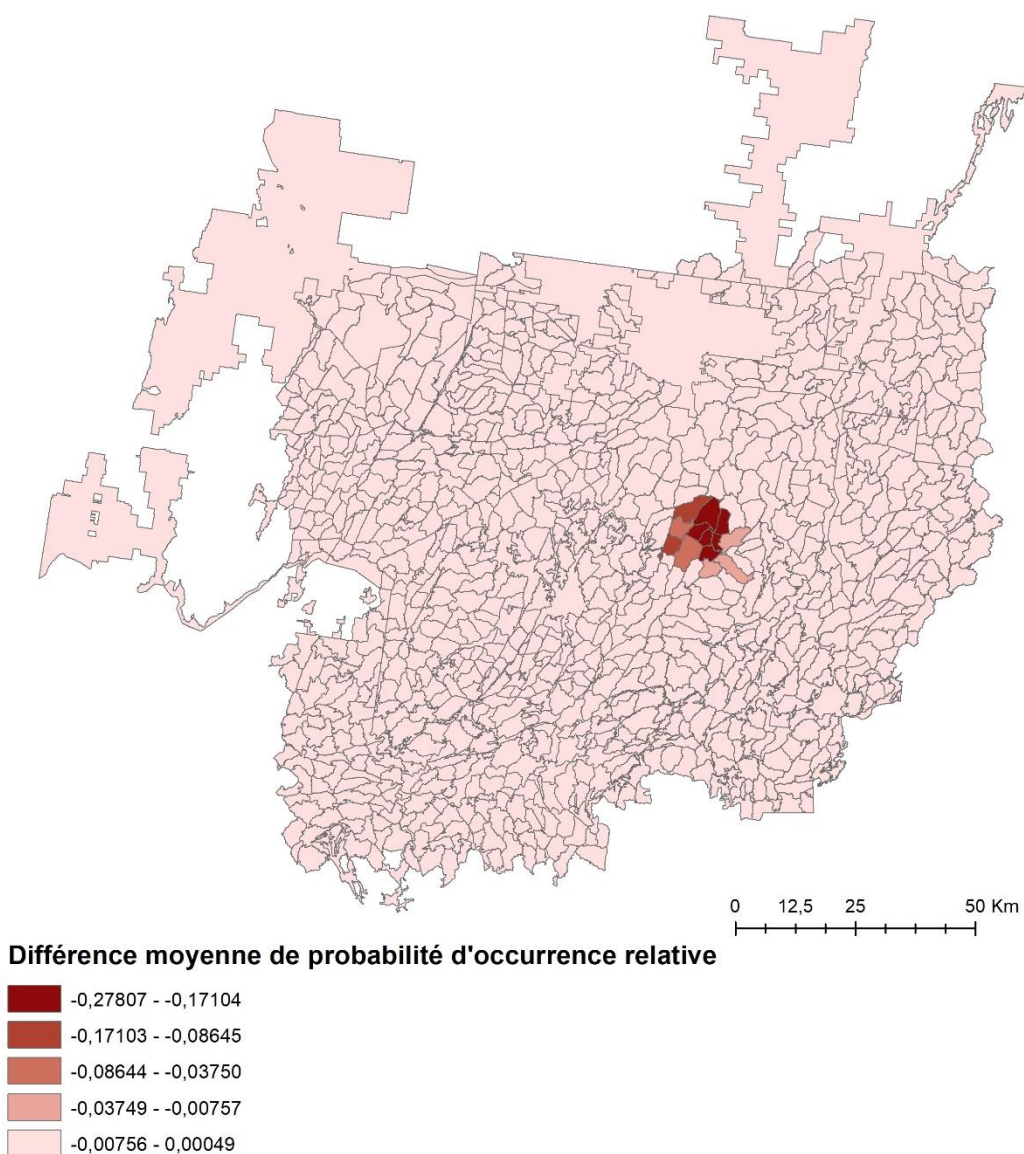


Figure 38. Représentation cartographique de la moyenne des différences de probabilité d'occurrence relative du loup gris rapportée à l'échelle du COS et attendue selon le scénario #6 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1E*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018). Les changements sont représentés suivant un gradient d'intensité de perte (en rouge) de probabilité d'occurrence relative.

Tableau 18. Hiérarchie des 25 compartiments d'organisation spatiale (COS) présentant les valeurs les plus élevées de perte moyenne, de variabilité (écart-type plus élevé) et de perte maximale en probabilité d'occurrence relative (comme proxy de la qualité d'habitat) du loup gris attendues selon le scénario #6 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1E*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018).

COS #	Perte moyenne	COS #	Écart-type	COS #	Perte maximale
12_711	-0,2781	12_201	0,1732	12_713	-0,7205
12_713	-0,2220	16_720	0,1727	16_720	-0,7132
12_712	-0,1949	12_260	0,1667	16_721	-0,6741
12_260	-0,1904	12_713	0,1615	12_262	-0,6018
12_517	-0,1768	12_711	0,1603	12_712	-0,5958
12_201	-0,1710	12_517	0,1599	12_711	-0,5927
16_720	-0,1299	12_712	0,1536	12_260	-0,5898
12_832	-0,0864	12_832	0,1348	12_201	-0,5893
12_262	-0,0595	12_262	0,1226	12_517	-0,5874
16_721	-0,0375	16_721	0,1012	12_832	-0,5744
12_261	-0,0110	12_261	0,0245	12_261	-0,4071
12_501	-0,0083	12_199	0,0166	12_199	-0,2958
12_503	-0,0076	12_501	0,0149	12_501	-0,1433
12_199	-0,0036	12_503	0,0088	16_692	-0,0686
12_500	-0,0022	12_500	0,0059	12_503	-0,0641
16_834	-0,0013	16_692	0,0031	4_283	-0,0620
12_815	-0,0009	16_834	0,0030	12_500	-0,0561
16_692	-0,0006	12_815	0,0022	4_276	-0,0440
15_8157	0,0005	4_153	0,0008	16_834	-0,0169
14_8042	0,0005	4_283	0,0008	12_815	-0,0109
16_200	0,0005	4_276	0,0008	11_504	-0,0048
12_817	0,0005	11_816	0,0008	11_8089	-0,0043
13_823	0,0004	11_8089	0,0006	11_816	-0,0037
11_818	0,0004	11_511	0,0004	11_511	-0,0034
12_814	0,0004	11_504	0,0004	12_499	-0,0021

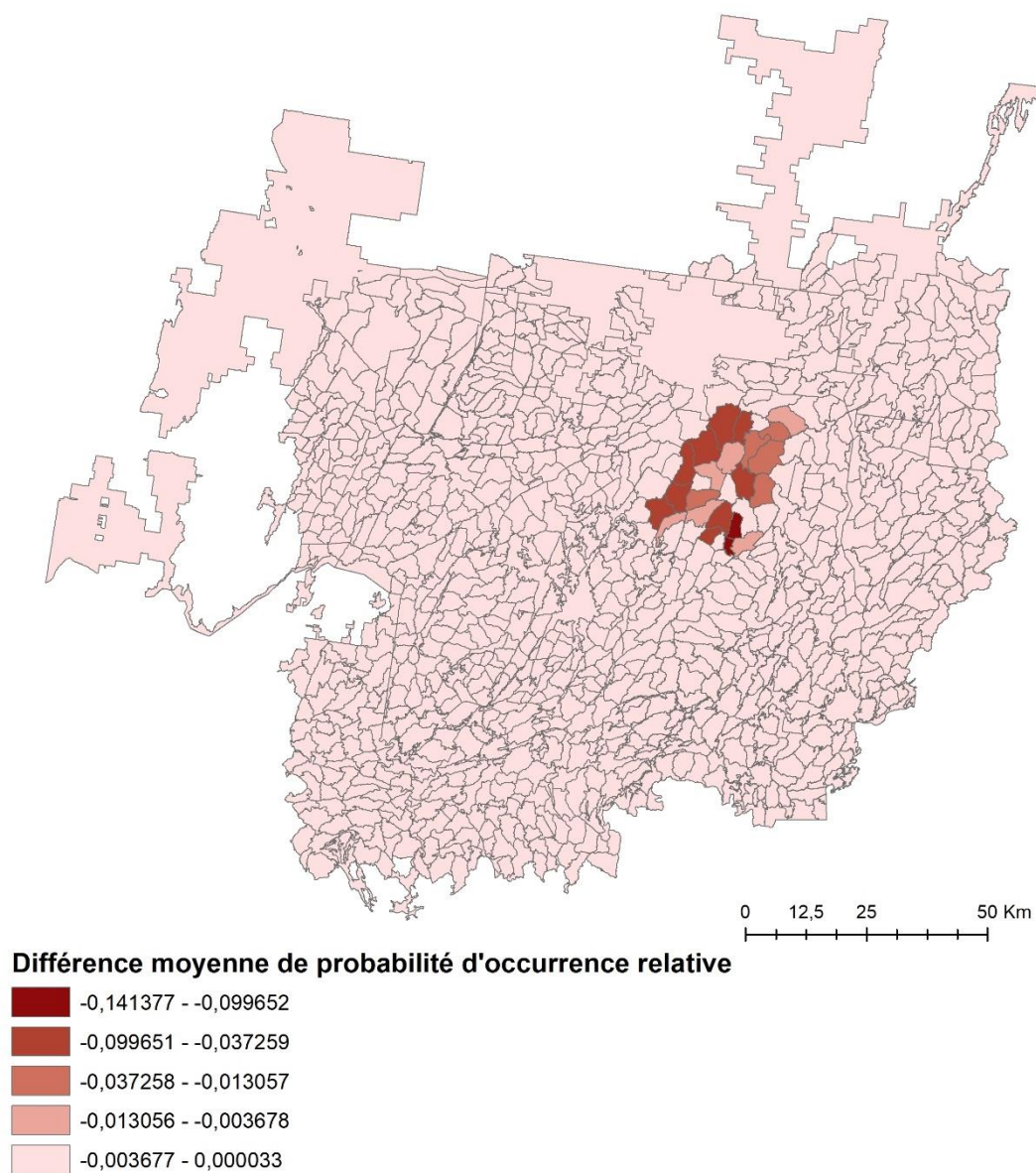


Figure 39. Représentation cartographique de la moyenne des différences de probabilité d'occurrence relative du loup gris rapportée à l'échelle du COS et attendue selon le scénario #7 (*Restauration de chemins dans les zones 1A, 1B, 1C et 1E du site faunique*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018). Les changements sont représentés suivant un gradient d'intensité de perte (en rouge) de probabilité d'occurrence relative.

Tableau 19. Hiérarchie des 25 compartiments d'organisation spatiale (COS) présentant les valeurs les plus élevées de perte moyenne, de variabilité (écart-type plus élevé) et de perte maximale en probabilité d'occurrence relative (comme proxy de la qualité d'habitat) du loup gris attendues selon le scénario #7 (*Restauration de chemins dans les zones 1A, 1B, 1C et 1E du site faunique*) par rapport à la situation actuelle (appliquée à la carte écoforestière mise à jour en 2018).

COS #	Perte moyenne	COS #	Écart-type	COS #	Perte maximale
12_712	-0,1414	12_712	0,1536	16_259	-0,5767
12_517	-0,0997	12_517	0,1358	16_197	-0,5757
16_259	-0,0743	16_258	0,1257	16_258	-0,5653
16_258	-0,0616	16_259	0,1255	12_712	-0,5616
12_201	-0,0602	12_201	0,1198	12_201	-0,5573
16_197	-0,0514	16_197	0,1161	12_517	-0,5505
14_539	-0,0496	16_693	0,1046	16_198	-0,5497
16_693	-0,0417	14_539	0,1018	14_537	-0,5452
14_537	-0,0412	16_694	0,0998	12_713	-0,5392
12_713	-0,0383	12_713	0,0981	16_693	-0,5372
16_694	-0,0373	14_537	0,0977	16_694	-0,5294
16_692	-0,0181	16_198	0,0708	12_690	-0,5252
16_691	-0,0175	12_690	0,0700	14_539	-0,5232
12_690	-0,0171	16_692	0,0685	16_691	-0,5136
16_198	-0,0171	16_691	0,0681	12_832	-0,5132
14_707	-0,0131	14_707	0,0587	16_692	-0,4981
16_202	-0,0089	12_832	0,0443	14_707	-0,4871
12_261	-0,0077	14_706	0,0293	14_706	-0,4618
12_832	-0,0073	16_202	0,0251	16_202	-0,3891
16_200	-0,0055	12_261	0,0200	12_261	-0,3772
16_8004	-0,0053	12_199	0,0136	12_199	-0,2941
14_706	-0,0037	16_200	0,0118	16_721	-0,2626
12_199	-0,0024	16_8004	0,0095	13_708	-0,1716
12_500	-0,0006	16_721	0,0076	16_257	-0,1282
16_833	-0,0006	16_257	0,0052	12_711	-0,1227

Le Scénario #3 n’offrait quant à lui que des pertes minimales s’échelonnant de 0,68 à 1,43% (gains réalisés *à l’échelle des COS concernés*), et doit donc être exclu des scénarios à prioriser (Tableau 15). Les scénarios prédisant des pertes plus importantes en moyenne étaient également ceux où les pertes s’avéraient les plus variables entre les pixels et les plus élevées à l’échelle du pixel (c.-à-d. Scénarios #2, 5, 6 et 7; Tableaux 14 et 17 à 19).

À la lumière des gains potentiels de probabilité d’occurrence relative pour le caribou et en pertes potentielles de probabilité d’occurrence relative pour le loup, il appert que les Scénarios #1, 3, 4 et 7 devraient être laissés de côté alors que les Scénarios #2, 5 et 6 devraient être priorisés. Toutefois, analyser séparément les gains pour le caribou et les pertes pour le loup s’avère un exercice complexe, c’est pourquoi nous avons développé et appliqué l’indice de priorité permettant d’intégrer le classement en rangs des COS pour les deux espèces en une seule métrique.

En combinant les différentes informations issues de l’indice de priorité, nous avons identifié les COS à prioriser pour chacun des scénarios (Tableau 20; Figures 40 à 46). Ainsi, pour le seul scénario où des coupes additionnelles seraient ajoutées dans l’aire de répartition du caribou de Val-d’Or (c.-à-d. le scénario #1), les COS à prioriser parce qu’ils offriraient le moins de changements susceptibles d’affecter négativement le caribou seraient (en ordre décroissant de priorité) les COS #19_87, #17_66 et #17_92 (Tableau 20, Figure 40). Pour les 3 scénarios de restauration d’habitat les moins favorables (#3, 4 et 7), les COS à prioriser parce qu’ils offriraient le plus de changements bénéfiques à long terme pour le caribou seraient COS #16_197, #16_694 et #12_690 pour le Scénario #3 (Tableau 20, Figure 42), les COS #12_690, #16_197 et #12_263 pour le Scénario #4 (Tableau 20, Figure 43) et finalement les COS #12_712, #12_517 et #16_259 pour le Scénario #7 (Tableau 20, Figure 46).

Tableau 20. Hiérarchie des 12 compartiments d’organisation spatiale (COS) présentant les valeurs d’indice de priorité les plus faibles (en ordre croissant) pour le Scénario #1 et les plus élevées (en ordre décroissant) pour les Scénarios #2 à 7. L’indice s’appuie sur le rang de chaque COS pour les gains potentiels en probabilité d’occurrence relative du caribou de Val-d’Or et les pertes potentielles en probabilité d’occurrence relative pour le loup gris, pour chacun des scénarios testés.

	COS #	Rang_{Caribou}	Rang_{Loup}	Indice de priorité
Scénario #1	19_87	1098	1098	0,00273
	17_66	1096	1097	0,00274
	17_92	1095	1096	0,00274
	20_632	1097	1092	0,00274
	17_67	1094	1095	0,00274
	19_89	1091	1093	0,00275
	19_88	1092	1089	0,00275
	17_135	1089	1094	0,00275
	19_649	1093	1086	0,00275
	19_633	1090	1090	0,00275
	17_134	1087	1091	0,00276
	19_86	1088	1087	0,00276
Scénario #2	19_89	1	1	3,000
	17_92	2	2	1,500
	17_134	3	3	1,000
	17_135	4	5	0,700
	19_87	6	4	0,583
	19_91	5	10	0,500
	17_136	11	6	0,348
	19_86	9	8	0,347
	11_277	7	21	0,333
	11_515	8	19	0,303
	17_555	10	11	0,291
	17_67	12	9	0,278
Scénario #3	16_197	1	1	3,000
	16_694	2	4	1,250
	12_690	4	2	1,000
	13_708	3	3	1,000
	13_820	5	7	0,543
	16_691	6	5	0,533
	16_198	7	6	0,452
	16_833	8	8	0,375
	16_692	9	9	0,333
	13_822	10	11	0,291
	13_709	11	10	0,282
	16_721	12	13	0,244

	COS #	Rang Caribou	Rang Loup	Indice de priorité
Scénario #4	12_690	1	1	3,000
	16_197	2	2	1,500
	12_263	3	3	1,000
	16_691	4	4	0,750
	16_721	5	7	0,543
	16_833	6	5	0,533
	13_708	7	6	0,452
	13_709	8	8	0,375
	13_820	9	10	0,322
	16_259	10	9	0,311
	12_495	11	12	0,265
Scénario #5	16_197	1	2	2,500
	12_690	2	1	2,000
	12_263	3	3	1,000
	13_708	4	5	0,700
	16_691	5	4	0,650
	16_833	7	6	0,452
	13_820	6	9	0,444
	16_721	8	7	0,393
	13_709	9	8	0,347
	16_259	10	10	0,300
	12_495	11	12	0,265
Scénario #6	12_711	1	1	3,000
	16_720	2	7	1,143
	12_712	3	3	1,000
	12_713	7	2	0,788
	12_260	4	4	0,750
	12_517	5	5	0,600
	12_201	6	6	0,500
	12_832	8	8	0,375
	16_721	9	10	0,322
	12_262	10	9	0,311
	12_261	11	11	0,273
	12_501	12	12	0,250
Scénario #7	12_712	1	1	3,000
	12_517	2	2	1,500
	16_259	3	3	1,000
	12_201	4	5	0,700
	16_258	5	4	0,650
	16_197	6	6	0,500
	14_539	7	7	0,429
	16_693	8	8	0,375

COS #	Rang Caribou	Rang Loup	Indice de priorité
12_713	9	10	0,322
14_537	10	9	0,311
16_694	11	11	0,273
16_692	12	12	0,250

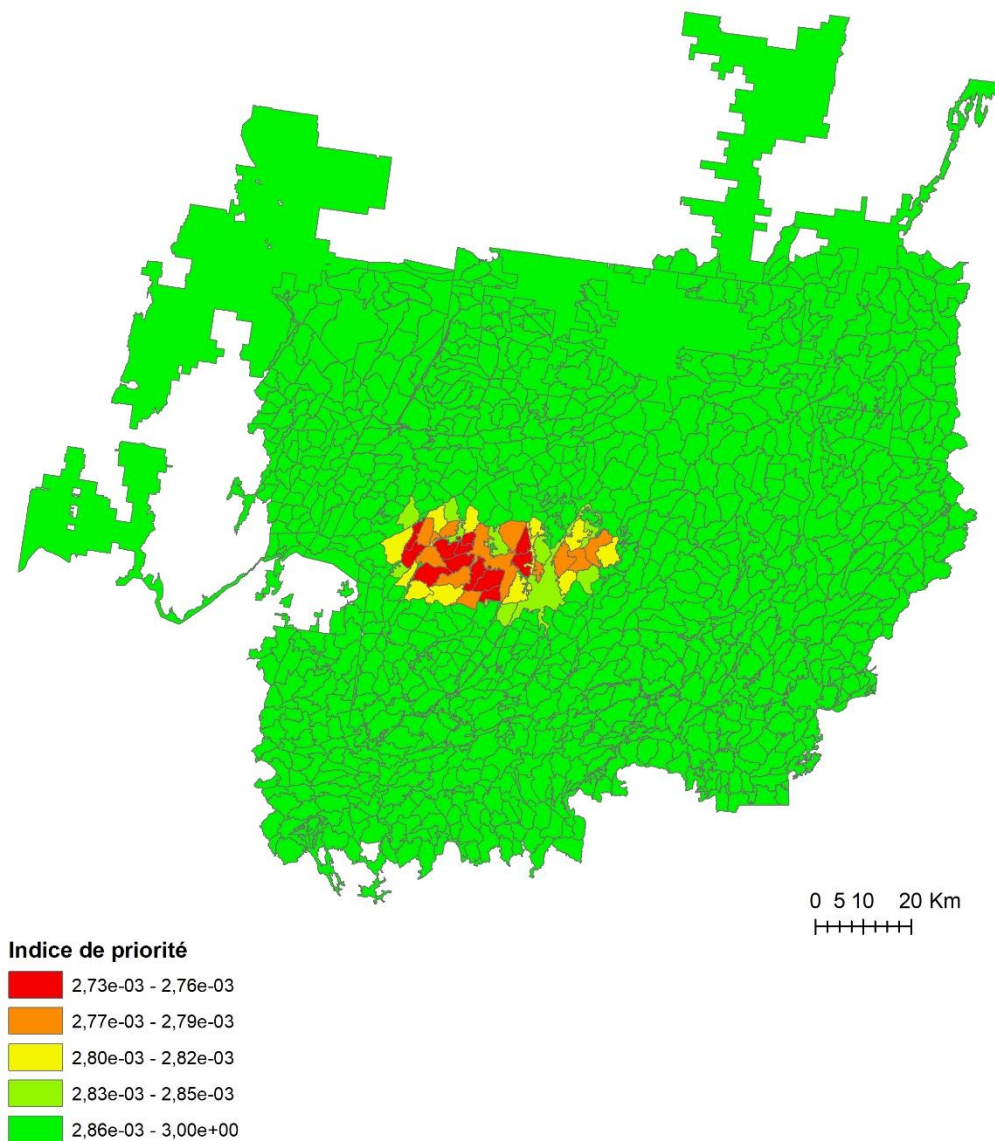


Figure 40. Représentation cartographique de l'indice de priorité identifiant les COS où le gain potentiel moyen en probabilité d'occurrence relative pour le caribou et les pertes potentielles moyennes en probabilité d'occurrence relative pour loup gris sont maximisées à l'échelle du COS selon le scénario #1 (*Réalisation de coupes forestières supplémentaires près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*). L'indice de priorité varie de faible priorité (rouge) à priorité élevée (vert).

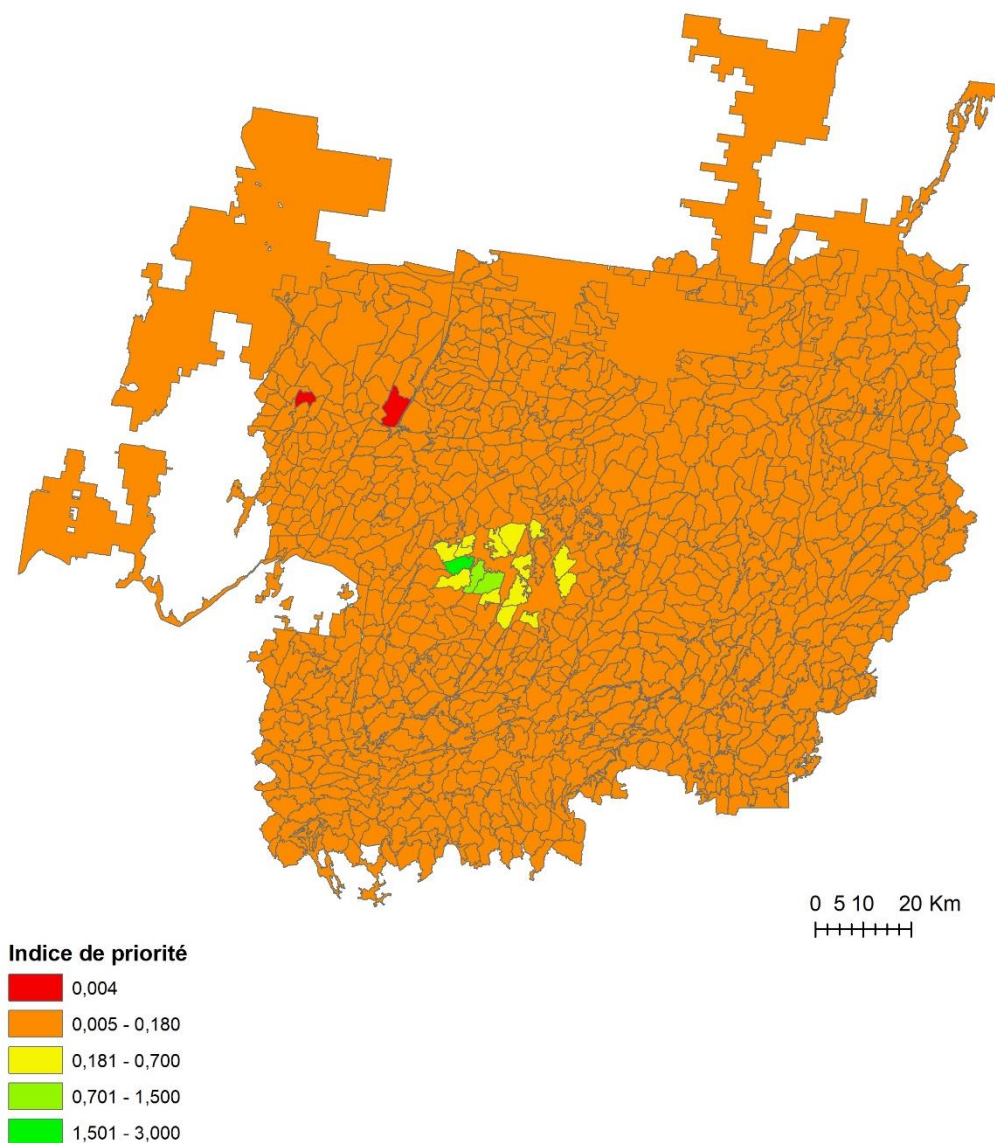


Figure 41. Représentation cartographique de l'indice de priorité identifiant les COS où le gain potentiel moyen en probabilité d'occurrence relative pour le caribou et les pertes potentielles moyennes en probabilité d'occurrence relative pour loup gris sont maximisées à l'échelle du COS selon le scénario #2 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*). L'indice de priorité varie de faible priorité (rouge) à priorité élevée (vert).

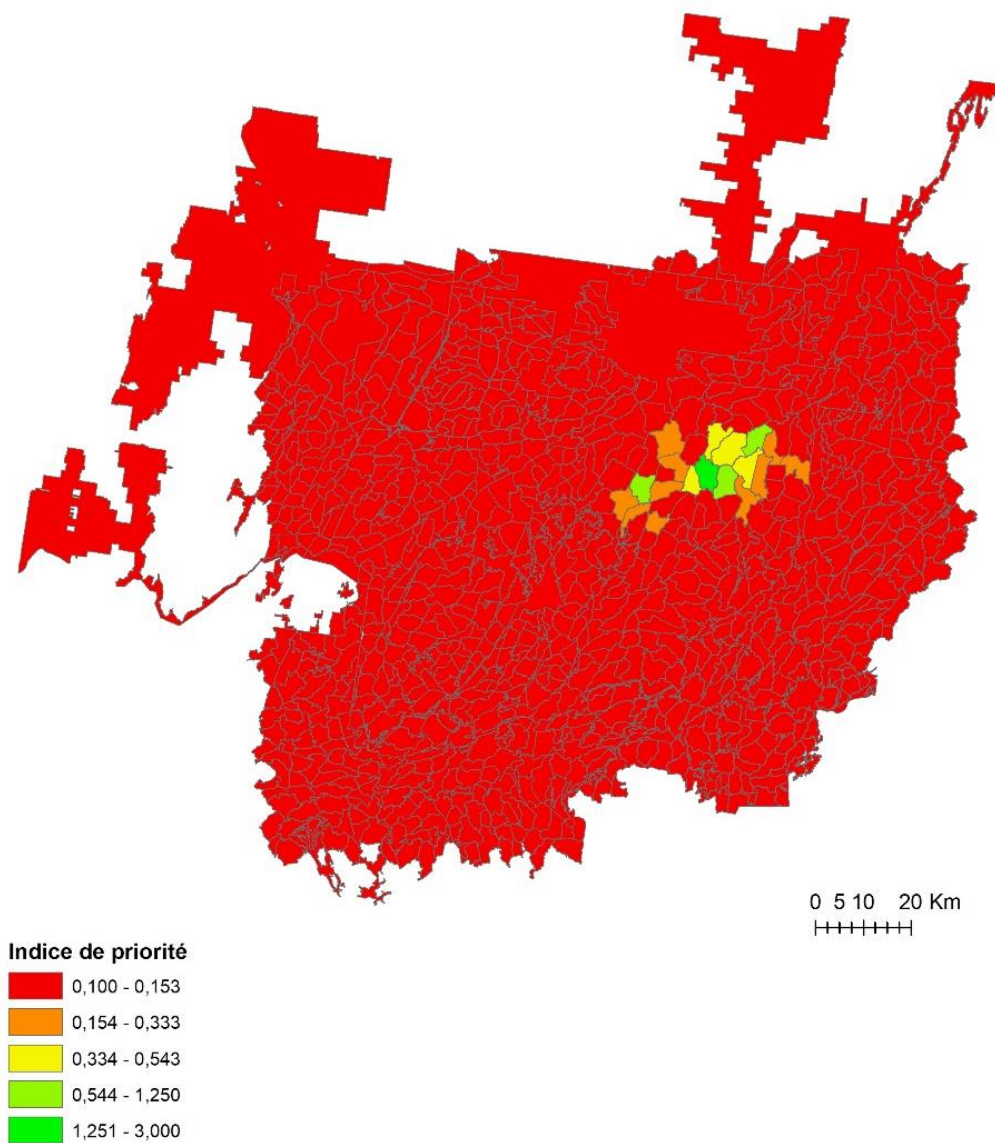


Figure 42. Représentation cartographique de l'indice de priorité identifiant les COS où le gain potentiel moyen en probabilité d'occurrence relative pour le caribou et les pertes potentielles moyennes en probabilité d'occurrence relative pour loup gris sont maximisées à l'échelle du COS selon le scénario #3 (*Restauration de peuplements forestiers dans la zone 1C;*). L'indice de priorité varie de faible priorité (rouge) à priorité élevée (vert).

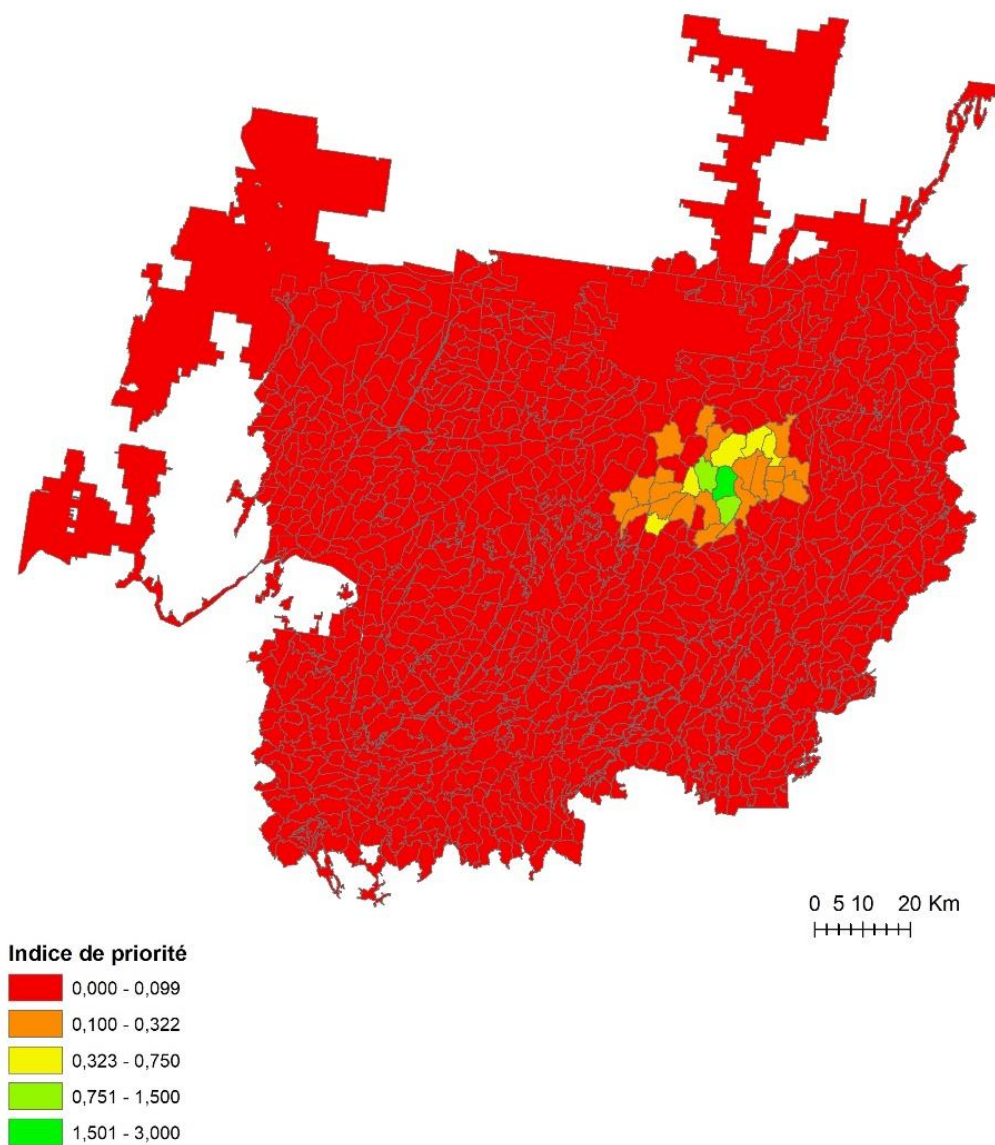


Figure 43. Représentation cartographique de l'indice de priorité identifiant les COS où le gain potentiel moyen en probabilité d'occurrence relative pour le caribou et les pertes potentielles moyennes en probabilité d'occurrence relative pour loup gris sont maximisées à l'échelle du COS selon le scénario #4 (*Fermeture et revégétalisation des chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate*). L'indice de priorité varie de faible priorité (rouge) à priorité élevée (vert).

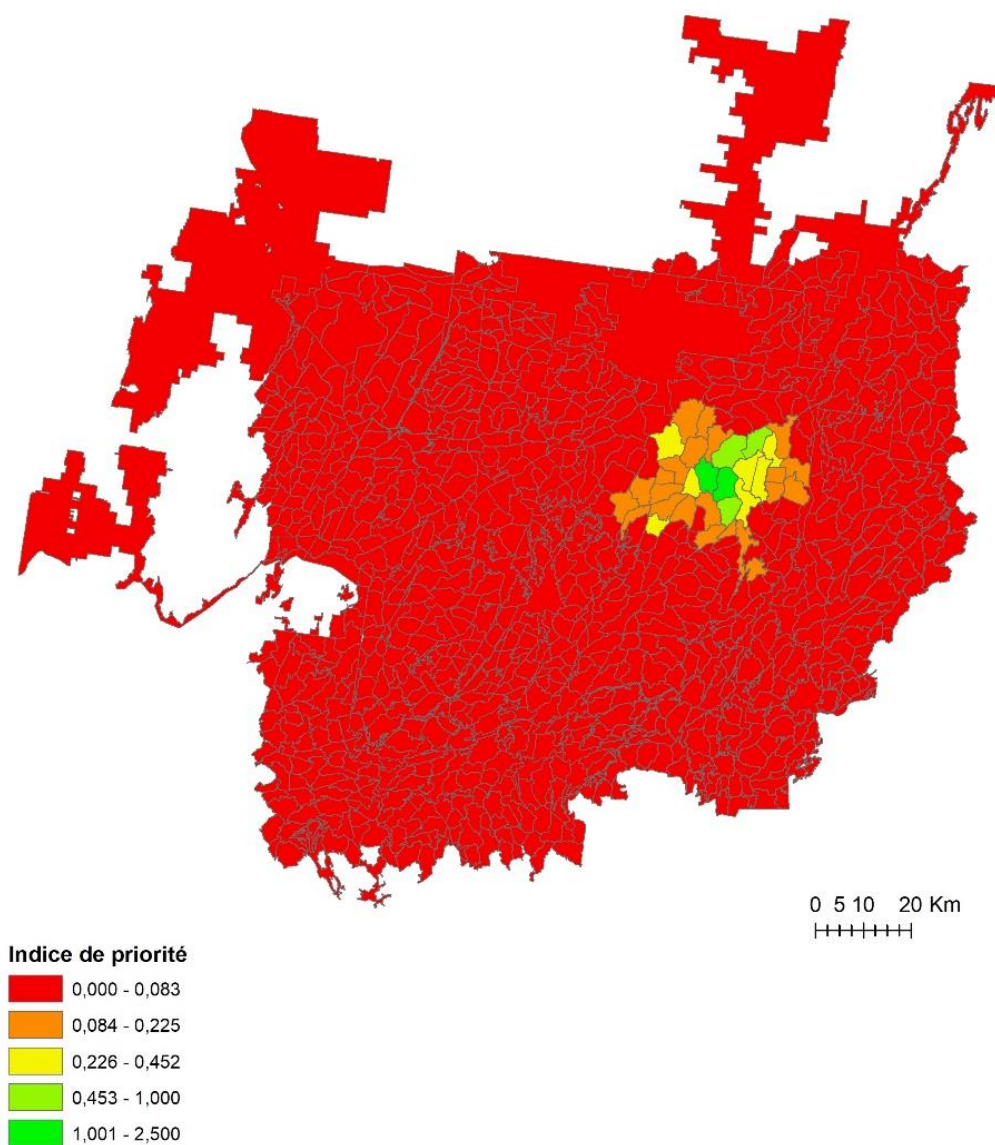


Figure 44. Représentation cartographique de l'indice de priorité identifiant les COS où le gain potentiel moyen en probabilité d'occurrence relative pour le caribou et les pertes potentielles moyennes en probabilité d'occurrence relative pour loup gris sont maximisées à l'échelle du COS selon le scénario #5 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1C et sa périphérie immédiate*). L'indice de priorité varie de faible priorité (rouge) à priorité élevée (vert).

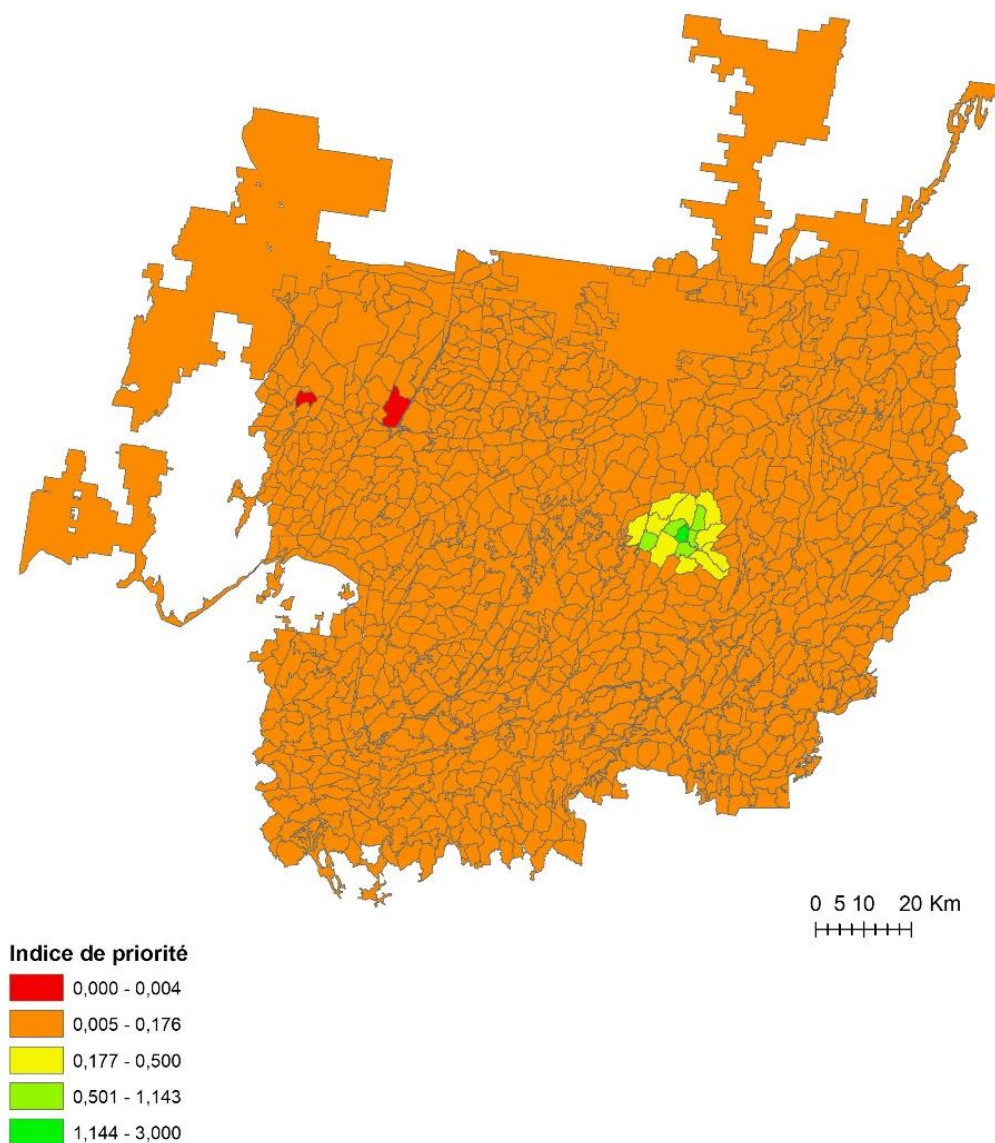


Figure 45. Représentation cartographique de l'indice de priorité identifiant les COS où le gain potentiel moyen en probabilité d'occurrence relative pour le caribou et les pertes potentielles moyennes en probabilité d'occurrence relative pour loup gris sont maximisées à l'échelle du COS selon le scénario #6 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins identifiés dans la zone 1E*). L'indice de priorité varie de faible priorité (rouge) à priorité élevée (vert).

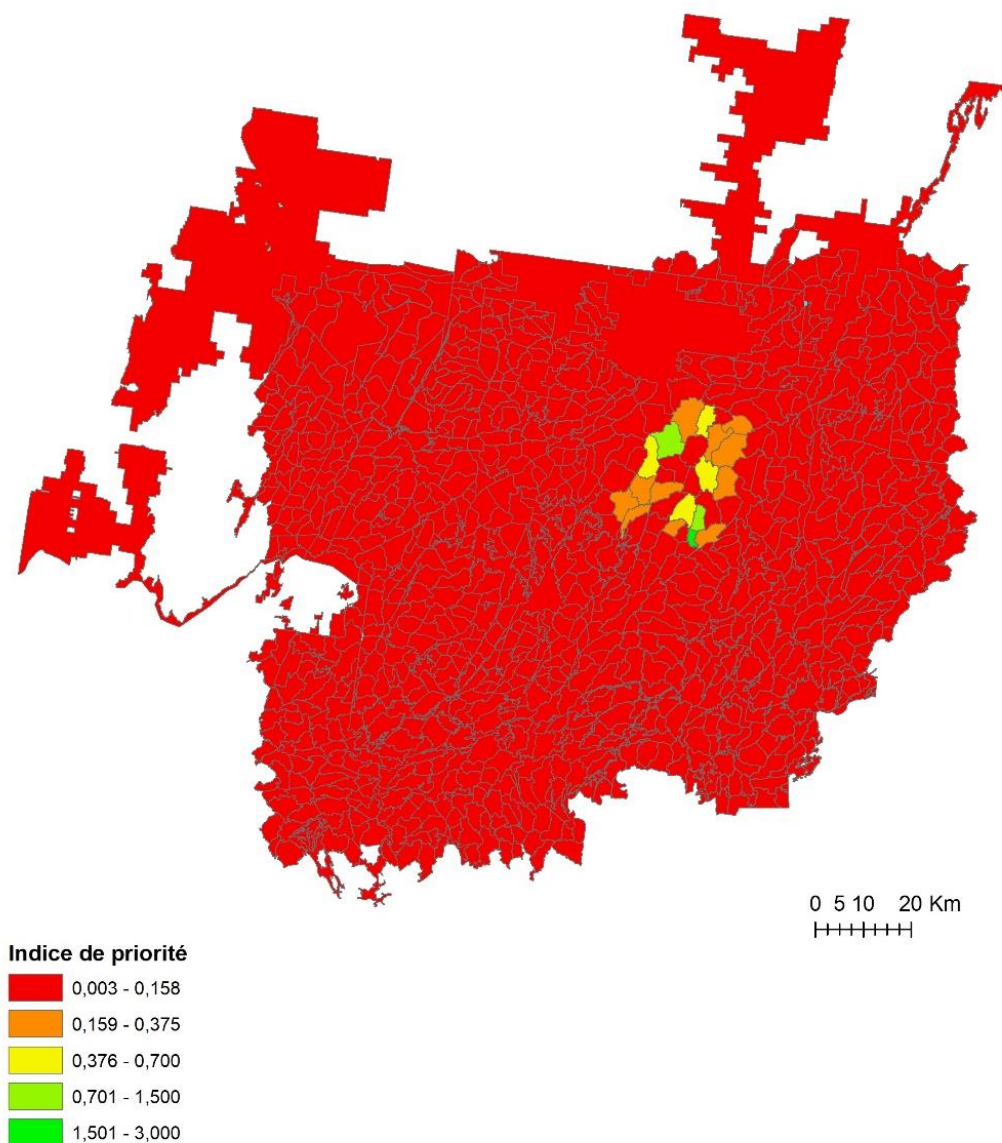


Figure 46. Représentation cartographique de l'indice de priorité identifiant les COS où le gain potentiel moyen en probabilité d'occurrence relative pour le caribou et les pertes potentielles moyennes en probabilité d'occurrence relative pour loup gris sont maximisées à l'échelle du COS selon le scénario #7 (*Restauration de chemins dans les zones 1A, 1B, 1C et 1E du site faunique*). L'indice de priorité varie de faible priorité (rouge) à priorité élevée (vert).

Les trois scénarios les plus profitables au rétablissement du caribou de Val-d'Or, à savoir les Scénarios #2, 5 et 6, voyaient les COS #19_89, #17_92 et #17_134 pour le Scénario #2 (Tableau 20, Figure 41), les COS #16_197, #12_690 et #12_263 pour le Scénario #5 (Tableau 20, Figure 44) ainsi que les COS #12_711, #16_720 et #12_712 pour le Scénario #6 (Tableau 20, Figure 45) être ceux où des interventions devraient être prioritaires.

5.8. Délimitation de l'habitat essentiel et du corridor de connectivité

Circonscrire les habitats à fort potentiel ($> 0,75$ de probabilité d'occurrence relative et superficie > 500 ha) à l'aide d'un polygone convexe minimum (PCM) a permis de ceinturer une aire d'une superficie de $10\,991\text{ km}^2$, auquel s'ajoutait (en superposition) les $7\,598\text{ km}^2$ du PCM à 100% des localisations récoltées entre 2011 et 2017, utilisées comme indice (*proxy*) de l'utilisation récente des habitats faite par les individus composant la population de Val-d'Or (Figure 47). Au total, 41 parcelles à fort potentiel regroupées en 32 noyaux différents ont été identifiées. Nous visions à ajouter à la carte les informations partagées par les membres des Premières Nations Anishnabe lors de la visite terrain réalisée en octobre 2019. Les informations que nous avons pu obtenir ont été d'un grand intérêt et couvraient différentes thématiques, passant des périodes d'avancées du front de coupe et de déploiement du réseau routier forestier dans la région à la diminution du nombre de caribous observés au profit d'autres cervidés et de la diminution de la réserve adipeuse disponible dans les os des cervidés chassés suite à l'arrivée des opérations industrielles de récolte forestière dans la région.

Certains secteurs ont de plus été identifiés sur des cartes par les membres des Premières Nations Anishnabe comme étant traditionnellement favorables au caribou. Les informations ainsi partagées concordaient avec plusieurs des sites à fort potentiel d'habitat et se retrouvaient à l'intérieur des deux polygones identifiés ci-haut.

Sur la base des informations disponibles et listées ci-dessus, nous avons donc circonscrit l'habitat essentiel du caribou de Val-d'Or qui couvrirait $12\,247\text{ km}^2$ (Figure 47). Il importe toutefois d'interpréter cette zone à la lumière des limites imposées par les données disponibles (c.-à-d. suivi télémétrique borné dans le temps, habitat actuellement

fortement dégradé), d'autant que les caribous ne se retrouvent malheureusement plus dans leur habitat mais bien dans un enclos depuis l'hiver 2020.

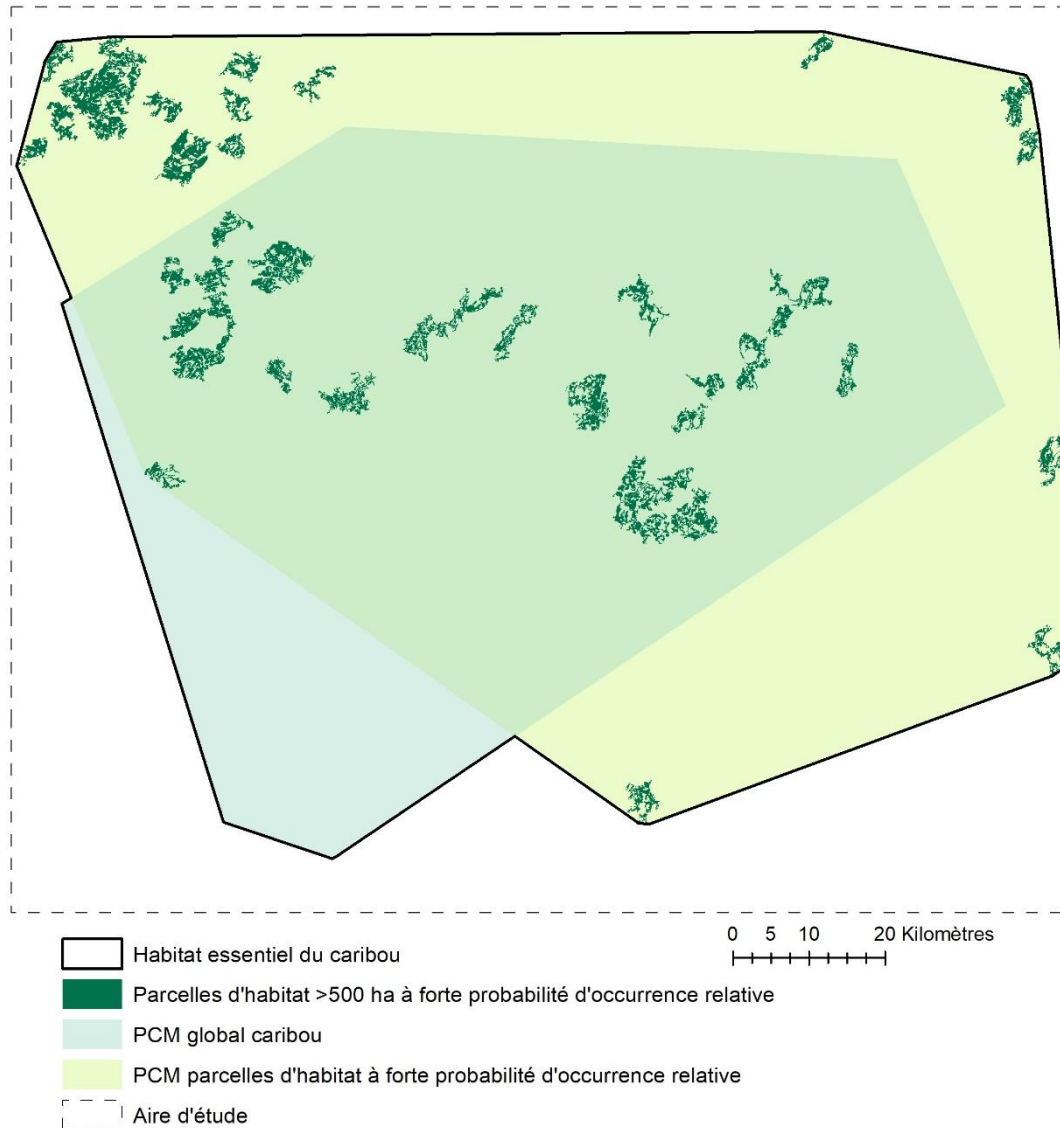


Figure 47. Délimitation de l'habitat essentiel (ligne noire pleine) pour le caribou de Val-d'Or à partir d'un PCM à 100% des localisations télémétriques GPS récoltées entre 2011 et 2017 (polygone bleu) et d'un PCM à 100% rassemblant les parcelles d'habitat à forte probabilité d'occurrence relative ($\geq 0,75$) de superficie suffisante (≥ 500 ha) (polygone vert). Les 41 parcelles d'habitat à forte probabilité d'occurrence relative de ≥ 500 ha sont regroupées en 32 noyaux différents et sont représentées en vert foncé.

Notre mandat visait de plus à identifier un corridor de connectivité favorable à relier la zone de protection 1C et la zone restaurée selon le Scénario #2. Parmi les trois corridors envisagés (Nord, Centre, Sud), celui qui semble le plus propice aux déplacements du caribou (avec le moins de contraintes imposées par la résistance observée dans des habitats peu favorables, *sensu* Laliberté & St-Laurent 2020) est le corridor Nord (Figure 48). Le cœur de ce corridor abrite les parcelles d’habitat offrant la probabilité d’occurrence relative la plus élevée pour le caribou, diminuant l’ampleur des efforts de restauration à déployer pour y améliorer la qualité d’habitat. Contrairement au corridor Nord, des corridors qui passeraient plus au centre ou au sud, bien que plus courts, seraient situés dans un paysage à plus faible probabilité d’occurrence relative pour le caribou, particulièrement le corridor Centre (Figure 48). Ainsi, restaurer ces habitats à un niveau permettant d’offrir des habitats de grande qualité pour le caribou de Val-d’Or pourrait s’avérer une opération longue, ardue et plus coûteuse. De plus, de nombreux plans d’eau situés au sud-ouest de la zone 1C et au sud-est de la zone restaurée selon le Scénario #2 pourraient entraver partiellement les déplacements des caribous.

Par conséquent, nous avons modélisé l’effet qu’aurait la restauration des habitats situés dans le corridor Nord sur la probabilité d’occurrence relative du caribou et du loup. Il importe toutefois de noter que le corridor Nord, tel que délimité dans nos analyses, est relativement vaste et que le tracé du corridor final pourrait être plus étroit. Cependant, nous mettons en garde les aménagistes du territoire quant à l’influence d’habitats peu favorables (p. ex. coupes, chemins forestiers) à proximité de structures étroites d’habitats favorables, une situation qui peut potentiellement diminuer l’intérêt du caribou envers les structures favorables, suivant le concept de perte fonctionnelle (ou indirecte) d’habitat mis en évidence pour le caribou forestier au Canada (Polfus et al. 2011) et au Québec (Lesmerises et al. 2013). Par conséquent, et considérant l’état particulièrement perturbé de l’aire de répartition du caribou de Val-d’Or, tout ajout de coupes ou changement de vocation d’exploitation ligneuse (p. ex. aires intensives de production ligneuse) devraient être évité pour conserver le potentiel de connectivité du corridor visé, particulièrement si, réellement, l’objectif est de contribuer au rétablissement de cette population de caribous.

Les efforts de restauration des peuplements forestiers altérés et de fermeture et revégétalisation des chemins dans le corridor Nord s’avèreraient avantageux pour le

caribou (Figure 49) et défavorables au loup (Figure 50), avec une amélioration moyenne de 9,23% de la qualité relative d'habitat pour le caribou et une diminution de 19,95% de la qualité relative d'habitat pour le loup (Tableau 21).

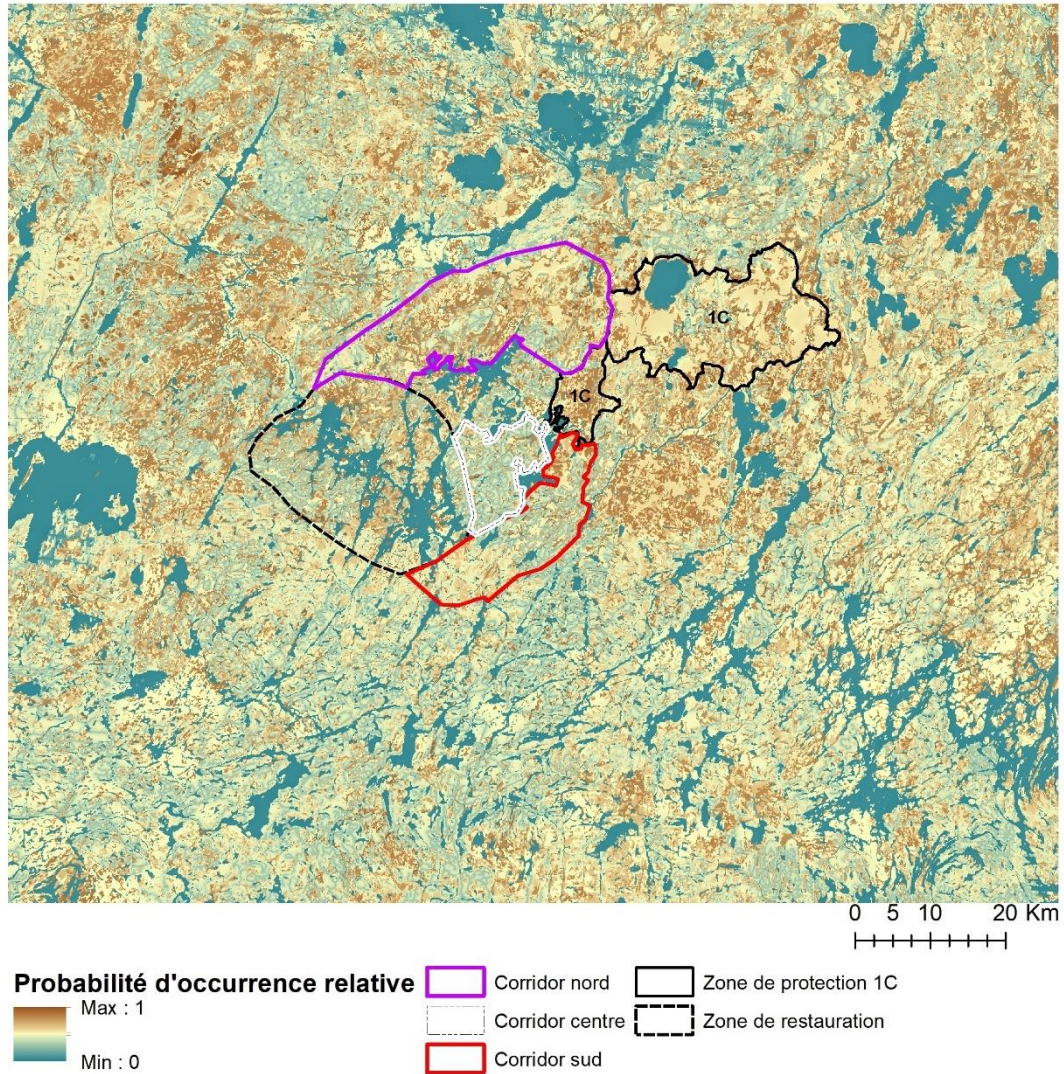


Figure 48. Positionnement des trois options de corridors (Nord, Centre, Sud) facilitant la connectivité fonctionnelle entre la zone de protection 1C (ceinturée par la ligne noire pleine) et la zone restaurée selon le scénario #2 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*; délimitée par la ligne pointillée noire). La probabilité d'occurrence relative du caribou selon l'état actuel (mise à jour de la carte en 2018) varie de minimale (0; bleu) à maximale (1; brun).

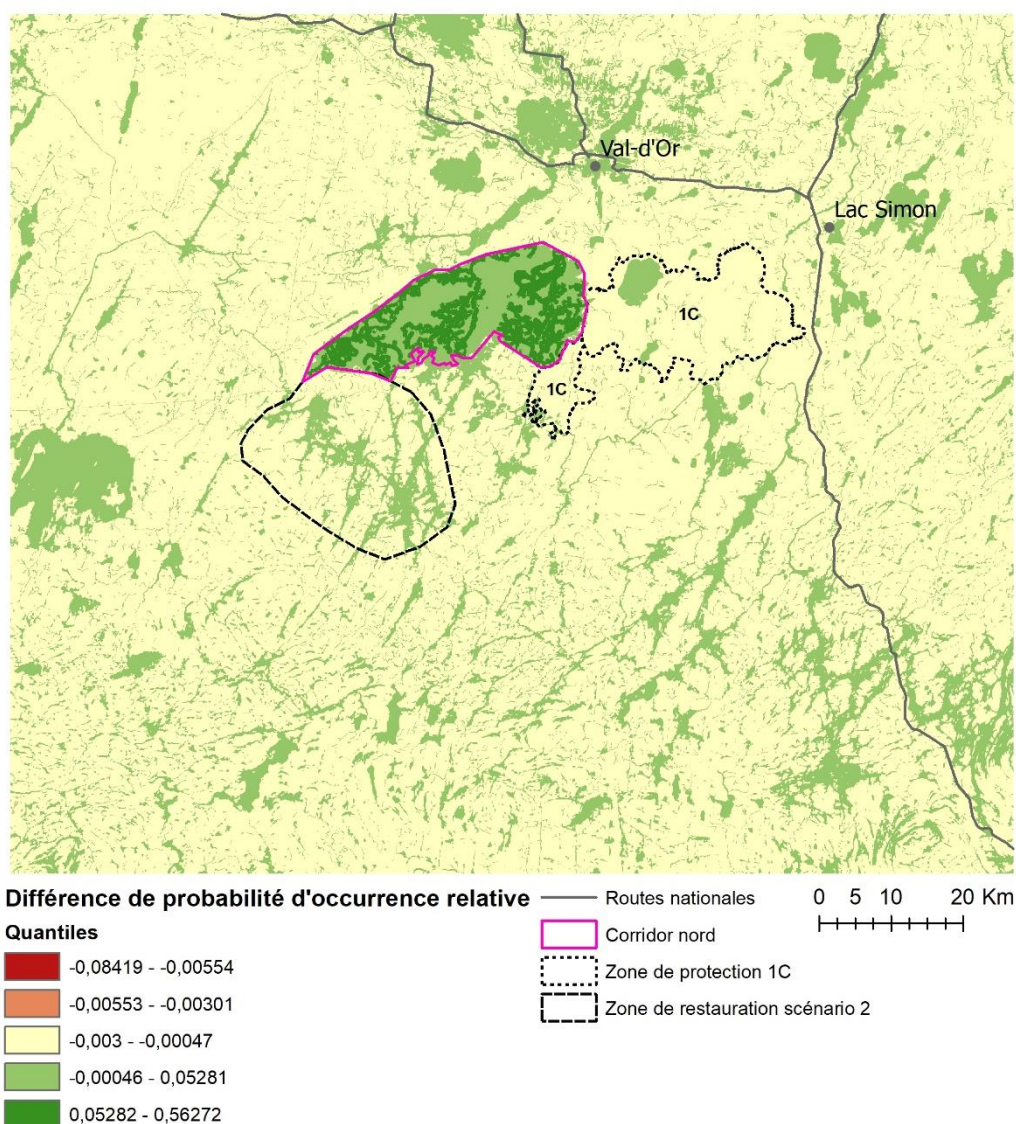


Figure 49. Représentation cartographique de la différence de probabilité d'occurrence relative du caribou attendue suivant les efforts de restauration du scénario #2 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*) appliqués au corridor Nord reliant la zone de protection 1C (ceinturée par la ligne noire à courts pointillés) et la zone restaurée selon le scénario #2 (délimitée par la ligne noire à longs pointillés). Les changements sont représentés en quantiles suivant une diminution de la probabilité d'occurrence relative (en rouge), peu de changement (en jaune et en vert pâle) ou une augmentation (en vert foncé). Il importe de noter que pour ce scénario, la présence de davantage de vert dans l'aire d'étude ne signifie pas que le scénario est favorable en-dehors des zones d'intervention visées mais plutôt que la rampe de couleurs est contrainte par les limites entre quantiles

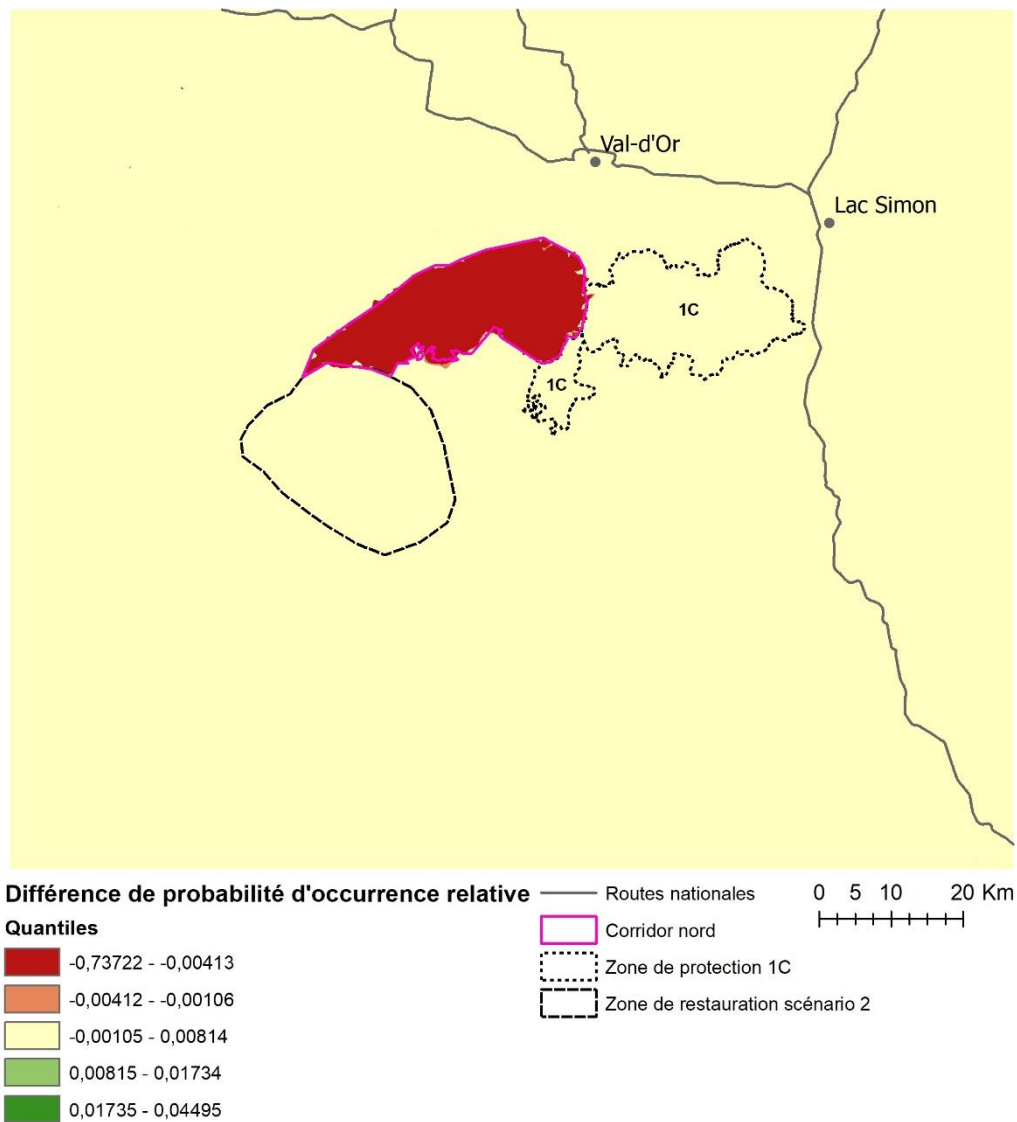


Figure 50. Représentation cartographique de la différence de probabilité d'occurrence relative du loup attendue suivant les efforts de restauration du scénario #2 (*Restauration de peuplements forestiers, fermeture et revégétalisation de chemins près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique*) appliqués au corridor Nord reliant la zone de protection 1C (ceinturée par la ligne noire à courts pointillés) et la zone restaurée selon le scénario #2 (délimitée par la ligne noire à longs pointillés). Les changements sont représentés en quantiles suivant une diminution de la probabilité d'occurrence relative (en rouge), peu de changement (en jaune) ou une augmentation (en vert).

Bien que variables, ces différences étaient largement plus positives (différence maximale de +56,27%) pour le caribou que négatives à l'échelle du pixel (différence minimale de -8,42%) alors qu'elles étaient beaucoup plus souvent négatives pour le loup (différence maximale de -73,72%), toujours à l'échelle du pixel, que positives (différence minimale de +1,58%; Tableau 21).

Tableau 21. Différences moyennes, écart-type des différences ainsi que différences minimales et maximales de probabilité d'occurrence relative du caribou de Val-d'Or et du loup suivant les efforts de restauration des peuplements forestiers et de fermeture et revégétalisation des chemins dans le corridor Nord reliant la zone de protection 1C et la zone restaurée selon le Scénario #2. Les valeurs négatives représentent des pertes de probabilité d'occurrence relative suivant les efforts de restauration alors que les valeurs positives représentent des gains.

Espèce	Différence moyenne	Écart-type	Différence minimale	Différence maximale
Caribou	0,0923	0,1110	-0,0842	0,5627
Loup	-0,1995	0,1790	0,0158	-0,7372

5.9. Détermination des caractéristiques permettant de prioriser les tronçons à refermer à l'intérieur des COS sélectionnés ⁸

L'écologie de la restauration de l'habitat du caribou demeure un domaine scientifique particulièrement jeune qui s'appuie sur des considérations théoriques certes nombreuses mais uniquement sur quelques exemples empiriques réussis (p. ex. Nellemann et al. 2010). Plusieurs travaux en cours s'appuyant sur la simulation ont montré l'intérêt de restaurer des conditions d'habitat propices au caribou (p. ex. Dickie et al. 2017b; Johnson et al. 2019) et certains projets empiriques ont montré à quel point la végétation haute complexifiait les déplacements du loup (Dickie et al. 2017a) mais rares sont les études qui ont permis de *démontrer* l'efficacité de la restauration d'habitat sur la dynamique de population du caribou forestier. Toutefois, divers bancs d'essai et approches expérimentales sont

⁸ Cette section est inspirée du rapport de St-Laurent et al. (2018) traitant de la fermeture de chemins forestiers pour le caribou de la Gaspésie, et par conséquent ne représente pas un élément de littérature original.

aujourd'hui à l'étude (p. ex. restauration passive: St-Pierre et al. *soumis*; restauration active: Lacerte et al. *soumis*) et permettront dans un prochain futur (1-3 ans) de bien camper les caractéristiques prioritaires pour la restauration de l'habitat du caribou sur des tronçons de chemins forestiers à refermer, à tout le moins sur le plan technique et d'ingénierie civile. Néanmoins, à ce jour, diverses études consolident les bases conceptuelles sous-jacentes à la réflexion et peuvent être utilisées pour orienter la prise de décision d'ici à ce que les connaissances issues de tels suivis empiriques soient disponibles.

Dans l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or, la fermeture et revégétalisation des chemins forestiers devrait être priorisée là où le potentiel d'accroissement de la qualité d'habitat relative du caribou est la plus élevée, et/ou dans les COS où la diminution de la qualité relative d'habitat du loup est la plus importante. Cependant, si les moyens financiers et logistiques sont limités, se concentrer sur les COS où la densité de structures linéaires est la plus basse pourrait avoir un plus grand impact à court terme (pour le même nombre de kilomètres de chemins fermés et reboisés) que ceux où la densité est élevée. De plus, les tronçons situés dans un couvert forestier mature pourraient avoir un impact plus important sur la sélection d'habitat des prédateurs que ceux situés dans de jeunes peuplements (tel que recommandé en Gaspésie par St-Laurent et al. 2018).

5.10. Caractéristiques recherchées pour les peuplements à restaurer

À la lumière des travaux de Nadeau Fortin et al. (2016) réalisés sur le caribou de la Gaspésie, et en considérant les patrons de sélection d'habitat exprimés par le caribou de Val-d'Or et le loup gris dans la présente étude, les peuplements recherchés qui devraient être restaurés sur les chemins forestiers fermés et revégétalisés ainsi que dans les aires de coupes en régénération devraient avoir des caractéristiques favorables au caribou et défavorables aux prédateurs, à savoir une surface terrière en résineux plus élevée, une fermeture de canopée élevée, une faible représentation des arbustes fruitiers et de tiges feuillues palatables pour l'orignal (et dans une moindre mesure pour l'ours) et une disponibilité en brout moindre.

Les efforts de fermeture devraient viser à empêcher la libre circulation par des véhicules (camionnettes ou VTT), qui limitent l'implantation, la survie et la croissance des

tiges en régénération dans les bandes de roulement (St-Pierre et al. *soumis*) et favoriser des essences végétales peu attractives pour les cervidés et l'ours ainsi que des essences dont la croissance est rapide de manière à compromettre rapidement la circulation par les prédateurs. La complexification de la structure verticale et horizontale par l'abattage et l'entrecroisement de troncs d'arbre favoriserait également le caribou en contraignant le déplacement du loup (voir CENOVUS 2016).

De plus, les travaux de Dickie et al. (2017a,b, 2020) sur les capacités de mouvement du loup gris en Alberta ont montré que les loups munis de colliers télémétriques se déplaçaient 2 à 3 fois plus rapidement sur les structures linéaires qu'en forêt, et qu'ils passaient plus de temps sur les structures linéaires, augmentant ainsi leur effort de recherche et – par conséquent – leur pression de prédation potentielle sur le caribou. Toutefois, plus la végétation était bien régénérée dans les emprises des différentes structures linéaires étudiées, plus la capacité de déplacement des loups était entravée et leur taux de mouvement diminuait proportionnellement.

Finalement, il importe de garder en tête que plusieurs nouvelles connaissances seront rendues disponibles au cours des prochaines années à la suite de la complétion des différents projets de recherche visant à identifier les traitements de fermeture et variables d'habitat favorables au caribou et défavorables aux proies alternatives et à leurs prédateurs dans l'habitat du caribou forestier. Plusieurs projets sont en cours un peu partout au Canada dont certains sont réalisés par l'Équipe de recherche en gestion de la faune terrestre de l'UQAR (dirigée par Martin-Hugues St-Laurent).

5.11. Contraintes à la fermeture de chemins forestiers

Malgré l'intérêt de fermer l'accès à des chemins forestiers et d'en reboiser l'assise et les emprises, de nombreuses contraintes sont connues et ont été identifiées suite aux échanges avec différents partenaires impliqués dans l'aménagement du territoire ainsi que divers groupes d'utilisateurs du territoire. Il importe de prendre sérieusement en considération ces enjeux, listés ci-dessous (Tableau 22), afin de faire adhérer à la prise de décision le plus grand nombre d'intervenants possibles et atteindre un niveau d'acceptabilité sociale acceptable.

Tableau 22. Enjeux identifiés comme des contraintes importantes à la réalisation des travaux de fermeture de l'accès et de revégétalisation des assises et emprises des chemins forestiers en territoire public. À noter, ces enjeux ne sont pas hiérarchisés en ordre d'importance.

Famille d'enjeu/contrainte	Enjeu/contrainte
Socio-économique	Libre accès au territoire pour les utilisateurs (chasseurs, pêcheurs, randonneurs etc.)
	Accès aux infrastructures bâties pour les villégiateurs
	Accès au territoire pour les membres des Premières Nations Anishnabe du Lac Simon, Kitcisakik et Long Point
	Accès aux parterres de coupes pour les travaux sylvicoles de récolte et d'éducation de peuplement
	Accès aux infrastructures récréotouristiques péri-urbaines de la ville de Val-d'Or
Conservation du caribou	Respect des périodes de l'année où les caribous sont les plus loin des chantiers d'intervention ou encore celles où les faons sont les plus susceptibles à la prédation
	Accès à l'enclos où sont confinés les caribous de Val-d'Or afin de leur apporter les soins requis
	Accès aux secteurs de contrôle des prédateurs du caribou de Val-d'Or (si le projet de contrôle se poursuit)

6. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Au fil de ce mandat, nous avons documenté (à notre connaissance, pour la première fois) les patrons de sélection d'habitat et d'utilisation de l'espace du caribou de Val-d'Or, et de son principal prédateur, le loup gris, à l'aide des données télémétriques GPS colligées au fil des années par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec. Nous avons de plus appliqué à nos analyses de sélection d'habitat une approche méthodologique permettant de contraster les gains et les pertes potentielles en probabilité d'occurrence relative (comme indice de la qualité d'habitat) suivant différents scénarios de fermeture et revégétalisation de chemins forestiers ainsi que de restauration des conditions d'habitat

favorables au caribou de Val-d'Or au sein de son aire de répartition actuelle. Avec ces outils, nous avons cartographié les gains et pertes relatives à l'échelle du pixel puis à l'échelle des compartiments d'organisation spatiale (COS) et avons par la suite synthétisé ces différences dans un indice de priorité visant à pondérer les gains et pertes entre le caribou et le loup.

Nos modèles ne prennent toutefois pas en considération l'effet potentiel des différentes formes d'aménagement du territoire et des scénarios de restauration sur la qualité relative d'habitat de l'ours noir, un prédateur reconnu pour être un agent de mortalité important des faons caribous (Pinard et al. 2012; Leclerc et al. 2014; Leblond et al. 2016). De même, nos analyses se basent sur des liens entre le comportement récent des caribous et des loups dans un habitat fortement perturbé et pourraient s'avérer légèrement différents du comportement attendu dans une aire d'étude peu perturbée. À ce titre, nous soulignons l'importance de suivre l'évolution de l'utilisation par le caribou et ses prédateurs (loup, ours) au fil du temps suivant la réalisation des travaux de restauration de peuplements forestiers favorables au caribou et de fermeture et revégétalisation des chemins afin de valider l'efficacité de l'approche et le niveau de gains réels pour le caribou, tel qu'actuellement testé dans différentes aires d'étude au Canada.

Néanmoins, l'exercice réalisé a permis d'hiérarchiser les différents scénarios proposés par les représentants de la Première Nation Anishnabe du Lac Simon et leurs collaborateurs. Sur ces bases, nous décourageons fortement la réalisation de nouvelles coupes forestières dans l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or (Scénario #1). Nous considérons moins prioritaires les scénarios #3 et #4, centrés dans la zone 1C, ainsi que le Scénario #7 qui préconise la restauration de chemins dans les zones 1A, 1B, 1C et 1E du site faunique. Les scénarios #5 et #6, qui visent respectivement la restauration de peuplements forestiers et la fermeture et revégétalisation de chemins dans les zones 1C et 1E, offriraient des retombées intéressantes pour le caribou de Val-d'Or, tout en défavorisant le loup gris, sans pour autant être aussi intéressantes que le Scénario #2 qui lui vise à restaurer des peuplements forestiers et à refermer et revégétaliser des chemins près des zones 4A, 4B et 5 du site faunique. Selon nos analyses, la priorité d'intervention pour ce scénario devrait se concentrer (en ordre décroissant d'importance) dans les COS #19_89, #17_92, #17_134, #17_135, #19_87, #19_91, #17_136, #19_86, #11_277,

#11_515, #17_555 et #17_67 (Tableau 20). Il importe de rappeler que les gains potentiels de qualité d'habitat ne seraient obtenus qu'à relativement long terme, et sont tributaires d'un arrêt du rajeunissement de la matrice forestière actuelle, suggérant qu'un moratoire sur la coupe devrait être maintenu dans le temps et étendu dans l'espace.

À cet effet, nous avons délimité l'habitat essentiel du caribou de Val-d'Or en combinant les secteurs à fort potentiel aux endroits où se distribuaient les caribous suivis par télémétrie GPS avant d'être confinés en enclos, circonscrivant du coup une aire de 12 247 km² à l'intérieur de laquelle les activités de prélèvement forestier et de création de routes devraient être proscrites dès maintenant, tout comme les autres activités industrielles majeures, et où les efforts de restauration des conditions d'habitat devraient être consentis à long terme pour faire diminuer l'important taux de perturbation (78,17%) actuellement observé dans l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or. Considérant les capacités de déplacement impressionnantes du loup gris et son utilisation reconnue des chemins forestiers, il importe de prendre en considération que nos résultats montrent clairement que la quasi-totalité de l'aire de répartition du caribou de Val-d'Or se trouve à moins de quelques centaines de mètres d'un habitat de qualité pour le loup, déséquilibrant la relation prédateur – proie en faveur du prédateur. En lien avec les efforts de restauration d'habitat, nos analyses nous ont également permis d'identifier un corridor de connectivité potentielle à restaurer pour relier les zones de conservation 1C et l'aire restaurée sous le Scénario #2, créant ainsi un noyau d'habitat favorable au caribou à l'intérieur et en périphérie de la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or. Bien que ces deux étapes de restauration d'habitat (c.-à-d. Scénario #2 et corridor de connectivité) n'aient le potentiel d'améliorer la qualité d'habitat du caribou qu'à long terme par des efforts de restauration actifs et passifs, nous considérons qu'elles doivent être amorcées dès maintenant, de concert avec des stratégies de conservation visant des gains à court terme.

Le présent projet ne permet pas de répondre à toutes les questions potentielles liées au rétablissement et à la conservation du caribou de Val-d'Or. En effet, les analyses réalisées ne visaient pas à déterminer la probabilité d'autosuffisance de cette population ni de modéliser la viabilité future. Nous recommandons pour ce faire que soit réalisée une analyse de viabilité de la population du caribou de Val-d'Or (tel que réalisé par Frenette 2017 pour le caribou de la Gaspésie et par Johnson et al. 2019 pour le caribou de

Charlevoix), particulièrement de manière à orienter les efforts futurs de maintien et reproduction en enclos, restauration d'habitat et contrôle des prédateurs, voire même de translocation et réintroduction de nouveaux individus issus d'autres populations. Cependant, aucune de ces stratégies de conservation ne pourrait livrer de résultats pérennes sans des efforts majeurs de restauration d'habitat, comme l'ont montré les trajectoires démographiques des deux autres populations isolées de caribous au Québec, à savoir celle de Charlevoix et celle de la Gaspésie. Tout comme la population de Val-d'Or, c'est par une combinaison d'approches à court (p. ex. contrôle des prédateurs) et à long (restauration d'habitat) termes que le rétablissement sera atteignable.

La situation critique où se trouve actuellement la population de caribous de Val-d'Or nécessite dès maintenant des décisions difficiles, des approches novatrices et des efforts concrets d'une intensité inégalée à ce jour dans la province. Avec seulement six individus toujours vivants, confinés depuis plusieurs mois dans un enclos temporaire de trop petite taille, le *statu quo* n'est plus une option. Attendre davantage avant de prendre action pourrait laisser croire que le rétablissement du caribou de Val-d'Or n'est pas une priorité pour le ministère responsable de la protection des espèces fauniques menacées et vulnérables au Québec. En tout respect du principe de précaution, les connaissances scientifiques sont suffisantes pour prendre des mesures permettant de maintenir cette population sur le territoire abitibien, à condition d'exprimer le leadership et l'esprit d'initiative nécessaires à l'atteinte de cet objectif.

7. REMERCIEMENTS

Pour nous avoir appuyé pendant la réalisation de ce mandat, nous tenons à remercier très sincèrement Geneviève Tremblay, Liam Boivin et Ronald Brazeau ainsi que les différents membres de la Première Nation Anishnabe du Lac Simon rencontrés lors de la visite terrain d'octobre 2019 pour leur accueil, leurs constats et leur confiance. Merci à Stéphanie Pellerin (ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs; ci-après MFFP) et Francis Forcier pour l'accès aux données télémétriques et cartographiques, à Pierre Fournier (anciennement du MFFP) et Louis Imbeau (Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue) pour leurs précieux conseils et le partage de leurs connaissances relatives au loup et au caribou de Val-d'Or, ainsi qu'à Alain Caron, Jérôme Laliberté et Frédéric Lesmerises (Université du Québec à Rimouski) pour les conseils statistiques et géomatiques. Ce projet a été réalisé grâce au financement obtenu d'Environnement et Changement climatique Canada octroyé à la Première Nation Anishnabe du Lac Simon, le support du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, ainsi que par la subvention de recherche à la Découverte du Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada, octroyé au professeur Martin-Hugues St-Laurent.

8. RÉFÉRENCES CITÉES

- Badiou, P., S. Boutin, M. Carlson, M. Darveau, P. Drapeau, J. Jacobs, C. Johnson, J. Kerr, M. Manseau, P. McLoughlin, G. Orians, S. Pimm, P. Raven, D. Roberts, T. Root, N. Roulet, J. Schaefer, D. Schindler, M.-H. St-Laurent, J. Stritholt, N. Turner, A. Weaver & J. Wells. 2011. Keeping woodland caribou in the boreal forest: Big challenge, immense opportunity. International Boreal Conservation Science Panel (URL: <http://www.borealcanada.ca/pr/07-13-2011-e.php>).
- Beauchesne, D., J.A.G. Jaeger & M.-H. St-Laurent. 2013. Disentangling woodland caribou movements in response to clearcuts and roads across temporal scales. *PLoS One* **8**(11): e77514.
- Beauchesne, D., J.A.G., Jaeger & M.-H. St-Laurent. 2014. Thresholds in the capacity of boreal caribou to cope with cumulative disturbances: Evidence from space use patterns. *Biological Conservation* **172**: 190-199.
- Bédard, S., K. Malcolm, A. Beauchemin & M.-H. St-Laurent. 2020. Effet de la capture, des inventaires ou des repérages sur le comportement du caribou forestier à La

- Romaine. Rapport de recherche présenté à Hydro-Québec, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 44 p.
- Bichet, O. A. Dupuch, C. Hébert, H. Le Borgne & D. Fortin. 2016. Maintaining animal assemblages through single-species management: the case of threatened caribou in boreal forest. *Ecological Applications* **26**: 612-623.
- Boudreau, M. 2017. Impacts de 25 ans d'aménagement forestier intensif sur l'habitat du caribou de la Gaspésie et de ses prédateurs. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 122 p.
- Boyce, M.S., P.R. Vernier, S.E. Nielsen & F.K.A. Schmiegelow. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* **157**: 281-300.
- Briand, Y., J.-P. Ouellet, C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 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.
- Brodeur, V., J.-P. Ouellet, R. Courtois & D. Fortin. 2008. Habitat selection by black bears in an intensively logged boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* **86**: 1307-1316.
- Burnham, K.P., & D.R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. 2nd edition. Springer Science & Business Media. 488 p.
- Cameron, R.D., W.T. Smith, R.G. White & B. Griffith. 2005. Central arctic caribou and petroleum development: distribution, nutritional, and reproductive implications. *Arctic* **58**: 1-9.
- Carpenter, J., C. Aldridge & M.S. Boyce. 2010. Sage-grouse habitat selection during winter in Alberta. *Journal of Wildlife Management* **74**: 1806-1814.
- CENOVUS. 2016. Cenovus Caribou Habitat Restoration Project. Consulté en ligne le 3 juin 2020. URL: <https://www.cenovus.com/news/docs/Cenovus-caribou-project-factsheet.pdf>
- COSEPAC. 2011. Unités désignables du caribou (*Rangifer tarandus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, Ontario, Canada. 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.
- COSEPAC. 2020. Évaluation des espèces sauvages du COSEPAC : critères quantitatifs et lignes directrices. [consulté le 12 mai 2020] URL:

<http://cosewic.ca/index.php/fr/processus-d-evaluation/evaluation-especes-sauvages-processus-categories-lignes-directrices/criteres-quantitatifs>.

- Courbin, N., D. Fortin, C. Dussault & R. Courtois. 2009. Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou cooccurrence. *Landscape Ecology* **24**: 1375-1388.
- Cyr, D., S. Gauthier, Y. Bergeron & C. Carcaillet. 2009. Forest management is driving eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. *Frontiers in Ecology and the Environment* **7**: 519-524.
- Dickie, M., R. Serrouya, R.S. McNay & S. Boutin. 2017a. Faster and farther: wolf movement on linear features and implications for hunting behaviour. *Journal of Applied Ecology* **54**: 253-263.
- Dickie, M., R. Serrouya, C. DeMars, J. Cranston & S. Boutin. 2017b. Evaluating functional recovery of habitat for threatened woodland caribou. *Ecosphere* **8**: 1-15.
- Dickie, M., S.R. McNay, G.D. Stuhlerland, M. Cody & T. Avgar. 2020. Corridors or risk? Movement along, and use of, linear features varies predictably among large mammal predator and prey species. *Journal of Animal Ecology* **89**: 623-634.
- Dussault, C., V. Pinard, J.-P. Ouellet, R. Courtois & D. Fortin. 2012. Avoidance of roads and selection for recent cutovers by threatened caribou: fitness-rewarding or maladaptive behaviour? *Proceedings of the Royal Society B* **279**: 4481-4488.
- Environnement Canada. 2008. Examen scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada. Ottawa: Environnement Canada. 80 p. + annexes.
- Environnement Canada. 2011. Évaluation scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada, mise à jour 2011, Environnement Canada, Ottawa, 116 p. + annexes.
- Environnement Canada. 2012. Programme de rétablissement du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), population boréale, au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Environnement Canada, Ottawa. xii + 152 p.
- Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec. 2013. Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) au Québec – 2013-2023, produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Faune Québec, 110 p.

- Falcucci, A., P. Ciucci, L. Maiorano, L. Gentile & L. Boitani. 2009. Assessing habitat quality for conservation using an integrated occurrence mortality-model. *Journal of Applied Ecology* **46**: 600-609.
- Faille, G., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin, R. Courtois, M.-H. St-Laurent & C. Dussault. 2010. Range fidelity: the missing link between caribou decline and habitat alteration? *Biological Conservation* **143**: 2840-2850.
- Festa-Bianchet, M., J.C., Ray, S. Boutin, S.D. Côté & A. Gunn. 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. *Canadian Journal of Zoology* **89**: 419-434.
- Finnegan, L., D. MacNearney & K.E. Pigeon. 2018. Divergent patterns of understory forage growth after seismic line exploration: Implications for caribou habitat restoration. *Forest Ecology and Management* **409**: 634-652.
- Fortin, D., P.-L. Buono, O. Schmitz, N. Courbin, C. Losier, M.-H. St-Laurent, P. Drapeau, S. Heppell, C. Dussault, V. Brodeur & J. Mainguy. 2015. A spatial theory for characterizing predator – multiprey interactions in heterogeneous landscapes. *Proceedings of the Royal Society B* **282**: 20150973.
- Fortin, D., F. Barnier, P. Drapeau, T. Duchesne, C. Dussault, S. Heppell, M.-C. Prima, M.-H. St-Laurent & G. Szor. 2017. Forest productivity mitigates human disturbance effects on late-seral prey exposed to apparent competitors and predators. *Scientific Reports* **7**: 6370.
- Franklin, I.R. 1980. Evolutionary change in small populations. Pp. 135-149 *Dans*: Soule, M.E. & B.A. Wilcox (Éditeurs). *Conservation Biology - An evolutionary-ecological perspective*. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, U.S.A.
- Frenette, J. 2017. Démographie et viabilité de la population de caribous de la Gaspésie-Atlantique. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 119 p.
- Frenette, J., F. Pelletier & M.-H. St-Laurent. 2020. Linking habitat, predators and alternative prey to explain recruitment variations of an endangered caribou population. *Global Ecology and Conservation* **22**: e00920.
- FSC Canada. 2018. Norme Canadienne FSC d'aménagement forestier – FSC-STD-CAN-01-2018 V 1-0 FR. Forest Stewardship Council of Canada, Toronto, 174 p.
- Gaudry, W. 2013. Impact des structures anthropiques linéaires sur la sélection d'habitat du caribou, de l'ours noir et du coyote en Gaspésie. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski.
- Gillies, C.S., M. Hebblewhite, S.E. Nielsen, M.A. Krawchuk, C.L. Aldrige, J.L. Frair, D.J. Saher, C.E. Stevens & C.L. Jerde. 2006 Application of random effects to the study of resource selection by animals. *Journal of Animal Ecology* **75**: 887-898.

- Gouvernement du Québec. 2009. Plan de conservation, réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or. Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs. 34 p.
- Graham, M.H. 2003. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology* **84**: 2809–2815.
- Hansen, M.J., S.E. Franklin, C.G. Woudsma & M. Peterson. 2001 Caribou habitat mapping and fragmentation analysis using Landsat MSS, TM and GIS data in the North Columbia Mountains, British Columbia, Canada. *Remote Sensing of Environment* **77**: 50-65.
- Hayek, T., M.R. Stanley Price, J.G. Ewen, N. Lloyd, A. Saxena & A. Moehrensclager. 2016. An exploration of conservation breeding and translocation tools to improve the conservation status of boreal caribou populations in western Canada. Centre for Conservation Research, Calgary Zoological Society, Calgary, Alberta, Canada.
- Hebblewhite, M., & D. Fortin. 2017. Canada fails to protect its caribou. *Science* **358**: 730-730.
- Hins, C., J.-P. Ouellet, C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2009. Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: evidence of a landscape configuration effect. *Forest Ecology and Management* **257**: 636-643.
- Houle, M., D. Fortin, C. Dussault, R. Courtois & J.-P. Ouellet. 2010. Cumulative effects of forestry on habitat use by gray wolf (*Canis lupus*) in the boreal forest. *Landscape Ecology* **25**: 419-433.
- Johnson, C.J., & M.-H. St-Laurent. 2011. Unifying Framework for Understanding the Impacts of Human Developments on Wildlife. Pp. 23-54, Ch. 3 *Dans Energy Development & Wildlife Conservation in Western North America*. D.E. Naugle (Ed.), Island Press, Washington.
- Johnson, C.J., L.P.W. Ehlers & D.R. Seip. 2015. Witnessing extinction – cumulative impacts across landscapes and the future loss of an evolutionary significant unit of woodland caribou in Canada. *Biological Conservation* **186**: 176-186.
- Johnson, C.J., M.A. Mumma & M.-H. St-Laurent. 2019. Modeling multispecies predator–prey dynamics: predicting the outcomes of conservation actions for woodland caribou. *Ecosphere* **10**(3): e02622.
- Johnson, C.-A., G.D. Sutherland, E. Neave, M. Leblond, P. Kirby, C. Superbie & P.D. McLoughlin. 2020. Science to inform policy linking population dynamics to habitat for a threatened species in Canada. *Journal of Applied Ecology* **57**: 1314-1327.

- Lacerte, R., M. Leblond & M.-H. St-Laurent. (soumis). Determinants of vegetation regeneration on forest roads following restoration treatments: implications for boreal caribou conservation. *Restoration Ecology*.
- Lafontaine, A., P. Drapeau, D. Fortin & M.-H. St-Laurent. 2017. Many places called home: the adaptive value of seasonal adjustments in range fidelity. *Journal of Animal Ecology* **86**: 624-633.
- Lafontaine, A., P. Drapeau, D. Fortin, S. Gauthier, Y. Boulanger & M.-H. St-Laurent. 2019. Exposure to historical burn rates shapes the response of boreal caribou to timber harvesting. *Ecosphere* **10**(5): e02739.
- Laliberté, J., & M.-H. St-Laurent. 2020. Validation of functional connectivity modeling: The Achilles' heel of landscape connectivity mapping. *Landscape and Urban Planning* **202**: 103878.
- Leblond, M., J. Frair, D. Fortin, C. Dussault, J.-P. Ouellet & R. Courtois. 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. *Landscape Ecology* **26**: 1433-1446.
- Leblond, M., C. Dussault & J.-P. Ouellet. 2013a. Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. *Journal of Zoology* **289**: 32-40.
- Leblond, M., C. Dussault & J.-P. Ouellet. 2013b. Impacts of human disturbance on large prey species: do behavioral reactions translate to fitness consequences? *PLoS One* **8**: e73695.
- Leblond, M., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2014. Development and validation of an expert-based habitat suitability model to support boreal caribou conservation. *Biological Conservation* **177**: 100-108.
- Leblond M., C. Dussault, J.-P. Ouellet & M.-H. St-Laurent. 2016. Caribou avoiding wolves face increased predation by bears – Caught between Scylla and Charybdis. *Journal of Applied Ecology* **53**: 1078-1087.
- Leclerc, M., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2012. Multiscale assessment of the impacts of roads and cutovers on calving site selection in woodland caribou. *Forest Ecology and Management* **286**: 59-65.
- Leclerc, M., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2014. Behavioural strategies towards human disturbances explain individual performance in woodland caribou. *Oecologia* **176**: 297-306.
- Lee, P. & S. Boutin. 2006. Persistence and developmental transition of wide seismic lines in the western Boreal Plains of Canada. *Journal of Environmental Management* **78**: 240-250.

- Lesmerises, F., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2012. Wolf habitat selection is shaped by human activities in a highly managed boreal forest. *Forest Ecology and Management* **276**: 125-131.
- Lesmerises, R., J.-P. Ouellet, C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2013. The influence of landscape matrix on isolated patch use by wide-ranging animals: conservation lessons for woodland caribou. *Ecology and Evolution* **3**: 2880-2891.
- Lesmerises, R., L. Rebouillat, C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2015. Linking GPS telemetry surveys and scat analyses helps explain variability in black bear foraging strategies. *PLoS One* **10**: e0129857.
- Lesmerises, F., C.J. Johnson & M.-H. St-Laurent. 2019. Effect of behavioral marginality on survival of an alpine ungulate. *Ecosphere* **10**(7): e02806.
- Lesmerises, R., G. Yannic & M.-H. St-Laurent. (soumis). Variability in habitat selection: functional responses, individual characteristics or genetic relatedness? *Ecology and Evolution*.
- Losier, C., S. Couturier, M.-H. St-Laurent, P. Drapeau, C. Dussault, T. Rudolph, V. Brodeur, J. Merkle & D. Fortin. 2015. Adjustments in habitat selection to changing availability induce fitness costs for a threatened ungulate. *Journal of Applied Ecology* **52**: 496-504.
- Malcolm, K., M. Cheveau & M.-H. St-Laurent. 2020. Wolf habitat selection in relation to recreational structures in a national park. *Journal of Mammalogy* (accepté).
- Manly, B.F.J., L. McDonald, D. Thomas, T.L. McDonald & W.P. Erickson. 2002 Resource selection by animals, 2nd edition. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Mattisson, J., H. Sand, P. Wabakken, V. Gervasi, O. Liberg, J.D.C. Linnell, G.R. Rauset & H.C. Pedersen. 2013. Home range size variation in a recovering wolf population: evaluating the effect of environmental, demographic, and social factors. *Oecologia* **173**: 813-825.
- McLoughlin, P.D., & S.H. Ferguson. 2000. A hierarchical pattern of limiting factors helps explain variation in home range size. *Ecoscience* **7**: 123-130.
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). 2017. Étude de faisabilité du rétablissement du caribou de Val-d'Or. Rapport présenté au sous-ministre associé aux Opérations régionales, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 38 p.
- Ministère des Ressources naturelles (MRN). 2013. Plan d'aménagement du site faunique du caribou au sud de Val-d'Or. Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoires de l'Abitibi-Témiscamingue et Unité de gestion de Val-d'Or. 76 p.

- Mohr, C.O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist* **37**: 223–249.
- Moreau, G., D. Fortin, S. Couturier & T. Duchesne. 2012. Multi-level functional responses for wildlife conservation: the case of threatened caribou in managed boreal forests. *Journal of Applied Ecology* **49**: 611-620.
- Mosnier, A., J.-P. Ouellet & R. Courtois. 2008. Black bear adaptation to low productivity in the boreal forest. *Ecoscience* **15**: 485-497.
- Muhly, T.B., C.A. Johnson, M. Hebblewhite, E.W. Neilson, D. Fortin, J.M. Fryxell, A.D.M. Latham, M.C. Latham, P.D. McLoughlin, E. Merrill, P.C. Paquet, B.R. Patterson, F. Schmiegelow, F., Scurrah & M. Musiani. 2019. Functional response of wolves to human development across boreal North America. *Ecology and Evolution* **9**: 10801-10815.
- Mumma, M.A., M.P. Gillingham, K.L. Parker, C.J. Johnson & M. Watters. 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.
- Nadeau Fortin, M.-A., L. Sirois & M.-H. St-Laurent. 2016. Extensive forest management contributes to maintain suitable habitat characteristics for the endangered Atlantic-Gaspésie caribou. *Canadian Journal of Forest Research* **46**: 933-942.
- Nellemann, C., I.I. Vistnes, P. Jordhøy, O.G. Støen, B.P. Kaltenborn, F. Hanssen & R. Helgesen. 2010. Effects of recreational cabins, trails and their removal for restoration of reindeer winter ranges. *Restoration Ecology* **18**: 873-881.
- Pelletier, F., G. Turgeon, A. Bourret, D. Garant & M.-H. St-Laurent. 2019. Genetic structure and effective size of an endangered population of woodland caribou. *Conservation Genetics* **20**: 203-213.
- Peters, W., M. Hebblewhite, N. DeCesare, F. Cagnacci & M. Musiani. 2013. Resource separation analysis with moose indicates threats to caribou in human altered landscapes. *Ecography* **36**: 487-498.
- Pinard, V., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin & R. Courtois. 2012. Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape. *Journal of Wildlife Management* **76**: 189-199.
- Polfus, J.L., M. Hebblewhite & K. Heinemeyer. 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. *Biological Conservation* **144**: 2637-2646.

- Ray, J., D.B. Cichowski, M.-H. St-Laurent, C.J. Johnson, S.D. Petersen & I.D. Thompson. 2015. Conservation status of caribou in the western mountains of Canada: Protections under the Species At Risk Act, 2002-2014. *Rangifer* **35** Special Issue 23: 49-80.
- Rempel, R.S., P.C. Elkie, A.R. Rodgers & M.J. Gluck. 1997. Timber-management and natural-disturbance effects on moose habitat: landscape evaluation. *Journal of Wildlife Management* **61**: 517-524.
- Rempel, R.S., D.W. Andison & S.J. Hannon. 2004. Guiding principles for developing an indicator and monitoring framework. *Forestry Chronicle* **80**: 82-90.
- Rudolph, T.D., P. Drapeau, M.-H. St-Laurent & L. Imbeau. 2012. Status of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in the James Bay Region of northern Québec. Woodland Caribou Recovery Task Force Scientific Advisory Group - Northern Québec, Montréal.
- Rudolph, T.D., P. Drapeau, L. Imbeau, V. Brodeur, S. Légaré & M.-H. St-Laurent. 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. 2003. Long-term range recession and the persistence of caribou in the Taiga. *Conservation Biology* **17**: 1435-1439.
- Schwartz, C.C., & A.W. Franzmann. 1989. Bears, wolves, moose, and forest succession: some management considerations on the Kenai Peninsula, Alaska. *Alces* **25**: 1-10.
- Serrouya, R., D.R. Seip, D. Hervieux, B.N. McLellan, R.S. McNay, R. Steenweg, D.C. Heard, M. Hebblewhite, M. Gillingham & S. Boutin. 2019. Saving endangered species using adaptive management. *Proceedings of the National Academy of Science* **116**: 6181-6186.
- Société des Établissement de Plein Air du Québec (SÉPAQ). 2014. Un coup de pouce à la nature: restaurer les anciens chemins forestiers. [En ligne] URL: <https://www.sepaq.com/parcs-quebec/blogue/article.dot?id=7f4962ac-bc14-46e3-9de8-0272a3fec9aa>
- St-Laurent, M.-H., & C. Dussault. 2012. The reintroduction of boreal caribou as a conservation strategy: a long-term assessment at the southern range limit. *Rangifer* Special Issue **20**: 33-44.
- St-Laurent, M.-H., J. Laliberté, F. Lesmerises & M. Boudreau. 2018. Identification des secteurs où la fermeture et la revégétalisation des voies d'accès bénéficiera au caribou de la Gaspésie. Rapport scientifique présenté à la Table de gestion intégrée des ressources et du territoire de la Gaspésie. Université du Québec à Rimouski. 47 p.

- St-Laurent, M.-H., L. D'Orangeville, F. Lesmerises, A. Leduc & P. Drapeau. 2020. Approfondissement de l'influence de la productivité des forêts sur la relation entre les niveaux de perturbation de l'habitat essentiel du caribou forestier et l'autosuffisance des populations locales. Rapport scientifique présenté au Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec. Centre d'Étude de la Forêt (Québec). 100 p.
- St-Laurent, M.-H., M. Trépanier & R. Lesmerises. (*en préparation*). Black bears do not seek for boreal caribou calves unless we paved them the way. *Biological Conservation*.
- St-Pierre, F., P. Drapeau & M.-H. St-Laurent. (*soumis*). Drivers of vegetation regrowth on delerict roads in the boreal forest: implications for restoration of woodland caribou habitat. *Forest Ecology and Management*.
- Tigner, J., E.M. Bayne & S. Boutin. 2014. Black bear use of seismic lines in northern Canada. *Journal of Wildlife Management* **78**: 282-292.
- Tremblay-Gendron, S., C. Dussault, D. Fortin & M.-H. St-Laurent. (*soumis*). Behavioral adjustments of wolf to local prey availability could counteract antipredator strategy of threatened caribou. *Ecology and Evolution*.
- Venier, L.A., I.D. Thompson, R. Fleming, J. Malcolm, I. Aubin, J.A. Trofymow, D. Langor, R. Sturrock, C. Patry, R.O. Outerbridge, S.B. Holmes, S. Haeussler, L. De Grandpré, H.Y.N. Chen, E. Bayne, A. Arseneault & J.P. Brandt. 2014. Effects of natural resource development on the terrestrial biodiversity of Canadian boreal forests. *Environmental Reviews* **22**: 457-490.
- Vors, L.S., & M.S. Boyce. 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology* **15**: 2626-2633.
- Vors, L.S., J.A. Schaefer, B.A. Pond, A.R. Rodgers & B.R. Patterson. 2007. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. *Journal of Wildlife Management* **71**: 1249-1256.
- Whittington, J., M. Hebblewhite, N.J. DeCesare, L. Neufeld, M. Bradley, J. Wilmshurst & M. Musiani. 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology* **48**: 1535-1542.
- Wittmer, H.U., B.N. McLellan, D.R. Seip, J.A. Young, T.A. Kinley, G.S. Watts & D. Hamilton. 2005. Population dynamics of the endangered mountain ecotype of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Zoology* **83**: 407-418.
- Wittmer, H.U., B.N. McLellan, R. Serrouya & C.D. Apps. 2007. Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population. *Journal of Animal Ecology* **76**: 568-579.