

Développement et validation d'un
modèle de qualité d'habitat pour
le caribou forestier *rangifer
tarandus caribou* au Québec



**Forêts, Faune
et Parcs**

Québec





Développement et validation d'un modèle de qualité d'habitat pour le caribou forestier *rangifer tarandus* *caribou* au Québec

Novembre 2014

Direction de la faune terrestre et de l'avifaune
Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats
Secteur de la faune et des parcs

**Forêts, Faune
et Parcs**

Québec 

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Auteurs :

Mathieu Leblond
Université du Québec à Rimouski

Christian Dussault
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Martin-Hugues St-Laurent
Université du Québec à Rimouski

Référence complète :

LEBLOND, M., C. DUSSAULT et M.-H. ST-LAURENT (2014). *Développement et validation d'un modèle de qualité d'habitat pour le caribou forestier Rangifer tarandus caribou au Québec*, pour le compte du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Université du Québec à Rimouski, 87 p. + annexes.

ISBN : 978-2-550-71068-4 (version imprimée)

978-2-550-71069-1 (version PDF)

Résumé

L'écotype forestier du caribou des bois (caribou forestier; *Rangifer tarandus caribou*) est une espèce vulnérable dont le maintien à long terme semble être compromis par la progression du développement anthropique, dont l'exploitation forestière. Malgré l'impressionnante somme de connaissances acquises au cours des dernières décennies au sujet des réponses comportementales et démographiques du caribou forestier en forêt aménagée, aucun outil d'aide à la décision n'existe pour permettre aux gestionnaires québécois de considérer l'habitat du caribou forestier dans la planification de l'exploitation des ressources naturelles. Le présent projet de recherche vise à développer et à valider un tel outil, soit un modèle de qualité d'habitat (MQH) pour le caribou forestier au Québec.

Pour y parvenir, nous avons consulté 14 experts ayant une très bonne connaissance de l'écologie du caribou forestier. Les experts ont émis leur opinion au sujet, entre autres, des meilleures échelles spatio-temporelles à considérer, de la hiérarchie des variables d'habitat ainsi que de la paramétrisation du modèle. L'approche employée, qui est décrite en détail dans le rapport, a permis d'obtenir un modèle robuste et valide. Nous avons validé le MQH dans trois régions aux caractéristiques bien distinctes, soit le Saguenay–Lac-Saint-Jean, le Nord-du-Québec et la Côte-Nord. Nous avons effectué cette validation à l'aide de localisations télémétriques obtenues de 45 caribous forestiers qui avaient été munis de colliers GPS (*Global Positioning System*).

Le MQH intègre plusieurs variables d'habitat définies à partir de cartes numériques, lesquelles sont regroupées en deux composantes. La composante CATÉGORIES D'HABITAT intègre l'information provenant des différents peuplements forestiers et types de surface de la carte écoforestière, en attribuant un poids relatif à des variables comme la proportion de conifères matures, de milieux riches en lichens ou de coupes forestières (8 catégories au total) dans chaque cellule d'analyse. La composante INFRASTRUCTURES HUMAINES, quant à elle, considère la densité de routes asphaltées et de chemins forestiers, ainsi que la présence de mines au sein des cellules d'analyse. La structure finale du modèle considère aussi la distance aux routes, aux chemins et aux mines afin d'attribuer une valeur relative de qualité d'habitat à chaque cellule d'analyse. Le résultat du MQH, normalisé de 0 à 1, permet de cartographier la qualité de l'habitat potentiel pour le caribou forestier.

En plus de la carte globale de qualité d'habitat pour le Québec en entier et des cartes produites pour les trois aires de validation, nous avons aussi réalisé des simulations qui permettent de visualiser les résultats du modèle selon différents scénarios d'aménagement du paysage. Ainsi, les effets de l'aménagement sylvicole, de la création d'une aire protégée et de la construction d'une autoroute ont été explorés.

Le rapport est enrichi par l'ajout de différentes sections informatives, notamment une revue de la littérature portant sur les relations faune-habitat et les modèles de qualité d'habitat, une présentation générale de l'état des connaissances sur les besoins en habitat du caribou forestier, ainsi qu'une discussion sur le rôle et les limites des modèles mathématiques en gestion de la faune. Nous espérons que ce projet ouvrira la voie à une meilleure conciliation entre la conservation du caribou forestier, la mise en valeur du territoire et la gestion durable des ressources naturelles au Québec.

Table des matières

Liste des figures	vii
Liste des tableaux.....	ix
Liste des annexes	xii
1. Introduction.....	1
2. Revue de la littérature sur les relations faune-habitat.....	5
2.1 Modèles de qualité d’habitat.....	7
2.2 La consultation des experts en écologie.....	9
2.3 Le développement d’un modèle de qualité d’habitat.....	11
2.4 La validation d’un modèle de qualité d’habitat	13
3. État des connaissances sur les besoins en habitat du caribou forestier.....	13
3.1 MQH pour le caribou forestier déjà publiés	16
3.1.1 Colombie-Britannique.....	16
3.1.2 Alberta.....	17
3.1.3 Manitoba	18
3.1.4 Terre-Neuve-et-Labrador	18
3.1.5 Québec	18
4. Développement du MQH pour le caribou forestier au Québec	19
4.1 Consultation des utilisateurs potentiels du MQH	19
4.2 Consultation des experts du caribou forestier.....	24
4.2.1 Thème n° 1 – Échelles spatiales et temporelles	24
4.2.2 Thème n° 2 – Zones d’influence des infrastructures humaines	26
4.2.3 Thème n° 3 – Hiérarchie des variables d’habitat	27
4.2.4 Thème n° 4 – Paramétrisation du modèle	39
4.3 Élaboration du MQH.....	43
5. Application du MQH pour le caribou forestier au Québec.....	46
5.1 Préparation des bases de données	47
5.2 Validation du MQH d’experts	52
5.3 Cartographie.....	58
5.4 Scénarios d’aménagement	63

5.4.1	Scénario n° 1 : Sylviculture.....	63
5.4.2	Scénario n° 2 : Parc de conservation.....	65
5.4.3	Scénario n° 3 : Autoroute.....	66
6.	Discussion.....	67
6.1	Les experts	68
6.2	La validation	70
6.3	L'application du MQH.....	70
6.4	Limites du MQH.....	72
6.5	La conservation du caribou forestier dans le contexte de l'exploitation des ressources naturelles au Québec	73
7.	Remerciements.....	74
8.	Références.....	75
	Annexes.....	88

Liste des figures

Figure 1. Aire de répartition du caribou forestier *Rangifer tarandus caribou* au Québec : 1) aire de répartition continue; 2) population de Val-d'Or; et 3) population de Charlevoix.....3

Figure 2. Relation entre la distance d'un caribou à une route asphaltée et la qualité résiduelle de l'habitat pour le caribou forestier, telle qu'elle est prédite par les experts. Le trait pointillé représente la régression polynomiale estimée à partir de ces données. L'équation de cette droite est utilisée dans le calcul du MQH. 44

Figure 3. Relation entre la distance d'un caribou à un chemin forestier et la qualité résiduelle de l'habitat pour le caribou forestier, telle qu'elle est prédite par les experts. Le trait pointillé représente la régression polynomiale estimée à partir de ces données. L'équation de cette droite est utilisée dans le calcul du MQH. 44

Figure 4. Relation entre la distance d'un caribou à une mine et la qualité résiduelle de l'habitat pour le caribou forestier, telle qu'elle est prédite par les experts. Le trait pointillé représente la régression polynomiale estimée à partir de ces données. L'équation de cette droite est utilisée dans le calcul du MQH. 45

Figure 5. Proportion des localisations télémétriques observées dans les cellules de la carte de qualité d'habitat, en fonction de la valeur de qualité d'habitat obtenue grâce au MQH. La qualité d'habitat est regroupée en 10 déciles (classes de 10 %). Le MQH a été calculé en utilisant des cercles de voisinage de 1 km de rayon. 55

Figure 6. Proportion de l'aire occupée par les valeurs de qualité d'habitat (incrément de 0,1) dans les trois aires d'étude utilisées pour la validation du MQH. Le MQH a été calculé avec des cercles de voisinage de 1 km de rayon. 57

Figure 7. Cartographie du modèle de qualité d'habitat pour le caribou forestier au Québec, au sud de la limite nordique d'attribution de la forêt commerciale. 59

Figure 8. Cartographie de l'aire de validation SaguenayLac-Saint-Jean (5 200 km²), utilisée pour valider le modèle de qualité de d'habitat pour le caribou forestier au Québec : A) Représentation des localisations télémétriques ($n = 34\,417$) et du réseau routier de ce secteur; B) Modèle de qualité d'habitat appliqué à l'aire de validation; C) Simulation où $\approx 75\%$ des aménagements

sylvicoles (c.-à-d. coupes forestières de < 20 ans, milieux en régénération et chemins forestiers) ont été retirés de l'aire d'étude (voir section 5.4.1).....60

Figure 9. Cartographie de l'aire de validation Nord-du-Québec (17 100 km²) utilisée pour valider le modèle de qualité d'habitat pour le caribou forestier au Québec : A) Représentation des localisations télémétriques ($n = 9\,324$) et du réseau routier de ce secteur; B) Modèle de qualité d'habitat appliqué à l'aire de validation; C) Simulation où un parc de conservation couvrant $\approx 30\%$ de l'aire d'étude a été créé. Seuls les coupes forestières de < 20 ans et les milieux en régénération ont été supprimés, alors que les chemins forestiers ont été conservés (voir section 5.4.2). 61

Figure 10. Cartographie de l'aire de validation Côte-Nord (6 600 km²) utilisée pour valider le modèle de qualité d'habitat pour le caribou forestier au Québec : A) Représentation des localisations télémétriques ($n = 13\,186$); il n'y a pas de réseau routier dans ce secteur; B) Modèle de qualité d'habitat appliqué à l'aire de validation; C) Simulation où une autoroute traversant l'aire d'étude a été créée (voir section 5.4.3). 62

Liste des tableaux

Tableau 1. Variables composant différents modèles de qualité d’habitat pour le caribou forestier développés au Canada	17
Tableau 2. Nombre de questionnaires soumis aux futurs utilisateurs potentiels du MQH pour le caribou forestier au Québec et nombre de questionnaires reçus, regroupés par secteurs d’activité.....	20
Tableau 3. Réponses des futurs utilisateurs potentiels du modèle de qualité d’habitat pour le caribou forestier au Québec, questionnés sur l’importance de certains thèmes liés à son développement et à son utilisation ($n = 24$ répondants).....	22
Tableau 4. Vecteurs de priorité et valeur propre principale ($\lambda_{\max}$) obtenus à partir des matrices de comparaison indiquant l’importance des catégories d’habitat pour expliquer la qualité d’habitat du caribou forestier selon 14 experts. Le vecteur de priorité moyen permet d’attribuer un poids relatif à chaque variable dans le MQH pour le caribou forestier.	31
Tableau 5. Vecteurs de priorité et valeur propre principale ($\lambda_{\max}$) obtenus à partir des matrices de comparaison indiquant l’importance des infrastructures humaines pour expliquer la qualité d’habitat du caribou forestier selon 14 experts. Le vecteur de priorité moyen permet d’attribuer un poids relatif à chaque variable dans le MQH pour le caribou forestier.	32
Tableau 6. Vecteurs de priorité et valeur propre principale ($\lambda_{\max}$) obtenus à partir des matrices de comparaison indiquant l’importance de la topographie pour expliquer la qualité d’habitat du caribou forestier selon 14 experts. Le vecteur de priorité moyen permet d’attribuer un poids relatif à chaque variable dans le MQH pour le caribou forestier.	33
Tableau 7. Vecteurs de priorité et valeur propre principale ($\lambda_{\max}$) obtenus à partir des matrices de comparaison indiquant l’importance des groupes de variables pour expliquer la qualité d’habitat du caribou forestier selon 14 experts. Le vecteur de priorité moyen permet d’attribuer un poids relatif à chaque variable dans le MQH pour le caribou forestier.	34

Tableau 8. Matrice de corrélations de Spearman (r_s) comparant deux à deux les réponses des 14 experts (E.) quant à l'importance des catégories d'habitat pour expliquer la qualité d'habitat du caribou forestier.	35
Tableau 9. Matrice de corrélations de Spearman (r_s) comparant deux à deux les réponses des 14 experts (E.) quant à l'importance des infrastructures humaines pour expliquer la qualité d'habitat du caribou forestier.	36
Tableau 10. Matrice de corrélations de Spearman (r_s) comparant deux à deux les réponses des 14 experts (E.) quant à l'importance de la topographie pour expliquer la qualité d'habitat du caribou forestier.	37
Tableau 11. Matrice de corrélations de Spearman (r_s) comparant deux à deux les réponses des 14 experts (E.) quant à l'importance des groupes de variables pour expliquer la qualité d'habitat du caribou forestier.	38
Tableau 12. Variables à inclure dans le MQH pour le caribou forestier selon 14 experts.	40
Tableau 13. Vecteurs de priorité obtenus à partir de matrices de comparaison indiquant l'importance des infrastructures humaines pour expliquer la qualité de l'habitat du caribou forestier, à la suite du retrait des lignes de transport d'énergie et des chalets, jugés non essentiels par la majorité des experts. Le nouveau vecteur de priorité moyen servira à attribuer un poids relatif à chaque variable dans le MQH pour le caribou forestier et remplacera le vecteur moyen obtenu avec l'ensemble des infrastructures humaines (voir tableau 5).	41
Tableau 14. Vecteurs de priorité obtenus à partir de matrices de comparaison indiquant l'importance des groupes de variables pour expliquer la qualité de l'habitat du caribou forestier, à la suite du retrait de la topographie, jugée non essentielle par la majorité des experts. Le nouveau vecteur de priorité moyen servira à attribuer un poids relatif à chaque variable dans le MQH pour le caribou forestier et remplacera le vecteur moyen obtenu avec l'ensemble des groupes de variables (voir tableau 7).	42
Tableau 15. Données provenant des cartes écoforestières du MRN utilisées pour regrouper les catégories d'habitat nécessaires au calcul du MQH pour le caribou forestier au Québec. Les codes utilisés pour catégoriser les peuplements se rapportent aux cartes écoforestières des 3 ^e et 4 ^e décennaux. Une liste des abréviations apparaît à l'annexe 2.	50

Tableau 16. Coefficients de corrélation de Spearman (r_s) entre le nombre de localisations télémétriques observé et prédit au sein des cellules de la carte de qualité d'habitat pour le caribou forestier, dans trois aires d'étude ayant servi à la validation du modèle. Nous avons répété l'analyse pour des MQH réalisés avec 3 tailles de cercles de voisinage (1,0, 2,5 et 5,0 km de rayon).	53
---	----

Liste des annexes

Annexe 1. Schéma représentant les principales étapes d'application du modèle de qualité d'habitat pour le caribou forestier au Québec.	89
Annexe 2. Liste des abréviations utilisées dans ce rapport.....	90
Annexe 3. Questionnaire soumis aux experts du caribou forestier et de son habitat.....	92

1. Introduction

Le caribou (*Rangifer tarandus*) est un grand cervidé qui évolue dans les régions nordiques et dont la répartition est circumpolaire. On trouve une seule espèce de caribou dans le monde, nommée caribou en Amérique du Nord et renne en Eurasie. La seule sous-espèce de caribou trouvée au Québec est le caribou des bois, *R. tarandus caribou*. Des divergences dans l'écologie, le comportement et même le bagage génétique des divers groupes de caribous des bois ont mené à l'identification de trois écotypes pour faciliter leur gestion et favoriser leur conservation (Courtois et coll., 2003; Festa-Bianchet et coll., 2011). L'écotype forestier du caribou des bois (ou caribou forestier) se trouve à l'état naturel à faible densité (1 à 3,5 caribous/100 km²) dans la forêt boréale canadienne. Le caribou forestier est menacé d'extinction au Canada (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2002) et possède le statut d'espèce vulnérable au Québec (Équipe de rétablissement du caribou forestier au Québec, 2008). Il s'agit de l'écotype qui fait l'objet de cette étude. Les deux autres écotypes du caribou des bois évoluant au Québec sont le caribou migrateur (ou caribou toundrique), qui vit dans la toundra du nord du Québec, et le caribou montagnard, qui effectue des migrations altitudinales annuelles en milieu alpin (parc national de la Gaspésie et monts Torngat).

La majorité des populations de caribou étudiées dans le monde sont en déclin (Vors et Boyce, 2009). Au Canada, l'aire de répartition du caribou a grandement diminué durant le siècle dernier (Bergerud, 1974; Courtois et coll., 2003; Vors et Boyce, 2009), malgré les nombreux efforts de conservation déployés pour renverser cette tendance (Environnement Canada, 2011; Festa-Bianchet et coll., 2011). Les principaux facteurs proposés pour expliquer le déclin des populations de caribou forestier au cours des 150 dernières années sont la chasse excessive (maintenant abolie dans la plupart des régions, exception faite de la chasse de subsistance autochtone), la perte fonctionnelle d'habitat et la prédation par le loup gris (*Canis lupus*) et l'ours noir (*Ursus americanus*).

Une des principales perturbations humaines nuisant aujourd'hui à l'habitat du caribou, et souvent reconnue comme potentiellement responsable du déclin des populations

canadiennes de l'écotype forestier, est l'exploitation commerciale de la forêt. Cette activité économique altère et fragmente l'habitat du caribou forestier, menaçant son maintien à long terme (Courtois, 2003). Par exemple, Vors et coll. (2007) ont démontré que les coupes forestières étaient les perturbations humaines expliquant le mieux l'absence du caribou forestier dans certaines régions de l'Ontario, parmi une liste de perturbations incluant, entre autres, les routes, les incendies et les mines. Ces auteurs ont établi que le recul des populations de caribou forestier vers le nord de l'Ontario suivait l'avancée du front de coupe à 13 km près, avec un décalage d'environ 20 ans. Plusieurs études ont démontré que les caribous forestiers évitent les coupes forestières et les milieux en régénération après coupe (Hins et coll., 2009), qu'ils modifient leurs déplacements (Beauchesne et coll., 2013) et qu'ils établissent leur domaine vital de façon à éviter de fréquenter les milieux fortement perturbés par la récolte ligneuse (Chubbs et coll., 1993; Smith et coll., 2000).

Afin d'évaluer les répercussions des perturbations anthropiques sur le caribou forestier, le ministère de la Forêt, de la Faune et des Parcs a mené un grand nombre de projets de recherche au cours des dernières années. Ces projets, réalisés en collaboration avec de nombreux chercheurs universitaires, avaient pour objectifs, entre autres, d'évaluer les effets des coupes forestières sur la survie (Courtois, 2003; Rudolph et coll., 2012; Leblond et coll., 2013b), la reproduction (Leclerc et coll., 2012; Pinard et coll., 2012), la sélection d'habitat (Briand et coll., 2009; Courbin et coll., 2009; Hins et coll., 2009; Bastille-Rousseau et coll., 2012; Lesmerises et coll., 2013b), les déplacements (Beauchesne et coll., 2013), la fidélité au site (Faille et coll., 2010) et les niveaux de stress du caribou forestier (Renaud, 2012). Ces études se sont déroulées autant dans l'aire de répartition continue du caribou forestier, située dans la bande de forêt boréale située entre le 49^e et le 55^e parallèle (estimée à environ 6 700 individus [Équipe de rétablissement du caribou forestier au Québec, 2013]), que dans les populations isolées de Charlevoix et de Val-d'Or, trouvées plus au sud et dont les effectifs sont estimés à environ 80 et 20 individus, respectivement (figure 1). Ces études, tout comme une multitude d'autres études réalisées ailleurs au Canada et en Europe, ont démontré que les

activités et les infrastructures humaines ont généralement des répercussions négatives sur les populations de caribou forestier.

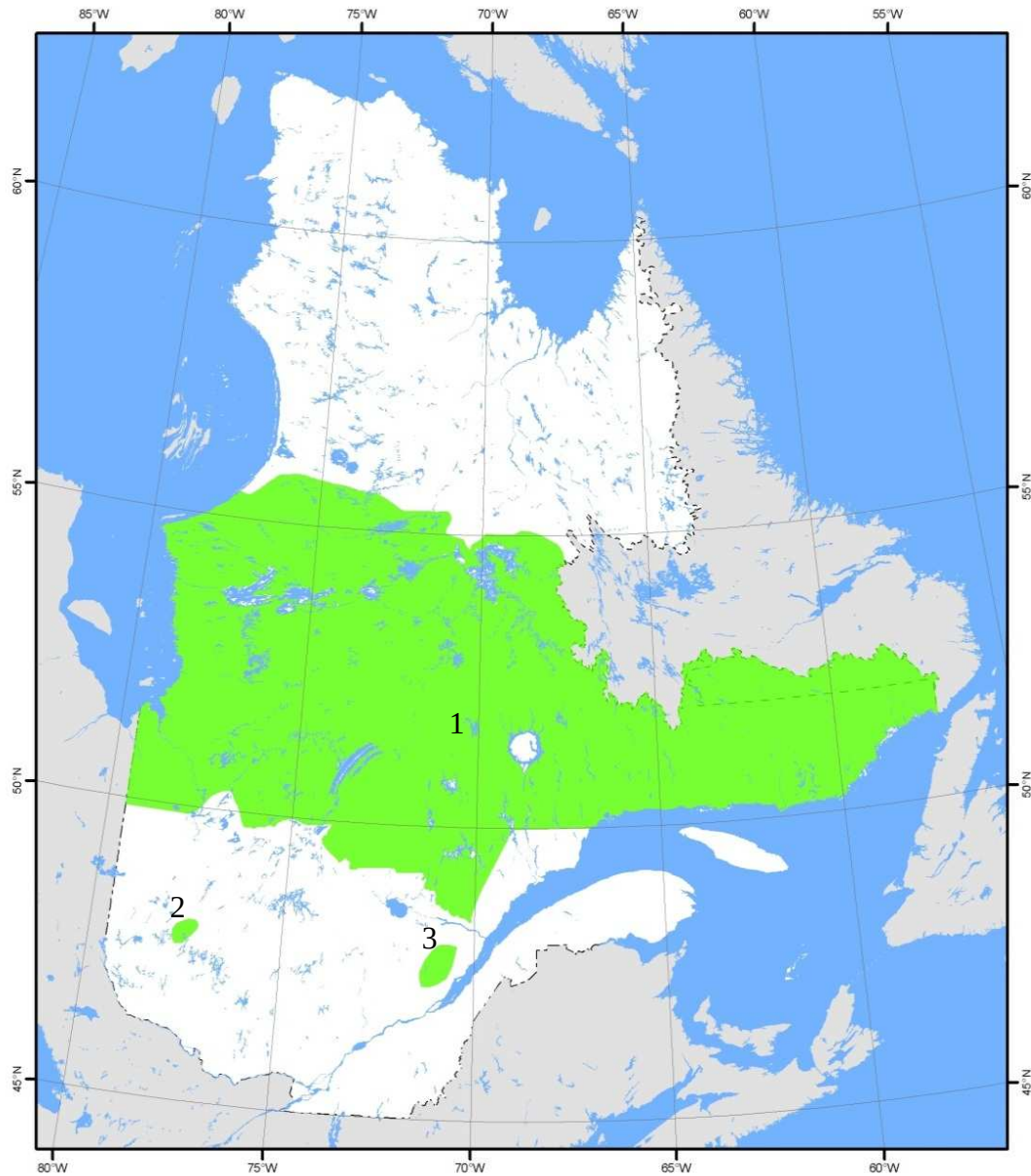


Figure 1. Aire de répartition du caribou forestier *Rangifer tarandus caribou* au Québec : 1) aire de répartition continue; 2) population de Val-d'Or; et 3) population de Charlevoix.

Malgré toutes les connaissances acquises sur les réponses comportementales et démographiques du caribou forestier en forêt aménagée, il n'existe aucun outil d'aide à la décision permettant aux gestionnaires québécois d'évaluer divers scénarios d'aménagement du paysage afin de favoriser le rétablissement du caribou forestier. McNay (2012) mentionne que, devant l'incertitude, le premier réflexe des gestionnaires est souvent de démarrer de nouveaux projets de recherche et de reporter la prise de décision, laissant en quelque sorte les décisions entre les mains des décideurs politiques et des industriels (Hervieux et coll., 1996).

Le Ministère s'est associé à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR) afin de développer un modèle de qualité d'habitat (ci-après MQH) pour le caribou forestier au Québec, un outil de gestion qui permettra de mieux considérer l'habitat du caribou forestier lors de la planification des activités de développement économique et de mise en valeur des ressources naturelles. La stratégie adoptée pour développer le MQH a été de consulter les différents utilisateurs du territoire ainsi que les experts de l'écologie du caribou forestier afin de produire un outil adapté à la réalité québécoise. Le présent rapport vise deux objectifs principaux : 1) faire une revue des connaissances sur le développement et l'utilisation des modèles de qualité d'habitat; et 2) développer et présenter un MQH pour le caribou forestier au Québec.

La suite de ce rapport est divisée en six sections, soit une revue de la littérature portant sur les relations faune-habitat, y compris une revue détaillée des modèles de qualité d'habitat (section 2), une revue de la littérature sur les besoins en habitat du caribou forestier (section 3), la description de la méthode retenue pour développer le modèle de qualité d'habitat pour le caribou forestier au Québec (section 4) et l'application du MQH à l'échelle du Québec et sa validation dans des régions où des données empiriques sur la distribution du caribou forestier sont disponibles (section 5). Le rapport se termine par une discussion portant sur les limites inhérentes à l'utilisation du MQH et sur l'applicabilité de cet outil dans le contexte de l'exploitation des ressources naturelles au Québec (section 6).

2. Revue de la littérature sur les relations faune-habitat

Les relations faune-habitat sont fondamentales en écologie animale : elles influencent aussi bien la biogéographie et la répartition des espèces, la dynamique et la densité des populations que le comportement des individus. Les relations faune-habitat concernent l'ensemble des processus qui interviennent lorsque les animaux obtiennent les éléments nécessaires à leur survie, leur croissance et leur reproduction en exploitant les ressources disponibles dans leur habitat, selon les restrictions imposées par leur physiologie et leur environnement (Aarts et coll., 2008).

Historiquement, les relations faune-habitat ont été abordées par les chercheurs de deux différentes façons (Hirzel et Le Lay, 2008). La première approche consiste à étudier le comportement des individus d'une population animale (c.-à-d. que la relation faune-habitat est étudiée du point de vue de l'animal). À l'échelle individuelle, la relation entre l'animal et son habitat se traduit par un comportement de sélection d'habitat. Cette représentation des relations faune-habitat tient ses origines d'une des théories les plus reconnues dans le domaine de l'écologie, soit la niche écologique, dont les fondements théoriques remontent aux travaux de Grinnell (1917), Elton (1927) et Hutchinson (1957). La seconde approche évalue la qualité d'un milieu pour une ou plusieurs espèces fauniques (c.-à-d. que la relation faune-habitat est étudiée du point de vue de l'habitat). Ces études permettent, entre autres, d'expliquer la répartition des espèces ou d'évaluer et de modéliser la qualité de l'habitat potentiel. Toutefois, les deux approches sont basées sur la même prémisse, c'est-à-dire que l'utilisation que font les animaux des ressources disponibles dans leur environnement est basée sur des « choix » et des contraintes, et cette relation se répercute sur leur valeur adaptative (*fitness*; Garshelis, 2000). Ainsi, les caractéristiques de l'habitat sont souvent utilisées comme indices de l'abondance, de la densité, voire de la probabilité de maintien à long terme des populations animales (Flather et King, 1992).

Bien que les premières études du comportement de sélection d'habitat aient été publiées dès la première moitié du ^{xx}e siècle (p. ex., Lack, 1933; Svårdson, 1949), Neu et coll.

(1974) ont été les premiers à proposer un concept et une méthode statistique pour l'étude de la sélection d'habitat, adaptée d'une analyse de sélection préférentielle des ressources alimentaires. Par la suite, d'autres travaux d'envergure ont été publiés au cours des années 1980 et 1990, dont ceux de Johnson (1980), d'Aebischer et coll. (1993) et de Manly et coll. (1993). Notamment, Manly et coll. (1993) ont développé un indice de sélection basé sur le rapport entre la représentativité des habitats utilisés et celle des habitats disponibles, normalisé de 0 à 1 (ratios de sélection). Bien que cette méthode ait d'abord été utilisée pour comparer la sélection de catégories d'habitat seulement, elle a aussi été adaptée à l'étude des attributs de sites utilisés par les animaux. Dans ce cas, les caractéristiques mesurées aux sites utilisés sont comparées à celles de sites disponibles, grâce à une fonction de sélection des ressources (*Resource Selection Function* [RSF]; Boyce et McDonald, 1999). Actuellement, la RSF est une des méthodes les plus couramment utilisées pour évaluer le comportement de sélection d'habitat des animaux en milieu naturel.

Une autre catégorie d'analyses repose sur l'évaluation de la qualité du milieu pour une ou plusieurs espèces. Plusieurs de ces méthodes tirent leur origine de l'exploration statistique multivariée de la niche écologique. L'analyse *K-select* (Calenge et coll., 2005) et l'analyse factorielle de la niche écologique (ENFA; Hirzel et coll., 2002) gagnent désormais en popularité, tout comme les différentes méthodes d'enveloppe, dont l'enveloppe d'entropie maximale *MaxEnt* (Phillips et coll., 2006), ainsi que les méthodes d'apprentissage automatique (*machine learning*; Kobler et Adamic, 2000), dont l'algorithme le plus populaire est l'algorithme génétique GARP (Stockwell et Peters, 1999). Toutefois, une des toutes premières approches développées pour évaluer la qualité du milieu pour les espèces fauniques, et qui est encore couramment utilisée à ce jour, est l'indice de qualité d'habitat (IQH).

L'IQH est un indice numérique représentant la capacité d'un milieu à subvenir aux besoins d'une espèce faunique. Cet indice, qui varie de 0 à 1, est généralement obtenu en attribuant différents poids à des composantes de l'habitat jugées importantes pour l'espèce étudiée. Les IQH combinent différents indices à l'aide de fonctions

mathématiques basées autant que possible sur la biologie des espèces visées (Van Horne et Wiens, 1991). Au tournant des années 1980, les IQH sont devenus un des outils les plus utilisés par les gestionnaires de la faune terrestre et aquatique partout en Amérique du Nord (Gray et coll., 1996; Brooks, 1997). Notamment, le U.S. Fish and Wildlife Service a publié près d'une centaine d'IQH de 1982 à 1987, autant pour des espèces d'invertébrés (p. ex., la crevette, *Penaeus duorarum* [Mulholland, 1984]), de poissons (p. ex., le brochet, *Esox lucius* [Inskip, 1982]), d'amphibiens et de reptiles (p. ex., l'alligator, *Alligator mississippiensis* [Newsom et coll., 1987]), d'oiseaux (p. ex., le grand héron, *Ardea herodias* [Short et Cooper, 1985]) que de mammifères (p. ex., la martre d'Amérique, *Martes americana* [Allen, 1982]).

2.1 Modèles de qualité d'habitat

Les modèles de qualité d'habitat (MQH, *Habitat Suitability Models* en anglais), dont les IQH font partie, sont parmi les outils les plus utilisés pour évaluer les relations faune-habitat. Van Horne et Wiens (1991) décrivent les MQH comme étant des expressions quantitatives des meilleures connaissances actuelles sur les relations entre certaines variables aisément identifiables et la qualité d'un habitat pour une espèce animale. Le moteur de recherche de *Web of Knowledge* (Thomson Reuters, New York) rapporte près de 2 000 articles publiés sous le thème de la qualité d'habitat de 2003 à 2012. Toutefois, un court survol de ces études permet de constater que le terme MQH est utilisé pour décrire une multitude de méthodes et d'analyses différentes. Ainsi, les IQH (p. ex., Dussault et coll., 2006; Rittenhouse et coll., 2010), les RSF (p. ex., Jedrzejewski et coll., 2008; Singh et coll., 2009), l'ENFA (p. ex., Triolo et coll., 2011; Van Toor et coll., 2011), les méthodes d'enveloppes (p. ex., Mateo-Tomas et Olea, 2010; Lu et coll., 2012), les réseaux bayésiens (p. ex., McNay et coll., 2006; Smith et coll., 2012) ou des combinaisons plus ou moins complexes de ces différentes méthodes (p. ex., Kanagaraj et coll., 2011; Singh et Kushwaha, 2011), sont tous des exemples de MQH. D'autres auteurs alternent entre plusieurs terminologies (p. ex., Gogol-Prokurat, 2011; Millar et Blouin-Demers, 2012), interchangeant les expressions « modélisation de la qualité de l'habitat » et « modélisation de la répartition des espèces » (*Species Distribution Modelling* en

anglais [Bradley et coll., 2012]). Ainsi, afin d'éviter toute confusion, nous utiliserons au cours de ce rapport le terme MQH pour décrire les modèles de qualité d'habitat développés à partir d'indices mathématiques représentant la qualité de l'habitat.

Les MQH ont comme objectif principal d'aider les gestionnaires à prendre des décisions éclairées quant à des populations fauniques pour lesquelles peu de données empiriques existent. Idéalement, ces modèles doivent favoriser un compromis avantageux entre la validité, l'applicabilité générale et la simplicité d'utilisation, sans oublier les contraintes de coûts et de temps liées à leur développement. La nature même des MQH peut donc être considérée à la fois comme une force (p. ex., indices faciles à développer s'appliquant à un large éventail de situations [Brooks, 1997]), mais aussi comme une faiblesse (p. ex., simplification de l'écologie des espèces ou équations non représentatives des véritables relations faune-habitat [Bender et coll., 1996; Roloff et Kernohan, 1999]). Les MQH représentent donc des outils d'aide à la décision qui s'appuient sur les meilleures connaissances disponibles afin de produire une représentation cartographique de la qualité de l'habitat potentiel pour une espèce. Ils ne permettent toutefois pas de statuer formellement sur la présence d'une espèce à un endroit donné. Comme Brooks (1997), nous croyons que les gestionnaires, s'ils demeurent conscients des limites des MQH, ne devraient pas hésiter à les utiliser comme un outil facilitant la prise de décisions.

Les MQH sont des outils particulièrement bien adaptés pour remédier à la rareté des données empiriques. Ainsi, les données utilisées pour développer les MQH proviennent souvent de conseils d'experts sur l'écologie ou l'habitat des espèces étudiées. Par exemple, les IQH développés par le U.S. Fish and Wildlife Service ont nécessité la contribution d'experts conviés à des groupes de travail propres à chaque espèce animale (Crance, 1987). Le développement d'un modèle réalisé à partir de l'opinion d'experts est beaucoup moins coûteux que l'acquisition de nouvelles données empiriques (Doswald et coll., 2007), même si les experts eux-mêmes ont eu recours à de telles données pour former leur propre opinion sur ce qu'est un habitat de qualité.

Il est pertinent de mentionner ici que les modèles empiriques comme la RSF et les MQH constituent des approches fondamentalement différentes. La RSF sert à évaluer, pour un échantillon d'individus, la sélection d'habitat en comparant l'utilisation et la disponibilité des variables d'habitat dans une région donnée, alors que le MQH ne tient pas compte de la distribution réelle des animaux au sein d'une aire d'étude. La RSF et le MQH diffèrent aussi quant à l'échelle spatio-temporelle : la RSF évalue le comportement de sélection d'habitat de quelques individus à un moment bien précis, offrant un « profil instantané » de la situation, tandis que le MQH permet de cartographier la qualité de l'habitat pour un individu « type » de l'espèce. Cette distinction importante dans l'utilité respective des RSF et des MQH est la raison pour laquelle nous avons décidé d'utiliser un MQH pour le caribou forestier. En effet, la sélection d'habitat effectuée par un animal est intimement liée à la disponibilité des ressources, et il s'agit d'une mesure relative (Johnson, 1980). Ainsi, nous désirions obtenir à terme un modèle de la qualité de l'habitat potentiel pour le caribou forestier et non un modèle expliquant le comportement des animaux dans leur environnement.

2.2 La consultation des experts en écologie

La consultation d'experts est désormais une discipline scientifique reconnue, et son utilisation dans le domaine de l'écologie est de plus en plus populaire (voir O'Hagan et coll., 2006; Low-Choy et coll., 2009; Kuhnert et coll., 2010; Burgman et coll., 2011; Martin et coll., 2012; Perera et coll., 2012; Drescher et coll., 2013). Un expert peut être défini comme une personne ayant une excellente connaissance d'un processus, à cause d'une longue pratique. En écologie appliquée, il existe au moins deux catégories d'experts : les scientifiques, qui développent et testent des hypothèses et publient leurs travaux de recherche de façon formelle, et les praticiens, qui ont plusieurs années d'expérience dans l'application du savoir scientifique pour la gestion du territoire et de la faune, mais qui ne font pas nécessairement de recherche (Perera et coll., 2012). Plusieurs projets de recherche visent à consulter cette deuxième catégorie d'experts, puisque leurs connaissances sont moins facilement accessibles dans la littérature et sont souvent plus régionales que les connaissances acquises par les chercheurs (Doswald et coll., 2007).

Les principaux éléments à considérer lors de la consultation d'experts sont : 1) les raisons qui ont motivé l'utilisation de cette approche; 2) la sélection des experts; 3) la méthode de consultation; 4) le rôle des experts au cours des différentes étapes du développement du modèle; 5) la méthode de traitement de l'information divulguée; et 6) la façon de considérer l'incertitude rattachée aux réponses (Kuhnert et coll., 2010; Martin et coll., 2012). Les choix effectués à chacune de ces étapes dépendent évidemment du budget et du temps disponibles pour réaliser le projet (McBride et Burgman, 2012).

Habituellement, la motivation derrière l'approche par consultation d'experts repose sur un manque de données empiriques fiables. Toutefois, même si certaines espèces sont bien documentées, ou que des bases de données sont disponibles, d'autres raisons peuvent motiver l'utilisation de conseils d'experts (McNay et coll., 2006). Par exemple, la consultation d'experts est particulièrement pertinente lorsque les relations faune-habitat sont étudiées à des échelles très différentes de celles employées dans les études empiriques traditionnelles. De plus, les différences locales entre diverses populations d'une même espèce ou les résultats d'apparence contradictoires dans la littérature peuvent inciter les chercheurs à utiliser cette approche. Or, le caribou forestier est justement une espèce démontrant une certaine variabilité comportementale entre les différentes parties de son aire de répartition (voir la section 3).

Évidemment, la consultation d'experts n'est pas une science exacte. Elle implique des interventions humaines qui se traduisent presque toujours par des taux élevés de variabilité. Ainsi, une méthode reconnue comme efficace par un groupe d'experts dans un contexte précis pourrait se révéler inutile dans d'autres situations. De ce fait, bien que le développement des MQH ait souvent nécessité la consultation d'experts, il ne faut pas perdre de vue que ces outils gagnent généralement en performance lorsque des données empiriques fiables sont utilisées pour les valider (p. ex., Pearce et coll., 2001; Store et Jokimäki, 2003; Drew et Collazo, 2012).

2.3 Le développement d'un modèle de qualité d'habitat

Le développement d'un MQH basé sur des indices de qualité d'habitat peut sembler simple à première vue. Toutefois, plusieurs éléments cruciaux doivent être considérés et mis en place dans un tel modèle, sans quoi sa validité pourrait être compromise.

La première considération est le choix des périodes d'applicabilité du modèle qui doivent être représentatives de la biologie de l'espèce étudiée (Morris, 1987). En effet, les besoins des animaux varient généralement d'une saison à l'autre, et l'importance relative des ressources pour ceux-ci s'en trouvera changée. De la même manière, la détermination des échelles spatiales est aussi importante. Par exemple, un animal pourrait sélectionner les ressources de son habitat à des échelles spatiales différentes (p. ex., échelle locale vs paysagère) et cette sélection pourrait varier selon les saisons (Leblond et coll., 2011). Généralement, la période et l'échelle spatiale ne sont pas des variables incluses dans les MQH; elles doivent plutôt être considérées explicitement par les utilisateurs lors de l'application du modèle (Van Horne et Wiens, 1991).

Par la suite, un MQH doit mettre en relation l'habitat et les besoins vitaux de l'espèce à l'étude. Ces besoins vitaux sont généralement des ressources (p. ex., nourriture, couvert contre la prédation) ou des caractéristiques du paysage (p. ex., connectivité permettant d'accéder aux différentes parcelles d'habitat). Chaque élément se voit attribuer un poids relatif (c.-à-d. l'importance d'un élément dépend de l'importance des autres éléments) et est ensuite introduit dans une équation mathématique plus ou moins complexe. Afin de décrire cette étape cruciale du développement d'un MQH, prenons comme exemple le MQH de l'orignal (*Alces alces*) développé dans la réserve faunique des Laurentides par Dussault et coll. (2006).

Dans ce MQH, deux composantes ont été jugées essentielles pour décrire la qualité de l'habitat potentiel de l'orignal : une composante nourriture (NOURRITURE) et une composante d'entremêlement entre la nourriture et le couvert (ENTREMÊLEMENT). La

composante NOURRITURE attribue un poids différent à chaque catégorie d'habitat¹ trouvée dans l'aire d'étude. Les catégories d'habitat qui sont plus susceptibles de contenir une grande quantité de nourriture ou une nourriture de bonne qualité se voient attribuer une valeur plus élevée que les catégories plus pauvres en nourriture pour l'orignal. Dans cet exemple, les forêts décidues ou mixtes en début de succession se voient attribuer un poids de 1,0, alors que les milieux improductifs se voient attribuer un poids de 0,1. Une étape semblable (quoique plus complexe) permet d'obtenir la composante ENTREMÊLEMENT, et ces deux composantes sont ensuite regroupées pour former le MQH grâce à l'équation 1.

[Éq. 1]
$$\text{MQH} = (0,45 \times \text{NOURRITURE}) + (0,55 \times \text{ENTREMÊLEMENT})$$

Cet exemple met en évidence une autre caractéristique importante des MQH : leurs prémisses. Tous les modèles contiennent des prémisses, puisqu'ils tentent de simplifier des processus écologiques plus complexes (Van Horne et Wiens, 1991). Ces prémisses sous-tendent la structure même des MQH. Par exemple, dans l'exemple précédent, Dussault et coll. (2006) ont jugé que l'entremêlement (0,55) était légèrement plus important que la nourriture (0,45) pour expliquer la qualité de l'habitat potentiel de l'orignal. De même, au sein des catégories d'habitat, les milieux improductifs se sont vu attribuer un poids de 0,1 plutôt que 0,2 ou 0,05. Les prémisses, souvent basées davantage sur des opinions (jugements d'experts) que sur des données empiriques, sont à la source des principales critiques qu'ont reçues les MQH (Brooks, 1997). Pour que les MQH soient considérés comme valides, ces prémisses doivent absolument être validées lors du développement du modèle.

Dans l'exemple du MQH développé pour l'orignal, l'opération mathématique utilisée par Dussault et coll. (2006) pour regrouper les composantes NOURRITURE et ENTREMÊLEMENT est une sommation. Van Horne et Wiens (1991) décrivent d'autres opérations qu'il est possible d'utiliser pour combiner les composantes, comme les multiplications, les

¹ Le terme « catégorie d'habitat » est généralement utilisé pour décrire les parcelles de végétation ou de surface disponibles dans l'environnement et utilisées par les animaux (p. ex., tourbière, forêt décidue). Techniquement, l'habitat ne peut pas être divisé en catégories (Hall et coll., 1997), mais ce terme est couramment utilisé dans la littérature portant sur la sélection d'habitat, faute d'un meilleur équivalent.

sommes tronquées, les indices et les racines. Toutefois, l'utilisation de telles équations doit être faite avec précaution : certaines fonctions plus complexes se comportent de façon non intuitive, parfois à l'insu des modélisateurs. La validation du MQH à la suite de son développement est donc une étape essentielle (Cole et Smith, 1983).

2.4 La validation d'un modèle de qualité d'habitat

La validation représente la première application du MQH à une aire d'étude donnée. Il s'agit d'une étape où le modèle et ses composantes sont évalués dans une situation d'application réelle. Des données empiriques sur l'abondance ou la valeur adaptative (p. ex., survie, reproduction) des représentants de l'espèce étudiée doivent préférentiellement être disponibles pour ces régions, mais une connaissance générale de la répartition de l'espèce (p. ex., par consultation d'experts) est parfois la seule source de données disponible. La qualité de l'habitat potentiel de ces régions est déterminée en utilisant l'équation du MQH et les données empiriques ou les connaissances d'experts permettent de juger de la justesse du modèle. La validation du modèle (aussi appelée vérification ou évaluation) est importante, puisqu'elle permet d'évaluer la constance des résultats lorsque le modèle est appliqué dans différents contextes (Oreskes et coll., 1994). Elle permet aussi de s'assurer que le modèle estime bien la distribution des animaux dans l'environnement.

3. État des connaissances sur les besoins en habitat du caribou forestier

Une étape importante du développement d'un MQH consiste à faire une revue de la littérature disponible sur les besoins en habitat de l'espèce étudiée. La somme des travaux de recherche publiés sur les besoins en habitat du caribou forestier, non seulement au Québec, mais partout au Canada, est pour le moins impressionnante. Ces études ont démontré que le caribou forestier possède une certaine plasticité comportementale et alimentaire, c'est-à-dire qu'il adapte sa sélection d'habitat à la disponibilité des ressources et aux contraintes de son environnement (Bergerud, 1972).

Comme son nom l'indique, le caribou forestier est associé à la forêt boréale où il sélectionne principalement des peuplements de conifères matures âgés et surannés (Courtois, 2003). La répartition du caribou forestier est aussi fortement liée à la disponibilité des lichens terrestres ou arboricoles (Rettie et coll., 1997; Johnson et coll., 2001). Ainsi, les milieux ouverts non perturbés, les forêts de conifères ayant une faible surface terrière et les milieux improductifs comme les dénudés secs sont des milieux que le caribou forestier sélectionne pour s'alimenter, principalement en hiver (Courbin et coll., 2009; Bastille-Rousseau et coll., 2012). Les milieux ouverts semblent aussi avoir un rôle important pour la reproduction, puisque les femelles sélectionnent généralement des milieux très dégagés pour mettre bas (Pinard et coll., 2012). Selon la région où les caribous forestiers sont étudiés, les tourbières, les îles isolées et les lacs gelés peuvent aussi être des milieux sélectionnés durant certaines périodes de l'année (Darby et Duquette, 1986; Bradshaw et coll., 1995; Stuart-Smith et coll., 1997). Enfin, les caribous forestiers peuvent utiliser les zones situées en altitude afin de trouver des milieux à la fois plus riches en conifères et en lichens, moins perturbés par les infrastructures humaines et où le risque de prédation est moindre (Leclerc et coll., 2012).

La disponibilité de grands massifs de forêts résineuses matures est un élément essentiel de l'habitat du caribou forestier (Courtois et coll., 2004; Lesmerises et coll., 2013b). Il s'y disperse à faible densité pour s'isoler de ses prédateurs tout en y trouvant du lichen et un faible couvert de neige en hiver (Courtois, 2003). Les grands massifs de forêts matures ou surannées recherchés par le caribou forestier se font toutefois de plus en plus rares, puisque ces milieux sont aussi ceux qui permettent d'optimiser la récolte pour l'industrie forestière (Terry et coll., 2000). Les milieux récemment perturbés ou en régénération, ainsi que les peuplements dominés par les arbres décidus, sont souvent évités par le caribou forestier. Plusieurs études ont démontré que les caribous forestiers évitaient les milieux perturbés, notamment les coupes forestières récentes (Chubbs et coll., 1993; Courtois, 2003). Par exemple, Chubbs et coll. (1993) ont démontré que les caribous forestiers modifiaient leurs déplacements et la composition de leur domaine vital afin d'éviter de fréquenter les coupes forestières.

La compétition entre le caribou forestier et l'orignal est indirecte; elle est issue du partage d'un prédateur commun, le loup, un phénomène appelé compétition apparente (Holt, 1977). Puisque les orignaux s'alimentent dans les peuplements en régénération ou dans les jeunes stades de succession se développant à la suite des coupes forestières (Rempel et coll., 1997), ils favorisent la concentration de l'activité des loups dans ces secteurs. Dans les régions fortement aménagées par la sylviculture, les densités d'orignaux et de loups peuvent augmenter au détriment des caribous forestiers qui voient leur risque de prédation s'accroître. Il est aussi reconnu que les coupes forestières sont propices à l'ours noir, un prédateur opportuniste qui s'attaque aux caribous forestiers durant les premières quatre à six semaines de leur vie (Bastille-Rousseau et coll., 2011; Pinard et coll., 2012; Leclerc 2013).

Outre la récolte ligneuse, le caribou forestier est soumis à plusieurs autres sources de perturbations humaines auxquelles il semble particulièrement sensible. Les routes (Dyer et coll., 2002; Leblond et coll., 2013a), l'exploitation minière (Weir et coll., 2007; Boulanger et coll., 2012), les infrastructures liées au développement pétrolier (Bradshaw et coll., 1998) et hydroélectrique (Mahoney et Schaefer, 2002; Lesmerises et coll. 2013a) ainsi que les activités récréotouristiques (Duchesne et coll., 2000) influencent toutes de façon plus ou moins importante les déplacements, le comportement et la répartition du caribou forestier. Certaines de ces infrastructures (notamment les routes) nuisent à la survie des caribous forestiers en favorisant les déplacements et l'efficacité de leurs principaux prédateurs (James et Stuart-Smith, 2000; Whittington et coll., 2011). Les caribous forestiers évitent généralement l'ensemble de ces perturbations anthropiques. Enfin, certaines perturbations naturelles (p. ex., incendies, chablis) peuvent aussi modifier l'habitat du caribou forestier (Klein, 1982). Bien que le caribou ait évolué en présence de ces perturbations naturelles, la perte d'habitat qu'elles engendrent s'ajoute maintenant aux effets négatifs des perturbations d'origine humaine (Johnson et St-Laurent, 2011).

3.1 MQH pour le caribou forestier déjà publiés

Nous avons exploré la littérature afin de trouver d'autres exemples de MQH pour le caribou forestier. Ces travaux sont présentés ici selon leur province canadienne d'origine. La plupart de ces études ont fait l'objet d'un rapport technique et n'ont pas été publiées dans une revue scientifique.

3.1.1 Colombie-Britannique

Le premier MQH que nous avons recensé a été développé pour le caribou de Colombie-Britannique par Brown et coll. (1994), à partir du *Woodland Caribou Cumulative Effects Analysis Model* produit par le U.S. Department of Agriculture (Summerfield et coll., 1985). Ce modèle considère l'importance de l'altitude, la pente, l'espèce végétale dominante, la classe de hauteur des arbres et la fermeture de la canopée. L'équation du modèle n'est toutefois pas fournie par les auteurs. Un second MQH a été développé par Allen-Johnson (1993) et appliqué par Apps et Kinley (1998) à la population de caribou montagnard de South Purcell (tableau 1, modèle 1). Hansen et coll. (2001) ont utilisé le MQH développé par McLellan et coll. (1995) pour étudier le caribou montagnard du nord des montagnes Columbia, sans toutefois préciser les caractéristiques intrinsèques du modèle. Mentionnons que ces travaux ont tracé la voie à des modèles spatialement explicites de sélection d'habitat (Apps et coll., 2001) et que ces MQH sont aujourd'hui considérés comme désuets par leurs auteurs (B. McLellan, commentaire personnel). Enfin, Johnson et Gillingham (2005) ont comparé un MQH à d'autres méthodes, soit la RSF, l'ENFA et l'analyse factorielle de distance de Mahalanobis (MADIFA), sans toutefois décrire le MQH en détail.

Tableau 1. Variables composant différents modèles de qualité d'habitat pour le caribou forestier développés au Canada

Modèle	Variables composant le modèle ^a	Référence
1	Altitude, pente, catégorie d'habitat, classe de hauteur de l'étage dominant, âge de l'étage dominant, % de recouvrement de la canopée.	Apps et Kinley (1998)
2	Catégorie d'habitat, classe d'âge, disponibilité des lichens, % de recouvrement de la canopée.	Palidwor et Schindler (1995)
3 ^b	Âge du peuplement, risque de prédation basé sur la catégorie d'habitat et la densité des bordures.	Côté et Doyon (2004)
3 ^c	Âge du peuplement, composition du peuplement, densité du couvert.	Côté et Doyon (2004)

^a Les valeurs de chaque variable étaient regroupées en classes et chaque classe se voyait octroyer une valeur relative de qualité.

^b Modèle applicable durant la mise bas seulement.

^c Modèle applicable durant l'hiver seulement.

3.1.2 Alberta

Higgelke et MacLeod (2000) ont développé des MQH pour les caribous montagnards et forestiers de l'Alberta, qui considèrent l'importance des ressources alimentaires, du dérangement anthropique et du couvert contre les conditions environnementales rigoureuses. Leur document original délimite bien les périodes d'applicabilité du MQH (c.-à-d. des modèles différents pour l'été, l'hiver et la période de reproduction) et présente de façon détaillée l'échelle spatiale et les équations utilisées. Les différents modèles développés par ces auteurs sont trop complexes pour être retranscrits ici, mais ils considèrent plusieurs variables d'habitat, dont la disponibilité de lichens terricoles et arboricoles, d'arbustes, de graminées et de plantes herbacées, l'âge et la composition des peuplements forestiers, le pourcentage de recouvrement de la canopée ainsi que la distance aux routes. La validité des modèles de Higgelke et MacLeod (2000) a été évaluée par un groupe d'experts, bien que les modèles n'aient pas été validés avec des données empiriques indépendantes.

3.1.3 Manitoba

Palidwor et Schindler (1995) ont développé un MQH pour le caribou forestier de la Forêt modèle du Manitoba (tableau 1, modèle 2). Leur MQH est accompagné d'instructions claires concernant les prémisses et les restrictions liées à son utilisation. À partir de 2006, ce modèle a été adapté aux nouvelles méthodes d'inventaire forestier du gouvernement manitobain grâce à des rencontres de groupes d'experts (Schindler et Lidgett, 2006). Sa validité actuelle est inconnue.

3.1.4 Terre-Neuve-et-Labrador

Côté et Doyon (2004) ont développé un MQH pour une population de caribou forestier trouvée dans la partie ouest de l'île de Terre-Neuve. Ils ont élaboré deux modèles distincts pour les périodes de mise bas et d'hiver (tableau 1, modèle 3). Le calcul des métriques et l'échelle spatiale considérée diffèrent entre ces deux modèles. Par exemple, le MQH est calculé pour des fenêtres spatiales de 3 300 ha durant la mise bas et de 4 100 ha durant l'hiver.

3.1.5 Québec

Lantin et coll. (2003) ont développé un indice de disponibilité alimentaire pour le caribou forestier au sein des peuplements forestiers. Cet indice varie selon la période annuelle (hiver et été) et considère l'importance relative des lichens terrestres et arboricoles, des plantes herbacées et des espèces ligneuses. Nature Québec (2007) a proposé une classification de l'habitat pour le caribou forestier au Québec. Sa méthode divise l'aire de répartition du caribou forestier en sous-unités de 300 km² qui se voient attribuer une de trois catégories de qualités suivantes : habitats favorables, non sélectionnés ou non favorables. Ce modèle intègre aussi des distances d'évitement à différentes perturbations anthropiques.

Enfin, il est pertinent de mentionner ici le récent travail de Bastille-Rousseau et coll. (2012) qui ont développé un modèle de sélection d'habitat du caribou forestier dans son aire de répartition continue au Québec. Leur travail a permis de dresser une carte de probabilité d'occurrence relative basée sur la sélection hiérarchique de l'habitat par le caribou forestier lors de l'établissement de son domaine vital ainsi que durant les périodes critiques à sa survie. Toutefois, l'étude de Bastille-Rousseau et coll. (2012), comme bien d'autres études québécoises ayant permis de développer des modèles de sélection d'habitat basés sur des données empiriques (p. ex., Fortin et coll., 2008; Courbin et coll., 2009; Leblond et coll., 2011; Rudolph et coll., 2012), n'avait pas comme objectif principal de créer un outil d'évaluation de l'habitat pour appuyer le travail des gestionnaires fauniques. En effet, ces modèles servent plutôt à comprendre les mécanismes qui expliquent le comportement de sélection d'habitat des animaux, et intègrent des composantes complexes comme la variation interindividuelle ou les effets aléatoires. Le développement du MQH, un outil aidant à la prise de décision adapté à la gestion du caribou forestier, vient en quelque sorte combler cette lacune.

4. Développement du MQH pour le caribou forestier au Québec

La création du MQH pour le caribou forestier a nécessité plusieurs étapes complémentaires. Les sections suivantes décrivent les méthodes que nous avons employées ainsi que les choix que nous avons faits afin d'obtenir un outil répondant adéquatement aux besoins des gestionnaires québécois.

4.1 Consultation des utilisateurs potentiels du MQH

Une des premières étapes du projet a été de consulter les futurs utilisateurs potentiels du MQH afin de bien comprendre leurs besoins. Ces utilisateurs étaient des professionnels travaillant au sein de ministères (MFFP et ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles [MERN]), de sociétés d'État, de firmes-conseils en environnement, de fédérations actives dans le domaine de la faune, de compagnies ou d'associations forestières, d'équipes ou d'organismes de conservation à but non lucratif, de conférences régionales des élus, de commissions régionales des ressources naturelles et du territoire,

d'agences de mise en valeur des forêts privées ou de conseils autochtones présents dans les régions québécoises occupées par le caribou forestier, soit l'Abitibi-Témiscamingue, la Capitale-Nationale, la Côte-Nord, le Nord-du-Québec et le Saguenay-Lac-Saint-Jean. Nous leur avons transmis un questionnaire qui leur permettait de donner leur opinion sur les caractéristiques importantes d'un MQH pour le caribou forestier afin que celui-ci leur soit utile. Nous avons questionné les utilisateurs, entre autres, sur les échelles spatio-temporelles avec lesquelles ils ont l'habitude de travailler et sur l'application générale qu'ils feraient d'un tel outil. Sur les 63 utilisateurs potentiels consultés, 24 ont répondu (38 %). Notons que le taux de réponse était très variable selon le secteur d'activité auquel appartenaient les utilisateurs consultés (tableau 2).

Tableau 2. Nombre de questionnaires soumis aux futurs utilisateurs potentiels du MQH pour le caribou forestier au Québec et nombre de questionnaires reçus, regroupés par secteurs d'activité

Utilisateurs potentiels, regroupés par secteurs d'activité	Questionnaires soumis	Questionnaires reçus
Conférences régionales des élus ^a	11	2
Premières Nations	7	2
Intervenants du milieu faunique ^b	15	11
Intervenants du milieu forestier ^c	11	1
OBNL œuvrant en conservation	7	2
Firmes privées et sociétés d'État	9	5
Utilisateurs de la faune ^d	3	1
Total	63	24

^a Les commissions régionales des ressources naturelles et du territoire ont également été consultées.

^b MFFP (faune), Service canadien de la faune, chercheurs universitaires, Fondation de la faune du Québec.

^c MERN (forêts), compagnies forestières, associations forestières, agences de forêts privées, Bureau du forestier en chef.

^d Groupes de chasseurs, de pêcheurs et de villégiateurs, territoires structurés.

La majorité des utilisateurs potentiels du MQH (79 % des répondants) ont exprimé un réel besoin de posséder un outil d'aide à la décision qui considère l'habitat du caribou

forestier dans le cadre de leur travail (voir tableau 3, point a). Les principales applications projetées étaient très diversifiées, allant de la planification de la récolte forestière à la délimitation d'aires protégées, en passant par l'évaluation des effets d'activités et des infrastructures humaines et la planification de leur emplacement, la planification d'activités minières ou la gestion globale du territoire. De façon générale, les principaux thèmes abordés touchaient donc le développement économique (23 cas), la conservation de la biodiversité (12 cas), l'évaluation des répercussions anthropiques (12 cas) et le suivi de l'évolution de la qualité de l'habitat dans le temps (3 cas) : notons que les répondants pouvaient fournir plus d'une réponse à cette question.

Tableau 3. Réponses des futurs utilisateurs potentiels du modèle de qualité d’habitat pour le caribou forestier au Québec, questionnés sur l’importance de certains thèmes liés à son développement et à son utilisation ($n = 24$ répondants)

Question	Nombre de réponses				
	Extrêmement important	Très important	Assez important	Peu important	Pas important
a. Posséder un outil d’aide à la décision qui considère l’habitat du caribou forestier dans le cadre de leur travail	9	10	4	1	0
b. MQH simple et rapide d’exécution	3	10	6	5	0
c. MQH contenant peu de variables	0	4	6	12	2
d. MQH précis, peu importe la difficulté d’application, le temps de calcul et le nombre de variables	8	5	6	4	1
e. MQH ne contenant que des variables numériques	0	3	9	10	2
f. MQH basé sur l’opinion d’experts	11	8	3	1	1
g. MQH contenant des variables mesurées sur le terrain	3	7	9	2	3

Les cases grises contiennent $\geq 75\%$ (≥ 18) des réponses.

Les utilisateurs étaient très majoritairement favorables au développement d'un modèle basé sur l'opinion d'experts (tableau 3, point f). Une certaine dualité existait entre la volonté d'obtenir un modèle très précis (point d), mais simple et rapide d'exécution (point b). Une plus grande précision semblait toutefois être privilégiée par une majorité d'utilisateurs au détriment de la simplicité. Les données mesurées sur le terrain (point g) semblaient être relativement importantes pour eux, bien que la façon d'obtenir ces données (p. ex., inventaires forestiers) ait soulevé plusieurs questionnements. Enfin, le nombre de variables incluses dans le modèle (point c) et l'utilisation exclusive de variables quantitatives (point e) semblaient moins prioritaires, un grand nombre de répondants ayant qualifié ces éléments d'assez ou de peu importants.

Les utilisateurs ont donné des réponses très variables au sujet des meilleures échelles spatiales et temporelles à utiliser pour le développement du MQH pour le caribou forestier. Par exemple, 13 répondants (62 %) semblaient favoriser des échelles spatiales plutôt locales ou régionales, alors que 8 répondants (38 %) trouvaient important que le MQH puisse s'appliquer à l'ensemble de l'aire de répartition du caribou forestier, tout en permettant l'adaptation éventuelle du modèle à des aires plus petites. Plusieurs des répondants en faveur du développement de modèles d'application régionale avaient l'impression que la disponibilité des ressources ou la réponse comportementale au sein des différentes populations de caribou forestier variaient trop pour être traitées dans un seul modèle. Une dualité semblable existait entre les utilisateurs prônant des modèles basés sur toute l'année et ceux prônant des modèles s'appuyant seulement sur certaines saisons comme l'hiver ou la période de mise bas. Cette variabilité dans les réponses des utilisateurs aux questions traitant des meilleures échelles spatio-temporelles reflétait en partie les échelles avec lesquelles les répondants étaient habitués de travailler. Nous avons donc porté une attention particulière à l'importance et à la définition des échelles spatio-temporelles lors de notre consultation des experts du caribou forestier.

4.2 Consultation des experts du caribou forestier

Après avoir pris connaissance des besoins et des attentes des futurs utilisateurs potentiels, nous avons conçu un questionnaire s'adressant à un panel d'experts du caribou forestier et de son habitat. Le questionnaire, séparé en quatre parties principales, est présenté à l'annexe 3. Nous avons testé le questionnaire auprès d'un groupe témoin afin d'évaluer sa cohérence et sa clarté (Regan et coll., 2002), l'adéquation de son contenu par rapport à nos objectifs, de même que le temps nécessaire pour le remplir. Les personnes choisies pour composer le groupe témoin avaient une formation en recherche et plusieurs d'entre elles étudiaient le caribou forestier depuis trois ans ou moins. Les participants au groupe témoin ne faisaient pas partie du groupe d'experts. L'évaluation par le groupe témoin nous a permis d'obtenir une vision externe et objective du questionnaire proposé et de corriger certains de ses aspects avant sa soumission aux experts. Nous avons transmis le questionnaire aux experts en format électronique grâce à l'application Google Form qui permet la récolte automatique des réponses aux questionnaires dans un tableur.

Nous avons approché 23 experts du caribou forestier de l'est du Canada, parmi lesquels 14 ont répondu à notre questionnaire (61 %). Ces experts ont révélé avoir une expérience moyenne de 11 ± 6 (écart-type) ans dans l'étude du caribou forestier. Nous avons préparé des versions française et anglaise du questionnaire afin de consulter les experts dans leur langue maternelle. Chaque expert a été consulté individuellement afin d'éviter que son opinion soit influencée par celle des autres répondants (Kuhnert et coll., 2010). Nous avons demandé aux experts de répondre à chaque question au meilleur de leurs connaissances, en se basant sur leur propre représentation conceptuelle du caribou forestier et de ses besoins en habitat.

4.2.1 Thème n° 1 – Échelles spatiales et temporelles

D'entrée de jeu, notre questionnaire visait à récolter une série de renseignements sur chaque expert afin de mieux connaître leur expérience. Par la suite, le questionnaire

portait sur les meilleures échelles spatiales et temporelles à utiliser pour élaborer un MQH pour le caribou forestier. Les experts ont reconnu que ces deux notions étaient intimement liées, et les réponses qu'ils ont données étaient relativement uniformes. En effet, 12 des 14 experts (86 %) préféraient l'utilisation d'échelles spatiales larges (c.-à-d., échelles paysagères) afin d'évaluer la qualité de l'habitat potentiel du caribou forestier. Un seul expert favorisait l'utilisation d'échelles spatiales plus fines (c.-à-d., l'échelle du peuplement forestier). Le dernier expert s'est abstenu de fournir une réponse unique, mentionnant que l'échelle la plus pertinente dépendait de la question de recherche. Quelques experts sont allés un peu plus loin et ont proposé une échelle plus précise : regroupement de parcelles d'habitat, taille du domaine vital annuel des individus, taille de l'aire de répartition de la population, plusieurs centaines d'hectares, 3 000 à 15 000 km², etc. Ainsi, bien qu'un consensus semblât émerger chez les experts quant à l'utilisation d'une échelle plutôt « large » pour étudier la qualité de l'habitat du caribou forestier, la grandeur de cette échelle variait selon les experts.

Neuf experts (64 %) ont indiqué qu'il était nécessaire de considérer la capacité de l'habitat à répondre aux besoins du caribou forestier durant toute une année. Inversement, quatre experts (29 %) croyaient que la qualité de l'habitat devait être évaluée pour une période temporelle particulière, soit principalement la période de mise bas et l'hiver. Enfin, un expert croyait que la qualité de l'habitat devait être évaluée à de multiples échelles temporelles. De façon générale, les experts reconnaissaient que l'habitat devait être de bonne qualité durant toute l'année, mais que certaines périodes de l'année étaient plus critiques à cause de facteurs limitants particuliers (p. ex., couvert nival, rareté de la nourriture, demandes énergétiques lors de la mise bas).

Plusieurs experts ont précisé que la qualité de l'habitat durant une saison donnée risquait d'influencer le succès reproducteur ou la survie des individus à des périodes ultérieures (effets reportés dans le temps). De plus, même si certains types de peuplements forestiers peuvent être propices au caribou forestier durant certaines périodes de l'année, la configuration spatiale de ces peuplements et la présence d'une « matrice » inhospitalière entre ceux-ci ont été considérées par plusieurs experts comme des éléments pertinents à

intégrer au MQH. En nous basant sur ces recommandations, nous avons donc choisi de ne pas considérer les habitats saisonniers de manière indépendante et avons plutôt opté pour le développement d'un MQH qui tient compte de la qualité de l'habitat potentiel à large échelle, soit à des échelles annuelle et paysagère.

4.2.2 Thème n° 2 – Zones d'influence des infrastructures humaines

Dans la deuxième partie du questionnaire, nous avons interrogé les experts sur l'étendue des zones d'influence de cinq types d'infrastructures humaines fréquemment trouvées en forêt boréale québécoise, soit les routes asphaltées, les chemins forestiers, les lignes de transport d'énergie, les mines et les chalets. Notre objectif était d'obtenir une métrique servant à décrire la qualité de l'habitat dans les milieux perturbés par les activités humaines. En effet, le caribou forestier semble particulièrement sensible aux infrastructures humaines (Dyer et coll., 2002; Polfus et coll., 2012; Leblond et coll., 2013a) et il est généralement reconnu que leurs effets sur le caribou forestier se répercutent au-delà de l'infrastructure, sur les milieux environnants (Fortin et coll., 2013). La zone d'influence d'une infrastructure anthropique se définit donc comme la zone à l'intérieur de laquelle un animal modifie son comportement, sa sélection d'habitat ou sa distribution en réponse au dérangement provoqué par l'infrastructure (Boulanger et coll., 2012). La délimitation de zones d'influence des infrastructures humaines repose sur l'hypothèse que l'étendue de ces zones devrait directement dépendre de l'intensité du dérangement provoqué par l'infrastructure (Leblond et coll., 2013a).

Nous avons demandé aux experts de décrire la zone d'influence entourant chaque type d'infrastructure humaine. Leur réponse mettait en relation deux paramètres, soit la distance entre l'animal et l'infrastructure (de 0 à 5 000 m par intervalles de 500 m) et la qualité de l'habitat perçue par l'animal (de 0 à 100 % par intervalles de 25 %). Cette dernière variable servait à quantifier la perte relative de qualité d'habitat dans la zone d'influence de l'infrastructure, où 0 % représentait un habitat totalement dégradé par l'infrastructure et 100 % un habitat nullement touché par l'infrastructure. La combinaison de ces deux éléments de réponse permettait aux experts de décrire à la fois l'amplitude et

la portée du dérangement provoqué par chaque type d'infrastructure pour le caribou forestier. Enfin, nous avons mentionné aux experts qu'ils n'étaient pas obligés de décrire la forme de la relation entre la distance à l'infrastructure et la qualité de l'habitat s'ils l'ignoraient, et qu'ils pouvaient simplement indiquer la distance au-delà de laquelle le caribou forestier n'était plus perturbé par l'infrastructure.

4.2.3 Thème n° 3 – Hiérarchie des variables d'habitat

Dans la troisième partie du questionnaire, nous avons cherché à obtenir les données nécessaires permettant de développer l'équation du MQH pour le caribou forestier. Puisque notre objectif était de développer un modèle permettant, entre autres, de planifier les activités d'exploitation des ressources naturelles, nous avons choisi d'utiliser des variables d'habitat facilement disponibles sur les cartes numériques du MRN, notamment sur les cartes écoforestières, les cartes topographiques et les cartes illustrant les voies d'accès (p. ex., MRN, 2013). Ces supports d'information numériques nous ont permis de considérer les variables liées au type de peuplement forestier ou au type de milieu (c.-à-d. catégories d'habitat), aux principales perturbations anthropiques et à la topographie. Nous avons évité d'utiliser des variables pour lesquelles peu ou pas d'information existe sur de grands territoires, ainsi que les variables qui auraient nécessité des inventaires sur le terrain. Les experts devaient donc assumer que les variables incluses dans le MQH permettaient, indirectement du moins, de tenir compte de caractéristiques de l'habitat plus complexes. Par exemple, les dénudés secs supportent généralement un grand volume de biomasse de lichens terricoles dont s'alimente le caribou forestier (Johnson et coll., 2001; Hins et coll., 2009). Ils servent ainsi d'indice de la quantité et de la qualité des ressources alimentaires pour le caribou. Par ailleurs, la capacité des différentes catégories d'habitat à subvenir aux besoins du caribou forestier, comme l'acquisition de nourriture, la réduction du risque de prédation ou la mise bas, a été évaluée dans le cadre de nombreuses autres études (voir certains exemples dans la section 3).

Afin d'élaborer le MQH, nous avons utilisé une approche s'inspirant de la procédure d'analyse hiérarchique de Saaty (1980). Cette méthode a récemment été utilisée par

Doswald et coll. (2007) pour le développement d'un MQH pour le lynx (*Lynx lynx*) des Alpes suisses. Cette analyse permet de hiérarchiser les variables d'habitat grâce à la comparaison des variables deux à deux dans une matrice. Concrètement, nous avons demandé aux experts d'indiquer l'importance relative de chaque variable par rapport à chacune des autres variables au sein de trois groupes : les catégories d'habitat, les infrastructures humaines et la topographie. Les catégories d'habitat étaient les suivantes : les conifères matures et les peuplements mixtes de plus de 70 ans, les conifères matures et les peuplements mixtes de > 50 ans à ≤ 70 ans, les milieux humides (y compris les dénudés humides et les tourbières), les dénudés secs et les landes à lichens, les perturbations naturelles de 20 ans ou moins (y compris les incendies, les chablis et les épidémies), les coupes forestières de 5 ans ou moins, les coupes forestières de > 5 ans à ≤ 20 ans et les milieux en régénération de plus de 20 ans après perturbation et les peuplements feuillus (adapté de Leblond et coll., 2011). Les infrastructures humaines considérées étaient les routes asphaltées, les chemins forestiers, les lignes de transport d'énergie, les mines et les chalets. Enfin, la topographie regroupait l'altitude, la pente et l'orientation de la pente. Dans un premier temps, nous avons demandé aux experts de hiérarchiser l'importance relative de chaque variable au sein de chaque groupe puis, dans un deuxième temps, de hiérarchiser l'importance des trois groupes.

Un gradient à neuf niveaux permettait aux experts d'indiquer le sens et la force de la relation entre les deux variables. L'importance d'une variable par rapport à une autre se déclinait selon les cinq niveaux suivants :

- « Absolue » = L'importance d'une variable par rapport à l'autre est sans équivoque, de sorte que l'autre variable n'a aucune importance en comparaison;
- « Forte » = Une variable est beaucoup plus importante que l'autre;
- « Intermédiaire » = Une variable est modérément plus importante que l'autre;
- « Faible » = Bien que l'importance d'une variable par rapport à l'autre soit discernable, la différence entre les deux variables est faible;
- « Égale » = Les deux variables ont une importance équivalente.

Nous avons utilisé les réponses des experts afin de créer une matrice de comparaison pour chaque groupe de variables (c.-à-d. les catégories d'habitat, les infrastructures humaines et la topographie), ainsi qu'une matrice de comparaison entre les trois groupes. Les réponses qualitatives des experts ont été transformées en valeurs quantitatives, où les valeurs de « Faible » à « Absolue » pour lesquelles la première variable était plus importante que la deuxième ($V_1 > V_2$) allaient de 2 à 5, les valeurs de « Faible » à « Absolue » pour lesquelles la deuxième variable était plus importante que la première ($V_1 < V_2$) allaient de $\frac{1}{2}$ à $\frac{1}{5}$, et la valeur « Égale » équivalait 1. Les matrices de comparaison carrées avaient une diagonale de valeur 1 (l'importance d'une variable par rapport à elle-même est évidemment égale), et les valeurs en dessous de la diagonale étaient l'inverse ($1/x$) des valeurs au-dessus de la diagonale. Toutes les analyses statistiques réalisées au cours de cette étude ont été faites à l'aide du logiciel R version 2.13.0 (R Development Core Team, 2011).

Nous avons ensuite calculé le vecteur propre (*eigenvector*) principal normalisé (appelé vecteur de priorité) de chaque matrice selon les instructions de Saaty (1980). Pour l'obtenir, nous avons élevé chaque matrice à une puissance arbitrairement élevée (dans ce cas, 100), puis nous avons divisé la somme de chaque ligne par la somme des éléments de la matrice. Ce vecteur de priorité représente le poids relatif de chaque variable, calculé à partir des réponses des experts. Nous avons ainsi utilisé les vecteurs de priorité afin d'attribuer un poids relatif à chaque variable d'habitat, à la manière des IQH traditionnels, mais de façon empirique et beaucoup plus robuste. Les vecteurs de priorité obtenus pour chaque expert sont présentés dans les tableaux 4, 5 et 6 pour les catégories d'habitat, les infrastructures humaines et la topographie, respectivement. Enfin, les vecteurs de priorité permettant de hiérarchiser les trois groupes de variables entre eux sont présentés dans le tableau 7. Nous avons combiné les réponses fournies par les experts afin de créer un vecteur de priorité moyen que nous présentons au bas des tableaux 4 à 7.

Nous avons évalué la constance des réponses fournies par les experts lors des comparaisons des variables deux à deux. Cette étape a permis de vérifier que certaines

règles logiques de base étaient respectées (p. ex., si un expert croit que $a > b$ et que $b > c$, il devrait aussi dire que $a > c$). Cette relation paraît évidente dans une hiérarchie à trois variables, mais nous estimions que les matrices plus complexes pourraient causer davantage de problèmes. Nous avons mesuré la cohérence interne de chaque matrice en calculant sa valeur propre (*eigenvalue*) principale ($\lambda_{\max}$; Saaty, 1980). Nous avons calculé l'écart à la cohérence grâce à l'équation 2 :

$$[\text{Éq. 2}] \quad \text{Écart à la cohérence} = (\lambda_{\max} - n) / (n - 1)$$

où n est le nombre d'éléments de la matrice. Nous avons ensuite comparé l'écart à la cohérence de chaque matrice avec une valeur étalon obtenue par randomisation pour chaque taille de matrice (voir Saaty, 1980), ce qui nous a permis de calculer un ratio de cohérence. Selon Saaty (1980), un ratio de cohérence inférieur à 0,10 est acceptable. Nous avons donc pu constater que le ratio de cohérence moyen était effectivement acceptable pour l'ensemble des matrices considérées, avec $0,06 \pm 0,03$ pour les catégories d'habitat, $0,07 \pm 0,06$ pour les infrastructures humaines, $0,06 \pm 0,07$ pour la topographie et $0,06 \pm 0,05$ pour la comparaison entre les groupes de variables.

En plus de la constance individuelle des experts dans leurs réponses au questionnaire, nous avons aussi vérifié si les réponses des experts étaient comparables entre elles. Pour ce faire, nous avons effectué une corrélation de Spearman entre les réponses de chaque paire d'experts. Les matrices de corrélation obtenues ainsi pour les catégories d'habitat, les infrastructures humaines, la topographie et les groupes de variables sont présentées dans les tableaux 8, 9, 10 et 11, respectivement. Le coefficient de corrélation de Spearman (r_s) moyen a été calculé en excluant la diagonale et les valeurs sous la diagonale. Nous avons ainsi pu constater que les experts étaient relativement constants dans leurs hiérarchisations des catégories d'habitat ($\overline{r_s} = 0,73$), de la topographie ($\overline{r_s} = 0,62$) et des trois groupes de variables ($\overline{r_s} = 0,56$), mais que leur hiérarchisation des infrastructures humaines ($\overline{r_s} = 0,21$) était plutôt incertaine.

Tableau 4. Vecteurs de priorité et valeur propre principale ($\lambda_{\max}$) obtenus à partir des matrices de comparaison indiquant l'importance des catégories d'habitat pour expliquer la qualité d'habitat du caribou forestier selon 14 experts. Le vecteur de priorité moyen permet d'attribuer un poids relatif à chaque variable dans le MQH pour le caribou forestier.

	Forêt mature > 70 ans	Forêt mature > 50 à ≤ 70 ans	Milieu humide	Milieu riche en lichens	Perturbation naturelle	Coupe ≤ 5 ans	Coupe > 5 à ≤ 20 ans	Milieu en régénération	$\lambda_{\max}$
Expert n° 1	0,232	0,125	0,117	0,347	0,072	0,049	0,035	0,024	0,143
Expert n° 2	0,202	0,164	0,032	0,356	0,053	0,071	0,042	0,081	0,104
Expert n° 3	0,275	0,158	0,132	0,227	0,064	0,029	0,042	0,073	0,083
Expert n° 4	0,337	0,186	0,117	0,188	0,067	0,030	0,032	0,043	0,085
Expert n° 5	0,346	0,178	0,128	0,143	0,064	0,040	0,026	0,077	0,075
Expert n° 6	0,195	0,284	0,057	0,232	0,045	0,046	0,100	0,041	0,046
Expert n° 7	0,172	0,166	0,166	0,178	0,133	0,050	0,060	0,075	0,024
Expert n° 8	0,251	0,144	0,196	0,235	0,040	0,030	0,039	0,065	0,043
Expert n° 9	0,278	0,191	0,088	0,237	0,065	0,058	0,045	0,040	0,033
Expert n° 10	0,280	0,138	0,210	0,206	0,036	0,049	0,029	0,052	0,065
Expert n° 11	0,145	0,284	0,221	0,172	0,056	0,034	0,038	0,051	0,055
Expert n° 12	0,325	0,200	0,132	0,150	0,040	0,032	0,042	0,079	0,066
Expert n° 13	0,245	0,142	0,180	0,211	0,091	0,060	0,030	0,040	0,046
Expert n° 14	0,224	0,222	0,217	0,149	0,054	0,041	0,037	0,056	0,032
Vecteur moyen	0,251	0,184	0,142	0,217	0,063	0,044	0,043	0,057	

Tableau 5. Vecteurs de priorité et valeur propre principale ($\lambda_{\max}$) obtenus à partir des matrices de comparaison indiquant l'importance des infrastructures humaines pour expliquer la qualité d'habitat du caribou forestier selon 14 experts. Le vecteur de priorité moyen permet d'attribuer un poids relatif à chaque variable dans le MQH pour le caribou forestier.

	Route asphaltée	Chemin forestier	Ligne de transport d'énergie	Mine	Chalet	$\lambda_{\max}$
Expert n° 1	0,075	0,435	0,105	0,206	0,180	0,083
Expert n° 2	0,407	0,202	0,102	0,227	0,062	0,048
Expert n° 3	0,363	0,137	0,053	0,352	0,095	0,059
Expert n° 4	0,343	0,104	0,084	0,318	0,152	0,030
Expert n° 5	<i>n. d.^a</i>	<i>n. d.</i>	<i>n. d.</i>	<i>n. d.</i>	<i>n. d.</i>	
Expert n° 6	0,249	0,149	0,054	0,466	0,082	0,074
Expert n° 7	0,333	0,136	0,077	0,353	0,100	0,025
Expert n° 8	0,064	0,183	0,085	0,196	0,473	0,058
Expert n° 9	0,346	0,134	0,090	0,360	0,070	0,052
Expert n° 10	0,313	0,171	0,055	0,315	0,146	0,061
Expert n° 11	0,395	0,239	0,170	0,129	0,067	0,037
Expert n° 12	0,207	0,116	0,237	0,279	0,160	0,254
Expert n° 13	0,089	0,282	0,267	0,079	0,282	0,003
Expert n° 14	0,262	0,395	0,171	0,112	0,061	0,123
Vecteur moyen	0,265	0,206	0,119	0,261	0,148	

^a L'expert n° 5 a choisi de ne pas hiérarchiser ce groupe de variables.

Tableau 6. Vecteurs de priorité et valeur propre principale ($\lambda_{\max}$) obtenus à partir des matrices de comparaison indiquant l'importance de la topographie pour expliquer la qualité d'habitat du caribou forestier selon 14 experts. Le vecteur de priorité moyen permet d'attribuer un poids relatif à chaque variable dans le MQH pour le caribou forestier.

	Altitude	Pente	Orientation de la pente	$\lambda_{\max}$
Expert n° 1	0,693	0,220	0,087	0,187
Expert n° 2	0,661	0,208	0,131	0,046
Expert n° 3	0,652	0,113	0,235	0,117
Expert n° 4	0,333	0,333	0,333	0,000
Expert n° 5	0,627	0,280	0,094	0,074
Expert n° 6	0,540	0,297	0,163	0,008
Expert n° 7	0,333	0,333	0,333	0,000
Expert n° 8	0,400	0,200	0,400	0,000
Expert n° 9	0,584	0,232	0,184	0,187
Expert n° 10	0,665	0,245	0,090	0,131
Expert n° 11	0,500	0,250	0,250	0,000
Expert n° 12	0,333	0,333	0,333	0,000
Expert n° 13	0,429	0,143	0,429	0,000
Expert n° 14	<i>n. d.^a</i>	<i>n. d.</i>	<i>n. d.</i>	
<i>Vecteur moyen</i>	0,519	0,245	0,236	

^a L'expert n° 14 a choisi de ne pas hiérarchiser ce groupe de variables.

Tableau 7. Vecteurs de priorité et valeur propre principale ($\lambda_{\max}$) obtenus à partir des matrices de comparaison indiquant l'importance des groupes de variables pour expliquer la qualité d'habitat du caribou forestier selon 14 experts. Le vecteur de priorité moyen permet d'attribuer un poids relatif à chaque variable dans le MQH pour le caribou forestier.

	Catégories d'habitat	Infrastructures humaines	Topographie	$\lambda_{\max}$
Expert n° 1	0,618	0,297	0,086	0,117
Expert n° 2	0,614	0,268	0,117	0,063
Expert n° 3	0,444	0,444	0,111	0,000
Expert n° 4	0,559	0,352	0,089	0,046
Expert n° 5	0,444	0,444	0,111	0,000
Expert n° 6	0,151	0,218	0,630	0,093
Expert n° 7	0,605	0,291	0,105	0,117
Expert n° 8	0,333	0,570	0,097	0,021
Expert n° 9	0,652	0,235	0,113	0,117
Expert n° 10	0,291	0,605	0,105	0,117
Expert n° 11	0,618	0,297	0,086	0,117
Expert n° 12	0,345	0,547	0,109	0,046
Expert n° 13	0,444	0,444	0,111	0,000
Expert n° 14	0,416	0,458	0,126	0,008
Vecteur moyen	0,467	0,391	0,143	

Tableau 8. Matrice de corrélations de Spearman (r_s) comparant deux à deux les réponses des 14 experts (E.) quant à l'importance des catégories d'habitat pour expliquer la qualité d'habitat du caribou forestier.

	E. n° 1	E. n° 2	E. n° 3	E. n° 4	E. n° 5	E. n° 6	E. n° 7	E. n° 8	E. n° 9	E. n° 10	E. n° 11	E. n° 12	E. n° 13	E. n° 14
E. n° 1	1,00	0,60	0,81	0,88	0,79	0,76	0,90	0,79	0,98	0,71	0,71	0,71	0,93	0,71
E. n° 2		1,00	0,67	0,62	0,67	0,50	0,59	0,55	0,57	0,45	0,26	0,60	0,52	0,50
E. n° 3			1,00	0,98	0,95	0,62	0,95	0,98	0,83	0,86	0,76	0,95	0,86	0,90
E. n° 4				1,00	0,93	0,64	0,97	0,95	0,90	0,81	0,79	0,90	0,90	0,88
E. n° 5					1,00	0,60	0,86	0,90	0,83	0,88	0,79	0,93	0,86	0,98
E. n° 6						1,00	0,62	0,52	0,74	0,43	0,62	0,71	0,55	0,52
E. n° 7							1,00	0,95	0,87	0,79	0,80	0,84	0,90	0,80
E. n° 8								1,00	0,81	0,90	0,74	0,90	0,88	0,88
E. n° 9									1,00	0,76	0,69	0,76	0,95	0,79
E. n° 10										1,00	0,67	0,81	0,88	0,90
E. n° 11											1,00	0,76	0,69	0,81
E. n° 12												1,00	0,74	0,90
E. n° 13													1,00	0,83
E. n° 14														1,00

Tableau 9. Matrice de corrélations de Spearman (r_s) comparant deux à deux les réponses des 14 experts (E.) quant à l'importance des infrastructures humaines pour expliquer la qualité d'habitat du caribou forestier.

	E. n° 1	E. n° 2	E. n° 3	E. n° 4	E. n° 5	E. n° 6	E. n° 7	E. n° 8	E. n° 9	E. n° 10	E. n° 11	E. n° 12	E. n° 13	E. n° 14
E. n° 1	1,00	-0,20	-0,10	-0,30	n. d. ^a	0,20	0,20	0,60	0,10	0,20	-0,30	-0,30	0,31	0,10
E. n° 2		1,00	0,90	0,70	n. d.	0,80	0,80	-0,60	0,90	0,80	0,70	0,30	-0,72	0,50
E. n° 3			1,00	0,90	n. d.	0,90	0,90	-0,30	0,80	0,90	0,50	0,10	-0,56	0,30
E. n° 4				1,00	n. d.	0,80	0,80	-0,10	0,60	0,80	0,20	0,20	-0,56	-0,10
E. n° 5					1,00	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.
E. n° 6						1,00	1,00	0,00	0,90	1,00	0,20	0,30	-0,67	0,10
E. n° 7							1,00	0,00	0,90	1,00	0,20	0,30	-0,67	0,10
E. n° 8								1,00	-0,30	0,00	-0,90	-0,10	0,31	-0,70
E. n° 9									1,00	0,90	0,40	0,50	-0,82	0,30
E. n° 10										1,00	0,20	0,30	-0,67	0,10
E. n° 11											1,00	-0,20	-0,15	0,90
E. n° 12												1,00	-0,87	-0,40
E. n° 13													1,00	0,10
E. n° 14														1,00

^a L'expert n° 5 a choisi de ne pas hiérarchiser ce groupe de variables.

Tableau 10. Matrice de corrélations de Spearman (r_s) comparant deux à deux les réponses des 14 experts (E.) quant à l'importance de la topographie pour expliquer la qualité d'habitat du caribou forestier.

	E. n° 1	E. n° 2	E. n° 3	E. n° 4	E. n° 5	E. n° 6	E. n° 7	E. n° 8	E. n° 9	E. n° 10	E. n° 11	E. n° 12	E. n° 13	E. n° 14
E. n° 1	1,00	1,00	0,50		1,00	1,00		0,00	1,00	1,00	0,87	0,00	n. d. ^a	
E. n° 2		1,00	0,50		1,00	1,00		0,00	1,00	1,00	0,87	0,00	n. d.	
E. n° 3			1,00		0,50	0,50		0,87	0,50	0,50	0,87	0,87	n. d.	
E. n° 4				1,00									n. d.	
E. n° 5					1,00	1,00		0,00	1,00	1,00	0,87	0,00	n. d.	
E. n° 6						1,00		0,00	1,00	1,00	0,87	0,00	n. d.	
E. n° 7							1,00						n. d.	
E. n° 8								1,00	0,00	0,00	0,50	1,00	n. d.	
E. n° 9									1,00	1,00	0,87	0,00	n. d.	
E. n° 10										1,00	0,87	0,00	n. d.	
E. n° 11											1,00	0,50	n. d.	
E. n° 12												1,00	n. d.	
E. n° 13													1,00	n. d.
E. n° 14														1,00

^a L'expert n° 14 a choisi de ne pas hiérarchiser ce groupe de variables. De plus, certains experts ont attribué un rang égal aux trois variables composant la topographie, ce qui explique les cases vides dans la matrice de corrélation de Spearman.

Tableau 11. Matrice de corrélations de Spearman (r_s) comparant deux à deux les réponses des 14 experts (E.) quant à l'importance des groupes de variables pour expliquer la qualité d'habitat du caribou forestier.

	E. n° 1	E. n° 2	E. n° 3	E. n° 4	E. n° 5	E. n° 6	E. n° 7	E. n° 8	E. n° 9	E. n° 10	E. n° 11	E. n° 12	E. n° 13	E. n° 14
E. n° 1	1,00	1,00	0,87	1,00	0,87	-1,00	1,00	0,50	1,00	0,50	1,00	0,50	0,87	0,50
E. n° 2		1,00	0,87	1,00	0,87	-1,00	1,00	0,50	1,00	0,50	1,00	0,50	0,87	0,50
E. n° 3			1,00	0,87	1,00	-0,87	0,87	0,87	0,87	0,87	0,87	0,87	1,00	0,87
E. n° 4				1,00	0,87	-1,00	1,00	0,50	1,00	0,50	1,00	0,50	0,87	0,50
E. n° 5					1,00	-0,87	0,87	0,87	0,87	0,87	0,87	0,87	1,00	0,87
E. n° 6						1,00	-1,00	-0,50	-1,00	-0,50	-1,00	-0,50	-0,87	-0,50
E. n° 7							1,00	0,50	1,00	0,50	1,00	0,50	0,87	0,50
E. n° 8								1,00	0,50	1,00	0,50	1,00	0,87	1,00
E. n° 9									1,00	0,50	1,00	0,50	0,87	0,50
E. n° 10										1,00	0,50	1,00	0,87	1,00
E. n° 11											1,00	0,50	0,87	0,50
E. n° 12												1,00	0,87	1,00
E. n° 13													1,00	0,87
E. n° 14														1,00

4.2.4 Thème n° 4 – Paramétrisation du modèle

Enfin, la dernière partie du questionnaire a servi à indiquer combien de variables et lesquelles devaient être incluses dans le MQH (Store et Kangas, 2001; Doswald et coll., 2007). Ainsi, tout comme la théorie de l'information qui permet d'atteindre le meilleur compromis entre le nombre de paramètres inclus dans le modèle et le pouvoir prédictif du modèle (parcimonie, *stricto sensu* Burnham et Anderson, 2002), nous avons demandé aux experts de désigner les variables que nous devons absolument inclure dans le MQH à partir de la liste des variables d'habitat qu'ils venaient de hiérarchiser.

En moyenne, les experts ont choisi d'inclure $10,7 \pm 3,4$ variables dans le MQH. Certaines variables ont été retenues par la majorité des experts, alors que d'autres ont été délaissées par la plupart d'entre eux (tableau 12). Nous avons choisi de conserver seulement les variables retenues par la majorité ($> 50\%$) des experts, soit huit experts et plus. Ainsi, l'ensemble des catégories d'habitat, les routes asphaltées, les chemins forestiers et les mines ont été retenus. À l'inverse, les variables topographiques, les lignes de transport d'énergie et les chalets ont été sélectionnés par $\leq 50\%$ des experts. Notamment, très peu d'experts ont indiqué la pente et l'orientation de la pente comme étant des variables importantes pour le caribou forestier. La structure pairée de notre questionnaire nous a permis de retirer la topographie, de conserver seulement les infrastructures humaines jugées importantes par les experts puis de recalculer les hiérarchies. Les nouveaux vecteurs de priorité obtenus à la suite de ces transformations sont présentés dans les tableaux 13 et 14.

Tableau 12. Variables à inclure dans le MQH pour le caribou forestier selon 14 experts.

	Forêt mature > 70 ans	Forêt mature > 50 à ≤ 70 ans	Milieu humide	Milieu riche en lichens	Perturbation naturelle	Coupe ≤ 5 ans	Coupe > 5 à ≤ 20 ans	Milieu en régénération	Route asphaltée	Chemin forestier	Ligne de transport d'énergie	Mine	Chalet	Altitude	Pente	Orientation de la pente	Autre
Expert n° 1		x	x	x		x		x		x							
Expert n° 2	x	x		x	x	x	x		x	x	x						
Expert n° 3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x			
Expert n° 4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				
Expert n° 5	x		x	x	x	x	x		x	x		x	x	x			
Expert n° 6	x	x		x	x	x			x	x	x	x		x			x
Expert n° 7		x	x	x		x	x	x	x	x		x	x		x		x
Expert n° 8	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Expert n° 9	x	x	x					x	x	x	x						x
Expert n° 10	x				x	x	x		x			x					
Expert n° 11	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				
Expert n° 12	x	x	x	x	x	x			x	x			x				
Expert n° 13	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
Expert n° 14	x	x			x			x	x	x	x	x		x			
Somme	12	12	10	11	11	12	9	8	13	13	7	10	7	6	3	1	5

Tableau 13. Vecteurs de priorité obtenus à partir de matrices de comparaison indiquant l'importance des infrastructures humaines pour expliquer la qualité de l'habitat du caribou forestier, à la suite du retrait des lignes de transport d'énergie et des chalets, jugés non essentiels par la majorité des experts. Le nouveau vecteur de priorité moyen servira à attribuer un poids relatif à chaque variable dans le MQH pour le caribou forestier et remplacera le vecteur moyen obtenu avec l'ensemble des infrastructures humaines (voir tableau 5).

	Route asphaltée	Chemin forestier	Mine
Expert n° 1	0,131	0,622	0,247
Expert n° 2	0,550	0,210	0,240
Expert n° 3	0,444	0,111	0,444
Expert n° 4	0,416	0,126	0,458
Expert n° 5	<i>n. d.^a</i>	<i>n. d.</i>	<i>n. d.</i>
Expert n° 6	0,238	0,136	0,625
Expert n° 7	0,429	0,143	0,429
Expert n° 8	0,126	0,458	0,416
Expert n° 9	0,444	0,111	0,444
Expert n° 10	0,460	0,221	0,319
Expert n° 11	0,540	0,297	0,163
Expert n° 12	0,387	0,169	0,443
Expert n° 13	0,192	0,634	0,174
Expert n° 14	0,247	0,622	0,131
Vecteur moyen	0,354	0,297	0,349

^a L'expert n° 5 a choisi de ne pas hiérarchiser ce groupe de variables.

Tableau 14. Vecteurs de priorité obtenus à partir de matrices de comparaison indiquant l'importance des groupes de variables pour expliquer la qualité de l'habitat du caribou forestier, à la suite du retrait de la topographie, jugée non essentielle par la majorité des experts. Le nouveau vecteur de priorité moyen servira à attribuer un poids relatif à chaque variable dans le MQH pour le caribou forestier et remplacera le vecteur moyen obtenu avec l'ensemble des groupes de variables (voir tableau 7).

	Catégories d'habitat	Infrastructures humaines
Expert n° 1	0,750	0,250
Expert n° 2	0,750	0,250
Expert n° 3	0,500	0,500
Expert n° 4	0,667	0,333
Expert n° 5	0,500	0,500
Expert n° 6	0,333	0,667
Expert n° 7	0,750	0,250
Expert n° 8	0,333	0,667
Expert n° 9	0,800	0,200
Expert n° 10	0,250	0,750
Expert n° 11	0,750	0,250
Expert n° 12	0,333	0,667
Expert n° 13	0,500	0,500
Expert n° 14	0,500	0,500
<i>Vecteur moyen</i>	<i>0,551</i>	<i>0,449</i>

4.3 Élaboration du MQH

Le poids relatif des variables d'habitat incluses dans le MQH a été établi à partir de l'analyse hiérarchique des comparaisons paires fournies par les experts. Les résultats finaux de la hiérarchie de chaque groupe de variables, et donc le poids relatif de chaque variable d'habitat, sont présentés dans les équations 3 et 4.

[Éq. 3] CATÉGORIES D'HABITAT = $(0,25 \times \text{conifères matures de } > 70 \text{ ans}) + (0,19 \times \text{conifères matures de } > 50 \text{ à } \leq 70 \text{ ans}) + (0,14 \times \text{milieux humides}) + (0,22 \times \text{milieux riches en lichens}) + (0,06 \times \text{perturbations naturelles de } \leq 20 \text{ ans}) + (0,04 \times \text{coupes forestières de } \leq 5 \text{ ans}) + (0,04 \times \text{coupes forestières de } > 5 \text{ à } \leq 20 \text{ ans}) + (0,06 \times \text{milieux en régénération})$

[Éq. 4] INFRASTRUCTURES HUMAINES = $(0,35 \times \text{routes asphaltées}) + (0,30 \times \text{chemins forestiers}) + (0,35 \times \text{mines})$

où la composante CATÉGORIES D'HABITAT représente un indice de la qualité de l'habitat pour le caribou forestier basé sur la proportion occupée par les catégories d'habitat dans l'aire d'application du modèle, et la composante INFRASTRUCTURES HUMAINES représente un indice de la qualité de l'habitat pour le caribou forestier basé sur la densité des routes et des chemins, ainsi que sur la présence de mines dans l'aire d'application du modèle (consulter la section 5 pour une application du modèle).

Les zones d'influence des routes asphaltées, des chemins forestiers et des mines sur la qualité de l'habitat potentiel du caribou forestier apparaissent dans les figures 2 à 4. Les courbes présentées dans ces figures représentent la relation entre la distance d'un caribou forestier à une infrastructure et la qualité résiduelle moyenne de l'habitat, telle qu'elle fut estimée par les experts. Les zones d'influence des infrastructures anthropiques ont été intégrées au MQH afin de considérer non seulement la densité des infrastructures dans le paysage (qui est déjà considérée avec la composante INFRASTRUCTURES HUMAINES du MQH), mais aussi la proximité d'une infrastructure (voir Leblond et coll., 2011).

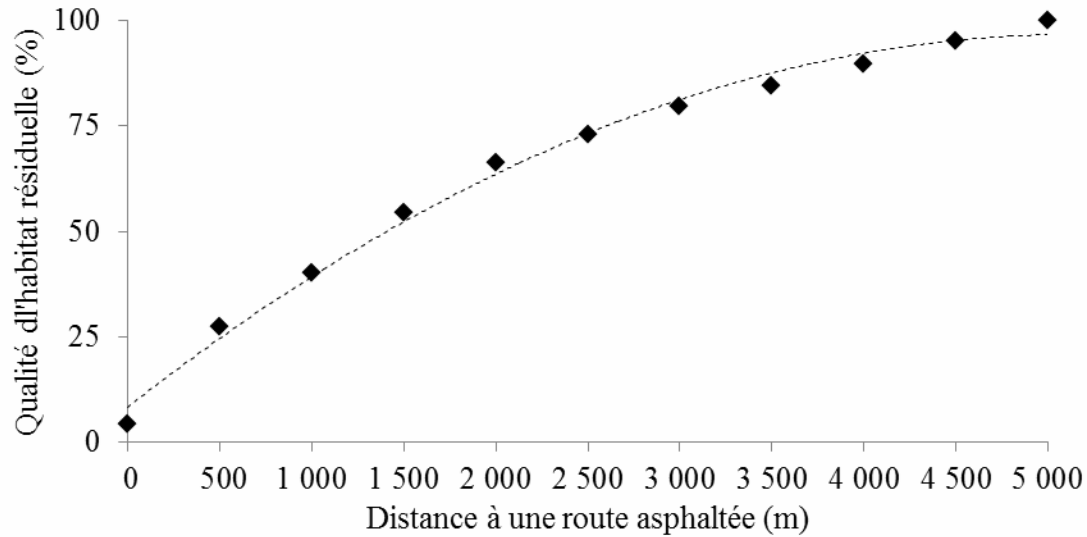


Figure 2. Relation entre la distance d'un caribou à une route asphaltée et la qualité résiduelle de l'habitat pour le caribou forestier, telle qu'elle est prédite par les experts. Le trait pointillé représente la régression polynomiale estimée à partir de ces données. L'équation de cette droite est utilisée dans le calcul du MQH.

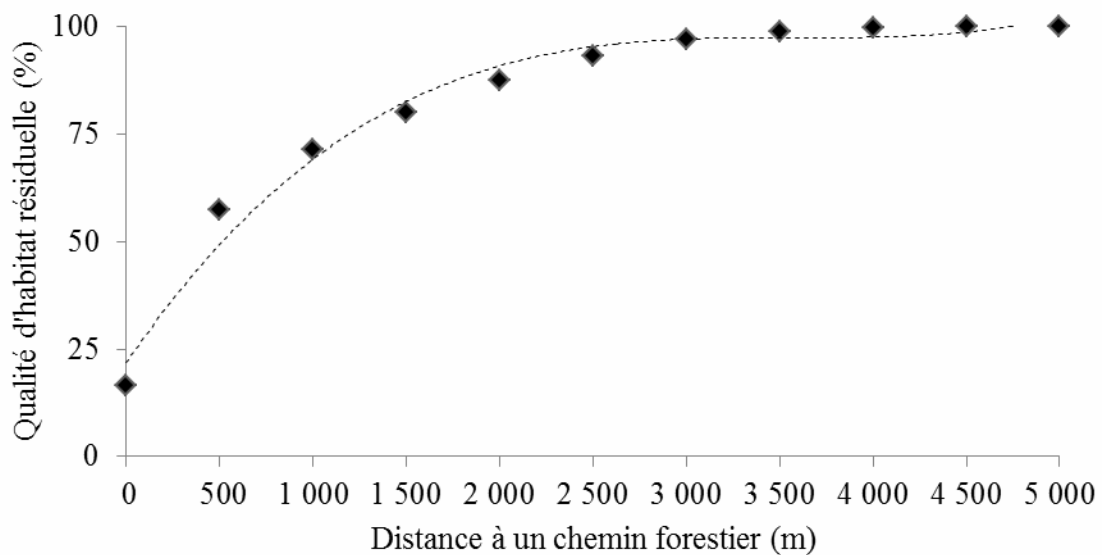


Figure 3. Relation entre la distance d'un caribou à un chemin forestier et la qualité résiduelle de l'habitat pour le caribou forestier, telle qu'elle est prédite par les experts. Le trait pointillé représente la régression polynomiale estimée à partir de ces données. L'équation de cette droite est utilisée dans le calcul du MQH.

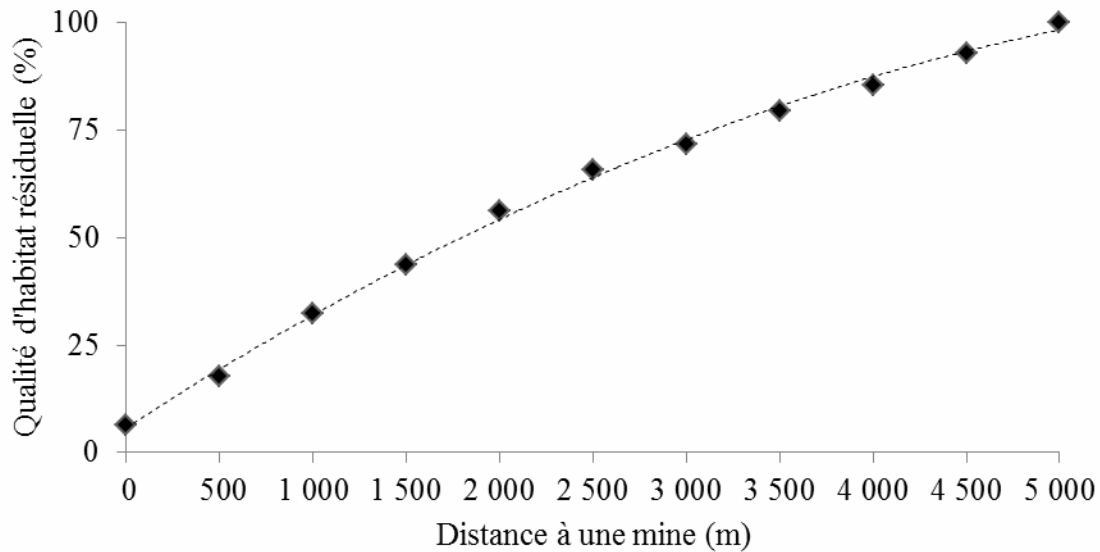


Figure 4. Relation entre la distance d'un caribou à une mine et la qualité résiduelle de l'habitat pour le caribou forestier, telle qu'elle est prédite par les experts. Le trait pointillé représente la régression polynomiale estimée à partir de ces données. L'équation de cette droite est utilisée dans le calcul du MQH.

Afin d'intégrer ces zones d'influence à notre évaluation de la qualité de l'habitat potentiel du caribou forestier, nous avons calculé des équations polynomiales représentant les courbes obtenues avec les réponses des experts pour chaque type d'infrastructure. Ces relations, présentées dans les équations 5 à 7, utilisent la distance à une infrastructure (en mètres) comme variable dépendante x .

[Éq. 5] $\text{DIST.ROUTE} = -0,000003x^2 + 0,0343x + 8,2524$

[Éq. 6] $\text{DIST.CHEMIN} = 0,000000002x^3 - 0,00002x^2 + 0,0632x + 21,886$

[Éq. 7] $\text{DIST.MINE} = -0,000002x^2 + 0,0279x + 5,9313$

où DIST.ROUTE représente la qualité résiduelle de l'habitat selon la distance à la route asphaltée la plus proche, DIST.CHEMIN représente la qualité résiduelle de l'habitat selon la distance au chemin forestier le plus proche et DIST.MINE représente la qualité

résiduelle de l'habitat selon la distance à la mine la plus proche (jusqu'à une limite de 5 000 m dans tous les cas, voir ci-dessous).

Par exemple, une cellule d'habitat (voir la section 5) trouvée à 500 m du chemin forestier le plus proche et à 2 500 m de la route asphaltée la plus proche verrait sa qualité potentielle multipliée par 0,487 (c.-à-d. 48,7 %) et 0,753 (75,3 %), respectivement (dans ce cas, les effets sont cumulés). Ces équations ont été calculées avec une distance maximale de 5 000 m. Ainsi, la qualité d'habitat de cellules situées à plus de 5 000 m de toute infrastructure humaine demeure inchangée (c.-à-d., $MQH \times 100 \%$).

Enfin, l'ensemble des composantes du modèle a été combiné dans l'équation finale du MQH :

$$[\text{Éq. 8}] \quad MQH = [(0,55 \times \text{CATÉGORIES D'HABITAT}) \times \text{DIST.ROUTE} \times \text{DIST.CHEMIN} \times \text{DIST.MINE}] - (0,45 \times \text{INFRASTRUCTURES HUMAINES})$$

5. Application du MQH pour le caribou forestier au Québec

Nous avons appliqué le MQH à l'ensemble du territoire québécois couvert par la carte écoforestière du MRN, de la frontière avec les États-Unis au sud jusqu'à la limite nordique d'attribution de la forêt commerciale au nord, et de la frontière avec l'Ontario à l'ouest jusqu'au Labrador à l'est, pour une superficie de plus de 560 000 km² (45°0' N. à 52°5' N., 61°32' O. à 79°33' O.). Nous avons ensuite validé le MQH dans trois régions du Québec : le Saguenay–Lac-Saint-Jean (48°24' N. à 49°21' N., 69°55' O. à 70°52' O.), où 20 caribous ont été suivis en 2008 (> 34 000 localisations [Lesmerises et coll., 2013b]), le Nord-du-Québec (49°41' N. à 50°58' N., 74°28' O. à 76°18' O.), où 14 caribous ont été suivis en 2008 (> 9 000 localisations [Rudolph et coll., 2012]) et, enfin, la Côte-Nord (50°43' N. à 51°44' N., 61°40' O. à 63°0' O.), où 11 caribous ont été suivis en 2012 (> 13 000 localisations, [MFFP, données non publiées]). Ces trois secteurs sont situés au sein de trois des quatre principaux domaines bioclimatiques de l'aire de répartition du caribou forestier au Québec, soit les domaines de la sapinière à bouleau blanc (Saguenay–Lac-Saint-Jean), la pessière à mousses de l'Ouest (Nord-du-Québec) et

la pessière à mousses de l'Est (Côte-Nord). Le dernier domaine bioclimatique, la pessière à lichens, est situé plus au nord où aucune carte écoforestière n'a été dressée. Nous avons choisi ces trois secteurs afin de valider le MQH dans des aires où les caribous forestiers doivent faire face à des conditions différentes d'habitat.

En nous basant sur les données fournies par les experts, nous avons appliqué le MQH à l'échelle annuelle. Selon nous, le MQH n'est pas particulièrement adapté à l'évaluation de la qualité du milieu pour des saisons ou des périodes biologiques précises, et n'a pas été développé dans cette optique. Pour des raisons logistiques, nous avons limité nos analyses de validation à une seule année de suivi par aire d'étude. Les sections suivantes présentent en détail les étapes réalisées lors de l'application du MQH. L'annexe 1 présente l'ensemble de ces étapes sous forme de schéma.

5.1 Préparation des bases de données

La première étape a consisté à préparer les bases de données nécessaires à l'application du MQH. Toutes ces manipulations ont été réalisées dans un système d'information géographique (SIG) à l'aide du logiciel ArcGIS 10 (ESRI inc., Redlands, Californie, É.-U.) et de l'extension *Geospatial Modelling Environment* (spatial ecology.com). Nous avons d'abord délimité l'aire à l'intérieur de laquelle nous voulions appliquer le MQH. Nous avons utilisé une très grande aire d'étude couvrant l'ensemble du Québec méridional, ainsi que trois aires d'étude plus petites, utilisées lors de la validation du MQH avec des données télémétriques. Nous avons délimité les aires d'étude utilisées pour la validation en utilisant le polygone convexe minimum à 100 % (*minimum convex polygon*, MCP [Mohr, 1947]) entourant toutes les localisations des caribous forestiers durant une année. Les aires d'étude de validation que nous avons utilisées avaient des superficies d'environ 5 200, 17 100 et 6 600 km² pour les régions du Saguenay–Lac-Saint-Jean, du Nord-du-Québec et de la Côte-Nord, respectivement. Ces aires de validation sont de bons exemples du type d'aire d'étude qui sera utilisé par les futurs utilisateurs du MQH.

Nous avons ensuite transformé les données disponibles sur les couches numériques du SIG en un format adéquat pour calculer le MQH. Étant donné la grande superficie du territoire à traiter et la lourdeur des analyses spatiales, nous avons utilisé le système d'information forestière par tesselle (SIForT), une simplification de la carte écoforestière (Pelletier et coll., 2007). Les tesselles sont des cellules de 15 secondes de latitude sur 15 secondes de longitude (14 ha en moyenne) dont les attributs sont ceux du polygone de la carte écoforestière qui se trouve au centre de la tesselle. Nous avons classifié chaque peuplement forestier dans une des catégories d'habitat nécessaires au calcul de la composante CATÉGORIES D'HABITAT grâce aux données disponibles sur les cartes SIForT du MRN. Les critères utilisés pour définir chacune des catégories d'habitat utilisées dans le MQH sont présentés dans le tableau 15. Les peuplements forestiers et les types de surface qui n'apparaissent pas dans le tableau 15 (p. ex., les lacs) ont été exclus de l'équation du MQH et ne font pas partie de l'évaluation de la qualité de l'habitat potentiel du caribou forestier. Si un utilisateur n'avait pas accès aux cartes écoforestières du MRN et qu'il souhaitait utiliser un autre support cartographique de végétation (p. ex., images LANDSAT), il serait possible pour lui d'utiliser les données du tableau 15 pour générer des catégories d'habitat équivalentes. Nous émettons cependant une réserve et invitons à la prudence, puisque le MQH n'a pas été validé avec d'autres supports cartographiques.

Par la suite, nous avons divisé l'aire d'étude en une grille de cellules de 100 m × 100 m (1 ha) servant au calcul de la qualité de l'habitat potentiel. Nous avons utilisé une analyse de voisinage qui permet d'attribuer à chaque cellule une valeur représentative du contexte paysager dans lequel elle se trouve. Nous avons évalué la qualité d'habitat dans des cercles de différents rayons afin de déterminer à quelle échelle la validation était la meilleure. Cet exercice a été réalisé dans les aires d'étude utilisées pour la validation seulement, en utilisant des cercles de 1,0, 2,5 et 5,0 km de rayon (environ 3,14, 19,6 et 78,5 km² de superficie, respectivement). À la suite de l'examen des résultats de la validation, nous avons utilisé la meilleure taille de cercle de voisinage (c.-à-d. celle qui donnait la corrélation la plus élevée; voir section 5.2) pour réaliser la carte de qualité d'habitat pour le caribou forestier à l'échelle du Québec.

Au sein de chaque cercle de voisinage, nous avons calculé la proportion occupée par chaque catégorie d'habitat, puis nous avons calculé la densité de routes asphaltées et de chemins forestiers, en divisant la longueur totale des routes et des chemins par la superficie des cercles de voisinage (km/km^2). Enfin, nous avons dénombré les mines incluses dans chaque cercle de voisinage.

Tableau 15. Données provenant des cartes écoforestières du MRN utilisées pour regrouper les catégories d’habitat nécessaires au calcul du MQH pour le caribou forestier au Québec. Les codes utilisés pour catégoriser les peuplements se rapportent aux cartes écoforestières des 3^e et 4^e décennaux. Une liste des abréviations apparaît à l’annexe 2.

Catégorie d’habitat	Codes de la carte écoforestière
Conifères et mixtes > 70 ans	1) Type de couvert = M ou R et Classe d’âge = 90, 9010, 9030, 9050, 9070, 9090, 90120, 120, 12010, 12030, 12050, 12070, 12090, 120120, VIN ou VIR. 2) Code terrain = ILE.
Conifères et mixtes > 50 à ≤ 70 ans	Type de couvert = M ou R et Classe d’âge = 50, 5010, 5030, 5050, 5070, 5090, 50120, 70, 7010, 7030, 7050, 7070, 7090, 70120, JIN ou JIR.
Milieux humides	Code terrain = AL ou DH ou INO.
Dénudés secs et landes à lichens	Code terrain = DS.
Perturbations naturelles ≤ 20 ans	1) Année de la perturbation d’origine ≥ (Année de référence ^a -20) et Perturbation d’origine = BR, FR, ES, CHT ou DT. 2) Si l’année de la perturbation d’origine est inconnue, Perturbation d’origine = BR, FR, ES, CHT ou DT et Classe d’âge = 10, 1030, 1050, 1070, 1090, 10120, 3010, 5010, 7010, 9010 ou 12010.
Coupes forestières ≤ 5 ans	Année de la perturbation d’origine ≥ (Année de référence -5) et Perturbation d’origine = CPR, CRR, CT, ETR, RPS, CRS, PLR, PLN, P, PRR, CRB, SCA ou CDV.

(suite)

Coupes forestières > 5 et ≤ 20 ans	1) Année de la perturbation d'origine < (Année de référence -5) et ≥ (Année de référence -20) et Perturbation d'origine = CPR, CRR, CT, ETR, RPS, CRS, PLR, PLN, P, PRR, CRB, SCA ou CDV. 2) Si l'année de la perturbation d'origine est inconnue, Perturbation d'origine = CPR, CRR, CT, ETR, RPS, CRS, PLR, PLN, P, PRR, CRB, SCA ou CDV et Classe d'âge = 10, 1030, 1050, 1070, 1090, 10120, 3010, 5010, 7010, 9010 ou 12010.
Milieux en régénération > 20 ans après perturbation et peuplements feuillus	1) Type de couvert = F et Classe d'âge = 30, 3030, 3050, 3070, 3090, 30120, 5030, 7030, 9030 ou 12030. 2) Type de couvert = M ou R et Classe d'âge = 30, 3030, 3050, 3070, 3090, 30120. 3) Type de couvert = F et Année de la perturbation d'origine < (Année de référence -20) et Classe d'âge = 10, 1030, 1050, 1070, 1090, 10120, 3010, 5010, 7010, 9010, ou 12010. 4) Type de couvert = M ou R et Année de la perturbation d'origine < (Année de référence -20) et Classe d'âge = 10, 1030, 1050, 1070, 1090, 10120, 3010. 5) Si type de couvert = F, M ou R et Classe d'âge inconnue, Perturbation d'origine = ENS, P, PLN, PLR ou CPH ou Perturbation moyenne = RRR. 6) Type de couvert = F, M ou R et Perturbation d'origine = inconnue ou ENS, PRR ou CBA et Classe d'âge = 10 ou 1030.

^a L'année de référence est l'année pour laquelle on souhaite calculer la qualité de l'habitat potentiel.

Lors du calcul du MQH, nous avons normalisé chacune des variables d'habitat en utilisant l'équation 9 :

[Éq. 9]
$$Sx_i = (x_i - \min x_j) / (\max x_j - \min x_j)$$

où chaque valeur i dépend de l'étendue de l'ensemble des valeurs j . Cette transformation est effectuée afin que chaque variable d'habitat varie de 0 à 1, où 0 est la plus faible valeur trouvée dans une aire donnée (p. ex., l'aire d'étude) et 1, la valeur la plus élevée.

Les deux composantes individuelles de qualité d'habitat (c.-à-d., CATÉGORIES D'HABITAT et INFRASTRUCTURES HUMAINES) ont ensuite été normalisées à leur tour. Enfin, lors du calcul final, les valeurs du MQH ont aussi été normalisées afin que les valeurs soient distribuées de 0 à 1. Cette étape a permis de maximiser le contraste entre les secteurs de plus ou moins grande qualité afin de faciliter la lecture des cartes de qualité d'habitat.

5.2 Validation du MQH d'experts

Afin de valider le modèle, nous avons utilisé les données télémétriques collectées à l'aide de colliers GPS posés sur des caribous forestiers dans trois aires d'étude aux caractéristiques différentes. L'objectif de la validation était d'évaluer si l'utilisation de l'espace par les caribous forestiers était bien représentée par le MQH. Notre prédiction était qu'il existerait une relation positive entre le nombre de localisations télémétriques observées au sein des cellules d'habitat et la qualité potentielle de ces cellules, telle qu'elle a été estimée par le MQH. Pour cette étape, le MQH (y compris la normalisation) a été calculé simultanément sur les trois aires d'étude servant à la validation (c.-à-d. Saguenay–Lac-Saint-Jean, Nord-du-Québec et Côte-Nord).

Pour évaluer la performance du MQH, nous avons utilisé une méthode couramment employée dans les études de sélection d'habitat (Johnson et coll., 2006). Nous avons reclassé la qualité de l'habitat potentiel au sein de chaque cellule de 1 ha en 10 classes,

selon leur valeur de MQH (classes de 10 %, ou déciles). Nous avons calculé la valeur d'utilisation (U) de chaque classe grâce à l'équation 10 :

$$[\text{Éq. 10}] \quad U = \omega \times A / \sum(\omega \times A)$$

où ω est la valeur médiane de la classe et A est l'aire occupée par cette classe dans l'aire d'étude (Johnson et coll., 2006). Nous avons ensuite multiplié cette valeur d'utilisation par le nombre total de localisations télémétriques collecté dans l'aire d'étude afin de connaître le nombre prédit dans chaque classe. Nous avons comparé cette valeur prédite avec le nombre de localisations réellement observé dans chaque classe grâce à une corrélation de Spearman. Dans cette analyse, une corrélation parfaite ($r_s = 1,0$) décrit une situation où le nombre de localisations s'accroît de façon monotone avec la qualité prédite de l'habitat potentiel, ce qui serait en accord avec notre prédiction. Nous avons répété ces étapes pour chaque taille de cercle de voisinage afin d'évaluer quelle taille offrait la meilleure explication de la répartition spatiale des caribous. Les résultats de l'analyse de validation du MQH pour chaque taille de cercle de voisinage et dans chaque aire d'étude sont présentés dans le tableau 16.

Tableau 16. Coefficients de corrélation de Spearman (r_s) entre le nombre de localisations télémétriques observé et prédit au sein des cellules de la carte de qualité d'habitat pour le caribou forestier, dans trois aires d'étude ayant servi à la validation du modèle. Nous avons répété l'analyse pour des MQH réalisés avec 3 tailles de cercles de voisinage (1,0, 2,5 et 5,0 km de rayon).

	1,0 km de rayon	2,5 km de rayon	5,0 km de rayon
Saguenay–Lac-Saint-Jean	0,86*	0,64	0,54
Nord-du-Québec	1,00*	0,92*	0,77*
Côte-Nord	0,64	−0,10	0,43

* $P < 0,05$

Les localisations télémétriques étaient réparties de façon relativement conforme à la qualité d'habitat prédite par le MQH, c'est-à-dire qu'un plus grand nombre de localisations télémétriques étaient trouvées dans les cellules de qualité supérieure. La

corrélation entre le nombre de localisations prédites et observées était plus élevée pour les cercles de voisinage de 1 km de rayon (tableau 16) au Saguenay–Lac-Saint-Jean et dans le Nord-du-Québec, mais pas sur la Côte-Nord où aucune taille de rayon ne procurait de corrélation significative. Nous avons donc utilisé des cercles de 1 km de rayon pour réaliser les analyses subséquentes, en gardant en tête que la situation sur la Côte-Nord était particulière (voir Discussion).

La figure 5 met en relation la proportion des localisations télémétriques trouvées dans les cellules de la carte de qualité d’habitat et les différentes classes de MQH utilisées lors de la validation (c.-à-d. les valeurs de MQH, séparées en 10 déciles). Cette figure permet en quelque sorte de visualiser les données utilisées lors de la validation (données réelles seulement), puisqu’elle représente la répartition spatiale des localisations de caribous par rapport à la qualité prédite par le modèle. On peut ainsi constater que le modèle était particulièrement performant pour le Nord-du-Québec ($r_s = 1,00$) et le Saguenay–Lac-Saint-Jean ($r_s = 0,86$). Sur la Côte-Nord, la relation n’était pas aussi bonne ($r_s = 0,64$), mais avait tout de même une tendance positive. Dans cette région, la force de la relation semblait diminuer pour les classes de qualité ≥ 6 , ce qui suggère que le MQH pourrait avoir de la difficulté à différencier les excellents des très bons habitats. En effet, l’habitat était globalement de très bonne qualité dans cette région (voir figure 6 et explications ci-dessous).

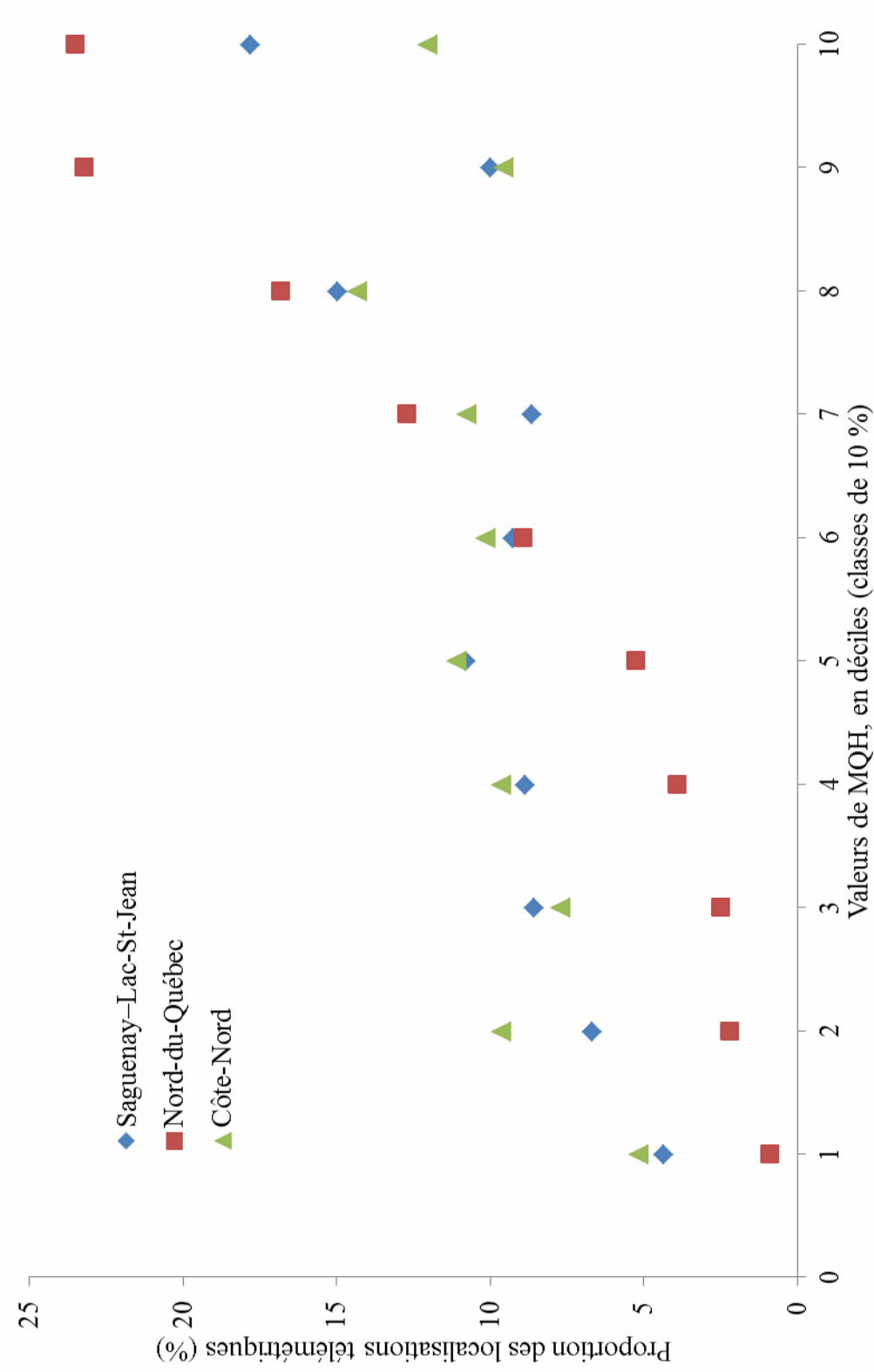


Figure 5. Proportion des localisations télémétriques observées dans les cellules de la carte de qualité d’habitat, en fonction de la valeur de qualité d’habitat obtenue grâce au MQH. La qualité d’habitat est regroupée en 10 déciles (classes de 10 %). Le MQH a été calculé en utilisant des cercles de voisinage de 1 km de rayon.

La figure 6 montre la proportion des cellules de validation occupée par différentes valeurs de MQH (séparées par incréments de 0,1) dans chaque aire d'étude. Contrairement à la figure 5 où nous avons utilisé des déciles, les valeurs utilisées en abscisse dans la figure 6 représentent plutôt des valeurs brutes de MQH de 0 à 1. Cette figure permet de constater que la qualité de l'habitat potentiel était très différente entre les trois aires d'étude utilisées pour la validation du modèle. Notamment, la qualité d'habitat prédite sur la Côte-Nord était largement supérieure à la qualité prédite dans les deux autres régions, avec une valeur modale de MQH située entre 0,9 et 1,0, soit la meilleure qualité d'habitat attribuée par le modèle. Cette valeur élevée est due au fait qu'il n'y a ni coupe forestière, ni route asphaltée, ni chemin forestier dans cette aire d'étude.

Il est intéressant de mentionner ici que nous avons sciemment choisi trois aires d'étude aux caractéristiques différentes pour valider le MQH, ce que la figure 6 permet de confirmer. Les résultats de validation en apparence plus décevants sur la Côte-Nord pourraient être la conséquence de cette contrainte. Selon nous, les figures 5 et 6 nous permettent d'affirmer que, malgré les particularités régionales, notre modèle est valide et performe bien à l'échelle de tout le Québec méridional.

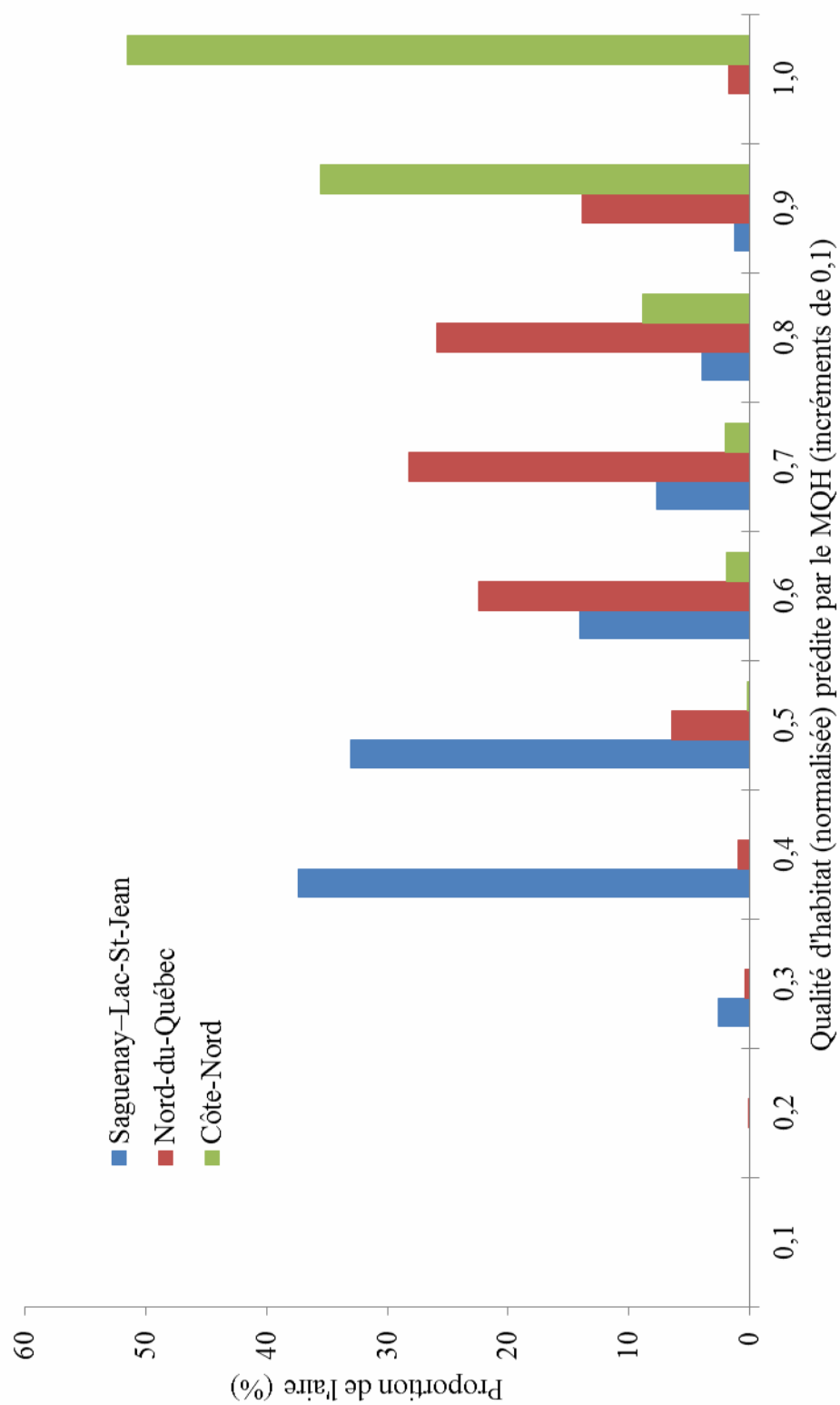


Figure 6. Proportion de l'aire occupée par les valeurs de qualité d'habitat (incrément de 0,1) dans les trois aires d'étude utilisées pour la validation du MQH. Le MQH a été calculé avec des cercles de voisinage de 1 km de rayon.

5.3 Cartographie

Nous présentons différentes cartes de la qualité de l'habitat potentiel pour le caribou forestier, soit une carte globale pour l'ensemble du Québec méridional et trois cartes représentant les trois aires d'étude utilisées pour la validation du MQH. Dans un premier temps, la carte du Québec (figure 7) intègre l'ensemble des conditions d'habitat de la forêt aménagée québécoise, y compris des secteurs que le caribou forestier ne fréquente plus depuis plusieurs dizaines d'années (Bergerud, 1974). Cette carte permet de déterminer les régions où la qualité de l'habitat potentiel est la meilleure pour le caribou forestier à l'échelle du Québec (au sud de la limite nordique d'attribution de la forêt commerciale). Dans les figures 8 à 10, nous présentons les cartes de qualité de l'habitat potentiel pour le caribou forestier dans les trois secteurs utilisés pour valider le MQH (Saguenay–Lac-Saint-Jean, Nord-du-Québec et Côte-Nord, respectivement). Ces trois figures intègrent plusieurs données pertinentes. D'abord, la planche A de chaque figure présente la répartition spatiale des localisations des caribous forestiers suivis par télémétrie GPS, ainsi que les principales infrastructures anthropiques de chaque aire d'étude. La planche B montre la carte du MQH dans chaque région, tel qu'il a été calculé lors de la validation. Enfin, la planche C présente la carte obtenue à la suite de l'élaboration d'un scénario d'aménagement fictif (voir section suivante).

La carte globale du Québec (figure 7) permet de constater que les régions les plus propices au caribou forestier sont majoritairement situées au nord-est de la forêt commerciale, notamment sur la Côte-Nord. Le grand secteur allant de l'ouest du réservoir Manicouagan jusqu'à la limite est de la forêt commerciale est le secteur où la qualité de l'habitat potentiel pour le caribou forestier est la meilleure. Inversement, les régions situées plus au sud du Québec sont de très mauvaise qualité pour le caribou forestier. Il est intéressant de constater que certains parcs de conservation où le caribou évolue toujours (p. ex., les parcs nationaux de la Gaspésie, des Grands-Jardins et de la Jacques-Cartier) semblent être des secteurs de meilleure qualité : ces derniers se distinguent par un habitat potentiel de meilleure qualité que les secteurs qui les entourent.

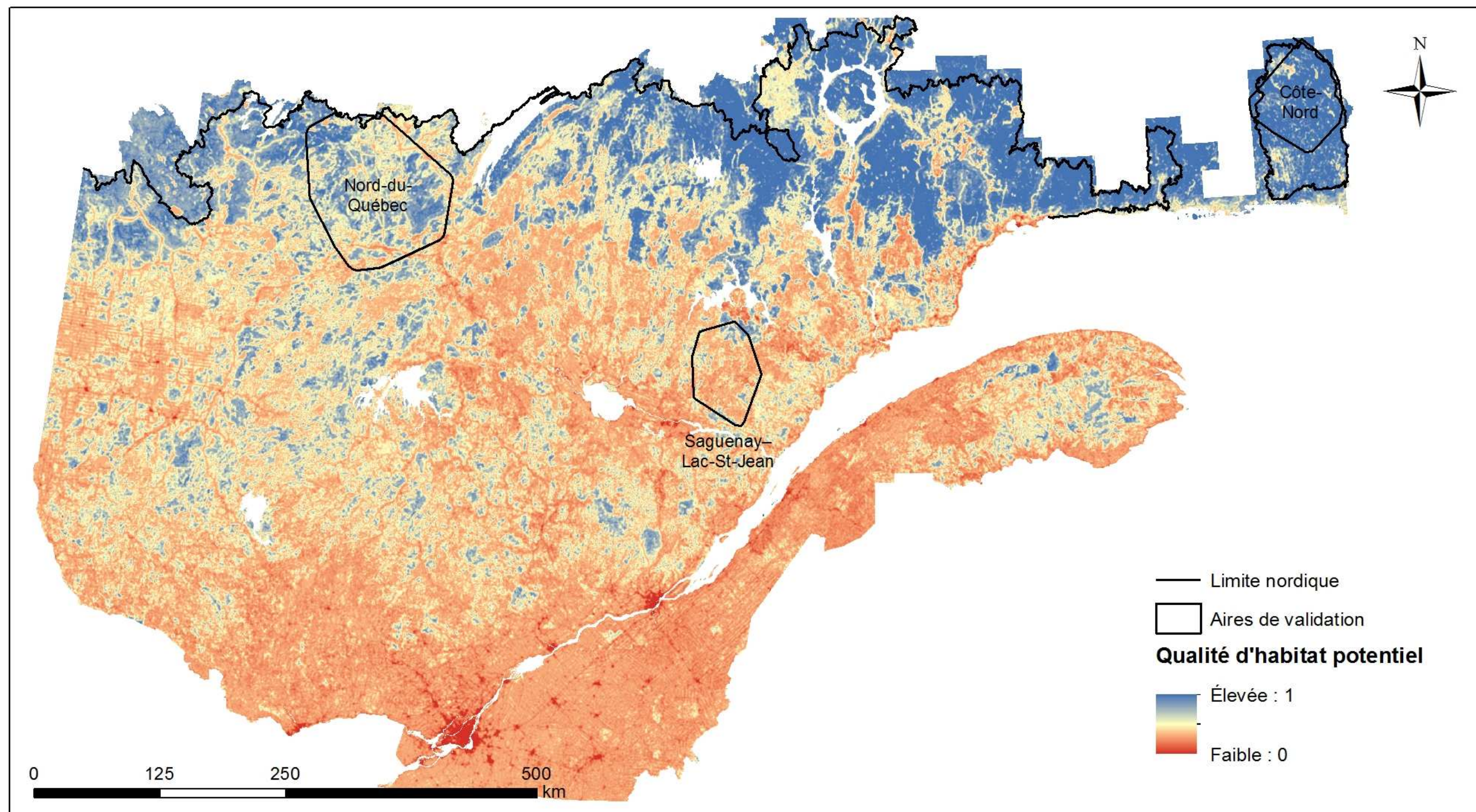


Figure 7. Cartographie du modèle de qualité d'habitat pour le caribou forestier au Québec, au sud de la limite nordique d'attribution de la forêt commerciale.

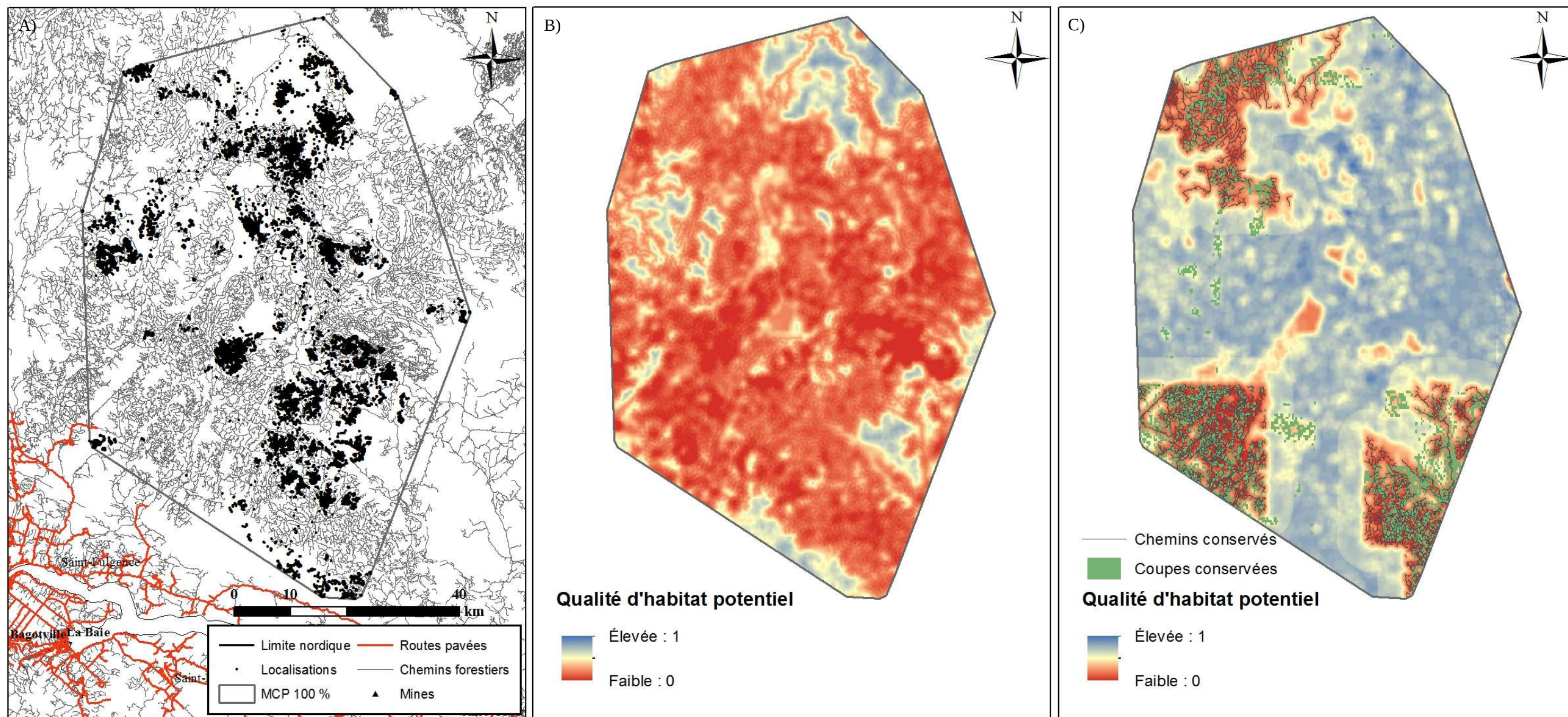


Figure 8. Cartographie de l'aire de validation Saguenay-Lac-Saint-Jean (5 200 km²), utilisée pour valider le modèle de qualité de d'habitat pour le caribou forestier au Québec : A) Représentation des localisations télémétriques ($n = 34\,417$) et du réseau routier de ce secteur; B) Modèle de qualité d'habitat appliqué à l'aire de validation; C) Simulation où $\approx 75\%$ des aménagements sylvicoles (c.-à-d. coupes forestières de < 20 ans, milieux en régénération et chemins forestiers) ont été retirés de l'aire d'étude (voir section 5.4.1).

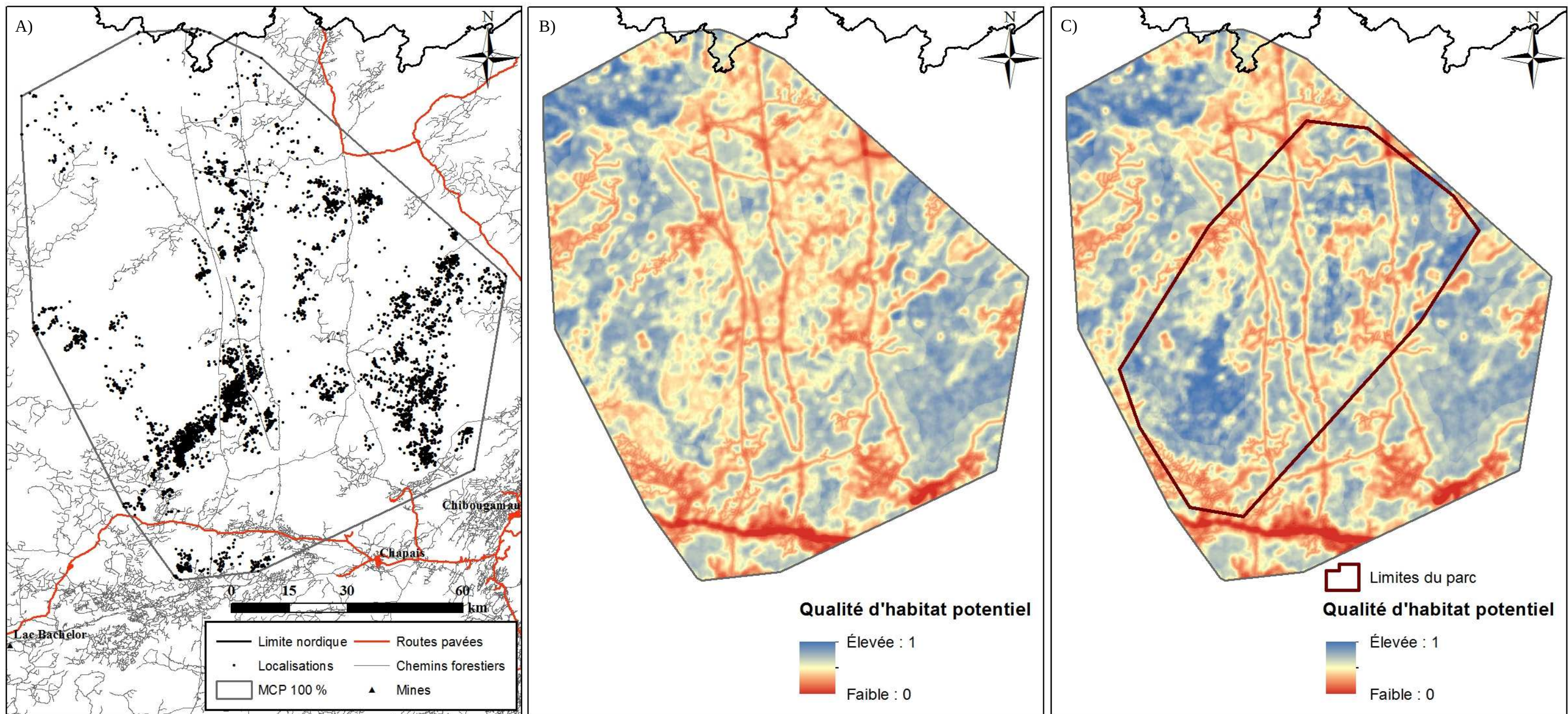


Figure 9. Cartographie de l'aire de validation Nord-du-Québec (17 100 km²) utilisée pour valider le modèle de qualité d'habitat pour le caribou forestier au Québec : A) Représentation des localisations télémétriques ($n = 9\,324$) et du réseau routier de ce secteur; B) Modèle de qualité d'habitat appliqué à l'aire de validation; C) Simulation où un parc de conservation couvrant $\approx 30\%$ de l'aire d'étude a été créé. Seuls les coupes forestières de < 20 ans et les milieux en régénération ont été supprimés, alors que les chemins forestiers ont été conservés (voir section 5.4.2).

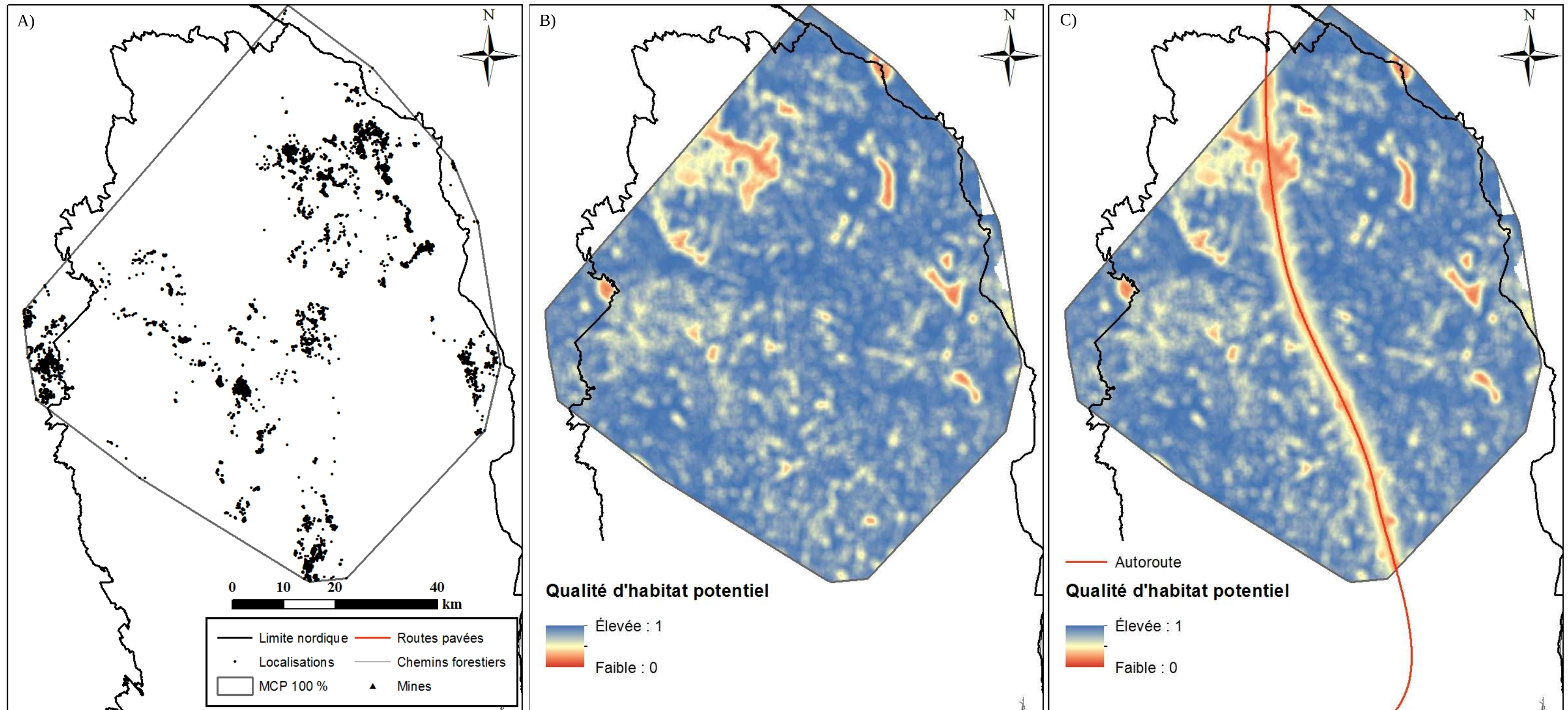


Figure 10. Cartographie de l'aire de validation Côte-Nord (6 600 km²) utilisée pour valider le modèle de qualité d'habitat pour le caribou forestier au Québec : A) Représentation des localisations télémétriques ($n = 13\,186$); il n'y a pas de réseau routier dans ce secteur; B) Modèle de qualité d'habitat appliqué à l'aire de validation; C) Simulation où une autoroute traversant l'aire d'étude a été créée (voir section 5.4.3).

Les cartes régionales centrées sur les aires d'étude utilisées pour la validation du MQH (figures 8 à 10) démontrent bien le gradient de qualité d'habitat qui existe entre les trois régions. Au Saguenay–Lac-Saint-Jean, la qualité de l'habitat potentiel est plutôt faible et la répartition du caribou forestier semble assez bien correspondre aux zones de qualité supérieure. Dans le Nord-du-Québec, la qualité de l'habitat potentiel est intermédiaire et la majorité des localisations télémétriques se trouvent dans les zones de bonne qualité. Il s'agit d'ailleurs de l'aire d'étude où la validation du MQH a donné les meilleurs résultats. Enfin, sur la Côte-Nord, l'habitat semble plutôt homogène et de très bonne qualité. Cette homogénéité dans la qualité de l'habitat a fait que la distribution des caribous forestiers semblait indépendante de la qualité d'habitat prédite par le modèle. Selon nous, il s'agit d'un artéfact mathématique lié au fait que la paramétrisation du MQH qu'ont fait les experts attribue un poids important aux activités et aux infrastructures anthropiques, des éléments virtuellement absents sur la Côte-Nord. Dans cette région, les facteurs limitants ayant le plus d'influence sur la performance individuelle des caribous sont probablement différents de ceux trouvés plus au sud et dans l'ouest du Québec, et certaines variables d'habitat potentiellement importantes pour le caribou dans ce secteur relativement vierge peuvent ne pas avoir été retenues par les experts lors de leur description de la situation générale du caribou forestier au Québec.

5.4 Scénarios d'aménagement

Nous avons imaginé trois scénarios d'aménagement fictifs, mais réalistes afin d'évaluer l'effet de la modification du paysage (et, éventuellement, de la qualité de l'habitat pour le caribou forestier) sur les résultats du MQH.

5.4.1 Scénario n° 1 : Sylviculture

Dans le premier scénario, nous avons évalué les effets de la récolte de matière ligneuse sur la qualité de l'habitat potentiel du caribou forestier dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean. Comme la coupe forestière est structurée spatialement, et afin d'obtenir un scénario réaliste, nous avons éliminé arbitrairement 75 % des parterres de coupes forestières survenues au cours des 40 dernières années (c.-à-d. les catégories d'habitat coupes forestières ≤ 5 ans, coupes forestières > 5 à ≤ 20 ans et milieux en régénération,

qui, ensemble, représentent près de 40 % des polygones forestiers au Saguenay–Lac-Saint-Jean) en remplaçant manuellement leur valeur de catégorie d’habitat par des forêts de conifères matures de > 70 ans. Nous avons aussi éliminé les chemins forestiers dans les secteurs où les coupes forestières ont été éliminées, jusqu’à concurrence d’environ 75 % des chemins. Les peuplements n’ont pas été modifiés au hasard; nous avons aggloméré les coupes forestières et les chemins forestiers dans des secteurs précis afin de reproduire un paysage réaliste à la suite des opérations sylvicoles. Ce scénario d’aménagement est présenté dans la figure 8C.

En comparant la planche 8C (scénario d’aménagement fictif) à la planche 8B (qualité d’habitat calculée à partir des vraies caractéristiques de l’habitat), il est possible de constater que le MQH prédit l’existence d’habitats de moindre qualité dans les secteurs ayant subi la coupe forestière, où il y a aussi des chemins forestiers. Dans cet exemple, les régions que nous avons laissées intouchées apparaissent clairement en rouge (c.-à-d. dans le nord-ouest, le sud-ouest ainsi que dans le sud-est de la carte), alors que les peuplements fictivement transformés en forêts de conifères matures apparaissent généralement comme des habitats de meilleure qualité. En retirant environ 75 % des aménagements créés par l’industrie forestière au cours des 40 dernières années, la qualité d’habitat moyenne pour le caribou forestier au Saguenay–Lac-Saint-Jean est passée de $0,45 \pm 0,12$ à $0,67 \pm 0,18$, une qualité d’habitat comparable à la valeur obtenue dans la région du Nord-du-Québec. Il va sans dire que le MQH réagit fortement aux coupes forestières, aux milieux en régénération et aux chemins forestiers, des perturbations qui ont toutes été désignées par les experts comme étant des variables qui réduisent la qualité de l’habitat potentiel pour le caribou forestier. À cet égard, le MQH a donc été en mesure de reproduire les résultats obtenus dans de nombreuses autres études télémétriques qui ont démontré l’évitement par le caribou forestier de milieux fortement aménagés, aussi bien au Québec qu’ailleurs au Canada (p. ex., Chubbs et coll., 1993; Smith et coll., 2000; Courtois, 2003; Courbin et coll., 2009).

5.4.2 Scénario n° 2 : Parc de conservation

Pour le deuxième scénario d'aménagement, nous avons utilisé la région du Nord-du-Québec afin d'évaluer l'effet à long terme de l'ajout d'un grand parc de conservation sur la qualité de l'habitat potentiel pour le caribou forestier. Pour ce faire, nous avons créé un grand polygone de 5 300 km² ($\approx 30\%$ de la superficie de l'aire d'étude) dans lequel toutes les coupes forestières et les milieux en régénération² ont été transformés en forêts de conifères matures de plus de 70 ans en modifiant la catégorie d'habitat sur la carte écoforestière (figure 9C). Toutefois, contrairement au premier scénario (section 5.4.1), l'ensemble du réseau routier a été conservé dans le parc de conservation fictif; en effet, on peut supposer que les chemins seraient maintenus pour favoriser l'accessibilité à la nouvelle aire protégée. À l'extérieur du parc, l'aire d'étude est demeurée inchangée.

Plusieurs secteurs ont vu leur qualité d'habitat augmenter à la suite du remplacement des coupes forestières par des forêts de conifères matures (figure 9C). Cependant, le contraste entre les planches 9B et 9C est moins marqué que dans le premier scénario (8B vs 8C), et la qualité d'habitat moyenne n'a que légèrement augmenté, passant de $0,67 \pm 0,12$ à $0,70 \pm 0,13$ (la différence était un peu plus grande dans le parc de conservation fictif où la qualité d'habitat est passée de $0,64 \pm 0,10$ à $0,72 \pm 0,12$). L'augmentation relativement limitée de la qualité de l'habitat semble être due au fait que, contrairement au premier scénario, nous avons maintenu l'ensemble du réseau routier. En effet, la densité de chemins forestiers dans un rayon de 1 km ainsi que la proximité des chemins sont deux variables qui influencent la qualité d'habitat du caribou forestier dans le MQH que nous avons développé. Ce scénario démontre conséquemment que l'influence des chemins est importante. D'ailleurs, plusieurs études récentes ont mis en lumière les effets cumulés des coupes forestières et des chemins sur le comportement et la survie du caribou forestier (James et Stuart-Smith, 2000; Whittington et coll., 2011; Leblond et coll., 2013b).

² Cette modification a aussi fait disparaître les milieux en régénération issus de perturbations naturelles, mais cette dernière catégorie représentait une très faible proportion de l'aire d'étude ($< 4\%$).

5.4.3 Scénario n° 3 : Autoroute

Enfin, dans le troisième scénario, nous avons utilisé la région de la Côte-Nord afin d'évaluer l'effet de l'ajout d'une route asphaltée sur la qualité de l'habitat potentiel du caribou forestier. Nous avons créé une autoroute fictive qui sépare l'aire d'étude en son centre et qui traverse l'habitat du caribou forestier du sud au nord (figure 10C). À la suite de l'ajout de la route asphaltée, la qualité moyenne de l'habitat dans l'aire d'étude a peu changé, passant de $0,88 \pm 0,08$ à $0,86 \pm 0,11$.

Toutefois, ce scénario permet d'aborder un aspect particulier des effets des routes sur la faune, c'est-à-dire les conséquences sur les déplacements (Leblond et coll., 2013a). Par exemple, si les caribous forestiers évitaient de traverser la route, cette dernière pourrait occasionner une perte fonctionnelle d'habitat beaucoup plus importante que ce qui apparaît dans la figure 10C. Dans cet exemple, les individus qui se trouvent d'un côté de l'autoroute n'auraient plus accès à l'autre côté, malgré l'existence d'un habitat de bonne qualité. Ce scénario est donc utile pour se rappeler que le MQH est un outil statique qui sert à décrire la qualité de l'habitat pour le caribou forestier, mais que d'autres facteurs peuvent influencer le comportement et la distribution des individus et, ultimement, la densité des populations habitant le territoire.

6. Discussion

Les MQH sont utilisés par les biologistes et les gestionnaires depuis près de 30 ans. Au cours des années 1990, leur grande popularité comme outil de gestion a souvent été critiquée dans la littérature scientifique (p. ex., Roloff et Kernohan, 1999). Plusieurs chercheurs ont abandonné cette approche et se sont tournés vers des outils plus sophistiqués, comme la modélisation de la niche écologique (Hirzel et coll., 2002) ou les méthodes d'enveloppe (Phillips et coll., 2006). Cependant, ces outils nécessitent des moyens analytiques et statistiques plus complexes et utilisent des données empiriques qui sont coûteuses à obtenir sur le terrain. Plusieurs des études qui utilisent de telles approches s'adressent à un auditoire très spécialisé et sont publiées dans des médias rarement consultés par les gestionnaires. À notre connaissance, très peu de ces études ont percolé dans la boîte à outils des gestionnaires québécois.

Les gestionnaires du milieu naturel se heurtent souvent à des contraintes très différentes de celles généralement vécues par les chercheurs (Block et coll., 1994). Par exemple, certaines décisions de gestion doivent être prises rapidement et il est possible que les gestionnaires ne puissent pas attendre l'issue de travaux de recherche. De même, certaines décisions doivent être prises malgré la rareté ou l'imprécision des connaissances disponibles. Ainsi, bien qu'il existe de plus en plus de chevauchement entre les objectifs des chercheurs et des gestionnaires (Riley et coll., 2002), certaines études scientifiques complexes peuvent parfois ne pas répondre aux besoins réels de ces derniers. Afin d'éviter de commettre une telle erreur, nous avons intégré les utilisateurs potentiels de notre outil de gestion aux premières étapes du développement du MQH pour le caribou forestier.

Le compromis idéal entre la simplicité et la précision d'un modèle est subjectif et propre à chaque utilisateur. Bien qu'une majorité d'utilisateurs potentiels du MQH ait semblé privilégier la précision d'un modèle au détriment de sa simplicité (voir le tableau 3), ces mêmes utilisateurs pourraient être surpris par la complexité du modèle proposé ici. À l'inverse, certains chercheurs pourraient critiquer notre choix d'utiliser l'opinion d'experts plutôt que des données empiriques pour développer le modèle. Selon nous,

notre approche a permis d'élaborer un modèle qui constitue un bon compromis entre la complexité et la précision. Une des forces de notre modèle est qu'il utilise uniquement les variables d'habitat les plus importantes pour le caribou forestier à l'échelle de son aire de répartition dans l'est de l'Amérique du Nord, ce qui le rend plus facilement applicable sur de grands territoires. Aussi, le fait qu'il soit estimé à l'aide de variables normalisées permet de bien considérer la notion de relativité de la qualité de l'habitat, permettant ainsi de cibler les secteurs les plus propices au caribou forestier parmi ceux qui lui sont réellement accessibles. Nous avons sciemment choisi de ne pas considérer certaines facettes de l'écologie du caribou forestier (p. ex., réponses fonctionnelles liées à la disponibilité des ressources) ou de l'habitat (p. ex., disponibilité de la nourriture à l'échelle d'un peuplement forestier). L'estimation de ces éléments requiert des données empiriques ou des méthodes statistiques complexes qui ne cadrent pas avec la philosophie des MQH et avec les objectifs que nous nous étions fixés.

En évaluant le MQH dans plusieurs régions différentes et en le validant avec des données empiriques, nous nous sommes assurés que notre modèle était représentatif de la qualité de l'habitat potentiel pour cette espèce. Nous avons développé le modèle en utilisant des variables d'habitat qui sont facilement accessibles aux gestionnaires du milieu forestier. Nous avons aussi utilisé des unités de calcul représentatives des échelles spatio-temporelles communément utilisées par ces gestionnaires, tout en donnant suffisamment d'information pour leur permettre d'adapter le modèle à des échelles ou à des supports cartographiques différents. Ainsi, nous avons atteint notre objectif principal qui était de développer un nouvel outil de gestion de l'habitat du caribou forestier adapté à la réalité des planificateurs et des gestionnaires québécois.

6.1 Les experts

Les experts ayant participé au projet ont travaillé dans la plupart des régions occupées par le caribou forestier dans l'est du Canada. Ainsi, nous croyons que le MQH représente bien la réponse moyenne des caribous forestiers à l'habitat disponible sur le territoire québécois. La consultation d'experts implique nécessairement une part de subjectivité, mais mentionnons que le nombre de répondants ayant participé à notre étude (14) est

supérieur à celui de la plupart des études ayant utilisé une démarche similaire, où le nombre d'experts consultés dépasse rarement 10. Nous avons comptabilisé la diversité d'opinion de différentes façons, en vérifiant la cohérence des réponses de chaque expert individuellement (c.-à-d. la cohérence interne des matrices), mais aussi entre les experts (c.-à-d. la corrélation entre les hiérarchies). Ces étapes nous ont permis de constater que la variabilité entre les répondants était relativement modérée. Ainsi, il est probable que les experts se soient non seulement basés sur leur expérience personnelle, mais aussi sur leurs connaissances théoriques approfondies de leur domaine d'étude (Doswald et coll., 2007). Une exception notable à cette convergence dans les réponses des experts apparaît en ce qui a trait à l'importance relative des infrastructures anthropiques. En effet, bien que les experts aient majoritairement choisi d'inclure trois variables au modèle (routes asphaltées, chemins forestiers et mines), ils étaient relativement divisés quant à la hiérarchie de ces variables. Cet apparent désaccord entre les experts pourrait être dû au fait que l'influence de ces infrastructures a rarement été évaluée simultanément, ce qui pourrait représenter une lacune dans l'état des connaissances actuelles sur l'écologie du caribou forestier (Drescher et coll., 2013).

La hiérarchie des variables obtenue grâce à l'opinion des experts correspond bien aux résultats publiés dans la littérature au cours des 20 dernières années. La plupart des experts ont retenu les vieilles forêts de conifères et les milieux riches en lichens en tant que principales catégories d'habitat favorables au caribou forestier. Or, l'importance relative de ces deux types de milieux a été démontrée dans plusieurs études empiriques (Rettie et coll., 1997; Johnson et coll., 2001; Courtois, 2003). Plusieurs experts ont aussi indiqué que les caribous forestiers évitaient les milieux perturbés par l'industrie forestière, un résultat en accord avec la plupart des études traitant des répercussions de l'aménagement forestier sur l'écologie du caribou (p. ex., Chubbs et coll., 1993; Courtois, 2003). Enfin, les experts ont attribué un poids important aux routes asphaltées, aux chemins forestiers et aux mines, en accord avec les conclusions d'un bon nombre d'études publiées récemment sur le sujet (p. ex., Dyer et coll., 2002; Leblond et coll., 2011, 2013a, b; Polfus et coll., 2011; Boulanger et coll., 2012). Les lignes de transport d'énergie, les chalets et la topographie, par contre, n'ont pas été inclus dans le modèle. La

plupart des experts ont donc considéré que ces variables avaient une influence mineure sur la qualité de l'habitat du caribou forestier au Québec.

6.2 La validation

Le MQH présuppose qu'un animal utilise davantage les secteurs de bonne qualité prédits par le modèle, ce qui devrait se traduire par une meilleure survie, une meilleure croissance ou un meilleur succès reproducteur. Notre validation du MQH a permis de vérifier la première partie de cette supposition (c.-à-d. que les caribous forestiers sont trouvés dans les zones de grande qualité), mais les répercussions de ces choix sur la valeur adaptative des individus (c.-à-d. leur capacité à transmettre leurs gènes aux générations futures) n'ont pas été vérifiées. Mentionnons tout de même que le modèle a été construit avec des variables d'habitat qui se rapportent étroitement aux principaux facteurs limitants pour le caribou forestier, tels qu'ils ont été définis dans des études empiriques ayant abordé cette question plus précisément (Courtois, 2003; Dussault et coll., 2012; Leblond et coll., 2013b).

6.3 L'application du MQH

Nous tenons à préciser que la première étape d'une action de gestion stratégique pour le caribou forestier, précédant l'utilisation du MQH, devrait être la consultation des praticiens et des gestionnaires travaillant dans la région administrative visée. Dans la plupart des régions, les acteurs en place ont dû faire face par le passé à certaines problématiques liées à la conservation de la biodiversité ou à l'exploitation durable des ressources, et leur expérience du milieu pourrait s'avérer très utile. Si le MQH est retenu comme un outil d'aide à la décision dans un secteur donné, il nous apparaît essentiel que tous les partenaires du milieu (gestionnaires et partenaires privés) soient informés du rôle et des limites d'un tel modèle. S'ils comprennent bien la façon dont sont obtenues les cartes de qualité d'habitat, ils seront plus enclins à accepter les recommandations qui en découlent (Riley et coll., 2002) et à les interpréter correctement.

Une des premières étapes que l'utilisateur doit entreprendre pour appliquer le MQH est la délimitation du territoire dans lequel le modèle doit être calculé. L'aire d'étude devrait préférentiellement être basée sur l'écologie des caribous forestiers évoluant dans la région plutôt que sur des frontières territoriales (p. ex., refuge faunique, parc national) ou arbitraires (Thomas et Taylor, 2006). L'aire d'étude devrait être suffisamment grande pour accueillir une population viable de caribous forestiers. Nous suggérons d'utiliser des aires d'étude d'au moins 5 000 à 10 000 km² (Courtois et coll., 2004). Un MQH estimé dans une trop petite région ne tiendra pas compte des besoins en espace de l'espèce, dont les domaines vitaux annuels moyens dépassent 500 km² (Courtois et coll., 2004; Bastille-Rousseau et coll., 2012), et risque de fournir une estimation erronée de la qualité de l'habitat. L'utilisation d'une échelle spatiale large était d'ailleurs une des recommandations du groupe d'experts sondé, et il est généralement admis que les modèles d'experts devraient donner de meilleurs résultats à large échelle (Pearce et coll., 2001). Bien que nous ayons utilisé de très petites cellules pour représenter la qualité d'habitat (résolution de 1 ha), il ne faut pas perdre de vue que l'information attribuée à chaque cellule (et qui sert au calcul du MQH) est calculée dans un cercle de 1 km de rayon autour de la cellule afin de tenir compte de l'influence du paysage environnant dans l'estimation de la qualité. Selon nous, il serait inapproprié d'évaluer la qualité de l'habitat pour le caribou forestier dans des superficies plus petites.

Au cas où certaines données cartographiques manqueraient, il est mathématiquement possible d'appliquer le MQH en omettant les variables absentes du calcul du modèle. Néanmoins, le modèle n'a pas été validé dans ces circonstances et nous ne connaissons pas les conséquences qu'une telle modification pourrait avoir. Il est toutefois plausible que le retrait des variables ayant un rang élevé dans la hiérarchie établie par les chercheurs ait un effet plus important sur les résultats du modèle que le retrait d'une variable ayant un faible rang. L'absence de données devrait à tout le moins être mentionnée par l'utilisateur afin que l'interprétation du MQH puisse être faite correctement.

Enfin, mentionnons que la qualité d'habitat déterminée avec un MQH est relative, c'est-à-dire qu'une valeur de qualité d'habitat calculée dans une aire d'étude donnée ne peut pas être comparée à celle d'une autre aire d'étude (Dussault et coll., 2006). Par exemple, il est possible qu'une qualité d'habitat de 0,50 dans une aire d'étude relativement vierge soit en réalité supérieure à une qualité d'habitat de 0,75 obtenue dans un milieu fortement dégradé. Ceci est dû à la normalisation des variables nécessaires au calcul de la qualité d'habitat finale. Ainsi, la qualité maximale obtenue à l'aide du MQH (c.-à-d. MQH = 1 après normalisation) représente la cellule ayant la meilleure qualité observée au sein de l'aire d'étude et non la meilleure qualité d'habitat théorique pour le caribou forestier (Van Horne et Wiens, 1991). La carte d'application globale du MQH à l'échelle du Québec (voir la figure 7) représente une exception à cette mise en garde. En effet, afin de dresser cette carte, nous avons calculé (normalisé) la qualité de l'habitat potentiel en utilisant l'ensemble des caractéristiques d'habitat du territoire québécois (au sud de la limite nordique).

6.4 Limites du MQH

Le MQH est un modèle mathématique élaboré à partir de l'opinion d'experts. Si, comme le disait le statisticien George P. E. Box : « *All models are wrong, but some are useful* », il est aussi vrai de dire que le MQH est imparfait, mais certainement utile. Nous tenons d'emblée à mettre en garde les utilisateurs du MQH : cet outil n'indique pas nécessairement la distribution réelle de l'espèce sur le territoire. Il sert plutôt à cartographier ce que les experts perçoivent comme des caractéristiques environnementales favorables au caribou forestier, ce qui explique notre utilisation du terme « qualité de l'habitat potentiel » dans l'ensemble du présent rapport. D'autres facteurs qui ne sont pas liés à l'habitat et qui n'ont pas été considérés dans le MQH peuvent avoir une influence notable sur la répartition des animaux (p. ex., taux de prédation, barrières géographiques). De même, les animaux utilisent parfois l'habitat de façon maladaptée, en se concentrant dans des habitats de mauvaise qualité. Des comportements comme la dispersion saisonnière, la fidélité au site ou des relations entre espèces comme la compétition par exclusion peuvent faire que plusieurs individus se

retrouvent dans des « puits » ou des pièges écologiques, c'est-à-dire dans des régions hébergeant plusieurs individus, mais où le taux de mortalité est plus élevé que le taux de natalité (Delibes et coll., 2001; Battin, 2004).

Ainsi, le MQH sert à répertorier des zones où l'habitat devrait être plus propice au caribou forestier, mais il ne permet pas d'établir si la zone en question peut en maintenir une population viable (Van Horne, 1983), de la même manière que la sélection d'un habitat de qualité par un animal n'assure pas nécessairement sa survie (Garshelis, 2000). Une décision de gestion ne devrait jamais reposer uniquement sur un modèle; celui-ci devrait plutôt être vu comme un outil aidant à la prise de décision (Marcot et coll., 2006). Ceci étant dit, le MQH que nous avons développé est sans aucun doute le meilleur outil disponible pour la gestion de l'habitat du caribou forestier au Québec et nous recommandons son utilisation (conjointement à des données empiriques, si ces dernières sont disponibles) afin de guider les décisions de gestion pour cette espèce (Brooks, 1997).

6.5 La conservation du caribou forestier dans le contexte de l'exploitation des ressources naturelles au Québec

Le MQH développé dans cette étude ne représente pas la première démarche visant à élaborer un outil de gestion favorisant la conciliation des différents acteurs responsables de la gestion des milieux naturels au sein de l'habitat du caribou forestier. D'autres auteurs, en s'appuyant sur des études scientifiques et en considérant les pratiques forestières en cours, ont aussi proposé des lignes directrices d'aménagement forestier ayant pour objectif de favoriser le maintien du caribou forestier tout en permettant une exploitation durable des ressources naturelles (p. ex., Hervieux et coll., 1996; Courtois et coll., 2004). Toutefois, le MQH est le premier outil d'aide à la décision spatialement explicite pour les gestionnaires québécois. Par exemple, le MQH pourrait être utilisé afin de délimiter les zones où le caribou forestier aurait une probabilité accrue de trouver des caractéristiques d'habitat favorables. La délimitation de ces zones pourrait servir de canevas pour la création d'aires protégées affectées à la conservation du caribou forestier. Le MQH pourrait aussi être utilisé pour planifier judicieusement la répartition des coupes forestières ou des infrastructures anthropiques, en les agglomérant dans les régions jugées

moins propices au caribou forestier, par exemple. Le MQH a même permis d'évaluer les répercussions de différents scénarios d'aménagement de l'habitat sur la qualité de l'habitat potentiel du caribou forestier (voir la section 5.4).

7. Remerciements

Nous tenons à remercier les experts, les utilisateurs et les participants au groupe témoin qui ont répondu aux questionnaires, sans qui cette étude aurait été impossible. Nous remercions également les nombreuses personnes et tous les organismes qui ont participé à la collecte des données utilisées pour la validation du MQH, principalement les biologistes du Ministère, de l'Institut pour la surveillance et la recherche environnementales, de l'Université du Québec à Rimouski et de l'Université du Québec à Montréal. Cette recherche a été financée par le Ministère et le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada.

8. Références

- AARTS, G., M. MACKENZIE, B. MCCONNELL, M. FEDAK et J. MATTHIOPOULOS (2008). "Estimating space-use and habitat preference from wildlife telemetry data", *Ecography*, 31: 140-160.
- AEBISCHER, N. J., P. A. ROBERTSON et R. E. KENWARD (1993). "Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data", *Ecology*, 74: 1313-1325.
- ALLEN, A. W. (1982). *Habitat suitability index models: marten*, U.S. Fish and Wildlife Service, 9 p.
- ALLEN, A. W., J. W. TERRELL et P. A. JORDAN (1988). "An overview of a habitat suitability index model for moose: Lake Superior region", *Alces*, 24: 118-125.
- ALLEN-JOHNSON, L. (1993). *Woodland caribou habitat suitability index*, Working draft, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Bonners Ferry, 15 p.
- APPS, C. D., B. N. MCLELLAN, T. A. KINLEY et J. P. FLAA (2001). "Scale-dependent habitat selection by mountain caribou, Columbia Mountains, British Columbia", *Journal of Wildlife Management*, 65: 65-77.
- APPS, C. D. et T. A. KINLEY (1998). "Development of a preliminary habitat assessment and planning tool for mountain caribou in southeast British Columbia", *Rangifer*, Special Issue, 10: 61-72.
- BASTILLE-ROUSSEAU, G., C. DUSSAULT, S. COUTURIER, D. FORTIN, M. H. ST-LAURENT, P. DRAPEAU, C. DUSSAULT et V. BRODEUR (2012). *Sélection d'habitat du caribou forestier en forêt boréale québécoise*, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec, 66 p.
- BASTILLE-ROUSSEAU, G., D. FORTIN, C. DUSSAULT, R. COURTOIS et J.-P. OUELLET (2011). "Foraging strategies by omnivores: are black bears actively searching for ungulate neonates or are they simply opportunistic predators?", *Ecography*, 34: 588-596.
- BATTIN, J. (2004). "When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations", *Conservation Biology*, 18: 1482-1491.
- BEAUCHESNE, D., J. A. G. JAEGER et M.-H. ST-LAURENT (2013). "Disentangling woodland caribou movements in response to clearcuts and roads across temporal scales", *Plos One* 8: e77514.

- BENDER, L. C., G. J. ROLOFF et J. B. HAUFLE (1996). "Evaluating confidence intervals for habitat suitability models", *Wildlife Society Bulletin*, 24: 347-352.
- BERGERUD, A. T. (1972). "Food habits of Newfoundland caribou", *Journal of Wildlife Management*, 36: 913-923.
- BERGERUD, A. T. (1974). "Decline of caribou in North America following settlement", *Journal of Wildlife Management*, 38: 757-770.
- BLOCK, W. M., M. L. MORRISON, J. VERNER et P. N. MANLEY (1994). "Assessing wildlife habitat relationships models – a case-study with California oak woodlands", *Wildlife Society Bulletin*, 22: 549-561.
- BOULANGER, J., K. G. POOLE, A. GUNN et J. WIERZCHOWSKI (2012). "Estimating the zone of influence of industrial developments on wildlife: a migratory caribou *Rangifer tarandus groenlandicus* and diamond mine case study", *Wildlife Biology*, 18: 164-179.
- BOYCE, M. S. et L. L. McDONALD (1999). Relating populations to habitats using resource selection functions", *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 268-272.
- BRADLEY, B. A., A. D. OLSSON, O. WANG, B. G. DICKSON, L. PELECH, S. E. SESNIE et L. J. ZACHMANN (2012). "Species detection vs. habitat suitability: Are we biasing habitat suitability models with remotely sensed data?", *Ecological Modelling*, 244: 57-64.
- BRADSHAW, C. J. A., D. M. HEBERT, A. B. RIPPIN et S. BOUTIN (1995). "Winter peatland habitat selection by woodland caribou in Northeastern Alberta", *Canadian Journal of Zoology*, 73: 1567-1574.
- BRADSHAW, C. J. A., S. BOUTIN et D. M. HEBERT (1998). "Energetic implications of disturbance caused by petroleum exploration to woodland caribou", *Canadian Journal of Zoology*, 76: 1319-1324.
- BRIAND, Y., J.-P. OUELLET, C. DUSSAULT et 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.
- BROOKS, R. P. (1997). "Improving habitat suitability index models", *Wildlife Society Bulletin*, 25: 163-167.
- BROWN, S., H. SCHREIER, W. A. THOMPSON et I. VERTINSKY (1994). "Linking multiple accounts with GIS as decision support system to resolve forestry/wildlife conflicts", *Journal of Environmental Management*, 42: 349-364.

- BURGMAN, M. A., M. McBRIDE, R. ASHTON, A. SPEIRS-BRIDGE, L. FLANDER, B. WINTLE, F. FIDLER, L. RUMPFF et C. TWARDY (2011). "Expert status and performance", *Plos One*, 6: e22998.
- BURNHAM, K. P. et D. R. ANDERSON (2002). *Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach*, 2nd ed. Springer-Verlag, New York, 488 p.
- CALENGE, C., A. B. DUFOUR et D. MAILLARD (2005). "K-select analysis: a new method to analyse habitat selection in radio-tracking studies", *Ecological Modelling*, 186: 143-153.
- CHUBBS, T. E., L. B. KEITH, S. P. MAHONEY et M. J. McGRATH (1993). "Responses of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) to clear-cutting in East-Central Newfoundland", *Canadian Journal of Zoology*, 71: 487-493.
- COLE, J. A. et R. L. SMITH (1983). "Habitat suitability indices for monitoring wildlife populations – an evaluation", *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference*, 48: 367-375.
- COMITÉ SUR LA SITUATION DES ESPÈCES EN PÉRIL AU CANADA (2002). *Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois (Rangifer tarandus caribou) au Canada*, mise à jour, Ottawa. 112 p.
- CÔTÉ, M. et F. DOYON (2004). *Spatially explicit habitat suitability model for the woodland caribou (Rangifer tarandus caribou) in Western Newfoundland*, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 30 p.
- COURBIN, N., D. FORTIN, C. DUSSAULT et R. COURTOIS (2009). "Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence", *Landscape Ecology*, 24: 1375-1388.
- COURTOIS, R. (2003). *La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu*, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 350 p.
- COURTOIS, R., L. BERNATCHEZ, J.-P. OUELLET et L. BRETON (2003). "Significance of caribou (*Rangifer tarandus*) ecotypes from a molecular genetics viewpoint", *Conservation Genetics*, 4: 393-404.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, C. DUSSAULT et A. GINGRAS (2004). "Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Quebec", *Forestry Chronicle*, 80: 598-607.
- CRANCE, J. H. (1987). *Guidelines for using the Delphi technique to develop habitat suitability index curves*, U.S. Fish and Wildlife Service, 21 p.

- DARBY, W. R. et L. S. DUQUETTE (1986). "Woodland caribou and forestry in Northern Ontario, Canada", *Rangifer*, Special Issue, 1: 87-93.
- DELIBES, M., P. GAONA et P. FERRERAS (2001). "Effects of an attractive sink leading into maladaptive habitat selection", *American Naturalist*, 158: 277-285.
- DOSWALD, N., F. ZIMMERMANN et U. BREITENMOSER (2007). "Testing expert groups for a habitat suitability model for the lynx *Lynx lynx* in the Swiss Alps", *Wildlife Biology*, 13: 430-446.
- DRESCHER, M., A. H. PERERA, C. J. JOHNSON, L. J. BUSE, C. A. DREW et M. A. BURGMAN (2013). "Toward rigorous use of expert knowledge in ecological research", *Ecosphere*, 4: 83.
- DREW, C. A. et J. A. COLLAZO (2012). "Expert knowledge as a foundation for the management of secretive species and their habitat", In A. H. Perera, C. A. Drew, and C. J. Johnson (eds.) *Expert knowledge and its application in landscape ecology*, Springer, New York, p. 87-108.
- DUCHESNE, M., S. D. CÔTÉ et C. BARRETTE (2000). "Responses of woodland caribou to winter ecotourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada", *Biological Conservation*, 96: 311-317.
- DUSSAULT, C., R. COURTOIS et J.-P. OUELLET (2006). "A habitat suitability index model to assess moose habitat selection at multiple spatial scales", *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 1097-1107.
- DUSSAULT, C., V. PINARD, J. P. OUELLET, R. COURTOIS et 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-Biological Sciences*, 279: 4481-4488.
- DYER, S. J., J. P. O'NEILL, S. M. WASEL et S. BOUTIN (2002). "Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in north-eastern Alberta", *Canadian Journal of Zoology*, 80: 839-845.
- ELTON, C. S. (1927). *Animal Ecology*, The MacMillan Company, New York, 207 p.
- 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.

- ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER AU QUÉBEC (2008). *Plan de rétablissement du caribou forestier (Rangifer tarandus) au Québec — 2005-2012*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et des habitats, Québec, 78 p.
- ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER AU QUÉBEC (2013). *Plan de rétablissement du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) au Québec — 2012-2022*, produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Faune Québec, Québec, 110 p.
- FAILLE, G., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, D. FORTIN, R. COURTOIS, M.-H. ST-LAURENT et 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. CÔTÉ et A. GUNN (2011). "Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future", *Canadian Journal of Zoology*, 89: 419-434.
- FLATHER, C. H. et R. M. KING (1992). "Evaluating performance of regional wildlife habitat models – Implications to resource planning", *Journal of Environmental Management*, 34: 31-46.
- FORTIN, D., P. L. BUONO, A. FORTIN, N. COURBIN, C. T. GINGRAS, P. R. MOORCROFT, R. COURTOIS et C. DUSSAULT (2013). "Movement responses of caribou to human-induced habitat edges lead to their aggregation near anthropogenic features", *American Naturalist*, 181: 827-836.
- FORTIN, D., R. COURTOIS, P. ETCHEVERRY, C. DUSSAULT et A. GINGRAS (2008). "Winter selection of landscapes by woodland caribou: behavioural response to geographical gradients in habitat attributes", *Journal of Applied Ecology*, 45: 1392-1400.
- GARSHELIS, D. L. (2000). "Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance", In L. Boitani and T. Fuller (eds.) *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*, Columbia University Press, New York, p. 111-163.
- GOGOL-PROKURAT, M. (2011). "Predicting habitat suitability for rare plants at local spatial scales using a species distribution model", *Ecological Applications*, 21: 33-47.

- GRAY, P. A., D. CAMERON et I. KIRKHAM (1996). "Wildlife habitat evaluation in forested ecosystems: some examples from Canada and the United States", In R. M. DeGraaf and R. I. Miller (eds,) *Conservation of faunal diversity in forested landscapes*, Chapman and Hall, New York, p. 407-533.
- GRINNELL, J. (1917). "The niche-relationships of the California Trasher", *The Auk*, 34: 427-433.
- HALL, L. S., P. R. KRAUSMAN et M. L. MORRISON (1997). "The habitat concept and a plea for standard terminology", *Wildlife Society Bulletin*, 25: 173-182.
- HANSEN, M. J., S. E. FRANKLIN, C. G. WOULDSEMA et 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.
- HERVIEUX, D., J. EDMONDS, R. BONAR et J. McCAMMON (1996). "Successful and unsuccessful attempts to resolve caribou management and timber harvesting issues in west central Alberta", *Rangifer*, Special Issue, 9: 185-190.
- HIGGELKE, P. E. et H. L. MacLEOD (2000). *Woodland caribou* (*Rangifer tarandus caribou*), KBM Forestry Consultants Inc., Thunder Bay, 20 p.
- HINS, C., J.-P. OUELLET, C. DUSSAULT et 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.
- HIRZEL, A. H. et G. LE LAY (2008). "Habitat suitability modelling and niche theory", *Journal of Applied Ecology*, 45: 1372-1381.
- HIRZEL, A. H., J. HAUSSE, D. CHESSEL et N. PERRIN (2002). "Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data?", *Ecology*, 83: 2027-2036.
- HOLT, R. D. (1977). "Predation, apparent competition and the structure of prey communities", *Theoretical Population Biology*, 12: 197-229.
- HUTCHINSON, G. E. (1957). "Concluding remarks", *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22: 415-427.
- INSKIP, P. D. (1982). *Habitat suitability index models: northern pike*, U.S. Fish and Wildlife Service, 40 p.
- JAMES, A. R. C. et A. K. STUART-SMITH (2000). "Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors", *Journal of Wildlife Management*, 64: 154-159.

- JEDRZEJEWSKI, W., B. JEDRZEJEWSKA, B. ZAWADZKA, T. BOROWIK, S. NOWAK et R. W. MYSZAJEK (2008). "Habitat suitability model for Polish wolves based on long-term national census", *Animal Conservation*, 11: 377-390.
- JOHNSON, C. J. et M.-H. ST-LAURENT (2011). "Unifying framework for understanding impacts of human developments on wildlife", In D. E. Naugle (ed.) *Energy development and wildlife conservation in western North America*, Island Press, Washington D.C., p. 23-54.
- JOHNSON, C. J. et M. P. GILLINGHAM (2005). "An evaluation of mapped species distribution models used for conservation planning", *Environmental Conservation*, 32: 117-128.
- JOHNSON, C. J., K. L. PARKER et D. C. HEARD (2001). "Foraging across a variable landscape: behavioral decisions made by woodland caribou at multiple spatial scales", *Oecologia*, 127: 590-602.
- JOHNSON, C. J., S. E. NIELSEN, E. H. MERRILL, T. L. MCDONALD et M. S. BOYCE (2006). "Resource selection functions based on use-availability data: theoretical motivation and evaluation methods", *Journal of Wildlife Management*, 70: 347-357.
- JOHNSON, D. H. (1980). "The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference", *Ecology*, 61: 65-71.
- KANAGARAJ, R., T. WIEGAND, S. KRAMER-SCHADT, M. ANWAR et S. P. GOYAL (2011). "Assessing habitat suitability for tiger in the fragmented Terai Arc Landscape of India and Nepal", *Ecography*, 34: 970-981.
- KLEIN, D. R. (1982). "Fire, lichens, and caribou", *Journal of Range Management*, 35: 390-395.
- KOBLER, A. et M. ADAMIC (2000). "Identifying brown bear habitat by a combined GIS and machine learning method", *Ecological Modelling*, 135: 291-300.
- KUHNERT, P. M., T. G. MARTIN et S. P. GRIFFITHS (2010). "A guide to eliciting and using expert knowledge in Bayesian ecological models", *Ecology Letters*, 13: 900-914.
- LACK, D. (1933). "Habitat selection in birds. With special reference to the effects of afforestation on the Breckland avifauna", *Journal of Animal Ecology*, 2: 239-262.

- LANTIN, É., P. DRAPEAU, M. PARÉ et Y. BERGERON (2003). *A spatially explicit model of woodland caribou forage availability in the Québec north-western black-spruce/moss commercial forest*, Université du Québec à Montréal, Montréal, 45 p.
- LEBLOND, M., C. DUSSAULT et 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 et 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., J. FRAIR, D. FORTIN, C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET et 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.
- LECLERC, M. (2013). *Sélection des sites de mise bas et survie des faons chez le caribou forestier : impacts de différentes stratégies comportementales sur la performance individuelle*, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 85 p.
- LECLERC, M., C. DUSSAULT et M.-H. ST-LAURENT (2012). "Multi-scale assessment of the impacts of roads and cutovers on calving site selection in woodland caribou", *Forest Ecology and Management*, 286: 59-65.
- LESMERISES, F., C. DUSSAULT, P. DRAPEAU et M.-H. ST-LAURENT (2013a). *Évaluation des impacts des lignes de transport d'énergie sur l'écologie spatiale du caribou forestier au Québec*, rapport scientifique présenté à Hydro-Québec, Rimouski, Québec, 56 p. + xii.
- LESMERISES, R., J.-P. OUELLET, C. DUSSAULT et M.-H. ST-LAURENT (2013b). "The influence of landscape matrix on isolated patch use by wide-ranging animals: conservation lessons for woodland caribou", *Ecology and Evolution*, 10.1002/ece3.695.
- LOW-CHOY, S., R. O'LEARY et K. Mengersen 2009. "Elicitation by design in ecology: using expert opinion to inform priors for Bayesian statistical models", *Ecology*, 90: 265-277.
- LU, C. Y., W. GU, A. H. DAI et H. Y. WEI (2012). "Assessing habitat suitability based on geographic information system (GIS) and fuzzy: a case study of *Schisandra sphenanthera* Rehd. et Wils. in Qinling Mountains, China", *Ecological Modelling*, 242: 105-115.

- MAHONEY, S. P. et J. A. SCHAEFER (2002). "Hydroelectric development and the disruption of migration in caribou", *Biological Conservation*, 107: 147-153.
- MANLY, B. F. J., L. L. McDONALD et D. L. THOMAS (1993). *Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies*, Chapman and Hall, London, 176 p.
- MARCOT, B. G., J. D. STEVENTON, G. D. SUTHERLAND et R. K. McCANN 2006. "Guidelines for developing and updating Bayesian belief networks applied to ecological modeling and conservation", *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 3063-3074.
- MARTIN, T. G., M. A. BURGMAN, F. FIDLER, P. M. KUHNERT, S. LOW-CHOY, M. McBRIDE et K. Mengersen (2012). "Eliciting expert knowledge in conservation science", *Conservation Biology*, 26: 29-38.
- MATEO-TOMAS, P. et P. P. OLEA (2010). "Anticipating knowledge to inform species management: predicting spatially explicit habitat suitability of a colonial vulture spreading its range", *Plos One*, 10.1371/ e12374.
- McBRIDE, M. F. et M. A. BURGMAN (2012). "What is expert knowledge, how is such knowledge gathered, and how do we use it to address questions in landscape ecology?", In A. H. Perera, C. A. Drew, and C. J. Johnson (eds.) *Expert knowledge and its application in landscape ecology*, Springer, New York, p. 11-38.
- McLELLAN, B., J. FLAA et M. SUPER (1995). *Developing a habitat suitability model for mountain caribou in the North Columbia Mountains: preliminary report*, Ministry of Forests, Revelstoke, 23 p.
- McNAY, R. S. (2012). "An expert-based modeling approach to inform strategic and operational land management decisions for the recovery of woodland caribou", In A. H. Perera, C. A. Drew, and C. J. Johnson (eds.) *Expert knowledge and its application in landscape ecology*, Springer, New York, p. 131-152.
- McNAY, R. S., B. G. MARCOT, V. BRUMOVSKY et R. ELLIS (2006). "A Bayesian approach to evaluating habitat for woodland caribou in north-central British Columbia", *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 3117-3133.
- MILLAR, C. S. et G. BLOUIN-DEMERS (2012). "Habitat suitability modelling for species at risk is sensitive to algorithm and scale: a case study of Blanding's turtle, *Emydoidea blandingii*, in Ontario, Canada", *Journal for Nature Conservation*, 20: 18-29.

- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC (2011). *Norme de stratification écoforestière — Quatrième inventaire écoforestier*, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Québec, 92 p.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC (2013). *Routard — Norme de structuration de l'information géographique sur les infrastructures routières forestières*, Opérations régionales, Direction du soutien aux opérations Faune et Forêts, Québec, 38 p.
- MOHR, C. O. (1947). "Table of equivalent populations in North American mammals", *American Midland Naturalist*, 37: 223-249.
- MORRIS, D. (1987). "Ecological scale and habitat use", *Ecology*, 68: 362-369.
- MULHOLLAND, R. (1984). *Habitat suitability index models: pink shrimp*, U.S. Fish and Wildlife Service, 17 p.
- NATURE QUÉBEC, (2007). *Méthodologie d'identification de secteurs favorables à la conservation du caribou forestier, réalisée dans le cadre du projet « Critères et propositions d'aires protégées pour le caribou forestier »*, Québec, 36 p.
- NEU, C. W., C. R. BYERS et J. M. PEEK (1974). "A technique for analysis of utilization-availability data", *Journal of Wildlife Management*, 38: 541-545.
- NEWSOM, J. D., T. JOANEN et R. J. HOWARD (1987). *Habitat suitability index models: American alligator*, U.S. Fish and Wildlife Service, 14 p.
- O'HAGAN, A., C. E. BUCK, A. DANESHKHAH, J. R. EISER, P. H. GARTHWAITE, D. J. JENKINSON, J. E. OAKLEY et T. RAKOW (2006). *Uncertain judgements: eliciting experts' probabilities*, Wiley, Chichester, 338 p.
- ORESKE, N., K. SHRADERFRECHETTE et K. BELITZ (1994). "Verification, validation, and confirmation of numerical models in the earth sciences", *Science*, 263: 641-646.
- PALIDWOR, K. L. et D. W. SCHINDLER (1995). *Habitat suitability index models within the Manitoba model forest area – Woodland caribou (Rangifer tarandus caribou)*, Version 2.0, Manitoba Model Forest Inc., 54 p.
- PEARCE, J. L., K. CHERRY, M. DRIELSMA, S. FERRIER et G. WHISH (2001). "Incorporating expert opinion and fine-scale vegetation mapping into statistical models of faunal distribution", *Journal of Applied Ecology*, 38: 412-424.
- PELLETIER, G., Y. DUMONT et M. BÉDARD (2007). *SIFORT: Système d'information forestière par tesselle — manuel de l'utilisateur*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Québec, 125 p.

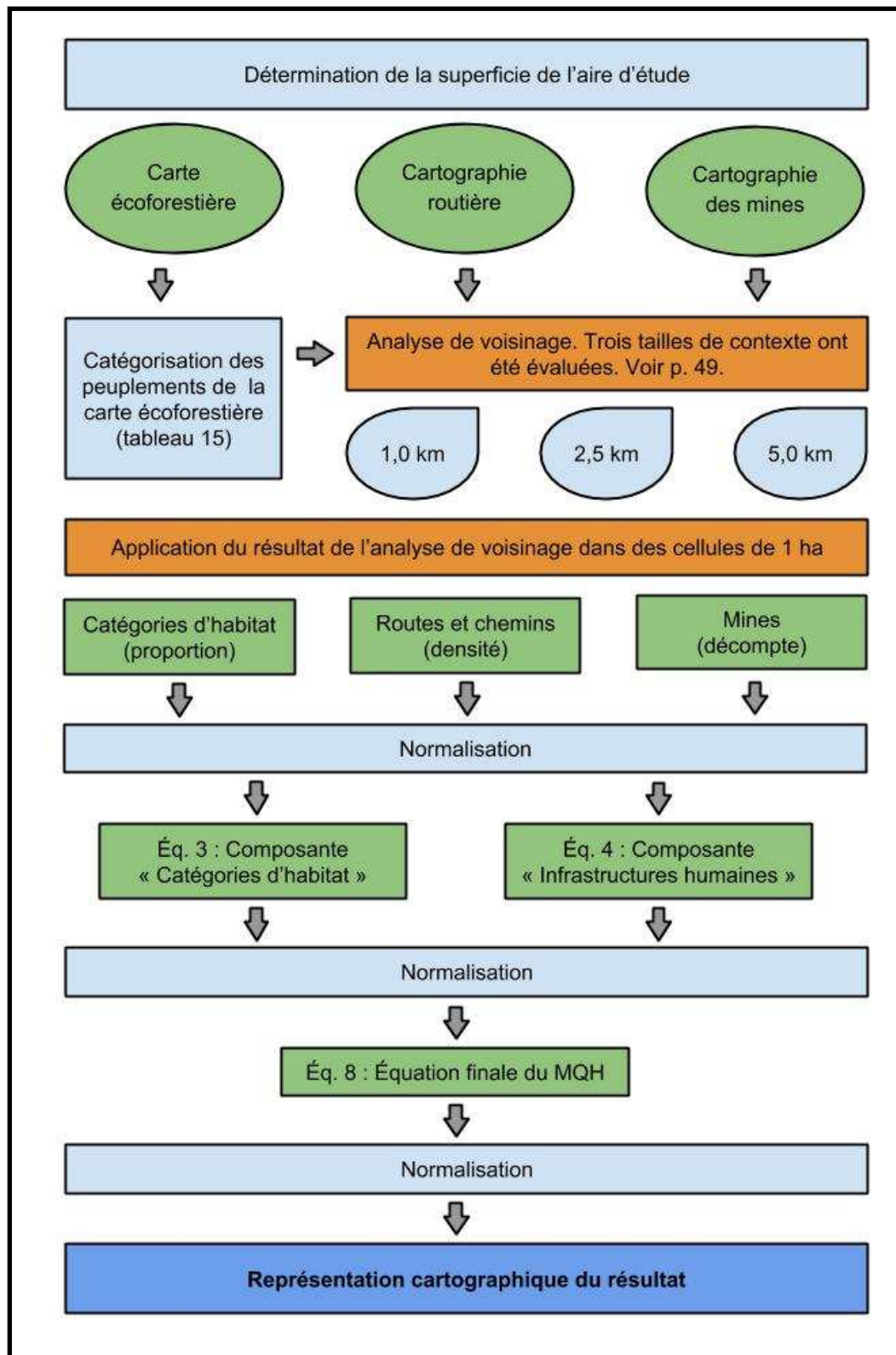
- PERERA, A. H., C. A. DREW et C. J. JOHNSON (2012). *Expert knowledge and its application in landscape ecology*, Springer, New York, 307 p.
- PHILLIPS, S. J., R. P. ANDERSON et R. E. SCHAPIRE (2006). "Maximum entropy modeling of species geographic distributions", *Ecological Modelling*, 190: 231-259.
- PINARD, V., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, D. FORTIN et 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 et K. HEINEMEYER (2011). "Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou", *Biological Conservation*, 144: 2637-2646.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2011). *R: A language and environment for statistical computing*, R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- REGAN, H. M., M. COLYVAN et M. A. BURGMAN (2002). "A taxonomy and treatment of uncertainty for ecology and conservation biology", *Ecological Applications*, 12: 618-628.
- REMPEL, R. S., P. C. ELKIE, A. R. RODGERS et M. J. GLUCK (1997). "Timber-management and natural-disturbance effects on moose habitat: landscape evaluation", *Journal of Wildlife Management*, 61: 517-524.
- RENAUD, L.-A. (2012). *Impacts de l'aménagement forestier et des infrastructures humaines sur les niveaux de stress du caribou forestier*, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 74 p.
- RETTIE, W. J., J. W. SHEARD et F. MESSIER (1997). "Identification and description of forested vegetation communities available to woodland caribou: relating wildlife habitat to forest cover data", *Forest Ecology and Management*, 93: 245-260.
- RILEY, S. J., D. J. DECKER, L. H. CARPENTER, J. F. ORGAN, W. F. SIEMER, G. F. MATTFELD et G. PARSONS (2002). "The essence of wildlife management", *Wildlife Society Bulletin*, 30: 585-593.
- RITTENHOUSE, C. D., F. R. THOMPSON, W. D. DIJAK, J. J. MILLSPAUGH et R. L. CLAWSON (2010). "Evaluation of habitat suitability models for forest passerines using demographic", *Journal of Wildlife Management*, 74: 411-422.
- ROLOFF, G. J. et B. J. KERNOHAN (1999). "Evaluating reliability of habitat suitability index models", *Wildlife Society Bulletin*, 27: 973-985.

- RUDOLPH, T., P. DRAPEAU, M.-H. ST-LAURENT et L. IMBEAU (2012). *Situation du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) sur le territoire de la Baie-James dans la région Nord-du-Québec*, rapport scientifique présenté au ministère des Ressources naturelles et de la Faune et au Grand Conseil des Cris (Eeyou Istchee), Montréal, 77 p.
- SAATY, T. L. (1980). *The analytical hierarchy process – Planning, priority setting, resource allocation*, McGraw Hill, New York, 287 p.
- SCHINDLER, D. W. et J. LIDGETT (2006). *Habitat suitability index (HSI) model for woodland caribou (Rangifer tarandus caribou)*, Version 3.0, Eastern Manitoba Woodland Caribou Advisory Committee, 23 p.
- SHORT, H. L. et R. J. COOPER (1985). *Habitat suitability index models: great blue heron*, U.S. Fish and Wildlife Service, 23 p.
- SINGH, A. et S. P. S. KUSHWAHA (2011). “Refining logistic regression models for wildlife habitat suitability modeling – a case study with muntjak and goral in the Central Himalayas, India”, *Ecological Modelling*, 222: 1354-1366.
- SINGH, N. J., N. G. YOCCOZ, Y. V. BHATNAGAR et J. L. FOX (2009). “Using habitat suitability models to sample rare species in high-altitude ecosystems: a case study with Tibetan argali”, *Biodiversity and Conservation*, 18: 2893-2908.
- SMITH, C., R. D. VAN KLINKEN, L. SEABROOK et C. McALPINE (2012). “Estimating the influence of land management change on weed invasion potential using expert knowledge”, *Diversity and Distributions*, 18: 818-831.
- SMITH, K. G., E. J. FICHT, D. HOBSON, T. C. SORENSEN et D. HERVIEUX (2000). “Winter distribution of woodland caribou in relation to clear-cut logging in west-central Alberta”, *Canadian Journal of Zoology*, 78: 1433-1440.
- STOCKWELL, D. et D. PETERS (1999). “The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction”, *International Journal of Geographical Information Science*, 13: 143-158.
- STORE, R. et J. JOKIMÄKI (2003). “A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modeling”, *Ecological Modelling*, 169: 1-15.
- STORE, R. et J. KANGAS (2001). “Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling”, *Landscape and Urban Planning*, 55: 79-93.

- STUART-SMITH, A. K., C. J. A. BRADSHAW, S. BOUTIN, D. M. HEBERT et A. B. RIPPIN (1997). Woodland caribou relative to landscape patterns in north-eastern Alberta”, *Journal of Wildlife Management*, 61: 622-633.
- SUMMERFIELD, B., R. ESCANO et B. DONNELLY (1985). *Woodland caribou cumulative effects analysis model*, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden.
- SVÄRDSON, G. (1949). “Competition and habitat selection in birds”, *Oikos*, 1: 157-174.
- TERRY, E. L., B. N. McLELLAN et G. S. WATTS (2000). “Winter habitat ecology of mountain caribou in relation to forest management”, *Journal of Applied Ecology*, 37: 589-602.
- THOMAS, D. L. et E. J. TAYLOR (2006). “Study designs and tests for comparing resource use and availability II”, *Journal of Wildlife Management*, 70: 324-336.
- TRIOLO, S., D. CAMPOBELLO et M. SARA (2011). “Diurnal habitat suitability for a Mediterranean steppeland bird, identified by Ecological Niche Factor Analysis”, *Wildlife Research*, 38: 152-162.
- VAN HORNE, B. (1983). “Density as a misleading indicator of habitat quality”, *Journal of Wildlife Management*, 47: 893-901.
- VAN HORNE, B. et J. A. WIENS (1991). *Forest bird habitat suitability models and the development of general habitat models*, U.S. Fish and Wildlife Service, 31 p.
- VAN TOOR, M. L., C. JABERG et K. SAFI (2011). “Integrating sex-specific habitat use for conservation using habitat suitability models”, *Animal Conservation*, 14: 512-520.
- VORS, L. S. et 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 et B. R. PATTERSON (2007). “Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario”, *Journal of Wildlife Management*, 71: 1249-1256.
- WEIR, J. N., S. P. MAHONEY, B. McLAREN et S. H. FERGUSON (2007). “Effects of mine development on woodland caribou *Rangifer tarandus* distribution”, *Wildlife Biology*, 13: 66-74.
- WHITTINGTON, J., M. HEBBLEWHITE, N. J. DeCESARE, L. NEUFELD, M. BRADLEY, J. WILMSHURST et M. MUSIANI (2011). “Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach”, *Journal of Applied Ecology*, 48: 1535-1542.

Annexes

Annexe 1. Schéma représentant les principales étapes d'application du modèle de qualité d'habitat pour le caribou forestier au Québec.



Annexe 2. Liste des abréviations utilisées dans ce rapport³.

Types de couvert

F : Feuillu

M : Mixte

R : Résineux

Classes d'âge

JIN : Jeune inéquien

JIR : Jeune irrégulière

VIN : Vieux inéquien

VIR : Vieux irrégulière

Codes terrain

AL : Aulnaie

DH : Dénudé et semi-dénudé humide

DS : Dénudé et semi-dénudé sec

ILE : Île (superficie < 1 ha)

INO : Site inondé

Perturbations d'origine naturelle

BR : Brûlis total

CHT : Chablis total

DT : Dépérissement total

ES : Épidémie grave

FR : Friche

Perturbations d'origine humaine

CBA : Coupe par bande

CDV : Coupe avec protection des tiges à diamètre variable

CPH : Coupe avec protection des hautes tiges marchandes et des sols

CPR : Coupe avec protection de la régénération

CRB : Coupe de récupération dans un brûlis

CRR : Récolte des tiges résiduelles et des rebuts

CRS : Coupe avec réserve de semenciers

CT : Coupe totale

ENS : Ensemencement

ETR : Élimination des tiges résiduelles

P : Plantation

PLN : Plantation à racines nues

PLR : Plantation avec semis en récipients

PRR : Regarni de régénération pour constituer l'équivalent d'une plantation

³ Consulter MRN (2011) pour obtenir davantage de détails concernant la catégorisation de la carte écoforestière.

RPS : Récupération en vertu d'un plan spécial d'aménagement
SCA : Scarifiage

Perturbations moyennes
RRR : Regarnis de plants cultivés en récipient

Organisations

MFFP : Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
MDDEFP : Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MRN : Ministère des Ressources naturelles
UQAR : Université du Québec à Rimouski

Méthodes d'analyse

ENFA : Analyse factorielle de la niche écologique (*Ecological Niche Factor Analysis*)
HSM : *Habitat Suitability Model* (voir MQH en français)
IQH : Indice de qualité d'habitat
MADIFA : Analyse factorielle de distance de Mahalanobis (*Mahalanobis Distance Factorial Analysis*)
MCP : Polygone convexe minimum (*Minimum Convex Polygon*)
MQH : Modèle de qualité d'habitat
RSF : Fonction de sélection des ressources (*Resource Selection Function*)
SIForT : Système d'information forestière par tesselle
SIG : Système d'information géographique

Annexe 3. Questionnaire soumis aux experts du caribou forestier et de son habitat

Initialement, les experts du caribou forestier ont pu répondre au questionnaire portant sur le MQH directement sur leur ordinateur, grâce à la plateforme Google Drive. Grâce à ce service, les formulaires remplis nous étaient directement acheminés dans un format facile à traiter, de type tableur. Toutefois, pour les besoins du présent rapport, nous avons transcrit dans cette annexe le contenu du questionnaire en format imprimable. La version présentée ici est la version française; une version anglaise était aussi disponible.

Questionnaire soumis aux experts — MQH caribou forestier

Répondez à chaque question en vous basant sur les connaissances et l'expérience que vous avez acquises par l'entremise de vos travaux sur le caribou forestier. Veuillez contacter --- pour toute aide, question ou commentaire. Vous pourrez laisser des commentaires précis à la fin de chaque page du questionnaire (5 pages).

Nom :

Organisation/Profession.

Renseignements sur le répondant

Depuis combien d'années travaillez-vous sur le caribou forestier ou son habitat?

Où sont situées la ou les populations de caribou forestier que vous avez étudiées? Si vous avez étudié plusieurs populations différentes pour lesquelles vous jugez qu'il existe des différences importantes en matière de disponibilité d'habitat ou de comportement animal, choisissez la population de référence en fonction de laquelle vous répondrez aux questions et inscrivez le nom de cette population ici.

Êtes-vous en mesure de nommer d'autres personnes qui ont travaillé sur la même population que vous et que vous considérez être des experts du caribou forestier ou de son habitat?

Commentaires de la page 1 sur 5.

Échelles temporelles

Il est courant de subdiviser l'année en plusieurs périodes temporelles afin d'étudier l'écologie du caribou forestier. Ces périodes diffèrent à la fois quant aux contraintes ou aux ressources disponibles dans l'habitat, ainsi qu'en matière de comportement et de besoins vitaux chez le caribou forestier.

- A) Nommez quelles sont les meilleures périodes temporelles pour étudier le caribou forestier et indiquez leurs durées. Utilisez des dates fixes (p. ex., du 15 mai au 15 août) ou des périodes plus générales (p. ex., période sans neige).
- B) Croyez-vous que la qualité d'un habitat pour le caribou forestier dépende de sa capacité à répondre aux besoins du caribou pour une période temporelle particulière (p. ex., l'habitat hivernal seulement) ou est-il nécessaire de considérer la capacité de l'habitat à répondre aux besoins du caribou pour toute l'année? Si vous choisissez la première option, quelle ou quelles périodes temporelles est-il absolument nécessaire de considérer?

Échelles spatiales

La qualité d'une parcelle d'habitat peut dépendre de l'échelle spatiale à laquelle l'évaluation est réalisée. Indiquez à quelle ou à quelles échelles devrait être déterminée la qualité de l'habitat du caribou forestier. Si vous deviez choisir une seule échelle afin d'étudier la qualité de l'habitat du caribou forestier, choisiriez-vous une échelle plutôt large (p. ex., paysage) ou plutôt fine (p. ex., peuplement forestier)? Indiquez pourquoi vous feriez ce choix.

Commentaires de la page 2 sur 5.

Zones d'influence des infrastructures humaines

Le caribou forestier est soumis à plusieurs sources de perturbations humaines auxquelles il semble particulièrement sensible. Il est généralement reconnu que les infrastructures anthropiques ont une influence qui se répercute au-delà de l'infrastructure elle-même, sur les milieux environnants. Cette « zone d'influence » peut être définie comme une aire où le caribou forestier est dérangé, où il démontre des comportements d'évitement ou de vigilance. Il s'agit d'une zone où les ressources potentiellement disponibles sont moins intéressantes à exploiter pour le caribou forestier, à cause d'une source de dérangement.

Pour chaque structure anthropique, nous avons créé une grille de réponse combinant deux éléments. Dans la colonne de gauche (l'ordonnée d'un graphique), la qualité de l'habitat pour le caribou forestier varie de 0 % (où la qualité d'habitat est nulle) à 100 % (où l'habitat n'est plus du tout perturbé par l'infrastructure). Sur la ligne horizontale (imaginez l'abscisse d'un graphique), nous indiquons la distance d'un caribou forestier par rapport à l'infrastructure.

La combinaison de ces deux éléments de réponse vous permet de décrire à la fois la force et la portée du dérangement provoqué par chaque type d'infrastructure pour le caribou forestier. La distribution des cases que vous cocherez de 0 % à 100 % représentera la forme de la relation entre la distance à l'infrastructure et la qualité de l'habitat.

Notez qu'il est possible qu'un type d'infrastructure n'occasionne aucune diminution jusqu'à 0 % de la qualité de l'habitat. Vous n'êtes pas tenus de cocher chaque ligne. Cependant, pour toutes les infrastructures, veuillez indiquer au moins la distance maximale théorique à partir de laquelle l'habitat du caribou forestier redevient non perturbé (qualité de 100 %).

Veuillez consulter les exemples suivants avant de répondre :

Ex. 1 = Voir la fin du questionnaire;

Ex. 2 = Voir la fin du questionnaire.

Ainsi, selon vous, quelle serait la meilleure estimation de la zone d'influence entourant les infrastructures humaines suivantes?

Route asphaltée

	0 m	500 m	1 000 m	1 500 m	2 000 m	2 500 m	3 000 m	3 500 m	4 000 m	4 500 m	5 000 m
100 %	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
75 %	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
50 %	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
25 %	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
0 %	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

Chemin forestier (non asphalté)

	0 m	500 m	1 000 m	1 500 m	2 000 m	2 500 m	3 000 m	3 500 m	4 000 m	4 500 m	5 000 m
100 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
75 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
50 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
25 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
0 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o

Ligne de transport d'énergie (ligne électrique)

	0 m	500 m	1 000 m	1 500 m	2 000 m	2 500 m	3 000 m	3 500 m	4 000 m	4 500 m	5 000 m
100 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
75 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
50 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
25 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
0 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o

Mine exploitée

	0 m	500 m	1 000 m	1 500 m	2 000 m	2 500 m	3 000 m	3 500 m	4 000 m	4 500 m	5 000 m
100 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
75 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
50 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
25 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
0 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o

Chalet

	0 m	500 m	1 000 m	1 500 m	2 000 m	2 500 m	3 000 m	3 500 m	4 000 m	4 500 m	5 000 m
100 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
75 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
50 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
25 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
0 %	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o

Commentaires de la page 3 sur 5.

Page 4 de 5

Définition du modèle

Les prochaines questions vous permettront de hiérarchiser l'importance relative des variables d'habitat pour le caribou forestier. Lisez bien les consignes ci-dessous.

Pour chacun des principaux groupes de variables (c.-à-d. pour les catégories d'habitat, les infrastructures humaines et les éléments du paysage), nous vous demandons de comparer les variables d'habitat (V) par paires, en comparant la variable V_1 à la variable V_2 . Nous utilisons une échelle mobile qui débute à l'extrême gauche avec V_1 ayant une importance absolue lorsque comparée à V_2 , qui diminue vers l'égalité au centre ($V_1 \approx V_2$), puis remonte vers l'extrême droite où V_1 n'est pas important comparativement à V_2 . Les variables d'habitat qui doivent être comparées apparaissent dans la colonne de gauche. La variable V_1 doit toujours être comparée à la variable V_2 et toutes les paires de variables possibles seront présentées dans cet ordre. Le gradient passe donc de « Absolue $V_1 > V_2$ » à « Égale » puis à « Absolue $V_1 < V_2$ ».

À l'aide de cette échelle, indiquez laquelle des deux variables d'habitat a le plus d'importance pour expliquer la qualité d'habitat du caribou forestier. Vous serez aussi en mesure d'indiquer le sens de la relation entre ces deux variables.

Vous pouvez vous référer aux explications suivantes pour guider votre réponse :

- « Absolue » = L'importance d'une variable par rapport à l'autre est sans équivoque, de sorte que l'autre variable n'a aucune importance en comparaison;
- « Forte » = Une variable est beaucoup plus importante que l'autre;
- « Intermédiaire » = Une variable est modérément plus importante que l'autre;
- « Faible » = Bien que l'importance d'une variable par rapport à l'autre soit discernable, la différence entre les deux variables est faible;
- « Égale » = Les deux variables ont une importance équivalente.

Catégories d'habitat

Quelle est l'importance de chacune de ces catégories d'habitat pour déterminer la qualité de l'habitat du caribou forestier?

Veuillez indiquer laquelle des deux variables d'habitat est LA PLUS BÉNÉFIQUE pour le caribou forestier. Utilisez l'échelle de « Faible » à « Absolue » pour indiquer la force de cette différence, ou « Égale » s'il n'existe aucune différence. Par exemple, « Forte $V_1 > V_2$ » signifie que V_1 est beaucoup plus bénéfique que V_2 .

	Absolue $V_1 > V_2$	Forte $V_1 > V_2$	Inter. $V_1 > V_2$	Faible $V_1 > V_2$	Égale	Faible $V_1 < V_2$	Inter. $V_1 < V_2$	Forte $V_1 < V_2$	Absolue $V_1 < V_2$
Conifères matures âgés de > 70 ans (V_1) par rapport à Conifères matures de > 50 à ≤ 70 ans (V_2)	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Conifères matures âgés de > 70 ans (V_1) par rapport à Dénudés humides, tourbières et milieux humides (V_2)	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Conifères matures âgés de > 70 ans (V_1) par rapport à Dénudés secs et landes à lichens (V_2)	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Conifères matures âgés de > 70 ans (V_1) par rapport à Perturbations naturelles de ≤ 20 ans (incendies, chablis, épidémies) (V_2)	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Conifères matures âgés de > 70 ans (V_1) par rapport à Coupes forestières de ≤ 5 ans (V_2)	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Conifères matures âgés de > 70 ans (V_1) par rapport à Coupes forestières de > 5 à ≤ 20 ans (V_2)	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Conifères matures âgés de > 70 ans (V_1) par rapport à Milieux en régénération > 20 ans après perturbation (V_2)	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Conifères matures de > 50 à ≤ 70 ans (V_1) par rapport à Dénudés humides, tourbières et milieux humides (V_2)	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Conifères matures de > 50 à ≤ 70 ans (V_1) par rapport à Dénudés secs et landes à lichens (V_2)	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

(suite)	Absolue $V_1 > V_2$	Forte $V_1 > V_2$	Inter. $V_1 > V_2$	Faible $V_1 > V_2$	Égale	Faible $V_1 < V_2$	Inter. $V_1 < V_2$	Forte $V_1 < V_2$	Absolue $V_1 < V_2$
Conifères matures de > 50 à ≤ 70 ans (V_1) par rapport à Perturbations naturelles de ≤ 20 ans (incendies, chablis, épidémies) (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Conifères matures de > 50 à ≤ 70 ans (V_1) par rapport à Coupes forestières de ≤ 5 ans (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Conifères matures de > 50 à ≤ 70 ans (V_1) par rapport à Coupes forestières de > 5 à ≤ 20 ans (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Conifères matures de > 50 à ≤ 70 ans (V_1) par rapport à Milieux en régénération > 20 ans après perturbation (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Dénudés humides, tourbières et milieux humides (V_1) par rapport à Dénudés secs et landes à lichens (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Dénudés humides, tourbières et milieux humides (V_1) par rapport à Perturbations naturelles de ≤ 20 ans (incendies, chablis, épidémies) (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Dénudés humides, tourbières et milieux humides (V_1) par rapport à Coupes forestières de ≤ 5 ans (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Dénudés humides, tourbières et milieux humides (V_1) par rapport à Coupes forestières de > 5 à ≤ 20 ans (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Dénudés humides, tourbières et milieux humides (V_1) par rapport à Milieux en régénération > 20 ans après perturbation (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Dénudés secs et landes à lichens (V_1) par rapport à Perturbations naturelles de ≤ 20 ans (incendies, chablis, épidémies) (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o

(suite)	Absolue $V_1 > V_2$	Forte $V_1 > V_2$	Inter. $V_1 > V_2$	Faible $V_1 > V_2$	Égale	Faible $V_1 < V_2$	Inter. $V_1 < V_2$	Forte $V_1 < V_2$	Absolue $V_1 < V_2$
Dénudés secs et landes à lichens (V_1) par rapport à Coupes forestières de ≤ 5 ans (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Dénudés secs et landes à lichens (V_1) par rapport à Coupes forestières de > 5 à ≤ 20 ans (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Dénudés secs et landes à lichens (V_1) par rapport à Milieux en régénération > 20 ans après perturbation (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Perturbations naturelles de ≤ 20 ans (incendies, chablis, épidémies) (V_1) par rapport à Coupes forestières de ≤ 5 ans (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Perturbations naturelles de ≤ 20 ans (incendies, chablis, épidémies) (V_1) par rapport à Coupes forestières de > 5 à ≤ 20 ans (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Perturbations naturelles de ≤ 20 ans (incendies, chablis, épidémies) (V_1) par rapport à Milieux en régénération > 20 ans après perturbation (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Coupes forestières de ≤ 5 ans (V_1) par rapport à Coupes forestières de > 5 à ≤ 20 ans (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Coupes forestières de ≤ 5 ans (V_1) par rapport à Milieux en régénération > 20 ans après perturbation (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Coupes forestières de > 5 à ≤ 20 ans (V_1) par rapport à Milieux en régénération > 20 ans après perturbation (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o

Infrastructures humaines

Quelle est l'importance des infrastructures humaines pour déterminer la qualité de l'habitat du caribou?

Veuillez indiquer laquelle des deux variables de dérangement est LA MOINS NUISIBLE pour le caribou forestier. Utilisez l'échelle de « Faible » à « Absolue » pour indiquer la force de cette différence, ou « Égale » s'il n'existe aucune différence. Par exemple, « Forte $V_1 > V_2$ » signifie que V_1 est beaucoup moins nuisible que V_2 .

	Absolue $V_1 > V_2$	Forte $V_1 > V_2$	Inter. $V_1 > V_2$	Faible $V_1 > V_2$	Égale	Faible $V_1 < V_2$	Inter. $V_1 < V_2$	Forte $V_1 < V_2$	Absolue $V_1 < V_2$
Route asphaltée (V_1) par rapport à Chemin forestier (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Route asphaltée (V_1) par rapport à Ligne de transport d'énergie (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Route asphaltée (V_1) par rapport à Mine exploitée (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Route asphaltée (V_1) par rapport à Chalet (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Chemin forestier (V_1) par rapport à Ligne de transport d'énergie (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Chemin forestier (V_1) par rapport à Mine exploitée (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Chemin forestier (V_1) par rapport à Chalet (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Ligne de transport d'énergie (V_1) par rapport à Mine exploitée (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Ligne de transport d'énergie (V_1) par rapport à Chalet (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Mine exploitée (V_1) par rapport à Chalet (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o

Éléments du paysage

Indiquez quelle est l'importance de chacun de ces éléments du paysage pour déterminer la qualité de l'habitat du caribou forestier.

Veuillez indiquer laquelle des deux variables d'habitat est LA PLUS BÉNÉFIQUE pour le caribou forestier. Utilisez l'échelle de « Faible » à « Absolue » pour indiquer la force de cette différence, ou « Égale » s'il n'existe aucune différence. Par exemple, « Forte $V_1 > V_2$ » signifie que V_1 est beaucoup plus bénéfique que V_2 .

	Absolute $V_1 > V_2$	Forte $V_1 > V_2$	Inter. $V_1 > V_2$	Faible $V_1 > V_2$	Égale	Faible $V_1 < V_2$	Inter. $V_1 < V_2$	Forte $V_1 < V_2$	Absolute $V_1 < V_2$
Altitude (V_1) par rapport à Pente (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Altitude (V_1) par rapport à Orientation de la pente (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Pente (V_1) par rapport à Orientation de la pente (V_2)	o	o	o	o	o	o	o	o	o

Commentaires de la page 4 sur 5.

Page 5 de 5

Construction du modèle : étape finale A

Notre objectif est de développer un modèle de qualité d'habitat pour le caribou forestier au Québec en nous basant sur votre expérience et vos observations.

Selon vous, quelles sont les variables d'habitat qui devraient être incluses dans un modèle de qualité d'habitat pour le caribou forestier au Québec? Le nombre de variables que vous choisirez déterminera la complexité du modèle : veuillez éviter d'inclure les variables qui ont une faible influence sur la qualité de l'habitat du caribou forestier.

Conifères matures âgés de > 70 ans
 Conifères matures de > 50 à ≤ 70 ans
 Dénudés humides, tourbières et milieux humides
 Dénudés secs et landes à lichens
 Perturbations naturelles de ≤ 20 ans (incendies, chablis, épidémies)
 Coupes forestières de ≤ 5 ans
 Coupes forestières de > 5 à ≤ 20 ans
 Milieux en régénération > 20 ans après perturbation
 Routes asphaltées
 Chemins forestiers
 Lignes de transport d'énergie
 Mines exploitées
 Chalets
 Altitude
 Pente
 Orientation de la pente
 Autre : _____

Construction du modèle : étape finale B

En utilisant la même méthode comparative décrite précédemment, indiquez quel groupe de variables (G) a le plus d'importance pour déterminer la qualité de l'habitat du caribou forestier.

Veuillez indiquer lequel des deux principaux groupes de variables d'habitat est LE PLUS IMPORTANT pour déterminer la qualité d'habitat pour le caribou forestier. Utilisez l'échelle de « Faible » à « Absolue » pour indiquer la force de cette différence, ou « Égale » s'il n'existe aucune différence. Par exemple, « Forte $G_1 > G_2$ » signifie que G_1 est beaucoup plus important que G_2 .

Rappel sur la composition des groupes de variables :

CATÉGORIES D'HABITAT = Conifères matures âgés de > 70 ans;
 Conifères matures de >50 à ≤ 70 ans;
 Dénudés humides, tourbières et milieux humides;
 Dénudés secs et landes à lichens;
 Perturbations naturelles de ≤ 20 ans (incendies, chablis, épidémies);
 Coupes forestières de ≤ 5 ans;
 Coupes forestières de > 5 à ≤ 20 ans;
 Milieux en régénération > 20 ans après perturbation.

INFRASTRUCTURES HUMAINES = Route asphaltée;
 Chemin forestier;
 Ligne de transport d'énergie;
 Mine exploitée;
 Chalet.

ÉLÉMENTS DU PAYSAGE = Altitude;
 Pente;
 Orientation de la pente.

	Absolue $G_1 > G_2$	Forte $G_1 > G_2$	Inter. $G_1 > G_2$	Faible $G_1 > G_2$	Égale	Faible $G_1 < G_2$	Inter. $G_1 < G_2$	Forte $G_1 < G_2$	Absolue $G_1 < G_2$
Catégories d'habitat (G_1) par rapport à Infrastructures humaines (G_2)	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Catégories d'habitat (G_1) par rapport à Éléments du paysage (G_2)	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Infrastructures humaines (G_1) par rapport à Éléments du paysage (G_2)	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

Conclusion du questionnaire

Merci d'avoir pris le temps de remplir ce questionnaire. Le modèle sera rendu public sous la forme d'un rapport présenté au Ministère.

Si vous avez des commentaires à formuler au sujet du modèle de qualité d'habitat ou du questionnaire, veuillez les indiquer ici.

Exemple n° 1

Dans l'exemple n° 1, l'expert croit qu'un caribou forestier observé tout près d'une infrastructure fictive se trouve dans un milieu de qualité nulle. Il coche la case qui combine une distance de 0 m et une qualité de 0 %.

Il croit ensuite qu'un caribou forestier ne devrait plus percevoir les effets négatifs de l'infrastructure à partir de 2 000 m. Il coche la case qui combine une distance de 2 000 m et une qualité de 100 %.

Enfin, il croit que, plus un caribou forestier s'approche de l'infrastructure, plus la qualité de l'habitat diminue. Autrement dit, il considère que la relation entre la distance et la qualité de l'habitat est linéaire et passe de 0 % à 100 % sur une distance de 0 m à 2 000 m. Il coche donc les valeurs médianes de 25 %/500 m, 50 %/1 000 m et 75 %/1 500 m.

	0 m	500 m	1 000 m	1 500 m	2 000 m	2 500 m	3 000 m	3 500 m	4 000 m	4 500 m	5 000 m
100 %	☐	☐	☐	☐	☒	☐	☐	☐	☐	☐	☐
75 %	☐	☐	☐	☒	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
50 %	☐	☐	☒	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
25 %	☐	☒	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
0 %	☒	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

Exemple n° 2

Dans cet exemple, l'expert croit qu'un caribou forestier observé tout près d'une infrastructure fictive est dans un milieu relativement dégradé, mais dont la qualité n'est pas nulle. Il coche la case qui combine une distance de 0 m et une qualité de 25 %.

Il croit aussi que l'effet négatif se répercute jusqu'à 500 m de l'infrastructure avec la même force. Autrement dit, il croit que la qualité de l'habitat est aussi à 25 % jusqu'à 500 m de l'infrastructure. Il coche la case qui combine une distance de 500 m et une qualité de 25 %. Le formulaire ne permet pas de cocher deux valeurs sur la même ligne, mais nous interprétons que la qualité d'habitat de 0 m jusqu'à 500 m est de 25 %.

Enfin, il croit qu'un caribou forestier ne ressent plus du tout les effets négatifs de l'infrastructure à partir de 1 000 m. Il coche la case qui combine une distance de 1 000 m et une qualité de 100 %.

	0 m	500 m	1 000 m	1 500 m	2 000 m	2 500 m	3 000 m	3 500 m	4 000 m	4 500 m	5 000 m
100 %	☐	☐	☒	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
75 %	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
50 %	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
25 %	☐	☒	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
0 %	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

**Forêts, Faune
et Parcs**

Québec

