

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	ii
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	viii
RÉSUMÉ.....	ix
CHAPITRE I	
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 Sélection de l’habitat par l’orignal.....	2
1.2 Composantes de l’habitat de l’orignal.....	4
1.3 Indice de qualité d’habitat de l’orignal	6
1.4 Objectifs de l’étude	7
CHAPITRE II	
ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L’HABITAT DE L’ORIGNAL (<i>Alces alces</i>) EN FORÊT FEUILLUE BASÉE SUR LES CONNAISSANCES TRADITIONNELLES ET SCIENTIFIQUES.....	9
RÉSUMÉ.....	10
2.1 Introduction.....	11
2.2 Méthodologie	13
2.2.1 Aire d’étude.....	13
2.2.2 Indice de qualité de l’habitat de l’orignal.....	15
2.2.3 Savoirs écologiques traditionnels sur la qualité de l’habitat de l’orignal ..	20
2.2.4 Concordance de jugement entre l’IQH et les savoirs autochtones.....	21
2.2.5 Évolution de la qualité de l’habitat de l’orignal.....	23
2.3 Résultats	23
2.3.1 Indice de qualité d’habitat.....	23
2.3.2 Les autochtones et la chasse à l’orignal	25
2.3.3 Accord entre IQH et SET.....	28
2.3.4 Les sources de désaccord entre IQH et SET	30

2.3.5	Évolution de la qualité de l'habitat	30
2.4	Discussion	34
2.4.1	Concordance IQH-SET	34
2.4.2	Évolution de la qualité de l'habitat	38
2.5	Conclusion.....	39
2.6	Remerciements.....	40
2.7	Références	41
CHAPITRE III		
	CONCLUSION GÉNÉRALE.....	51
3.1	Importance des SET dans la gestion de l'original.....	51
3.2	Évolution de la qualité de l'habitat	52
3.4	Perspectives de recherche	53
ANNEXE A:		
	FORMULAIRE DE CONSENTEMENT	55
ANNEXE B:		
	GUIDE D'ENTREVUE.....	61
ANNEXE C:		
	VALEUR DU TEST KAPPA ET INTERPRÉTATION DE L'ACCORD DE JUGEMENT ENTRE LES SAVOIRS TRADITIONNELS ET L'INDICE DE QUALITÉ D'HABITAT (IQH) À 3 CLASSES (FAIBLE, BON, ÉLEVÉ) POUR CHAQUE TERRAIN DE TRAPPE FAMILIAL.	66
	RÉFÉRENCES DE L'INTRODUCTION GÉNÉRALE ET DE LA CONCLUSION GÉNÉRALE.....	67

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Répartition de l'orignal dans la province de Québec (adapté de MRN, 2003).....	4
2.1 Localisation de l'aire d'étude (UAF 8151 et 8152) dans les domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau jaune et de l'érablière à bouleau jaune.	14
2.2 Indice de qualité de l'habitat de l'orignal calculé pour 16 terrains de trappe familiaux.	24
2.3 Qualité de l'habitat de l'orignal sur les 16 terrains de trappe familiaux d'après les contours dessinés par les chasseurs autochtones.	27
2.4 Distribution des classes de qualité d'habitat d'après l'IQH (barres bleues) et les SET (barres rouges).	29
2.5 Distribution des classes de qualité d'habitat pour l'ensemble de l'aire d'étude en 1992 (barres bleues) et en 2012 (barres rouges).	31
2.6 Différence de qualité de l'habitat de l'orignal (2012-1992) pour chaque cellule de 5 km ²	32
2.7 Proportion des types de peuplements dans l'aire d'étude en 1992 (barres bleues) et en 2012 (barres rouges).	33

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 Valeurs écologiques des catégories d'habitats de l'original selon la disponibilité de nourriture et de couvert (adapté de Dussault et al., 2006).....	17
2.2 Interprétation des valeurs de l'indice de qualité de l'habitat de l'original (adapté de Dussault et al., 2006).....	19
2.3 Interprétation des valeurs du Kappa (adapté de Landis et Koch (1977).	22
2.4 Proportion des types d'habitat dans les 16 terrains de trappe familiaux.	25
2.5 Matrice de confusion des accords (4×4) entre l'IQH et les SET pour l'ensemble des 16 terrains de trappe familiaux. $Po(w)$ = accord observé; $Pe(w)$ = accord prédit; $K(w)$ = Kappa pondéré.....	28
2.6 Matrice de confusion des accords (3×3) entre l'IQH et les SET pour l'ensemble des 16 terrains de trappe familiaux.	30

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

AADNC :	Affaires autochtones et Développement du Nord Canada
AFE :	Aménagement forestier écosystémique
CPRS :	Coupe avec protection de la régénération et des sols
FAO :	Food and Agriculture Organization of the United Nations
GPS :	Global positioning system
IQH :	Indice de qualité d'habitat
JRC :	European Commission Joint Research Centre
MDDEFP :	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MRN :	Ministère des Ressources naturelles
RAIF :	Rapport annuel d'interventions forestières
SET :	Savoir écologique traditionnel
SIFORT :	Système d'information forestière par tesselles
SIG :	Système d'information géographique
TBE :	Tordeuse des bourgeons de l'épinette
UAF :	Unité d'aménagement forestier
UQAT :	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
WCED :	World Commission on Environment and Development

RÉSUMÉ

La reconnaissance des savoirs écologiques traditionnels (SET) s'est accrue à l'échelle internationale ces dernières décennies, notamment face aux limites de la science à relever à elle seule certains défis environnementaux. L'intégration des SET et de la science est dès lors encouragée dans certains domaines comme la gestion et la conservation de la faune. Ce mémoire présente un exemple concret où les savoirs des membres de la communauté autochtone de Eagle Village relativement à l'habitat de l'orignal ont été comparés aux résultats du calcul de l'indice de qualité de l'habitat (IQH) en forêt feuillue, un biome où l'IQH a été très peu validé jusqu'à présent. L'évolution de la qualité de l'habitat de l'orignal au cours des 20 dernières années a également été évaluée. À l'aide de tests Kappa de Cohen, nous avons mesuré l'accord de jugement entre l'IQH et la perception des chasseurs autochtones recueillie lors d'entrevues semi-dirigées avec les utilisateurs de 16 terrains de trappe familiaux. Les résultats suggèrent un accord modéré à fort entre les deux sources de données. Certains désaccords ont tout de même été relevés entre SET et IQH. Selon les chasseurs autochtones, l'orignal utilise les milieux humides et les zones improductives, ce que l'IQH ne tient pas suffisamment en compte. D'autres sources de désaccord concernaient les agglomérations de peuplements résineux et les superficies fortement perturbées, auxquelles l'IQH accordait de l'importance, contrairement aux SET. Sur l'ensemble des deux unités d'aménagement forestier comprenant le territoire de Eagle Village, l'IQH a montré une légère augmentation (4 %) entre le début des années 1990 et le début des années 2010, tout en demeurant élevé (0,65 vs 0,69). Les SET suggèrent que la qualité de l'habitat est demeurée relativement stable durant cette période. D'une façon générale, nos résultats sont en accord avec l'hypothèse que l'IQH développé en forêts mixtes et résineuses soit approprié pour la forêt feuillue et puisse y être suggéré comme outil de gestion de l'habitat de l'orignal. Nos résultats témoignent ainsi d'une assez forte complémentarité entre les savoirs scientifiques et les SET. Néanmoins, l'IQH pourrait être bonifié pour être plus en phase avec les savoirs traditionnels, notamment en prenant en compte les milieux humides et la disponibilité de nourriture aquatique. De plus, la pondération des variables de l'IQH devrait être adaptée afin de réduire le poids attribué aux peuplements résineux matures et d'augmenter le poids attribué aux milieux improductifs.

Mots clés : Orignal, *Alces alces*, Indice de qualité d'habitat (IQH), Savoirs écologiques traditionnels, Kappa de Cohen

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Les savoirs écologiques traditionnels (SET) des communautés autochtones font l'objet d'un intérêt grandissant depuis quelques décennies (e.g., Gadgil et al., 1993; Cheveau et al., 2008; Uprety et al., 2012). Les SET sont l'accumulation d'un ensemble de connaissances, de pratiques et de croyances évoluant par un processus adaptatif, transmises de génération en génération par la culture, concernant les relations entre les organismes vivants et leur environnement (Berkes, 2008). L'intérêt pour les SET découle des limites de la science occidentale à relever à elle seule les défis environnementaux, ainsi que de l'exigence de la certification forestière à prendre en compte les intérêts des populations autochtones (Tikina et al., 2010). En effet, les autochtones qui ont un lien à la fois culturel et social avec la forêt possèdent une connaissance fine du fonctionnement des écosystèmes forestiers, incluant les habitats fauniques (Berkes et al., 2000; Watson et al., 2003; Polfus et al., 2014). Ces connaissances sont à la fois cumulatives et dynamiques, car s'appuyant sur l'expérience des générations précédentes et s'adaptant aux changements techniques et socioéconomiques du présent (Gadgil et al., 1993; Stevenson, 1996, Boillat et Berkes, 2013). À cette fin, documenter les SET afin de les utiliser dans la planification et la mise en œuvre de l'aménagement forestier constitue une voie prometteuse vers des pratiques forestières socialement acceptables en milieu autochtone (Parsons et Prest, 2003; Wyatt, 2008; Saint-Arnaud et al., 2009).

En 1987, la Commission mondiale pour l'environnement et le développement reconnaissait que les peuples autochtones devaient être impliqués dans la gestion des ressources naturelles (WCED, 1987). Depuis lors, la reconnaissance des SET s'est accrue à l'échelle internationale. Au Canada par exemple, la valeur des SET a été soulignée par l'établissement de mesures, parfois légales, qui encouragent l'implication des autochtones dans la co-gestion des ressources naturelles (Berkes et Henley, 1997). Toutefois, la prise en compte des SET et l'harmonisation des usages forestiers demeurent timides (Lathoud, 2005; Kant et Brubacher, 2008; Cheveau et al., 2008, Fortier et al., 2013). Dès lors, des changements de mentalités et de visions politiques restent nécessaires avant de voir une participation entière des communautés autochtones et une incorporation effective des SET

dans la planification forestière (Wyatt et al., 2010). L'acceptabilité sociale des pratiques forestières en milieu autochtone demeurera probablement un défi aussi longtemps que la reconnaissance et l'intégration des SET ne seront pas effectives (Wyatt, 2008; Beaudoin, 2012; Germain, 2012). Pourtant, plusieurs études concluent que les SET et la science peuvent être complémentaires (e.g., Huntington et al., 2004; Berkes, 2008). Par exemple, certaines études suggèrent qu'une prise en compte des SET dans la gestion et la conservation de la faune peut conduire à des décisions plus efficaces (O'Flaherty et al. 2008; Gagnon et Berteaux, 2009; Jacquain et al., 2012; Polfus et al., 2014).

La forêt canadienne, l'une des forêts au monde contenant encore des portions naturelles intactes (Burton et al., 2003), abrite une variété d'espèces fauniques. Parmi celles-ci, l'orignal (*Alces alces*), a un intérêt socio-économique et culturel important (Condon et Adamowicz, 1995; Crichton et al., 2007), particulièrement pour les communautés autochtones (Jacquain et al., 2005, 2008; Hébert, 2007; Reeves et McCabe, 2007). En effet, l'orignal est le gibier le plus recherché par les chasseurs québécois et canadiens et la chasse à ce cervidé génère au Québec des retombées financières annuelles estimées à plusieurs dizaines de millions de dollars (Lacasse, 2003; Lamontagne et Lefort, 2004; Lemay et Adam, 2006; St-Louis et Bastille-Rousseau, 2011; Savard et al., 2013) en plus d'être une ressource significative pour les populations autochtones et rurales. Déjà, avant l'arrivée des colons européens en Amérique du Nord, l'orignal était considéré parmi les espèces fauniques qui permettaient aux populations autochtones de survivre (Crête et Marzell, 2006) et constituait probablement la composante la plus importante dans l'alimentation de plusieurs populations (Reeves et McCabe, 2007). Encore aujourd'hui, l'orignal occupe une place prépondérante dans le régime alimentaire des populations autochtones (Regelin et Franzmann, 1998; Titus et al., 2009).

1.1 Sélection de l'habitat par l'orignal

La sélection d'habitat est un processus hiérarchique qui s'opère dans l'espace et dans le temps (Johnson, 1980), par lequel un animal utilise préférentiellement ou occupe de manière non aléatoire une portion des habitats disponibles (Morris, 2003; Nikula et al., 2004; Leclerc, 2013). À cette fin, la sélection d'habitat permet de comprendre comment les individus d'une espèce se répartissent et s'adaptent dans le paysage (McLoughlin et al., 2010; Morris, 2011).

L'orignal est une espèce qui s'est adaptée à la rigueur des conditions climatiques nord-américaines (Schwartz, 1992). La sélection de l'habitat de l'orignal est un comportement adaptatif qui traduit un compromis entre la satisfaction des besoins et la prise en compte des contraintes du milieu environnemental (Dussault et al., 2005b; Basille et al., 2013). En effet, le déplacement de l'orignal dans le milieu forestier est motivé par la recherche de nourriture, d'abri, d'aires de repos, de protection contre la prédation, et d'aires de reproduction (Peek et al., 1976; Proulx et Joyal, 1981; Grosman et al., 2009; Herfindal et al., 2009). L'orignal évite parfois les milieux ouverts, comme les coupes récentes, jusqu'à ce que la régénération atteigne 2,5 m de hauteur (Girard et Joyal 1984; Courtois et al., 2002; Potvin et al., 2004). Les zones d'accumulation importante de neige sont aussi évitées à cause de la vulnérabilité à la chasse et à la prédation (Rettie et Messier, 2000; Dussault et al., 2005b). L'orignal sélectionne son habitat dans un large éventail de peuplements forestiers, chacun contribuant à fournir une partie des ressources nécessaires à sa survie (Samson et al., 2002). Toutefois, on reconnaît à l'orignal des préférences spécifiques pour les forêts mixtes où les densités sont plus importantes (Courtois, 1993; Romito et al., 1999; Patterson et al., 2013). Dans de telles forêts, l'orignal trouve un couvert d'abri fourni principalement par les résineux matures, de la nourriture issue des essences feuillues en régénération et des milieux humides pour la nourriture aquatique (Samson et al., 2002). L'entremêlement entre nourriture et couvert d'abri est un critère important de la sélection de l'habitat de l'orignal (Dussault et al., 2004a). Au Québec, par exemple, l'orignal est davantage abondant dans les domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau blanc (Potvin, 1984; Courtois et al., 2002), mais l'espèce est également présente dans les érablières plus au sud et dans les pessières plus au nord (Figure 1.1).

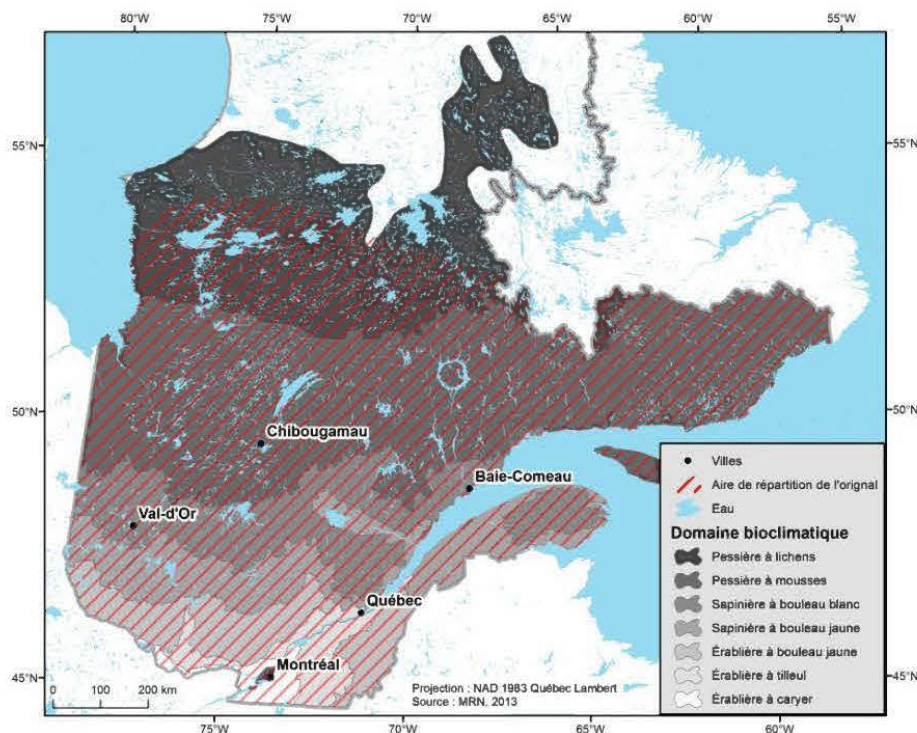


Figure 1.1 Répartition de l'orignal dans la province de Québec (adapté de MRN, 2003).

1.2 Composantes de l'habitat de l'orignal

L'orignal se déplace en moyenne sur de grandes superficies (80 km² pour le mâle et 60 km² pour la femelle), à la recherche de nourriture et de couvert. L'habitat sélectionné par l'orignal varie selon les saisons (Osko et al., 2004; Dussault et al., 2005a; Michaud et al., 2012; Wattles et DeStefano, 2013). Au début de l'hiver (novembre-janvier), après la chute des feuilles, l'orignal recherche des sites qui offrent une grande concentration en nourriture (Peek et al., 1976; Courtois et al., 1996a). L'orignal sélectionne alors les peuplements mixtes matures et peu denses ainsi que les feuillus jeunes et matures (30 ans et plus) (Joyal, 1987; Thomson et Euler, 1987) et accorde une importance marginale aux peuplements résineux (Courtois et al., 1996b). La nourriture durant cette période est majoritairement composée de ramilles des feuillus et de sapin baumier (*Abies balsamea*) (Courtois, 1993).

La deuxième partie de l'hiver (février-avril), généralement marquée par une forte accumulation de neige, peut être contraignante pour l'orignal, qui diminuera ses déplacements pour éviter les dépenses énergétiques durant certains hivers particulièrement neigeux (Doyon et al., 2003; Dussault et al., 2005b). L'orignal se confine alors en petits

groupes dans des ravages en bas de pentes, sous couvert résineux dense (Neu et al., 1974; Peek et al., 1976; Courtois et Crête, 1988; Edenius et al., 2002). Le confinement est observé davantage dans les peuplements mixtes puisqu'ils permettent de subvenir en même temps aux besoins d'abri et de nourriture (Berger, 1993). Cependant, la nourriture est peu abondante durant cette période, obligeant l'orignal à puiser dans ses réserves pour maintenir son apport en énergie (Desrosiers et al., 2013). À la fin de l'hiver, l'orignal migre vers les zones bénéficiant d'un meilleur rayonnement solaire (Leblond et al., 2010). La sélection de sites d'alimentation sous couvert dense est toutefois essentielle pour réduire le stress thermique (Allen et al., 1987; Dussault et al., 2004b). Le stress thermique peut survenir chez l'orignal lorsque la température excède un seuil critique de $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$ en hiver et $14\text{ }^{\circ}\text{C}$ en été (Renecker et Hudson, 1986; Dussault et al., 2004b). Toutefois, ce seuil de tolérance peut varier selon les zones d'étude (Lowe et al., 2010).

Le mois de mai coïncide avec la période de mise bas des orignaux. Les femelles parturientes sélectionnent des sites isolés susceptibles de réduire les risques de prédation des faons (Chekchak et al., 1998; Doyon et al., 2003). L'orignal détecte plus facilement les prédateurs à partir des sommets de collines, des îles et des rives des lacs (Scarpitti et al., 2007). Les peuplements mixtes et résineux matures sous couvert dense sont sélectionnés en l'absence de sites topographiques favorables pour la mise bas (Chekchak et al., 1998).

Pendant la période estivale (juin-août), l'orignal sélectionne les sites riches en essences feuillues (Joyal et Bourque, 1986; Courtois, 1993; Ball et al., 2001) et en plantes aquatiques (Peterson, 1955; MacCracken et al., 1993; Morris, 2002; Peek, 2007). Cette période est favorable à l'accumulation de réserves lipidiques, de protéines et de sels minéraux (Schwartz et Renecker, 2007; Samson et al., 2002). L'alimentation est principalement composée des feuilles d'essences telles que l'érable à épis (*Acer spicatum*), le bouleau blanc (*Betula papyrifera*), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*), les saules (*Salix* spp.), le sorbier d'Amérique (*Sorbus americana*), les amélanchiers (*Amelanchier* spp.), de même que des plantes aquatiques comme les nénuphars (*Nuphar* spp.) et les potamots (*Potamogeton* spp.) (Peek et al., 1976; Fraser et al., 1980; Courtois, 1993; Samson et al., 2002). La nourriture aquatique permet de combler les pertes en sels minéraux et en protéines attribuables à la lactation, à la mue, à la croissance des bois et à l'alimentation d'hiver déficiente (Jordan et al., 1973; Fraser et al., 1982; Ceacero et al., 2014). L'orignal se repose

dans les broussailles ou dans les sous-bois denses de conifères offrant plus d'ombrage pour éviter un stress thermique (Courtois, 1993; Dussault et al., 2004b;). Les milieux récemment perturbés (10-15 ans), riches en régénération, sont fréquentés par l'orignal pour la nourriture (Crête, 1977). L'automne (septembre-octobre) coïncide avec la période de rut de l'orignal qui peut s'étendre jusqu'à la fin novembre (Courtois et al., 1996c, 2003; Schwartz, 2007). Durant cette période, l'orignal utilise les milieux ouverts et les couverts de fuite dominés par des essences résineuses et mixtes (Courtois et Crête, 1988).

En général, l'habitat de l'orignal devrait être constitué d'une mosaïque de jeunes peuplements feuillus et mixtes pour l'alimentation entremêlés de peuplements résineux matures comme couvert de protection (Courtois, 1993). La mosaïque forestière optimale pour l'orignal comporte 40 % de peuplements en régénération (< 20 ans), 5 % de peuplements d'épinette et de sapin, 50 % de peuplements mélangés et feuillus (> 20 ans) et 5 % de milieux humides (Allen et al., 1987). En effet, l'entremêlement des sites d'alimentation et de protection influence la sélection de l'habitat de l'orignal, tant à l'échelle du domaine vital que du paysage (Dussault et al., 2006). Toutefois, les proportions peuvent varier selon le domaine bioclimatique compte tenu de la disponibilité de l'habitat.

1.3 Indice de qualité d'habitat de l'orignal

Au Québec, les efforts de conservation des habitats fauniques ont été identifiés comme interventions prioritaires pour le maintien des espèces et leur utilisation rationnelle (Crête, 2003). Depuis quelques années, les gestionnaires de la faune et les aménagistes forestiers travaillent à la mise en place de pratiques d'aménagement forestier adaptées au maintien de l'intégrité biologique (Briand, 2008), bien que la conciliation de l'exploitation forestière et de la gestion des habitats fauniques ne soit pas tâche aisée (Puttock et al., 1996; Dettki et al., 2003). Des outils de gestion ont été développés pour évaluer la capacité des habitats fauniques à répondre aux besoins des différentes espèces. C'est le cas des indices de qualité d'habitat (IQH) qui sont des modèles mathématiques permettant d'évaluer la capacité d'un territoire donné à subvenir à l'ensemble des besoins d'une espèce (Allen et al., 1987; Courtois, 1993; Dettki et al., 2003; Koitzsch, 2002; Dussault et al., 2006). Les premiers IQH ont été élaborés aux États-Unis au début des années 1980 pour évaluer les conséquences pour

la faune de la modification des écosystèmes par les activités anthropiques (Hepinstall et al., 1996; Roloff et Kernohan, 1999).

En s'inspirant de ces travaux, le gouvernement du Québec a développé des IQH pour une dizaine d'espèces fauniques d'intérêt, dont l'orignal (Courtois, 1993; Crête, 2003). En effet, l'importance économique et culturelle accordée à l'orignal justifiait l'élaboration d'un IQH spécifique pour cette espèce (Courtois, 1993). Le développement des outils géomatiques et informatiques a simplifié le calcul des IQH (Dettki et al., 2003). L'IQH élaboré pour l'orignal au Québec se base sur les cartes écoforestières produites à partir des données des inventaires forestiers décennaux (Labbé et al., 2012; Massé et al., 2013). Les valeurs d'IQH se situent entre 0 (qualité nulle) et 1 (qualité élevée ou habitat optimum). Les variables utilisées dans le calcul de l'IQH de l'orignal concernent la nourriture et le couvert d'abri, l'âge des peuplements et la superficie des milieux improductifs (MRNF, 2009). Afin de répondre adéquatement aux préoccupations de gestion forestière ou d'aménagement des espèces fauniques, l'IQH doit être validé (Courtois, 1993), sans quoi il pourrait mener à des interprétations erronées (Dussault et al., 2006; Joannis et al., 2013). La validation de l'IQH peut se faire par une analyse de concordance entre la valeur de l'IQH et les variables liées à l'utilisation de l'habitat (Hébert et al., 2001; Crête, 2003). L'IQH de l'orignal développé par Dussault et al. (2006) en forêts mixtes et résineuses n'a jusqu'à présent été validé que par une seule étude en forêt feuillue (Joannis et al., 2013). Par conséquent, son utilisation dans ce type de forêt devrait se faire avec prudence.

1.4 Objectifs de l'étude

L'utilisation de l'habitat de l'orignal n'est pas bien connue dans toute son aire de répartition. Les chasseurs autochtones, qui utilisent le territoire ancestral depuis des siècles, ont des savoirs traditionnels fins des habitats fauniques qui peuvent être utilisés conjointement avec l'IQH pour obtenir un portrait de la qualité de l'habitat de l'orignal. L'objectif de cette étude était de comparer les SET et l'IQH en ce qui a trait à l'évaluation de la qualité de l'habitat de l'orignal en forêt feuillue. Plus spécifiquement, il s'agissait : (1) de calculer l'IQH de l'orignal pour une portion du domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune; (2) de recueillir, à l'aide d'entrevues semi-dirigées, la perception des chasseurs autochtones de la qualité de l'habitat de l'orignal sur leurs terrains de trappe familiaux; (3) de comparer

l'évaluation de la qualité de l'habitat de l'original obtenue par les SET et par l'IQH; et (4) d'évaluer l'évolution de la qualité de l'habitat de l'original durant les deux dernières décennies. La majorité des études réalisées sur la grande faune en collaboration avec les autochtones utilisent des colliers GPS pour comprendre la sélection d'habitat (Jacqmain et al., 2008; Polfus et al., 2014). Notre étude se démarque par le fait de combiner les données spatiales avec les SET.

CHAPITRE II

ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'HABITAT DE L'ORIGNAL (*Alces alces*) EN FORÊT FEUILLUE BASÉE SUR LES CONNAISSANCES TRADITIONNELLES ET SCIENTIFIQUES.

Benoît Tendeng^{1,2}, Hugo Asselin¹, Louis Imbeau²

¹Chaire de recherche du Canada en foresterie autochtone, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec, J9X 5E4, Canada

²Institut de recherche sur les forêts, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec, J9X 5E4, Canada.

L'article sera traduit en anglais pour soumission à *Canadian Journal of Forest Research*

RÉSUMÉ

La reconnaissance des savoirs écologiques traditionnels (SET) s'est accrue à l'échelle internationale ces dernières décennies, notamment face aux limites de la science à relever à elle seule certains défis environnementaux. L'intégration des SET et de la science est dès lors encouragée dans certains domaines comme la gestion et la conservation de la faune. Nous présentons un cas où les SET d'une communauté autochtone du Québec ont été utilisés pour valider l'indice de qualité de l'habitat (IQH) de l'orignal (*Alces alces*) dans la forêt feuillue, un biome pour lequel l'utilisation de l'habitat par l'orignal a été moins documentée. Nous avons mesuré l'accord de jugement entre l'IQH et la perception de chasseurs de la communauté autochtone de Eagle Village à l'aide du test Kappa de Cohen. Nos résultats ont montré un accord modéré à fort (0,46-0,63) entre l'IQH et les SET. Les principaux désaccords notés concernaient les agglomérations de peuplements matures à forte densité d'arbres résineux, les milieux humides, les zones improductives et les milieux fortement perturbés. Selon les chasseurs, l'orignal fréquente les milieux humides et les lacs pour s'alimenter et se rafraîchir, ce qui n'est pas pris en compte par l'IQH. Les agglomérations de résineux sont peu utilisées par l'orignal selon les chasseurs puisqu'elles sont moins présentes sur le territoire, tandis que leur poids dans le calcul de l'IQH est important puisqu'elles sont utiles comme couvert d'abri en hiver, et ce, même si le potentiel de nourriture y est faible. Les peuplements improductifs n'ont pas beaucoup de poids dans le calcul de l'IQH, malgré que l'orignal les fréquente pour la nourriture et pendant la période de rut, selon les chasseurs. Sur l'ensemble du territoire à l'étude, l'IQH a montré une légère augmentation (4 %) au cours des deux dernières décennies, tout en demeurant élevé (0,65 vs 0,69). Les SET ont confirmé cette relative stabilité. D'une façon générale, nos résultats sont en accord avec l'hypothèse que l'IQH développé en forêts mixtes et résineuses soit approprié pour la forêt feuillue et puisse y être suggéré comme outil de gestion de l'habitat de l'orignal. Nos résultats témoignent ainsi d'une assez forte complémentarité entre les savoirs scientifiques et les SET. Dans ce cas spécifique, l'IQH pourrait toutefois être bonifié pour être plus en phase avec les SET, notamment par une meilleure prise en compte des habitats aquatiques. De plus, la pondération des variables de l'IQH en fonction des types de peuplements devrait être modifiée, notamment afin de réduire le poids attribué aux peuplements résineux matures et d'augmenter le poids attribué aux milieux improductifs.

Mots clés : Orignal, *Alces alces*, Indice de qualité d'habitat (IQH), Savoirs écologiques traditionnels (SET), Kappa de Cohen.

2.1 Introduction

La disponibilité et la sélection des habitats fauniques sont de plus en plus étudiées en biologie de la conservation (Edge et al., 1987; Erickson et al., 1998). La sélection d'habitats est un processus hiérarchique et spatio-temporel par lequel un individu choisit préférentiellement son habitat en fonction des différentes composantes disponibles dans le paysage naturel (Johnson, 1980). L'évaluation de la proportion de chaque type d'habitat (disponibilité) permet de prédire la répartition des individus d'une espèce dans un environnement hétérogène (McLoughlin et al., 2010; Morris, 2011). De telles études orientent la mise en place de pratiques d'aménagement forestier adaptées au maintien des habitats fauniques (Puttock et al., 1996; Briand, 2008).

L'implication des autochtones dans la gestion des ressources naturelles, qui gagne en reconnaissance auprès de la communauté internationale, contribue à documenter la sélection d'habitats des espèces fauniques (Ferguson et al., 1998; Jacquain et al., 2012;). Les chasseurs autochtones ont des connaissances traditionnelles fines des habitats fauniques qui peuvent être complémentaires à la science (Jacquain et al., 2008; Polfus et al., 2014). Les savoirs écologiques traditionnels (SET) sont l'accumulation d'un ensemble de connaissances, de pratiques et de croyances évoluant par un processus adaptatif, transmises de génération en génération par la culture, concernant les relations entre les organismes vivants et leur environnement (Berkes, 2008; Cheveau et al., 2008; Uprety et al., 2012). Les SET sont à la fois cumulatifs et dynamiques, car s'appuyant sur l'expérience des générations précédentes et s'adaptant aux changements techniques et socioéconomiques du présent (Gadgil et al., 1993; Stevenson, 1996, 2005; Boillat and Berkes, 2013). Documenter les SET afin de les utiliser dans la planification et la mise en œuvre de l'aménagement forestier constitue une voie prometteuse vers des pratiques forestières socialement acceptables en milieu autochtone (Parsons et Prest, 2003; Wyatt, 2008; Germain, 2012; Dhital et al., 2013).

La gestion des espèces d'intérêt et leur utilisation rationnelle sont au cœur des efforts de conservation des habitats fauniques au Québec (Crête, 2003). L'orignal (*Alces alces*) est parmi les espèces mises en valeur pour son intérêt socio-économique et culturel (Courtois et al., 1998; Samson et al., 2002; Bélanger et al., 2012). L'orignal est recherché par les chasseurs et sa chasse génère des retombées financières annuelles estimées à plusieurs dizaines de millions de dollars (Lamontagne et Lefort, 2004; St-Louis et Bastille-Rousseau,

2011; Savard et al., 2013). Par ailleurs, l'orignal occupe une place importante dans plusieurs cultures autochtones (Jacqmain et al., 2005; Reeves et McCabe, 2007). Par exemple, pour de nombreuses familles crie, l'orignal est une source de nourriture significative et la chasse et l'utilisation des différentes composantes de l'animal sont étroitement liées à leurs traditions (Ohmagari et Berkes, 1997; Feit, 2004; Jacqmain et al., 2012). Chez les Algonquins, la période de chasse à l'orignal est une occasion de partage et de transmission des connaissances traditionnelles (Saint-Arnaud et al., 2009).

La conservation de l'habitat de l'orignal nécessite des outils adaptés qui permettent d'anticiper les changements imputables aux perturbations naturelles et anthropiques (Allen et al., 1987; Romito et al., 1999; Koitzsch, 2002). À cette fin, des indices de qualité d'habitat (IQH) ont été développés pour évaluer la capacité des habitats fauniques à subvenir à l'ensemble des besoins des espèces fauniques (Dettki et al., 2003; Roloff et Kernohan, 1999). Les premiers IQH ont été développés aux États-Unis au début des années 1980 pour évaluer les conséquences pour la faune de la modification des écosystèmes par les activités humaines (Allen et al., 1987; Hepinstall et al., 1996; Koitzsch, 2002). En s'inspirant des travaux américains, le gouvernement du Québec a développé des IQH pour une dizaine d'espèces fauniques, dont l'orignal (Courtois, 1993; Crête, 2003; Dussault et al., 2006). L'élaboration de l'IQH répond à des préoccupations de conservation ou d'aménagement de certaines espèces fauniques d'intérêt (Hébert et al., 2001). L'importance socio-économique et culturelle accordée à l'orignal justifiait l'élaboration d'un IQH spécifique (Courtois, 1993).

L'IQH repose sur la prédiction de la présence de l'espèce dans les peuplements en fonction du potentiel d'alimentation et d'abri. L'IQH de l'orignal a jusqu'à maintenant été validé principalement en forêts mixtes et résineuses (Courtois, 1993; Dussault et al., 2006) et une seule étude a jusqu'à maintenant porté sur la forêt feuillue (Joanisse et al., 2013). L'utilisation de l'IQH en forêt feuillue devrait par conséquent se faire avec prudence. En effet, l'IQH doit être validé, sans quoi il pourrait mener à des interprétations erronées (Crête, 2003; Dussault et al., 2006; Joanisse et al., 2013). La validation de l'IQH peut se faire par une analyse de concordance entre la valeur de l'IQH et les variables liées à l'utilisation de l'habitat (Hébert et al., 2001; Crête, 2003; Joanisse et al., 2013). En validant l'IQH, les gestionnaires de la faune s'assurent de mieux tenir compte des caractéristiques des milieux naturels qui répondent aux besoins de l'espèce (Dettki et al., 2003). La validation de l'IQH de

l'original se fait souvent par des études de suivi de l'utilisation de l'habitat réalisées à l'aide de colliers GPS (Courtois, 1993; Dussault, et al., 2006, Haase et Underwood, 2013).

L'objectif de cette étude était de comparer la qualité de l'habitat de l'original telle qu'évaluée par le calcul de l'IQH et par les SET de chasseurs autochtones. S'appuyant sur la concordance entre les savoirs traditionnels et scientifiques en ce qui concerne la qualité de l'habitat de l'original sur le territoire des Cris de Waswanipi dans le domaine bioclimatique de la pessière noire à mousses (Jacqmain et al., 2008), nous avons formulé l'hypothèse d'une similarité entre les SET et l'IQH sur le territoire de la communauté algonquine de Eagle Village, dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune (Abitibi-Témiscamingue, Québec). De plus, une augmentation de la densité d'originaux a été notée entre 1980 et 2000 (St-Louis & Bastille-Rousseau, 2011), tandis que le succès de chasse est demeuré stable. Nous avons par conséquent émis l'hypothèse que la qualité de l'habitat de l'original a continué à évoluer positivement durant les années 1990 et 2000.

2.2 Méthodologie

2.2.1 Aire d'étude

L'étude a été réalisée en forêt tempérée, au sud de l'Abitibi-Témiscamingue (Québec), dans les domaines bioclimatiques de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune. L'aire d'étude comprend deux unités d'aménagement forestier (UAF) couvrant une superficie totale de 12 246 km² (Figure 2.1). Le climat est de type subpolaire continental avec des hivers froids et des étés chauds. La température annuelle moyenne varie entre 2,5 et 5,0°C. La moyenne annuelle des précipitations se situe entre 800 mm et 1000 mm, dont environ 25 % tombent sous forme de neige (Environnement Canada, 2013). Le relief (altitude moyenne 300 m) est dominé par des collines et des coteaux et la région compte de nombreux lacs et rivières.

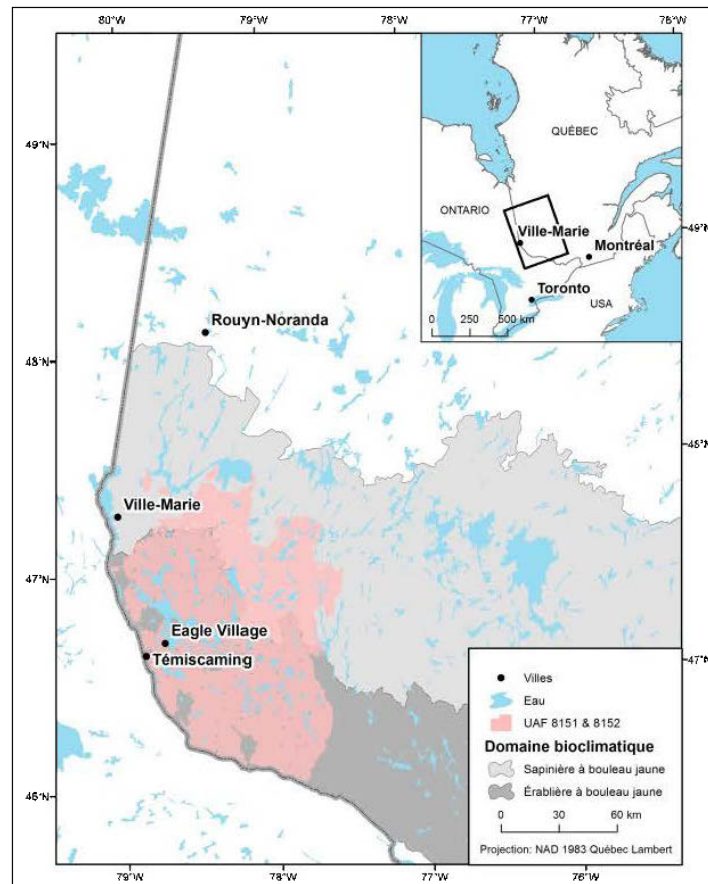


Figure 2.1 Localisation de l'aire d'étude (UAF 8151 et 8152) dans les domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau jaune et de l'érablière à bouleau jaune.

Le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune occupe la partie la plus nordique de la sous-zone de la forêt tempérée feuillue. Sur les sites mésiques, le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.) est l'une des principales essences compagnes de l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.), dans les peuplements feuillus. L'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP), le thuya (*Thuja occidentalis* L.), le pin blanc (*Pinus strobus* L.) et la pruche (*Tsuga canadensis* L.) dominent les peuplements résineux. Le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.) est surtout présent dans les peuplements mélangés.

Le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune est influencé majoritairement par un régime de perturbations conjointes de chablis de grandes dimensions et de trouées localisées (Payette et al., 1990; Nolet et al., 1999; Després et al., sous presse). La fréquence des chablis partiels est de 150-300 ans, alors que les chablis totaux surviennent sur une

période de 300-1200 ans, en fonction des écosystèmes (Roy et al., 2010). Les trouées ont une taille moyenne de 40-50 m² et dépassent rarement 100 m² (Doyon et Sougarvinski, 2002; Després et al., soumis). Les feux, peu fréquents dans l'aire d'étude, sont généralement de petite taille (Drever et al., 2009). Des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)) affectent périodiquement les essences résineuses, principalement le sapin baumier (Bergeron et al., 1995). Quant à la livrée des forêts (*Malacosoma disstria* (Hübner.)), elle s'attaque aux feuillus, principalement au peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.) (Cooke et Lorenzetti, 2006). L'exploitation forestière a débuté sur le territoire vers 1866 (Moore, 1982), d'abord pour le pin blanc et ensuite pour le bouleau jaune (Brown, 1981).

L'aire d'étude correspond à une partie du territoire de la communauté algonquine de Eagle Village, qui compte 951 membres (AADNC, 2013). La forêt est au cœur du mode de vie algonquin et constitue un héritage culturel (Saint-Arnaud et al., 2009). Comme c'est le cas dans d'autres nations autochtones (Lévesque et al., 1997), le territoire ancestral est divisé en terrains de trappe familiaux, considérés comme des écosystèmes intégraux devant faire l'objet d'une saine gestion (Leroux et al., 2004). Les chasseurs qui fréquentent les terrains de trappe ont une connaissance approfondie des sites fréquentés par les animaux.

2.2.2 Indice de qualité de l'habitat de l'orignal

Le ministère des Ressources naturelles du Québec réalise depuis les années 1970 des inventaires forestiers décennaux permettant de dresser un portrait de l'état de la forêt. Les données d'inventaires décennaux sont compilées sous forme de cartes écoforestières à partir de photographies aériennes (1:15 000) et renseignent sur le type de couvert, la densité, les classes de hauteur et d'âge, ainsi que le type de sol (MRN, 2013). Nous avons utilisé les données spatiales écoforestières et les données SIFORT (Système d'information forestière par tesselles) pour évaluer la qualité de l'habitat de l'orignal à l'aide de l'IQH développé par Dussault et al. (2006). Les données SIFORT reposent sur la division des polygones des cartes écoforestières en unités régulières de 15 secondes x 15 secondes appelées tesselles, réparties en continu sur tout le territoire forestier à vocation commerciale du Québec. Les données du quatrième inventaire forestier décennal mises à jour à l'aide des rapports annuels d'interventions forestières (RAIF) ont servi à évaluer la qualité actuelle (début des années

2010) de l'habitat de l'orignal dans l'aire d'étude. L'intégration des RAIF a permis de prendre en compte les dernières perturbations (naturelles et anthropiques) survenues dans la zone d'étude. Les données du troisième inventaire décennal ont servi à évaluer la qualité de l'habitat au début des années 1990. L'IQH utilise les données numériques pour calculer la disponibilité de la nourriture et du couvert pour l'orignal dans les différents types de peuplements forestiers (Dussault et al., 2006; MRNF, 2009). Les variables qui composent le modèle d'IQH sont : (i) la disponibilité de la nourriture et (ii) l'entremêlement entre la nourriture et le couvert d'abri. Ces variables ont été traduites quantitativement en indices (l'indice de nourriture et l'indice de bordure) pour faciliter l'évaluation de la qualité d'habitat.

(i) Indice de nourriture

L'indice de nourriture évalue le potentiel pour l'alimentation dans une unité de référence (cellule de 5 km²) à partir de la densité des différents types d'habitat. La taille de l'unité de référence a été déterminée par Dussault et al. (2006) lors des exercices de validation du modèle et représente la superficie d'habitat en fonction de laquelle l'orignal évalue son environnement. Chaque type d'habitat est pondéré par un facteur de potentiel de nourriture établi à partir des données d'inventaires de terrain (Tableau 2.1). Par exemple, si un peuplement mixte à feuillus intolérants de 50 ans et plus (code d'habitat MFI50) occupe 40 % de l'unité de référence, la valeur servant au calcul de l'indice de nourriture correspond à la proportion du peuplement (40%) multipliée par le facteur de potentiel de nourriture (0,40) (Dussault, 2002).

$$\begin{aligned}
 IQH_{\text{nourriture}} = & \\
 & (\%MF10 + \%FT50 + \%MT50) \times 1,00 + \\
 & (\%FI50 + \%MFI30) \times 0,50 + (\%MFI50) \times 0,40 + \\
 & (\%R10) \times 0,30 + (\%RS30) \times 0,15 + (\%RE30) \times 0,05 + \\
 & (\%IMP) \times 0,10
 \end{aligned}$$

Équation [1]

où :

%MF10, %FT50, %MT50, %FI50, %MFI30, %MFI50, %R10, %RE30, %IMP et RS30 représentent les proportions en pourcentage des différents types d'habitat selon la classe d'âge.

Tableau 2.1 Valeurs écologiques des catégories d'habitats de l'orignal selon la disponibilité de nourriture et de couvert (adapté de Dussault et al., 2006).

Code	Type d'habitat	Classe d'âge (ans)	Pondération $IQH_{\text{nourriture}}$	Type de couvert d'abri
FI50	Feuillus intolérants	≥ 50	0,50	Été
MFI30	Mixtes à feuillus intolérants	30	0,50	Été
MFI50	Mixtes à feuillus intolérants	≥ 50	0,40	Été/Hiver
FT50	Feuillus tolérants	≥ 50	1,00	Été
MT50	Mixtes tolérants	≥ 50	1,00	Été
MF10	Mixte en régénération	10	1,00	-
R10	Résineux en régénération	10	0,30	-
RE30	Résineux avec sapin ou épinette	≥ 30	0,15	Été/Hiver
RS30	Résineux sans sapin ou épinette	≥ 30	0,05	Été/Hiver
IMP/AUT	Superficies improductives ou non forestières	-	0,10	-

(ii) Indice de bordure

L'indice de bordure représente la quantité de bordures entre le couvert d'alimentation et le couvert d'abri dans une unité de référence. Il intègre deux types de bordures: la bordure entre deux peuplements (bordure interpeuplement) et la bordure à l'intérieur d'un même peuplement (bordure intrapeuplement). L'unité de référence est l'échelle (5 km²) qui reflète une meilleure correspondance entre l'IQH et la sélection d'habitats par l'original. La bordure intrapeuplement reflète la proportion des peuplements mixtes matures avec feuillus intolérants à l'ombre (MFI50), car ces peuplements offrent le meilleur entremêlement de nourriture et de couvert d'abri à fine échelle (peuplement) (Dussault et al., 2006).

$$\text{Indice intrapeuplement} = \% \text{MFI50}$$

Équation [2]

La bordure interpeuplement représente la densité de bordure par superficie (m/ha) entre les peuplements à fort potentiel en nourriture (FT50, MT50, et MF10) et les peuplements de couvert d'abri (MFI50, MFI30, RE30, et RS30). Pour calculer la bordure interpeuplement, chaque polygone forestier se voit attribuer une valeur pour la nourriture et le couvert d'abri selon les variables de l'IQH. À partir des proportions des peuplements autres que MFI50, utilisés dans le calcul de l'indice intrapeuplement, l'outil de calcul de l'IQH effectue une analyse spatiale à l'intérieur de chaque cellule de 5 km² pour évaluer la présence d'une bordure entre les peuplements de nourriture et d'abri, ainsi que le degré d'entremêlement. On obtient ainsi des valeurs relatives par unité de référence qui sont classées en ordre croissant (Labbé et al., 2012). La précision de l'évaluation augmente avec l'augmentation de la densité de l'entremêlement entre la nourriture et le couvert d'abri à l'intérieur de l'unité de référence. La densité d'originaux augmente linéairement avec la densité de bordure pour atteindre un plateau au 70^e percentile (Dussault et al., 2006), ce qui représente l'évaluation optimale. L'utilisation des percentiles permet d'identifier les secteurs où la bordure est la plus élevée dans le territoire évalué.

L'indice de bordure de chaque unité de référence est obtenu en additionnant les deux facteurs d'indice de bordure (intrapeuplement et interpeuplement).

$$IQH_{\text{bordure}} = \text{indice intrapeuplement} + \text{indice interpeuplements}$$

Équation [3]

Enfin, la qualité globale de l'habitat de chaque unité de référence est déterminée grâce à la formule suivante :

$$IQH_{\text{global}} = IQH_{\text{nourriture}} \times 0,45 + IQH_{\text{bordure}} \times 0,55$$

Équation [4]

L'indice global est une valeur relative de la qualité de l'habitat de l'orignal entre 0 et 1, où 1 représente la qualité d'habitat la plus élevée et 0 la qualité nulle. Chaque composante du modèle global a été pondérée en fonction de sa capacité à expliquer la sélection de l'habitat par l'orignal (Dussault, 2002; Courtois et al., 2002a). À cette fin, un poids de 0,55 a été affecté à l' IQH_{bordure} et un poids de 0,45 pour l' $IQH_{\text{nourriture}}$, car la bordure exprime une plus grande part de la variation de la densité des orignaux dans les milieux forestiers (Dussault et al., 2006). Le modèle d'IQH a été traduit en un outil cartographique (extension ArcGIS 10.0) qui permet d'automatiser les calculs et de visualiser la qualité d'habitat suivant un nombre prédéfini de catégories (Tableau 2.2). Nous avons utilisé la version révisée 1.2.6 du modèle élaborée par le MDDEFP (Massé et al., 2013).

Tableau 2.2 Interprétation des valeurs de l'indice de qualité de l'habitat de l'orignal (adapté de Dussault et al., 2006).

Valeur d'IQH	Qualité de l'habitat
0,60-1,00	Élevée
0,40-0,60	Bonne
0,20-0,40	Faible
0,00-0,20	Nulle

Nous avons calculé l'IQH pour 16 terrains de trappe familiaux fréquentés par des chasseurs autochtones qui ont été rencontrés dans le cadre d'entrevues semi-dirigées. L'ensemble des terrains de trappe couvre une superficie de 2650 km². La taille moyenne des terrains de trappe familiaux est de 120 ± 56 km². Par la suite, le même calcul a été fait pour l'ensemble de l'aire

d'étude (12 246 km²), soit la superficie couverte par les deux UAF. Ce dernier calcul avait pour finalité d'évaluer l'évolution de la qualité de l'habitat au cours des vingt dernières années. Pour ce faire, nous avons utilisé les données du 3^e inventaire décennal (données brutes de 1992) et du 4^e inventaire décennal (données mise à jour en 2012). Nous avons effectué quatre itérations du calcul de l'IQH en déplaçant à chaque fois légèrement la position du centre des cellules afin de limiter l'effet de bordure et d'améliorer la représentativité de la qualité de l'habitat. En effet, selon Labbé et al. (2012), plus on s'approche des limites des cellules, moins la valeur de l'IQH calculée est représentative de la qualité de l'habitat.

2.2.3 Savoirs écologiques traditionnels sur la qualité de l'habitat de l'orignal

Durant l'hiver et le printemps 2013, nous avons réalisé des entrevues semi-dirigées portant sur l'orignal et son habitat avec 16 membres de la communauté de Eagle Village. Il s'agissait de membres de la communauté qui chassent depuis plusieurs années dans les terrains de trappe familiaux pour lesquels l'IQH a été calculé. L'entrevue semi-dirigée est une technique d'enquête flexible (Huntington, 1998; Rousseau, 2008) qui favorise un climat de dialogue permettant aux participants d'être plus détendus (Huntington, 2000). L'objectif était d'obtenir des chasseurs autochtones leur perception de la qualité de l'habitat de l'orignal pour différentes portions de leur terrain de trappe familial. Pour mener à bien ces entrevues, nous avons préparé un formulaire de consentement (Annexe 1) et un guide d'entrevue (Annexe 2) qui ont été validés par le Comité d'éthique de la recherche de l'UQAT et par les responsables du bureau d'aménagement du territoire de Eagle Village. Une telle démarche nous a permis de refléter les besoins, les rôles et responsabilités des parties prenantes à la recherche et de démarrer ainsi la collaboration sur des bases solides (Asselin et Basile, 2012). Les principaux thèmes abordés lors des entrevues étaient : 1) les lieux fréquentés (ou pas) par l'orignal selon les saisons, 2) les caractéristiques des sites d'alimentation, d'abri, de repos et de reproduction, 3) le succès de la récolte annuelle dans le territoire et son évolution dans le temps, 4) les techniques de gestion de l'habitat de l'orignal. Chaque participant était invité à tracer sur une carte les contours des sites où la qualité de l'habitat de l'orignal était élevée, bonne, faible ou nulle, selon son jugement. Les membres de la communauté de Eagle Village utilisent les terrains de trappe familiaux depuis plusieurs années, notamment pour y chasser

l'original (Ratelle, 1993). Ils ont une expérience et des savoirs qui peuvent être utiles à la gestion de l'habitat de l'original. Parmi les 16 chasseurs rencontrés (15 hommes, 1 femme), neuf avaient plus de 60 ans (aînés) et sept avaient entre 35 et 59 ans (adultes). Le nombre d'années d'expérience de chasse était de plus d'un demi-siècle pour les chasseurs aînés et variait entre 20 et 45 ans pour les chasseurs adultes. Le choix des chasseurs a été dicté par leur connaissance de la forêt en général et de l'habitat de l'original en particulier. Ils nous ont été référés par le bureau d'aménagement du territoire de Eagle Village en raison de leur expertise. Les terrains de trappe familiaux où ils chassent couvrent 22 % de l'aire d'étude. Les informations collectées auprès des chasseurs ont fait l'objet d'un traitement suivant la méthode qualitative d'analyse de contenu qui permet de dégager les idées maîtresses de l'entrevue (Mukamurera et al., 2006). Le logiciel NVivo (QSR International) a facilité la codification et la segmentation des données afin d'en ressortir les principaux thèmes et les liens entre eux (Deschenaux, 2005, 2007; Wanlin, 2007; Rousseau, 2008).

2.2.4 Concordance de jugement entre l'IQH et les savoirs autochtones

Les contours dessinés par les chasseurs sur les cartes des terrains de trappe familiaux lors des entrevues ont été numérisés avec ArcGIS 10.0 (ESRI, Redlands, CA, USA) afin de produire une carte qui représente la qualité de l'habitat selon les chasseurs. Polfus et al. (2014) ont utilisé une méthode similaire pour numériser les contours dessinés par les chasseurs autochtones de la Première nation Tlingit dans le nord de la Colombie-Britannique dans une étude de la qualité de l'habitat du caribou (*Rangifer tarandus caribou*). Pour évaluer la concordance de jugement entre l'IQH et les SET en fonction des quatre catégories de qualité d'habitat (élevée, bonne, faible, nulle), nous avons superposé la matrice des résultats de l'IQH avec la carte des contours dessinés par les chasseurs. L'unité de mesure était la cellule de 5 km². Lorsqu'une cellule comprenait deux catégories d'habitat, la catégorie d'habitat qui représentait la plus grande proportion était attribuée à la cellule. Nous avons utilisé le test Kappa de Cohen pour déterminer le degré d'accord entre la perception des chasseurs autochtones et le calcul de l'IQH quant à la qualité de l'habitat de l'original (Cohen, 1960; Landis et Koch, 1977). Le calcul du Kappa a été réalisé pour chacun des 16 terrains de trappe familiaux (Annexe 3). Le calcul du Kappa est basé sur la différence entre les accords observés et les accords théoriques (Viera et Garette, 2005). La répartition des valeurs du test

Kappa est standardisée entre -1 et +1 (Cohen, 1960). L'accord sera d'autant plus élevé que la valeur de Kappa est proche de 1 et l'accord maximal est atteint à $K = 1$. Lorsque $K = 0$, l'accord relève du hasard et les valeurs négatives révèlent un désaccord entre les juges (Landis et Koch, 1977; Monserud et Leemans, 1992). Toute valeur de Kappa différente de zéro est statistiquement significative (Viera et Garette, 2005). Nous avons utilisé dans le cadre de cette étude la grille d'interprétation des valeurs du Kappa proposée par Landis et Koch (1977) (Tableau 2.3).

Tableau 2.3 Interprétation des valeurs du Kappa (adapté de Landis et Koch (1977)).

Valeur de Kappa	Interprétation
< 0	Désaccord
0.00 - 0.20	Accord très faible
0.21 - 0.40	Accord faible
0.41 - 0.60	Accord modéré
0.61 - 0.80	Accord fort
0.81 - 1.00	Accord presque parfait

Certains désaccords portent plus à conséquence que d'autres (Cohen, 1968; Vanbelle, 2002). Par conséquent, Cohen (1968) a proposé une version pondérée du Kappa où un poids différent est attribué à chaque cellule du tableau de contingence en fonction de l'importance attribuée au désaccord (Fleiss et Cohen, 1973; Vanbelle et Albert; 2009; Warrens, 2011).

Nous avons utilisé une pondération linéaire (Cicchetti et Allison, 1971) où le poids de chaque cellule du tableau de contingence a été déterminé selon la formule :

$$W_{ij} = 1 - \frac{|i - j|}{r - 1}$$

où W_{ij} est la pondération attribuée à la case ij , i est la i ème colonne de la matrice, j est la j ème ligne de la matrice et r est le nombre de modalités de jugement (ici, 4 modalités : élevée, bonne, faible, nulle). La pondération maximum ($W_{ij} = 1$) est donnée aux cellules de la diagonale (accords parfaits). Le kappa pondéré tient compte du fait qu'avec des données catégorielles, une erreur de jugement d'une classe est plus acceptable qu'une erreur de deux classes ou plus. Pour vérifier la signification statistique de la valeur de Kappa, nous avons déterminé la quantité statistique (Z) qui permet de valider si l'accord relève d'un hasard ou

d'une véritable concordance (Fleiss et al., 1969; Bergeri et Boutin, 2002). La valeur Z s'obtient en faisant le rapport de la valeur de Kappa sur la racine carrée de la variance de la matrice de contingence (Bergeri et Boutin, 2002). L'hypothèse nulle (H_0) est l'indépendance des jugements ($K = 0$) (Ben-David, 2008).

2.2.5 Évolution de la qualité de l'habitat de l'original

Nous avons évalué l'évolution de la qualité de l'habitat dans la zone d'étude au cours des 20 dernières années en comparant l'IQH de l'original calculé à partir des données des 3^e et 4^e inventaires forestiers décennaux, représentant respectivement le portrait du territoire en 1992 et en 2012. Pour évaluer statistiquement l'évolution de la qualité de l'habitat, nous avons réalisé un tableau de contingence des observations par classes de qualité d'habitat (élevée, bonne, faible, nulle). Le test d'indépendance du Chi carré nous a permis de comparer la distribution de la qualité de l'habitat en 1992 et en 2012. Nous avons ensuite généré avec l'outil « *Raster calculator* » de ArcGIS 10.0 une carte illustrant la différence de qualité de l'habitat entre 2012-1992 dans chaque cellule de 5 km².

2.3 Résultats

2.3.1 Indice de qualité d'habitat

La valeur moyenne de l'IQH calculée pour l'ensemble des 16 terrains de trappe familiaux était de 0,64, correspondant à une qualité élevée. La qualité du couvert d'abri ($IQH_{\text{bordure}} = 0,70$) était plus élevée que celle de la nourriture ($IQH_{\text{nourriture}} = 0,55$). Les classes de qualité d'habitat bonne et élevée occupaient respectivement 43% et 35% de l'ensemble des cellules, alors que les classes nulle et faible en occupaient respectivement 4% et 19%. Les cellules affichant une qualité d'habitat élevée étaient plus nombreuses au nord (Figure 2.2).

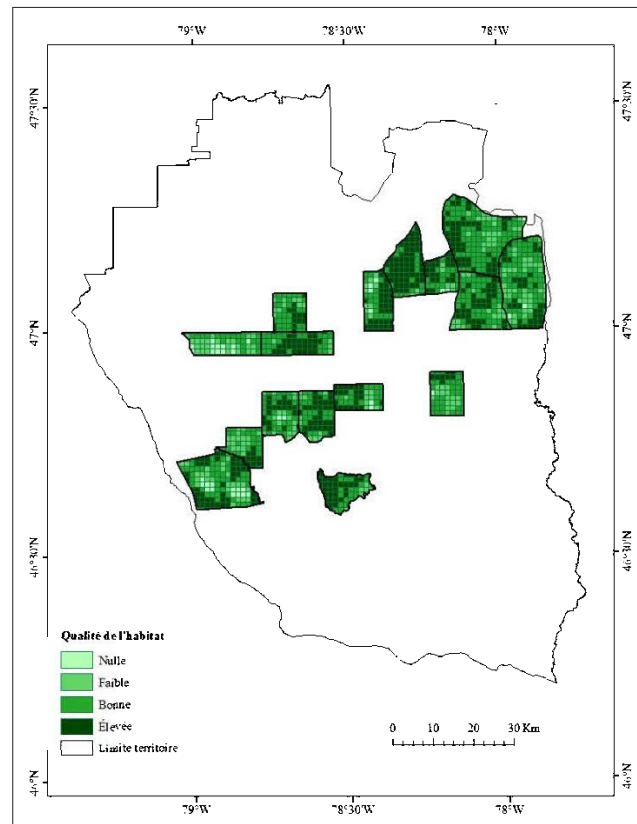


Figure 2.2 Indice de qualité de l'habitat de l'orignal calculé pour 16 terrains de trappe familiaux.

Les types d'habitat qui offrent à l'orignal un couvert d'abri et de la nourriture occupaient des proportions variables dans les 16 terrains de trappe familiaux (Tableau 2.4). Les couverts d'été les plus abondants étaient MT50 et FT50 (38 % de la superficie étudiée) et ils offraient tous deux un potentiel élevé pour la nourriture. Les couverts d'hiver, principalement représentés par MFI50 et RE30, étaient deux fois moins abondants (19 % de la superficie étudiée) et offraient un potentiel faible à modéré pour la nourriture. Un total de 21 % de la superficie des 16 terrains de trappe familiaux était improductif ou non forestier.

Tableau 2.4 Proportion des types d'habitat dans les 16 terrains de trappe familiaux.

Code d'habitat	Type d'habitat	Classe d'âge (ans)	Potentiel de nourriture	Type de couvert d'abri	Proportion (%)
FI50	Feuillus intolérants	≥ 50	Modéré	Été	4
MFI30	Mixtes à feuillus intolérants	30	Modéré	Été	6
MFI50	Mixtes à feuillus intolérants	≥ 50	Modéré	Été/hiver	12
FT50	Feuillus tolérants	≥ 50	Élevé	Été	13
MT50	Mixtes tolérants	≥ 50	Élevé	Été	25
MF10	Mixtes en régénération	10	Élevé	-	6
R10	Résineux en régénération	10	Faible	-	3
RS30	Résineux avec sapin ou épinette	≥ 30	Faible	Été/hiver	3
RE30	Résineux sans sapin ou épinette	≥ 30	Faible	Été/hiver	7
AUT	Autres types d'habitat	-	N.A.	N.A.	18
IMP	Superficies improductives	-	Faible	-	3

2.3.2 Les autochtones et la chasse à l'original

L'original est chassé exclusivement en automne par 10 des 16 chasseurs. Certains chassent aussi l'hiver (4/16) ou l'été (2/16) quoique dans une moindre mesure. En hiver, les chasseurs font un ou deux séjours en forêt, pour un maximum de deux semaines de temps de chasse. Durant l'été, un seul déplacement est effectué, généralement pour sept jours. C'est en automne que le temps de chasse est le plus long, soit de deux à quatre semaines. Quelques chasseurs aînés vivent dans la forêt durant toute la saison de chasse. Même s'ils ont jugé le succès de chasse stable dans le temps, les chasseurs ont mentionné avoir dû augmenter l'effort de chasse. Trois répondants ont avancé que l'ouverture de nombreux chemins forestiers ainsi que l'utilisation des GPS facilitent l'accès à la forêt aux non-autochtones, ce qui augmente la pression de la chasse. De plus, le retour constaté de certains prédateurs dans la zone depuis quelques années (loup *Canis lupus*, ours *Ursus americanus*) contribuerait selon les chasseurs à diminuer les populations d'originaux.

La majorité des chasseurs ont affirmé que les sites sélectionnés préférentiellement par les orignaux sont constitués de peuplements mixtes et feuillus. Certains ont précisé que l'utilisation de l'habitat par l'orignal variait d'une saison à l'autre. En hiver, les orignaux profitent de la protection qu'offrent les branches latérales des résineux matures (entre autres les thuyas). Par contre, la disponibilité de la nourriture est faible durant cette période. Les orignaux utilisent les bandes riveraines comme corridors de déplacement durant l'hiver. Au printemps et en été, les orignaux fréquentent les sites riches en nourriture issue de la régénération de peuplements récemment perturbés, les milieux humides, les lacs et les îles, mais également les sommets de collines pour éviter la prédation. Les chasseurs ont aussi remarqué que les orignaux fréquentaient les peuplements « denses en bonne santé » pour se cacher des prédateurs et pour profiter de l'ombrage lors des périodes chaudes. Durant l'automne, les orignaux sont plus mobiles dans les zones ouvertes perturbées par le feu, les chablis ou les coupes et riches en nourriture.

Selon les chasseurs, un bon habitat pour l'orignal doit disposer de peuplements mixtes matures, de peuplements feuillus matures et en régénération, en plus de lacs et de milieux humides. Les peuplements en régénération sont importants, car l'orignal a besoin de beaucoup de nourriture. Les coupes forestières devraient cependant être réalisées de manière à préserver des couverts d'abri et des corridors de fuite. Les peuplements que sélectionne l'orignal doivent disposer de sites en haut de pente permettant aux orignaux de détecter plus facilement l'approche de prédateurs.

La qualité de l'habitat de l'orignal a été jugée bonne par 9 des 16 chasseurs, tandis que 7 ont jugé la qualité faible à cause des coupes forestières réalisées dans leur terrain de trappe familial, des activités minières, des chemins forestiers et des chablis. Les chasseurs ont mentionné que l'orignal, en plus de nourriture, a besoin d'un couvert adéquat, surtout en hiver. Les habitats jugés faibles couvraient 19 % des terrains de trappe, alors que les habitats de qualité bonne et élevée occupaient respectivement 48% et 33 % des aires de trappe (Figure 2.3). Aucun des répondants n'a utilisé la classe de qualité d'habitat nulle.

« Si les orignaux ne fréquentent pas un endroit, cela ne signifie pas que la qualité de l'habitat à cet endroit est nulle » (chasseur d'une trentaine d'années d'expérience).

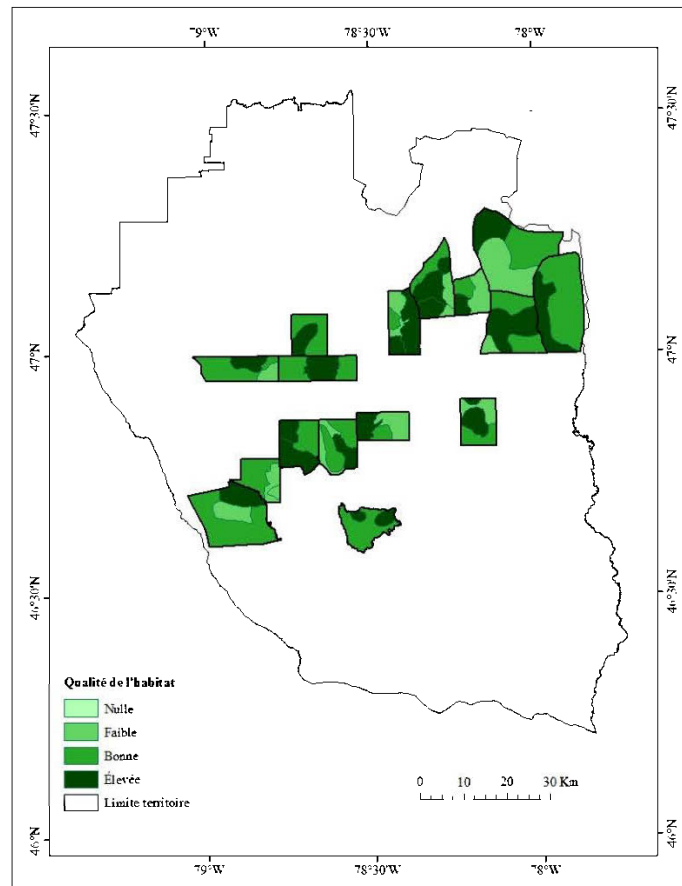


Figure 2.3 Qualité de l'habitat de l'orignal sur les 16 terrains de trappe familiaux d'après les contours dessinés par les chasseurs autochtones.

Abordant la question de l'exploitation forestière, 6 des 9 chasseurs aînés ont souhaité l'interdiction des coupes totales comme la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS). Selon eux, les orignaux abandonnent les grandes coupes ou les grands brûlis pendant plusieurs années, jusqu'à l'établissement effectif de la régénération. Quelques répondants ont aussi souligné que les coupes totales sont certes favorables à l'orignal quand la régénération s'installe, mais moins favorables à d'autres animaux d'intérêt, notamment la martre (*Martes americana*).

À partir de ces observations, les chasseurs autochtones ont recommandé de réaliser des coupes sélectives, de préférence l'hiver, pour éviter de perturber le sol et la régénération. Les coupes devraient épargner les habitats fondamentaux pour l'orignal et ne devraient pas

être près des points d'eau. Les habitats fondamentaux sont des peuplements qui offrent à l'original un bon couvert d'abri et de la nourriture. En plus d'être favorables pour l'original, les habitats fondamentaux sont des milieux forestiers culturellement importants pour les membres de la communauté autochtone. L'identification et la protection des habitats fondamentaux contribuent à pérenniser la culture traditionnelle, en plus de protéger la biodiversité. Certains chasseurs ont encouragé la pratique d'éclaircies tout en suggérant de limiter la construction de chemins forestiers.

2.3.3 Accord entre IQH et SET

Le Kappa pondéré global testé avec quatre catégories de classes d'habitat a donné une valeur de 0,46 (accord modéré) pour l'ensemble des 16 terrains de trappe familiaux (Tableau 2.5).

Tableau 2.5 Matrice de confusion des accords (4×4) entre l'IQH et les SET pour l'ensemble des 16 terrains de trappe familiaux. $Po(w)$ = accord observé; $Pe(w)$ = accord prédit; $K(w)$ = Kappa pondéré.

		IQH				Total
		Élevée	Bonne	Faible	Nulle	
SET	Catégories					
	Élevée	227	169	63	0	459
	Bonne	162	270	95	0	527
	Faible	46	145	49	0	240
	Nulle	2	25	11	0	38
Total	432	609	218	0	1264	
$Po(w) = 0,66; Pe(w) = 0,37; K(w) = 0,46; Z_1 = 18,54; p < 0,001$						

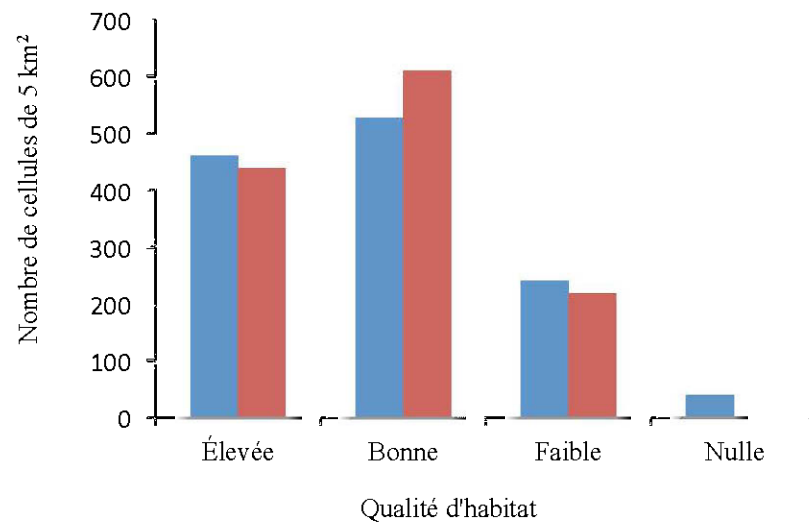


Figure 2.4 Distribution des classes de qualité d'habitat d'après l'IQH (barres bleues) et les SET (barres rouges).

Étant donné que la classe de qualité d'habitat nulle n'a pas été utilisée par les chasseurs autochtones (Figure 2.4; Tableau 2.6), nous avons recalculé la concordance avec trois classes de qualité d'habitat (élevée, bonne et faible), en assignant les catégories nulles à la catégorie faible, ce qui a eu pour effet d'augmenter la valeur du Kappa pondéré à 0,63 (accord fort) (Tableau 2.6). Les résultats par terrain de trappe familial avec trois classes montrent un accord très faible (1/16 chasseurs), faible (5/16), modéré (6/16), fort (3/16) et très fort (1/16) (Annexe 2).

Tableau 2.6 Matrice de confusion des accords (3 × 3) entre l'IQH et les SET pour l'ensemble des 16 terrains de trappe familiaux.

		IQH			Total
		Élevée	Bonne	Faible	
SET	Catégories				
	Élevée	335	233	82	650
	Bonne	126	309	82	517
	Faible	12	37	22	71
Total		473	579	186	1238
Po(w) = 0,74; Pe(w) = 0,45; K(w) = 0,63; Z ₂ = 25,98; p < 0,001					

2.3.4 Les sources de désaccord entre IQH et SET

Les cellules pour lesquelles la qualité de l'habitat de l'original a été jugée bonne à élevée par les SET, mais faible par l'IQH, coïncidaient souvent avec les lacs, les îles, les rivières, les milieux improductifs et les milieux humides. Les SET ont également jugé bonne à élevée la qualité de l'habitat de l'original dans les peuplements feuillus et mixtes matures de faible densité (< 40 %) et hauteur (< 17 m), alors que la valeur d'IQH y était faible. Les cellules pour lesquelles la qualité de l'habitat a été jugée faible par les SET mais bonne à élevée par l'IQH coïncidaient avec les zones ayant subi une perturbation sévère (coupe totale, chablis total, épidémie sévère) au cours des 30 dernières années et les agglomérations de peuplements résineux matures (hauteur > 22 m et densité 60-80 %).

2.3.5 Évolution de la qualité de l'habitat

L'IQH de l'original calculé pour l'ensemble de la zone d'étude (12 246 km²) pour les 3^e et 4^e inventaires forestiers décennaux était respectivement de 0,65 et de 0,69. L'augmentation de la qualité de l'habitat était statistiquement significative ($X^2 = 25,26$; dl = 3; p < 0,001), mais faible. Le potentiel de nourriture a légèrement augmenté (IQH_{nourriture} = 0,51 en 1992 et 0,54 en 2012), alors que le couvert d'abri est demeuré relativement stable pour la même période (IQH_{bourdure} = 0,69 en 1992 et 0,70 en 2012). En 2012, les cellules de qualité bonne et élevée étaient plus nombreuses et les cellules de faible qualité étaient moins nombreuses qu'en 1992 (Figure 2.5).

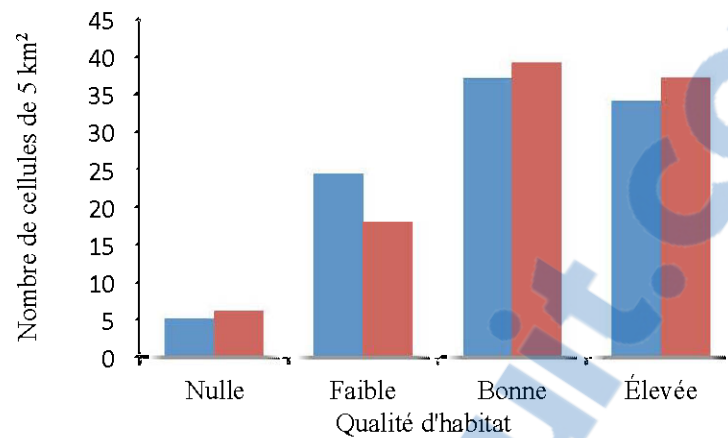


Figure 2.5 Distribution des classes de qualité d'habitat pour l'ensemble de l'aire d'étude en 1992 (barres bleues) et en 2012 (barres rouges).

La qualité de l'habitat de l'original est restée stable dans 23 % des cellules et elle a diminué dans 21 % des cellules. Toutefois, 56 % des cellules affichent une augmentation de la qualité de l'habitat. La diminution de qualité a surtout été enregistrée dans les secteurs ouest et sud-est de l'aire d'étude, alors que l'augmentation de qualité a été plus marquée au nord (Figure 2.6).

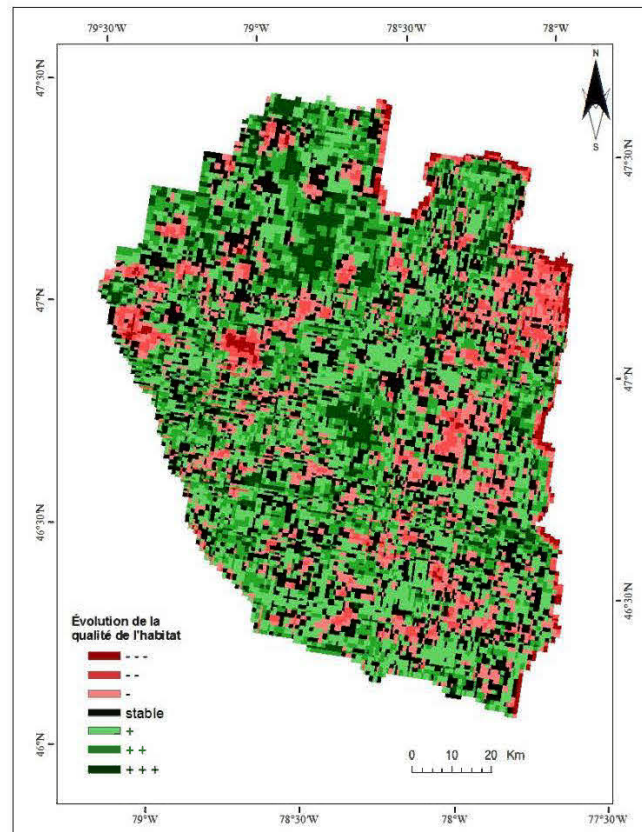


Figure 2.6 Différence de qualité de l'habitat de l'orignal (2012-1992) pour chaque cellule de 5 km².

Les habitats d'été (MT50 et FT50) sont passés de 32 % en 1992 à 39 % en 2012, tandis que les habitats d'hiver (MFI50, RS30 et RE30) sont passés de 32 % à 26 % (Figure 2.7). Les peuplements MFI30 (couvert d'été) qui étaient très peu présents en 1992 (1 %) l'étaient plus en 2012 (4 %). Les milieux improductifs et non forestiers sont demeurés relativement stables, passant de 18 % à 19 %. Les peuplements mixtes à feuillus intolérants en régénération (FM10) ont diminué, contrairement aux résineux du même âge (R10), qui ont augmenté.

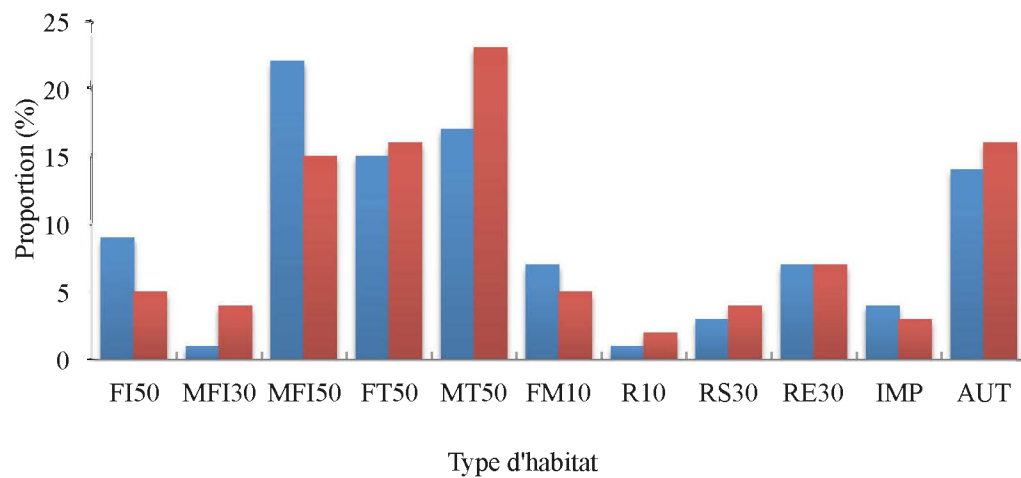


Figure 2.7 Proportion des types de peuplements dans l'aire d'étude en 1992 (barres bleues) et en 2012 (barres rouges).

2.4 Discussion

2.4.1 Concordance IQH-SET

Le test Kappa réalisé sur 16 terrains de trappe familiaux a indiqué un accord modéré ($K = 0,46$) entre l'IQH et les SET pour une comparaison avec quatre classes de qualité d'habitat (élevée, bonne, faible, nulle). L'accord de jugement était fort ($Kappa = 0,63$) lorsque trois classes ont été utilisées (élevée, bonne, faible) pour tenir compte du fait que les chasseurs autochtones n'ont pas utilisé la classe de qualité nulle. Un tel accord est particulièrement élevé compte tenu du fait que l'IQH et les SET ont des échelles spatiales et des niveaux de précision différents. L'IQH est un modèle mathématique attribuant des valeurs chiffrées à des cellules uniformes de 5 km^2 (Dussault et al., 2006; Massé et al., 2013), tandis que les SET dérivent de croquis à main levée de zones d'une taille moyenne de $34 \pm 30 \text{ km}^2$. Ces croquis illustrent la perception des chasseurs autochtones de la qualité de l'habitat de l'orignal dans les secteurs évalués suite à leur l'interaction avec l'environnement naturel (Usher, 2000; McGregor, 2004, 2009; Davis et Ruddle, 2010). L'hypothèse de départ à savoir qu'il y aurait concordance entre l'évaluation de la qualité de l'habitat de l'orignal basée sur les SET et l'IQH est donc confirmée. Nos résultats vont dans le même sens que ceux d'autres études comparant les IQH et les savoirs locaux, par exemple celle de Polfus et al. (2014) pour le caribou sur le territoire de la Première nation Tlingit dans le nord de la Colombie-Britannique. Ils ont observé avec trois classes (élevée, moyenne et faible) un accord fort ($Kappa = 0,65$) pour l'habitat estival et un accord faible ($Kappa = 0,34$) en hiver. Dans les Alpes Suisses, Doswald et al. (2007) ont remarqué que les calculs d'IQH basés sur les connaissances locales et sur celles des experts scientifiques étaient tous deux fortement corrélés avec la sélection d'habitats par le lynx (*Lynx lynx*) ($r = 0.964$, $P < 0.001$ et $r = 0.833$, $P < 0.001$, respectivement). L'accord entre IQH et SET sur la qualité de l'habitat confirme à nouveau que les savoirs traditionnels peuvent servir dans l'aménagement de la faune (Cheveau et al., 2008; Wyatt et al., 2011).

La qualité de l'habitat était élevée lorsque calculée pour l'ensemble des 16 terrains de trappe familiaux. D'après les résultats des entrevues avec les chasseurs, 81% de l'ensemble des terrains de trappe familiaux offrait une qualité bonne à élevée pour l'orignal. Le potentiel du couvert d'abri ($IQH_{\text{bordure}} = 0,70$) était relativement plus élevé que celui de la nourriture

($IQH_{nourriture} = 0,55$). Dans la sapinière à bouleau jaune, Dussault et al. (2006) ont aussi remarqué que $IQH_{bordure}$ était plus élevé que $IQH_{nourriture}$. L' IQH global de l'orignal doit être utilisé à une échelle spatiale relativement large (5 km^2) pour mieux évaluer la disponibilité de la nourriture et du couvert d'abri (Labbé et al., 2012). Ainsi, l'aménagement forestier devrait faire en sorte de maintenir des massifs forestiers de grande taille suffisamment connectés par des corridors naturels, pour assurer le maintien de l'habitat de l'orignal. Les parcelles d'habitat de petite taille peuvent ne pas être attractives pour l'orignal, même si elles disposent d'un bon potentiel (Dussault et al., 2006).

Selon les chasseurs autochtones, l'orignal a une préférence pour les sites dominés par des peuplements mixtes et feuillus riches en régénération, puisque l'orignal comble l'essentiel de ses besoins dans de tels peuplements. Ces peuplements couvrent 66 % des terrains de trappe familiaux. Jacqmain et al. (2008) avaient remarqué que les peuplements mixtes matures et les peuplements dominés par le sapin baumier étaient sélectionnés toute l'année par l'orignal dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousses. Un constat similaire ressort des travaux de Germain (2012) auprès de la communauté algonquine de Pikogan. Nos résultats indiquent que les peuplements MT50 et FT50 (38% du territoire observé) pourraient être importants comme couvert d'été en offrant un potentiel de nourriture élevé. Toutefois, une étude de sélection d'habitat serait nécessaire pour confirmer cette hypothèse. Un poids maximum a été donné à ces peuplements lors de la validation de l' IQH dans la sapinière à bouleau blanc (Dussault et al., 2006). Le meilleur habitat pour l'orignal serait la forêt mixte, puisqu'elle offre un environnement riche en nourriture, entremêlé d'abris (Courtois, 1993; Samson et al., 2002). L'abondance des peuplements mélangés (49 %) et feuillus (17 %) notée dans notre étude peut expliquer le jugement des chasseurs. Selon ceux-ci, l'orignal fréquente les hauteurs des pentes au printemps pour minimiser le risque de prédation. En accord avec ces observations, la sélection des hauteurs de pentes par les orignaux au printemps et en automne a effectivement été rapportée dans diverses études (Crête et Courtois, 1997; Chekchak et al., 1998; Leblond et al., 2010; Haase et Underwood, 2013).

L' IQH et les SET sont en désaccord sur la qualité de l'habitat dans certaines portions des terrains de trappe familiaux. Les entrevues ont montré que la qualité de l'habitat est jugée bonne autour des lacs, des milieux humides et des milieux improductifs, ce qui n'est pas pris

en compte dans le calcul de l'IQH. Les Cris ont aussi rapporté que les zones humides du domaine bioclimatique de la pessière à mousses étaient recherchées par l'orignal pour la souplesse du sol ou la fraîcheur de l'environnement (Jacqmain et al., 2008). Le potentiel d'intérêt autochtone est élevé à moins de 60 m des cours d'eau et des plans d'eau pour les Algonquins de Pikogan, dont le territoire est également situé dans le domaine de la pessière à mousses (Germain, 2012). Pour les Algonquins de Pikogan, l'orignal fréquente assidument des milieux humides durant l'été pour y manger des plantes aquatiques et pour se rafraîchir (Germain, 2012). Les milieux humides permettent aussi aux orignaux d'avoir une bonne vue de l'environnement immédiat (Bowyer et al., 1999). Les lacs disposent de plantes aquatiques prisées par l'orignal en été (Fraser et al., 1982; Morris, 2002; Ceacero et al., 2014). L'IQH, qui n'utilise que les données des inventaires forestiers, ne tient pas compte des lacs et des milieux humides. Les développeurs de l'IQH ont délibérément choisi d'exclure les milieux humides et les plans d'eau du calcul puisque leur disponibilité n'était pas un facteur limitatif en forêt boréale (Massé et al., 2013). La situation pourrait cependant être différente en forêt tempérée feuillue. Les milieux improductifs (21 %) sont peu pris en compte dans le calcul de l'IQH à cause de leur faible potentiel en nourriture et de l'absence de couvert d'abri. La différence entre les deux méthodes de collecte de données pourrait expliquer en partie le désaccord, puisque les orignaux sont plus faciles à observer en bordure des plans d'eau et dans les milieux improductifs, qui sont plus ouverts que les milieux forestiers. Toutefois, l'utilisation préférentielle des habitats aquatiques et riverains et des tourbières par les orignaux a souvent été notée (MacCracken et al., 1993; Peek, 2007; Courtois, 1993).

Les cellules qui coïncidaient avec des agglomérations de résineux matures (hauteur > 17 m et densité > 40 %) et des milieux ayant subi une perturbation sévère, ont été évaluées par l'IQH comme étant de bonne qualité. Les peuplements résineux permettent aux orignaux de se cacher des prédateurs et de se protéger du rayonnement solaire en été. Le confinement de l'orignal en petits groupes pendant l'hiver est observé dans les peuplements résineux sous couvert dense (Neu et al., 1974; Peek et al., 1976; Courtois et Crête, 1988). Par contre, la disponibilité en nourriture y est faible (Hundermark et al., 1990; Dussault et al., 2005; Edenius et al., 2002). D'après les chasseurs, les peuplements résineux sont très peu présents sur le territoire de Eagle Village. Même s'ils sont présents par endroits, ils sont souvent regroupés en petits noyaux isolés rarement juxtaposés à des peuplements feuillus pour

l'alimentation. Par conséquent, dans l'aire d'étude, l'orignal se contente des peuplements mixtes et feuillus pour combler ses besoins en couvert d'abri et en nourriture durant toutes les saisons. De ce fait, la qualité de l'habitat dans les peuplements résineux est jugée globalement faible par les autochtones dans le territoire à l'étude. L'évaluation de la qualité de l'habitat dans la ZEC Kipawa a montré que les valeurs de l'IQH pour la nourriture et le couvert sont faibles dans les peuplements résineux juxtaposés (Labbé et al., 2012). Selon Joannisse et al. (2013), les îlots et massifs de résineux sont rares dans le domaine bioclimatique de l'érablière au bouleau jaune. Dans les terrains de trappe dont une grande portion était affectée par des perturbations sévères, naturelles ou anthropiques, les chasseurs ont jugé faible la qualité de l'habitat, alors que l'IQH_{nourriture} y était élevé. Selon les chasseurs autochtones, l'orignal évite les grandes superficies perturbées où il est plus vulnérable aux prédateurs. L'aire d'étude a connu des chablis récents (2003 et 2006) qui ont touché plusieurs terrains de trappe familiaux. Les chasseurs reconnaissent toutefois que les coupes forestières de faible dimension sont favorables à l'orignal en augmentant la disponibilité de la nourriture. Une telle remarque avait été faite par des gens de Pikogan selon qui les coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS) sont souvent trop grandes et laissent un paysage laid en plus de faire fuir les espèces fauniques d'intérêt à court et moyen termes (Germain, 2012). La CPRS est parfois utilisée dans les forêts feuillues et mixtes pour favoriser la régénération de peuplements résineux équiens (Samson et al., 2002). La CPRS, telle que pratiquée actuellement, est limitative au maintien d'une population élevée d'originaux à une échelle locale (Racine, 2004), même si l'habitat s'améliore dans le temps. La densité des chemins forestiers dans les terrains de trappe familiaux est aussi décriée par les chasseurs. Ils jugent que le développement de chemins forestiers facilite la chasse à l'orignal (notamment par les chasseurs non autochtones). Le développement du réseau de chemins forestiers fragmente les habitats fauniques et rend les animaux plus vulnérables à la prédation, en plus d'augmenter les conflits entre utilisateurs autochtones et non autochtones du territoire (Courtois et al., 2002b; Laurian et al., 2008; Kneeshaw et al., 2010).

2.4.2 Évolution de la qualité de l'habitat

La qualité de l'habitat de l'original dans l'ensemble de l'aire d'étude (12 246 km²) était élevée. Ce résultat est en accord avec Labbé et al. (2012) qui ont trouvé avec le même outil que la qualité de l'habitat de l'original est très élevée dans la ZEC Kipawa (2 562 km²), qui fait partie de notre aire d'étude. La valeur de l'IQH en 2012 est de 0,59 au nord et 0,67 au sud de l'aire d'étude. La valeur plus élevée au sud peut s'expliquer par une plus grande disponibilité de la nourriture issue de la régénération de peuplements récemment coupés, ou ayant subi des chablis ou des épidémies sévères d'insectes défoliateurs, ces perturbations ayant été plus fréquentes au sud (Roy et al., 2010).

La valeur de l'IQH pour l'ensemble de l'aire d'étude a augmenté entre 1992 (IQH = 0,65) et 2012 (IQH = 0,69). Cette hausse, qui tendrait à confirmer notre hypothèse de départ, est relativement faible bien qu'elle soit statistiquement significative. D'ailleurs, les chasseurs autochtones ont mentionné que, selon eux, la qualité de l'habitat est demeurée stable au cours des 20 dernières années. Même si la qualité du couvert est restée relativement stable, le potentiel de nourriture a légèrement augmenté entre 1992 et 2012. Cela peut s'expliquer par le fait que les peuplements FT50, MF50 et MFI30 (nourriture estivale) ont augmenté globalement de 10 %. Les résineux en régénération de 10 ans et ceux de 30 ans et plus dominés par le sapin baumier (nourriture hivernale), ont aussi augmenté de 3 % par rapport à 1992. Les peuplements FT50 et MF50 servent aussi de couvert d'été pour l'original en offrant une protection contre le rayonnement solaire et la prédation (Dussault et al., 2005; Haase et Underwood, 2013). Les peuplements FT50 et MT50 ont augmenté en abondance au nord de l'aire d'étude, comparativement à la situation au début des années 1990. Cela peut s'expliquer par le fait que la partie nord de l'aire d'étude a été moins affectée par les perturbations sévères, favorisant ainsi la présence des feuillus tolérants. L'augmentation des peuplements MFI30 a aussi contribué au renforcement du couvert d'été. Les perturbations naturelles sévères, tels les chablis totaux ont favorisé l'installation des essences intolérantes à l'ombre (Roy et al., 2010). Contrairement au couvert d'été, le couvert d'hiver a diminué, notamment les peuplements MFI50 qui ont diminué de 7 %. La diminution des peuplements MFI50 pourrait être expliquée par les coupes et les chablis survenus au cours des 20 dernières années.

2.5 Conclusion

L'utilisation des colliers GPS est la technique la plus utilisée pour valider l'IQH de l'original (Courtois, 1993; Dussault et al., 2006; Haase et Underwood, 2013). Nous avons utilisé les savoirs traditionnels, dont l'apport dans la gestion rationnelle de la faune et des écosystèmes est avéré (Cheveau et al., 2008; Wyatt et al. 2010; Uprety et al. 2012). La comparaison de l'IQH avec les SET a permis de montrer sa validité et son utilité comme outil de gestion. Toutefois, des modifications pourraient être apportées pour que l'IQH soit plus en phase avec les savoirs traditionnels. Notamment, l'intégration de variables en lien avec la nourriture aquatique et la révision de la pondération attribuée aux peuplements résineux et aux milieux improductifs semblent être des points importants à intégrer dans le calcul de l'IQH en forêt feuillue.

La qualité de l'habitat de l'original est demeurée élevée et a même légèrement augmenté dans la zone d'étude au cours des 20 dernières années. Cependant, la variabilité de l'IQH à l'échelle des terrains de trappe familiaux montre que, bon an mal an, une proportion importante de terrains de trappe familiaux a une faible qualité d'habitat pour l'original (Annexe 3). La localisation précise des zones à habitat de faible qualité change dans le temps au gré des perturbations naturelles et anthropiques. Cela interpelle la notion d'équité dans les interventions forestières. Nos résultats suggèrent que l'aménagement forestier devrait faire en sorte de maintenir une proportion suffisante d'habitat de qualité bonne à élevée et de taille raisonnable dans chaque terrain de trappe familial (Larouche, 2008).

Cette étude est un exemple de plus que les savoirs scientifiques et traditionnels peuvent être utilisés conjointement pour augmenter la précision des outils de gestion des écosystèmes forestiers, notamment en ce qui concerne les habitats fauniques.

2.6 Remerciements

Nous tenons à remercier les membres de la Première nation de Eagle Village, plus particulièrement Larry Paul, responsable de l'aménagement du territoire, Madeleine Paul, chef de la communauté, tous les chasseurs pour la confiance et la collaboration dont ils ont fait preuve tout au long du projet. Nos remerciements vont aussi à Nathalie Bonin pour la mise à disposition des données numériques, Marianne Cheveau et Sophie Massé pour les échanges fructueux sur le modèle d'IQH, Mélanie Desrochers pour la réalisation des cartes de localisation, Marcel Paré pour la documentation et les conseils et Osvaldo Valeria pour l'assistance dans la phase de modélisation. Ce projet a été financé par le Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), Tembec, et EACOM.

2.7 Références

- Affaires autochtones et Développement du Nord Canada. 2013. Les Nations du Québec, Eagle Village First Nation–Kipawa, Gouvernement du Canada, http://www.aadncaandc.gc.ca/Mobile/Nations/profile_eaglevillagekipawa-fra.html, [consulté le 15 juillet 2013].
- Allen, A.W., Jordan, P.A., & Terrell, J.W. 1987. Habitat suitability index models: moose, Lake Superior Region. U.S Fish and Wildlife Service, National Ecology Research Center, Washington, DC, 47 p.
- Asselin, H., & Basile, S. 2012. Éthique de la recherche avec les Peuples autochtones : qu'en pensent les principaux intéressés? *Éthique publique*, 14(1): 333–345.
- Ben-David, A. 2008. Comparison of classification accuracy using Cohen's Weighted Kappa. *Expert Systems with Applications*, 34(2): 825–832.
- Bergeri, I., Michel, R., & Boutin, J.P. 2002. Pour tout savoir ou presque sur le coefficient kappa. *Médecine tropicale*, 62: 634–636.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Joyal, C., & Morin, H. 1995. Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 25(8): 1375–1384.
- Berkes, F., 2008. *Sacred ecology*, Routledge, second edition, New York, USA, 314 p.
- Berkes, F., Colding, J., & Folke, C. 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Applications*, 10(5): 1251–1262.
- Bélanger, L., St-Hilaire, G., & Deshaies, M-È. 2012. Proposition d'espèces focales en appui à l'aménagement écosystémique et faunique de la réserve faunique des Laurentides (RFL). Rapport présenté à la Fondation de la faune du Québec (FFQ) dans le cadre du projet Aménagement écosystémique et aménagement des habitats fauniques de la réserve faunique des Laurentides (RFL). *Nature Québec*, 53 p.
- Boillat, S., & Berkes, F. 2013. Perception and interpretation of climate change among Quechua farmers of Bolivia: indigenous knowledge as a resource for adaptive capacity. *Ecology and Society*, 18(4): 21.
- Bowyer, R.T., Van Ballenberghe, V., Kie, J.G., & Maier, J.A. 1999. Birth-site selection by Alaskan moose: maternal strategies for coping with a risky environment. *Journal of Mammalogy*, 80: 1070–1083.
- Briand, Y. 2008. Sélection de l'habitat à fine échelle par le caribou forestier en forêt boréale aménagée de l'est du Canada. Mémoire de maîtrise en Gestion de la faune et de ses habitats, Université du Québec à Rimouski, 78 p.

- Brown, J.-L. 1981. Les forêts du Témiscamingue, Québec : écologie et photo-interprétation. Études écologiques, Université Laval, Québec, 447 p.
- Ceacero, F., Landete-Castillejos, T., Miranda, M., García, A.J., Martínez, A., & Gallego, L. 2014. Why do cervids feed on aquatic vegetation? Behavioural Processes, 103: 28–34.
- Chechak, T., Courtois, R., Ouellet, J.-P., Breton, L., & St-Onge, S. 1998. Caractéristiques des sites de mise bas de l'orignal (*Alces alces*). Canadian Journal of Zoology, 76(9): 1663–1670.
- Cheveau, M., Imbeau, L., Drapeau, P., & Bélanger, L. 2008. Current status and future directions of traditional ecological knowledge in forest management: a review. Forestry Chronicle, 84(2): 231–243.
- Cicchetti, D., & Allison, T. 1971. A new procedure for assessing reliability of scoring EEG sleep recordings. American Journal of EEG Technology, 11: 101–109.
- Cohen, J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. Educational and Psychological Measurement, 20: 27–46.
- Cohen, J. 1968. Weighted kappa : Nominal scale agreement provision for scaled disagreement or partial credit. Psychological Bulletin, 70(4): 213–220.
- Cooke, B.J., & Lorenzetti, F. 2006. The dynamics of forest tent caterpillar outbreaks in Quebec, Canada. Forest Ecology and Management, 226(1): 110–121.
- Courtois, R. 1993. Description d'un indice de qualité d'habitat pour l'orignal (*Alces alces*) au Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique, Gestion intégrée des ressources, Québec, document technique 93/1, 56 p.
- Courtois, R., & Crête, M. 1988. Déplacements quotidiens et domaines vitaux des orignaux du sud-ouest du Québec. ALCES, 24: 78–89.
- Courtois, R., Beaumont, A., Breton, L., & Dussault, C. 1998. Réaction de l'orignal et des chasseurs d'orignaux face aux coupes forestières. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Service de la Faune terrestre, Québec, 53 p.
- Courtois, R., Dussault, C., Potvin, F., & Daigle, G. 2002a. Habitat selection by moose (*Alces alces*) in clear-cut landscapes. ALCES, 38: 177–192.
- Courtois, R., Ouellet, J.-P., St-Onge, S., Gingras, A., & Dussault, C. 2002b. Préférences d'habitat chez le caribou forestier dans des paysages fragmentés. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, 53 p.

- Crête, M. 2003. Les modèles d'Indice de Qualité de l'Habitat : des outils utiles pour la gestion de l'habitat de la faune forestière? Société de la Faune et des Parcs du Québec, Direction du Développement de la Faune, Québec, 25 p.
- Crête, M., & Courtois, R. 1997. Limiting factors might obscure population regulation of moose (*Cervidae: Alces alces*) in unproductive boreal forests. *Journal of Zoology*, 242(4): 765–781.
- Davis, A., & Ruddle, K. 2010. Constructing confidence: rational skepticism and systematic enquiry in local ecological knowledge research. *Ecological Applications*, 20: 880–894.
- Deschenaux, F. 2007. Guide d'introduction au logiciel QSR Nvivo 7. Les cahiers pédagogiques de l'Association pour la recherche qualitative, 32 p.
- Deschenaux, F., Bourdon, S., & Baribeau, C. 2005. Introduction à l'analyse qualitative informatisée à l'aide du logiciel QRS Nvivo 2.0. Trois-Rivières: Association pour la recherche qualitative.
- Després, T., Asselin, H., Doyon, F., & Bergeron, Y. (sous presse) Structural and spatial characteristics of old-growth temperate deciduous forests at their northern distribution limit. *Forest Science*.
- Després, T., Asselin, H., Doyon, F., Drobyshev, I., & Bergeron, Y. (soumis) Gap disturbance regime at the northern limit of temperate deciduous forests. *Journal of Vegetation Science*.
- Dettki, H., Löfstrand, R., & Edenius, L. 2003. Modeling habitat suitability for moose in coastal northern Sweden: empirical vs. process-oriented approaches. *AMBIO*, 32(8): 549–556
- Dhital, N., Raulier, F., Asselin, H., Imbeau, L., Valeria, O., & Bergeron, Y. 2013. Emulating boreal forest disturbance dynamics: Can we maintain timber supply, aboriginal land use, and woodland caribou habitat? *Forestry Chronicle*, 89(1): 54–65.
- Doswald, N., Zimmermann, F., & Breitenmoser, U. 2007. Testing expert groups for a habitat suitability model for the lynx *Lynx lynx* in the Swiss Alps. *Wildlife Biology*, 13(4): 430–446.
- Doyon, F., & Sougavinski, S. 2002. Caractérisation du régime de perturbations naturelles de la forêt feuillue du nord-est de l'Amérique du nord. Rapport pour la Direction de l'Environnement forestier, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 123 p.
- Drever, C.R., Bergeron, Y., Drever, M.C., Flannigan, M., Logan, T., & Messier, C. 2009. Effects of climate on occurrence and size of large fires in a northern hardwood landscape : historical trends, forecasts, and implications for climate change in Témiscamingue, Québec. *Applied Vegetation Science*, 12(3), 261–272.

- Dussault, C., 2002. Influence des contraintes environnementales sur la sélection de l'habitat de l'orignal (*Alces alces*). Thèse de doctorat en biologie, Université Laval, Québec, 141 p.
- Dussault, C., Courtois, R., & Ouellet, J.-P. 2006. A habitat suitability index model to assess moose habitat selection at multiple spatial scales. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(5): 1097–1107.
- Dussault, C., Ouellet, J.-P., Courtois, R., Huot, J., Breton, L., & Jolicoeur, H. 2005. Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography*, 28(5): 619–628.
- Edenius, L., Bergman, M., Ericsson, G., & Danell, K. 2002. The role of moose as a disturbance factor in managed boreal forests. *Silva Fennica*, 36(1): 57–67.
- Edge, W.D., Marcum, C.L., & Olson-Edge, S.L. 1987. Summer habitat selection by elk in western montana: a multivariate approach. *Journal of Wildlife Management*, 51: 884–951.
- Erickson, W.P., McDonald, T.L., & Skinner, R. 1998. Habitat selection using GIS data: a case study. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 3(3): 296–310.
- Environnement Canada. 2013. Normales et moyennes climatiques de 1981–2010, http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html
- Feit, H.A. 2004. James Bay Crees' life projects and politics: histories of place, animal partners and enduring relationships. In Blaser, M., Feit, H.A., & McRae, G. (dir.) *In the way of development: indigenous peoples, life projects and globalisation*, 92–110, Zed Books.
- Fleiss, J.L., & Cohen, J. 1973. The equivalence of weighted kappa and the intraclass correlation coefficient as measures of reliability. *Educational and Psychological Measurement*, 33: 613-619.
- Fleiss, J.L., Cohen, J., & Everit, B.S. 1969. Large sample standard errors of Kappa and weighted Kappa. *Psychological Bulletin*, 72(5): 323-327.
- Fraser, D., Thompson, B.K., Arthur, N.D. 1982. Aquatic feeding by moose: seasonal variation in relation to plant chemical composition and use of mineral licks. *Canadian Journal of Zoology*, 60: 3121–3126.
- Gadgil, M., Berkes, F., & Folke, C. 1993. Indigenous knowledge for biodiversity conservation. *Ambio*, 22 (2/3): 151–156.
- Germain, R. 2012. Acceptabilité sociale de l'aménagement forestier écosystémique: le point de vue des Algonquins de Pikogan. Mémoire de maîtrise en biologie, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Québec, 205 p.

- Haase, C.G., & Underwood, H.B. 2013. Integrating thermal constraints into habitat suitability for moose in the Adirondack State Parc, New York. *ALCES*, 49: 49–64.
- Hepinstall, J.A., Queen, L.P., & Jordan, P.A. 1996. Application of a modified habitat suitability index model for moose. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(11): 1281–1286.
- Hébert, R., Samson, C., & Huot, J. 2001. Validation d'un modèle d'indice de qualité de l'habitat pour l'ours noir. Département de biologie, Université Laval, Québec, 86 p.
- Hundermark, K.J., Eberhardt, W.L., & Ball, E. 1990. Winter habitat use by moose in southeastern Alaska: implications for forest management. *ALCES*, 26: 108–114.
- Huntington, H.P. 1998. Observations on the utility of the semi-directive interview for documenting traditional ecological knowledge. *Arctic*, 51(3): 237–242.
- Huntington, H.P. 2000. Using traditional ecological knowledge in science: methods and applications. *Ecological Applications*, 10(5): 1270–1274.
- Jacqmain, H., Dussault, C., Courtois, R., & Bélanger, L. 2008. Moose-habitat relationships: Integrating local Cree native knowledge and scientific findings in northern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(12): 3120–3132.
- Jacqmain, H., Bélanger, L., Courtois, R., Dussault, C., Beckley, T.M., & Pelletier, M. 2012. Aboriginal forestry: development of a socioecologically relevant moose habitat management process using local Cree and scientific knowledge in Eeyou Istchee. *Canadian Journal of Forest Research*, 42: 631–641.
- Jacqmain, H., Bélanger, L., Courtois, R., Beckley, T., Nadeau, S., Dussault, C., & Bouthillier, L. 2005. Proposal to combine cree and scientific knowledge for improved moose habitat management on Waswanipi Eeyou Astchee, northern Québec. *ALCES*, 41: 147–160.
- Joanisse, G., Blouin, D., Duclos, I., Fink, J., Vachon, L., & Lessard, G. 2013. Adaptation et validation de l'indice de qualité d'habitat (IQH) de l'orignal (*Alces alces*) pour le domaine de l'érablière à bouleau jaune dans le sud-ouest du Québec. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO). Rapport 2013-09. 136 pages + 3 annexes.
- Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61(1): 65–71.
- Kneeshaw, D.D., Larouche, M., Asselin, H., Adam, M.-C., Saint-Arnaud, M., & Reyes, G. 2010. Road rash: Ecological and social impacts of road networks on First Nations. Pages 169-184 (Chapitre 8), M.G. Stevenson et D.C. Natcher (Dir.), *Planning Co-existence: Aboriginal considerations and approaches in land use planning*. Edmonton: Canadian Circumpolar Institute Press.

- Koitzsch, K.B. 2002. Application of a moose habitat suitability index model to Vermont wildlife. *ALCES*, 38: 89–107.
- Labbé, J., Langlois, C., & Dussault, C. 2012. Méthode performante d'évaluation de la qualité de l'habitat de l'orignal dans les zecs du Québec. Rapport de projet, Zecs Québec, 138 p.
- Lamontagne, G., & Lefort, S. 2004. Plan de gestion de l'orignal 2004-2010. Direction du développement de la faune. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec, 273 p.
- Landis J.R., & Koch, G.G. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33: 159–174.
- Larouche, M. 2008. La modélisation de scénarios d'aménagement forestier à l'échelle du paysage: un outil d'aide à la décision en foresterie autochtone. Maîtrise en biologie, Université du Québec À Montréal, Montréal, 92 p.
- Laurian, C., Dussault, C., Ouellet, J.-P., Courtois, R., Poulin, M., & Breton, L. 2008. Behavior of moose relative to a road network. *Journal of Wildlife Management*, 72(7): 1550–1557.
- Leblond, M., Dussault, C., & Ouellet, J.-P. 2010. What drives fine-scale movements of large herbivores? A case study using moose. *Ecography*, 33(6): 1102–1112.
- Leroux, J., Chamberland, R., Brazeau, E. & Dubé, C. 2004. Au pays des peaux de chagrin. Occupation et exploitation territoriales à Kitcisakik (Grand-Lac-Victoria) au XXe siècle. Les Presses de l'Université Laval, Canada. 272 p.
- Lévesque, C., Monpetit, C., & Vincent, S. 1997. Vers une gestion intégrée et durable des activités forestières en Eeyou Astchee. L'élaboration d'un corpus de critères et d'indicateurs d'ordre culturel, social et économique. Institut National de la Recherche Scientifique, Montréal, 31 p.
- MacCracken, J. G., Ballenberghe, V.V., & Peek, J.-M. 1993. Use of aquatic plants by moose: sodium hunger or foraging efficiency? *Canadian Journal of Zoology*, 71(12): 2345–2351.
- Massé, S., Cheveau, M., Dussault, C., & Blanchette, P. 2013. Guide de l'utilisateur-Extension MRNF-MQH pour ArcGIS: modèles de la qualité de l'habitat pour la faune. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune terrestre et de l'avifaune, Québec, 43 p.
- McGregor, D. 2004. Coming full circle: indigenous knowledge, environment and our future. *American Indian Quarterly*, 28(3/4): 385–410.

- McGregor, D. 2009. Linking traditional knowledge and environmental practice in Ontario. *Journal of Canadian Studies*, 43(3): 69–100.
- McLoughlin, P.D., Morris, D.W., Fortin, D., Vander Wal, E., & Contasti, A.L. 2010. Considering ecological dynamics in resource selection functions. *Journal of Animal Ecology*, 79(1): 4–12.
- Ministère des Ressources Naturelles (MRN). 2013. Norme de photo-interprétation, quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional. Ministère des Ressources naturelles, Secteur forêts, Direction des inventaires forestiers, Québec, Version provisoire, 138 p.
- Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune (MRNF). 2009. Calcul de l'indice de qualité d'habitat de l'orignal (IQH). Guide de l'utilisateur, 11 p.
- Monserud, R.A., & Leemans, R. 1992. Comparing global vegetation maps with the Kappa statistic. *Ecological Modeling*, 62: 275–293.
- Moore, K.A. 1982. Kipawa: Portrait of a people. Highway Book Shop, Cobalt, Ontario, Canada. p. 93–116.
- Morris, D.W. 2011. Adaptation and habitat selection in the eco-evolutionary process. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1717): 2401–2411.
- Morris, K. 2002. Impact of moose on aquatic vegetation in northern Maine. *ALCES*, 38: 213–218.
- Mukamurera, J., Lacourse, F., & Couturier, Y. 2006. Des avancées en analyse qualitative : pour une transparence et une systématisation des pratiques. *Recherches qualitatives*, 26(1): 110–138.
- Neu, C.W., Byers, C.R., & Peek, J.-M. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management*, 38(3): 541–545.
- Nolet, P., Sougavinsky, S., & Doyon, F. 1999. Caractérisation du régime des perturbations naturelles de la Réserve Faunique Papineau-Labelle. *Écoforesterie Consultants*, 44 p.
- Ohniagari, K., & Berkes, F. 1997. Transmission of indigenous knowledge and bush skills among the Western James Bay Cree women of subarctic Canada. *Human Ecology*, 25(2): 197–222.
- Parsons, R., & Prest, G. 2003. Aboriginal forestry in Canada. *Forestry Chronicle*, 79(4): 779–784.
- Payette, S., Fillion, L., & Delwaide, A. 1990. Disturbance regime of a cold temperate forest as deduced from tree-ring patterns: the Tantaré Ecological Reserve, Québec. *Canadian Journal of Forest Research*, 20(8): 1228–1241.

- Peek, J.-M. 2007. Habitat relationships. Dans *Ecology and Management of the North American Moose*. Seconde édition. Sous la direction de Franzmann A.W., & Schwartz, C.C. University Press of Colorado, Colorado, USA, pp 351–375.
- Peek, J.-M., Urich, D.L., & Mackie, R.J. 1976. Moose habitat selection and relationships to forest management in northeastern Minnesota. *Wildlife Monographs*, 48: 3–65.
- Polfus, J.L., Heinemeyer, K., & Hebblewhite, M. 2014. Comparing traditional ecological knowledge and western science woodland caribou habitat models. *Journal of Wildlife Management*, 78(1): 112–121.
- Puttock, G., Shakotko, P., & Rasaputra, J.G. 1996. An empirical habitat model for moose, *Alces alces*, in Algonquin Park, Ontario. *Forest Ecology and Management*, 81(1-3): 169–178.
- Racine, J.-C. 2004. Étude sur les classes de hauteur des peuplements forestiers recherchés par l'original comme aire de confinement dans la Zec Wessonseau. 24 p.
- Ratelle, M. 1993. Description sommaire des groupes autochtones avoisinant Kipawa de 1615 à nos jours. Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction des affaires autochtones, 76 p.
- Reeves, H.M., & McCabe, R.E. 2007. Of moose and man. Dans *Ecology and Management of the North American Moose*. Seconde édition. Sous la direction de Franzmann A.W., & Schwartz, C.C. University Press of Colorado, Colorado, USA, pp 1–75.
- Roloff, G., & Kernohan, B.J. 1999. Evaluating reliability of habitat suitability index models. *Wildlife Society Bulletin*, 27: 973–985.
- Romito, T., Smith, K., Beck, B., Beck, J., Todd, M., Bonar, R., & Quinlan, R. 1999. Moose winter habitat suitability index model. Version 5. Foothills Model Forest, Alberta, Canada.
- Rousseau, M.-H. 2008. L'acceptabilité sociale de l'aménagement forestier : le cas de l'île d'Anticosti. Mémoire de maîtrise en sciences forestières, Université Laval, Canada, 70 p.
- Roy, M.-E., Doyon, F., Nolet, P., & Bouffard, D. 2010. Historique des perturbations et réponse de la végétation forestière dans l'érablière à boulot jaune de l'ouest au Témiscamingue au cours du 20^{ème} siècle. Rapport technique, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, Ripon, Québec, 57 p. + 2 annexes.
- Saint-Arnaud, M., Asselin, H., Dubé, C., Croteau, Y., & Papatie, C. 2009. Developing criteria and indicators for aboriginal forestry: mutual learning through collaborative research. Pages 85-105 (Chapitre 6), M.G. Stevenson et D.C. Natcher (Dir.), *Changing the Culture of Forestry in Canada: Building Effective Institutions for Aboriginal*

- Engagement in Sustainable Forest Management. Edmonton: Canadian Circumpolar Institute Press.
- Samson, C., Dussault, C., Courtois, R., & Ouellet, J.-P. 2002. Guide d'aménagement de l'habitat de l'orignal. Société de la faune et des parcs du Québec, Fondation de la faune du Québec et Ministère des Ressources naturelles du Québec, Sainte-Foy, 48 p.
- Stevenson, M.G. 1996. Indigenous knowledge in environmental assessment. *Arctic*, 49(3): 276–291.
- Stevenson, M.G. 2005. Connaissances traditionnelles et gestion durable des forêts. Réseau de gestion durable des forêts, Edmonton, Alberta, 24 p.
- St-Louis, A., & Bastille-Rousseau, G. 2011. Influence de l'habitat, de la prédation et des modalités de chasse sur l'évolution des densités d'orignaux au Québec. Rapport d'étude, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune et Université Laval, 60 p.
- Tikina, A.V., Innes, J.L., Trospen, R.L., & Larson, B.C. 2010. Aboriginal peoples and forest certification: a review of the Canadian situation. *Ecology and Society*, 15(3): 33.
- Uprety, Y., Asselin, H., Bergeron, Y., Doyon, F., & Boucher, J.-F. 2012. Contribution of traditional knowledge to ecological restoration: Practices and applications. *Ecoscience*, 19(3): 225–237.
- Usher, P.J. 2000. Traditional ecological knowledge in environmental assessment and management. *Arctic*, 53:183–193.
- Vanbelle, S. 2002. Accord entre observateurs et coefficient kappa de Cohen. Mémoire de Licence en Sciences Mathématiques, Université de Liège, Belgique, 88p.
- Vanbelle, S., & Albert, A. 2009. A note on the linearly weighted kappa coefficient for ordinal scales. *Statistical Methodology*, 6: 157–163.
- Viera, A.J., & Garrett, L.M. 2005. Understanding interobserver agreement: The kappa statistic. *Family Medicine*, 37(5): 360–363.
- Wanlin, P. 2007. L'analyse de contenu comme méthode d'analyse qualitative d'entretiens : une comparaison entre les traitements manuels et l'utilisation de logiciels. *Recherches qualitatives, Hors Série*, 3: 243–272.
- Warrens, M.J. 2011. Cohen's linearly weighted kappa is a weighted average of 2×2 kappas. *Psychometrika*, 76(3) 471–486.
- Wyatt, S. 2008. First Nations, forest lands, and "aboriginal forestry" in Canada: from exclusion to comanagement and beyond. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(2): 171–180.

- Wyatt, S., Fortier, J.F., & Hébert, M. 2010. Collaboration entre Autochtones et autres acteurs forestiers du Québec: portrait d'une diversité de pratiques et de modèles. *Forestry Chronicle*, 86(2): 243–255.
- Wyatt, S., Merrill, S., & Natcher, D. 2011. Ecosystem management and forestry planning in Labrador: how does Aboriginal involvement affect management plans?. *Canadian Journal of Forest Research*, 41(11), 2247–2258.

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

Les grands mammifères sont d'un intérêt particulier dans le cadre de la conservation faunique parce que ces espèces utilisent de grandes superficies (Crooks, 2002). L'orignal retient l'attention des gestionnaires de la faune et des communautés autochtones au Québec en raison de la taille de son domaine vital et de son importance culturelle et économique. Or, l'indice de qualité de l'habitat de l'orignal (IQH) validé en forêts mixtes et résineuses (Allen, 1987 ; Dussault et al., 2006), ne l'a été que par une seule étude en forêt feuillue (Joanisse et al., 2013). Les chasseurs autochtones, qui utilisent le territoire depuis des siècles, ont une connaissance fine de l'habitat de l'orignal. Les savoirs écologiques traditionnels (SET) peuvent être utiles pour documenter la sélection d'habitats par la faune (Jacqmain et al., 2008; Berkes et Berkes, 2007; McGregor, 2009). L'objectif de notre étude était de comparer la qualité de l'habitat de l'orignal en forêt feuillue telle que déterminée par l'IQH et par les savoirs traditionnels autochtones.

3.1 Importance des SET dans la gestion de l'orignal

Le calcul de l'IQH a montré que la qualité de l'habitat était élevée (IQH = 0,64) dans l'aire d'étude. En outre, nous avons mesuré un accord modéré à fort entre l'IQH et les SET dans la forêt feuillue du sud du Témiscamingue. Nos résultats confirment ainsi l'hypothèse de la concordance de jugement entre l'IQH et les SET, basée sur des études antérieures menées plus au nord dans la forêt résineuse (Jacqmain et al., 2008). L'IQH développé en forêts mixtes et résineuses semble par conséquent approprié pour la forêt feuillue et peut être utilisé comme outil de gestion de l'habitat de l'orignal. Les sources de désaccord entre l'IQH et les SET notés dans cette étude montrent toutefois que l'intégration de variables en lien avec la nourriture aquatique et une modification de la pondération attribuée aux peuplements résineux et aux milieux improductifs semblent être des points importants à considérer pour bonifier le calcul de l'IQH en forêt feuillue. La modification pourrait aller dans le sens de donner moins de poids aux agglomérations de résineux qui sont plus rares et isolés dans le

domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune que plus au nord, et plus de poids aux milieux improductifs.

Divers travaux de recherche ont documenté la capacité qu'ont les autochtones à détecter le comportement des espèces fauniques (Gadgil et al., 1993; Ohmagari et al., 1997; Jacqmain et al., 2008; Polfus et al., 2014). Les SET sont en partie basés sur le succès de chasse, qui s'inscrit dans l'utilisation durable des ressources (Dei, 1993; Olsson et al., 2004). Les SET sont à la fois cumulatifs et dynamiques, car s'appuyant sur l'expérience des générations précédentes (Gadgil et al., 1993; Stevenson, 1996). Les résultats obtenus dans cette étude montrent encore une fois que les SET peuvent être utilisés conjointement avec la science pour mieux relever les défis environnementaux (Berkes, 2008; Uprety et al., 2012). Les SET sont une source d'information qui peut être utile dans la gestion des ressources et du territoire (Cheveau, 2008; O'Flaherty et al., 2008). La prise en compte des SET, de plus en plus exigée dans plusieurs programmes nationaux et internationaux (Tanguay, 2012), constitue une voie prometteuse vers des pratiques forestières en phase avec la vision des autochtones.

3.2 Évolution de la qualité de l'habitat

La qualité de l'habitat est restée élevée dans l'aire d'étude entre 1992 et 2012, l'IQH montrant même une légère augmentation (4 %). Ce résultat confirme l'hypothèse d'une évolution positive de la qualité de l'habitat dans l'aire d'étude. L'augmentation de la qualité de l'habitat est majoritairement due à une plus grande abondance de couvert d'été, qui a compensé la diminution du couvert d'hiver. La valeur plus élevée de l'IQH au sud de l'aire d'étude s'explique par une plus grande disponibilité de nourriture issue de la régénération après perturbations naturelles et anthropiques. Toutefois, selon les autochtones, les coupes totales doivent être de petites superficies afin d'éviter de fragmenter l'habitat et de créer des « îlots de prédation ». De plus, afin de favoriser l'équité entre les terrains de trappe familiaux (Larouche, 2008), chacun devrait avoir en tout temps une proportion jugée acceptable d'habitats de bonne qualité, constitués de parcelles de tailles suffisantes reliées par des corridors naturels.

3.3 Limites de l'approche

Les désaccords obtenus entre l'IQH et les SET peuvent s'expliquer en partie par la différence d'échelle entre les deux méthodes d'acquisition de données (Huntington et al., 2004; Gagnon et Berteaux, 2009). En effet, l'unité de référence des chasseurs autochtones (i.e., la taille moyenne d'un dessin sur les cartes) était près de sept fois plus grande que la taille moyenne de l'unité de référence utilisée pour le calcul de l'IQH. De plus, le regroupement des jugements de plusieurs chasseurs en une seule valeur pour fins de comparaison avec l'IQH pourrait avoir masqué des différences entre les individus.

3.4 Perspectives de recherche

Certaines questions ont émergé au cours du projet, qui mériteraient d'être approfondies. En effet, l'IQH permet de représenter sur une carte les zones où la qualité de l'habitat est plus ou moins bonne, mais il ne tient pas compte de la connectivité entre les zones de qualité bonne/élevée. La connectivité du paysage est un indicateur pertinent qui pourrait guider un aménagement adapté aux exigences de déplacement de l'orignal ainsi que les compromis qui découlent des facteurs limitants. D'ailleurs, les membres de la communauté algonquine de Eagle Village ont développé un modèle de gestion de l'habitat de l'orignal. Ce modèle est basé sur une juxtaposition de peuplements résineux matures (couvert d'abri) et de jeunes peuplements feuillus (aires d'alimentation) reliés par des corridors naturels. Cette vision basée sur l'identification et la conservation d'habitats fondamentaux (*core habitats*) rejoint le modèle de la « matrice inversée » développé par Schmiegelow et al. (2006). En effet, certains aménagistes forestiers ont tendance à assimiler la forêt à une matrice de superficies aménagées dans laquelle des îlots de protection sont identifiés et conservés. Or, pour une meilleure conservation de la diversité biologique, et dans une perspective holistique de gestion des habitats fauniques, un schéma inverse devrait être envisagé, à savoir une matrice de superficies protégées avec des îlots consacrés à l'exploitation forestière (Schmiegelow et al., 2006). Une telle approche permettrait de préserver des superficies suffisamment connectées qui serviraient de nourriture et de couvert pour l'orignal. Il serait intéressant de comparer la qualité de l'habitat de l'orignal de territoires où l'aménagement forestier aurait été fait de façon conventionnelle et selon l'approche des habitats fondamentaux

Le calcul de l'IQH se base sur des variables en liens avec les peuplements forestiers. Il serait intéressant de réfléchir à la possibilité d'intégrer dans le calcul de l'IQH l'utilisation par l'orignal de milieux non forestiers. Le système canadien de classification des milieux humides reconnaît l'importance particulière des milieux aquatiques de moins de 2 m de profondeur (GTNTH, 1988). Intégrer une cartographie des eaux peu profondes favorables à l'orignal comme zones d'alimentation permettrait de bonifier le calcul de l'IQH. Prendre en compte les variables en lien avec la présence du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) et les prédateurs de l'orignal pourrait apporter plus de précisions à la sélection adaptative de l'habitat par l'orignal.

ANNEXE A: FORMULAIRE DE CONSENTEMENT

TITRE DU PROJET DE RECHERCHE : UTILISATION CONJOINTE DES SAVOIRS TRADITIONNELS ET SCIENTIFIQUES POUR ÉVALUER LA QUALITÉ DE L'HABITAT DE L'ORIGNAL EN FORÊT FEUILLUE

NOM ET APPARTENANCE DES CHERCHEURS Hugo Asselin (professeur au département des sciences du développement humain et social), Benoît Tendeng (étudiant à la maîtrise en biologie) et Louis Imbeau (professeur à l'Institut de recherche sur les forêts), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT).

COMMANDITAIRE OU SOURCE DE FINANCEMENT : Tembec, Domtar, Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada

DURÉE DU PROJET : 2 ans.

PRÉAMBULE :

Cette recherche a pour objectif principal de comparer l'aménagement forestier conventionnel au modèle des habitats fondamentaux développé par Eagle Village en ce qui concerne le maintien de la qualité de l'habitat de l'orignal en forêt feuillue.

Avant de donner votre accord, nous vous suggérons de lire attentivement les informations fournies dans ce formulaire de consentement. Vous y trouverez des explications sur le but de la recherche, les procédures, les avantages, les risques et inconvénients, de même que les coordonnées des personnes avec qui communiquer si vous avez des questions concernant le déroulement du projet ou vos droits en tant que participant.

Nous vous invitons à poser toutes les questions que vous jugerez utiles aux chercheurs et aux autres membres du personnel affecté au projet de recherche et à leur demander de vous expliquer tout mot ou renseignement qui ne serait pas clair.

BUT DE LA RECHERCHE :

Ce projet utilisera conjointement les savoirs traditionnels et scientifiques afin de comparer l'aménagement forestier conventionnel au modèle des habitats fondamentaux développé par Eagle Village en ce qui concerne le maintien de la qualité de l'habitat de l'orignal en forêt feuillue. Plus spécifiquement, il s'agira : (1) de valider l'application de l'indice de qualité de l'habitat (IQH) de l'orignal en forêt feuillue en se référant aux savoirs écologiques traditionnels des membres de la communauté autochtone de Eagle Village; (2) de déterminer l'évolution de la qualité de l'habitat de l'orignal sur le territoire de Eagle Village depuis les années 1970; et (3) d'évaluer l'évolution de la qualité de l'habitat de l'orignal sur le territoire de Eagle Village depuis les années 1990.

DESCRIPTION DE VOTRE PARTICIPATION À LA RECHERCHE :

Votre participation à ce projet de recherche consiste à participer à une entrevue individuelle (environ 30 minutes) dans un lieu à votre convenance. Notez qu'un cochercheur autochtone sera présent lors des entrevues.

AVANTAGES POUVANT DÉCOULER DE VOTRE PARTICIPATION :

En participant à ce projet, vous permettrez à l'équipe de recherche de proposer des façons d'adapter les pratiques d'aménagement forestier afin de maintenir la qualité de l'habitat de l'orignal sur le territoire de votre communauté.

RISQUES ET INCONVÉNIENTS POUVANT DÉCOULER DE VOTRE PARTICIPATION :

Le seul inconvénient associé à votre participation à cette recherche est le temps que vous consacrerez à répondre à nos questions.

ENGAGEMENTS ET MESURES VISANT À ASSURER LA CONFIDENTIALITÉ :

- Toutes les personnes qui participeront à la collecte et à l'analyse des données signeront un engagement à respecter leur confidentialité.
- Votre nom ne sera utilisé dans aucune présentation ou publication.
- Les données cartographiques ne seront montrées à personne et ne seront pas publiées. Elles serviront seulement à faire des comparaisons statistiques avec les résultats des calculs d'indice de qualité d'habitat.

- Avec votre permission, l'entrevue sera enregistrée. Le fichier sera conservé dans un ordinateur protégé par un mot de passe jusqu'à ce que l'entrevue ait été retranscrite, après quoi le fichier sera détruit.
- Tous les documents papier seront conservés dans un classeur fermé à clé et les données numériques seront conservées dans un ordinateur protégé par un mot de passe.
- Votre nom sera remplacé par un code dans les fichiers d'analyse. La liste des correspondances entre les noms et les codes sera également gardée dans un fichier protégé par un mot de passe. Seuls les chercheurs auront accès à la liste de correspondance des noms et des codes.
- À la fin du projet toutes les données seront remises à la communauté de Eagle Village sous format codé (sans les noms), tel que préconisé dans le Protocole de recherche des Premières Nations du Québec et du Labrador. Il ne sera pas possible d'identifier les répondants. Les chercheurs détruiront leur copie des données deux ans après la publication finale des résultats.

INDEMNITÉ COMPENSATOIRE :

Aucune rémunération ou indemnité compensatoire n'est prévue pour votre participation à cette recherche.

COMMERCIALISATION DES RÉSULTATS ET/OU CONFLITS D'INTÉRÊTS

Les résultats de cette recherche ne seront pas commercialisés. Les chercheurs certifient ne pas être en conflit d'intérêts apparents ou réels.

DIFFUSION DES RÉSULTATS :

Les résultats du projet de recherche seront présentés dans un mémoire de maîtrise et dans des articles scientifiques. Des copies de ces publications seront disponibles gratuitement si vous en faites la demande auprès des chercheurs. Une présentation publique des principaux résultats de la recherche sera faite dans la communauté de Eagle Village.

CLAUSE DE RESPONSABILITÉ :

En acceptant de participer à cette étude, vous ne renoncez à aucun de vos droits ni ne libérez les chercheurs, les commanditaires et les institutions impliquées de leurs obligations légales et professionnelles à votre égard.

LA PARTICIPATION DANS UNE RECHERCHE EST VOLONTAIRE :

Vous participez à cette recherche à titre volontaire. Vous pouvez donc interrompre votre participation à tout moment, sans condition et sans avoir à justifier votre décision. En cas de retrait de votre part, les données vous concernant seront détruites, dans la mesure où, selon le stade de la recherche, il sera possible pour les chercheurs de retracer les données vous concernant et de les éliminer des documents produits.

Pour tout renseignement supplémentaire concernant vos droits, vous pouvez vous adresser au Comité d'éthique de la recherche impliquant des êtres humains
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
445, boul. de l'Université, Bureau B-309
Rouyn-Noranda (Québec) J9X 5E4
Téléphone : 1-819-762-0971 poste 2252
Maryse.Delisle@uqat.ca

CONSENTEMENT :

Je, soussigné(e), accepte volontairement de participer à l'étude « *Maintien de l'habitat de l'original en forêt feuillue : comparaison de stratégies d'aménagement forestier* »

Nom du participant (lettres moulées)

Signature du participant

Date

Nom du témoin (lettres moulées), s'il y a lieu

Signature du témoin

Date

Ce consentement a été obtenu par :

Nom du chercheur (lettres moulées)

Signature

Date

QUESTIONS :

Pour d'autres questions relatives à cette recherche, vous pouvez vous adresser à :

Hugo Asselin, professeur, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
445, boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec, J9X 5E4, Canada.
Téléphone : 1-819-762-0971 poste 2621.
Hugo.Asselin@uqat.ca

Veillez conserver un exemplaire de ce formulaire pour vos dossiers.

ANNEXE B: GUIDE D'ENTREVUE

ÉVALUATION ET PERCEPTION DE LA QUALITÉ DE L'HABITAT DE L'ORIGINAL
EN FORÊT FEUILLUE :

COMPARAISON DE STRATÉGIES D'AMÉNAGEMENT FORESTIER

GUIDE D'ENTREVUES
SEMI-STRUCTURÉES

AVEC LES CHASSEURS ET AINÉS DE

EAGLE VILLAGE FIRST NATION

PAR

Benoît Tendeng, Hugo Asselin et Louis Imbeau

Novembre 2012

Objectif

Le but de ce guide d'entrevue est d'évaluer la perception des membres de Eagle Village First Nation de la chasse à l'orignal, de la qualité de l'habitat de l'orignal et de leur évolution dans le temps.

Échantillon: Les personnes ciblées pour cette entrevue sont les chasseurs experts et les aînés de Eagle Village First Nation.

Méthode: Entrevue semi-structurée.

A- Questions générales

N° Terrain de chasse: _____

Prénom : _____ / Nom: _____

Groupe d'âge: 18-34 35-59 60 et plus

Langue d'entrevue:

@ Anglais @ Français

@ Algonquin Nom du traducteur: _____

Interviewer: _____ Date/_____/_____

B- Thématiques d'entrevues

Section 1: La chasse à l'orignal

1.1- Depuis combien de temps chassez-vous l'orignal? _____

1.2- Durant quelle(s) saison(s) chassez-vous l'orignal?

<i>Saison</i>	<i>Nombre de fois/saison</i>	<i>Nombre de jours moyen</i>
---------------	------------------------------	------------------------------

<input type="checkbox"/> Hiver	_____	_____
--------------------------------	-------	-------

<input type="checkbox"/> Printemps	_____	_____
------------------------------------	-------	-------

<input type="checkbox"/> Eté	_____	_____
------------------------------	-------	-------

<input type="checkbox"/> Automne	_____	_____
----------------------------------	-------	-------

1.3- Votre fréquentation à la chasse à l'orignal a-t-elle?

1) Augmentée 2) Diminuée

- Si elle a diminué, depuis quand et pour quelle raison?

Section 2: Identification et caractéristiques des sites fréquentés ou pas

2.1- A quel(s) endroit(s) chassez-vous l'orignal? (montrer sur la carte)

2.2- Pouvez-vous monter sur une carte les sites fréquentés ou pas par l'orignal?

2.3- Quelles sont les caractéristiques des sites fréquentés préférentiellement par l'orignal durant les saisons et selon les peuplements?

2.4- Pouvez-vous différencier sur cette carte les sites en termes de besoins en:

- Nourriture
- Abri
- Reproduction
- Repos
- Abreuvement
- Autre: _____

Section 3 : Le succès de chasse actuel et son évolution dans le temps

3.1- Depuis les années 1990, le succès de chasse a-t-il généralement:

- a) Augmenté b) Diminué c) ou est resté stable ?

3.2- Si le succès de chasse a diminué : sur une échelle de (1 à 4), pouvez-vous donner une note à chaque saison en fonction de la diminution?

Remarque : (1=vraiment diminué), (2= beaucoup diminué), (3= assez diminué), (4=peu diminué),

- Hiver _____
- Printemps _____
- Été _____
- Automne _____

Section 4 : les techniques de maintien de l'habitat de l'orignal

4.1- Selon vous, comment peut-t-on décrire un bon habitat pour l'orignal?

4.2- En général, quelle est la qualité actuelle de l'habitat de l'orignal dans votre territoire de chasse?

4.3- Compte tenu du fait que votre territoire de chasse est ouvert à l'exploitation forestière, quelles techniques de coupe suggèreriez-vous pour préserver l'habitat de l'orignal?

ANNEXE C: VALEUR DU TEST KAPPA ET INTERPRÉTATION DE L'ACCORD DE JUGEMENT ENTRE LES SAVOIRS TRADITIONNELS ET L'INDICE DE QUALITÉ D'HABITAT (IQH) À 3 CLASSES (FAIBLE, BON, ÉLEVÉ) POUR CHAQUE TERRAIN DE TRAPPE FAMILIAL.

Code chasseur	Kappa	Accord
T_H01	0,41	Modéré
T_H02	0,43	Modéré
T_H03	0,58	Modéré
T_H04	0,30	Faible
T_H05	0,75	Fort
T_H06	0,63	Fort
T_H07	0,65	Fort
T_H08	0,50	Modéré
T_H09	0,34	Faible
T_H10	0,32	Faible
T_H11	0,54	Modéré
T_H12	0,55	Modéré
T_H13	0,34	Faible
T_H14	0,05	Très faible
T_H15	0,87	Très fort
T_H16	0,38	Faible

RÉFÉRENCES DE L'INTRODUCTION GÉNÉRALE ET DE LA CONCLUSION GÉNÉRALE

- Allen, A.W., Jordan, P.A., & Terrell, J.-W. 1987. Habitat suitability index models: moose, Lake Superior Region. U.S Fish and Wildlife Service, National Ecology Research Center, Washington, DC, 47 p.
- Ball, J.-P., Nordengren, C., & Wallin, K. 2001. Partial migration by large ungulates: characteristics of seasonal moose *Alces alces* ranges in northern Sweden. *Wildlife Biology*, 7: 39–47.
- Basille, M., Fortin, D., Dussault, C., Ouellet, J.-P., & Courtois, R. 2013. Ecologically based definition of seasons clarifies predator-prey interactions. *Ecography*, 36: 220–229.
- Beaudoin, J.-M. 2012. Aboriginal economic development of forest resources: How can we think outside the wood box? *Forestry Chronicle*, 88 (5): 571–577.
- Berger, C. 1993. L'utilisation de l'habitat par l'orignal dans le domaine écologique de la sapinière à bouleau blanc. Rapport de recherche présenté à l'Université du Québec à Rimouski. 26 p.
- Berkes, F., 2008. *Sacred ecology*, second edition. New York, Routledge, 314 p.
- Berkes, F., & Henley, T. 1997. Co-management and traditional knowledge: threat or opportunity? *Policy Options-Montreal*, 18: 29–31.
- Berkes, F., Berkes, M.K., & Fast, H. 2007. Collaborative integrated management in Canada's North: The role of local and traditional knowledge and community-based monitoring. *Coastal Management*, 35(1): 143–162.
- Berkes, F., Colding, J., & Folke, C. 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Applications*, 10(5): 1251–1262.
- Boillat, S., & Berkes, F. 2013. Perception and interpretation of climate change among Quechua farmers of Bolivia: indigenous knowledge as a resource for adaptive capacity. *Ecology and Society*, 18(4): 21.
- Briand, Y. 2008. Sélection de l'habitat à fine échelle par le caribou forestier en forêt boréale aménagée de l'est du Canada. Mémoire de maîtrise en Gestion de la faune et de ses habitats, Université du Québec à Rimouski, 78 p.
- Burton, P.J., Messier, C., Weetman, G.F., Prepas, E.E., Adamowicz, W.L., & Titler, R. 2003. The current state of boreal forestry and the drive for change. Dans *Towards sustainable management of the boreal forest*. Publié sous la direction de Burton, P.J., Messier, C., Smith, D.W., & Adamowicz, W.L. NRC Research Press Ottawa, Ontario. pp. 1–40.

- Ceacero, F., Landete-Castillejos, T., Miranda, M., García, A.J., Martínez, A., & Gallego, L. 2014. Why do cervids feed on aquatic vegetation? *Behavioural Processes*, 103: 28–34.
- Chekhak, T., Courtois, R., Ouellet, J-P., Breton, L., & St-Onge, S. 1998. Caractéristiques des sites de mise bas de l'orignal (*Alces alces*). *Canadian Journal of Zoology*, 76(9): 1663–1670.
- Cheveau, M., Imbeau, L., Drapeau, P., & Bélanger, L. 2008. Current status and future directions of traditional ecological knowledge in forest management: a review. *Forestry Chronicle*, 84(2): 231–243.
- Condon, B., & Adamowicz, W. 1995. The economic value of moose hunting in Newfoundland. *Canadian Journal of Forest Research*, 25(2): 319–328.
- Courtois, R. 1993. Description d'un indice de qualité d'habitat pour l'orignal (*Alces alces*) au Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique, Gestion intégrée des ressources, Québec, document technique 93/1, 56 p.
- Courtois, R., & Crête, M. 1988. Déplacements quotidiens et domaines vitaux des orignaux du sud-ouest du Québec. *ALCES*, 24: 78–89.
- Courtois, R., Ouellet, J-P., & Gagné, B. 1996a. Habitat hivernal de l'orignal (*Alces alces*) dans des coupes forestières d'Abitibi-Témiscamingue. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la Faune et des Habitats, Québec, 33 p.
- Courtois, R., Dussault, C., Potvin, F., & Daigle, G. 2002. Habitat selection by moose (*Alces alces*) in clear-cut landscapes. *ALCES*, 38: 177–192.
- Courtois, R., Breton, L., Beaumont, A., & Ouellet, J.-P. 1996c. Impact du déséquilibre du rapport des sexes chez l'orignal (*Alces alces*). Gouvernement du Québec, Ministère de l'environnement et de la faune, Direction de la faune et des habitats.
- Courtois, R., Ouellet, J-P., Dansereau, M.C., & Fauvel, A.M. 1996b. Habitat de début d'hiver de l'orignal (*Alces alces*) dans quatre zones bioclimatiques du Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la Faune et des Habitats, Québec, 24 p.
- Courtois, R., Ouellet, J.-P., Laurian, C., Sigouin, D., Breton, L., St-Onge, S., & Labonté, J. 2003. Un exemple de recherche au service de la gestion des populations: le suivi de plan de gestion de l'orignal, 1994-1998. *Naturaliste canadien*, 127(2): 54–66.
- Crête, M. 1977. Importance de la coupe forestière sur l'habitat hivernal de l'orignal dans le sud-ouest du Québec. *Canadian Journal of Forest Research*, 7(2): 241–257.

- Crête, M. 2003. Les modèles d'Indice de Qualité de l'Habitat: des outils utiles pour la gestion de l'habitat de la faune forestière? Société de la Faune et des Parcs du Québec, Direction du Développement de la Faune, Québec, 25 p.
- Crête, M., & Marzell, L. 2006. Évolution des forêts québécoises au regard des habitats fauniques : analyse des grandes tendances sur trois décennies. *Forestry Chronicle*, 82(3): 368–382.
- Crichton, V.F.J., Regelin, W.L., Franzmann, A.W., & Schwartz, C.C. 2007. The future of moose management and research. Dans *Ecology and Management of the North American Moose*. Seconde édition. Sous la direction de Franzmann, A.W., & Schwartz, C.C. University Press of Colorado, Colorado, USA. pp 655–667.
- Crooks, K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16(2), 488–502.
- Dei, G.J.S. 1993. Indigenous African knowledge systems: local traditions of sustainable forestry. *Singapore Journal of Tropical Geography*, 14: 28–41.
- Desrosiers, M., Perrotte Caron, O., Lefrançois, C., & Gagné, L. 2013. Documentation des enjeux fauniques identifiés dans le cadre du processus d'identification des préoccupations et d'entérinement des enjeux aux Plans d'aménagement forestier intégré (PAFI) de la Gaspésie – version 2. Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles, Gaspé (Québec), pour le compte du ministère des Ressources naturelles. 62 p.
- Dettki, H., Löfstrand, R., & Edenius, L. 2003. Modeling habitat suitability for moose in coastal northern Sweden: empirical vs process-oriented approaches. *AMBIO*, 32(8): 549–556.
- Doyon, F., Bouffard, D., & Bergeron, N. 2003. Classification cartographique des habitats fauniques de l'orignal (*Alces alces*) et développement d'un indice de qualité d'habitat (IQH) spatialement explicite basé sur les caractéristiques structurales des peuplements forestiers de l'Outaouais. Rapport présenté à l'Association des pourvoyeurs du Baskatong et la Société de la Faune et des Parcs du Québec, Québec, 40 p.
- Dussault, C., Courtois, R., & Ouellet, J.-P. 2006. A habitat suitability index model to assess moose habitat selection at multiple spatial scales. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(5): 1097–1107.
- Dussault, C., Courtois, R., Ouellet, J.-P., Huot, J., & Breton, L. 2004a. Effet des facteurs limitatifs sur la sélection de l'habitat par l'orignal - Une étude de trois ans dans le parc de la Jacques-Cartier. *Naturaliste canadien*, 128(2): 38–45.
- Dussault, C., & Ouellet, J.-P. 2004b. Behavioural responses of moose to thermal conditions in the boreal forest. *Ecoscience*, 11(3): 321–328.

- Dussault, C., Courtois, R., Ouellet, J.-P., & Girard, I. 2005a. Space use of moose in relation to food availability. *Canadian Journal of Zoology*, 83(11): 1431–1437.
- Dussault, C., Ouellet, J.-P., Courtois, R., Huot, J., Breton, L., & Jolicoeur, H. 2005b. Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography*, 28(5): 619–628.
- Edenius, L., Bergman, M., Ericsson, G., & Danell, K. 2002. The role of moose as a disturbance factor in managed boreal forests. *Silva Fennica*, 36(1): 57–67.
- Ferguson, M.A., Williamson, R.G., & Messier, F. 1998. Inuit knowledge of long-term changes in a population of Arctic Tundra Caribou. *Arctic*, 51(3): 201–219.
- Fortier, J.-F., Wyatt, S., Natcher, D.C., Smith, M.A.P., & Hébert, M. 2013. An inventory of collaborative arrangements between Aboriginal peoples and the Canadian forest sector: Linking policies to diversification in forms of engagement. *Journal of Environmental Management*, 119: 47–55.
- Fraser, D., Thompson, B.K., & Arthur, N.D. 1982. Aquatic feeding by moose: seasonal variation in relation to plant chemical composition and use of mineral licks. *Canadian Journal of Zoology*, 60: 3121–3126.
- Fraser, D., Arthur, D., Morton, J.K., & Thompson, B.K. 1980. Aquatic feeding by moose *Alces alces* in a Canadian lake. *Ecography*, 3(3): 218–223.
- Gadgil, M., Berkes, F., & Folke, C. 1993. Indigenous knowledge for biodiversity conservation. *AMBIO*, 22(2/3): 151–156.
- Gagnon, C.A., & Berteaux, D. 2009. Integrating traditional ecological knowledge and ecological science: a question of scale. *Ecology & Society*, 14(2), 19.
- Germain, R. 2012. Acceptabilité sociale de l'aménagement forestier écosystémique : le point de vue des Algonquins de Pikogan. Mémoire de maîtrise en biologie, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 205 p.
- Girard, F., & Joyal, R. 1984. L'impact des coupes à blanc mécanisées sur l'original dans le nord-ouest du Québec, *ALCES*, 20: 40–53.
- Grosman, P.D., Jaeger, J.A.G., Biron, P.M., Dussault, C. & Ouellet, J.-P. 2009. Reducing moose–vehicle collisions through salt pool removal and displacement: an agent-based modeling approach. *Ecology and Society*, 14(2): 17.
- Groupe de Travail National sur les Terres Humides (GTNTH). 1988. Wetlands of Canada. Environnement Canada et Polyscience Publications Inc, Montréal, 452 p.
- Hepinstall, J.A., Queen, L.P., & Jordan, P.A. 1996. Application of a modified habitat suitability index model for moose. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(11): 1281–1286.

- Herfindal, I., Tremblay, J.-P., Hansen, B.B., Solberg, E.J., Heim, M., & Sæther, B.E. 2009. Scale dependency and functional response in moose habitat selection. *Ecography*, 32(5): 849–859.
- Hébert, J. 2007. Besoins et attentes des Cris de Waswanipi pour la protection des cours d'eau et sites associés de l'Eeyou Istchee. Mémoire de maîtrise en sciences forestières, Université Laval, Québec, 101 p.
- Hébert, R., Samson, C., & Huot, J. 2001. Validation d'un modèle d'indice de qualité de l'habitat pour l'ours noir. Département de biologie, Université Laval, Québec, 86 p.
- Huntington, H.P., Callaghan, T.V., Gearheard, S.F., & Krupnik, I. 2004. Matching traditional and scientific observations to detect environmental change: a discussion on arctic terrestrial ecosystems. *AMBIO Special Report*, 18: 18–23.
- Jacqmain, H., Bélanger, L., Courtois, R., Beckley, T., Nadeau, S., Dussault, C., & Bouthillier, L. 2005. Proposal to combine Cree and scientific knowledge for improved moose habitat management on Waswanipi Eeyou Astchee, northern Québec. *ALCES*, 41: 147–160.
- Jacqmain, H., Bélanger, L., Courtois, R., Dussault, C., Beckley, T.M., Pelletier, M., & Gull, S.W. 2012. Aboriginal forestry: development of a socioecologically relevant moose habitat management process using local Cree and scientific knowledge in Eeyou Istchee. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(4): 631–641.
- Jacqmain, H., Dussault, C., Courtois, R., & Bélanger, L. 2008. Moose-habitat relationships: integrating local Cree native knowledge and scientific findings in northern Québec. *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 3120–3132.
- Joanisse, G., Blouin, D., Duclos, I., Fink, J., Vachon, L., & Lessard, G. 2013. Adaptation et validation de l'indice de qualité d'habitat (IQH) de l'orignal (*Alces alces*) pour le domaine de l'érablière à bouleau jaune dans le sud-ouest du Québec. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO). Rapport 2013-09. 136 pages + 3 annexes.
- Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61(1): 65–71.
- Jordan, P.A., Botkin, D.B., Dominski, A.S., Lowendorf, H.S., & Belovsky, G.E. 1973. Sodium as a critical nutrient for the moose of Isle Royale. *Proceedings of the North American Moose Conference Workshop*, 9: 13–42.
- Joyal, R. 1987. Moose habitat investigations in Quebec and management implications. *Swedish Wildlife Research*, 1: 139–152.

- Joyal, R., & Bourque, C. 1986. Variations, selon la progression de l'hiver, dans le choix de l'habitat et du régime alimentaire chez trois groupes d'orignaux (*Alces alces*) en milieu agro-forestier. *Canadian Journal of Zoology*, 64: 1475–1481.
- Kant, S., & Brubacher, D. 2008. Aboriginal expectations and perceived effectiveness of forest management practices and forest certification in Ontario. *Forestry Chronicle*, 84(3): 378–391.
- Koitzsch, K.B. 2002. Application of a moose habitat suitability index model to Vermont wildlife. *ALCES*, 38: 89–107.
- Labbé, J., Langlois, C., & Dussault, C. 2012. Méthode performante d'évaluation de la qualité de l'habitat de l'orignal dans les zecs du Québec. Rapport de projet, Zecs Québec, 138 p.
- Lacasse, M. 2003. Évaluation de la contribution de la chasse à l'orignal au développement économique des régions au Québec en 2001. Société de la Faune et des Parcs du Québec, Québec, 12 p.
- Lamontagne, G., & Lefort, S. 2004. Plan de gestion de l'orignal 2004-2010. Direction du développement de la faune. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec, 273 p.
- Larouche, M. 2008. La modélisation de scénarios d'aménagement forestier à l'échelle du paysage: un outil d'aide à la décision en foresterie autochtone. Maîtrise en biologie, Université du Québec À Montréal, Montréal, 92 p.
- Lathoud, F. 2005. Les enjeux de la participation des Cris de la Baie-James à l'exploitation des ressources forestières. *Globe*, 8(1): 155–173.
- Leblond, M., Dussault, C., & Ouellet, J.-P. 2010. What drives fine-scale movements of large herbivores? A case study using moose. *Ecography*, 33(6): 1102–1112.
- Leclerc, M. 2013. Sélection des sites de mise bas et survie des faons chez le caribou forestier: impacts de différentes stratégies comportementales sur la performance individuelle. Mémoire de maîtrise en Gestion de la faune et de ses habitats, Université du Québec à Rimouski, 89 p.
- Lemay, Y., & Adam, J.F. 2006. Suivi de la population d'orignaux (*Alces alces*) sur la Seigneurie du Lac Métis selon les statistiques de chasse de 1995 à 2006: Université du Québec à Rimouski, 25 p.
- Lowe, S.J., Patterson, B.R., & Schaefer, J.A. 2010. Lack of behavioral responses of moose (*Alces alces*) to high ambient temperatures near the southern periphery of their range. *Canadian Journal of Zoology*, 88(10): 1032–1041.

- MacCracken, J.G., Ballenberghe, V.V., & Peek, J.-M. 1993. Use of aquatic plants by moose: sodium hunger or foraging efficiency? *Canadian Journal of Zoology*, 71(12): 2345–2351.
- Massé, S., Cheveau, M., Dussault, C., & Blanchette, P. 2013. Guide de l'utilisateur-Extension MRNF-MQH pour ArcGIS: modèles de la qualité de l'habitat pour la faune. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune terrestre et de l'avifaune, Québec, 43 p.
- McGregor, D. 2009. Linking traditional knowledge and environmental practice in Ontario. *Journal of Canadian Studies*, 43(3): 69–100.
- McLoughlin, P.D., Morris, D.W., Fortin, D., Vander Wal, E., & Contasti, A.L. 2010. Considering ecological dynamics in resource selection functions. *Journal of Animal Ecology*, 79(1): 4–12.
- Michaud, J.-S., Coops, N.C., Andrew, M.E., & Wulder, M.A. 2012. Characterizing spatiotemporal environmental and natural variation using a dynamic habitat index throughout the province of Ontario. *Ecological Indicators*, 18: 303–311.
- Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune. 2003. Répartition de l'orignal (*Alces alces*) au Québec. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/faune/chasse/gibiers/repartition-original.pdf>
- Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune. 2009. Calcul de l'indice de qualité d'habitat de l'orignal (IQH). Guide de l'utilisateur, 11 p.
- Morris, D.W. 2003. Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia*, 136: 1–13.
- Morris, D.W. 2011. Adaptation and habitat selection in the eco-evolutionary process. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1717): 2401–2411.
- Morris, K. 2002. Impact of moose on aquatic vegetation in northern Maine. *ALCES*, 38: 213–218.
- Neu, C.W., Byers, C.R., & Peek, J.-M. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management*, 38(3): 541–545.
- Nikula, A., Heikkinen, S., & Helle, E. 2004. Habitat selection of adult moose *Alces alces* at two spatial scales in central Finland. *Wildlife Biology*, 10(2): 121–135.
- Olsson, P., Folke, C., & Berkes, F. 2004. Adaptive comanagement for building resilience in social–ecological systems. *Environmental Management*, 34(1): 75–90.

- Ohmagari, K., & Berkes, F. 1997. Transmission of indigenous knowledge and bush skills among the Western James Bay Cree women of subarctic Canada. *Human Ecology*, 25(2): 197-222.
- Osko, T.J., Hiltz, M.N., Hudson, R.J., & Wasel, S.M. 2004. Moose habitat preferences in response to changing availability. *Journal of Wildlife Management*, 68(3): 576–584.
- O’Flaherty, R.M., Davidson-Hunt, I.J., & Manseau, M. 2008. Indigenous knowledge and values in planning for sustainable forestry: Pikangikum First Nation and the Whitefeather Forest Initiative. *Ecology and Society*, 13 (1), 6.
- Patterson, B.R., Benson, J.F., Middel, K.R., Mills, K.J., Silver, A., & Obbard, M.E. 2013. Moose calf mortality in central Ontario, Canada. *Journal of Wildlife Management*, 77(4): 832–841.
- Parsons, R., & Prest, G. 2003. Aboriginal forestry in Canada. *Forestry Chronicle*, 79(4): 779–784.
- Peek, J.-M. 2007. Habitat relationships. Dans *Ecology and Management of the North American Moose*. Seconde édition. Sous la direction de Franzmann, A.W., & Schwartz, C.C. University Press of Colorado, Colorado, USA, pp 351–375.
- Peek, J.-M., Urich, D.L., & Mackie, R.J. 1976. Moose habitat selection and relationships to forest management in northeastern Minnesota. *Wildlife Monographs*, 48: 3–65.
- Peterson, R.L. 1955. *North American moose*. University of Toronto Press, Toronto, 28 p.
- Polfus, J.L., Heinemeyer, K., & Hebblewhite, M. 2014. Comparing traditional ecological knowledge and western science woodland caribou habitat models. *Journal of Wildlife Management*, 78(1): 112–121.
- Potvin, F. 1984. L’aménagement intégré de la faune et de la forêt du Québec. Normes générales, Faune du Québec, Québec, 55 p.
- Potvin, F., & Bertrand, N. 2004. Leaving forest strips in large clearcut landscapes of boreal forest: A management scenario suitable for wildlife? *Forestry Chronicle*, 80: 44-53.
- Proulx, G., & Joyal, R. 1981. Forestry maps as an information source for description of moose winter yards. *Canadian Journal of Zoology*, 59: 75–80.
- Puttock, G., Shakotko, P., & Rasaputra, J.G. 1996. An empirical habitat model for moose, *Alces alces*, in Algonquin Park, Ontario. *Forest Ecology and Management*, 81(1-3): 169–178.
- Reeves, H.M., & McCabe, R.E. 2007. Of moose and man. Dans *Ecology and Management of the North American Moose*. Seconde édition. Sous la direction de Franzmann, A.W., & Schwartz, C.C. University Press of Colorado, Colorado, USA, pp 1–75.

- Regelin, W.L., & Franzmann, A.W. 1998. Past, present, and future moose management and research in Alaska. *ALCES*, 34(2): 279–286.
- Renecker, L. A., & Hudson, R. J. 1986. Seasonal energy expenditures and thermoregulatory responses of moose. *Canadian Journal of Zoology*, 64(2), 322–327.
- Rettie, W.J., & Messier, F. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography*, 23(4): 466–478.
- Roloff, G., & Kernohan, B.J. 1999. Evaluating reliability of habitat suitability index models. *Wildlife Society Bulletin*, 27: 973–985.
- Romito, T., Smith, K., Beck, B., Beck, J., Todd, M., Bonar, R., & Quinlan, R. 1999. Moose winter habitat suitability index model. Version 5. Foothills Model Forest, Alberta, Canada.
- Saint-Arnaud, M., Asselin, H., Dubé, C., Croteau, Y., & Papatie, C. 2009. Developing criteria and indicators for aboriginal forestry: mutual learning through collaborative research. Pages 85-105 (Chapitre 6), M.G. Stevenson et D.C. Natcher (Dir.), *Changing the Culture of Forestry in Canada: Building Effective Institutions for Aboriginal Engagement in Sustainable Forest Management*. Edmonton: Canadian Circumpolar Institute Press.
- Samson, C., Dussault, C., Courtois, R., & Ouellet, J.-P. 2002. Guide d'aménagement de l'habitat de l'orignal. Société de la faune et des parcs du Québec, Fondation de la faune du Québec et Ministère des Ressources naturelles du Québec, Sainte-Foy, 48 p.
- Savard, M., Varady-Szabo, H., & Gélinas, N. 2013. Évaluation de la valeur économique de la chasse à l'orignal en Gaspésie : point de vue du chasseur. Gaspé, Québec : Consortium en foresterie Gaspésie– Les-Îles. Rapport de recherche. 34 p.
- Scarpitti, D.L., Pekins, P.J., & Musante, A.R. 2007. Characteristics of neonatal moose habitat in northern New Hampshire. *ALCES*, 43: 29–38.
- Schmiegelow, F.K.A., Cumming, S., Harrison, S., Leroux, S., Lisgo, K., Noss, R., & Olsen, B. 2006. *Conservation Beyond Crisis Management: A Conservation Matrix Model*, Discussion Paper for the Canadian BEACONS project, 18p.
- Schwartz, C.C. 1992. Physiological and nutritional adaptations of moose to northern environments. *ALCES*, Suppl. 1: 139–155.
- Schwartz, C.C. 2007. Reproduction, natality and growthth. Dans *Ecology and Management of the North American Moose*. Seconde édition. Sous la direction de Franzmann, A.W., & Schwartz, C.C. University Press of Colorado, Colorado, USA, pp 141–176.
- Schwartz, C.C., & Renecker, L.A. 2007. Nutrition and energetics. Dans *Ecology and Management of the North American Moose*. Seconde édition. Sous la direction de

- Franzmann, A.W., & Schwartz, C.C. University Press of Colorado, Colorado, USA, 441–478.
- Stevenson, M. 1996. Indigenous knowledge in environmental assessment. *Arctic*, 49(3): 276–291.
- St-Louis, A. & Bastille-Rousseau, G. 2011. Influence de l'habitat, de la prédation et des modalités de chasse sur l'évolution des densités d'originaux au Québec. Rapport d'étude, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune et Université Laval, 60 p.
- Tanguay, N. 2012. Réflexion sur l'utilisation de groupes de discussion comme outil de documentation du savoir écologique traditionnel. *Vertigo* [En ligne] URL : <http://vertigo.revues.org/9836>.
- Tikina, A.V., Innes, J.L., Trostler, R.L., & Larson, B.C. 2010. Aboriginal peoples and forest certification: a review of the Canadian situation. *Ecology and Society*, 15(3): 33.
- Titus, K., Hayneset, T.L., & Paragi, T.F. 2009. The importance of moose, caribou, deer and small game in the diet of Alaskans. Ingestion of lead from spent ammunition: Implications for wildlife and humans. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA. DOI 10.4080/ilsa.2009.0312
- Thomson, I.D., & Euler, D.L. 1987. Moose habitat in Ontario: a decade of change in perception. *Swedish Wildlife Research*, Supplement 1: 181–193.
- Uprety, Y., Asselin, H., Bergeron, Y., Doyon, F., & Boucher, J.-F. 2012. Contribution of traditional knowledge to ecological restoration: Practices and applications. *Ecoscience*, 19(3): 225–237.
- Watson, A., Alessa, L., & Glaspell, B. 2003. The relationship between traditional ecological knowledge, evolving cultures, and wilderness protection in the circumpolar north. *Conservation Ecology*, 8(1): 2.
- Wattles, D.W., & DeStefano, S. 2013. Moose habitat in massachusetts: assessing use at the southern edge of the range. *ALCES*, 49: 133–147.
- Wyatt, S. 2008. First Nations, forest lands, and "aboriginal forestry" in Canada: from exclusion to comanagement and beyond. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(2): 171–180.
- Wyatt, S., Fortier, J.-F., & Hébert, M. 2010. Collaboration entre Autochtones et autres acteurs forestiers du Québec: portrait d'une diversité de pratiques et de modèles. *Forestry Chronicle*, 86(2): 243–255.
- WCED (World Commission on Environment and Development). 1987. *Our Common Future*. Oxford and New York, Oxford University Press. 400 p.