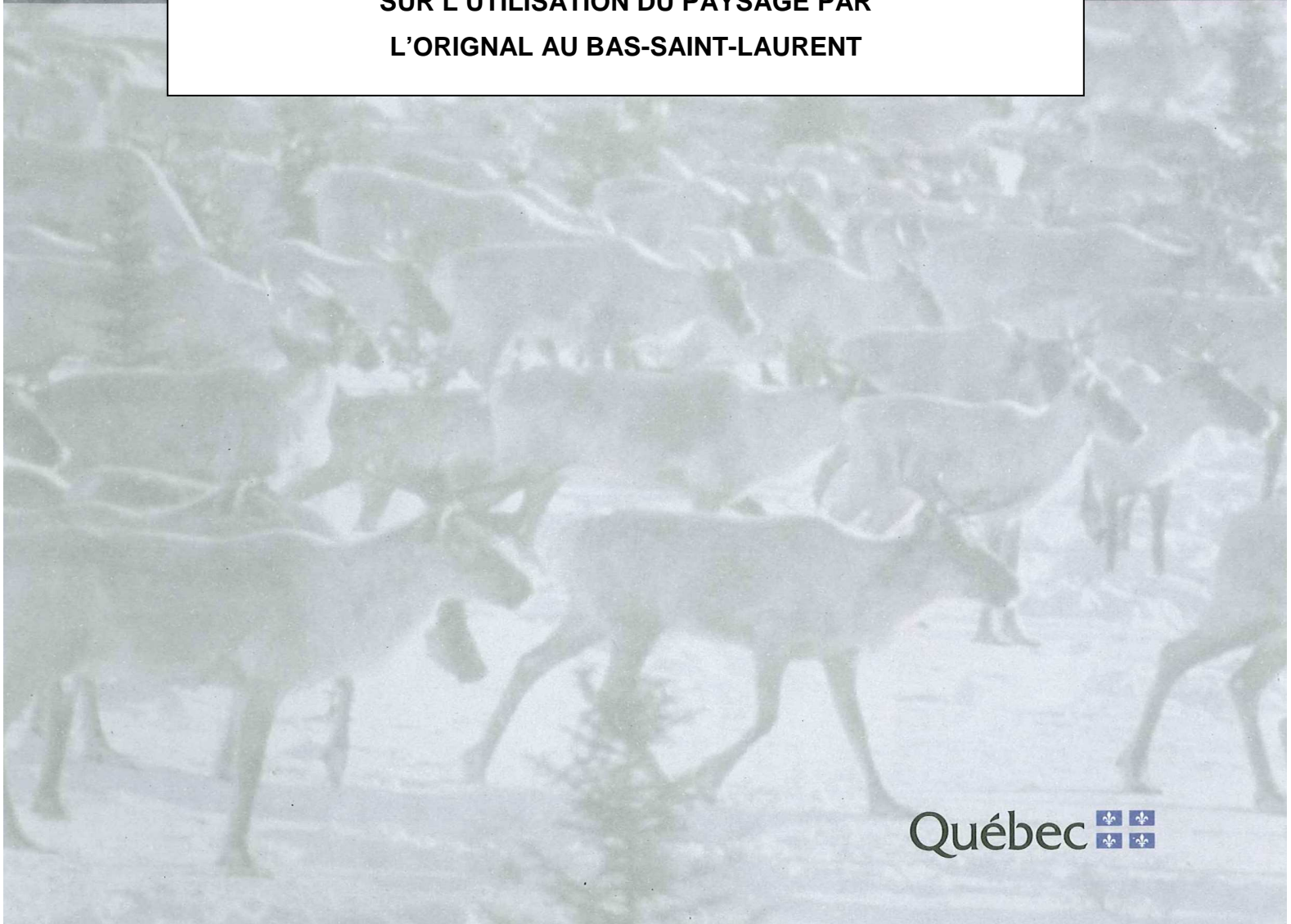


Des femmes, des hommes, des régions, **nos ressources...**



**CARACTÉRISATION DE L'EFFET DES PLANTATIONS
SUR L'UTILISATION DU PAYSAGE PAR
L'ORIGNAL AU BAS-SAINT-LAURENT**



Direction de l'expertise Faune-Forêts-Territoire
du Bas-Saint-Laurent

CARACTÉRISATION DE L'EFFET DES PLANTATIONS SUR L'UTILISATION DU PAYSAGE PAR L'ORIGINAL AU BAS-SAINT-LAURENT

par

Martin Leclerc ¹, Martin-Hugues St-Laurent ² et Jean Lamoureux ³

¹ Département de biologie, chimie et géographie
Université du Québec à Rimouski
Groupe de recherche BORÉAS sur les environnements nordiques
300, allée des Ursulines, Rimouski (Québec), G5L 3A1
Courriel: martin.leclerc@uqar.ca, martin-hugues_st-laurent@uqar.ca

² *Auteur de correspondance :*
Martin-Hugues St-Laurent, professeur en écologie animale
Département de biologie, chimie et géographie
Université du Québec à Rimouski
Groupe de recherche BORÉAS sur les environnements nordiques
300, allée des Ursulines, Rimouski (Québec), G5L 3A1
Courriel: martin-hugues_st-laurent@uqar.ca
Tél.: 418 723-1986, poste 1538; Fax : 418 724-1849

³ Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction de l'expertise Faune-Forêts-Territoire du Bas-Saint-Laurent
92, 2^e rue Ouest, bureau 207, Rimouski (Québec), G5L 8B3
Courriel: jean.lamoureux@mrnf.gouv.qc.ca

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction générale du Bas-Saint-Laurent

Décembre 2010

Référence à citer :

LECLERC, M., M.-H. ST-LAURENT et J. LAMOUREUX. 2010. *Caractérisation de l'effet des plantations sur l'utilisation du paysage par l'orignal au Bas-Saint-Laurent*. Université du Québec à Rimouski. Département de biologie, chimie et géographie. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Direction de l'expertise Faune-Forêts-Territoire du Bas-Saint-Laurent. Rimouski. 27 p.

RÉSUMÉ

Le Bas-Saint-Laurent présente des densités d'orignaux (*Alces alces*) parmi les plus élevées au Québec, ainsi qu'un historique d'aménagement forestier intensif qui a profondément rajeuni la matrice forestière, particulièrement suite à la dernière épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*). En réponse aux opérations de récupération des peuplements atteints, la plantation, surtout en épinette noire (*Picea mariana*), préconisée à l'échelle régionale à la fin des années 1970 a façonné le paysage forestier de manière à représenter 12,7 % des superficies forestières régionales ($\approx 2\,450\text{ km}^2$). La présente étude avait ainsi pour objectif de déterminer l'impact des plantations résineuses sur la distribution hivernale de l'orignal dans le paysage bas-laurentien. Pour ce faire, nous avons mis en relation les décomptes d'orignaux issus d'inventaires aériens réalisés en 2005 avec les caractéristiques des cartes écoforestières régionales, en mettant l'emphase sur les principales variables d'habitat et de plantation pouvant affecter la distribution de l'orignal à l'échelle du paysage. Nos résultats suggèrent que l'abondance d'orignaux dans les parcelles d'inventaire est influencée positivement par la densité de bordures entre les peuplements offrant un bon couvert d'abri et ceux riches en nourriture, et influencée négativement par la densité de routes et la superficie de peuplements n'offrant que du couvert d'abri. La superficie des plantations dans une parcelle d'inventaire aérien influençait positivement l'abondance des orignaux. À l'inverse, nos modèles suggèrent que l'agglomération des plantations (pour une même superficie de plantation dans une parcelle d'inventaire aérien) a un effet négatif sur l'abondance hivernale des orignaux dans le paysage forestier. Nos résultats suggèrent que bien qu'elles soient de moindre importance que d'autres facteurs limitant, la superficie et la configuration des plantations d'épinette doivent être considérées dans la gestion des populations d'orignaux. Nous recommandons qu'une stratégie intégrée d'aménagement forestier à long terme soit envisagée afin de maintenir cette ressource cynégétique à un niveau optimal au Bas-Saint-Laurent, tout en considérant que l'orignal est une espèce de début de succession et que l'augmentation de sa densité se fait au détriment d'espèces de fin de succession.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
RÉSUMÉ	iii
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES FIGURES	vii
1. INTRODUCTION	1
2. MÉTHODOLOGIE.....	3
Site d'étude	3
Inventaires aériens	4
Extraction des données	4
Description des variables.....	4
Analyses statistiques	6
3. RÉSULTATS.....	7
4. DISCUSSION.....	7
5. IMPLICATIONS POUR LA GESTION	9
6. RÉFÉRENCES	11

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Liste des modèles candidats, sans les variables de plantation, hiérarchisés selon le critère d'AIC _c . Le nombre de paramètres (k) et d'observations (n) de chaque modèle est aussi présenté.....	16
Tableau 2. Agencement des variables de plantation qui seront ajoutées au modèle moyen.	17
Tableau 3. Coefficients des variables et ajustement des trois meilleurs modèles candidats ($\Delta AIC_c < 2$) et du modèle moyen mettant en relation les estimés d'abondance d'originaux aux caractéristiques de plantation et d'habitat ($n = 41$).....	18
Tableau 4. Partition de la variance selon les trois groupes de variables considérées dans le modèle final mettant en relation les estimés d'abondance d'originaux et les caractéristiques de peuplements et de paysages.....	19

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation de l'aire d'étude (encadré) et des parcelles d'inventaire aérien distribuées à l'échelle du Bas-Saint-Laurent.....	15
---	----

1. INTRODUCTION

La chasse à l'orignal (*Alces alces*) contribue à l'essor économique des régions partout en Amérique du Nord. À titre d'exemple, les revenus issus directement de la chasse à l'orignal s'évaluaient à près de 172 millions de dollars au Québec en 2005, supportant 1 800 emplois en région (Lefort et Huot 2008). Grâce aux deux premiers plans de gestion de l'orignal conçus par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), les populations d'orignaux au Québec ont presque doublé de 1992 à 2002, passant de 55 500 à 100 000 bêtes selon les inventaires (Lamontagne et Lefort 2004). Aux termes du troisième plan de gestion (2004-2010), le MRNF vise encore à augmenter les populations d'orignaux dans la majorité des zones de chasse, mais également à stabiliser et à contrôler leur croissance dans les zones où la densité atteint 10 orignaux/10 km² (Lamontagne et Lefort 2004). Cette densité est jugée acceptable en fonction de la capacité de soutien du milieu ainsi que de la capacité de support sociale (*i.e.* accidents routiers, déprédation sur les cultures), puisqu'à des densités supérieures, les impacts économiques et écologiques émergent de manière importante (McInnes *et al.* 1992).

Parallèlement aux plans de gestion de l'orignal, une importante superficie du territoire du Bas-Saint-Laurent a été l'objet de plantations issues de l'aménagement forestier subséquent à l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) qui a fait plus de 32 millions d'hectares de dommages au Québec entre 1974 et 1978 (Gauthier *et al.* 2009). L'épinette noire, qui n'est pas atteinte par l'insecte défoliateur, a été plantée sur de grandes superficies afin de diminuer la vulnérabilité des forêts aux futures épidémies et de maintenir les rendements en matière ligneuse. Toutefois, face à cette augmentation de la représentativité des plantations d'épinette dans le paysage forestier bas-laurentien, il est primordial de mieux comprendre comment elles peuvent influencer l'écologie de l'orignal et, plus spécifiquement, son utilisation de l'habitat.

Rettie et Messier (2000) proposent que la sélection d'habitat soit hiérarchisée en fonction de l'influence des facteurs limitants d'une espèce : les facteurs limitants les plus importants seraient évités à grande échelle, tandis que les facteurs limitants les moins importants seraient davantage évités à plus fine échelle. En Amérique du Nord, les facteurs limitant les populations d'orignaux sont dans l'ordre la prédation, la quantité/qualité de la nourriture, le climat ainsi que les parasites et maladies (Van Ballenberghe et Ballard 1998).

Au Québec, la prédation s'effectue principalement par le loup (*Canis lupus*) et plus rarement par l'ours noir (*Ursus americanus*) (Tremblay *et al.* 2001; Dussault *et al.* 2005). En effet, l'ours noir est un prédateur opportuniste des faons de moins de six mois (Van Ballenberghe et Ballard 1998) et particulièrement des jeunes de moins de dix jours (Adams *et al.* 1995). Le loup est quant à lui un prédateur durant toute l'année et peut viser tant les juvéniles que les adultes (Dussault *et al.* 2005). Par contre, le loup est moins bien

adapté que l'orignal pour se déplacer dans la neige profonde en hiver (Telfer et Kelsall 1984). En Colombie-Britannique, Kunkel et Pletscher (2000) ont montré que l'activité de chasse du loup se concentrait dans des endroits où la neige est moins profonde, bien que cette relation n'ait pas toujours été confirmée (Hayes *et al.* 2000). Le loup est absent au sud du Saint-Laurent.

Comme stratégie d'évitement de la prédation, les orignaux peuvent se déplacer à l'intérieur des forêts où le couvert latéral est plus élevé, ce qui augmente l'obstruction visuelle et réduit le risque de détection de la part des prédateurs (White et Berger 2001). L'été, la majorité des peuplements offre un couvert latéral dense, tandis que l'hiver, les peuplements de conifères matures sont préférés aux peuplements décidus pour la protection contre la prédation (Mysterud et Ims 1998; Dussault *et al.* 2005). Bien que les peuplements de conifères confèrent des avantages contre la prédation, ils impliquent des désavantages quant à la qualité et la quantité des ressources alimentaires.

Sur ce plan, l'orignal, étant le plus grand des cervidés, nécessite de 3 à 8 kg (masse sèche) de nourriture par jour (Renecker et Schwartz 1998). Ces grands besoins énergétiques peuvent être comblés dans les jeunes forêts (15-30 ans) productives qui se régénèrent à la suite d'une perturbation (*i.e.* épidémie, coupe forestière, feu) (Courtois *et al.* 1998; Renecker et Schwartz 1998). L'été, les feuilles des arbres caducifoliés, ainsi que les arbustes et arbrisseaux constituent la majorité de sa diète, tandis que les tiges et bourgeons des feuillus, du sapin et dans une moindre mesure du pin (*Pinus spp.*) sont consommés en hiver (Heikkilä et Härkönen 1996; Renecker et Schwartz 1998). En contrepartie, les épinettes (*Picea spp.*) ne sont pas consommées (Kurttila *et al.* 2002), bien que les pessières et autres peuplements de conifères peuvent servir d'abri contre les radiations solaires en été (Dussault *et al.* 2004) et contre la neige en hiver (Peek 1998). En effet, les mouvements des orignaux sont restreints lorsque le couvert nival dépasse 60 cm (Renecker et Schwartz 1998); les déplacements de l'orignal sont donc facilités dans les peuplements résineux puisque le couvert végétal y intercepte les chutes de neige et limite la quantité de neige au sol (Peek 1998).

Bien que les peuplements de conifères semblent utiles aux orignaux (voir ci-dessus), il n'a pas été démontré qu'ils étaient essentiels à leur survie (voir la revue de littérature de Balsom *et al.* 1996). L'utilisation du territoire par les orignaux apparaît donc dictée par des compromis entre les différents facteurs limitants. En effet, l'évitement des prédateurs et des zones d'accumulation de neige peut avoir des implications énergétiques importantes, car le type d'habitat qui offre les meilleurs abris est souvent celui qui présente les opportunités alimentaires les plus faibles (Dussault 2002). De plus, l'utilisation de certains peuplements est fonction non seulement de leur disponibilité dans le paysage, mais également de leur distribution, de leur association et de leur entremêlement (effet de bordure) avec les autres peuplements qui les entourent (Courtois et Beaumont 2002; Dussault *et al.* 2005). Bien que la sélection d'habitat soit gouvernée principalement par la prédation et la disponibilité de nourriture, il est important de

considérer les autres facteurs qui peuvent gouverner la distribution des orignaux dans le paysage comme la topographie, les routes et les infrastructures (Dettki *et al.* 2003; Nikula *et al.* 2004).

Certaines études se sont penchées sur la réponse de l'orignal en fonction de l'abondance et de la configuration des coupes forestières (Rempel *et al.* 1997; Potvin *et al.* 2005), des routes (Dussault *et al.* 2006, 2007; Laurian *et al.* 2008a) et de la prédation (Boutin 1992; Adams *et al.* 1995; Hayes *et al.* 2000). Par contre, la réponse de l'orignal face aux plantations résineuses réalisées à la suite des coupes forestières a peu été documentée. La présente étude a donc pour objectif de déterminer l'impact des plantations résineuses (*i.e.* superficie, configuration) sur la distribution hivernale de l'orignal dans le paysage bas-laurentien. Pour ce faire, nous utilisons les résultats des inventaires aériens effectués par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, ainsi que les cartes écoforestières de l'ensemble de la région administrative du Bas-Saint-Laurent.

En considérant les connaissances actuelles de l'écologie de l'orignal, nous émettons l'hypothèse que la superficie et la configuration des plantations auront un effet sur l'utilisation du territoire par l'orignal. Plus précisément, l'abondance d'orignaux dans une parcelle d'inventaire augmentera avec la superficie de plantations. De plus, nous prédisons que l'abondance d'orignaux par parcelle d'inventaire décroîtra avec l'agglomération des plantations à l'intérieur d'une parcelle d'inventaire (*i.e.* une distance moyenne entre les plantations plus faibles pour une même superficie de plantation) et avec la diminution du ratio périmètre/surface (*i.e.* circulaire versus tentaculaire; Courtois et Beaumont 2002; Dussault *et al.* 2005).

Notre deuxième hypothèse suggère que d'autres variables que les plantations influenceront l'utilisation des parcelles d'inventaire aérien par l'orignal. Ainsi, nous prédisons que le nombre d'orignaux dénombrés en hiver sera positivement lié à la représentation des peuplements riches en nourriture et à l'entremêlement des peuplements offrant un bon couvert et ceux riches en nourriture (*i.e.* quantité de bordures), mais négativement relié aux routes (*i.e.* source de dérangement) et à une topographie accidentée (*i.e.* contrainte aux déplacements). Puisque les peuplements résineux constituent la majorité du couvert forestier du Bas-Saint-Laurent (Parent 2009), nous croyons que le couvert ne sera pas un facteur limitant de la région et que les orignaux les éviteront au profit des peuplements riches en nourriture.

2. MÉTHODOLOGIE

Site d'étude

La région du Bas-Saint-Laurent (47° 50' N, 68° 50' O) (Figure 1), située au Québec (Canada), couvre une superficie de 22 681 km², dont près de la moitié est constituée de terres privées (Parent 2009). Le

Bas-Saint-Laurent fait partie du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune et les espèces végétales les plus présentes sont : le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*), le sapin baumier, l'épinette blanche (*Picea glauca*), le thuya (*Thuja occidentalis*) et l'érable à sucre (*Acer saccharum*), ce dernier y étant à sa limite septentrionale (Parent 2009). Les températures moyennes enregistrées au Bas-Saint-Laurent (station de Rimouski) de 1971 à 2000 variaient de -11,7 °C en janvier à 18,2 °C en juillet. L'élévation moyenne est de 355 m, variant de 10 m à 1 150 m pour l'ensemble de la région. Finalement, les précipitations annuelles moyennes étaient de 915 mm, dont 271 cm sous forme de neige (Environnement Canada 2010).

Inventaires aériens

L'abondance d'originaux dans l'aire d'étude a été estimée par un inventaire aérien (Courtois *et al.* 1994; Lamoureux *et al.* 2005). Quarante et un blocs de 60 km², soit de 10 km (axe nord-sud) par 6 km (axe est-ouest) de dimension, ont été inventoriés durant la période hivernale en 2005 pour une superficie totale de 2 460 km² (Figure 1). Ces blocs d'inventaire ont été choisis aléatoirement sur le territoire du Bas-Saint-Laurent et ont été survolés le long de virées orientées nord-sud espacées de 500 mètres suivant une couverture totale avec dénombrement des originaux dans toutes les parcelles et un sexage des bêtes dans une parcelle sur deux pour diminuer les coûts du survol. Les normes en vigueur du MRNF ont été suivies et les estimations ont été corrigées en tenant compte d'un taux de visibilité de 52 % (Courtois *et al.* 1994). L'inventaire a été effectué alors que le couvert nival dépassait les 70 cm et à la suite d'une importante chute de neige (> 25 cm), ce qui permettait d'effacer les pistes les plus anciennes.

Extraction des données

Les résultats des inventaires aériens ont été mis en relation avec les informations disponibles sur les cartes écoforestières du Bas-Saint-Laurent (*i.e.* âge et essence des peuplements forestiers, plantations, etc.), fournies par le MRNF et mises à jour en 2005 à partir du 4^e décennal, à l'échelle 1 : 20 000. La limite de résolution de la carte écoforestière (4 ha) constitue une limite à la précision des informations (Dussault *et al.* 2001), bien que ce biais soit distribué de manière similaire sur l'ensemble des parcelles étudiées.

Description des variables

Nous avons établi une liste de modèles candidats visant à confirmer ou infirmer l'une ou l'autre des hypothèses émises (Tableaux 1 et 2); ces modèles ont été construits à partir des variables suivantes, divisées en deux groupes. Le premier groupe contenait les variables reconnues comme importantes dans l'utilisation de l'espace par l'original : 1) indice de nourriture de la parcelle d'inventaire; 2) indice de couvert de la parcelle d'inventaire; 3) densité de bordure entre un peuplement offrant un bon couvert et un

peuplement riche en nourriture (km/60 km²); 4) indice de rugosité du paysage (*i.e.* coefficient de variation de l'altitude); 5) densité de routes (km/60 km²). À ces variables s'ajoutaient a posteriori un groupe de variables référant aux plantations : 6) aire totale de plantations (ha); 7) ratio périmètre/surface des plantations (m/ha); 8) distance moyenne entre les centres géométriques des plantations (m).

À l'aide d'inventaires terrain visant à tester la fiabilité des cartes écoforestières, Dussault *et al.* (2001) ont montré que les deux variables les plus fiables sont le type de couvert et l'âge du peuplement. Ces deux variables ont donc été utilisées pour catégoriser la carte écoforestière suivant les besoins connus de l'original (voir Dussault *et al.* 2005, 2006). Ainsi, onze classes de peuplement ont été créées, soit : peuplement mixte intolérant à l'ombre de 10 ans (M_i10), peuplement mixte intolérant à l'ombre de 30 ans (M_i30), peuplement mixte intolérant à l'ombre de 50 ans (M_i50), peuplement mixte tolérant à l'ombre de 50 ans (M_t50), peuplement feuillu intolérant à l'ombre de 50 ans (F_i50), peuplement feuillu tolérant à l'ombre de 50 ans (F_t50), peuplement résineux avec la présence de sapin baumier de 30 ans (R_{Sapin}30), peuplement résineux sans sapin baumier de 30 ans (R_{Épinette}30), peuplement résineux en régénération (R10), aire improductive (Imp) et autres peuplements (Autres). Les aires improductives comprennent les tourbières et les lignes de transport d'énergie, tandis que la catégorie « Autres » regroupe les lacs et les centres urbains. L'indice de nourriture de Dussault *et al.* (2006) a été utilisé pour calculer le potentiel de nourriture [éq. 1] dans chacune des parcelles d'inventaire aérien. Cet indice multiplie le pourcentage de recouvrement d'une catégorie par un coefficient (relié à la quantité de brouts) qui découle des données prises par Dussault *et al.* (2001).

$$\text{[éq. 1] Indice de nourriture} = (M_{i10} \% + F_{i50} \% + M_{t50} \%) \times 1,0 + (F_{t50} \% + M_{i30} \%) \times 0,5 + (M_{i50} \%) \times 0,4 + (R_{10} \%) \times 0,3 + (R_{\text{Sapin}30} \%) \times 0,15 + (\text{Imp} \%) \times 0,1 + (R_{\text{Épinette}30} \%) \times 0,05 + (\text{Autre} \%) \times 0$$

La même approche a été utilisée pour calculer un indice de couvert [éq. 2], suivant des coefficients inspirés de la surface terrière moyenne des conifères (voir Dussault *et al.* 2001).

$$\text{[éq. 2] Indice de couvert} = (R_{\text{Sapin}30} \% + R_{\text{Épinette}30} \%) \times 1,0 + (M_{t50} \% + M_{i30} \%) \times 0,7 + (M_{t50} \%) \times 0,5 + (F_{t50} \%) \times 0,3 + (F_{i50} \%) \times 0,2 + (R_{10} \% + M_{i10} \%) \times 0,15 + (\text{Imp} \% + \text{Autre} \%) \times 0$$

La densité de bordures a été calculée entre les peuplements riches en nourriture (M_i10, F_t50, M_t50) et les peuplements offrant un bon couvert latéral (R_{Sapin}30, R_{Épinette}30, M_t50, M_i30). La densité de routes a quant à elle été retenue en raison de son impact sur le comportement de l'original au Québec (Laurian *et al.* 2008a). Le coefficient de variation de l'altitude (rapport entre l'écart-type et la moyenne) a été utilisé comme indice topographique de rugosité du paysage (Leblond *et al.* 2010) et a été calculé à l'aide d'un « raster » généré à partir d'un modèle d'élévation numérique de topographie. Les distances moyennes entre les centres géométriques des plantations ont été calculées à partir des centroïdes des divers polygones discontinus de plantation.

Analyses statistiques

L'unité d'échantillonnage de cette étude consiste en la parcelle d'inventaire aérien ($n = 41$). Les résultats obtenus doivent donc être interprétés seulement à cette échelle spatiale, en plus de bien concevoir qu'ils s'appliquent essentiellement à la distribution hivernale de l'original. Le décompte d'originaux par parcelle d'inventaire a été mis en relation avec les différentes variables d'habitat et de plantation à l'aide de régressions multiples suivant une distribution binomiale négative (ou de Poisson), considérant que le dénombrement d'individus par parcelle d'inventaire constitue un décompte (Cameron et Trivedi 1998). Cependant, la variable réponse ne respectant pas la distribution binomiale négative (ou de Poisson), une transformation logarithmique [$\ln(\text{décompte}+1)$] a été nécessaire afin de respecter toutes les conditions d'application de la régression linéaire multiple. De plus, une décomposition spectrale des coordonnées avec une analyse en coordonnées principales des matrices de voisinage (CPMV) a été nécessaire pour contrôler la dépendance spatiale induite des données (voir Borcard et Legendre 2002; Borcard *et al.* 2004), puisqu'un gradient ouest-est était présent dans le décompte d'originaux à l'échelle du Bas-Saint-Laurent. Une matrice de trois CPMV a été créée et forcée dans toutes les analyses subséquentes (voir St-Laurent *et al.* 2007).

Une approche de sélection de modèle (Burnham et Anderson 2001) a été utilisée pour sélectionner le meilleur modèle d'habitat parmi deux listes de modèles candidats expliquant l'abondance d'originaux dans les parcelles d'inventaires aériens. La qualité d'ajustement des modèles candidats a été évaluée selon le Critère d'information d'Akaike corrigé (AIC_c), le nombre d'observations étant insuffisant par rapport au nombre de paramètres inclus pour utiliser l'AIC (Hurvich et Tsai 1995). Cette sélection de modèle a été réalisée en deux étapes, soit à partir d'une première liste de modèles candidats regroupant divers arrangements des variables d'habitat excluant les plantations (Tableau 1) où un modèle moyen a été calculé avec les modèles candidats présentant un ΔAIC_c inférieur à 2. Par la suite, le modèle moyen a servi de modèle de base pour l'inclusion d'une série de combinaisons des variables de plantation (Tableau 2). Cette nouvelle série de modèles candidats a été une fois de plus évaluée selon le critère d' AIC_c et un second modèle moyen, incluant les variables de plantation, a été calculé pour vérifier l'effet des plantations sur l'utilisation de l'espace par l'original. Afin de déterminer quelles variables avaient le plus d'influence sur le décompte d'originaux, les variables du modèle moyen final ont été classées en trois groupes (CPMV, habitat, plantation) et une partition de la variance a été réalisée (Borcard *et al.* 1992; St-Laurent *et al.* 2007).

Les analyses géomatiques ont été réalisées à l'aide du logiciel ArcGIS 9.3.1 (ESRI 2007), tandis que les analyses statistiques ont quant à elles été effectuées avec le logiciel R (R Development Core Team 2009).

3. RÉSULTATS

Le modèle d'habitat le plus parcimonieux ne regroupait comme variable explicative que la densité de bordures entre les habitats offrant un bon couvert et ceux riches en nourriture, laquelle avait un effet positif sur le nombre d'orignaux nombrés (Tableaux 1 et 3). Cependant, le modèle d'habitat moyen retenait, en plus de la variable bordure, les variables de couvert et de densité de routes, ces deux dernières variables ayant un effet négatif sur le nombre d'orignaux (Tableaux 1 et 3). L'aire totale des plantations a été utilisée plutôt que l'aire des plantations n'ayant subi aucune éclaircie précommerciale (pré-ÉPC, ha) et l'aire des plantations ayant subi une éclaircie précommerciale (post-ÉPC, ha), puisque la relation de ces deux variables avec le décompte d'orignaux était autocorrélée et similaire (coefficients positifs de même amplitude). Les divers agencements des variables de plantation (Tableau 2) ajoutés au modèle moyen montrent que le meilleur modèle inclut l'aire totale des plantations en plus des variables du modèle moyen, l'aire totale des plantations ayant un effet positif sur le nombre d'orignaux retrouvés dans les parcelles en hiver, tout comme la distance moyenne entre les plantations, variable retenue dans le modèle moyen final (Tableau 3). Cette dernière a également un effet positif sur le nombre d'orignaux.

Le modèle moyen final expliquait 62,4 % de la variation totale en décompte d'orignaux. Basée sur cette portion de variance expliquée, la partition de la variance montre que les plantations n'expliquaient que 5,3 % de la variance standardisée, contre 18,9 % pour l'habitat et 21,8 % pour la structure de corrélation dans l'aire d'étude (CPMV). La part de variance standardisée expliquée par les intersections doubles montre cependant que la variance était davantage expliquée par l'interaction entre la structure de corrélation et les variables d'habitat (Tableau 4).

4. DISCUSSION

L'objectif de cette étude était de déterminer l'impact des plantations résineuses sur la distribution hivernale de l'original dans le paysage bas-laurentien, tout en considérant les autres variables pertinentes d'habitat de même que la structure de corrélation spatiale des inventaires aériens. Nos résultats suggèrent que de considérer certaines variables référant aux plantations (*i.e.* aire des plantations, distance entre les plantations) améliore l'explication des décomptes d'orignaux lorsque l'habitat est pris en compte. Ainsi, l'aire des plantations a un effet positif sur le nombre d'orignaux en hiver à l'échelle du paysage qui peut s'expliquer majoritairement par l'âge des plantations qui, à l'échelle bas-laurentienne, ont essentiellement entre 15 et 30 ans, originant des travaux de récolte intensifs menés depuis la dernière épidémie de tordeuse de bourgeons d'épinette. À cet âge, les plantations résineuses sont assez matures pour offrir un bon couvert protecteur tout en offrant un bon apport en nourriture. Les orignaux n'ont donc aucun compromis à faire entre la quête de nourriture et de couvert. Les habitats perturbés sont d'ailleurs souvent évités par les orignaux à court terme (< 5 ans après intervention) puisque la densité de brouts est

drastiquement réduite, mais ils sont sélectionnés à moyen terme en raison du retour de la régénération en sapin et en essences décidues (McLaren *et al.* 2000). Ce résultat rejoint les conclusions de Dussault *et al.* (2006) qui montraient que la bordure entre des habitats offrant un bon couvert et d'autres offrant de bonnes opportunités alimentaires constituait une variable importante expliquant l'utilisation d'un milieu par l'orignal. L'entremêlement entre la nourriture et le couvert est reconnu comme favorable à l'établissement des orignaux, car il combine la réduction de l'effet des deux facteurs les plus limitant pour cette espèce, soit la disponibilité de la nourriture et la prédation (Van Ballenberghe et Ballard 1998). Notre meilleur modèle d'habitat ne retenait d'ailleurs que la densité de bordures comme variable explicative des décomptes hivernaux d'orignaux au Bas-Saint-Laurent (Tableau 1). Il appert toutefois important de considérer que les plantations étudiées continueront à croître dans les prochaines années et qu'il est fort plausible qu'elles offrent un couvert de plus en plus fermé dans les prochaines décennies, devenant ainsi de moindre intérêt pour l'orignal en raison d'une diminution du brout disponible. Ainsi, l'effet positif des superficies en plantations observées dans cette étude s'avère probablement temporaire et mériterait au moins d'être réévalué périodiquement avant de recommander le reboisement systématique en essences résineuses des parterres de coupe.

Bien que l'entremêlement entre la nourriture et le couvert soit important, la nourriture à elle seule n'influait pas la distribution de l'orignal à l'échelle de notre aire d'étude, et ce, pour deux raisons. Dans un premier temps, l'effet de la nourriture pourrait être perceptible à une échelle spatiale plus fine que celle considérée ici (60 km², soit 6 000 ha). Dussault *et al.* (2006) suggéraient d'ailleurs que la nourriture puisse avoir un effet plus important à fine échelle (10 ha) qu'à une échelle plus grande (500 ha). Finalement, les décomptes aériens d'orignaux ayant été réalisés en hiver (janvier et février) offrent une image restreinte dans le temps qui peut ne pas être représentative du comportement d'utilisation de l'habitat par l'orignal à l'échelle annuelle. Durant cette période, les orignaux sont connus pour préférer les peuplements résineux aux peuplements feuillus en raison de la protection offerte contre les intempéries, la neige et les prédateurs, tout en offrant un apport alimentaire limité en présence de sapin baumier (Peek 1998; Renecker et Schwartz 1998; Dussault *et al.* 2004). En effet, les orignaux vont s'alimenter de sapin baumier en hiver lorsque les ramilles des essences décidues se retrouvent en faible abondance dans le paysage (Renecker et Schwartz 1998).

Nos résultats suggèrent que l'orignal évitait les parcelles d'inventaire aérien présentant une bonne qualité de couvert, et ce, malgré que l'utilisation de bons peuplements de couvert est habituellement importante pour cette espèce (Peek 1998; Renecker et Schwartz 1998; Dussault *et al.* 2004), quoique non indispensable à sa survie (Balsom *et al.* 1996). En effet, les peuplements présentant un bon couvert favorisent le déplacement des orignaux en interceptant les chutes de neige et en offrant une protection visuelle plus importante contre les prédateurs (Peek 1998). À l'échelle de notre aire d'étude, la pression de prédation sur l'orignal est très faible suite à l'extirpation au sud du fleuve Saint-Laurent, au siècle dernier, du loup gris, son principal prédateur (George 1976). Ainsi, l'évitement des peuplements offrant un

bon couvert pourrait s'expliquer par une faible pression de prédation et par la faible disponibilité de nourriture dans ces habitats.

Le modèle moyen final montre également que la distance moyenne entre les plantations est également une variable à considérer, suggérant que les orignaux fréquentent davantage les paysages lorsque les plantations sont distancées les unes des autres, et ce, pour une même superficie de plantation. Considérant les pratiques d'exploitation passées en forêt mixte et résineuse, il s'avère important de limiter la tendance actuelle à l'agglomération des plantations, afin de limiter les impacts sur la distribution des orignaux. Par contre, comme les coupes et les plantations nécessitent le développement du réseau routier, et que les routes ont un impact négatif sur le nombre d'orignaux dénombrés (Tableau 3), un équilibre doit être recherché entre la création d'un réseau routier trop développé (pour rejoindre des plantations distribuées de manière homogène) et une tendance à l'agglomération des plantations (menant à un réseau routier moins développé). En effet, nos résultats suggéraient une relation inversement proportionnelle entre la densité de routes et le nombre d'orignaux dénombrés dans une parcelle d'inventaire aérien. Bien que les cervidés soient reconnus pour être attirés par les routes afin d'acquérir certaines ressources spécifiques (*i.e.* sodium issu des sels de déglçage, végétation riche en brouts en bordure des routes; Laurian *et al.* 2008a, b), les routes induisent des effets majoritairement néfastes pour ces espèces (Fraser *et al.* 1982; Jolicoeur et Crête 1994). La fragmentation de l'habitat et le dérangement par le bruit sont les principaux effets négatifs engendrés par les routes (Forman et Alexander 1998; Spellerberg 1998) et ils se traduisent par un changement de comportement chez l'orignal. En effet, Laurian *et al.* (2008a) ont montré que les orignaux évitaient la proximité des routes dans la réserve faunique des Laurentides, tandis que Dussault *et al.* (2007) montraient que les taux de déplacement des orignaux étaient trois fois plus élevés lors des rares traversées d'une route, en comparaison aux pas précédant ou suivant cette traversée.

Finalement, l'exercice de partition de la variance montre que les variables d'habitat (couvert, bordure et routes) expliquent davantage de variances standardisées que les variables de plantation (5,3 %), soulignant que malgré l'influence sans équivoque des plantations sur la distribution de l'orignal en hiver (*i.e.* par leur intégration au meilleur modèle candidat), cette influence apparaît tout de même de moindre importance que les principaux facteurs limitant connus pour cette espèce.

5. IMPLICATIONS POUR LA GESTION

Nos résultats soulignent que les facteurs les plus importants déterminant l'abondance d'orignaux décomptés en hiver à l'échelle du paysage sont un entremêlement important des peuplements offrant un bon couvert et ceux riches en nourriture, une faible proportion de bons couverts et une faible densité de routes. En moindre importance, nous avons mis en évidence l'influence des plantations résineuses sur le décompte d'orignaux dans les parcelles d'inventaire aérien, suggérant qu'à moyen terme (15-30 ans), la

présence de plantations à l'échelle du paysage offre un habitat adéquat aux orignaux par l'intermédiaire d'une augmentation de la proportion de peuplements offrant un entremêlement du couvert et de la nourriture. Toutefois, il semble qu'une distribution homogène des plantations plutôt qu'une agglomération soit souhaitable, ce qui implique cependant davantage de routes qui sont elles évitées par les orignaux, nécessitant un compromis dans la planification de la voirie forestière ainsi que des chantiers de coupe et de plantation. À long terme, considérant que les jeunes plantations (< 30 ans) évolueront vers des habitats forestiers matures n'offrant, au Bas-Saint-Laurent, que du couvert d'abri, il est plausible d'envisager une dégradation rapide de la qualité d'habitat pour l'orignal qui est actuellement élevée (> 7 orignaux/10 km² en 2005; Lefort et Huot 2008) en raison de l'historique d'aménagement forestier intensif des 40 dernières années et des plans de gestion de l'orignal qui ont favorisé de fortes densités. Ce graduel retour vers des paysages non pas dominés par des plantations, mais plutôt par des peuplements matures, aura certainement un impact sur la gestion des populations d'orignaux au Bas-Saint-Laurent. Finalement, bien que l'orignal soit une espèce économiquement importante, il n'en demeure pas moins qu'elle est une espèce de début de succession et que son augmentation en abondance, par l'intermédiaire de l'accroissement en représentation des habitats de début de succession, s'effectue au détriment des espèces de fin de succession, souvent considérées comme sensibles aux perturbations. Nous prônons donc un équilibre entre la représentation de peuplements de début et de fin de succession afin de soutenir l'ensemble des espèces associées à ces environnements forestiers contrastés. Ainsi, une vision à long terme intégrant l'aménagement forestier, le reboisement, les traitements sylvicoles, la gestion de l'orignal et la conservation des espèces sensibles à l'aménagement forestier est souhaitable afin d'assurer la pérennité de ces différentes ressources économiques à l'échelle régionale.

6. RÉFÉRENCES

- Adams, L.G., F.J. Singer et B.W. Dale. 1995. Caribou calf mortality in Denali National Park, Alaska. *Journal of Wildlife Management* **59**: 584-594.
- Balsom, S., W.B. Ballard et H.A. Whitlaw. 1996. Mature coniferous forest as critical moose habitat. *Alces* **32**: 131-140.
- Borcard, D. et P. Legendre. 2002. All-scale analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* **153**: 51-68.
- Borcard, D., P. Legendre et P. Drapeau. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* **73**: 1045-1055.
- Borcard, D., P. Legendre, C. Avois-Jacquet et H. Tuomisto. 2004. Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology* **85**: 1853-1832.
- Boutin, S. 1992. Predation and moose population dynamics: a critique. *Journal of Wildlife Management* **56**: 116-127.
- Burnham, K.P. et D.R. Anderson. 2001. Kullback-Leiber information as a basis for strong inference in ecological studies. *Wildlife Research* **28**: 111-119.
- Cameron, A.C. et P.K. Trivedi. 1998. *Regression Analysis of Count Data*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Courtois, R. et A. Beaumont. 2002. A preliminary assessment on the influence of habitat composition and structure on moose density in clearcuts of north-western Québec. *Alces* **38**: 167-176.
- Courtois, R., Y. Leblanc, J. Maltais et H. Crépeau. 1994. Québec moose aerial surveys: methods to estimate population characteristics and improved sampling strategies. *Alces* **30**: 159-171.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet et B. Gagné. 1998. Characteristics of cutovers used by moose (*Alces alces*) in early winter. *Alces* **34**: 201-211.
- Dettki, H., R. Löfstrand et L. Edenius. 2003. Modeling habitat suitability for moose in coastal northern Sweden: empirical vs. process-oriented approaches. *Ambio* **32**: 549-556.
- Dussault, C. 2002. Influence des contraintes environnementales sur la sélection de l'habitat de l'orignal (*Alces alces*). Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, 158 p.
- Dussault, C., R. Courtois, J. Huot et J.-P. Ouellet. 2001. The use of forest maps for the description of wildlife habitats: limits and recommendations. *Canadian Journal of Forest Research* **31**: 1227-1234.
- Dussault, C., J.-P. Ouellet, R. Courtois, J. Huot, L. Breton et J. Larochelle. 2004. Behavioural responses of moose to thermal conditions in the boreal forest. *Écoscience* **11**: 321-328.

-
- Dussault, C., J.-P. Ouellet, R. Courtois, J. Huot, L. Breton et H. Jolicoeur. 2005. Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography* **28**: 619-628.
- Dussault, C., Courtois, R. et J. P. Ouellet. 2006. A habitat suitability index model to assess moose habitat selection at multiple spatial scales. *Canadian Journal of Forest Research* **36**: 1097-1107.
- Dussault, C., J.-P. Ouellet, C. Laurian, R. Courtois, M. Poulin et L. Breton. 2007. Moose movement rates along highways and crossing probability models. *Journal of Wildlife Management* **71**: 2338-2345.
- Environnement Canada. 2010. URL : <http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca>
- ESRI, 2007. ArcGis 9.3. Environmental System Research Institute Inc. Redlands, California, USA.
- Forman, R.T.T. et L.E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* **29**: 207–231.
- Fraser, D., B.K. Thompson et D. Arthur. 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.
- Gauthier, S., A. Leduc, Y. Bergeron et H. Le Goff. 2009. Fire frequency and forest management based on natural disturbances. Chapter 3 (pp. 57-73) *Dans* S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (Eds.). *Ecosystem management in the boreal forest*. Presses de l'Université du Québec, Québec, Canada.
- George, S. 1976. A range extension of coyote in Québec. *Canadian Field-Naturalist* **90**: 78-79.
- Heikkilä, R. et S. Härkönen. 1996. Moose browsing in young Scots pine stands in relation to forest management. *Forest Ecology and Management* **88**: 179-186.
- Hayes, R.D., A.M. Baer, U. Wotschikowsky et A.S. Harestad. 2000. Kill rate by wolves on moose in the Yukon. *Canadian Journal of Zoology* **78**: 49-59.
- Hurvich, C.M. et C.L. Tsai. 1995. Model selection for extended quasi-likelihood models in small samples. *Biometrics* **51**: 1077-1084.
- Jolicoeur, H. et M. Crête. 1994. Failure to reduce moose-vehicle accidents after a partial drainage of roadside salt pools in Québec. *Alces* **30**: 81–89.
- Kunkel, K.E. et D.H. Pletscher. 2000. Habitat factors affecting vulnerability of moose to predation by wolves in southeastern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* **78**: 150-157.
- Kurtila, M., T. Pukkala et J. Loikkanen. 2002. The performance of alternative spatial objective types in forest planning calculations: a case for flying squirrel and moose. *Forest Ecology and Management* **166**: 245-260.
- Lamontagne, G. et S. Lefort. 2004. Plan de gestion de l'orignal 2004-2010. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction du développement de la faune, Québec. 265 p.

-
- Lamoureux, J., A. Pelletier, C. Larocque et M. Bélanger. 2005. Inventaire aérien de l'original dans la zone de chasse 2 à l'hiver 2005. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Direction de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. 27 p.
- Laurian, C., C. Dussault, J.-P. Ouellet, R. Courtois, M. Poulin et L. Breton. 2008a. Behavior of moose relative to a road network. *Journal of Wildlife Management* **72**: 1550-1557.
- Laurian, C., C. Dussault, J.-P. Ouellet, R. Courtois, M. Poulin et L. Breton. 2008b. Behavioral adaptations of moose to roadside salt pools. *Journal of Wildlife Management* **72**: 1094-1100.
- Leblond, M., C. Dussault et J.-P. Ouellet. 2010. What drives fine-scale movements of large herbivores? A case study using moose. *Ecography* (sous presse).
- Lefort, S. et M. Huot. 2008. Plan de gestion de l'original 2004-2010: bilan de la mi-plan. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Service de la faune terrestre et avifaune, Québec. 38 p.
- McInnes, P.F., R.J. Naiman, J. Pastor et Y. Cohen. 1992. Effects of moose browsing on vegetation and litter of the boreal forest, Isle Royale, Michigan, USA. *Ecology* **73**: 2059-2075.
- McLaren, B.E., S.P. Mahoney, T.S. Porter et S.M. Oosenbrug. 2000. Spatial and temporal patterns of use by moose of pre-commercially thinned, naturally-regenerating stands of balsam fir in central Newfoundland. *Forest Ecology and Management* **133**: 179-196.
- Mysterud, A. et R.A. Ims. 1998. Functional responses in habitat use: availability influences relative use in trade-off situations. *Ecology* **79**: 1435-1441.
- Nikula, A., S. Heikkinen et E. Helle. 2004. Habitat selection of adult moose *Alces alces* at two spatial scales in central Finland. *Wildlife Biology* **10**: 121-135.
- Parent, B. 2009. Ressources et industries forestières, portrait statistique édition 2009. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Gouvernement du Québec, Québec, 483 p.
- Peek, J.M. 1998. Habitat Relationships. Pp. 351-376 *Dans Ecology and Management of North American Moose*. A.W. Franzmann et C.C. Schwartz (Eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., 733 p.
- Potvin, F., L. Breton et R. Courtois. 2005. Response of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian Journal of Forest Research* **35**: 151-160.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Rempel, R.S., P.C. Elkie, A.R. Rodgers et M.J. Gluck. 1997. Timber-management and natural-disturbance effects on moose habitat: landscape evaluation. *Journal of Wildlife Management* **61**: 517-524.

-
- Renecker, L.A. et C.C. Schwartz. 1998. Food Habits and Feeding Behavior. Pp. 403-440 *Dans Ecology and Management of North American Moose*. A.W. Franzmann et C.C. Schwartz (Eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., 733 p.
- Rettie, W.J. et F. Messier. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography* **23**: 466-478.
- Spellerberg, I.F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letter* **7**: 317-333.
- St-Laurent, M.-H., J. Ferron, C. Hins et R. Gagnon. 2007. Effects of residual stand structure and landscape characteristics on habitat use by birds and small mammals in logged boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* **37**: 1298-1309.
- Telfer, E.S. et J.P. Kelsall. 1984. Adaptation of some large North American mammals for survival in snow. *Ecology* **65**: 1828-1834.
- Tremblay, J.-P., H. Jolicoeur et R. Lemieux. 2001. Summer food habits of gray wolves in the boreal forest of the Jacques-Cartier highlands, Québec. *Alces* **37**: 1-12.
- Van Bellenberghe, V. et W.B. Ballard. 1998. Population dynamics. Pp. 223-246 *Dans Ecology and Management of North American Moose*. A.W. Franzmann et C.C. Schwartz (Eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., 733 p.
- White, K.S. et J. Berger. 2001. Antipredator strategies of Alaskan moose: Are maternal trade-offs influenced by offspring activity? *Canadian Journal of Zoology* **79**: 2055-2062.

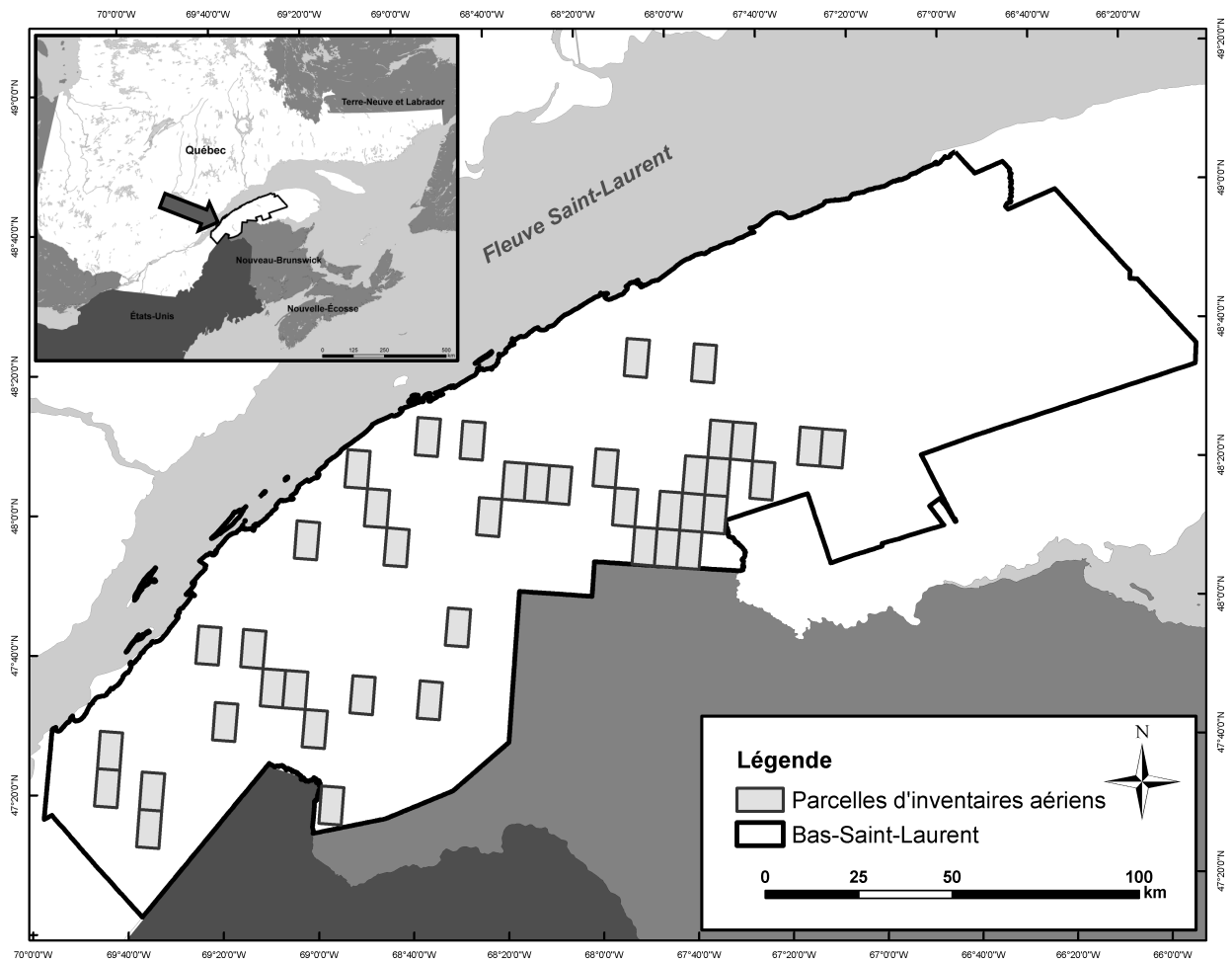


Figure 1. Localisation de l'aire d'étude (encadré) et des parcelles d'inventaire aérien distribuées à l'échelle du Bas-Saint-Laurent.

Tableau 1. Liste des modèles candidats, sans les variables de plantation, hiérarchisés selon le Critère d'information d'Akaike corrigé (AIC_c). Le nombre de paramètres (k) et d'observations (n) de chaque modèle est aussi présenté.

# modèle	Structure du modèle	AIC_c	K	N
1	CPMV + Bordure	108,71	4	41
2	CPMV + Couvert + Bordure	109,41	5	41
3	CPMV + Couvert + Route + Bordure	109,64	6	41
4	CPMV + Route + Bordure	110,06	5	41
5	CPMV + Nourriture + Bordure	111,09	5	41
6	CPMV + Topographie + Bordure	111,44	5	41
7	CPMV + Nourriture + Couvert + Route + Bordure	112,70	7	41
8	CPMV + Couvert + Topographie + Bordure	112,21	6	41
9	CPMV + Couvert + Topographie + Route + Bordure	112,74	7	41

Tableau 2. Agencement des variables de plantation qui seront ajoutées au modèle moyen.

Modèle	Agencement des différentes variables de plantation
A	Aire _{plantation}
B	Aire _{plantation} + Distance _{plantation}
C	Aire _{plantation} + Ratio $\frac{\text{perimètre}}{\text{surface}}$
D	Aire _{plantation} + Distance _{plantation} + Ratio $\frac{\text{perimètre}}{\text{surface}}$


Tableau 3. Coefficients des variables et ajustement des trois meilleurs modèles candidats ($\Delta AIC_c < 2$) et du modèle moyen mettant en relation les estimés d'abondance d'originaux aux caractéristiques de plantation et d'habitat ($n = 41$).

Modèle	Coefficients des variables									Ajustement du modèle			
	β_0	Couvert	Route	Bordure	Aire _{plantation}	Dist _{plantation}	CPMV ₁ *	CPMV ₃ *	CPMV ₆ *	R ²	AIC _c	AIC _c	w _i
3 + A	2,87	-0,60	-0,0106	0,0148	0,0004	-	-0,0123	0,0121	0,0168	62,22	108,24	0	0,529
± SD	0,82	1,75	0,0051	0,0048	0,0002	-	0,0045	0,0053	0,0068				
3	3,56	-2,57	-0,0078	0,0165	-	-	-0,0163	0,0153	0,0164	59,08	109,64	1,39	0,264
± SD	0,77	1,50	0,0051	0,0049	-	-	0,0041	0,0053	0,0071				
3 + B	1,60	-0,81	-0,0099	0,0150	0,0004	0,0003	-0,0126	0,0125	0,0165	62,38	110,11	1,87	0,208
± SD	1,45	1,77	0,0051	0,0048	0,0002	0,0003	0,0045	0,0053	0,0068				
Moyen	2,79	-1,16	-0,0097	0,0153	0,0003	0,0001	-0,0134	0,0130	0,0166	62,38	-	-	-
± SD	0,31	1,53	0,0023	0,0022	0,0001	<0,0001	0,0021	0,0023	0,0026				

* Les coefficients de même que les écarts-types des variables CPMV1, CPMV3, CPMV6 ont été multipliés par 1 000 pour faciliter la lecture du tableau.

Tableau 4. Partition de la variance selon les trois groupes de variables considérées dans le modèle final mettant en relation les estimés d'abondance d'originaux et les caractéristiques de peuplements et de paysages.

Partition	Groupe de variables	Variabes considérées	% variance expliquée (absolue)	% variance expliquée (standardisée)
Simple	CPMV	$CPMV_1 + CPMV_3 + CPMV_6$	13,6	21,8
	Habitat	Couvert + Route + Bordure	11,8	18,9
	Plantation	$Aire_{plantation} + Distance_{plantation}$	3,3	5,3
Double	CPMV + Habitat	$CPMV_1 + CPMV_3 + CPMV_6 + Couvert + Route + Bordure$	35,0	56,2
	CPMV + Plantation	$CPMV_1 + CPMV_3 + CPMV_6 + Aire_{plantation} + Distance_{plantation}$	11,2	17,9
	Habitat + Plantation	$Couvert + Route + Bordure + Aire_{plantation} + Distance_{plantation}$	-1,1	-1,8
Triple	CPMV + Habitat + Plantation	$CPMV_1 + CPMV_3 + CPMV_6 + Couvert + Route + Bordure + Aire_{plantation} + Distance_{plantation}$	-11,4	-18,3
Variation totale expliquée			62,4	100,0
Variance inexpliquée			37,6	0,0

A large herd of reindeer is shown in a snowy, forested landscape. The reindeer are in the foreground, walking across a snow-covered field. The background is filled with evergreen trees, some of which are partially covered in snow. The overall scene is a winter landscape.

Ressources naturelles
et Faune

Québec

