

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|-----------|
| RÉSUMÉ..... | III |
| AVANT-PROPOS..... | V |
| REMERCIEMENTS..... | VI |
| TABLE DES MATIÈRES..... | VIII |
| LISTE DES TABLEAUX..... | IX |
| LISTE DES FIGURES..... | X |
| | |
| CHAPITRE I- INTRODUCTION GÉNÉRALE..... | 1 |
| | |
| CHAPITRE II | |
| RÉSUMÉ..... | 8 |
| INTRODUCTION..... | 10 |
| MÉTHODOLOGIE..... | 14 |
| AIRE D'ÉTUDE..... | 14 |
| CAPTURES ET TÉLÉMÉTRIE..... | 17 |
| ANALYSE DES DONNÉES..... | 18 |
| UTILISATION DE L'ESPACE..... | 18 |
| SÉLECTION D'HABITATS..... | 20 |
| RÉSULTATS..... | 24 |
| UTILISATION DE L'ESPACE..... | 24 |
| SÉLECTION D'HABITATS..... | 30 |
| DISCUSSION..... | 35 |
| UTILISATION DE L'ESPACE..... | 35 |
| SÉLECTION D'HABITATS..... | 38 |
| IMPLICATIONS POUR LA GESTION DE L'ESPÈCE..... | 39 |
| RÉFÉRENCES..... | 41 |
| | |
| CHAPITRE III- CONCLUSION GÉNÉRALE..... | 46 |
| | |
| RÉFÉRENCES DE L'INTRODUCTION ET DE LA CONCLUSION GÉNÉRALES..... | 50 |

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE I

Tableau I. Réglementation spécifique à l'utilisation d'appâts et au nourrissage artificiel de la faune sauvage au Canada, par province ou territoire.....2

CHAPITRE II

Tableau I. Description des huit types d'habitats utilisés pour évaluer la sélection de l'habitat par l'ours noir dans la région du Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011.....21

Tableau II. Modèles linéaires mixtes comparant la superficie moyenne des domaines vitaux entre les ours fréquentant le site de nourrissage (nourris) et les ours témoins au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011.....25

Tableau III. Modèle de régression linéaire mixte comparant les taux de déplacement des ours fréquentant le site de nourrissage (nourris) et des ours témoins, par saison et période de la journée au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011.....27

Tableau IV. Régression linéaire mixte comparant la distance quotidienne parcourue par les ours fréquentant le site de nourrissage (nourris) et les ours témoins au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011.....29

Tableau V. Résultats de la régression logistique mixte évaluant la sélection des ressources par les ours noirs fréquentant le site de nourrissage (nourris), par période annuelle au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011.....31

Tableau VI. Résultats de la régression logistique mixte évaluant la sélection des ressources par les ours noirs témoins, par période annuelle au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011.....32

Tableau VII. Résultats de la régression logistique mixte évaluant la différence de sélection d'habitat entre les ours fréquentant un site de nourrissage (nourris) et les ours témoins, par période annuelle au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011.....33

LISTE DES FIGURES

| | |
|--|----|
| Figure 1. Localisation de l'aire d'étude au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec..... | 16 |
| Figure 2. Superficie moyenne (km ²) des domaines vitaux annuels et saisonniers des ours fréquentant le site de nourrissage (nourris) et des ours témoins au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011..... | 26 |
| Figure 3. Taux de déplacement (m / h) par saison et par période du jour pour les ours fréquentant le site de nourrissage (nourris) et les ours témoins au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011..... | 28 |
| Figure 4. Moyennes des distances quotidiennes parcourues (km) par les ours fréquentant le site de nourrissage (nourris) et témoins par saison au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011..... | 29 |
| Figure 5. Probabilité d'occurrence relative des ours fréquentant le site de nourrissage (nourris) et des ours témoins en fonction de la distance aux routes et aux habitations, par période annuelle au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011..... | 34 |

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'APPORT DE NOURRITURE ANTHROPIQUE À LA FAUNE SAUVAGE

L'apport de nourriture anthropique peut avoir des conséquences écologiques notables pour la faune sauvage à l'échelle de l'individu, de la population ou même de l'écosystème (Orams 2002; Dunkley et Cattet 2003). Selon le type, la durée et la quantité de nourriture anthropique fournie, les impacts sur la faune seront plus ou moins considérables (Dunkley et Cattet 2003; Gray et al. 2004). L'activité la plus répandue est certainement l'utilisation d'appâts par les chasseurs qui souhaitent attirer le gibier à proximité de leur site d'affût. Il existe cependant des activités de nourrissage à plus large échelle, qui à la différence de l'utilisation d'appâts pour les fins de récolte sportive, n'impliquent pas forcément la mort d'un ou de plusieurs individus (Dunkley et Cattet 2003). C'est le cas par exemple, de l'utilisation de suppléments alimentaires qui sont le plus souvent utilisés pour favoriser certaines caractéristiques physiologiques des individus ou d'une population (p. ex. la taille des bois, le nombre et la survie des jeunes, etc.) ou du nourrissage d'urgence, qui fournit de la nourriture lorsque les ressources alimentaires naturelles sont inaccessibles ou limitées. Le nourrissage de diversion vise quant à lui à réduire les dommages et les coûts occasionnés par la faune sur les cultures, la forêt ou le bétail. Finalement, il existe également des activités de mise en valeur de la faune sauvage qui visent à offrir des activités d'observation et d'interprétation de la faune dans son habitat naturel. Pour faciliter l'observation et augmenter les taux de succès, les animaux sont attirés aux sites par l'apport régulier de nourriture anthropique (Orams 2002).

Malgré les bonnes intentions des personnes qui pratiquent le nourrissage de la faune sauvage, ces activités demeurent critiquées, tant par les citoyens et les utilisateurs du milieu naturel que par les gestionnaires de la faune. D'ailleurs, la réglementation qui encadre les activités qui impliquent l'apport intentionnel de nourriture anthropique à la faune sauvage varie entre les juridictions (Tableau I).

Tableau I. Réglementation spécifique à l'utilisation d'appâts et au nourrissage artificiel de la faune sauvage au Canada, par province ou territoire (adapté et mis à jour de Dunkley et Cattet 2003).

| Province/Territoire | Nourrissage artificiel permis | Chasse avec appâts permis |
|--------------------------|-------------------------------|-----------------------------------|
| Territoire du Yukon | Non | Oui; loup et coyote |
| Territoire du Nord-Ouest | Non | Oui; ours |
| Nunavut | Non | Non |
| Colombie-Britannique | Non | Non |
| Alberta | Oui | Oui; ours et loup |
| Saskatchewan | Oui | Oui; ours et cervidés |
| Manitoba | Oui | Oui; ours |
| Ontario | Oui | Oui; ours |
| Québec | Oui | Oui; ours et cervidés |
| Nouveau-Brunswick | Non | Oui; aucune restriction d'espèces |
| Nouvelles-Écosse | Non | Oui; ours et cerf |
| Île-du-Prince-Édouard | Non | Oui; coyote et renard |
| Terre-Neuve et Labrador | Non | Oui; ours et cervidés |

Plusieurs facteurs écologiques et sociaux peuvent expliquer la controverse qui règne autour des activités de nourrissage de la faune. D'abord, la nourriture anthropique concentre les animaux dans des secteurs souvent situés près des habitations (Beckmann et Berger 2003), ce qui peut augmenter, par exemple, le risque d'accidents routiers (Dunkley et Cattet 2003) et les dommages aux forêts et aux cultures (Maddrey et Pelton 1995; Taylor 1996). Les concentrations élevées d'animaux augmentent également leur vulnérabilité aux maladies infectieuses (Miller et al. 2003) et peuvent modifier la dynamique de population, notamment en termes de distribution et d'abondance de l'espèce (Beckmann et Berger 2003), de reproduction et de survie (Rogers 1987; Gray et al. 2004). Finalement, les animaux sont aussi susceptibles de s'acclimater à la présence humaine et de perdre leur crainte naturelle des humains (Herrero 1970; 1985; Gray et al. 2004; Conover 2008). Éventuellement, cet effet d'acclimatation peut devenir très inconfortable, particulièrement lorsque l'espèce visée représente un danger potentiel pour l'être humain. Par exemple, certaines espèces acclimatées à la présence de l'humain ou à celle de la nourriture d'origine anthropique ont attaqué des humains (p. ex., le cougar (*Felis concolor*), Beier 1991; le loup (*Canis sp.*), Chambers 2006; le coyote (*C. latrans*), Timm et al. 2004; l'ours (*Ursus sp.*), Herrero et al. 2011).

INTERACTIONS OURS-HUMAINS

L'ours noir (*Ursus americanus*) occupe une aire de répartition très vaste en Amérique du Nord et se retrouve dans une grande diversité d'habitats (Lamontagne et al. 2006). La littérature rapporte que le nombre d'interactions et de conflits entre les humains et les ours auraient augmenté au cours des dernières décennies (Beckmann et al. 2004; Baruch-Mordo et al. 2008; Herrero et al. 2011). L'empiètement grandissant des zones urbaines sur le milieu forestier (Conover 2002), la présence de zones ponctuelles de nourriture alternative comme les dépotoirs et les champs agricoles (Samson 1995), les coupes forestières (Samson et Huot 1998) et l'accroissement de popularité envers les activités de plein-air (Scace et al. 1992) sont toutes des modifications du milieu qui influencent l'utilisation de l'habitat de l'ours et peuvent mener à des interactions plus fréquentes avec l'humain (Garshelis 1989; Miller 1990; Good 1999).

Les ours sont qualifiés d'importuns lorsqu'ils se retrouvent près des habitations ou des zones récréotouristiques, généralement à la recherche de nourriture d'origine naturelle ou anthropique ou lorsqu'ils causent des dommages (Hopkins et al. 2010). Occasionnellement, ils peuvent menacer la sécurité des gens (Hygnstrom 1994; Witmer et Whittaker 2001; Beckmann et al. 2004). Bien que les attaques d'ours noirs soient rares, la couverture médiatique dont elles font l'objet influence la tolérance de l'humain envers cet animal qui suscite parfois la crainte (Gore et al. 2005). Herrero (1985) a rapporté que 500 rencontres entre un humain et l'ours noir se sont soldées par des blessures de 1960 à 1980 en Amérique du Nord. De ces cas, 90% étaient des blessures mineures (égratignures, ecchymoses, morsures) et étaient associées à l'habitation des ours conditionnés à une source de nourriture. Un ours conditionné ou habitué à la nourriture d'origine anthropique est un ours qui a appris à associer l'humain, ou les aires que celui-ci occupe, à la source de nourriture qu'il consomme (Mazur 2010).

Plusieurs organisations gouvernementales responsables de l'aménagement de la faune en Amérique du Nord se sont intéressées aux solutions permettant de limiter l'augmentation des conflits ours – humains, de manière à assurer la sécurité de la population tout en

minimisant les relations conflictuelles (Spencer et al. 2007). Certains auteurs ont concentré leurs efforts vers le développement de modèle permettant de prédire les zones susceptibles de subir la déprédation par l'ours (Merkle et al. 2011a), et l'évaluation de l'efficacité de différentes méthodes pour sensibiliser le public (Gore et al. 2006; Greenleaf et al. 2009; Merkle et al. 2011b) ou pour contrôler les ours (Linnell et al. 1997; Landriault et al. 2009; Mazur 2010).

L'OBSERVATION DE L'OURS NOIR : UNE ACTIVITÉ CONTROVERSÉE

Afin de mettre en valeur l'espèce, plusieurs activités d'observation de l'ours noir dans son habitat naturel ont été développées. Pour faciliter leur observation, les ours sont attirés et, dans une certaine mesure, fidélisés aux sites par l'apport quotidien de nourriture anthropique. Cette pratique de mise en valeur et d'éducation est très populaire auprès de la clientèle touristique et permet d'attirer des ours de façon efficace. De plus, l'observation de l'ours noir peut générer des retombées économiques substantielles (Orams 2002). Toutefois, les effets potentiels de cette activité sur l'écologie de l'ours et les relations ours – humains demeurent inconnus et soulèvent des controverses biologiques et éthiques.

L'ours noir possède une grande capacité d'apprentissage, de mémorisation et d'adaptation vis-à-vis les sources de nourriture artificielles et alternatives (Herrero 1985; Rogers 1989; Spencer et al. 2007). De plus, le conditionnement de l'ours à une source de nourriture serait accentué lorsque sa disponibilité est relativement constante (Herrero 1985; Clark et al. 2002; Gray et al. 2004). Gray et al. (2004) ont d'ailleurs démontré l'habituation des ours envers une source de nourriture anthropique dont la disponibilité est relativement constante (dans ce cas-ci les ordures ménagères). Ils suggèrent que cette source de nourriture est profitable pour les ours puisque : 1) elle est toujours disponible, indépendamment de la saison ou des conditions environnementales, 2) elle est prévisible dans l'espace et dans le temps, 3) son acquisition nécessite une dépense énergétique moindre puisqu'elle se retrouve souvent à forte densité (p. ex. quartiers résidentiels) et 4) elle se régénère suite à son utilisation (les poubelles sont remplies à intervalles réguliers). Or, c'est exactement la

situation qui prévaut durant plusieurs mois aux sites de nourrissage établis à des fins d'observation. Compte tenu de l'importance qu'occupe la quête alimentaire dans le budget d'activité de l'ours noir, les impacts de ce type de sites pourraient être considérables puisque la distribution et l'abondance des ressources alimentaires influencent grandement l'utilisation de l'espace de cet omnivore opportuniste (Garshelis et Pelton 1981; Koehler et Pierce 2003).

Dans la forêt boréale, où le couvert forestier est principalement caractérisé par des peuplements composés de conifères et de forêts mélangées et où des contraintes biophysiques limitent la diversité et la productivité des espèces végétales (Pastor et al. 1996), la sélection de l'habitat par l'ours varie entre les saisons mais est gouvernée par l'abondance et la disponibilité alimentaire (Clark et al. 1994; Samson 1996). La stratégie de quête alimentaire de l'ours consiste donc à rechercher activement de la nourriture dans des parcelles hautement productives de façon à maximiser son efficacité (Rogers 1987; Mosnier et al. 2008; Bastille-Rousseau et al. 2011). Dans les zones où ils fréquentent les mêmes milieux que l'homme, les ours pourraient s'habituer à sa présence et à celle de la nourriture d'origine anthropique qui y est associée (Pelchat et Ruff 1986; Mattson 1990) et modifier leur comportement de recherche de nourriture en conséquence (Ayres et al. 1986; Matthews et al. 2006). En plus, les ours noirs conditionnés à des sources de nourriture anthropiques seraient en grande partie responsables des blessures infligées aux humains (Herrero 1985; Beckmann et al. 2004; Herrero et al. 2011;). Ce sont les mâles qui seraient plus enclins à engendrer des problèmes avec l'homme (Garshelis 1989; Herrero et al. 2011) en raison des différences biologiques et comportementales entre les deux sexes (mobilité, comportement de dispersion accru et période d'accouplement) (Rogers 1987; Garshelis 1989; Herrero et al. 2011). En contrepartie, de tels sites d'alimentation auraient déjà permis de réduire différents conflits entre les ours et les humains en les éloignant de certains secteurs (Fersterer et al. 2001; Zielgrum 2004, 2008; Rogers 2009).

CONTEXTE DE L'ÉTUDE

Les études réalisées à ce jour portant sur l'influence d'une source de nourriture anthropique sur l'ours noir se sont concentrées principalement sur l'apport de suppléments alimentaires ponctuels pour déterminer l'efficacité de la nourriture de diversion à proximité des aires résidentielles ou des sites de camping (Rogers 2009), la réduction des dommages occasionnés aux arbres au printemps (Fersterer et al. 2001; Zielgrum 2004, 2008) ou l'évaluation des impacts des appâts utilisés par les chasseurs sur l'écologie des ours (Patridge et al. 2001; Gray et al. 2004). Selon nos connaissances, aucune étude ne s'est encore intéressée aux impacts potentiels des activités de nourrissage pour des fins d'observation sur le comportement des ours, particulièrement en termes d'utilisation de l'espace et de familiarisation envers l'humain ou les milieux anthropiques. Contrairement aux sites d'appâtage et aux suppléments alimentaires dispensés pour une courte période, les activités de nourrissage pour l'observation de l'ours noir préconisent le dépôt quotidien d'une quantité variable de nourriture (quelques kg jusqu'à plusieurs tonnes) sur un site donné, généralement lors de l'ensemble de la période active des ours. Or, ces sites se situent parfois à proximité des habitations humaines (selon nos connaissances, \approx 400 mètres jusqu'à plusieurs kilomètres). Actuellement au Québec, on dénombre plus d'une cinquantaine de ce type de sites d'observations (incluant \pm 25 pourvoiries) (obs. personnelle) et aucune réglementation n'encadre ce type d'activités (Sébastien Lefort, MRNF, comm. pers.).

La présente étude a été effectuée dans la région du Saguenay par le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune en collaboration avec l'Université du Québec à Chicoutimi et *Okwari Aventures*. *Okwari Aventures* est une entreprise qui entretient un site de nourrissage pour des fins d'observation de l'ours noir. L'objectif consistait à déterminer si les activités de nourrissage qui y sont pratiquées entraînent des modifications comportementales chez l'ours noir. Pour ce faire, nous avons muni des ours noirs mâles adultes de collier GPS en périphérie du site de nourrissage et dans un site témoin. En raison de la disponibilité relativement constante de nourriture hautement énergétique offerte au

site de nourrissage, nous avons émis l'hypothèse que la fréquentation du site de nourrissage influencerait l'utilisation de l'espace et la sélection de l'habitat de ce segment de population puisque les besoins alimentaires seraient plus facilement comblés. Nous avons prédit que les ours mâles fréquentant un site de nourrissage auraient: 1) des superficies de domaines vitaux et des taux de déplacements inférieurs, 2) qu'ils seraient moins attirés par les habitats naturels productifs en termes de ressources alimentaires et qu'ils sélectionneraient fortement le site de nourrissage; 3) qu'ils démontreraient une sélection plus grande envers les infrastructures anthropiques telles les habitations et les routes.

CHAPITRE II

IMPACTS D'UN SITE DE NOURRISSAGE À DES FINS D'OBSERVATION SUR L'UTILISATION DE L'ESPACE ET LA SÉLECTION D'HABITAT DE L'OURS NOIR (*Ursus americanus*) EN FORÊT BORÉALE

Sophie Massé¹, Christian Dussault², Claude Dussault³ et Jacques Ibarzabal¹

¹ Département des sciences fondamentales, Université du Québec à Chicoutimi, 555 boulevard de l'Université, Chicoutimi, Québec, G7H 2B1, Canada.

² Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, direction de la faune terrestre et de l'avifaune, 880 Chemin Sainte-Foy, 2^e étage, Québec, Québec, G1S 4X4, Canada.

³ Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire du Saguenay – Lac-Saint-Jean, 3950 boul. Harvey, Jonquière, Québec, G7X 8L6, Canada.

RÉSUMÉ

Des activités d'observation de la faune sauvage se sont développées afin de mettre en valeur certaines espèces, dont l'ours noir (*Ursus americanus*). Pour en faciliter l'observation, la faune est attirée et fidélisée aux sites d'observation par l'apport quotidien de nourriture anthropique. Toutefois, cette activité est controversée car elle est susceptible d'entraîner des impacts majeurs sur l'écologie des espèces visées en plus de poser un problème de sécurité dans certains cas. Par exemple, les ours nourris pourraient s'habituer à la présence de l'homme et même associer sa présence avec celle de la nourriture anthropique. Notre objectif était d'évaluer les modifications comportementales en termes d'utilisation de l'espace et de sélection de l'habitat de l'ours noir en présence d'un site de nourrissage à des fins d'observation. Nous avons émis l'hypothèse que les mâles adultes ayant accès à un site de nourrissage comblent une partie importante de leurs besoins énergétiques en fréquentant ce site. Nous avons prédit que les ours seraient fortement attirés par le site de nourrissage, qu'ils réduiraient leurs domaines vitaux et leur taux de déplacement et démontreraient une sélection moins prononcée envers les types d'habitat riches en nourriture d'origine naturelle au profit de certains habitats anthropiques. Nous avons également prédit que ces modifications comportementales seraient plus évidentes lors de la période d'hyperphagie lorsque la quête alimentaire est prioritaire pour l'ours. Nous avons munis un total de 27 mâles adultes d'un collier GPS entre 2008 à 2011 en périphérie d'un site de nourrissage ($n=11$) et dans un site témoin ($n=16$) situé à proximité. Nos résultats indiquent que les ours fréquentant le site de nourrissage ont concentré leurs activités autour du site. Ils avaient des domaines vitaux saisonniers de 3,1 à

5,8 fois plus petits que les ours témoins, et des taux de déplacement quotidiens plus faibles, sauf au printemps, possiblement à cause de la reproduction. De plus, les taux de déplacements horaires de ces ours ont été modifiés et ils ont démontré une sélection moins prononcée envers les habitats riches en nourriture, particulièrement à l'automne. Toutefois, tous les ours ont évité les sites à proximité des habitations et les ours témoins ont même démontré un évitement moindre envers les endroits situés à proximité des routes et des habitations. Nos résultats démontrent l'importance de ne pas permettre l'établissement de sites de nourrissages près des secteurs habités étant donné que les ours demeurent à proximité (50% des localisations à < 1 km) de celui-ci pendant toute la saison. Même si nous n'avons pas mesuré une plus grande familiarité des ours nourris envers les infrastructures anthropiques, la prudence est de mise. Dans notre étude, les ours ont été nourris continuellement. Nous ne savons pas comment les ours réagiraient si l'apport de nourriture devait cesser.

Mots clés: *Ursus americanus*, nourriture anthropique, domaine vital, indice d'activité, sélection des ressources

INTRODUCTION

Il existe plusieurs activités qui impliquent le nourrissage de la faune par l'humain. La plus répandue est certainement l'utilisation d'appâts par les chasseurs qui souhaitent attirer le gibier à proximité de leur affût. Il existe cependant des activités de nourrissage à plus large échelle qui sont susceptibles de modifier considérablement le comportement des espèces visées (Beckmann et Berger 2003; Dunkley et Cattet 2003; Gray et al. 2004). Par exemple, dans plusieurs états et province de l'Amérique du Nord, le nourrissage d'urgence est largement répandu pour réduire les mortalités des cerfs (*Odocoileus sp.*) en hiver ou pour les attirer vers un site d'observation (Brown et Cooper 2006).

Malgré la bonne intention des personnes qui nourrissent la faune, plusieurs controverses existent face à cette activité (Dunkley et Cattet 2003; Brown et Cooper 2006). En effet, le nourrissage concentre les animaux dans des secteurs souvent situés près des habitations (Beckmann et Berger 2003), ce qui peut augmenter, par exemple, le risque d'accidents routiers (Pettersson et Messmer 2007) et les dommages aux forêts et aux cultures (Maddrey et Pelton 1995; Taylor 1996). La concentration d'animaux aux sites de nourrissage augmente également leur vulnérabilité aux maladies infectieuses (Miller et al. 2003) et peut influencer la distribution et l'abondance de l'espèce, sa reproduction et sa survie et ultimement, la dynamique de population (Rogers 1987; Beckmann et Berger 2003; Gray et al. 2004). Finalement, les animaux qui fréquentent les sites de nourrissage sont aussi susceptibles de s'acclimater à la présence humaine et de perdre leur crainte naturelle des humains (Herrero 1985; Gray et al. 2004). Éventuellement, cette acclimatation peut devenir problématique, particulièrement lorsque l'espèce visée représente un danger potentiel pour l'être humain.

Il semblerait que les interactions et les conflits entre les humains et l'ours noir aient augmenté au cours des dernières décennies (p. ex. Beckmann et al. 2004; Baruch-Mordo et al. 2008; Herrero et al. 2011). Les ours sont qualifiés d'importuns lorsqu'ils se retrouvent près des habitations ou des zones récréotouristiques, généralement à la recherche de nourriture d'origine naturelle ou anthropique et, occasionnellement, ils peuvent menacer la

sécurité des gens (Witmer et Whittaker 2001; Beckmann et al. 2004). Afin de mettre en valeur cette espèce, plusieurs activités d'observation de l'ours noir dans son habitat naturel ont été développées. Pour faciliter leur observation, les ours sont attirés et, dans une certaine mesure, fidélisés aux sites par l'apport quotidien de nourriture anthropique. Cette pratique de mise en valeur et d'éducation permet d'attirer les ours efficacement et génère des retombées économiques régionales importantes (Orams 2002). Toutefois, les effets potentiels de cette activité sur l'écologie de l'ours et les conflits ours-humains sont inconnus.

L'ours noir possède une grande capacité d'apprentissage, de mémorisation et d'adaptation vis-à-vis les sources de nourriture artificielles et alternatives (Herrero 1985). Le conditionnement de l'ours à une source de nourriture serait accentué lorsque sa disponibilité est relativement constante (Herrero 1985; Clark et al. 2002). Or, c'est exactement la situation qui prévaut durant plusieurs mois aux sites de nourrissage établis à des fins d'observation. Un ours conditionné ou habitué à la nourriture d'origine anthropique est un ours qui a appris à associer l'humain, ou les aires que celui-ci occupe, à la source de nourriture qu'il consomme (Mazur 2010). De plus, les ours noirs conditionnés à des sources de nourriture anthropiques seraient en grande partie responsables des blessures infligées aux humains (Herrero 1985; Herrero et al. 2011; Beckmann et al. 2004). En contrepartie, de tels sites d'alimentation auraient déjà permis de réduire différentes problématiques entre les ours et les humains en les éloignant de certains secteurs (Fersterer et al. 2001; Zielgrum 2004, 2008; Rogers 2009).

L'effet d'un site de nourrissage sur le comportement de l'ours pourrait être considérable compte tenu de l'importance qu'occupe la quête alimentaire dans le budget d'activité de cette espèce. En effet, la distribution et l'abondance des ressources alimentaires influencent grandement l'utilisation de l'espace de cet omnivore opportuniste (Garshelis et Pelton 1981; Koehler et Pierce 2003). La superficie du domaine vital de l'ours noir peut être très grande (Rogers 1987) et elle sera influencée par plusieurs facteurs dont l'âge et le sexe de l'individu, son statut reproducteur et la densité de population (Koehler et Pierce 2003).

Selon Smith et Pelton (1990), la variation de la superficie des domaines vitaux observée à l'intérieur d'une même classe d'âge et de sexe serait directement reliée à la diversité des habitats, elle-même considérée comme un bon indice de la qualité du milieu. La sélection de l'habitat par l'ours noir varie selon la période de l'année, mais elle est principalement gouvernée par la disponibilité de nourriture (Clark et al. 1994; Samson 1996). En forêt boréale, où la diversité et la productivité des espèces végétales sont limitées par des contraintes biophysiques (Pastor et al. 1996) imposées par la rigueur des hivers et la courte saison de croissance, la stratégie de quête alimentaire de l'ours consiste à rechercher activement de la nourriture dans des parcelles hautement productives (Rogers 1987; Brodeur et al. 2008).

Les ours ont normalement un rythme journalier diurne avec des pointes d'activités à l'aube et au crépuscule (Amstrup et Beecham 1976; Garshelis et Pelton 1980; Ayres et al. 1986). Larivière et al. (1994) ont proposé que le patron d'activité diurne de l'ours soit relié à la recherche de nourriture. Toutefois, dans les zones où ils fréquentent les mêmes milieux que l'homme, les ours pourraient s'habituer à sa présence et à celle de la nourriture d'origine anthropique qui y est associée (Pelchat et Ruff 1986; Mattson 1990), et modifier leur comportement de recherche de nourriture en conséquence (Ayres et al. 1986; Matthews et al. 2006).

Les études réalisées à ce jour portant sur l'influence d'une source de nourriture anthropique sur l'ours noir se sont intéressées principalement aux apports ponctuels pour déterminer l'efficacité de la nourriture de diversion à proximité des aires résidentielles ou des sites de camping (Rogers 2009), la réduction des dommages occasionnés aux arbres au printemps (Fersterer et al. 2001; Zielgrum 2004, 2008) ou l'évaluation des impacts des appâts utilisés par les chasseurs sur l'écologie des ours (Patridge et al. 2001; Gray et al. 2004). Selon nos connaissances, aucune étude ne s'est encore intéressée aux impacts potentiels des activités de nourrissage pour des fins d'observation sur le comportement des ours, particulièrement en termes d'utilisation de l'espace et de familiarisation envers l'humain ou les milieux anthropiques. Contrairement aux sites d'appâtage et aux suppléments alimentaires

dispensés pour une courte période, les activités de nourrissage pour l'observation de l'ours noir impliquent le dépôt quotidien d'une quantité relativement importante de nourriture sur un site donné, généralement lors de la totalité de la période active des ours et ces sites se situent parfois à proximité des habitations humaines.

L'objectif de la présente étude consistait donc à déterminer si les activités de nourrissage entraînent des modifications comportementales chez l'ours noir. En raison de la disponibilité relativement constante de nourriture hautement énergétique offerte au site de nourrissage, nous avons émis l'hypothèse que la fréquentation du site de nourrissage influencerait l'utilisation de l'espace et la sélection de l'habitat par les ours du segment de population des mâles adultes puisque leurs besoins alimentaires seraient plus facilement comblés. Nous avons prédit que les ours ayant accès à un site de nourrissage auraient des domaines vitaux de moindre superficie et des taux de déplacements inférieurs, qu'ils seraient moins attirés par les habitats naturels productifs en termes de ressources alimentaires et qu'ils sélectionneraient fortement le site de nourrissage. Nous avons aussi prédit que les ours fréquentant un site de nourrissage démontreraient une sélection plus grande envers les habitats d'origine anthropique tels que les habitations et chalets.

MÉTHODES

AIRE D'ÉTUDE

L'étude a été réalisée dans la région du Saguenay – Lac-Saint-Jean au Québec (48°25'N, 71°03'O). L'aire d'étude couvrait une superficie approximative de 20 000 km² et on y dénote la présence d'un site d'observation sur la rive sud du Saguenay (Figure 1). Le paysage de l'aire d'étude est dominé par le plateau laurentien qui ceinture les régions habitées, concentrées dans les basses-terres en bordure de la rivière Saguenay et du lac Saint-Jean. Le territoire est de type forestier sur près de 90% de sa superficie et présente deux zones de végétation distinctes; la forêt boréale continue (domaines de la pessière et de la sapinière à bouleau blanc) et la forêt mixte (domaine de la sapinière à bouleau jaune) (MRNF 2003). La forêt est dominée par les peuplements de sapin baumier (*Abies balsamea*), d'épinette blanche (*Picea glauca*), d'épinette noire (*Picea mariana*), de pin gris (*Pinus banksiana*) et de mélèze (*Larix laricina*), accompagnés de bouleau blanc (*Betula papyrifera*) ou de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) (MRNF 2003).

Le climat est de type continental, caractérisé par des températures froides et modérément humides. Le total annuel de précipitations mesurables est de 661 mm de pluie et 342 mm de neige (station météorologique Bagotville). La température annuelle moyenne oscille autour de 2,3 °C, avec une température moyenne de -16,1 °C en janvier et 18,1 °C en juillet (Environnement Canada 2010). Selon la latitude et l'altitude, de fortes variations de températures influencent la saison de croissance végétale. Dépendamment de la température locale et selon les années, les ours peuvent amorcer leur période d'hibernation à partir des mois d'octobre ou de novembre et ils quittent généralement leur tanière avant la mi-mai (Beecham et al. 1983; Samson et Huot 1994). La densité de l'ours noir dans l'aire d'étude a été estimée à 0,73 ours / 10 km² et la récolte par la chasse et le piégeage y est permise (Dussault 2006).

Le site de nourrissage est situé sur le territoire d'une base de plein-air. Les habitations les plus proches du site de nourrissage sont situées à environ 2,5 km de celui-ci. Le site est

opérationnel depuis 2005 et accueille environ 2800 visiteurs entre les mois de mai à octobre depuis 2006. Le nourrissage débute généralement à la fin du mois d'avril et il se poursuit jusqu'à ce qu'il n'y ait plus d'ours au site, soit vers la fin octobre ou la mi-novembre. Quotidiennement, entre 14 kg et 27 kg de nourriture d'origine anthropique (principalement des gâteaux et de la viande) sont déposés sur le site au crépuscule. Le nombre d'ours observés lors d'une même soirée varie de six à dix, mais il atteint fréquemment plus d'une douzaine à l'automne.

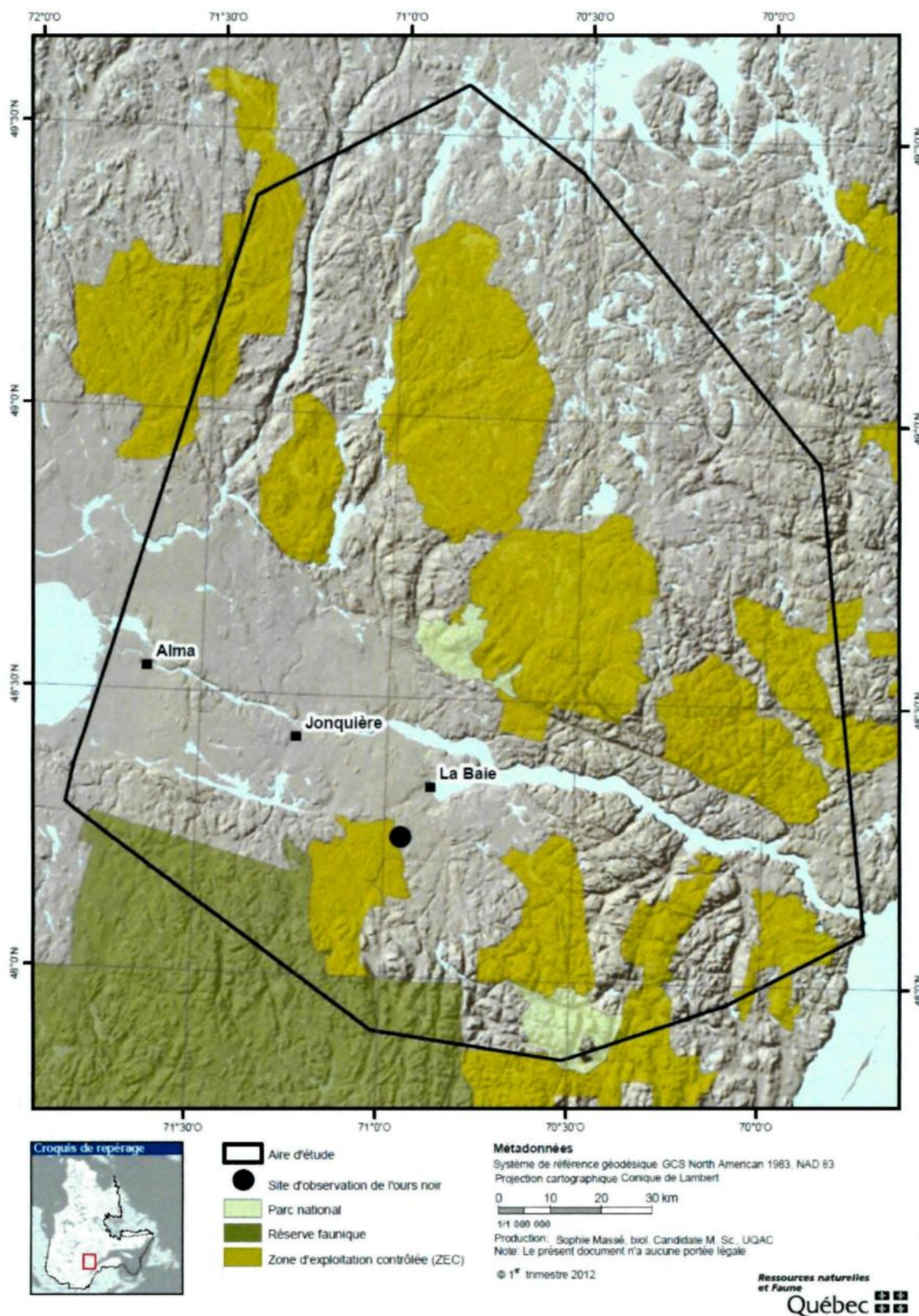


Figure 1. Localisation de l'aire d'étude au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, Canada.

CAPTURE ET TÉLÉMÉTRIE

Nous avons réalisé le suivi télémétrique sur les ours mâles adultes uniquement. Les ours mâles occupent de plus grands domaines vitaux, se déplacent davantage (Jonkel et Cowan 1971; Amstrup et Beechman 1976; Samson et Huot 1994) et seraient plus enclins à interagir avec les humains (Garshelis 1989; Herrero et al. 2011). Ainsi, si les ours qui fréquentent un site de nourrissage démontrent une plus grande attirance envers les habitats anthropiques, nous devrions pouvoir le mesurer plus facilement avec ce segment de la population. Afin d'obtenir un échantillon adéquat d'ours fréquentant le site de nourrissage, nous avons établi des pièges dans un rayon inférieur à 5 km autour du site de nourrissage. Nous avons capturé principalement les ours témoins dans la partie nord du site d'étude là où il n'y a pas de site de nourrissage.

Les captures se sont déroulées entre les mois de mai et septembre 2008 à 2010, à l'aide de cages de capture et de pièges à pattes (Jolicœur et Lemieux 1992; Lupien 2012). Les ours ont été anesthésiés à l'aide d'un mélange universel de kétamine (6 mg/kg) et de xylazine (1,2 mg/kg). Le dosage a été établi en fonction d'une estimation de la masse corporelle de l'animal. Les manipulations ont été approuvées par un comité de protection des animaux (protocoles # 08-00-11, 2009-16, 2010-13, 2011-01). Lors de la capture, les individus ont été pesés et la première prémolaire sur la mâchoire du haut (PM₁) de la majorité (78%) des individus munis d'un collier émetteur a été extraite afin d'obtenir une estimation de l'âge (Matson's Laboratory LLC, Milltown, Montana) (Matson 1981). Puisque nous visons le segment adulte et que l'âge n'était pas immédiatement disponible, nous avons décidé de munir seulement les mâles de plus de 50 kg d'un collier GPS (Telonics, Mesa, Arizona, USA, modèle TGW 4600). Les ours reconnus comme étant juvéniles (< 3,5 ans) suite à la lecture des dents ont été éliminés des analyses ($n = 2$). Le collier GPS était programmé pour enregistrer une localisation à toutes les heures du 1^{er} mai au 30 octobre. Le téléchargement des données et l'ajustement des colliers ont été effectués à chaque hiver lors des visites aux tanières. Lors de ces visites, les ours ont été anesthésiés avec une solution pré-mélangée de Telazol® (Telazol : 2,0 mg/kg; kétamine : 3,2 mg/kg; xylazine : 0,4 mg/kg).

ANALYSE DES DONNÉES

Les ours capturés à moins de 5 km du site de nourrissage n'ont pas tous fréquenté ce dernier. Pour les analyses, nous avons donc défini les ours « nourris » comme étant ceux pour lesquels nous avons observé au moins une localisation GPS dans un rayon de 50 mètres du site de nourrissage et ce, pour chaque saison et année de suivi. Les ours témoins sont ceux pour lesquels nous n'avons pas enregistré de localisation à moins de 500 mètres du site de nourrissage.

Les analyses ont été réalisées pour trois périodes annuelles (ci-après saisons) distinctes. En se basant sur la biologie de l'espèce et l'abondance de différentes classes de végétation consommées par l'ours noir au Québec, nous avons défini les trois saisons suivantes : le printemps (sortie de la tanière jusqu'au 15 juillet), l'été (16 juillet au 31 août) et l'automne (1^{er} septembre à l'entrée en tanière) (Samson et Huot 1994; Mosnier et al. 2008).

Nous avons d'abord comparé l'âge des ours nourris et témoins à l'aide d'un test de t (procédure PROC TTEST de SAS 9.2, SAS Institute Inc. 2002). Nous avons par la suite utilisé une régression multiple (PROC MIXED de SAS 9.2, SAS Institute Inc. 2002) pour comparer la masse corporelle des deux groupes d'ours en utilisant la « date de la capture » comme covariable puisque la masse augmente avec le temps au cours d'une même saison (Jonkel et Cowan 1971; Samson et Huot 1994).

UTILISATION DE L'ESPACE

La superficie des domaines vitaux annuels et saisonniers a été calculée avec la méthode du polygone convexe (MCP) à 95% (Mohr 1947) avec l'outil *HRT tools* du logiciel ArcGIS 9.3 (Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, CA). Le MCP a été préféré à la méthode du Kernel qui a tendance à surévaluer la superficie des domaines vitaux, particulièrement lorsque le nombre de localisations est élevé (Downs et Horner 2008). Nous avons utilisé une régression multiple pour évaluer l'influence de la fréquentation du

site de nourrissage (traitement) sur la superficie des domaines vitaux annuels et saisonniers, avec l'identifiant unique des individus niché dans l'année comme variable aléatoire, et l'année, la saison et le traitement ainsi que les interactions doubles entre ces trois facteurs comme variables indépendantes. Puisque la taille des domaines vitaux est influencée par le nombre de localisations utilisées pour faire le calcul (Young et Ruff 1982; Girard et al. 2006), nous avons utilisé cette covariable dans les modèles pour obtenir des estimations ajustées et faciliter les comparaisons entre les individus parfois suivis sur des périodes de durées inégales (Faille et al. 2010). Nous avons transformé la superficie des domaines vitaux ($\ln x$) pour améliorer la distribution des résidus. Les analyses ont été effectuées avec la procédure PROC MIXED de SAS 9.2 (SAS Institute Inc. 2002).

Afin d'investiguer l'influence de la fréquentation d'un site de nourrissage pour fins d'observation sur les patrons circadiens d'activités de l'ours noir, nous avons utilisé les taux de déplacement (m/h) comme indice de l'activité (Larivière et al. 1994; Matthews et al. 2006; Schwartz et al. 2010). Les taux de déplacement horaires ont été obtenus en calculant la distance euclidienne entre deux localisations successives divisée par le temps qui sépare ces deux localisations. Nous avons effectué une analyse préliminaire (régression linéaire) pour évaluer l'influence de l'intervalle de temps entre deux localisations successives sur le taux de déplacement. Cette analyse a révélé que le taux de déplacement variait selon l'intervalle de temps entre les localisations. Ainsi, seules les localisations pour lesquelles l'intervalle entre la localisation précédente était de 1h ont été conservées, soit 85% des 127 873 localisations. Puisque que le taux de déplacement de l'ours est susceptible de se modifier selon les périodes de la journée (Amstrup et Beecham 1976; Larivière 1994), nous avons associé chaque déplacement dans l'une des périodes suivantes: l'aube (entre une heure avant et une heure après le lever du soleil), le jour (entre l'aube et le crépuscule), le crépuscule (entre une heure avant et une heure après le coucher du soleil) et la nuit (entre le crépuscule et l'aube) (Laurian et al. 2008) en se basant sur les heures de lever et de coucher du soleil obtenus pour chaque journée à partir d'une station météorologique située à proximité de notre aire d'étude. Un déplacement était considéré comme appartenant à une période du jour lorsque plus de 75% du temps entre les deux localisations de ce

déplacement s'était écoulé durant cette période. Afin de comparer les taux de déplacements des ours nourris et des ours témoins, nous avons utilisé une régression linéaire mixte avec le traitement, la période du jour et la saison, ainsi que toutes les interactions entre ces facteurs comme variables indépendantes. L'identifiant unique de chaque ours niché dans l'année a été utilisé comme variable aléatoire.

Nous avons aussi utilisé les déplacements quotidiens (somme des distances euclidiennes parcourues dans une journée entière) comme autre indice de l'activité des ours. Une analyse préliminaire (régression linéaire) a permis de démontrer que la distance parcourue quotidiennement était indépendante du nombre de repérages utilisés pour faire cette estimation lorsqu'au moins 12 localisations par jour étaient utilisées. Nous avons donc conservé les journées où au moins 12 repérages étaient disponibles (94% des 127 873 localisations) pour faire cette analyse. Nous avons utilisé un modèle linéaire mixte avec le traitement et la saison, ainsi que l'interaction entre ces facteurs, comme variables indépendantes et l'identifiant unique de chaque ours niché dans l'année comme variable aléatoire. Le nombre de localisations ayant servi à calculer la distance quotidienne parcourue a été utilisé comme covariable pour obtenir une estimation des déplacements quotidiens ajustée pour l'effort d'échantillonnage. Nous avons également transformé ($\ln x$) le taux de déplacement et la distance quotidienne parcourue afin d'améliorer la distribution des résidus. Les analyses ont été effectuées avec la procédure PROC MIXED de SAS 9.2 (SAS Institute Inc. 2002).



SÉLECTION D'HABITATS

Les types d'habitat ont été déterminés à partir des cartes écoforestières du Système d'information écoforestière (SIEF) du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF). Ces cartes sont basées sur l'interprétation de photographies aériennes à l'échelle 1 :15 000. Les différents types de peuplements forestiers (≥ 4 ha) et les milieux improductifs (≥ 2 ha) sont représentés sous forme de polygones. Nous avons regroupés les milieux disponibles en huit types d'habitat (Tableau I) en tenant compte de leur similarité

(type de couvert, classe d'âge et structure), de leur importance pour l'ours noir et des limites des cartes forestières (Dussault et al. 2001). Les couches numériques représentant les chemins forestiers et les routes (ci-après appelée routes), ainsi que les habitations et les baux de villégiature (ci-après appelés habitations) ont également été acquises auprès du MRNF.

Tableau I. Description des huit types d'habitats utilisés pour évaluer la sélection de l'habitat par l'ours noir dans la région du Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, 2008-2011.

| Type d'habitat | Définition |
|---|---|
| Perturbation 0 à 5 ans | Perturbation naturelle (p. ex. feu, chablis) de 0 à 5 ans Perturbation anthropique (p. ex. coupe) de 0 à 5 ans |
| Perturbation 6 à 20 ans (Régénération ouverte) | Perturbation naturelle (p. ex. feu, chablis) 6 à 20 ans Perturbation anthropique (p. ex. coupe) 6 à 20 ans |
| Milieu ouvert sans régénération | Milieu non régénéré suite à une perturbation |
| Milieu en régénération (Régénération fermée) | Forêt de 20 à 40 ans |
| Jeune forêt mature | Forêt mixte et résineuse de 40 à 80 ans |
| Forêt mixte et résineuse mature | Forêt mixte et résineuse ≥ 80 ans |
| Forêt feuillue | Forêt feuillue ≥ 40 ans |
| Agricole | Milieu agricole ou agricole forestier |

Afin d'évaluer la sélection d'habitat, nous avons utilisé une fonction de sélection des ressources (FSR; Manly et al. 2002) qui consiste à comparer les attributs de l'habitat des localisations utilisées par un ours à chaque saison (localisations GPS) aux attributs de l'habitat disponible à cet individu dans son domaine vital saisonnier selon l'équation logistique suivante : $w(x) = \exp(\beta_0 + \beta_1x_1 + \beta_2x_2 + \dots + \beta_nx_n + \gamma_{0j})$ où $w(x)$ est la probabilité relative d'utilisation d'une ressource, β_0 l'ordonnée à l'origine moyenne de tous les ours, γ_{0j} l'ordonnée à l'origine aléatoire (c'est-à-dire la différence entre la moyenne de l'ordonnée à l'origine β_0 de tous les ours et l'ordonnée à l'origine de l'ours j) et β_1 est le

coefficient estimé pour la co-variable x_j . Dans le cas de la présente étude, x_j pouvait être une variable binaire (présence ou absence dans un habitat) ou continue (distances au site de nourrissage, aux routes et aux habitations). Les coefficients de la FSR permettent de calculer la probabilité relative d'utilisation d'un type d'habitat (Strickland et McDonald 2006) et ils peuvent être utilisés pour prédire l'occurrence relative d'une espèce dans un milieu donné (Boyce et McDonald 1999).

Pour établir la disponibilité des habitats, nous avons calculé les domaines vitaux saisonniers avec la méthode des polygones convexes à 100% (Mohr 1947), puis nous y avons généré un nombre de localisations aléatoires équivalent au nombre de localisations observées, pour chaque individu et chaque saison, à l'aide de l'extension Hawth's tools pour ArcGIS 9.3. Pour chacune des localisations observées et aléatoires, nous avons déterminé le type d'habitat et la distance à la route ainsi qu'aux habitations les plus proches. Puisque la perception d'une perturbation comme une route ou une habitation diminue avec la distance, nous avons tronqué les variables de distance aux routes et aux habitations pour mieux évaluer la réponse des ours nourris et témoins à ces structures et n'avons pas considéré les routes situées à moins de 1,0 km du site de nourrissage (il n'y avait pas d'habitation à moins de 1 km du site de nourrissage). Nous avons déterminé *a priori* les distances de troncature les plus appropriées (0,25, 0,50 et entre 1 et 5 km avec des sauts de 1 km) lors d'analyses préliminaires. Nous avons choisi la meilleure distance en évaluant le support empirique des différents modèles candidats avec le critère d'information d'Akaike (AIC). Nous sommes confiants d'avoir bien évalué la réponse de l'ours noir aux structures anthropiques en utilisant des distances de troncature plus petites que 5 km puisque l'évitement des perturbations anthropiques excède rarement cette distance, même chez les espèces les plus sensibles comme le caribou (*Rangifer tarandus*) (Leblond et al. 2011; Polfus et al. 2011). Les meilleures distances de troncature variaient selon les saisons entre 1,5 et 2,0 km pour le site de nourrissage, et entre 0,25 et 0,50 km pour les routes et les habitations.

Nous avons réalisé neuf FSR différentes. Dans un premier temps, nous avons calculé une FSR pour chaque saison (printemps, été et automne) séparément pour les ours nourris et les

ours témoins pour identifier les habitats sélectionnés par les deux groupes d'ours. Pour comparer directement la sélection d'habitat des ours nourris et témoins, nous avons ensuite effectué une autre FSR pour chaque saison en intégrant tous les ours dans le même modèle et en incluant les interactions entre chaque variable d'habitat et le traitement. Préalablement aux analyses statistiques, nous avons procédé à une analyse de multicolinéarité en utilisant l'indice de condition (< 20) et l'inflation de la variance (< 3) (Besley et al. 1980) de la procédure PROC REG (SAS Institute Inc. 2002). Nous n'avons pas pu utiliser la distance au site de nourrissage comme variable indépendante dans les modèles comparant la sélection d'habitat par les ours nourris et témoins, car cette variable était fortement colinéaire avec le traitement. Nous avons modélisé les FRS en utilisant une régression logistique mixte avec un effet aléatoire pour l'individu niché dans la variable année (PROC GLIMMIX, SAS Institute Inc. 2002).

Nous avons utilisé la validation croisée (*k-fold cross validation*) pour évaluer le pouvoir prédictif des FSR (Boyce et al. 2002). Pour chaque saison, nous avons utilisé 75% des données pour calculer le modèle de FSR et 25% des autres données afin d'en tester le pouvoir prédictif; cette procédure a été répétée vingt fois. À chaque itération, nous avons calculé les valeurs prédites par le modèle pour les 25% des données mises de côté et avons réparti ces valeurs dans 10 quantiles. Un coefficient de corrélation de Spearman (r_s) élevé entre le nombre de localisations dans chaque quantile et la valeur du quantile indique un pouvoir prédictif élevé du modèle (Johnson et Gillingham 2008).

Nous avons utilisé un seuil de signification de $\alpha = 0,05$ et avons réalisé les analyses statistiques avec le logiciel SAS 9.2 (SAS Institute Inc. 2002). Les moyennes sont accompagnées de leur erreur type (SE).

RÉSULTATS

Au total, trente-sept mâles adultes ont été munis d'un collier émetteur. Cependant, dix individus n'ont pas été utilisés dans les analyses car ils sont morts au cours de l'année de leur capture ($n = 8$) ou bien ils étaient juvéniles ($n = 2$). La base de données disponible pour les analyses comprenait donc vingt-sept ours (nourris : $n = 11$; témoins : $n = 16$), chacun ayant été suivi sur une période variant de une à quatre années, pour un total de 55 ours-années (nourris : $n = 25$ ours-années; témoins : $n = 30$ ours-années). L'âge des ours nourris ($5,9 \text{ ans} \pm 0,8$) ne différait pas ($t = 2,13$, $dl = 28$, $p = 0,57$) de celui des ours témoins ($5,4 \text{ ans} \pm 0,5$). Toutefois, la masse corporelle des ours nourris ($127,6 \text{ kg} \pm 11,4$) était supérieure à celle des ours témoins ($90,5 \text{ kg} \pm 8,6$) au moment de la capture ($t = 2,13$, $dl = 28$, $p = 0,04$).

UTILISATION DE L'ESPACE

La superficie des domaines vitaux annuels et saisonniers différait entre les ours nourris et les ours témoins (Tableau II) et était significativement plus faible à toutes les années et à toutes les saisons pour les ours nourris, sauf à l'été 2011, alors que la taille de l'échantillon était moindre (interaction année*traitement : $p = 0,04$, $n = 2$ ours nourris et 5 ours témoins) (Tableau II; Figure 2). À l'échelle annuelle, la superficie des domaines vitaux des ours nourris ($103,7 \text{ km}^2 \pm 28,8$) était 4,7 fois inférieure à celle des ours témoins ($492,2 \text{ km}^2 \pm 95,7$). À l'échelle saisonnière, les ours nourris avaient des domaines vitaux 3,1 ($85,4 \text{ km}^2 \pm 10,3$ vs. $267,1 \text{ km}^2 \pm 39,5$), 3,2 ($61,8 \text{ km}^2 \pm 35,9$ vs. $205,3 \text{ km}^2 \pm 40,8$) et 5,8 fois ($22,1 \text{ km}^2 \pm 6,9$ vs. $128,0 \text{ km}^2 \pm 34,1$) plus petits que les ours témoins au printemps, à l'été et à l'automne, respectivement. De façon générale, la superficie des domaines vitaux variait davantage entre les individus pour les ours témoins.

Tableau II. Modèles linéaires mixtes comparant la superficie moyenne des domaines vitaux entre les ours fréquentant le site de nourrissage (nourris) et les ours témoins au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011.

| Période | Variable | dl | F | Pr > F |
|---|----------------------|------|-------|--------|
| Annuel ($n = 18$ ours nourris et 25 ours témoins) | | | | |
| | Nombre localisations | 1,12 | 9,92 | 0,008 |
| | Année | 3,12 | 0,83 | 0,505 |
| | Traitement | 1,12 | 19,79 | 0,001 |
| | Année × Traitement | 3,12 | 1,48 | 0,271 |
| Printemps ($n = 14$ ours nourris et 19 ours témoins) | | | | |
| | Nombre localisations | 1,6 | 3,13 | 0,127 |
| | Année | 3,6 | 0,32 | 0,813 |
| | Traitement | 1,6 | 15,96 | 0,007 |
| | Année × Traitement | 3,6 | 2,02 | 0,213 |
| Été ($n = 18$ ours nourris et 25 ours témoins) | | | | |
| | Nombre localisations | 1,12 | 5,40 | 0,038 |
| | Année | 3,12 | 1,09 | 0,390 |
| | Traitement | 1,12 | 10,47 | 0,007 |
| | Année × Traitement | 3,12 | 3,98 | 0,035 |
| Automne ($n = 22$ ours nourris et 25 ours témoins) | | | | |
| | Nombre localisations | 1,14 | 4,99 | 0,042 |
| | Année | 3,14 | 0,11 | 0,953 |
| | Traitement | 1,14 | 11,78 | 0,004 |
| | Année × Traitement | 3,14 | 2,34 | 0,118 |

*Le nombre de localisations disponible pour calculer le domaine vital a été utilisé comme covariable afin d'obtenir une estimation de la superficie des domaines vitaux ajustée pour l'effort d'échantillonnage.

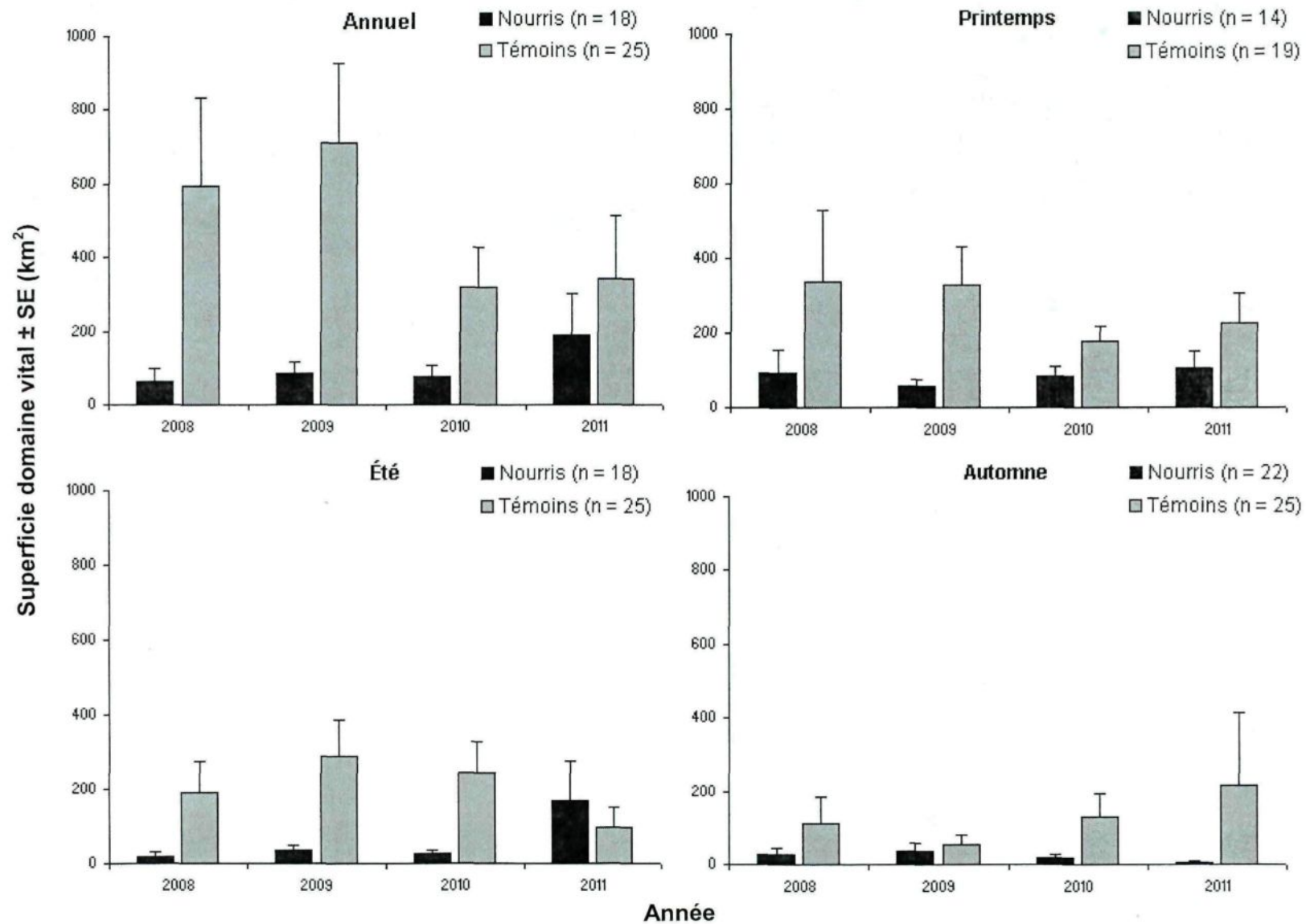


Figure 2. Superficie moyenne (km²) des domaines vitaux annuels et saisonniers des ours fréquentant le site de nourrissage (nourris) et des ours témoins au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011.

Les taux de déplacement différaient entre les ours nourris et les ours témoins et cette différence variait selon les saisons et les périodes de la journée (Tableau III; Figure 3).

Tableau III. Modèle de régression linéaire mixte comparant les taux de déplacement (m/h) des ours fréquentant le site de nourrissage (nourris) et des ours témoins, par saison et période de la journée au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011.

| Variable | dl | F | Pr > F |
|--|-----------|----------|------------------|
| Saison | 2,108465 | 615,7 | <0,001 |
| Période (aube, jour, crépuscule, nuit) | 3,108465 | 1979,9 | <0,001 |
| Traitement | 1,108465 | 0,2 | 0,649 |
| Saison × Période | 6,108465 | 248,8 | <0,001 |
| Traitement × Période | 3,108465 | 269,7 | <0,001 |
| Traitement × Saison | 2,108465 | 260,4 | <0,001 |
| Traitement × Saison × Période | 6,108465 | 30,1 | <0,001 |

Le taux de déplacement de tous les ours était le plus élevé au crépuscule et le plus faible durant la nuit, et ce pour toutes les saisons (Figure 3). En moyenne, les ours nourris ont adopté des taux de déplacement plus élevés que les ours témoins au printemps, alors que ce fut le contraire à l'été et à l'automne. Au printemps, les ours nourris avaient des taux de déplacement 1,8 à 2,0 fois plus élevés que les ours témoins sauf pendant le jour où les ours témoins se déplaçaient plus rapidement. À l'été, les ours nourris avaient des taux de déplacement plus élevés (1,7 fois) à l'aube mais plus faibles (1,6 fois) durant le jour par rapport aux ours témoins. À l'automne, les taux de déplacement étaient plus élevés (1,3 à 1,7 fois) chez les ours témoins que chez les ours nourris à toutes les périodes de la journée, sauf à l'aube où il n'y avait pas de différence entre les deux groupes.

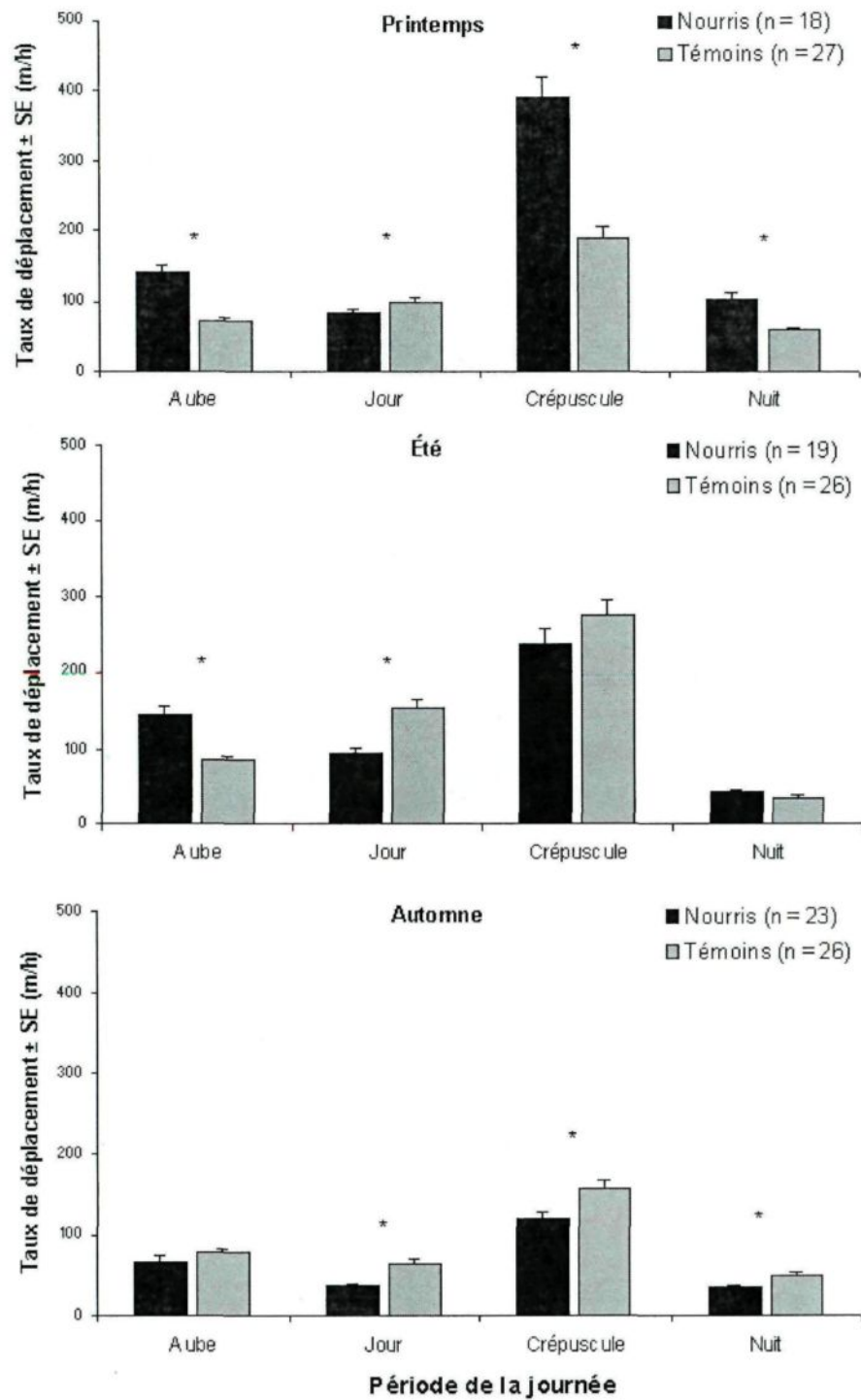


Figure 3. Taux de déplacement (m/h) par saison et par période du jour pour les ours fréquentant le site de nourrissage (nourris) et les ours témoins au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011. Les astérisques « * » indiquent une différence significative ($p < 0,05$) entre les ours nourris et témoins.

Les distances parcourues quotidiennement différaient entre les ours nourris et témoins, selon les saisons ($p = 0,001$) (Tableau IV).

Tableau IV. Régression linéaire mixte comparant la distance quotidienne parcourue par les ours fréquentant le site de nourrissage (nourris) et les ours témoins au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011.

| Variable | DL | F | Pr > F |
|-------------------------------|---------|-------|--------|
| Saison | 2, 6338 | 409,1 | 0,001 |
| Traitement | 1, 6338 | 2,9 | 0,087 |
| Nombre de localisations (>12) | 1, 6338 | 0,8 | 0,371 |
| Traitement × saison | 2, 6338 | 118,1 | 0,001 |

Au printemps, les ours fréquentant le site de nourrissage ont parcouru 1,6 km de plus quotidiennement que les ours témoins ($p < 0,01$, $F = 8,43$). Toutefois, cette tendance s'est inversée à l'été et à l'automne alors que les ours témoins ont parcouru en moyenne 1,3 km ($p < 0,01$, $F = 7,71$) et 1,4 km de plus par jour ($p < 0,01$, $F = 25,12$) (Figure 4).

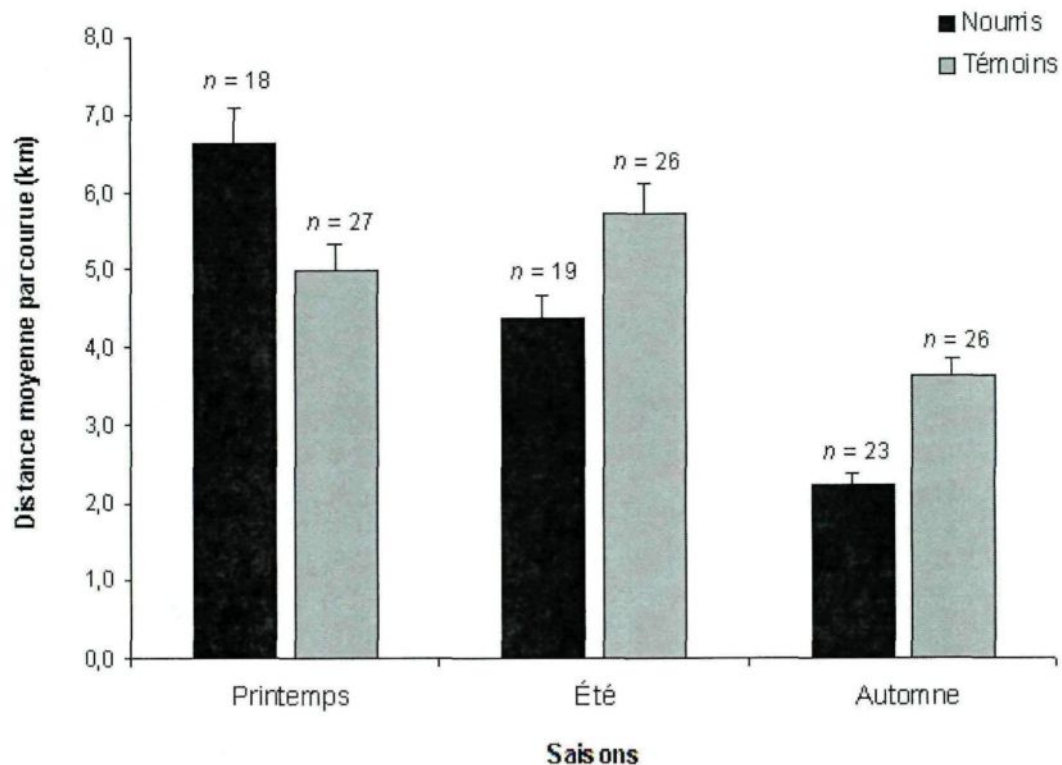


Figure 4. Moyennes des distances quotidiennes parcourues (km) par les ours fréquentant le site de nourrissage (nourris) et témoins par saison, Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011.

SÉLECTION D'HABITATS

Les ours nourris ont démontré une sélection très prononcée pour le site de nourrissage à toutes les saisons ($p < 0,01$; Tableau V). Au printemps, ils ont sélectionné les milieux en régénération et les vieilles perturbations (Perturbation 6 à 20 ans) et ont évité les milieux agricoles. À l'été, ce sont les milieux en régénération, les récentes et vieilles perturbations (Perturbation 0 à 5 ans et Perturbation 6 à 20 ans) et les milieux agricoles qui ont été sélectionnés tandis que les forêts mixtes et résineuses matures ont été évitées. À l'automne, les ours nourris n'ont sélectionné aucun type d'habitat en particulier mais ont évité les milieux ouverts sans régénération. Au printemps, les ours témoins n'ont sélectionné aucun type d'habitat en particulier tandis qu'à l'été et à l'automne, ils ont sélectionné les milieux en régénération, les milieux ouverts sans régénération, les milieux agricoles et les vieilles perturbations (Perturbation 6 à 20 ans) (Tableau VI). Finalement, les ours témoins ont évité les forêts mixtes et résineuses matures à l'automne. Les résultats de la validation croisée ont démontré que les FSR étaient robustes ($r_s \geq 0,70$) pour les ours témoins. Le pouvoir prédictif des FSR pour les ours nourris était très élevé au printemps ($r_s = 0,91$) et plus faible à l'été ($r_s = 0,41$) et à l'automne ($r_s = 0,51$).

Les patrons de sélection d'habitat ne différaient pas entre les ours nourris et témoins (Tableau VII) au printemps, à l'exception des ours nourris qui ont évité davantage les forêts feuillues. Cependant, à l'été et surtout à l'automne, les coefficients de sélection pour les milieux en régénération, les milieux ouverts sans régénération et les vieilles perturbations (Perturbation 6 à 20 ans) étaient plus faibles chez les ours nourris que chez les ours témoins. La réaction des ours nourris et témoins face aux infrastructures humaines était généralement semblable. En effet, les ours nourris et témoins n'ont pas sélectionné ni évité les routes au printemps et en été mais les ont évitées à l'automne. Cependant, tous les ours ont évité les secteurs à proximité des habitations à toutes les saisons, sauf à l'automne pour les ours nourris qui les ont utilisés proportionnellement à leur disponibilité (Tableaux V et VI). L'évitement des routes était plus prononcé chez les ours nourris à toutes les saisons tout comme l'évitement des secteurs à proximité des habitations pendant l'été (Tableau VII, Figure 5).

Tableau V. Résultats de la régression logistique mixte évaluant la sélection des ressources par les ours noirs fréquentant le site de nourrissage (nourris), par période annuelle au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011. Le coefficient (β) et l'intervalle de confiance à 95% (95% IC) de chaque variable est présenté. Les coefficients pour lesquels l'intervalle de confiance à 95% n'inclut pas 0 apparaissent en caractères gras.

| Variable ^a | Printemps (n = 18 ours-années) | | | Été (n = 19 ours-années) | | | Automne (n = 23 ours-années) | | |
|--|--------------------------------|-------------|-------------|--------------------------|-------------|-------------|------------------------------|-------------|-------------|
| | β | 95% IC | | β | 95% IC | | β | 95% IC | |
| | | limite inf. | limite sup. | | limite inf. | limite sup. | | limite inf. | limite sup. |
| Ordonnée à l'origine | 1,581 | 0,803 | 2,359 | 1,805 | 0,913 | 2,698 | 1,196 | -0,202 | 2,595 |
| Régénération | 0,171 | 0,045 | 0,298 | 0,478 | 0,229 | 0,729 | 0,339 | -0,053 | 0,731 |
| Ouvert sans régénération | -0,326 | -0,752 | 0,099 | 0,524 | -0,274 | 1,322 | -1,037 | -1,917 | -0,157 |
| Forêt feuillue | -0,131 | -0,353 | 0,090 | 0,175 | -0,084 | 0,435 | -0,219 | -0,535 | 0,096 |
| Forêt mixte et résineuse mature | -0,341 | -0,835 | 0,153 | -1,225 | -1,777 | -0,673 | 0,378 | -0,405 | 1,148 |
| Agricole | -0,696 | -1,334 | -0,057 | 0,803 | 0,131 | 1,474 | 1,113 | -0,443 | 2,669 |
| Perturbation 0 à 5 ans | -0,536 | -1,896 | 0,825 | 1,763 | 0,218 | 3,309 | 0,512 | -1,668 | 2,693 |
| Perturbation 6 à 20 ans | 0,332 | 0,041 | 0,704 | 1,162 | 0,576 | 1,749 | 0,053 | -1,065 | 1,171 |
| Distance aux habitations ^b | 3,478 | 2,352 | 4,604 | 3,211 | 1,992 | 4,429 | 1,841 | -1,029 | 4,711 |
| Distance aux chemins ^c | 0,004 | -0,379 | 0,387 | 1,067 | -0,283 | 2,418 | 2,342 | 0,061 | 4,623 |
| Distance au site de nourrissage ^d | -1,803 | -2,190 | -1,416 | -3,101 | -3,434 | -2,768 | -2,372 | -2,875 | -1,870 |
| Validation croisée (r_s) | 0,9071 \pm 0,0056 | | | 0,4139 \pm 0,01408 | | | 0,5092 \pm 0,0020 | | |

^a Les jeunes forêts matures ont été utilisées comme habitat de référence (coefficient d'utilisation = 1,2). La description des types d'habitat se retrouve dans le tableau I.

Variable catégorique (habitat) : évitement lorsque le coefficient β est négatif et sélection lorsqu'il est positif.

Variable continue (distance) : évitement lorsque le coefficient β est positif et sélection lorsqu'il est négatif.

^b La distance aux habitations a été tronquée à 0,5 km au printemps, à l'été et à l'automne.

^c La distance aux chemins a été tronquée à 2,0 km au printemps et à 0,25 km à l'été et à l'automne.

^d La distance au site de nourrissage a été tronquée à 2,0 km au printemps et à 1,5 km à l'été et à l'automne.

Tableau VI. Résultats de la régression logistique mixte évaluant la sélection des ressources par les ours noir témoins, par période annuelle au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011. Le coefficient (β) et l'intervalle de confiance à 95% (95% IC) de chaque variable est présenté. Les coefficients pour lesquels l'intervalle de confiance à 95% n'inclut pas 0 apparaissent en caractères gras.

| Variable ^a | Printemps ($n = 27$ ours-années) | | | Été ($n = 26$ ours-années) | | | Automne ($n = 26$ ours-années) | | |
|---------------------------------------|-----------------------------------|-------------|-------------|-----------------------------|-------------|-------------|---------------------------------|-------------|-------------|
| | β | 95% IC | | β | 95% IC | | β | 95% IC | |
| | | limite inf. | limite sup. | | limite inf. | limite sup. | | limite inf. | limite sup. |
| Ordonnée à l'origine | -1,001 | -1,469 | -0,533 | -1,021 | -1,601 | -0,441 | -1,294 | -1,766 | -0,822 |
| Régénération | 0,099 | -0,171 | 0,371 | 0,653 | 0,438 | 0,868 | 0,929 | 0,570 | 1,289 |
| Ouvert sans régénération | 0,239 | -0,428 | 0,908 | 0,910 | 0,407 | 1,413 | 1,086 | 0,340 | 1,833 |
| Forêt feuillue | 0,084 | -0,092 | 0,260 | 0,028 | -0,323 | 0,379 | -0,127 | -0,555 | 0,300 |
| Forêt mixte et résineuse mature | -0,184 | -0,651 | 0,283 | -0,277 | -0,663 | 0,108 | -0,442 | -0,819 | -0,064 |
| Agricole | 0,136 | -0,952 | 1,225 | 0,673 | 0,062 | 1,283 | 1,567 | 0,586 | 2,549 |
| Perturbation 0 à 5 ans | -0,086 | -0,699 | 0,527 | 0,439 | -0,084 | 0,961 | 0,595 | -0,578 | 1,768 |
| Perturbation 6 à 20 ans | 0,239 | -0,209 | 0,688 | 0,897 | 0,357 | 1,437 | 0,907 | 0,449 | 1,364 |
| Distance aux habitations ^b | 2,277 | 1,525 | 3,029 | 1,268 | 0,273 | 2,264 | 0,329 | 0,093 | 0,566 |
| Distance aux chemins ^c | -0,297 | -0,626 | 0,032 | 0,847 | -0,481 | 2,175 | 2,336 | 0,873 | 3,798 |
| Validation croisée (r_s) | 0,8279 \pm 0,0073 | | | 0,6964 \pm 0,0014 | | | 0,7206 \pm 0,0038 | | |

^a Les jeunes forêts matures ont été utilisées comme habitat de référence (coefficient d'utilisation = 0,9). La description des types d'habitat se retrouve dans le tableau I.

Variable catégorique (habitat) : évitement lorsque le coefficient β est négatif et sélection lorsqu'il est positif.

Variable continue (distance) : évitement lorsque le coefficient β est positif et sélection lorsqu'il est négatif.

^b La distance aux habitations a été tronquée à 0,5 km au printemps, à l'été et à l'automne.

^c La distance aux chemins a été tronquée à 2,0 km au printemps et à 0,25 km à l'été et à l'automne.

Tableau VII. Résultats de la régression logistique mixte évaluant la différence de sélection d'habitat entre les ours fréquentant un site de nourrissage (nourris) et les ours témoins, par période annuelle au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011. Le coefficient (β) et l'intervalle de confiance à 95% (95% IC) de chaque variable est présenté. Les coefficients pour lesquels l'intervalle de confiance à 95% n'inclut pas 0 apparaissent en caractères gras.

| Variable ^a | Printemps (Témoins $n = 27$ ours-années) (Nourris $n = 18$ ours-années) | | | Été (Témoins $n = 26$ ours-années) (Nourris $n = 19$ ours-années) | | | Automne (Témoins $n = 26$ ours-années) (Nourris $n = 23$ ours-années) | | |
|--|---|-------------|-------------|---|-------------|-------------|---|-------------|-------------|
| | β | 95% IC | 95% IC | β | 95% IC | 95% IC | β | 95% IC | 95% IC |
| | | limite inf. | limite sup. | | limite inf. | limite sup. | | limite inf. | limite sup. |
| Ordonnée à l'origine | -0,001 | -0,047 | 0,044 | 0,019 | -0,030 | 0,068 | -0,014 | -0,099 | 0,070 |
| Traitement | -0,068 | -0,123 | -0,012 | -0,213 | -0,373 | -0,053 | -0,226 | -0,404 | -0,049 |
| Régénération | 0,099 | -0,168 | 0,366 | 0,655 | 0,441 | 0,868 | 0,936 | 0,579 | 1,293 |
| Ouvert sans régénération | 0,239 | -0,429 | 0,907 | 0,910 | 0,405 | 1,414 | 1,049 | 0,313 | 1,787 |
| Forêt feuillue | 0,083 | -0,093 | 0,259 | 0,017 | -0,334 | 0,367 | -0,072 | -0,549 | 0,405 |
| Forêt mixte et résineuse mature | -0,185 | -0,641 | 0,272 | -0,267 | -0,645 | 0,111 | -0,387 | -0,772 | -0,002 |
| Agricole | 0,138 | -0,945 | 1,221 | 0,673 | 0,057 | 1,289 | 1,513 | 0,555 | 2,469 |
| Perturbation 0 à 5 ans | -0,086 | -0,694 | 0,522 | 0,446 | -0,071 | 0,964 | 0,701 | -0,466 | 1,868 |
| Perturbation 6 à 20 ans | 0,236 | -0,194 | 0,667 | 0,907 | 0,379 | 1,435 | 0,904 | 0,444 | 1,364 |
| Distance aux habitations ^b | 2,282 | 1,534 | 3,029 | 1,301 | 0,302 | 2,299 | 1,584 | 0,219 | 2,949 |
| Distance aux chemins ^c | -0,301 | -0,629 | 0,028 | 0,798 | -0,534 | 2,130 | 2,256 | 0,750 | 3,764 |
| Régénération × Traitement | -0,052 | -0,35 | 0,246 | -0,816 | -1,168 | -0,464 | -1,168 | -1,647 | -0,689 |
| Ouvert sans régénération × Traitement | -0,692 | -1,506 | 0,121 | -0,888 | -1,742 | -0,034 | -2,763 | -3,679 | -1,847 |
| Forêt feuillue × Traitement | -0,283 | -0,562 | -0,004 | 0,144 | -0,294 | 0,582 | -0,124 | -0,642 | 0,394 |
| Forêt mixte et résineuse mature × Traitement | 0,198 | -0,433 | 0,830 | -0,472 | -0,97 | 0,026 | 0,535 | -0,216 | 1,288 |
| Agricole × Traitement | -1,095 | -2,374 | 0,185 | -0,276 | -1,249 | 0,697 | -1,037 | -3,033 | 0,958 |
| Perturbation 0 à 5 ans × Traitement | -0,443 | -2,001 | 1,115 | 1,334 | -0,508 | 3,177 | -0,608 | -3,029 | 1,813 |
| Perturbation 6 à 20 ans × Traitement | 0,075 | -0,511 | 0,661 | -0,401 | -1,513 | 0,712 | -1,444 | -2,682 | -0,207 |
| Distance aux habitations ^b × Traitement | 0,856 | -0,618 | 2,329 | 2,332 | 0,637 | 4,027 | 1,068 | -1,842 | 3,979 |
| Distance aux chemins ^c × Traitement | 1,472 | 0,872 | 2,071 | 4,491 | 2,056 | 6,925 | 4,156 | 1,474 | 6,838 |

^a Les jeunes forêts matures ont été utilisées comme habitat de référence. La description des types d'habitat se retrouve dans le tableau I.

^b La distance aux habitations a été tronquée à 0,5 km au printemps, à l'été et à l'automne.

^c La distance aux chemins a été tronquée à 2,0 km au printemps et à 0,25 km à l'été et à l'automne.

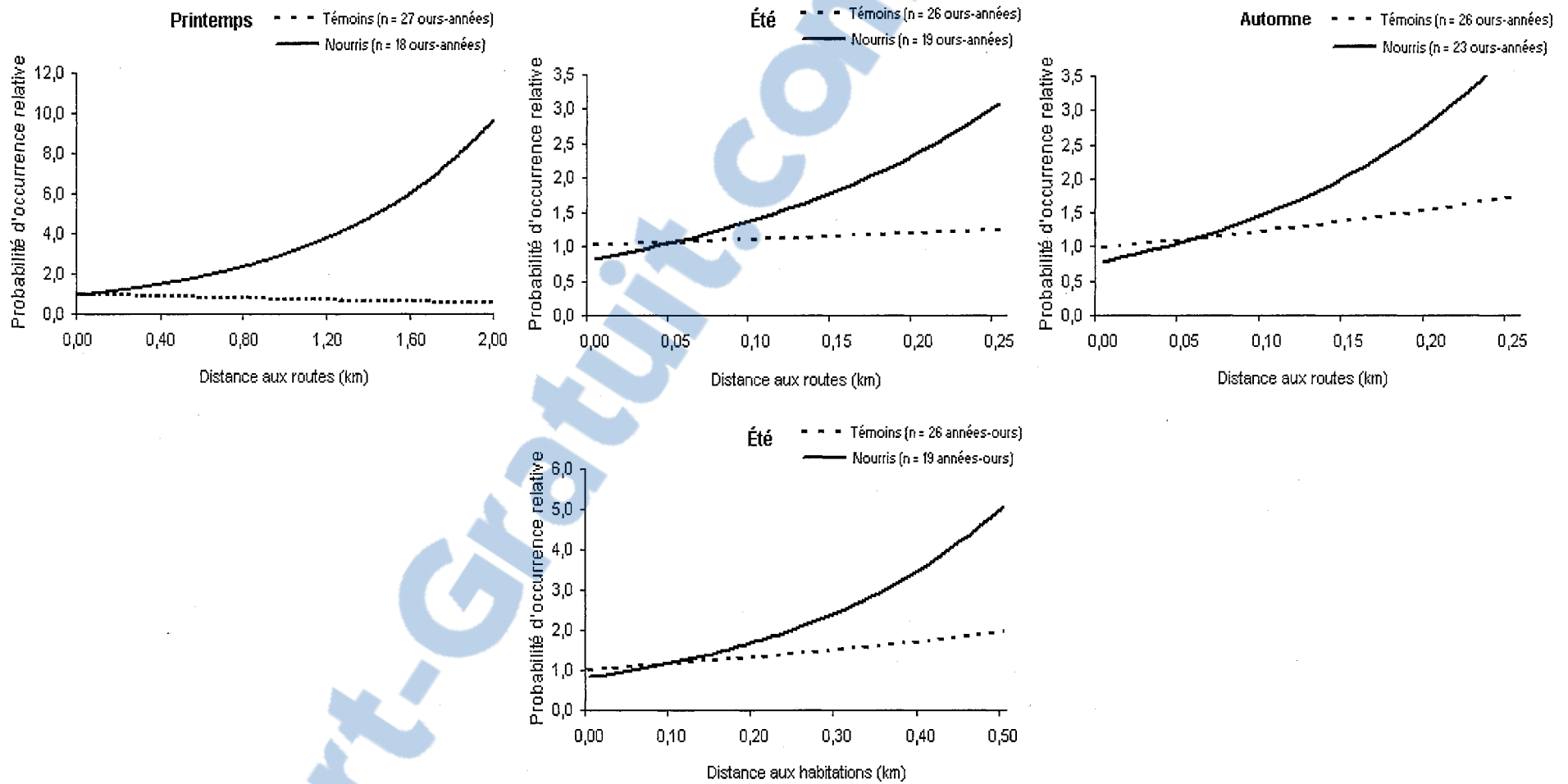


Figure 5. Probabilité d'occurrence relative des ours fréquentant le site de nourrissage (nourris) et des ours témoins en fonction de la distance aux routes et aux habitations, par période annuelle au Saguenay – Lac-Saint-Jean, Québec, de 2008 à 2011.

DISCUSSION

Notre objectif était d'évaluer l'hypothèse selon laquelle la fréquentation d'un site de nourrissage influence l'utilisation de l'espace et la sélection de l'habitat de l'ours noir puisque leurs besoins alimentaires sont susceptibles d'être plus facilement comblés par cet apport constant de nourriture hautement énergétique.

Nos résultats ont démontré que le site de nourrissage influençait grandement la distribution spatiale des ours pouvant fréquenter ce site. Ces ours ont réduit considérablement la superficie de leurs domaines vitaux annuels et saisonniers, ont réduit leurs taux de déplacements en été et à l'automne et lors de la période du jour. Enfin, tel que prédit, l'environnement à proximité du site de nourrissage a été fortement sélectionné par les ours qui fréquentaient le site à toutes les périodes annuelles et ils démontrent une sélection beaucoup moins prononcée envers les milieux riches en nourriture, particulièrement à l'automne. Cependant, contrairement à nos attentes, les ours qui ont fréquenté le site de nourrissage n'ont pas montré une attirance plus grande envers les structures anthropiques comme les routes et les habitations. Au contraire, les ours qui n'ont pas fréquenté le site de nourrissage ont démontré un évitement moins prononcé des habitations à l'été et des routes à toutes les saisons. Nos résultats suggèrent aussi que le comportement des ours nourris leur était profitable puisqu'ils présentaient une masse corporelle environ 40% supérieure aux ours témoins.

UTILISATION DE L'ESPACE

Tel que prédit, la disponibilité constante d'une ressource alimentaire renouvelable a permis aux ours de restreindre leurs déplacements. Les ours nourris avaient des domaines vitaux annuels et saisonniers de 3 à 5 fois plus petits que les ours témoins. La superficie moyenne des domaines vitaux ($103,7 \text{ km}^2 \pm 28,8$) des ours nourris était même inférieure à celle rapportée dans la forêt feuillue du sud du Québec où l'habitat est beaucoup plus productif que dans notre site d'étude (116 et 1147 km^2 pour les mâles; Samson et Huot 1994). La superficie moyenne des domaines vitaux annuels des ours témoins ($492,2 \text{ km}^2 \pm 95,7$) était cependant comparable à celle mesurée

dans d'autres études réalisées dans des habitats similaires (Pacas et Paquet 1994 : 462,7 km²; Mosnier et al. 2008 : 303 km² ± 74; Bastille-Rousseau, comm. pers.: 647,7 km² ± 116,6). Bien que la superficie des domaines vitaux de l'ours noir varie en fonction de l'âge (Garshelis et Pelton 1981; Rogers 1987) et du sexe des individus (Jonkel et Cowan 1971; Amstrup et Beechman 1976; Samson et Huot 1994), nos résultats démontrent que la superficie des domaines vitaux à l'intérieur d'une même classe d'âge et de sexe est principalement déterminée par la disponibilité des ressources alimentaires (voir aussi Garshelis et Pelton 1981; Smith et Pelton 1990; Mitchell et Powell 2004). Une telle relation négative entre la superficie du domaine vital et l'abondance de nourriture a été démontrée chez plusieurs autres espèces de mammifères comme le grizzly (*U. arctos*, McLoughlin et al. 2000), l'ours polaire (*U. maritimus*, Ferguson et al. 1999), l'orignal (*Alces americanus*, Dussault et al. 2005), et le wallaby (*Onychogalea fraenata*, Fisher 2000).

Tel que démontré par Young et Ruff (1982), nos résultats indiquent que la superficie du domaine vital saisonnier et les distances quotidiennes parcourues étaient plus élevées au printemps, puis diminuaient progressivement à l'été puis à l'automne chez les deux groupes d'ours. Deux principaux facteurs peuvent expliquer ce résultat. Dans un premier temps, le printemps est la période durant laquelle survient la reproduction (Rogers 1987; Tsubota et al. 1997). Ainsi, les mâles adultes augmentent généralement leur taux de déplacement pour accroître leurs chances de rencontrer des femelles (Rogers 1987; Garshelis et Pelton 1980). Le printemps correspond également à la période où les ours sortent de leur tanière et se mettent à la recherche de nourriture, principalement des plantes herbacées, des graminées et des insectes (Samson et Huot 1994). La faible disponibilité de nourriture au printemps est susceptible d'augmenter l'ampleur des déplacements de l'ours noir, d'autant plus que ces ressources sont moins énergétiques que les fruits dont ils disposent plus tardivement en saison estivale et automnale (Pelchat et Ruff 1986; Hébert et al. 2008; Mosnier et al. 2008).

Au printemps, contrairement aux autres saisons, les ours nourris avaient des taux de déplacement horaires et quotidiens plus grands que les ours témoins. Un examen *a posteriori* des localisations des ours fréquentant le site de nourrissage a révélé que la distance au site de nourrissage était

cyclique, c'est-à-dire que les ours s'éloignaient du site pour y revenir périodiquement. Nous émettons l'hypothèse que les ours qui fréquentaient le site de nourrissage devaient s'en éloigner pour avoir accès à des femelles reproductives et que ces ours revenaient périodiquement au site de nourrissage pour bénéficier de la nourriture anthropique. Puisque le succès reproducteur des mâles repose en grande partie sur leur capacité à s'accoupler avec plusieurs femelles (Orians 1969), il est avantageux pour eux d'occuper un grand domaine vital qui chevauche les domaines vitaux de plusieurs femelles (Amstrup et Beecham 1976). À l'été et à l'automne cependant, les ours nourris parcouraient de moins grandes distances horaires et quotidiennes et occupaient des domaines vitaux inférieurs en superficie, respectivement de 3,2 et 5,8 fois à ceux des ours témoins. C'est donc durant la période d'hyperphagie que l'impact du site de nourrissage sur l'utilisation de l'espace par l'ours noir était le plus évident. Durant cette période, les ours doivent ingérer d'importantes quantités de nourriture (Welch et al. 1997), principalement des petits fruits, et ils peuvent parcourir des distances de plusieurs dizaines de kilomètres afin de constituer les réserves de graisses dont ils auront besoin pour hiberner (Rogers 1987). Les ours nourris n'avaient pas besoin de parcourir de grandes distances pour s'alimenter puisqu'ils pouvaient le faire au site de nourrissage. Finalement, la variation interindividuelle de la superficie des domaines vitaux était plus faible chez les ours nourris, possiblement parce que ceux-ci bénéficiaient d'une source de nourriture adéquate renouvelée à intervalles réguliers, comparativement aux ours témoins qui devaient ajuster leur comportement à la disponibilité locale des ressources alimentaires, tel qu'observé dans d'autres études (Larivière et al. 1994; Samson 1995; Gray et al. 2004).

Les ours suivis dans notre aire d'étude ont adopté un rythme d'activité bimodal tel que rapporté ailleurs en Amérique du Nord avec une pointe maximale d'activité survenant au crépuscule pour les deux groupes d'ours. La deuxième période d'activité la plus importante survenait durant le jour chez les ours témoins, ce qui est conforme à la littérature sur le sujet (Amstrup et Beecham 1976; Lindzey et Meslow 1977). Toutefois, cette deuxième période avait lieu à l'aube chez les ours qui fréquentaient le site de nourrissage. Il est donc possible que ces ours aient adapté leur patron d'activité circadien afin d'éviter le dérangement humain plus important durant le jour au site de nourrissage et à la base de plein-air située à proximité.

SÉLECTION D'HABITAT

Les ours nourris ont démontré une sélection très prononcée envers le site de nourrissage et ce, à toutes les saisons. En effet, 50% de toutes les localisations se trouvaient à moins d'un kilomètre du site de nourrissage. Au printemps, à l'exception des forêts feuillues matures, les ours n'ont pas sélectionné ou évité d'habitat spécifique. Le régime alimentaire de l'ours noir est plus diversifié à cette période de l'année et l'ours pourrait consommer la nourriture qu'il croise au fil de ses déplacements, de manière opportuniste (Rogers 1987; Mosnier et al. 2008; Bastille-Rousseau et al. 2011). Il est aussi possible que la sélection de l'habitat de l'ours noir soit moins prononcée à cette période à cause de la reproduction qui occupe une place importante dans le budget d'activité des mâles (Rogers 1987). Cependant, à l'été et à l'automne, les ours témoins ont sélectionné les vieilles perturbations (perturbations de 6 à 20 ans), les peuplements en régénération et les milieux ouverts et agricoles plus fortement que les ours nourris. Il s'agit d'ailleurs des types d'habitats qui sont les plus susceptibles de procurer de la nourriture à l'ours noir (Brodeur et al. 2008). Ce résultat suggère que l'apport de nourriture anthropique au site de nourrissage était suffisant pour modifier le comportement de quête alimentaire des ours. Ceux-ci semblent donc avoir préféré demeurer dans les types d'habitats situés à proximité du site de nourrissage, même si ces derniers n'étaient pas nécessairement les plus productifs en termes de nourriture. Nous croyons que ceci explique la raison pour laquelle le pouvoir prédictif des FSR était plus faible pour les ours nourris durant l'été et l'automne, alors que la sélection d'habitat était très variable entre les individus et peu orientée vers des types d'habitats spécifiques.

Les routes ont eu une influence négligeable sur la sélection de l'habitat par les ours. Celles-ci ont été évitées par les deux groupes d'ours à l'automne seulement, mais l'évitement était plus prononcé chez les ours nourris à toutes les saisons. Les ours ont aussi évité les secteurs à proximité des habitations à toutes les saisons et l'évitement était plus prononcé chez les ours nourris à l'été. Nous croyons que l'évitement plus prononcé des ours nourris face aux infrastructures humaines est, en partie du moins, attribuable au fait que le site de nourrissage était situé à une bonne distance des habitations et des routes. Puisque les ours nourris passaient la majeure partie de leur temps à proximité du site de nourrissage et que le site de nourrissage était situé loin des infrastructures anthropiques, la probabilité d'observer un ours nourris augmentait

alors rapidement lorsque l'on s'éloigne de celles-ci. Ces résultats suggèrent tout de même que l'apport de nourriture anthropique au site de nourrissage n'a pas modifié la réaction des ours envers les milieux anthropiques, du moins à court terme.

Nos résultats suggèrent que les adaptations comportementales des ours fréquentant le site de nourrissage étaient bénéfiques puisque nous avons constaté qu'ils avaient une masse corporelle 40% plus élevée que les ours témoins au printemps et à l'été, alors que la période d'hyperphagie n'est pas encore terminée. Ces résultats appuient ceux de Rogers (1987) et Beckmann et Berger (2003) qui ont démontré que les femelles s'alimentant d'ordures dans les aires urbaines ou dans les dépotoirs avaient un succès reproducteur plus élevé. En effet, le succès reproducteur chez l'ours est lié de près à la disponibilité alimentaire et à la condition physique aux conditions nutritionnelles (Jonkel et Cowan 1971; Rogers 1987; Samson et Huot 1994).

IMPLICATIONS POUR LA GESTION

Nous avons démontré que l'apport de nourriture d'origine anthropique à la faune sauvage peut entraîner des conséquences écologiques notables sur la distribution spatiale et la sélection d'habitats d'une espèce. Nos résultats démontrent que les ours mâles adultes sont fortement attirés par le site de nourrissage. Il faut donc éviter de situer ce type de site dans un endroit où on souhaite limiter les interactions entre les ours et les humains. De plus, même si nos résultats suggèrent que les ours fréquentant le site de nourrissage n'ont pas modifié leur comportement face aux installations humaines, cela ne veut pas dire que ce risque est inexistant. En effet, le comportement que nous avons mesuré est celui d'un ours nourri quotidiennement et qui avait probablement peu d'intérêt à rechercher sa nourriture ailleurs. Nous ne pouvons statuer sur ce qui arriverait si l'apport de nourriture devait cesser subitement. En effet, le conditionnement peut être difficile à éliminer dans les aires développées en raison du gain énergétique important qu'apporte la nourriture d'origine anthropique (Rogers 1976). Les déplacements moindres sont susceptibles de se traduire par de moins grandes dépenses énergétiques et par une meilleure condition physique des ours. Dans une étude ultérieure, il serait intéressant de vérifier les impacts de ce type de site de nourrissage sur d'autres segments de la population et s'ils se

traduisent à l'échelle de la population locale par de meilleurs taux de reproduction et de survie (Jonkel et Cowan 1971; Rogers 1987; Samson et Huot 1994). Bien qu'une meilleure condition physique et un meilleur succès reproducteur soient bénéfiques à l'échelle individuelle, une accumulation de sites de nourrissages dans un paysage pourrait se traduire par une augmentation locale de la densité d'ours qui pourrait excéder la capacité de support sociale du milieu. De tels sites d'observation de la faune sauvage doivent donc être gérés prudemment et nous considérons qu'une saine gestion des sites d'observation permettrait d'améliorer certains aspects de leur acceptabilité.

RÉFÉRENCES

- AMSTRUP, S. C. et BEECHAM, J. 1976: Activity patterns of radiocollared black bears in Idaho. - *Journal of Wildlife Management* 40: 340-348.
- AYRES, L. A., CHOW, L. S. et GRABER, D. M. 1986: Black bear activity patterns and human induced modifications in Sequoia National Park. - *International Conference on Bear Research and Management* 6: 151-154.
- BARUCH-MORDO, S., BRECK, S. W., WILSON, K. R. et THEOBALD, D. M. 2008. Spatiotemporal distribution of black bear-human conflicts in Colorado, USA. *Journal of wildlife management* 72 (8): 1853-1862.
- BASTILLE-ROUSSEAU, G., FORTIN, D., DUSSAULT, C., COURTOIS, R. et OUELLET, J. P. 2011. Foraging strategies by omnivores: are black bears actively searching for ungulate neonates or are they simply opportunistic predators? *Ecography* 34 (4): 588-596.
- BECKMANN, J. P. et BERGER, J. 2003. Rapid ecological and behavioural changes in carnivores: the responses of black bears (*Ursus americanus*) to altered food. *Journal of zoology* 261: 207-212.
- BECKMANN, J. P., LACKEY, C. W. et BERGER, J. 2004. Evaluation of deterrent techniques and dogs to alter behavior of « nuisance » black bears. *Wildlife Society Bulletin* 32: 1141-1146.
- BEECHAM, J. J., REYNOLDS, D. G. et HORNOCKER, M. G. 1983. Black bear denning activities and den characteristics in west-central Idaho. *International Conference Bear Research and Management* 5: 79-86.
- BESLEY, D., KUH, E., et WELSCH, R. 1980. *Regression diagnostics: Identifying influential data and source of collinearity*. New York: Wiley.
- BOYCE, M. S. et MCDONALD, L. L. 1999. Relating populations to habitats using resource selection functions. *Trends in Ecology in Ecology and Evolution* 14 (7): 268-272.
- BOYCE, M.S., VERNIER, P. R., NIELSEN, S. E. AND SCHMIEGELOW, F., K., A. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157: 281-300.
- BRODEUR, V., OUELLET, J. P., COURTOIS, R. et FORTIN, D. 2008. Habitat selection by black bears in an intensively logged boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* 86: 1307-1316.
- BROWN, R. D., et COOPER, S. M. 2006. The nutritional, Ecological, and Ethical Arguments againts baiting and feeding White-Tails Deer. *Wildlife Society Bulletin* 34 (2): 519-524.
- CLARK, J. D., CLAPP, D. L., SMITH, K. G. et EDERINGTON, B. 1994. Black bear habitat use in relation to food availability in the interior highlands of Arkansas. *International Conference on Bear Research and Management* 9: 309-318.
- CLARK, J. E., VAN MANEN, F. T. et PELTON, M. R. 2002. Correlates of success for on-site releases of nuisance black bears in Great Smoky Mountains National Park. *Wildlife Society Bulletin* 30 (1): 104-111.
- DOWNS, J. A. et HORNER, M. W. 2008. Effects of point pattern shape on home-range estimates. *Journal of Wildlife Management* 72: 1813-1818.
- DUNKLEY, L. et CATTET, M. R. L. 2003. Review of the ecological and human social effects of artificial feeding and baiting of wildlife. Canadian Cooperative Wildlife Health Centre,

- Department of Veterinary Pathology , Western College of Veterinary Medicine, University of Saskatchewan, Saskatchewan, 69 p.
- DUSSAULT, C., COURTOIS, R., HUOT, J. et OUELLET, J. P. 2001. The use of forest maps for description of wildlife habitat : limits and recommendation. *Canadian Journal Forestry Research* 31 (7): 1227-1234.
- DUSSAULT, C., COURTOIS, R., OUELLET, J. P. et GIRARD, I. 2005. Space use of moose in relation to food availability. *Canadian Journal Zoology* 83: 1431–1437.
- DUSSAULT, C. 2006. Zone 28 *in* LAMONTAGNE, G., JOLICOEUR, H. et LEFORT, S. 2006. Plan de gestion de l'ours noir, 2006-2013. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de la faune. Québec. Pages 460-487.
- ENVIRONNEMENT CANADA 2010. Normales et moyennes climatiques au Canada, 1971 à 2000. Mis à jour le 28/09/2010. Site Internet consulté en ligne le 7 avril 2011: http://climate.weatheroffice.gc.ca/climate_normals/stnselect_f.html
- FAILLE, G., DUSSAULT, C., OUELLET, J. P., FORTIN, D., COURTOIS, R., ST-LAURENT, M.H. et DUSSAULT, C. 2010. Range fidelity: The missing link between caribou decline and habitat alteration? *Biological Conservation* 43 (11): 2840-2850.
- FERGUSON, S., H. TAYLOR, M., K., BORN, E., W., ROSING-ASVID, A. et MESSIER, F. 1999. Determinants of home-range size for polar bears (*Ursus maritimus*). *Ecology Letter* (2): 311-318.
- FERSTERER, P., DALE, L. N., ZIELGRUM, G. J. et HARTMUT, G. 2001. Effect of feeding stations on home ranges of American Black Bears in Western Washington. *Ursus* 12: 51-54.
- FISHER, D. O. 2000. Effects of vegetation structure, food and shelter on the home range and habitat use of an endangered wallaby. *Journal of Applied Ecology* 37: 660-671.
- GARSHELIS, D. L. 1989. Nuisance bear activity and management in Minnesota. Page 169-180 *in* Bear-People conflicts: Proceeding of a symposium on Management Strategies. M. Bromley Editor. Northwest Territories department of Renewable Resources. April 6-10, 1987, Yellowknife, NWT, Canada.
- GARSHELIS, D. L. et PELTON, M. R. 1980. Activity of black bears in the Great Smoky Mountains National Park. - *Journal of Mammalogy* 61: 8-19.
- GARSHELIS, D. L., et PELTON, M. R. 1981. Movements of black bears in the Great Smoky Mountains National Park. *Journal of Wildlife Management* 45: 912–925.
- GIRARD, I., DUSSAULT, C., OUELLET, J. P., COURTOIS, R. et CARON, A. 2006. Balancing Number of Locations with Number of Individuals in Telemetry Studies. *Journal of Wildlife Management*: 70 (5): 1249-1256.
- GRAY, R. M., VAUGHAN, M. R. et MCMULLIN, S. L. 2004. Feeding wild American black bears in Virginia: a survey of Virginia bear hunters, 1998-99. *Ursus* 15: 188-196.
- HÉBERT, R., SAMSON, C. et HUOT, J. 2008. Factors influencing the abundance of berry plants for black bears *Ursus americanus*, in Québec. *Canadian Field Naturalist* 122 (3): 212-220.
- HERRERO, S. 1985. Bear attacks: Their causes and avoidance. Lyons and Burford, New York, N. Y. 287 p.
- HERRERO, S., HIGGINS, A., CORDOZA, J. E., HAJDUK, L. I. et SMITH, T. S. 2011. Fatal Attacks by American Black Bear on People: 1900-2009. *Journal of Wildlife Management*, 75 (3): 596-603.

- JOLICOEUR, H. et LEMIEUX, R. 1992. Le piège à ours L-83 : description et méthode d'installation. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. 26 pp.
- JONKEL, C. J. et COWAN, Mc. T. 1971. The black bear in the spruce-fir forest. *Wildlife Monograph* 27: 57 p.
- JOHNSON, C. J. et GILLINGHAM, M. P. 2008. Sensitivity of species-distribution models to error, bias, and model design: An application to resource selection functions for woodland caribou. *Ecological Modelling* 213: 143-155.
- KOEHLER, G. M. et PIERCE, D. J. 2003. Black bear home-range sizes in Washington: climatic, vegetative, and social influences. *Journal of Mammalogy*, 84 (1):81–91.
- LARIVIÈRE, S., HUOT, J. et SAMSON, C. 1994. Daily activity patterns of female black bears in a northern mixed-forest environment. *Journal of mammalogy* 75: 613-620.
- LAURIAN, C., DUSSAULT, C., OUELLET, J. P., COURTOIS, R., POULIN, M. et BRETON, L. 2008. Behavior of Moose Relative to a Road Network, *Journal of Wildlife Management* 72 (7): 1550-1557.
- LEBLOND, M., FAIR, J., FORTIN, D., DUSSAULT, C., OUELLET, J. P. et COURTOIS, R. 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: an implication to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. *Landscape Ecology* 26: 1433-1446.
- LINDZEY, F. G. et MESLOW, C. E. 1977: Home range and habitat use by black bears in southwestern Washington. – *Journal of Wildlife Management* 41: 413-425.
- LUPIEN, G. 2012. Développement d'un nouveau piège pour la capture de l'ours noir à des fins scientifiques « Tube DEX-02 ». Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire du Saguenay – Lac-Saint-Jean, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Qc, Canada. 25 p.
- MADDREY, R. C. et PELTON, M. R. 1995. Black bear damage to agricultural crops in Coastal North Carolina. *Proceeding Annual Conference Southeast Association Fish and Wildlife Agencies* 49: 570-579.
- MANLY, B. F. J., MCDONALD, L. L., THOMAS, D. L., MCDONALD, T. L., et ERICKSON, W. P. 2002. *Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies*, second edition. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, USA; 240 p.
- MATTHEWS, J. J., SEAN M. M., BEECHAM, J. J., HOWARD, Q., GREENLEAF, S. S. et LEITHEAD, M. H. 2006. Activity patterns of American black bears in Yosemite National Park, *Ursus* 17 (1): 30-40.
- MATSON, G. M. 1981. *Workbook for cementum analysis*. Matson's Laboratory, Milltown, Montana. 30 p.
- MATTSON, D. J. 1990. Human impacts on bear habitat use. In: Darling, L.M.; Archibald, W.R., eds. *Bears: their biology and management: 8th international conference on bear research and management*. Victoria, BC: Hemlock Printers: 33-56.
- MAZUR, R. L. 2010. Does aversive conditioning reduce human-black bear conflict ? *Journal of Wildlife Management* 74 (1): 48-54.
- McLOUGHLIN, P. D., FERGUSON, F. S. et MESSIER, F. 2000. Intraspecific variation in home range overlap with habitat quality: A comparison among brown bear populations *Evolutionary ecology* 14 (1): 39-60.
- MILLER, R., KANEEN, J. B., FITZGERALD, S. D., et SCHMITT, S. M. 2003. Evaluation of the influence of supplemental feeding of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on the

- prevalence of bovine tuberculosis in the Michigan wild deer population. *Journal of Wildlife Diseases* 39: 84-95.
- MITCHELL, M. S., et POWELL, R. A. 2004. A mechanistic home range model for optimal use of spatially distributed resources. *Ecological Modelling* 177: 209-232.
- MOHR, C. O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *Am. Midl. Nat.* 37: 223-249.
- MOSNIER, A., OUELLET, J.P. et COURTOIS, R. 2008. Black bear adaptation to low productivity in the boreal forest. *Ecoscience*, 15 (4): 485-497.
- MRNF 2003. *Vegetation Zones and Bioclimatic Domains in Québec*. Gouvernement du Québec, Ministère des ressources naturelles et de la Faune, Direction des inventaires forestiers. 2p.
- ORAMS, M. B. 2002. Feeding wildlife as a tourism attraction: a review of issues and impacts. *Tourism management* 23: 281-293.
- ORIAN, G. H. 1969. On the evolution of mating systems in birds and mammals. *Am. Nat.* 103: 589-603.
- PACAS, P. J., et PAQUET, P. C. 1994. Analysis of black bear home range using a geographic information system. *Bears – their biology and management* 419-425.
- PATRIDGE, S. T., NOLTE, D. L., ZIELGRUM, G. J. et ROBBINS, C. T. 2001. Impacts of supplemental feeding on the nutritional ecology of black bears. *The journal of wildlife management* 65 (2): 191-199.
- PASTOR, J., MLADENOFF, D., HAILA, Y., BRYANT, J. et PAYETTE, S. 1996. Biodiversity and ecosystem processes in boreal regions. Pages 33-70 in MOONEY, J., CUSHMAN, H., MEDINA, E., SALA, O. E. et SCHULZE, E.-D. (eds). *Functional roles of biodiversity: A global perspective*. Wiley Press, New-York, New-York.
- PELCHAT, B. D., et RUFF, R. L. 1986. Habitat and spatial relationships of black bears in boreal mixewood forest of Alberta. *International Conference on Bear Research and Management* 6: 81-92.
- PETERSON, C. ET MESSMER, T., A. 2007. Effects of winter-feeding on mule deer in northern Utah. *Journal of Wildlife Management* 71: 1440-1445.
- POLFUS, J. L., HEBBLEWHITE, M. et HEINEMEYER, K. 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. *Biological Conservation* 144:2637-2646.
- ROGERS, L. L. 1976. Effects of mast and berry crop failures on survival, growth and reproductive success of black bears. *North American Wildlife and Natural Resources Conference* 41: 431-438.
- ROGERS, L. L. 1987. Effects of food supply and kinship on social behavior, movements, and population growth of black bears in northeastern Minnesota. *Wildlife Monographs* 97 : 1-72.
- ROGERS, L. L. 2009. Does diversionary feeding create nuisance bears and jeopardize public safety? 10th Western Black Bear Workshop. 15 p.
- SAMSON, C. 1995. *Écologie et dynamique de population de l'ours noir dans une forêt mixte protégée du sud du Québec*. Thèse de Doctorat. Département de biologie, Université Laval. Québec. 201 p.
- SAMSON, C. 1996. *Modèle d'indice de la qualité de l'habitat pour l'ours noir au Québec*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction générale de la ressource faunique et des parcs, Québec. 57 p.

- SAMSON, C. et HUOT, J. 1994. Écologie et dynamique de la population d'ours noir (*Ursus americanus*) du Parc national de la Mauricie. Parcs Canada, Université Laval. 214 p.
- SAS Institute Inc. 2002. SAS Statistical Software, Version 9.1. SAS Institute Inc., Cary, NC. USA.
- SCHWARTZ, C. C., CAIN, S. L., PODRUZNY, S., CHERRY, S. AND FRATTAROLI, L. 2010. Contrasting Activity Patterns of Sympatric and Allopatric Black and Grizzly Bears. *Journal of Wildlife Management*, 74 (8):1628-1638.
- SMITH, T. R. et PELTON, M. R. 1990. Home ranges and movements of black bears in a bottomland hardwood forest in Arkansas. *International Conference on Bear Research and Management* 8: 213-218.
- STRICKLAND, M. D. et MCDONALD, L. L. 2006. Introduction to the Special Section on Resource Selection. *The Journal of Wildlife Management* 70 (2): 321-323.
- TAYLOR, C. A. 1996. The range supplemental interaction. Pages 6-7 in C. W. Ramsey, ed. *Supplemental feeding of deer: beyond dogma*. Texas A&M University, College station, USA.
- TSUBOTA, T., HOWELL-SKALLA, L., NITTA, H., OSAWA, Y., MASON, J. I., MEIERS, P. G., NELSON R. A. et BAHR J. M. 1997. Seasonal changes in spermatogenesis and testicular steroidogenesis in the male black bear *Ursus americanus*. *Journal of reproduction and fertility* 109: 21-27.
- WELCH, C. A., KEAY, J., KENDALL, C. K., et ROBBINS, C. T. 1997. Constraints on frugivory by bears. *Ecology* 78 (4): 1105-1119.
- WITMER, G. W. et WHITTAKER, D. G. 2001. Dealing with nuisance and depredating black bears. *Western black bear workshop* 7: 73-81.
- YOUNG, B. F. et RUFF, R. L. 1982. Population Dynamics and Movements of Black Bears in East Central Alberta. *Journal of wildlife management* : 46 (4): 845-860.
- ZIEGLTRUM, G. J. 2004. Efficacy of black bear supplemental feeding to reduce conifer damage in western Washington. *Journal of wildlife management* 68:470-474.
- ZIEGLTRUM, G. J. 2008. Impacts of the black bear supplemental feeding program on ecology in western Washington. *Human-Wildlife Conflicts* 2 (2): 153-159.

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

IMPACTS DU NOURRISSAGE POUR L'OBSERVATION DE LA FAUNE SAUVAGE : PREMIÈRE ÉTUDE

Le nourrissage pour l'observation de la faune sauvage est perçu comme un moyen efficace d'offrir au public la chance d'observer la faune et d'interagir avec elle dans son milieu naturel. Cette pratique, aussi populaire soit-elle, engendre toutefois une variété d'impacts sur la faune (Orams 2002). L'objectif de notre étude consistait à évaluer si la fréquentation d'un site de nourrissage pour fins d'observation influencerait l'utilisation de l'espace et la sélection de l'habitat de l'ours noir puisque leurs besoins alimentaires seraient plus facilement comblés par cet apport quotidien de nourriture hautement énergétique. Nos résultats ont démontré que la fréquentation d'un tel site influençait l'écologie spatiale du segment de population concernant les ours noirs mâles adultes. La superficie de leurs domaines vitaux était inférieure à celles des ours témoins et leurs taux de déplacements quotidiens étaient moindres, particulièrement en été et à l'automne, périodes pendant lesquelles la recherche alimentaire occupe une place prépondérante dans leur cycle vital annuel (Rogers 1987). Les ours ont également adaptés leurs patrons de déplacements horaires, possiblement pour minimiser les dérangements occasionnés par la présence humaine. L'environnement autour du site de nourrissage a été fortement sélectionné par les ours à toutes les périodes annuelles et ils ont démontré une sélection beaucoup moins prononcée envers les milieux riches en nourriture, particulièrement à l'automne. Finalement, les ours qui ont fréquenté le site de nourrissage n'ont pas montré une attirance plus grande envers les structures anthropiques comme les routes et les habitations.

Ces résultats suggèrent que le site de nourrissage concentre les ours dans un territoire restreint en périphérie de celui-ci. Puisque la nourriture offerte au site et en périphérie est suffisante, ceux-ci n'ont pas démontré d'intérêt à s'approcher davantage des milieux anthropiques pour rechercher de la nourriture alternative. Même si nous n'avons pas mesuré de changement de comportement envers les installations humaines de la part des ours mâles fréquentant le site de nourrissage, cela ne veut pas dire que le risque est inexistant. Le comportement que nous avons mesuré est celui

d'ours mâles nourris quotidiennement et qui avaient probablement peu d'intérêt à rechercher leur nourriture ailleurs.

LIMITES DE L'ÉTUDE ET PERSPECTIVES D'AVENIR

La présente étude ne nous permet pas de déterminer ce qui arriverait si l'apport de nourriture devait cesser subitement car le conditionnement peut être difficile à éliminer dans les aires développées en raison du gain énergétique important qu'apporte la nourriture humaine (Rogers 1987). Nos résultats ne permettent pas non plus d'évaluer la possibilité que les ours soient conditionnés à l'humain, ni de vérifier si la crainte naturelle que l'ours entretient généralement envers l'homme demeure la même que celle observée chez des ours sauvages. Cependant, le fait que les ours soient régulièrement observés lors du dépôt de la nourriture au site de nourrissage suggère que ces ours pourraient avoir perdu, en partie du moins, la crainte des humains.

Nous avons démontré que les sites de nourrissage modifiaient certains aspects de l'écologie de l'ours. Les stratégies comportementales de quête alimentaire et d'utilisation de l'espace adoptées par les ours fréquentant le site de nourrissage se sont révélées profitables pour eux puisque leur masse corporelle était supérieure à celle des ours qui ne bénéficiaient pas d'une telle source de nourriture anthropique. Dans une étude ultérieure, il serait intéressant de considérer plusieurs autres sites de nourrissage réparties dans plusieurs domaines bioclimatiques afin d'élargir la portée de ces résultats et de vérifier si leurs impacts sont semblables lorsque les ressources alimentaires naturelles diffèrent. Il serait également pertinent de s'intéresser aux impacts sur d'autres segments de la population, par exemple sur les femelles adultes et les individus juvéniles. En effet, une réduction des déplacements et un accès à des ressources alimentaires hautement énergétiques et abondantes sont susceptibles de se traduire par de moins grandes dépenses énergétiques et par une meilleure condition physique des ours. Étant donné que la productivité des femelles est fortement liée à la qualité de l'habitat et la condition physique, il serait intéressant de vérifier si cet effet du site de nourrissage se traduit à l'échelle de la population locale par de meilleurs taux de reproduction et de survie des jeunes (Jonkel et Cowan 1971; Rogers 1987; Samson et Huot 1994). Bien qu'une meilleure condition physique et un

meilleur succès reproducteur soient bénéfiques à l'échelle individuelle, un accroissement du nombre de sites de nourrissages dans un paysage pourrait se traduire par une augmentation locale de la densité d'ours qui pourrait excéder la capacité de support sociale du milieu (Lewis 1990). De plus, puisque les comportements de quête alimentaire sont en bonne partie transmis de la femelle aux jeunes (Rogers 1987), il serait pertinent d'étudier comment se distribuent les juvéniles en périphérie du site de nourrissage et de voir si ces ours adoptent des comportements particuliers dans l'environnement périurbain qui leur est accessible afin de déterminer par exemple, si ces ours sont plus susceptibles de commettre des actes de déprédation dans le paysage en pourtour des sites de nourrissage.

RECOMMANDATIONS POUR LA GESTION

L'apport de nourriture d'origine anthropique pour l'observation de l'ours peut engendrer des conséquences écologiques notables et, ultimement, ces impacts négatifs peuvent se traduire par une altération du comportement naturel de l'espèce, la création d'une certaine dépendance et d'un conditionnement envers l'humain. Ces modifications du comportement pourraient se traduire par une augmentation du nombre de conflits humains – faune sauvage. Les activités de nourrissage peuvent également influencer la dynamique de population et engendrer des impacts à plus large échelle sur l'écosystème (Dunkley et Cattet 2003). D'autre part, il faut cependant reconnaître que les conséquences ne sont pas exclusivement négatives. Dans certains cas, les activités d'observation peuvent avoir des bénéfices importants, par exemple, en générant des retombées économiques intéressantes, en favorisant la mise en valeur de la faune et en sensibilisant le public à l'égard des animaux considérés comme importuns. De tels sites d'observation de la faune sauvage doivent donc être gérés prudemment et il serait souhaitable qu'une réglementation spécifique soit mise en place afin de baliser ces activités. Une saine gestion des sites d'observation permettrait également d'améliorer certains aspects de leur acceptabilité, par exemple (mais non exclusivement): la localisation du site par rapport aux milieux habités et aux zones récréotouristiques, le type, la qualité, la quantité et la durée de la nourriture fournie et les moyens de distribution (distributrice automatique, distribution par l'homme), le comportement social/d'agrégation de l'espèce visée, la répartition de la population

et la composition de la communauté, etc. Il est important de bien encadrer les activités de nourrissage pour améliorer notre capacité d'intervention lorsque celles-ci peuvent causer des préjudices à l'humain (p. ex. : capacité de support sociale, sécurité, déprédation, risque de collision routière), à l'espèce (capacité de support, transmission de maladies, compétition intra-spécifique) ou à l'écosystème (relations prédateur-proie, compétition inter-spécifique).

RÉFÉRENCES

INTRODUCTION ET CONCLUSION GÉNÉRALES

- AYRES, L.A., CHOW, L.S. et GRABER, D.M. 1986. Black bear activity patterns and human induced modifications in Sequoia National Park. - International Conference on Bear Research and Management 6: 151-154.
- BARUCH-MORDO, S., BRECK, S. W., WILSON, K. R. et THEOBALD, D. M. 2008. Spatiotemporal distribution of black bear-human conflicts in Colorado, USA. *Journal of wildlife management* 72 (8): 1853-1862.
- BASTILLE-ROUSSEAU, G., FORTIN, D., DUSSAULT, C., COURTOIS, R. et OUELLET, J. P. 2011. Foraging strategies by omnivores: are black bears actively searching for ungulate neonates or are they simply opportunistic predators? *Ecography* 34 (4): 588-596.
- BECKMANN, J. P. et BERGER, J. 2003. Using black bears to test ideal-free distribution models experimentally. *Journal of mammalogy* 84:594-606.
- BECKMANN, J. P., LACKEY, C. W. et BERGER, J. 2004. Evaluation of deterrent techniques and dogs to alter behavior of « nuisance » black bears. *Wildlife Society Bulletin* 32: 1141-1146.
- BEIR, P. 1991. Cougar attacks on humans in the United States and Canada. *Wildlife Society Bulletin* 19:403-412.
- CHAMBERS, A. 2006. Wolf-attack. *Canadian-geographic*. Novembre-décembre: 37-38.
- CLARK, J. D., D. L. CLAPP, K. G. SMITH, et EDERINGTON, B. 1994. Black bear habitat use in relation to food availability in the interior highlands of Arkansas. *International Conference on Bear Research and Management* 9: 309-318.
- CLARK, J. E., VAN MANEN, F. T. et PELTON, M. R. 2002. Correlates of success for on-site releases of nuisance black bears in Great Smoky Mountains National Park. *Wildlife Society Bulletin* 30 (1): 104-111.
- CONOVER, M. 2002. *Resolving human-wildlife conflicts: the science of wildlife management*. Lewis Publisher, New-York, New-York, USA.
- CONOVER, M. R. 2008. Why are so many people attacked by predators ? *Human-Wildlife Conflicts* 2 (2): 139-140.
- DUNKLEY, L. et CATTET, M. R. L. 2003. Review of the ecological and human social effects of artificial feeding and baiting of wildlife. *Canadian Cooperative Wildlife Health Centre, Department of Veterinary Pathology , Western College of Veterinary Medicine, University of Saskatchewan, Saskatchewan, 69 p.*
- FERSTERER, P., DALE, L. N., ZIELGRUM, G. J. et HARTMUT, G. 2001. Effect of feeding stations on home ranges of American Black Bears in Western Washington. *Ursus* 12: 51-54.
- GARSHELIS, D. L., et PELTON, M. R. 1981. Movements of black bears in the Great Smoky Mountains National Park. *Journal of Wildlife Management* 45: 912-925.
- GARSHELIS, D. L. 1989. Nuisance bear activity and management in Minnesota. Pages 169-180 in *Bear-People conflicts: Proceeding of a symposium on Management Strategies*. M. Bromley Editor. Northwest Territories department of Renewable Resources. April 6-10, 1987, Yellowknife, NWT, Canada.

- GOOD, P. 1999. Growing bear population prompts changes in DEP policy. *Connecticut Wildlife*: 11-13.
- GORE, M. L., SIENER, W. F., SHANAHAN, J. E., SCHUEFELE, D. et DECKER, D. J. 2005. Effects on risk perception of media coverage of a black bear-related human fatality. *Wildlife Society Bulletin*, 33 (2):507–516.
- GORE, M. L., KNUTH, B. A., CURTIS, P. D. et SHANAHAN, J. E. 2006. Education programs for reducing American black bear-human conflict: indicators of success ? *Ursus*, 17 (1): 75-80.
- GRAY, R. M., VAUGHAN, M. R. et MCMULLIN, S. L. 2004. Feeding wild American black bears in Virginia: a survey of Virginia bear hunters, 1998-99. *Ursus* 15: 188-196.
- GREENLEAF, S. S., MATTHEWS, S. M., WRIGHT, G. R., BEECHAM, J. J. et LEITHEAD, M. H. 2009. Food habits of American black bears as a metric for direct management of human-bear conflict in Yosemite Valley, Yosemite National Park, California. *Ursus* 20 (2): 94-101.
- HERRERO, S. 1970. Human injury inflicted by grizzly bears. *Science* 170: 593-598.
- HERRERO, S. 1985. *Bear attacks: Their causes and avoidance*. Lyons and Burford, New York, N. Y. 287 p.
- HERRERO, S., HIGGINS, A., CARDOZA, J. E., HAJDUK, L. I., et SMITH, T. 2011. Fatal Attacks by American Black Bear on People: 1900–2009. *The Journal of Wildlife Management* 75 (3): 596–603.
- HOPKINS, J. B., HERRERO, S., SHIDELER, R.T., GUNTHER, K. A., SCHWARTZ, C. C. et KALINOWSKI, S. T. 2010. A proposed lexicon of terms and concepts for human-bear management in North America. *Ursus* 21 (2): 154-168.
- HYGNSTROM, S. E. 1994. *The handbook: prevention and control of wildlife damage*. Black bears. University of Nebraska, Lincoln, 15 p.
- JONKEL, C. J. et COWAN. Mc. T. 1971. *The black bear in the spruce-fir forest*. *Wildlife Monograph* 27. 57p.
- KOEHLER, G. M. et PIERCE, D. J. 2003. Black bear home-range sizes in Washington: climatic, vegetative, and social influences. *Journal of Mammalogy*, 84 (1): 81–91.
- LAMONTAGNE, G., JOLICOEUR, H., et LEFORT, S. 2006. *Plan de gestion de l'ours noir, 2006-2013*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de la faune. Québec. Pages 460-487.
- LANDRIAULT, L. J., BROWN, G. S., HAMR, J. et MALLORY, F. F. 2009. Age, sex and relocation distance as predictors of return for relocated nuisance black bears *Ursus americanus* in Ontario, Canada. *Wildlife Biology* 15: 155-164.
- LEWIS, T. L. 1990. *The effects of supplemental feeding on white-tailed deer in northwestern Wisconsin*. PhD Thesis, University of Wisconsin, Madison, Wisconsin.
- LINNELL, J. D. C., AANES, R., SWENSON, J. E., ODDEN, J. et SMITH, M. E. 1997. Translocation of carnivores as a method for managing problem animals: a review. *Biodiversity and Conservation* 6: 1245-1257.
- MADDREY, R. C. et PELTON, M. R. 1995. Black bear damage to agricultural crops in Coastal North Carolina. *Proceedings of the Annual Conference of the Southeast Association of Fish and Wildlife Agencies* 49: 570-579.

- MATTSON, D. J. 1990. Human impacts on bear habitat use *in* Darling, L.M.; Archibald, W.R., eds. Bears: their biology and management: 8th international conference on bear research and management. Victoria, BC: Hemlock Printers: 33-56.
- MATTHEWS, J. J., SEAN M. M., BEECHAM, J. J., HOWARD, Q., GREENLEAF, S. S. et LEITHEAD, M. H. 2006. Activity patterns of American black bears in Yosemite National Park, *Ursus* 17 (1): 30-40.
- MAZUR, R. L. 2010. Does aversive conditioning reduce human-black bear conflict ? *Journal of wildlife management*, 74 (1): 48-54.
- MERKLE, J., KRAUSMAN, P. R., DECESARE, N. J. et JONKEL, J. J. 2011a. Predicting Spatial Distribution of Human—Black Bear Interactions in Urban Areas, *Journal of Wildlife Management*, 75 (5): 1121-1127.
- MERKLE, J. A., KRAUSMAN, P. R. et BOOTH, M. M. 2011b. Behavioral and attitudinal change of residents exposed to human-bear interactions. *Ursus* 22 (1): 74-83.
- MILLER, S. D. 1990. Population management of bears in North America. Bears – Their biology and management. International conference on bear research and management 8: 357-373.
- MILLER, R., KANEEN, J. B., FITZGERALD, S. D., et SCHMITT, S. M. 2003. Evaluation of the influence of supplemental feeding of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on the prevalence of bovine tuberculosis in the Michigan wild deer population. *Journal of wildlife Diseases* 39: 84-95.
- MOSNIER, A., OUELLET, J. P. et COURTOIS, R. 2008. Black bear adaptation to low productivity in the boreal forest. *Écoscience*, 15 (4): 485-497.
- ORAMS, M. B. 2002. Feeding wildlife as a tourism attraction: a review of issues and impacts. *Tourism management* 23: 281-293.
- PASTOR, J., MLADENOFF, D., HAILA, Y., BRYANT, J. et PAYETTE, S. 1996. Biodiversity and ecosystem processes in boreal regions. Pages 33-70 *in* MOONEY, J., CUSHMAN, H., MEDINA, E., SALA, O. E. and SCHULZE, E.-D., (eds). Functional roles of biodiversity: A global perspective. Wiley Press, New-York, New-York.
- PATRIDGE, S. T., NOLTE, D. L., ZIELGRUM, G. J. et ROBBINS, C. T. 2001. Impacts of supplemental feeding on the nutritional ecology of black bears. *The journal of wildlife management* 65 (2): 191-199.
- PELCHAT, B. D. et RUFF, R. L. 1986. Habitat and spatial relationships of black bears in boreal mixewood forest of Alberta. *International Conference on Bear Research and Management* 6: 81-92.
- ROGERS, L. L. 1987. Effects of food supply and kinship on social behavior, movements, and population growth of black bears in northeastern Minnesota. *Wildlife Monographs* 97 : 1-72.
- ROGERS, L. L. 1989. Black bears, humans, and garbage dumps. Page 43-46 *in* Bear-People conflicts : Proceeding of a symposium on Management Strategies. M. Bromley Editor. Northwest Territoiries department of Renewable Resources. April 6-10, 1987, Yellowknife, NWT, Canada.
- ROGERS, L. L. 2009. Does diversionary feeding create nuisance bears and jeopardize public safety ? 10th Western Black Bear Workshop.15 p.

- SAMSON, C. 1995. Écologie et dynamique de population de l'ours noir dans une forêt mixte protégée du sud du Québec. Thèse de Doctorat. Département de biologie, Université Laval. Québec. 201 p.
- SAMSON, C. 1996. Modèle d'indice de la qualité de l'habitat pour l'ours noir au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction générale de la ressource faunique et des parcs, Québec. 57 p.
- SAMSON, C. et HUOT, J. 1994. Écologie et dynamique de la population d'ours noir (*Ursus americanus*) du Parc national de la Mauricie. Parcs Canada, Université Laval. 214 p.
- SAMSON, C., et HUOT, J. 1998. Movements of female black bears in relation to landscape vegetation type in southern Québec. *Journal of Wildlife Management* 62: 718-727.
- SCACE, R. C., GRIFONE, E., et UHER, R. G. 1992. L'Écotourisme au Canada. Conseil consultatif canadien de l'environnement, Sentar Consultants Ltd, Ottawa, 42 p.
- SPENCER, R. D., BEAUSOLEIL, R. A. et MARTORELLO, D. A. 2007. How agencies respond to human-black bear conflicts : A survey of Wildlife agencies in North America. *Ursus*, 18 (2): 217-229.
- TAYLOR, C. A. 1996. The range supplemental interaction. Pages 6-7 dans C. W. Ramsey, editor. Supplemental feeding of deer: beyond dogma. Texas A&M University, College station, USA.
- TIMM, R. M., BAKER, R. O., BENNETT, J. R. et COOLAHAN, C. C. 2004. Coyote attacks: An increasing suburban problem. Proc. 21e Vertebr. Pest Conf. Published at Univ. of Calif., Davis. Pages 47-57.
- WITMER, G. W. et WHITTAKER, D. G. 2001. Dealing with nuisance and depredating black bears. *Western black bear workshop* 7: 73-81.
- ZIEGLTRUM, G. J. 2004. Efficacy of black bear supplemental feeding to reduce conifer damage in western Washington. *Journal of wildlife management* 68: 470-474.
- ZIEGLTRUM, G. J. 2008. Impacts of the black bear supplemental feeding program on ecology in western Washington. *Human-Wildlife Conflicts* 2 (2): 153-159.