

Annexe B Revue de littérature

Impact du déboisement et de l'implantation d'éoliennes ou de routes sur l'orignal

En janvier et en février 2009, la Direction de l'expertise du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) pour les régions administratives de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches a réalisé des inventaires aériens d'orignaux (*Alces alces*, de la famille des ongulés) dans la réserve faunique des Laurentides. La densité d'orignaux était alors de 4,1/10 km², ce qui représente un taux d'accroissement annuel de 4,5 % par rapport à la densité de 2,2/10 km² évaluée en 1994. La population se répartit comme suit : 32 % de mâles, 52 % de femelles et 16 % de veaux (MRNF, 2009). Dans la zec Mars-Moulin, la densité d'orignaux est de 2/10 km² (RRGZ¹² Saguenay–Lac-Saint-Jean, 2002). La réserve faunique des Laurentides est fréquentée pour la chasse, une activité économique et touristique importante.

Le développement du projet de parc éolien de la Rivière-du-Moulin dans la réserve faunique des Laurentides et la zec Mars-Moulin suscite des interrogations chez certains intervenants du milieu concernant la chasse à l'orignal, une espèce vedette sur ces deux territoires.

Le présent document résume l'état des connaissances sur les impacts sur l'orignal du déboisement, de l'implantation de routes ainsi que de la construction et de l'exploitation de parcs éoliens afin de répondre aux questions les plus fréquentes.

Écologie de l'orignal

Selon les saisons, l'orignal fréquente les forêts mixtes de conifères et de feuillus et, en particulier, les sapinières à bouleau blanc ou jaune. Son aire d'alimentation se compose d'éclaircies, de brûlis et de zones de coupe en régénération (Samson *et al.*, 2002).

La topographie jouerait un rôle important dans le processus de sélection de l'habitat de l'orignal, que ce soit dans le choix des voies de déplacement (Seiler *et al.*, 2003) ou dans celui des sites de mise bas (Chekchak *et al.*, 1998; Poole et Stuart-Smith, 2006). En effet, la topographie est susceptible d'influencer localement les associations végétales, le climat, le patron de fonte des neiges et les coûts énergétiques des déplacements des animaux (Mysterud, 2001). Une étude a fait valoir que les orignaux, aussi bien mâles que femelles, sélectionnent les plateaux situés en altitude durant toute l'année (Laurian *et al.*, 2008).

Lors de la mise bas, qui commence vers la mi-mai, les femelles se réfugient dans des sites particuliers afin de combler leurs besoins en alimentation et d'éviter les prédateurs. Souvent situés à proximité d'un plan d'eau, ces sites présentent un couvert assez dense, un îlot boisé ou une colline (Chekchak *et al.*, 1998).

¹² RRGZ : Regroupement régional des gestionnaires de zecs

En juin et en juillet, les orignaux se réunissent autour d'affleurements salins, habituellement situés dans des dépressions contenant de l'eau stagnante riche en minéraux, pour se nourrir, s'abreuver et se protéger de la chaleur et des insectes. L'animal se déplace ensuite vers des terrains où il peut se nourrir à proximité de la forêt (Environnement Canada et Fédération canadienne de la faune, 2011).

La saison de reproduction s'étend de la mi-septembre au début octobre et peut se prolonger jusqu'à la fin novembre.

L'hiver, l'orignal recherche des forêts mélangées et des sites récemment perturbés, par exemple, des chablis ou des sites ravagés par des épidémies d'insectes ou des coupes, lesquels sont davantage riches en nourriture. La régénération résineuse des coupes d'environ 10 à 20 ans lui procure également un bon camouflage contre les prédateurs (Samson *et al.*, 2002). Lorsqu'il y a une accumulation de neige au sol d'environ 60 cm, puis, au fur et à mesure que la quantité de neige augmente, les orignaux se rassemblent en petits groupes dans des peuplements denses de résineux, ravages ou habitats d'hiver, et utilisent des aires de plus en plus petites où ils peuvent réduire au minimum leurs dépenses énergétiques tout en restant à proximité d'aires d'alimentation. Les orignaux continuent alors de se nourrir dans les milieux riches en brout, rarement à plus de 100 m du couvert leur servant d'abri (Courtois *et al.*, 2002). Les forêts résineuses matures constituent des habitats importants pour la protection de l'orignal contre plusieurs facteurs environnementaux (Dussault *et al.*, 2006). Par exemple, les peuplements résineux pourraient, dans les endroits où l'enneigement dépasse un mètre, faciliter les déplacements de l'orignal à la fin de l'hiver (DesMeules, 1964). Une étude menée par Jacqmain *et al.* (2008) a aussi démontré l'importance des peuplements matures mixtes, des sapins baumiers et des zones riveraines pour l'orignal durant l'hiver.

Les jeunes forêts feuillues ou mélangées constituent une source d'alimentation pour l'orignal. En effet, il consomme quotidiennement de 18 à 25 kg de nourriture sous forme de ramilles (hiver et été), de feuilles (été) et de plantes aquatiques (été) (Potvin *et al.*, 2006). Ses besoins en nourriture l'amènent à fréquenter les endroits où les arbustes sont abondants (Potvin *et al.*, 2006).

Les sites de ravages, de mise bas et d'alimentation aquatique constituent des habitats importants pour les orignaux, mais ceux-ci ne démontrent pas une grande fidélité vis-à-vis de ces sites (Chekchak *et al.*, 1998; Fraser *et al.*, 1984; Girard et Joyal, 1984; Tremblay *et al.*, 2007). La superficie du domaine vital de l'orignal, laquelle est comprise entre 20 et 100 km², est directement liée à l'hétérogénéité des peuplements forestiers du territoire (Samson *et al.*, 2002).

Impact du déboisement

Le déboisement peut être d'origine naturelle tels les feux de forêt ou les épidémies d'insectes, ou d'origine anthropique telles les activités forestières ou minières, l'expansion agricole ou l'implantation d'infrastructures. L'étendue du déboisement peut varier de moins de 1 ha, pour l'installation d'une éolienne ou d'un mât de mesure de vent, à plus de 1 000 ha dans le cas d'un incendie de forêt.

En raison de son besoin d'un habitat hétérogène et varié, l'orignal tolère des changements dans le milieu forestier à condition qu'une variété de peuplements matures et en régénération soit maintenue dans son domaine vital (Environnement Canada et Fédération canadienne de la faune, 2011; Yost et Wright, 2001).

L'impact du déboisement sur l'orignal varie selon les caractéristiques de l'habitat initial ainsi que l'étendue et la répartition des secteurs déboisés. L'effet du déboisement peut se traduire par :

- la perte d'un habitat mature induisant un risque de prédation accru;
- la création d'un milieu ouvert;
- le début du processus de régénération permettant à la forêt de se renouveler en traversant divers stades de développement allant de la dominance des herbacés à l'introduction d'une végétation arbustive qui gagnera en hauteur et en densité.

Les orignaux ont tendance à éviter les milieux ouverts, comme les coupes récentes de grande superficie (plus de 36 km² dans le cas de cette étude), tant que la hauteur de la régénération ne dépasse pas 2,5 m (Courtois *et al.*, 2002; Potvin *et al.*, 2004).

Les peuplements en régénération issus de la coupe forestière, d'incendies de forêt ou d'épidémies d'insectes peuvent servir de strate d'alimentation pour l'orignal (Potvin *et al.*, 2006). La régénération résineuse des coupes d'environ 10 à 20 ans peut servir d'habitat de protection contre les prédateurs (Samson *et al.*, 2002).

Le déboisement peut donc engendrer une augmentation de la superficie des habitats d'alimentation et être favorable à l'orignal. Ainsi, le déboisement et le rajeunissement de la forêt peuvent entraîner un effet positif sur les orignaux et créer des conditions favorables à cette espèce (Girard et Joyal, 1984; Hundertmark *et al.*, 1990; Lamontagne et Lefort, 2004).

Impact des routes

La construction d'une route en milieu forestier implique un déboisement et une modification de la surface du sol et peut entraîner un accroissement de la présence humaine sur le territoire. Le type de route construite – autoroute, route nationale, route secondaire ou tertiaire, chemin forestier – influence le débit routier. De plus, la densité du réseau routier et la nature du lieu d'implantation influencent l'importance de l'impact sur la faune. Grosman *et al.* (2009), par exemple, notent que l'impact des routes et celui du sel de déglacage sur le comportement des orignaux seraient différents en fonction de l'emplacement des autoroutes sur le territoire. La répartition des orignaux et leur comportement vis-à-vis des routes dépendraient du débit de circulation, mais, surtout, de la disponibilité et de la répartition des milieux d'alimentation à proximité (Yost et Wright, 2001).

Le développement d'un réseau routier peut modifier l'intégrité des écosystèmes terrestres et aquatiques (Forman, 2000; Trombulak et Frissel, 2000) en raison, entre autres, de la destruction et de la fragmentation des habitats, de la mortalité attribuable aux collisions avec les véhicules, de la modification du comportement animal et de l'utilisation anthropique croissante du territoire (Trombulak et Frissel, 2000). Aussi, les zones à risque élevé de collisions entre un véhicule et un orignal sont souvent localisées à la jonction d'une route et d'une vallée (Seiler, 2005; Dussault *et al.*, 2006). Les orignaux auraient tendance à éviter les autoroutes et les routes en milieu forestier à des distances pouvant aller jusqu'à 500 m (Forman and Deblinger, 2000; Yost and Wright, 2001; Laurian *et al.*, 2008). Ce comportement dépend de plusieurs facteurs, dont le type de routes, la disponibilité des habitats (Yost et Wright, 2001), la tolérance de l'individu et les pressions de prédation (Kunkel and Pletscher, 2000).

Au Québec, les routes en milieu forestier ne créeraient pas d'effet de barrière sur les populations d'orignaux et entraîneraient, dans certains cas, des taux de mortalité accrus. Le ministère des Transports du Québec (MTQ) estime à environ 1 000 par année le nombre de collisions avec les orignaux au Québec sur les routes (MTQ, 2007).

L'orignal fréquente les abords du réseau routier, pour y brouter une végétation riche en sodium, lequel provient du sel de déglacage utilisé sur les routes durant l'hiver (Laurian *et al.*, 2008; Yost et Wright, 2001).

Quelques études suggèrent que le développement des routes et la fragmentation des massifs forestiers par la voirie forestière et les secteurs de coupe auraient pour effet d'augmenter l'efficacité de chasse des prédateurs (Bergerud, 1981). Des études sont en cours en Alberta pour évaluer les impacts des infrastructures linéaires sur les déplacements du loup ainsi que sur sa prédation sur le caribou et les autres proies (Hebblewhite *et al.*, 2010).

Impact de l'implantation d'un parc éolien

L'impact d'un parc éolien est variable et dépend de sa localisation, de sa configuration et du milieu dans lequel il est construit (Fielding *et al.*, 2006). La construction d'un parc éolien pourrait entraîner des effets sur les orignaux:

- i. une modification de l'habitat à la suite du déboisement;
- ii. un dérangement sonore lors du fonctionnement des éoliennes créant potentiellement une zone d'évitement autour des sites.

La construction d'un parc éolien en milieu forestier nécessite le déboisement d'aires de 0,5 à 1,0 ha pour chacune des éoliennes prévues sur le territoire ainsi que la construction de routes pour accéder à ces sites.

À titre d'exemple, la construction et le fonctionnement du parc éolien de Blue Canyon (Oklahoma) n'ont pas eu d'impact sur le wapiti (*Cervus elaphus*) dans les montagnes Rocheuses parce que les principaux habitats de cette espèce ont été conservés lors de la construction du parc éolien (Walter *et al.*, 2006). Malgré la perte d'une portion d'habitat et le dérangement occasionnés par la construction du parc, les wapitis sont demeurés dans les mêmes secteurs et leur régime alimentaire est demeuré inchangé (Walter *et al.*, 2006).

Quant à la possibilité de dérangement sonore, des études suggèrent que les animaux s'adaptent à différents types de bruit, surtout aux bruits réguliers et de faible intensité (IEMR¹³, 2000; Radle, 1998). Selon une étude du British Wind Energy Association (BWEA) (2000), un parc éolien situé à une distance de 300 m d'un récepteur émettrait un niveau de bruit de 35 à 45 dBA, semblable à celui d'un ruisseau qui coule situé à une distance de 50 à 100 m et légèrement inférieur à celui d'un véhicule qui roule à une vitesse de 65 km/h à une distance de 100 m d'un récepteur. Selon Kaseloo et Tyson (2004), les ongulés n'évitent pas les routes en raison du bruit. De plus, les orignaux ont tendance à être plus tolérants aux bruits que d'autres ongulés (Klein, 1973). Le domaine vital de l'orignal s'est agrandi à la suite de

¹³ IEMR : Institute for Environmental Monitoring and Research [Institut pour la Surveillance et la Recherche Environnementales]

perturbations comme le bruit de machinerie, VTT et avion de chasse, mais aucun individu n'a quitté le site (Andersen *et al.*, 1996).

Des caméras infrarouges ont été placées sur les éoliennes du Searsburg Wind Project (Vermont), en octobre 2005 ainsi que d'avril à novembre 2006, afin de documenter les activités fauniques à proximité des éoliennes. Les résultats ont confirmé la présence d'orignaux à proximité des éoliennes à 23 reprises (Wallin, 2006). Au Québec, le MRNF a constaté que l'orignal utilise le secteur des parcs éoliens des Monts Copper et Miller à Murdochville, mis en service en juin 2005, où un ravage est présent à 500 m d'une éolienne (Landry & Pelletier, 2007). Pelletier et Dorais (2010) ont comparé les statistiques de chasse à l'orignal avant et après la construction du parc éolien de Carleton (Québec). Aucune différence n'a été notée dans les prélèvements d'orignaux par la chasse avant et après la construction du parc, et ce, de l'éolienne allant jusqu'à une distance de 2 000 m.

Conclusion

Le besoin d'hétérogénéité dans son habitat fait en sorte que l'orignal peut tolérer des changements dans le milieu forestier à condition qu'une variété de peuplements matures et en régénération soit maintenue (Environnement Canada et Fédération canadienne de la faune, 2011; Yost et Wright, 2001). Le projet de parc éolien de la Rivière-du-Moulin, situé dans un grand massif forestier montagneux, permettra de conserver la mosaïque hétérogène déjà présente dans le secteur, composée d'habitats d'alimentation et de couverts. La construction de ce parc éolien nécessite le déboisement d'une aire de travail de 1 ha pour chaque éolienne. La végétation naturelle se rétablira progressivement d'année en année après la construction fournissant ainsi une source d'alimentation à l'orignal. Les chemins existants seront utilisés, si possible, limitant ainsi l'ajout de nouveaux chemins.

Sur les territoires structurés de la zec Mars-Moulin et de la réserve faunique des Laurentides, l'accès et la chasse sont contrôlés et le réseau de chemins est bien développé. L'augmentation de la chasse n'est pas attendue suite à l'ajout d'accès supplémentaires sur le territoire.

L'usage de sel de déglçage sur les chemins forestiers du parc éolien de la Rivière-du-Moulin n'est pas prévu et la circulation y sera limitée sauf lors de la construction.

Finalement, les suivis réalisés dans les parcs éoliens de Murdochville et de Carleton montrent que les orignaux continuent de fréquenter les secteurs où sont implantés ces parcs et que le succès de chasse y est maintenu (Landry et Pelletier, 2007; Pelletier et Dorais, 2010).

Bibliographie

- ANDERSON, R., J.D. LINNELL et R. LANGVATN (1996). *Short term behavioural and physiological response of moose *Alces alces* to military disturbance in Norway*. Biol. Conserv. 77 : 179-176. Dans AMEC (2005). *Mackenzie Gas project: Effects of noise on wildlife*. Prepared for Imperial Oil Resources Ventures Limited.
- BERGERUD, A.T. (1981). *The decline of moose in Ontario – a different view*. Alces, 17 : 30-43. Dans KUNKEL, K.E. et D.H. PLETSCHER (2000). *Habitat factors affecting vulnerability of moose to predation by wolves in southeastern British Columbia*.
- BWEA (2000). The British Wind Energy Association. *Noise from Wind Turbines: The Facts*. Disponible au <http://www.bwea.com>.
- CHEKCHAK, T., R. COURTOIS, J.-P. OUELLET, L. BRETON et S. ST-ONGE (1998). *Caractéristiques des sites de mise bas de l'orignal (*Alces alces*)*. Canadian Journal of Zoology 76 : 1663-1670.
- COURTOIS, R., C. DUSSEAULT, F. POTVIN et G. DAIGLE (2002). *Habitat selection by moose (*Alces alces*) in clear-cut landscapes*. Alces, vol. 38, p. 177-192.
- DESMEULES, P. (1964). *The influence of snow on the behaviour of moose, Québec*. Gouvernement du Québec, ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de la faune, rapport 3: 51-73. Dans COURTOIS, R., C. DUSSEAULT, F. POTVIN et G. DAIGLE (2002). *Habitat selection by moose (*Alces alces*) in clear-cut landscapes*. Alces, vol. 38, p. 177-192.
- DUSSEAULT, C., M. POULIN, R. COURTOIS et J.-P. OUELLET (2006). *Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec*. Wildlife Biology 12 : 415-425.
- ENVIRONNEMENT CANADA ET FÉDÉRATION CANADIENNE DE LA FAUNE (2011). *Hinterland Who's Who - Moose*. Récupéré en août 2011 de <http://www.hww.ca/hww2.asp?id=93>.
- FIELDING, A.H., D.P. WHITFIELD et D.R.A. MCLEAOD (2006). *Spatial association as an indicator of the potential for future interactions between wind energy developments and golden eagles *Aquila chrysaetos* in Scotland*. Biological Conservation 131 : 359-369.
- FORMAN, R.T.T. (2000). *Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States*. Conserv. Biol. 14 : 31-35.
- FORMAN, R.T.T. et R. D. Deblinger (2000). *The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway*. Conservation Biology 14 : 36-46.
- FRASER, D., B.K. THOMPSON et D. ARTHUR (1984). *Aquatic feeding by moose: seasonal variation in relation to plant chemical composition and use of mineral licks*. Can. J. Zool. 62 : 1 80-87.
- GIRARD, F. et S. JOYAL (1984). *L'effet des coupes à blanc sur les populations d'originaux du nord-ouest du Québec*. Alces, 20 : 40-53.
- GROSMAN, P.D., J.A.G. JAEGER, P.M. BIRON, C. DUSSEAULT et J.-P. OUELLET (2009). *Reducing moose-vehicle collisions through salt pool removal and displacement: an agent-based modelling approach*. Ecology and society 14(2) : 17.
- HEBBLEWHITE, M., M. MUSIANI, N. DECESARE, S. HAZENBERG, W. PETERS, H. ROBINSON et B. WECKWORTH (2010). *Linear Features, Forestry and Wolf Predation of Caribou and Other Prey in West Central Alberta*. Final report to the Petroleum Technology Alliance of Canada (PTAC). 84 p.
- HUNDERTMARK, K.J., W.L. EBERHARDT, et R.E. BALL (1990). *Winter habitat use by moose in southeastern Alaska: implications for forest management*. Alces, 26 : 108-114.
- IEMR (2000). Institute for Environmental Monitoring and Research. *Effects of Noise on Wildlife Conference*. Conference Proceedings, Happy Valley-Goose Bay, Labrador. 84 p.

- JACQMAIN, H., C. DUSSAULT, R. COURTOIS et L. BÉLANGER (2008). *Moose-habitat relationships : integrating local Cree native knowledge and scientific findings in northern Québec*. Can. J. For. Res 38 : 3120-3132.
- KASELOO, P.A. et K.O. Tyson (2004). *Synthesis of noise effects on wildlife populations*. Petersburg. Virginia State University, Department of biology. 67 p.
- KLEIN, D.R. (1973). *The reaction of some northern mammals to aircraft disturbance*. Paper presented at the XIth Conference, International Union Of Game Biologists., Stockholm. Dans AMEC (2005). *Mackenzie Gas project: Effects of noise on wildlife*. Prepared for Imperial Oil Resources Ventures Limited.
- KUNKEL, K.E. et D.H. PLETSCHER (2000). *Habitat factors affecting vulnerability of moose to predation by wolves in southeastern British Columbia*.
- LAMONTAGNE, G. et S. LEFORT (2004). *Plan de gestion de l'orignal 2004-2010*. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction du développement de la faune, Québec. 265 p.
- LANDRY, G. et C. PELLETIER (2007). *L'orignal (alces alces) et le développement de l'industrie éolienne en Gaspésie*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine. 32 p.
- LAURIAN, C., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, R. COURTOIS, M. POULIN et L. BRETON (2008). *Behavior of moose relative to a road network*. Journal of Wildlife Management 72 : 1550-1557.
- MRNF (2009). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Gouvernement du Québec. *Inventaires aériens d'originaux dans les réserves fauniques des Laurentides et de Portneuf* [en ligne]. Récupéré en octobre 2010 de <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/capitale-nationale/originaux.jsp>.
- MTQ (2007). Ministère des Transports du Québec. *Grande faune* [en ligne]. Récupéré en août 2011 de http://www.mtq.gouv.qc.ca/portal/page/portal/grand_public/vehicules_promenade/securite_routiere/grande_faune.
- MYSTERUD, A., R. LANGVATN, N.G. YOCCOZ et N.C. STENSETH (2001). *Plant phenology, migration and geographical variation in body weight of a large herbivore: the effect of a variable topography*. Journal of Animal Ecology 70 : 915-923.
- PELLETIER, C. et M. DORAIS (2010). *Analyse des sites d'abattage de l'orignal (Alces alces) au parc éolien de Carleton*. Ministère des ressources naturelles et de la faune du Québec, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine. 18 p.
- POOLE, K.G. et K. STUART-SMITH (2006). *Winter habitat selection by female moose in western interior montane forests*. Canadian Journal of Zoology 84 : 1823-1832.
- POTVIN, F., L. BRETON et R. COURTOIS (2004). *Réaction du castor, de l'orignal et du lièvre à la coupe avec protection de la régénération et des sols en forêt boréale : une réévaluation après 10 ans*. Société de la faune et des parcs du Québec, rapport 8110-04-06, 26 p.
- POTVIN, F., N. BERTRAND et R. WALSH (2006). *Évolution de l'habitat d'espèces fauniques de la forêt boréale dans un secteur de coupe intensive sur une période de 25 ans*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 28 p.
- RADLE, A.L. (1998). *World Forum For Acoustic Ecology - WFAE contributing Authors - Radle, Autumn Lyn - The Effect Of Noise On Wildlife: A Literature Review*. Récupéré en avril 2008 de <http://interact.uoregon.edu/MediaLit/Wfae/library/articles/>.
- RRGZ du Saguenay-Lac-Saint-Jean (2002). Regroupement régional des gestionnaires de zecs. *Plan de mise en valeur des ressources fauniques et forestières ZEC Mars-Moulin*. 73 p.
- SAMSON, C., C. DUSSAULT, R. COURTOIS et J.-P. OUELLET (2002). *Guide d'aménagement de l'habitat de l'orignal*. Société de la faune et des parcs du Québec. Fondation de la faune de Québec et ministère des ressources naturelles du Québec, Sainte-Foy, Qué.

- SEILER, A. (2005). *Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden*. Journal of Applied Ecology 42 : 371-382.
- SEILER, A., G. CEDERLUND, H. JEMELID, P. GRÄNDSTEDT et E. RINGABY (2003). *The barrier effect of highway E4 on migratory moose (Alces alces) in the High Coast area, Sweden*. Proceedings of the IENE Conference on Habitat Fragmentation due to Transport Infrastructure, 13-14 novembre 2003 (éd. E. Turcott), p. 1-18. Brussels, Belgium. Récupéré de <http://www.iene.info>.
- TREMBLAY, J-P, E.J. SOLBERG, B.-E. SAETHER et M. HEIM (2007). *Fidelity to calving areas in moose (alces alces) in the absence of natural predators*. Can. J. Zool. 85 : 902-908.
- TROMBULAK, S.C. et C.A. FRISSELL (2000). *Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities*. Conservation Biology 14 : 18-30.
- WALLIN, J. (2006). *Results of wildlife movement monitoring using an infrared sensing remote camera located under wind turbine 7*. Searsburg Wind Project during October 2005 and April-November 2006. C.W.B. Multiple resource Management Inc. (Vermont).
- WALTER, W.D., D.M. LESLIE JR. et J.A. JENKS (2006). *Response of rocky mountain elk (Cervus elaphus) to wind-power development*. American Midland Naturalist 156 : 363-375.
- YOST, A.C. et R.G. WRIGHT (2001). *Moose, caribou, and grizzly bear distribution in relation to road traffic in Denali National Park, Alaska*. Arctic 54 : 41-48.