



Montréal, le 25 mars 2011

Madame Monique Gélinas
Coordonnatrice du secrétariat de la commission
Bureau d'audience publique sur l'environnement
575, rue Saint-Amable, bureau 2.10
Québec (Québec) G1R 6A6

Objet : Projet de parc éolien de Saint-Valentin
Questions du 24 mars 2011, non répondues en Audiences publiques
(11 au 14 mars 2011)

Madame,

La présente vise à répondre aux quatre questions portant sur des sujets qui relèvent du MRNF, reçues le 24 mars 2010 dans le cadre des travaux du BAPE sur le projet cité en objet. Les réponses sont inscrites en annexe qui fait partie intégrante du présent document.

Certaines des réponses sont incomplètes, mais elles seront finalisées sous peu, au fur et à mesure de leur réception par les intervenants interpellés.

Nous vous remercions de votre compréhension et sommes disponibles pour apporter d'autres précisions, si nécessaires.

Veuillez agréer, Madame, l'expression de nos sentiments les meilleurs.

Le directeur général,

André B. Lemay

ABL/KLS

p. j. : Annexe

ANNEXE

Réponses aux questions du 24 mars 2011, posées en audiences publiques, dans le cadre du projet de parc éolien de Saint-Valentin, par le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

Q1 – Veuillez déposer la revue de littérature de l'impact des éoliennes sur les mammifères sauvages

À l'égard d'une revue de littérature de l'impact des éoliennes sur les mammifères sauvages, la présente réponse s'accompagne de documents (articles scientifiques ou études qui sont attachés au courriel). Ces réponses nous sont parvenues de la part de messieurs Charles Maisonneuve (Direction de l'expertise Faune-Forêts-Territoire du Bas-Saint-Laurent) et Junior A. Tremblay (Faune Québec) :

Un avis scientifique de Dussault et Dussault (2010) concerne l'impact des éoliennes sur la grande faune en lien avec la chasse.

Un contrat pour la production d'une revue de littérature sur les effets des éoliennes sur les mammifères a été donnée par Faune Québec en 2006. Comme 99,9% de la littérature touchait les chiroptères, la revue de littérature a été concentrée sur ce groupe d'espèces. Ce document a été remis à la Commission lors des audiences.

Une étude réalisée sur le wapiti (5769) et une autre sur le comportement des spermophiles (5682) sont jointes à la présente réponse.

Le fait qu'il y a des lacunes au niveau des études sur les mammifères a mené la Direction de la Gaspésie (MRNF) à étudier les effets possibles des éoliennes sur l'original en utilisant les données de sites d'abattage avant-après construction des parcs éoliens (les deux références "original..." sont jointes).

Finalement, une référence jointe aborde le sujet des effets des ultrasons sur les chiroptères (Turbine...).

La lacune au niveau des études sur les effets des éoliennes sur les mammifères est encore d'actualité. Elle fait d'ailleurs l'objet d'un atelier de travail lors de la "Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts" (<http://www.cww2011.nina.no/Home.aspx>) qui se déroulera en Norvège en mai prochain :

Workshop on Large terrestrial mammals and wind power – is there a problem? (1.5 hours)

When: Wednesday 04.05.2011 19.30 – 21:00

Chairs: Jan-Olof Helldin (Swedish University of Agricultural Sciences, Swedish Biodiversity Centre) & Francisco Álvares (CIBIO-UP, Research Center in Biodiversity and Genetic Resources, Porto University, Portugal)

Studies addressing the effects of wind power on wild terrestrial mammals such as deer and carnivores are few. Any impacts that can be documented on these taxa may have effects on conservation and wildlife management, and should therefore be considered in environmental assessment. At present, handling officers have little support how to deal with the issue in the wind power planning process. This workshop aims at synthesizing the best available knowledge in the field, based on experiences and views of the participants, and identifying how this matter should be addressed, if at all. Based on a brief overview of some empirical studies, participants will discuss around a few central questions, related to the main question in the workshop title. Discussions will be summarized in a short report.

Il sera intéressant de voir ce qui pourra ressortir de cet atelier. Comme nous le constatons, cette problématique soulève aussi des questions ailleurs.

Q2 – Veuillez déposer les documents produits dans le cadre du dossier Kruger Énergie en Montérégie

Concernant les documents déposés dans le cadre du dossier Kruger Énergie Montérégie, ceux qui relèvent du secteur Énergie de notre ministère vous parviendront de sa part (ex. Stratégie énergétique du Québec), voici ceux que Faune Québec ou notre direction ont soumis et qui n'ont pas déjà été déposés dans le cadre de l'actuelle audience :

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE. Courriel de M. Junior A. Tremblay concernant la mortalité des chauves-souris, 16 novembre 2010, 1 page.
<http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/eole-monteregie/documents/DB9.pdf>

Junior A. TREMBLAY. *Compte-rendu de la conférence tenue du 19 au 21 octobre 2010 concernant les interactions faune et énergie éolienne*, 5 pages.
<http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/eole-monteregie/documents/DB9.1.pdf>

WIND WILDLIFE RESEARCH MEETING VIII. *Presentation and Poster Abstracts*, p. 1-3.
www.nationalwind.org/assets/research_meetings/Research_Meeting_VIII_Abstracts.pdf
http://www.nationalwind.org/assets/research_meetings/Research_Meeting_VIII_Abstracts.pdf

C'est le MDDEP qui rassemble les avis de recevabilité émis par notre ministère et les rend publics. Si vous le souhaitez, toutefois, nous pourrions les fournir dans le complément au présent document.

L'avis d'acceptabilité environnementale du projet d'aménagement du parc éolien Montérégie est en préparation et est due pour le 5 avril au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des parcs (MDDEP).

Q3 – Est-ce que la loi des mines a préséance de sur la décision de la CPTAQ?

Une demande dans le but de répondre à cette question a été placée au contentieux de Géologie Québec.

Voici quelques éléments de réponse fournis par madame Hélène Giroux (avocate, Direction générale de la gestion du milieu minier) en lien avec la *Loi sur les mines*, quant à l'aspect minier :

Celui qui demande un droit d'exploration minière (claim) sur un terrain qui n'est pas déjà soustrait à l'activité minière par le ministre des Ressources naturelles et de la Faune et qui remplit les conditions prévues à la Loi sur les mines l'obtient. Les décisions de la CPTAQ n'ont pas d'effet sur l'octroi des droits miniers.

Le titulaire de claim a droit d'accès au terrain objet de son titre et peut y faire tout travail d'exploration, sauf s'il est en terres privées ou louées par l'État. Dans le cas d'une terre privée, le titulaire de claim doit obtenir le consentement du propriétaire du terrain avant d'y entrer et d'y faire des travaux. Des dispositions semblables existent dans la Loi sur les mines pour les baux d'exploitation de substances minérales de surface et les permis de pétrole et gaz naturel.

Donc, si les terres visées par le projet d'éoliennes sont de propriété privée, un projet minier (à un stade avancé de l'exploration ou au moment de l'exploitation) ne pourra s'y développer sans l'accord du propriétaire. De plus, les projets miniers peuvent également être soumis à l'application de la Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles et à une décision de la CPTAQ.

Q4 – Veuillez déposer l'étude de l'abondance des chiroptères dans les différents parcs éoliens?

Le document comparant les abondances dans plusieurs parcs éoliens du Québec doit être mis à jour pour y intégrer les données d'inventaires concernant le parc éolien Montérégie. Monsieur Junior Tremblay, responsable de ce dossier à Faune Québec, revenant tout juste d'un inventaire en région l'ayant éloigné de son bureau durant une dizaine de jours, le tableau sera préparé dans les plus brefs délais et vous sera soumis dès que possible (la semaine prochaine).

Avis scientifique sur l'impact de la construction d'un parc éolien sur le comportement de la grande faune et la chasse sportive de ces espèces

Christian Dussault, SFTA et Claude Dussault, DEX-02

Mise en contexte

Contrairement aux technologies qui utilisent les combustibles fossiles, l'énergie éolienne ne pollue pas l'air et ne génère pas de gaz à effet de serre (Nelson et Curry 1995). Cette source d'énergie renouvelable obtient donc la plupart du temps un appui élevé du public en tant que source alternative d'énergie (Leddy *et al.* 1999). Il y a actuellement une augmentation du nombre de parcs éoliens dans le monde comme aux États-Unis, en Allemagne et en Espagne. Le potentiel éolien du Québec est considérable compte tenu de l'immensité du territoire et le gouvernement du Québec a entrepris de mettre en valeur ce potentiel. Dans le cadre de sa stratégie, le gouvernement souhaite intégrer au réseau d'Hydro-Québec 4 000 MW d'ici 2015 (<http://www.mrnf.gouv.qc.ca/energie/eolien/index.jsp>).

En dépit des éléments positifs sur l'environnement ci-haut mentionnés, il y a une controverse sur les effets potentiels des parcs éoliens sur la faune. En effet, la construction de grands parcs éoliens a le potentiel d'avoir des impacts significatifs sur la faune, surtout si leur emplacement n'est pas choisi avec soins (Kuvlesky *et al.* 2007). L'ampleur avec laquelle un nombre élevé de grandes éoliennes pourrait influencer la faune locale n'est pas connue, ce qui pourrait devenir problématique. L'information qui existe à ce propos est contenue dans ce que l'on appelle la littérature grise, c'est-à-dire des rapports non publiés rédigés par des promoteurs ou des consultants (Kuvlesky *et al.* 2007).

La mise en place de parcs éoliens suscite certaines craintes quant à l'impact qu'ils auront sur la faune. Des inquiétudes sont soulevées notamment en ce qui concerne les oiseaux et les chiroptères. Des projets sont en cours au Québec en vue de documenter ces impacts. D'autre part, les chasseurs se préoccupent également des répercussions qu'auront ces infrastructures sur la faune en général et en particulier pour les espèces de gibier dont l'orignal (*Alces alces*) et le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*). Lors d'une rencontre de la *Table régionale de la faune du Saguenay – Lac-Saint-Jean* le 29 octobre 2008, les membres présents ont soulevé cette préoccupation. Les représentants de cette table ont fait parvenir une lettre au Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) de cette région pour exprimer leur point de vue. De plus, un regroupement de citoyens a commencé à manifester son mécontentement dans la région de *Chaudière – Appalaches* puisqu'il craignent que l'érection d'un parc éolien près du Massif du Sud menace leurs activités de chasse à l'orignal.

En 2009, le consortium St-Laurent Énergies a sollicité la collaboration du MRNF pour développer un programme de recherche visant à documenter l'impact de la création d'un parc éolien sur l'orignal. St-Laurent Énergies est activement impliqué dans le développement de plusieurs projets de parcs éoliens au Québec. Cette démarche permettrait au MRNF de donner suite aux préoccupations soulevées par les utilisateurs du territoire.

Depuis cette rencontre, le MRNF a élaboré un protocole de recherche scientifique crédible visant à documenter l'impact de la création d'un parc éolien sur l'original et sur la chasse sportive de cette espèce. Malgré l'attitude positive des partenaires lors des discussions préliminaires, et malgré l'attitude proactive du MRNF, le projet n'a pas démarré faute de financement.

Puisque l'objectif ultime de ce projet est essentiellement de rassurer les utilisateurs du territoire quant aux impacts négatifs de la création d'un parc éolien sur la grande faune, nous avons évidemment débuté notre démarche en examinant les connaissances scientifiques permettant de poser un jugement de valeur sur cet impact. Peut-être qu'une telle approche sera suffisante pour répondre aux préoccupations des usagers du territoire.

Impacts des parcs éoliens sur la faune : brève revue de la littérature existante

De façon générale, on peut identifier au moins trois types d'impacts des parcs éoliens sur la faune (Fielding *et al.* 2006). Premièrement, il peut survenir des mortalités chez les oiseaux et les chiroptères suite à une collision avec les rotors de la turbine ou encore avec les fils électriques des lignes à haute tension. Deuxièmement, le dérangement causé par les turbines peut créer une zone d'évitement autour des turbines elles-mêmes ou du parc éolien, ce qui se traduit par une perte indirecte d'habitat et peut également se traduire par un effet de barrière aux déplacements (fragmentation). Finalement, il y a une perte directe d'habitat causée par la construction du parc éolien et des autres structures associées.

La très grande majorité des études qui se sont intéressées à l'impact d'un parc éolien sur la faune ont ciblé les oiseaux au cours des 20 dernières années (Kuvlesky *et al.* 2007). Les études démontrent généralement un impact mineur à modéré des parcs éoliens sur la dynamique de population chez les oiseaux, notamment les passereaux. Les groupes d'espèces les plus affectés seraient les rapaces (Hunt *et al.* 1998) à cause de leur capacité de reproduction plus faible et les oiseaux marins (Garthe et Hüppop 2004, Everaert et Stienen 2007). L'impact des parcs éoliens est variable et dépend essentiellement de leur localisation (Fielding *et al.* 2006). Évidemment, un parc éolien aura un impact plus grand lorsqu'il est installé le long des voies migratoires ou aux sites de concentration d'animaux. L'implantation d'un parc éolien pourrait forcer les oiseaux migrateurs et les oiseaux de rivages à se relocaliser à cause du dérangement associé à la construction et à l'entretien des éoliennes (Christensen *et al.* 2003, Kaiser *et al.* 2006), à modifier leurs patrons de déplacements circadiens (Drewitt et Langston 2006) ou même à interrompre leur migration (Drewitt et Langston 2006). Guillemette *et al.* (1998) ont démontré une réduction de 80% de l'utilisation d'une bande de 100 m autour des éoliennes comparativement aux sites situés à 300-500 m. Il a été démontré que la densité de sauvagine et de rapaces était plus faible en périphérie des parcs éoliens (Leddy *et al.* 1999). Larsen et Guillemette (2007) ont de plus démontré que l'évitement des éoliennes n'était pas attribuable au bruit et au mouvement engendré par leur fonctionnement puisque la zone d'évitement demeurait la même lorsque les éoliennes n'étaient pas fonctionnelles. L'évitement serait attribuable à la présence des infrastructures associées au parc. Cependant, il est possible que les animaux s'acclimentent à la présence des éoliennes et que la zone d'évitement diminue avec le temps tel qu'il a été démontré pour les oies (Madsen et Boertmann 2008).

Plus récemment, plusieurs recherches portant sur l'impact des parcs éoliens sur les chiroptères ont été entreprises puisque de nombreuses carcasses de chiroptères étaient découvertes en périphérie des éoliennes lors des inventaires de collisions pour les oiseaux (voir Kuvlesky *et al.* [2007] pour une liste exhaustive). Les résultats des études qui ont été complétées à ce sujet indiquent que l'impact des parcs éoliens pourrait être plus élevé pour les chiroptères que pour les oiseaux, surtout pour les espèces arboricoles (Erickson *et al.* 2002). Puisque les chiroptères ont des taux de reproduction relativement faibles à l'image des rapaces, il est plausible que l'impact des éoliennes se traduisent par une réduction des populations.

À notre connaissance, seulement deux études ayant évalué l'impact d'un parc éolien sur les mammifères terrestres ont été publiées dans une revue avec comité de lecture. Instinctivement, on pourrait penser que les éoliennes auraient un impact moins important sur les animaux qui se déplacent au sol et qui ne peuvent entrer en collision avec les rotors. Cependant, elles sont une source de bruit non négligeable et créent par le fait même une zone de dérangement. Selon une étude du British Wind Energy Association (2000), un parc éolien à 300 m ferait un bruit semblable à un ruisseau coulant à une distance de 50-100 m (35-45 décibels) et un bruit légèrement inférieur à celui d'une voiture roulant à une vitesse de 65 km/h à 100 m. Selon Lucas *et al.* (2005), les installations d'un parc éolien n'ont pas influencé de façon évidente les populations de petits mammifères (souris et musaraignes). Ces auteurs ont noté qu'il pouvait être difficile de mettre en évidence l'effet d'un parc éolien sur les petits mammifères car ces espèces subissent d'importantes variations d'abondance dans le temps en réaction à divers facteurs. Cette grande variabilité temporelle de l'abondance des petits mammifères et le fait que l'abondance des populations peut évoluer différemment d'un site à l'autre ont rendu la détection d'un impact difficile. Le wapiti (*Cervus elaphus*) dans les montagnes Rocheuses n'a pas semblé réagir négativement à la construction ou à l'opération d'un parc éolien (Walter *et al.* 2006) probablement parce que les principaux habitats de cette espèce n'ont pas été détruits par la construction du parc éolien. Bien que le dérangement humain et la construction du parc aient causé la perte d'une faible portion d'habitat, les wapitis sont demeurés dans le même secteur et la qualité de leur régime alimentaire n'a pas variée. En conclusion, Walter *et al.* (2006) ont recommandé de porter une attention particulière aux structures secondaires associées aux éoliennes comme les routes, les lignes de transport d'énergie et les autres infrastructures d'entretien afin que celles-ci ne détruisent pas des habitats critiques ou des voies de déplacement pour la faune locale.

D'autres espèces de mammifères pourraient être davantage influencées par la construction d'un parc éolien, notamment si les infrastructures se retrouvent en plein cœur de leur habitat. Il a été démontré que le dérangement humain sous plusieurs formes pouvait influencer l'utilisation de l'espace des ongulés, par exemple. Dans une récente revue de littérature, Vistnes et Nellemann (2008) décrivent 85 études portant sur les impacts du dérangement humain sur le caribou (*Rangifer tarandus*). La coupe forestière (Chubbs *et al.* 1993, Smith *et al.* 2000, Terry *et al.* 2000, Schaefer et Mahoney 2007, Vors *et al.* 2007, Wittmer *et al.* 2007), le développement minier (Weir *et al.* 2007), les infrastructures liées au développement pétrolière (Bradshaw *et al.* 1998) et hydroélectrique (Paré 1987, Mahoney et Schaefer 2002), ainsi que les activités récréo-touristiques (Duchesne *et al.* 2000, Seip *et al.* 2007) sont des exemples d'activités humaines susceptibles d'affecter les déplacements et le comportement des grands herbivores. La distance d'évitement de ces infrastructures varie selon l'espèce (ex. le

caribou est plus sensible et l'évitement peut dépasser plus de 5 km) et le type d'infrastructure, mais elle est règle générale supérieure à 150 m. Ce sont les routes qui semblent avoir les impacts négatifs les plus importants, bien que leurs effets soient moins bien documentés (Dyer *et al.* 2002). Des études récentes ont démontré que l'orignal modifiait son comportement en présence d'un réseau routier. L'orignal évite les chemins forestiers ainsi qu'une zone de dérangement d'au moins 500 m aux abords de ceux-ci (Forman et Deblinger 2000, Yost et Wright 2001, Laurian *et al.* 2008b).

L'impact d'un parc éolien sur l'orignal n'a jamais été documenté à notre connaissance. Cependant, cette espèce pourrait être localement dérangée par les installations d'un parc éolien. En effet, alors que l'emplacement d'un parc éolien est surtout déterminé par la topographie et la vitesse des vents, il a été démontré que la topographie jouait un rôle important dans le processus de sélection de l'habitat de l'orignal, que ce soit dans le choix des voies migratoires (Seiler *et al.* 2003) ou des sites de mise bas (Chekchak *et al.* 1998, Poole et Stuart-Smith 2002). La topographie est susceptible d'influencer localement les associations végétales, la nature du sol, le climat local, la phénologie, le patron de fonte des neiges et les coûts de la locomotion (Mysterud 2001, Kie *et al.* 2005). Une étude en cours a même mis en évidence que les orignaux, aussi bien mâles que femelles, sélectionnaient souvent les sites plats situés en altitude (Laurian *et al.*, en préparation). Aussi, les zones à risque élevé de collisions avec l'orignal sont souvent localisées là où la route traverse une vallée (Seiler 2005, Dussault *et al.* 2006 et 2007).

Il est important de noter que les structures associées aux éoliennes comme les lignes de transport d'énergie et les routes pourraient avoir un effet globalement plus important que les éoliennes eux-mêmes (Lucas *et al.* 2004). Il pourrait aussi y avoir un effet cumulé des structures dans l'environnement, ce qui veut dire que l'effet de l'ensemble des structures pourrait avoir un effet global plus important que la somme des effets individuels. Le changement dans la réponse d'un animal face à une augmentation progressive d'une ou plusieurs composantes de l'environnement dans l'espace ou dans le temps est appelé « effet cumulé » (Riffell *et al.* 1996). Des effets cumulés des structures anthropiques ont été identifiés chez l'ours grizzly (*Ursus arctos*), par exemple. Les effets cumulés des activités humaines sur le patron d'utilisation de l'habitat par les espèces animales peuvent provenir de structures différentes. Par exemple, le dérangement par l'humain combiné à la présence d'infrastructures minières dans l'écosystème arctique ont modifié la répartition des caribous, des loups, des grizzlis et des carcajous (*Gulo gulo*) (Johnson *et al.* 2005). La précision des prédictions au sujet de la répartition des animaux dans des paysages modifiés par l'homme repose donc non seulement sur notre compréhension des effets individuels, mais aussi sur les effets cumulés des activités humaines.

Enfin, il faut aussi reconnaître que l'implantation d'un parc éolien pourrait ne pas avoir d'impact direct sur le comportement d'une espèce mais avoir des impacts indirects reliés à l'augmentation de l'accessibilité du territoire. Par exemple, pour une espèce vedette comme l'orignal, les mortalités par la chasse pourraient devenir localement plus abondantes suite à l'augmentation de l'accessibilité. D'ailleurs, une des craintes de certains groupes en opposition aux parcs éoliens est de constater une réduction des possibilités de récolte de l'orignal par la chasse sportive.

En résumé

La littérature existante permet de prévoir un impact de l'implantation d'un parc éolien sur l'orignal. À l'instar de la majorité des perturbations humaines, les structures comme les éoliennes et les chemins d'accès seront probablement évitées. Nous ne savons cependant pas sur quelle distance cet évitement se manifesterait et nous ne savons pas non plus comment cet évitement se répercuterait sur l'abondance locale de l'orignal (densité) et donc sur les possibilités de récolte. Cependant, notre avis est que l'impact sur l'écologie et la dynamique de population de l'orignal dans une région devrait être considéré comme **faible** puisque l'orignal est une espèce généralement abondante et qui s'adapte bien à diverses situations. Nous anticipons cependant une baisse locale de la densité. Cette baisse de densité pourrait avoir des répercussions sur la qualité de la chasse. Cette réalité est d'autant plus importante si l'on considère que les territoires de chasse sont souvent de petite superficie et contigus. Ainsi, la chasse pourrait devenir plus difficile sur les petits territoires sur lesquels des éoliennes sont installées. Nous considérons pour cette raison que l'impact de la création d'un parc éolien sur la chasse de l'orignal devrait être considéré comme **faible (ex. réserve faunique) à élevé (ex. territoire public, ZEC)**, selon la superficie des territoires impactés et la densité locale de l'orignal.

Response of Rocky Mountain Elk (*Cervus elaphus*) to Wind-power Development

W. DAVID WALTER¹

*Oklahoma Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, 404 Life Sciences West,
Oklahoma State University, Stillwater 74078*

DAVID M. LESLIE, JR.

*United States Geological Survey, Oklahoma Cooperative Fish and Wildlife Research Unit,
404 Life Sciences West, Oklahoma State University, Stillwater*

AND

JONATHAN A. JENKS

Department of Wildlife and Fisheries Sciences, South Dakota State University, Brookings 57007

ABSTRACT.—Wind-power development is occurring throughout North America, but its effects on mammals are largely unexplored. Our objective was to determine response (*i.e.*, home-range, diet quality) of Rocky Mountain elk (*Cervus elaphus*) to wind-power development in southwestern Oklahoma. Ten elk were radiocollared in an area of wind-power development on 31 March 2003 and were relocated bi-weekly through March 2005. Wind-power construction was initiated on 1 June 2003 and was completed by December 2003 with 45 active turbines. The largest composite home range sizes (>80 km²) occurred April–June and September, regardless of the status of wind-power facility development. The smallest home range sizes (<50 km²) typically occurred in October–February when elk aggregated to forage on winter wheat. No elk left the study site during the study and elk freely crossed the gravel roads used to access the wind-power facility. Carbon and nitrogen isotopes and percent nitrogen in feces suggested that wind-power development did not affect nutrition of elk during construction. Although disturbance and loss of some grassland habitat was apparent, elk were not adversely affected by wind-power development as determined by home range and dietary quality.

INTRODUCTION

Home-range has been correlated with forage availability, and ungulates in more productive habitats tend to have smaller home ranges (Schoener, 1981; Tufto *et al.*, 1996; Relyea *et al.*, 2000; Kie *et al.*, 2002). Rocky Mountain elk (*Cervus elaphus*) occupying a forested habitat with a concentrated food source in Washington had smaller home ranges than elk in more open shrub-steppe habitat (McCorquodale, 1991). Foraging and cover habitats, and proximity or isolation of such habitats, can influence home-range size of cervids (Schoener, 1981; Tufto *et al.*, 1996; Relyea *et al.*, 2000). Kie *et al.* (2002) found that distribution and abundance of various habitat types accounted for 57% of the variability in the home-range size of mule deer (*Odocoileus hemionus*) in California.

Among the numerous factors affecting home-range size, infrastructure development may effect habitat and forage availability to the greatest degree (Swihart *et al.*, 1988; Relyea *et al.*, 2000; Vistnes *et al.*, 2001; Kie *et al.*, 2002). Distribution of productive habitats relative to infrastructure development are integral to understanding wildlife use of a landscape

¹ Corresponding author: Telephone: (405) 744-6342; FAX: (405) 744-5006; e-mail: david.walter@okstate.edu

(Turner, 1989; Wiens, 1989). Of 99 groups of caribou (*Rangifer tarandus granti*) that approached a road, pipeline and/or drill site, 10.1% reversed direction and left the study area in the Sagavanirktok River floodplain of Alaska (Fancy, 1983). Similarly, density of reindeer (*R. t. tarandus*) decreased with increasing infrastructure development (*i.e.*, power lines, roads, tourist resorts) in south-central Norway (Vistnes *et al.*, 2001). Assessments of forage quality and availability before and after infrastructure development are lacking. Vistnes *et al.* (2001) investigated changes in food quantity in areas with and without human disturbance; lichen availability was 71% lower in areas without infrastructure development. Caribou altered foraging behavior in response to development of an oil field region near Prudhoe Bay, Alaska as documented by intense foraging in the few remaining preferred habitats of rugged, elevated terrain (Nellemann and Cameron, 1998).

Wind energy provides <1% of electricity generated in the U.S., but may provide about 6% of the nation's energy by 2020 (<http://www.awea.org>). Most research on effects of wind-power on wildlife has focused on birds and volant mammals (Osborn *et al.*, 2000; Johnson *et al.*, 2002, 2003). Noises from wind-power generators were detectable by harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and harbour seals (*Phoca vitulina*) off the coast of Vancouver Island, Canada (Koschinski *et al.*, 2003), but research on effects of wind-power on terrestrial mammals is lacking. Studies on infrastructure development (*i.e.*, wind-power, oil-drilling, powerlines, ski trails) can elucidate effects on ungulate movements, behavior and habitat use (Fancy, 1983; Carruthers *et al.*, 1987; Vistnes *et al.*, 2001).

Understanding effects of wind-power development and operation on large terrestrial mammals would provide valuable information to wildlife managers and wind-energy companies to mitigate potential negative effects of wind-power facilities. We used radiotelemetry and fecal indices of dietary quality to assess the influence of wind-power development on Rocky Mountain elk. Our objectives were to determine: (1) effects of wind-power construction and operation on home-range size of elk; (2) if any avoidance of the wind-power facility caused elk to shift home range away from the wind-power facility; and (3) if construction of the wind-power facility resulted in a change in diet due to potential habitat loss.

METHODS

Our study occurred on private lands in southwestern Oklahoma, USA (34°47' to 34°57'N, 98°25' to 98°50'W), north of the Wichita Mountains Wildlife Refuge (WMWR). The study site contained agricultural fields of 1–251 ha, and state highways 19 and 115 intersected granite-derived private lands bordering WMWR on the north from limestone-derived private lands. Elevation was 444–645 m above mean sea level and was caused by Ordovician marine limestone and dolomite rising above redbed plains (Buck, 1964). Referred to locally as the Slick Hills, the area was classified as mixed-grass eroded plains and was used primarily for cattle grazing. Dominant tallgrasses included big bluestem (*Andropogon gerardii*), little bluestem (*Schizachyrium scoparium*), switch grass (*Panicum virgatum*) and Indian grass (*Sorghastrum nutans*). Shortgrasses included buffalograss (*Buchloe dactyloides*), blue grama (*Bouteloua gracilis*) and sideoats grama (*B. curtipendula*) in a mesquite (*Prosopis glandulosa*) grassland (Tyrl *et al.*, 2002). Forests were composed of sporadic post oak (*Quercus stellata*), blackjack oak (*Q. marilandica*) and eastern red cedar (*Juniperus virginiana*) at higher elevations and pecan (*Carya illinoensis*), American elm (*Ulmus americana*) and western walnut (*Juglans rupestris*) in riparian areas.

Residential homes and primary and secondary roads traverse the Slick Hills separating it into three unbroken tracts of land (Fig. 1). Access was limited to ranching operations, and brief permit-only hunting seasons occurred in October and December each year (Walter and Leslie, 2002). Herds of >50 elk used agricultural crops in the Slick Hills during

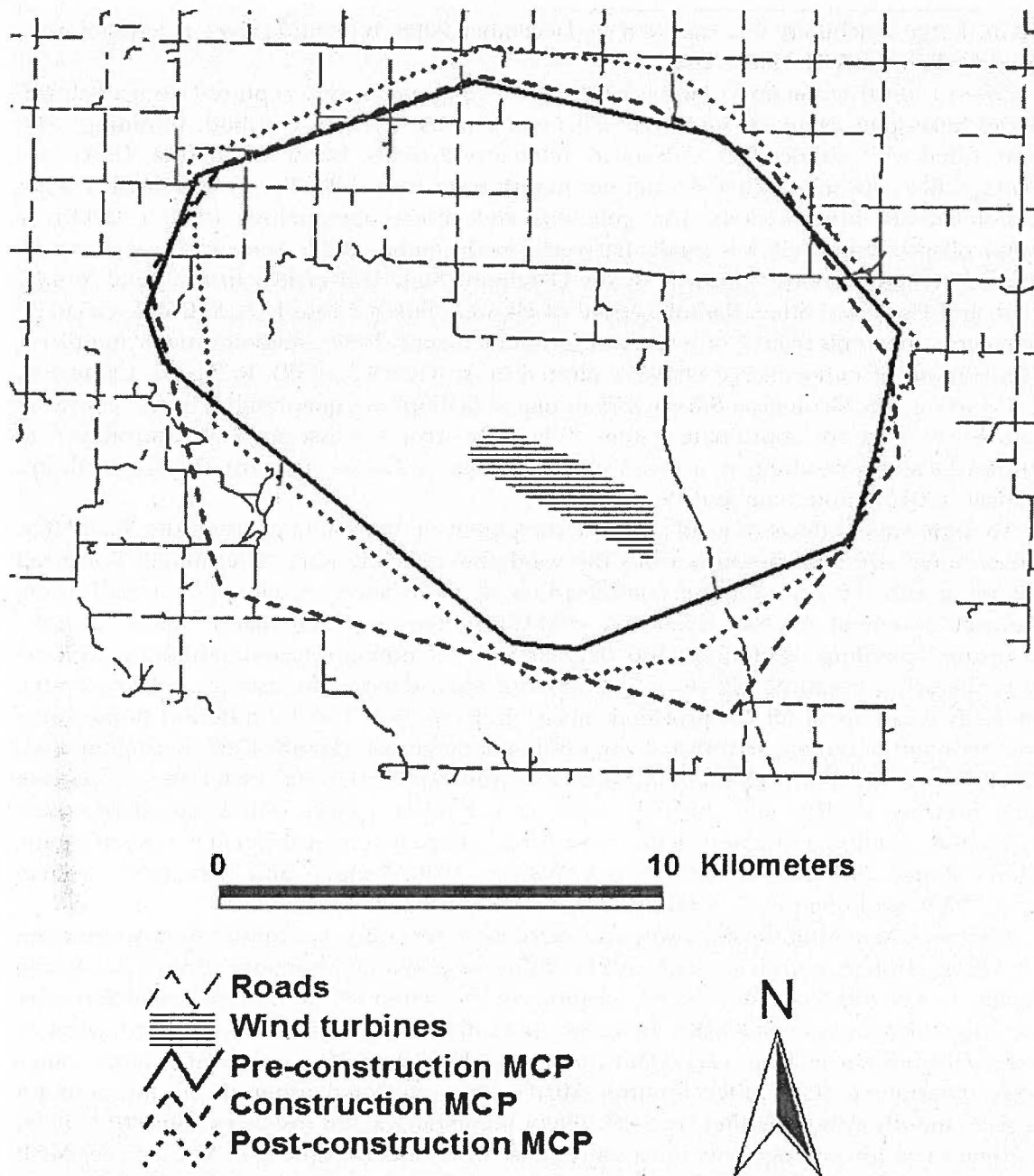


FIG. 1.—Minimum Convex Polygons (MCP) that encompasses 955 elk locations north of the Wichita Mountains Wildlife Refuge during pre-construction, construction and post-construction of the wind-power facility (2003–2005)

forage-limited winter months prior to construction of the wind-power facility (Walter, 2006). The largest tract (about 8000 ha) contained no primary roads and limited human activity prior to construction, but construction of a 2–3-km gravel road was initiated on 1 June 2003 to service the planned wind-power facility. The wind-power facility was completed by 31 December 2003 with 45 NEG Micon 1.65 MW turbines constructed and active. A 1.65 MW turbine reaches 100 m from the ground to the top of the blades with a blade diameter of

72 m. Large machinery was removed by December 2003, but wind-power personnel were present daily until 31 March 2004.

Prior to construction on 31 March 2003, 10 free-ranging elk were captured from a Bell 206 Series helicopter using net guns (Hawkins and Powers Aviation, Greybull, Wyoming) and were fitted with radiocollars (Advanced Telemetry Systems, Isanti, Minnesota, USA) and ear-tags. Elk were relocated 4–6 times per month from 1 April 2003 to 31 March 2005 using radiotelemetry triangulations, triangulations and direct observations (Walter, 2006); 1 radiocollared female elk was legally harvested in December 2003. Animal care and experimental procedures were approved by the Oklahoma State University's Institutional Animal Care and Use Committee. Radiolocations of elk were entered into LOCATE II to calculate telemetry intercepts from 2 or 3 receiver locations (Nams, 1990). Radiolocations and direct observations of radiocollared elk were plotted in ArcView 3.3 (ESRI, Redlands, California, USA) using U.S. Geological Survey 3.75-m digital orthophoto quadrangles in the Universal Transverse Mercator coordinate system. Telemetry error was assessed with transmitters at known locations resulting in a mean error distance of 476 m ($n = 76$) (Wallingford and Lancia, 1991; Zimmerman and Powell, 1995).

To understand effects of wind-power development on the elk herd using the Slick Hills, home-range size and distances from the wind-power facility were determined. Bootstrap sampling with 100 iterations was conducted on all elk locations combined by month using Animal Movement Analysis Extension (AMAE; Hooge and Eichenlaub, 1997). Monthly bootstrap sampling resulted in 100 datasets with 50 points selected randomly, with replacement, representing elk herd locations for each dataset. Bootstrap sampling of the monthly locations of all elk provided means and variances for the different home-range methods and permitted statistical testing of home-range size (Manly, 1997; Kernohan *et al.*, 2001; Kern *et al.*, 2003). Minimum Convex Polygons (MCP) were calculated for comparison with previous studies, and the 95% fixed kernel home ranges with least-squares cross-validation smoothing function (FXX) was calculated on each bootstrapped dataset using the Home Range Extension in ArcView 3.3 (Worton, 1989; Rodgers and Carr, 1998; Seaman *et al.*, 1999; Kernohan *et al.*, 2001).

Distances from wind turbines were measured in meters using the Spider Analysis function of AMAE (Hooge and Eichenlaub, 1997). To assess potential avoidance of the wind-power facility by elk, distances from all elk locations to the center of the wind-power facility were determined by month (SPIDER). To assess a potential change in home-range overlap due to the facility, distances from each wind turbine to the center of monthly MCP home range were determined (CENTER); monthly MCP's were calculated using all elk locations for a given month without outlier removal. When home-ranges and distances failed ($P < 0.05$) Levene's test for homogeneity of variance, data were rank-transformed. Mean (\pm SE) MCP, FXX, SPIDER and CENTER were compared monthly by year using a 2-way ANOVA with Tukey's multiple comparison to detect differences between month and year (Conover and Iman, 1981; Zar, 1996). Estimates of home-range size and distance measurements were compared during various phases of wind-power development: Pre-construction, 2 mo prior to construction (April–May 2003); Construction, 10 mo of construction (June 2003–March 2004); Post-construction, 12 mo (April 2004–March 2005) during the first year of operation of the 45-turbine wind-power facility.

To ascertain if construction of the wind-power facility affected elk nutrition, 10–15 fresh (< 1 wk) elk fecal samples, free of insects, were collected opportunistically in areas where elk were known to occur. To prevent over-representation of diet by a group of elk, samples were collected from ≥ 3 locations in the study area during each month. Before construction, feces were collected in May–August 2002 and January–March 2003; during construction, feces

were collected in May–August 2003 and January–March 2004. Fecal samples were placed in paper bags and allowed to air dry before grinding to uniform consistency in a Wiley® Mini-Mill (Thomas Scientific, Swedesboro, New Jersey, USA). Subsequently, 2–3 mg from each sample were loaded into a 5 × 8-mm tin capsule for carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) isotope analysis in an isotope ratio mass spectrometer (IRMS) at the Stable Isotopes Laboratory, University of California-Davis. Nitrogen content for each fecal sample was determined with a gas chromatograph prior to admission to the IRMS (Tieszen *et al.*, 1998). Isotope values were expressed in delta (δ) notation where δ was the ratio of heavy to light isotopes of the sample relative to the ratio of the Peedee Belemnite marine fossil limestone formation for $\delta^{13}\text{C}$ and atmospheric nitrogen for $\delta^{15}\text{N}$ (Peterson and Fry, 1987).

Standard deviations for replicated internal standards were 0.08 and 0.22‰ for $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$, respectively. When $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ failed Levene's test for homogeneity of variance ($P < 0.05$), statistical analyses were conducted on rank transformations of isotopic data. Differences in mean percent nitrogen and ranks of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in feces between months were analyzed individually using analysis of variance (ANOVA) with Tukey's multiple comparison test (Conover and Iman, 1981; Zar, 1996). Means \pm SE for non-transformed data are reported.

RESULTS

From 1 April 2003 to 31 March 2005, 955 radiolocations from 10 elk were collected for home-range and distance analyses. Mean home-range size differed for all monthly comparisons preventing pooling of monthly data by phase (Fig. 2). Pre-construction home range was smaller in April but larger in May compared with the construction period. Home-range size for all months during construction differed from their respective month post-construction (Fig. 2). Home-range sizes decreased from June to August during and post-construction. Home-range sizes increased in September comparable to those in April and May during and post-construction. Home range was larger in January–March during construction than respective months post-construction (Fig. 2).

Mean SPIDER distance pre-construction did not differ from SPIDER distance during construction for both months (Table 1). Mean SPIDER distance during construction differed from SPIDER distance post-construction only in August, December, and March (Table 1). Mean SPIDER distance during construction was shortest in November (1883 ± 143 m) and longest in December (5362 ± 206 m; Table 1). Mean SPIDER distance post-construction was shortest in January (1997 ± 121 m) and longest in June (5016 ± 471 m). Mean CENTER distance pre-construction differed from that during construction for both months (Table 1). Mean CENTER distance during construction was shortest in March (1539 ± 141 m) and longest in December (5519 ± 188 m; Table 1). Mean CENTER distance post-construction was shortest in January (1977 ± 162 m) and longest in March (5212 ± 116 m). Mean CENTER distance during construction differed from post-construction for all months except August (Table 1).

Mean carbon isotopes in feces ranged from -27.8 to -24.3 ‰ before construction and -26.8 to -23.9 ‰ during construction; highest values occurred in July and lowest values occurred in January and March (Fig. 3a). Mean nitrogen isotopes were 1.14 – 5.18 ‰ before construction and 3.24 – 4.76 ‰ during construction; highest values occurred in January and lowest values occurred in May and June (Fig. 3b). There were differences for $\delta^{13}\text{C}$ in January and $\delta^{15}\text{N}$ in June in monthly comparisons of before and during construction. Mean percent nitrogen in feces was 1.73 – 3.09 ‰ before construction and 1.80 – 2.78 ‰ during construction; highest values occurred in May and lowest values occurred in June and July (Fig. 3b). There were no differences in monthly percent nitrogen before and during construction (Fig. 3c).

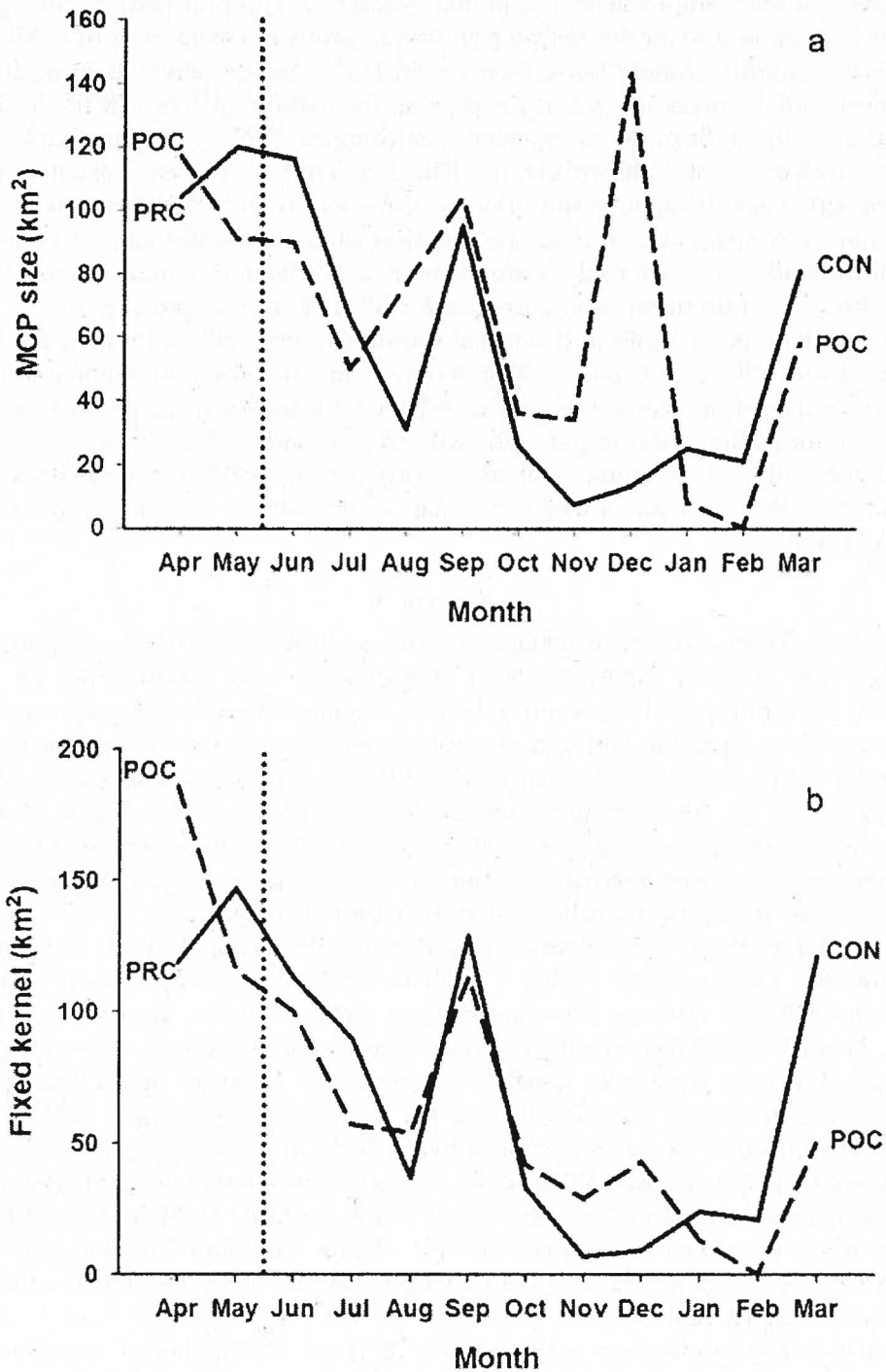


FIG. 2.—Mean monthly home ranges (km²) of elk in the Slick Hills pre-construction (PRC), during construction (CON) and post-construction (POC) of the wind-power development; (a) Minimum Convex Polygon (MCP) and (b) 95% fixed kernel using LSCV smoothing (Fixed Kernel). The dotted line indicates the comparison of 2 months pre-construction to the comparable months post-construction. All monthly comparisons were different at $P < 0.05$

TABLE 1.—Mean (\pm SE) distances (m) of elk locations in the Slick Hills during wind-power development and operation in southwestern Oklahoma, 2003–2005. Distances were from all elk locations to the center of the wind-power facility (SPIDER) and distances of all wind turbines from the center of monthly elk Minimum Convex Polygons (CENTER). Means within columns with different letters differed at $P < 0.05$

| Month Year | SPIDER | CENTER |
|--------------------------|----------------|---------------|
| <i>Pre-construction</i> | | |
| April 2003 | 3506 (355)b | 3026 (175)b |
| May 2003 | 4809 (376)ab | 3176 (133)b |
| <i>Construction</i> | | |
| June 2003 | 5135 (410)ab | 3630 (125)de |
| July 2003 | 4670 (289)ab | 3292 (164)efg |
| August 2003 | 4462 (357)abcd | 4352 (104)bc |
| September 2003 | 3974 (325)abcd | 2850 (204)fgh |
| October 2003 | 2189 (168)ef | 2839 (105)ghi |
| November 2003 | 1883 (143)f | 4245 (207)cd |
| December 2003 | 5362 (206)a | 5519 (188)a |
| January 2004 | 3054 (213)bcde | 5031 (198)ab |
| February 2004 | 3219 (109)bcd | 2629 (109)hi |
| March 2004 | 2976 (423)def | 1539 (141)j |
| <i>Post-construction</i> | | |
| April 2004 | 4427 (409)ab | 2355 (195)c |
| May 2004 | 5292 (536)a | 4768 (143)a |
| June 2004 | 5016 (471)abc | 4958 (160)ab |
| July 2004 | 3839 (406)bcd | 4917 (168)abc |
| August 2004 | 2448 (453)ef | 5149 (186)ab |
| September 2004 | 3155 (373)def | 2009 (149)ij |
| October 2004 | 3180 (444)cdef | 3737 (107)de |
| November 2004 | 2025 (203)ef | 2322 (81)ij |
| December 2004 | 2874 (259)def | 3509 (113)def |
| January 2005 | 1997 (121)ef | 1977 (162)ij |
| February 2005 | 2889 (28)bcdef | 4667 (157)abc |
| March 2005 | 4323 (279)abc | 5212 (116)a |

DISCUSSION

Elk did not vacate the Slick Hills in response to construction or operation of the wind-power facility, and overall trends in home-range size were not affected. During and after construction, the largest elk home ranges were $>80 \text{ km}^2$ in April–June and September, which coincided with the greatest monthly rainfall during a typical year. The smallest home ranges each year were $<50 \text{ km}^2$ in October–February, and those months had the lowest precipitation and temperatures in typical years. Home-range data suggested that a concentrated food source (*i.e.*, winter wheat) in the Slick Hills resulted in smaller home ranges of elk in winter regardless of wind-power development. Similarity in largest and smallest home-range sizes during and post-construction indicated that climatic variables, and their effect on forage availability, likely influenced elk movements to a greater extent than construction of the wind-power facility. Precipitation and temperature influence forage production, and elk would be expected to search for high-quality forage because it is of greater nutritional value (Wilson and Hattersley, 1989; Van Soest, 1994; Taper and Gogan, 2002).

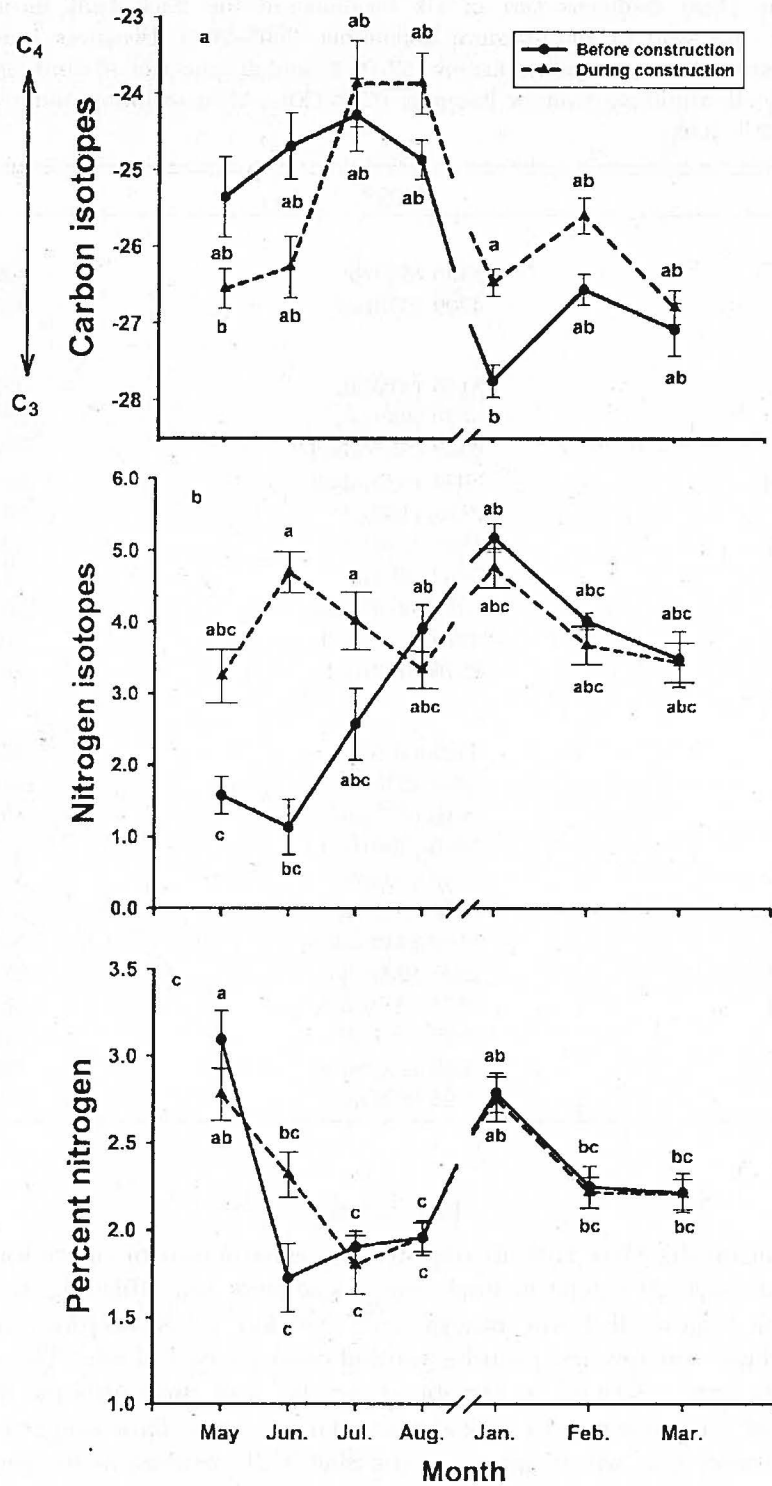


FIG. 3.—Means and standard error bars for (a) $\delta^{13}\text{C}$, (b) $\delta^{15}\text{N}$ and (c) percent nitrogen in feces collected before construction (May 2002–March 2003) and during construction (May 2003–March 2004) of the wind-power facility in southwestern Oklahoma. Error bars with different letters indicated monthly means were significantly different at $P < 0.05$

Disturbance from wind-power development did not displace elk from habitats surrounding the wind-power facility because SPIDER distances were similar to those for comparable months after construction was completed, except for August and December. The SPIDER distance indicated that elk were closer to the wind-power facility in August and December post-construction than the comparable months during construction. Behavioral acclimation to human disturbances has been documented for ungulates when that disturbance was within their home range (Edge *et al.*, 1985; Morrison *et al.*, 1995). For example, desert bighorn sheep (*Ovis canadensis nelsoni*) used the water source in closest proximity to the construction of a water pumping facility although use of alternate water sources was evident in Nevada (Leslie and Douglas, 1980). Future wind-power facilities will likely be constructed within home ranges of resident ungulates, and some studies suggest that ungulates will acclimate to infrastructure when the primary disturbance (*i.e.*, construction, human presence) is removed (Fancy, 1983; Carruthers *et al.*, 1987; Morrison *et al.*, 1995).

Interestingly, the CENTER distances differed for all months during construction compared with their respective months post-construction, except for August. The CENTER distances for 6 of 10 mo were greater post-construction than during construction indicating the center of elk home ranges shifted away from the wind-power facility after the disturbance (*i.e.*, turbine construction) was removed. The shift away from the wind-power facility could be in response to loss of habitat from the wind-power facility leading to an increased use of alternate areas. Development of power lines, ski trails and roads resulted in the intensive use of lichen by wild reindeer in the remaining habitat without human disturbance (Vistnes *et al.*, 2001). However, CENTER distances were closer to the wind-power facility in 4 of 10 mo, suggesting some other extrinsic factor may be controlling elk use of the area. Elsewhere, elk have adapted to habitat alterations and human disturbance if habitats able to fulfill requirements for survival and reproduction remained accessible (Geist, 1974; Edge *et al.*, 1985; Morrison *et al.*, 1995).

Plant phenology, and numerous interrelated factors that effect it, influence elk forage quality and, hence, elk movement to foraging areas (Nelson and Leege, 1982). Monthly trends in home-range sizes during and after construction and variability in SPIDER and CENTER distances suggested that some other extrinsic factors influenced elk movements. Fecal isotopes from before construction and during construction documented annual and monthly variability in dietary quality, regardless of the wind-power facility. Diets of bison (*Bison bison*) on the Konza Prairie Research Natural Area in Kansas changed as seasonal availability of forage changed based on fecal $\delta^{13}\text{C}$ (Post *et al.*, 2001). Similar to other ungulates, elk would be expected to search for C_3 plants because they are higher in dry matter digestibility than C_4 plants and, hence, of greater nutritional value (Wilson and Hacker, 1987; Wilson and Hattersley, 1989; Post *et al.*, 2001). The wind-power facility was constructed on the highest elevations along an east-west oriented ridge composed primarily of C_3 grasses during the cool season and C_4 grasses during the warm season. The $\delta^{13}\text{C}$ in elk feces before construction suggested that a similar mixture of C_3 and C_4 vegetation was consumed during construction of the wind-power facility. Although some habitat was removed for the wind-power facility, levels of $\delta^{13}\text{C}$ in feces paralleled results from radiotelemetry analyses that the heterogeneous landscape of the Slick Hills provided several sources of suitable forage for elk.

The $\delta^{15}\text{N}$ in elk feces documented the opportunistic foraging of elk from May to August despite construction of the wind-power facility. Plants can have $\delta^{15}\text{N}$ values ranging from -7 to 7‰ due to differential fractionation of nitrogen by N_2 -fixing and non- N_2 -fixing vegetation (Hoering, 1955; Virginia and Delwiche, 1982; Hobbie *et al.*, 2000). Feces also are typically enriched by 3‰ over the diet (Kelly, 2000; Sponheimer *et al.*, 2003). Therefore, $\delta^{15}\text{N}$ in feces

would be greater than the $\delta^{15}\text{N}$ of the diet and dependent on the $\delta^{15}\text{N}$ of dominant plants consumed, nitrogen content of overall diet ingested, and nitrogen content of endogenous sources (Steinhour *et al.*, 1982; Van Soest, 1994; Sponheimer *et al.*, 2003). No differences in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in May–August suggested that similar proportions of C_3 and C_4 plants were consumed before and during construction. However, differences in $\delta^{15}\text{N}$ between June before construction and June during construction may have been related to contrasting amounts of precipitation (84 vs. 208 mm, respectively; National Oceanic and Atmospheric Administration 2003) and the resulting forage quality. Elk foraged on alfalfa and wheat grain during the study, which may explain variability in summer fecal $\delta^{15}\text{N}$ when natural forage was unavailable. The $\delta^{15}\text{N}$ of alfalfa, wheat grain and natural forage depends on the N_2 -fixing mechanisms of the plant because N_2 -fixing legumes have different $\delta^{15}\text{N}$ than annual herbaceous plants dependent upon extraction of soil nitrogen (Virginia and Delwiche, 1982; Hobbie *et al.*, 2000).

Habitat loss and human disturbance from infrastructure development can change ungulate distribution and movement, lower fecundity and lower population density (Carruthers *et al.*, 1987; Nellemann and Cameron, 1998; Vistnes *et al.*, 2001). Percent nitrogen in feces indicated that elk nutrition was similar before and after construction for all months. Several researchers have used fecal nitrogen as an index to nutrition during similar seasons (Leslie and Starkey, 1985; Leslie and Starkey, 1987; Osborn and Jenks, 1998). Although monthly variability for $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ was observed before and after construction, wind-power development did not adversely affect elk nutrition as determined by fecal percent nitrogen. Percent nitrogen also indicated that elk experienced higher nutrition during winter (Jan.–Mar.) from winter wheat than during late summer (*i.e.*, Jul.–Aug.; Fig. 3c). Regardless of the effects of wind-power development on habitat use and movements of elk, agricultural crops contributed to elk nutrition on a seasonal basis before and after construction.

Understanding effects of wind-power development on terrestrial mammals requires knowledge of changes in movement or behavior that adversely affect nutrition of resident wildlife. Annual climatic variability that determines forage quantity, quality and distribution caused monthly variability in elk movements, but nutrition and annual home range were not adversely affected. We agree with (Hoover and Morrison, 2005) that prior to development of wind-power facilities, site assessment should be made to investigate potential wildlife and habitat that may be affected. Radiotelemetry and direct observations showed that elk used riparian, forested habitat for calving and during summer months (Walter, 2006). Elk used riparian habitat during and after construction because this habitat was not altered by construction of the wind-power facility and provided a critical seasonal habitat. Although location of wind turbines is dictated by topography and wind speed, secondary structures such as access roads, power lines, storage platforms and business facilities should be constructed in areas that do not remove critical habitat or impact corridors vital to resident wildlife.

Acknowledgments.—Funding was provided by the Federal Aid, Pittman-Robertson Wildlife Restoration Act under Project W-148-R of the Oklahoma Department of Wildlife Conservation and Oklahoma State University with additional contribution from the Rocky Mountain Elk Foundation, Nature Works and BancFirst administered through the Oklahoma Cooperative Fish and Wildlife Research Unit (Oklahoma Department of Wildlife Conservation, United States Geological Survey, Oklahoma State University, United States Fish and Wildlife Service, and Wildlife Management Institute cooperating). We would like to thank the Kimbell Foundation and Zilkha Renewable Energy, Inc. for access to the study site for radiotelemetry work and fecal collection. A special thanks to R. E. Webb and D. A. Barrett for field assistance.

LITERATURE CITED

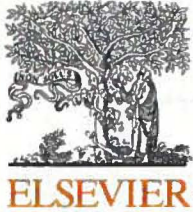
- BUCK, P. 1964. Relationships of the woody vegetation of the Wichita Mountains Wildlife Refuge to geological formations and soil types. *Ecology*, **45**:336–344.
- CARRUTHERS, D. R., S. H. FERGUSON AND L. G. SOPUCK. 1987. Distribution and movements of caribou, *Rangifer tarandus*, in the central Arctic region of Alaska. *Can. Field-Nat.*, **101**:423–432.
- CONOVER, W. J. AND R. L. IMAN. 1981. Rank transformation as a bridge between parametric and nonparametric statistics. *Am. Stat.*, **35**:124–129.
- EDGE, W. D., C. L. MARCUM AND S. L. OLSON. 1985. Effects of logging activities on home-range fidelity of elk. *J. Wildl. Manage.*, **49**:741–744.
- FANCY, S. G. 1983. Movements and activity budgets of caribou near oil drilling sites in the Sagavanirktok River floodplain, Alaska. *Arctic*, **36**:193–197.
- GEIST, V. 1974. On the relationship of social evolution and ecology in ungulates. *Am. Zool.*, **14**:205–220.
- HOBBIE, E. A., S. A. MACKO AND M. WILLIAMS. 2000. Correlations between foliar delta-15N and nitrogen concentrations may indicate plant-mycorrhizal interactions. *Oecologia*, **122**:273–283.
- HOERING, T. C. 1955. Variations of nitrogen-15 abundance in naturally occurring substances. *Science*, **122**:1233–1234.
- HOOG, P. N. AND B. EICHENLAUB. 1997. Animal movement extension in ArcView, Version 1.1. Alaska Biological Science Center, U.S. Geological Survey, Anchorage, Alaska, USA.
- HOOVER, S. L. AND M. L. MORRISON. 2005. Behavior of red-tailed hawks in a wind turbine development. *J. Wildl. Manage.*, **69**:150–159.
- JOHNSON, G. D., W. P. ERICKSON, M. D. STRICKLAND, M. E. SHEPHERD, D. A. SHEPHERD AND S. A. SARAPPO. 2003. Mortality of bats at a large-scale wind power development at Buffalo Ridge, Minnesota. *Am. Midl. Nat.*, **150**:332–342.
- , ———, ———, ———, ———, ———. 2002. Collision mortality of local and migrant birds at a large-scale wind-power development on Buffalo Ridge, Minnesota. *Wildl. Soc. Bull.*, **30**:879–887.
- KELLY, J. F. 2000. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. *Can. J. Zool.*, **78**:1–27.
- KERN, J. W., T. L. McDONALD, S. C. AMSTRUP, G. M. DURNER AND W. P. ERICKSON. 2003. Using bootstrap and fast Fourier transform to estimate confidence intervals of 2D kernel densities. *Environmental and Ecological Statistics*, **10**:405–418.
- KERNOHAN, B. J., R. A. GITZEN AND J. J. MILLSPAUGH. 2001. Analysis of animal space use and movements, p. 125–166. In: J. J. Millspaugh and J. M. Marzluff (eds.). Radio tracking and animal populations. Academic Press, San Diego, California, USA.
- KIE, J. G., R. T. BOWYER, M. C. NICHOLSON, B. B. BOROSKI AND E. R. LOFT. 2002. Landscape heterogeneity at differing scales: effects on spatial distribution of mule deer. *Ecology*, **83**:530–544.
- KOSCHINSKI, S., B. M. CULIK, O. D. HENRIKSEN, N. TREGENZA, G. ELLIS, C. JANSEN AND G. KATHE. 2003. Behavioural reactions of free-ranging porpoises and seals to the noise of a simulated 2 MW windpower generator. *Marine Ecology Progress Series*, **265**:263–273.
- LESLIE, D. M., JR. AND C. L. DOUGLAS. 1980. Human disturbance at water sources of desert bighorn sheep. *Wildl. Soc. Bull.*, **8**:284–290.
- AND E. E. STARKEY. 1985. Fecal indices to dietary quality of cervids in old growth forests. *J. Wildl. Manage.*, **49**:142–146.
- AND ———. 1987. Fecal indices to dietary quality: a reply. *J. Wildl. Manage.*, **51**:321–325.
- MANLY, B. F. J. 1997. Randomization, bootstrap, and Monte Carlo methods in biology, 2nd ed. Chapman and Hall, New York, New York, USA.
- MCCORQUODALE, S. M. 1991. Energetic considerations and habitat quality for elk in arid grasslands and coniferous forests. *J. Wildl. Manage.*, **55**:237–242.
- MORRISON, J. R., W. J. DE VERGIE, W. ALLDREGDE, A. E. BYRNE AND W. W. ANDREE. 1995. The effects of ski area expansion on elk. *Wildl. Soc. Bull.*, **23**:481–489.
- NAMS, V. O. 1990. Locate II User's Guide. Pacer Computer Software, Truro, Nova Scotia, Canada.
- NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION. [On-line]. 2003. Available at <http://www.noaa.gov/> (verified 3 October 2005).

- NELLEMAN, C. AND R. D. CAMERON. 1998. Cumulative impacts of an evolving oil-field complex on the distribution of calving caribou. *Can. J. Zool.*, **76**:1425–1430.
- NELSON, J. R. AND T. A. LEEGE. 1982. Nutritional requirements and food habits, p. 323–367. *In*: J. W. Thomas and D. E. Toweill (eds.). *Elk of North America: ecology and management*. Stackpole Books, Harrisburg, Pennsylvania, USA.
- OSBORN, R. G., K. F. HIGGINS, R. E. USGAARD, C. D. DIETER AND R. D. NEIGER. 2000. Bird mortality associated with wind turbines at the Buffalo Ridge Wind Resource Area. *Am. Midl. Nat.*, **143**:41–52.
- AND J. A. JENKS. 1998. Assessing dietary quality of white-tailed deer using fecal indices: effects of supplemental feeding and area. *J. Mammal.*, **79**:437–447.
- PETERSON, B. J. AND B. FRY. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **18**:293–320.
- POST, D. M., T. S. ARMBRUST, E. A. HORNE AND J. R. GOHEEN. 2001. Sexual segregation results in differences in content and quality of bison (*Bos bison*) diets. *J. Mammal.*, **82**:407–413.
- RELYEA, R. A., R. K. LAWRENCE AND S. DEMARAIS. 2000. Home range of desert mule deer: testing the body-size and habitat-productivity hypotheses. *J. Wildl. Manage.*, **64**:146–153.
- RODGERS, A. R. AND A. P. CARR. 1998. HRE: the home range extension for ArcView™: user's manual. Beta test version 0.9, July 1998. Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada.
- SCHOENER, T. W. 1981. An empirically based estimate of home range. *Theor. Pop. Biol.*, **20**:281–325.
- SEAMAN, D. E., J. J. MILLSPAUGH, B. J. KERNOHAN, G. C. BRUNDIGE, K. J. RAEDEKE AND R. A. GITZEN. 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. *J. Wildl. Manage.*, **63**:739–747.
- SPONHEIMER, M., T. F. ROBINSON, B. L. ROEDER, B. H. PASSEY, L. K. AYLIFFE, T. E. CERLING, M. D. DEARING AND J. R. EHLERINGER. 2003. An experimental study of nitrogen flux in llamas: is ¹⁴N preferentially excreted? *J. Arch. Sci.*, **30**:1649–1655.
- STEINHOOR, W. D., M. R. STOKES, J. H. CLARK, J. A. ROGERS, C. L. DAVIS AND D. R. NELSON. 1982. Estimation of the proportion of non-ammonia-nitrogen reaching the lower gut of the ruminant derived from bacterial and protozoal nitrogen. *Brit. J. Nut.*, **48**:417–431.
- SWIHART, R. K., N. A. SLADE AND B. J. BERGSTROM. 1988. Relating body size to the rate of home range use in mammals. *Ecology*, **69**:393–399.
- TAPER, M. L. AND J. P. GOGAN. 2002. The northern Yellowstone elk: density dependence and climatic conditions. *J. Wildl. Manage.*, **66**:106–122.
- TIESZEN, L. L., L. STRETCH AND J. VANDER KOOI. 1998. Stable isotopic determination of seasonal dietary patterns in bison at four preserves across the Great Plains, p. 130–140. *In*: L. R. Irby and J. E. Knight (eds.). *International Symposium on Bison Ecology and Management in North America*. Montana State University, Bozeman, Montana, USA.
- TUFTO, J., R. ANDERSEN AND J. LINNELL. 1996. Habitat use and ecological correlates of home range size in a small cervid: the roe deer. *J. Anim. Ecol.*, **65**:715–724.
- TURNER, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **20**:171–197.
- TYRL, R. J., T. G. BIDWELL AND R. E. MASTERS. 2002. *Field guide to Oklahoma plants: commonly encountered prairie, shrubland, and forest species*, 1st ed. Oklahoma State University, Stillwater, Oklahoma, USA.
- VAN SOEST, P. J. 1994. *Nutritional ecology of the ruminant*, 2nd ed. Cornell University Press, Ithaca, New York, USA.
- VIRGINIA, R. A. AND C. C. DELWICHE. 1982. Natural ¹⁵N abundance of presumed N₂-fixing and non-N₂-fixing plants from selected ecosystems. *Oecologia*, **54**:317–325.
- VISTNES, I., C. NELLEMAN, P. JORDHOY AND O. STRAND. 2001. Wild reindeer: impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. *Polar Biol.*, **24**:531–537.
- WALLINGFORD, B. D. AND R. A. LANCIA. 1991. Telemetry accuracy and a model for predicting telemetry error. *Proc. Ann. Conf. Southeast. Assoc. Fish Wildl. Ag.*, **45**:178–188.
- WALTER, W. D. 2006. *Ecology of a colonizing population of Rocky Mountain elk (Cervus elaphus)*. Dissertation, Oklahoma State University, Stillwater, Oklahoma, USA.
- AND D. M. LESLIE, JR. 2002. Harvest strategies and numbers of elk (*Cervus elaphus*) in Oklahoma, 1987–2001. *Proc. Oklahoma Acad. Sci.*, **82**:89–94.

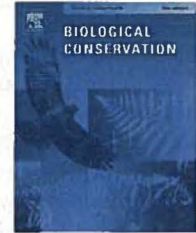
- WIENS, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Func. Ecol.*, **3**:385–397.
- WILSON, J. R. AND J. B. HACKER. 1987. Comparative digestibility and anatomy of some sympatric C3 and C4 arid zone grasses. *Aust. J. Agr. Res.*, **38**:287–295.
- AND P. W. HATTERSLEY. 1989. Anatomical characteristics and digestibility of leaves of *Panicum* and other grass genera with C3 and different types of C4 photosynthetic pathway. *Aust. J. Agr. Res.*, **40**:125–136.
- WORTON, B. J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, **70**:164–168.
- ZAR, J. H. 1996. Biostatistical analysis, 3rd ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. USA.
- ZIMMERMAN, J. W. AND R. A. POWELL. 1995. Radiotelemetry error: location error method compared with error polygons and confidence ellipses. *Can. J. Zool.*, **73**:1123–1133.

SUBMITTED 26 SEPTEMBER 2005

ACCEPTED 2 APRIL 2006

available at www.sciencedirect.com

SCIENCE @ DIRECT®

journal homepage: www.elsevier.com/locate/biocon

The effects of wind turbines on antipredator behavior in California ground squirrels (*Spermophilus beecheyi*)

Lawrence A. Rabin^{a,1}, Richard G. Coss^b, Donald H. Owings^{b,*}

^aCenter for Animal Behavior, University of California at Davis, One Shields Ave, Davis, CA 95616, United States

^bDepartment of Psychology, University of California at Davis, One Shields Ave, Davis, CA 95616, United States

ARTICLE INFO

Article history:

Received 4 December 2004

Received in revised form

4 February 2006

Accepted 28 February 2006

Available online 18 April 2006

Keywords:

Alternative/wind energy

Electricity generation

Anthropogenic habitat change

Vigilance

Predation

ABSTRACT

Electricity-generating wind turbines are an attractive energy source because they are renewable and produce no emissions. However, they have at least two potentially damaging ecological effects. Their rotating blades are hazardous to raptors which occasionally fly into them. And wind turbines are very noisy when active, a feature that may interfere with the lives of animals beneath them. We studied California ground squirrels (*Spermophilus beecheyi*) in the Altamont Pass Wind Resource Area of Northern California. These squirrels emit vocalizations that alert others to the presence of a predator, and so may be forced to compensate for turbine noise by modifying antipredator behavior. We compared the antipredator behavior of squirrels at two sites, one close to and the other far from turbines, and under two conditions, during baseline and playback of conspecific alarm calls. We generated composite two variables using principle components analysis, one representing vigilance and one representing another cautionary antipredator tactic, for further statistical comparisons. Animals at the Turbine site exhibited elevated levels of vigilance and showed increased caution demonstrated in part, by returning to the area near their burrows during alarm calling. We conclude that this site difference is probably caused by the disparity in turbine noise, since predator abundance, group size, and vegetation type and density were similar for the two sites. Though population level impacts of these behavioral differences remain to be explored, our results indicate that behavioral impacts of turbines on wildlife should be considered during future turbine development.

© 2006 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Animals can be important gauges of ecological disturbances (Sullivan and Sullivan, 2001). Under modified conditions, the demographics, dynamics, and phenology of populations can be measured to determine how different environmental perturbations affect species (Miller and Mullette, 1985; Wilson et al., 1997; Blaustein et al., 2001; Beebee, 2002; Waser and

Ayers, 2003). Data from these studies can then be used to make recommendations for mitigation (Thiollay, 1989; Price et al., 1994; Carey and Johnson, 1995; Wilson et al., 1997; Sullivan and Sullivan, 2001) and to measure the efficacy of such mitigation attempts (Miller and Mullette, 1985; Peach et al., 1999).

Installations of electricity-generating wind turbines, or windfarms, create an ecological disturbance that affects both

* Corresponding author. Tel.: +1 530 752 1673; fax: +1 530 752 2087.

E-mail addresses: larabin@gmail.com (L.A. Rabin), dhowings@ucdavis.edu (D.H. Owings).

¹ Present address: Pacific Southwest Research Station, USDA Forest Service, 800 Buchanan Street, Albany, CA 94710, United States. Tel.: +1 707 864 2773.

0006-3207/\$ - see front matter © 2006 Elsevier Ltd. All rights reserved.

doi:10.1016/j.biocon.2006.02.016

resident and transient animals moving through these farms. In the Altamont Pass Wind Resource Area (APWRA) in Northern California, over 7000 wind turbines have been installed since the early 1980s (Davidson, 1998) with close to 4700 still in operation in 2002 (Nakafuji et al., 2002). Some impacts of these windmills are already well documented. Raptors are killed by turbines after flying into rapidly rotating turbine blades. During 1994 for example, 348 raptor fatalities were reported in the APWRA of which 35 were golden eagles (Alameda County, 1998). Decision-makers have identified this as a potential problem and have attempted to mitigate such impacts in the redevelopment of windfarms in the Altamont Pass (Alameda County, 1998).

Though mortality studies and population measurements certainly identify ecological disturbances posed by windfarms, behavioral studies can provide additional sensitive measures of the effects of anthropogenic habitat-modifications on animals (for examples, see Witherington, 1997; Eadie et al., 1998; Pettifor et al., 2000; Rabin et al., 2003; Slabbekoorn and Peet, 2003; Brumm, 2004; Foote et al., 2004; McDonald and St Clair, 2004; Sun and Narins, 2005). Animals living beneath strings of turbines or on hillsides close to turbine installations may be affected by this acoustically challenging environment. For resident wildlife using sound to communicate, high-amplitude noise produced by turbines may interfere with the detection of acoustic signals, a phenomenon known as acoustic "masking" (Patterson and Green, 1978). If turbines create new challenges for resident animals, individuals may modify their behavior to cope. Such a behavioral shift would be indicative of ecological disturbance.

2. Rationale

In this paper we use California ground squirrel (*Spermophilus beecheyi*) antipredator behavior in the APWRA as one gauge of the ecological disturbances caused by electricity-generating wind turbines and the high-amplitude noise they emit during operation. California ground squirrels are an ideal species with which to explore these potential impacts both because *S. beecheyi* is abundant and because California ground squirrels prefer the kind of open grassland habitat in which APWRA turbines have been installed. Ground squirrels are highly vocal in a variety of contexts and depend on acoustic communication to avoid predation (Owings and Hennessy, 1984; Hanson and Coss, 2001). Any interference with communication due to turbine noise has the potential to pose a significant challenge to individual survival. If squirrels have difficulty hearing the antipredator calls of others because of the masking effects of turbine noise, they may detect predators less quickly and so experience higher predation risk. In response, squirrels might change their visual scanning behavior, feeding behavior, and amount of time spent near or in safe refuge through both developmental and evolutionary processes. We will explore how behavior differs between a turbine and a control site during baseline conditions and during playback of ground squirrel alarm vocalizations. We will also assess group size and predator densities at the two sites as potential confounding factors since antipredator

behavior can vary as a function of these two factors (Lima and Dill, 1990).

3. Materials and methods

3.1. Location and study site

The Altamont Pass Wind Resource Area (APWRA) in Northern California spans over 160 km². Approximately 3500 of the turbines currently installed in the APWRA (56% of all turbines installed in this area) are 100 kW Kenetech Windpower, Inc. turbines. The production of wind-generated electricity is seasonal with almost 70% of the annual output being produced in the Spring and Summer quarters (Nakafuji et al., 2002). California ground squirrels are most active during this period of the year.

Research for this experiment was conducted at the approximately 7500 hectare Los Vaqueros Watershed in the APWRA. The watershed consists primarily of oak-savanna habitat with rolling hills and grassland. The height of grasses and other vegetation is kept low by cattle ranching. Squirrels were studied at two field sites. The first, the Turbine site, is located on a hillside immediately adjacent to a string of 6 turbines (lat: 37°48.02'N; long: 121°43.25'W) with strings of wind turbines installed on the surrounding hillsides, as well. All turbines are 100 kW Kenetech turbines. Turbine activity was variable but peaked in the morning. All observations were conducted among the abundant ground squirrel burrows adjacent to the turbines. The Control site is 2.7 km from the Turbine site and is located in an area where turbines are absent (lat: 37°46.64'N; long: 121°43.80'W). Hills bordering the Control site act as a barrier to turbine noise emitted in the surrounding area. As a result, turbine noise was negligible (see below). Grasses and scattered shrubs at each site were cut prior to trials to aid in visibility and to maintain similar patterns of signal degradation and attenuation when alarm calls were broadcast.

3.2. Acoustic characterization of ambient noise at sites

Sound pressure levels were measured at each site using a Bruel and Kjaer 2209 sound-pressure level meter set at Impulse-Hold (flat/linear response) with UA-0237 wind-screen. Twenty readings were taken, each separated by at least 1 min. Each measurement was taken ~0.25 m above the substrate for a period of 5 s. At the Control site, one set of readings was taken. At the Turbine site, two sets were taken, one while turbines were active and one while turbines were inactive. The time average decibel level (L_p) was then calculated for each set with the 20 documented readings.

Recordings of ambient noise at each site were also made at ground level near ground squirrel burrows using an AKG SE5E-10 microphone with omnidirectional capsule (CE2) enclosed in a Rycote windscreens and windsock. Ambient noise at the Turbine site was recorded once when all turbines surrounding the site were active and again when no turbines were active. Recordings were made on the dedicated audio track of a VHS tape using a JVC BR-S405U VHS video cassette

recorder with audio set to Hi-Fi. To produce spectrograms and power spectra, recordings were played from a Panasonic AG-7350 video cassette recorder, digitized via a Sony DVMC-DA2 Media Converter (16 bit, 48 kHz sampling frequency), and saved as uncompressed digital WAVE files using BIAS Peak DV (Berkeley Integrated Audio Software, Inc.). Cool Edit Pro 2.0 (Syntrillium, Inc.) was then used to generate spectrograms and power spectra (sampling rate of 48 kHz; 1024-Point FFT Spectrum with Hamming Filter).

3.3. Characterization and analysis of predator abundance

In order to characterize the predator abundance at each site, normative data on *S. beecheyi* predators were collected during a subset of 10-min experimental trials occurring between July 15 and August 26, 2002. During each trial, the presence of raptors and of predatory mammals (coyotes, badgers, and bobcats) was recorded. A two-tailed Fisher's exact test evaluated differences in predator abundances between the two sites. Because these 10-min experimental trials were short, little opportunity was provided to observe predators. As a result, we also analyzed predator abundances from a previous field season where normative data on predators was collected during 30-min samples. These data were collected at the same two sites between August 13 and Septem-

ber 6, 2001 and were also analyzed using a two-tailed Fisher's exact test.

3.4. Playback stimuli used in playback experiments

Alarm call series were elicited and recorded from ground squirrels in the field during or immediately after exposure to a domestic dog, simulating a canid predator, between August 20 and September 6, 2001. From these series, 5 min playbacks were created that started with a chatter, a call typically given in response to mammalian predators (Owings and Virginia, 1978) and progressed into repetitive calls (chats) known to maintain elevated vigilance (Owings and Hennessy, 1984; Owings et al., 1986; Loughry and McDonough, 1988). Eight different series from squirrels of different age and sex classes were used. Four of these series, referred to hereafter as Turbine-Call-Series, were obtained from 4 different squirrels at two turbine sites during periods of moderate to high turbine activity. Another 4 call series were obtained from 4 different squirrels at a nonturbine site and will be referred to as Nonturbine-Call-Series. Filtering and noise reduction was performed using Cool Edit Pro 2.0 (Syntrillium, Inc.) to remove ambient noise from playbacks while preserving the ground squirrel acoustic signal (see Fig. 1). For additional details on call recording, digitization, and processing, see Rabin (2005).

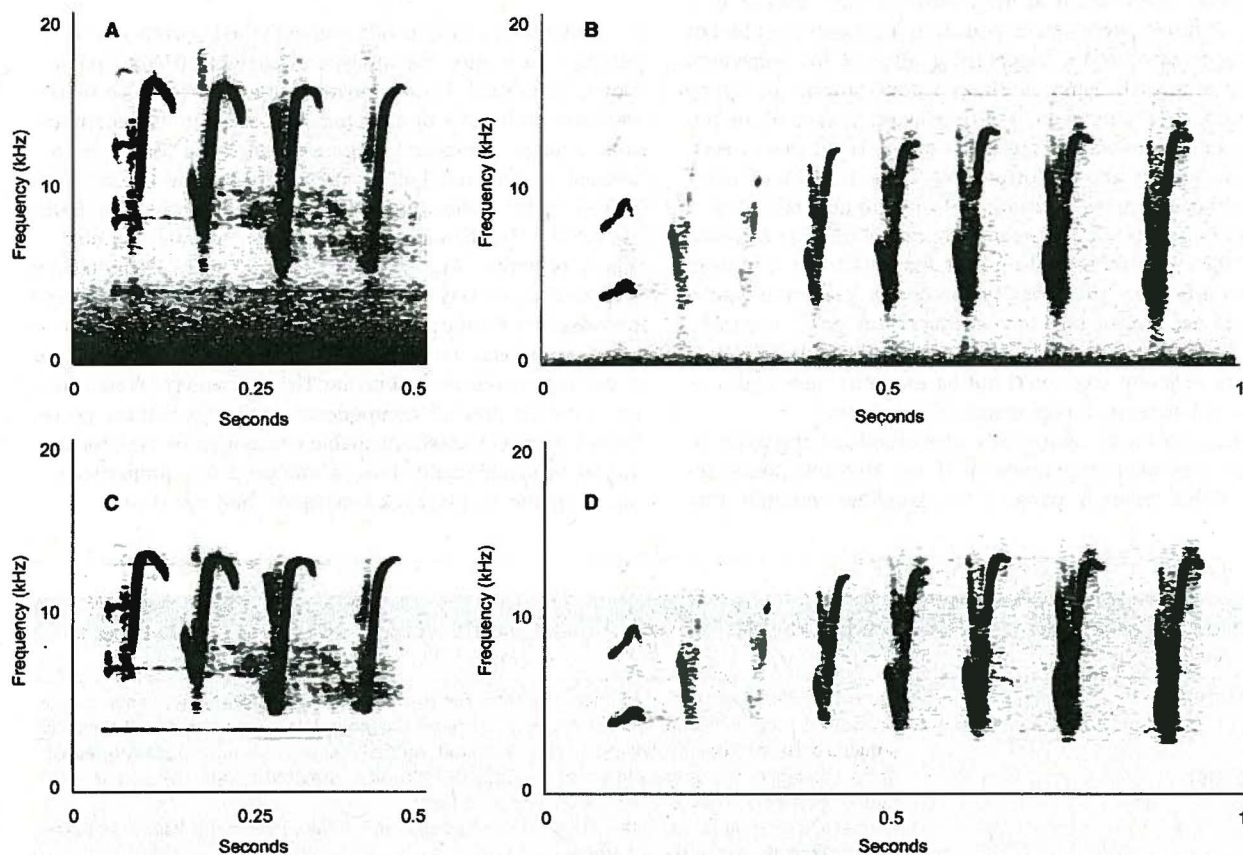


Fig. 1 – Spectrograms of initial chatters in two playback call series: (A) Chatter from a Turbine-Call-Series playback; (B) Chatter from a Nonturbine-Call-Series playback; (C) Chatter in spectrogram A after noise reduction and bandpass filtering and (D) Chatter in spectrogram B after noise reduction and bandpass filtering. Spectrograms were produced using a 512-point FFT with Hamming Filter.

To ensure that calls remained provocative after noise filtering, behavioral responses to playbacks were compared with baseline behavior, as described below, to explore for appropriate antipredator responses to playbacks. Because alarm calls reliably elicit antipredator responses in squirrels (Loughry and McDonough, 1988; Loughry and McDonough, 1989; Hanson and Coss, 2001) a lack of such responses at both the Control and Turbine sites would indicate that the calls were not appropriate for use.

3.5. Playback experiment

Prior to the experiment, 8 adults (2 males and 6 females) and 34 juveniles (17 males and 17 females) from the Turbine site were live trapped, tranquilized, aged ("juvenile" or "adult"), sexed, and dye marked for individual identification as were 7 adults (4 males and 3 females) and 45 juveniles (17 males and 28 females) from the Control site (methods described in Rabin, 2005). Data were collected between July 15 and August 26, 2002 with the first trial beginning 3 days after the last tranquilization.

Focal squirrels were followed for 10 min, beginning with a 5-min baseline sample and ending with a 5-min playback sample. Samples were identical except that during playback samples, a 5-min alarm call series was broadcast. Though turbine activity at the Turbine site was variable, samples were always taken there when at least some of the turbines were active. Squirrels were videotaped from an observer's blind at a distance of 40–60 m. Videotaping allowed for behavioral coding in the lab using continuous focal animal sampling (Altmann, 1974). The percent of time spent in each of the following behaviors was recorded: Head Up, Head Down, Post, Feed, At Burrow, and In Burrow (see Table 1). Instantaneous focal animal samples (Altmann, 1974) were also taken every 30 s from a subset of squirrels to count the number of squirrels within 3 m of the focal squirrel. Instantaneous data from each squirrel were then averaged to obtain clustering data, a measure used in the past as a surrogate for group size (Metcalf, 1984b; Metcalfe, 1984a; Blumstein et al., 2001). An actual measure of group size could not be made because squirrels did not consistently forage together as a group.

During playbacks, alarm calls were broadcast at ground level from a speaker array made up of four Motorola piezoelectric tweeters driven in pairs by two amplifier channels. Call

series were played from compact disc using a battery powered Sony CD Compact Player, model D-231 attached to a Coustic MP 380 (125 W/channel) amplifier. Gain was set such that the amplitude of the initial chatter in each series was 105 dB SPL at 0.25 m from the speaker array (measured by a Bruel & Kjaer model 2209 SPL meter set at peak amplitude with linear weighting). Trials were separated by at least 1 hour.

Trials were only initiated on squirrels that were within the borders of a 25 m² baited area located 40 m from the speaker array. Prior to the start of trials each day, this area was baited with 600 g of oats to attract squirrels. In between successive trials on the same day, oats were replenished with an additional sprinkling of 300 g. Trials began no less than 30 min after baiting, to allow animals to resume natural patterns of behavior.

Two variants of the experimental design were performed, one in which focal squirrels were played a Nonturbine-Call-Series during playback. In the other, a Turbine-Call-Series was broadcast. Squirrels served as focal animals in each variant no more than once, though not all squirrels were focal animals in both variants. We alternated between playing Turbine-Call-Series and Nonturbine-Call-Series on successive trials to prevent order effects.

3.6. Playback experiment statistical analysis

Because many of the coded behaviors are correlated, we attempted to reduce the analyzed behaviors (Head Up, Head Down, Post, Feed, and At Burrow) into a subset of composite variables indicative of antipredator behavior. To accomplish this, a single principle components analysis (PCA) was performed that included all samples (for baseline and playback as well as for Nonturbine-Call-Series and Turbine-Call Series samples). The behavioral measures, "Average number of squirrels within 3 m" and "In Burrow" were excluded and analyzed separately. We excluded "In Burrow" from the PCA because our primary interest in performing the PCA was to create composite variables indicative of antipredator behavior occurring outside of the burrow. The PCA was generated without rotation and all components with eigenvalues greater than 1 were extracted. Available component scores for individual squirrels could thus be analyzed for comparisons of site, baseline vs. playback conditions, and age class.

Table 1 – Definitions of coded behaviors

| Behavior | Definition |
|-----------|---|
| Head Up | Animal stands or sits with head oriented so that the animal's eyes are above the horizontal axis of its body. The animal's front feet may or may not be off the ground. However, the axis of the body remains horizontal or diagonal relative to the ground. Animal's body axis is not vertically oriented. |
| Head Down | Animal stands or sits with head either touching the ground or oriented toward the ground. |
| Post | Animal's eyes are below the horizontal axis of its body. |
| Feed | Animal sits on hind limbs. Body axis is rotated upwards and oriented vertically. Back is not bent and is perpendicular to the substrate. |
| At Burrow | Animal chews on food, manipulates food with mouth, or brings food to the mouth with front paws. |
| In Burrow | Animal is in view and located within 12 in. of burrow entrance. |
| | Animal is out of view and located inside its burrow. |

Unless stated otherwise, type III weighted repeated measures ANOVAs with sample (baseline vs. playback) as the repeated measure and with site (Turbine vs. Control) and age (adult vs. juvenile) as fixed effects were then performed on each principle component (PC) using the generated individual component scores. Analyses were performed separately for Nonturbine-Call-Series and Turbine-Call-Series trials because not all squirrels were sampled in both variants of trials (only 13 out of 32 squirrels were focal animals in both variants). As a result, the two trial series could not be considered a repeated measure.

A weighted ANOVA was used to cope with inherent between-site heteroscedasticity in the data (Neter et al., 1985). Weighted least squares weights were generated by first running the ANOVA without weighting and then using the inverse of the variance of the error term ($1/\sigma_i^2$) at each site as the weight for squirrels at that site. "Average number of squirrels within 3 m" was also analyzed using a Type III repeated measures ANOVA with site as a fixed effect. However, age class was not included as a factor because small sample sizes

forced us to pool adults and juveniles. Weighting was unnecessary because there was no violation of the assumption of homogeneity of variance. For the behavior "In Burrow", two-tailed Mann-Whitney U Tests were performed with site (Turbine vs. Control) as a grouping variable.

4. Results and interpretation

4.1. Acoustic characterization of site noise

The average decibel level for ambient noise at the Control site was substantially lower than at the Turbine site during turbine activity (79.8 dB vs. 110.2 dB, ranges = 70–88 dB and 93–118 dB SPL respectively). Representative spectrograms and power spectra for ambient noise at the sites are presented in Fig. 2. When turbines are active, the Turbine site has a complex spectral signature with high amplitude noise extending as high as ~6–8 kHz. The "swooshing" sound of the sweeping windmill blades are identified on the spectrogram in Fig. 2A by arrows. The ambient noise spectrum at the Control site

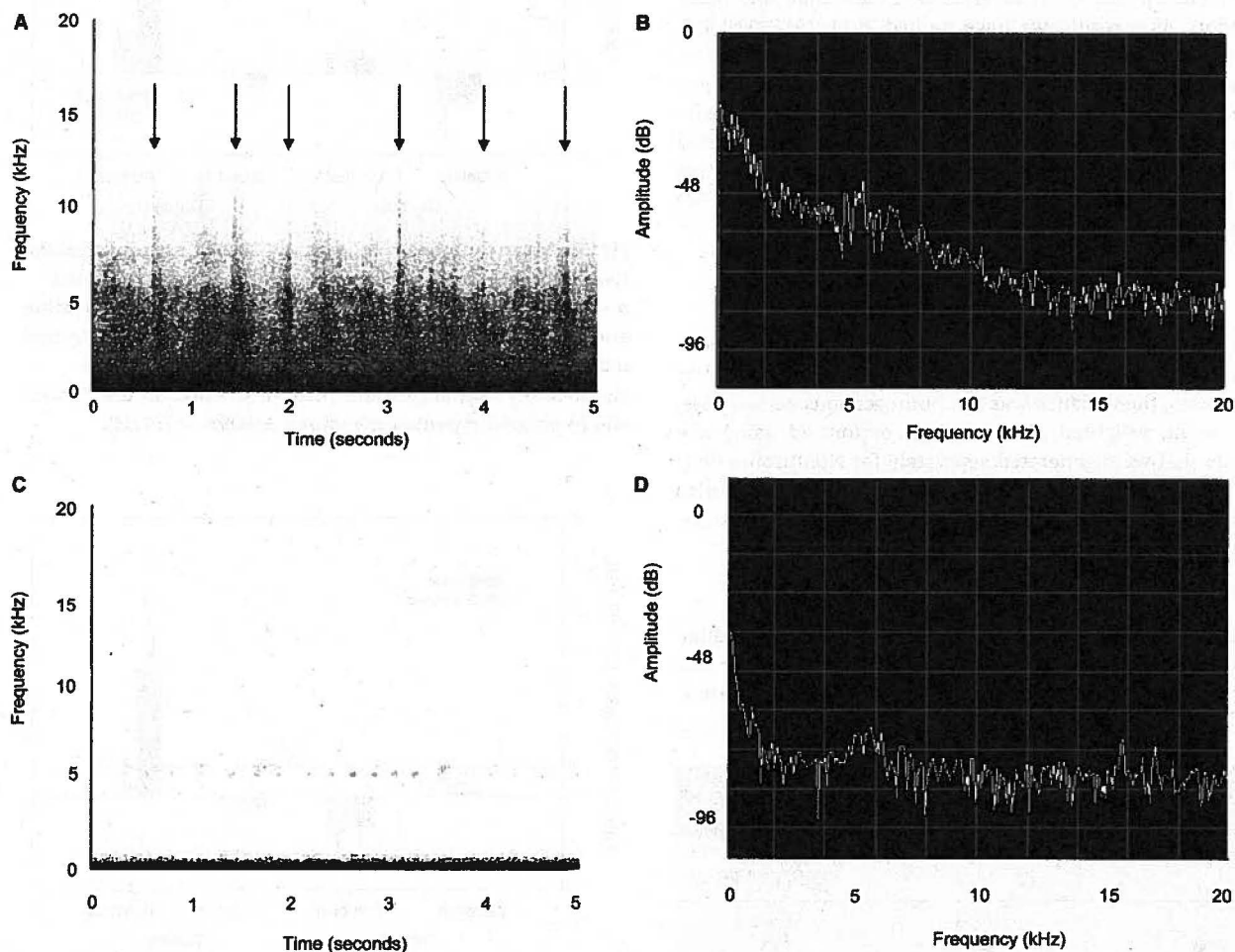


Fig. 2 – Spectrograms and power spectra of ambient noise at Turbine and Control sites: (A) Turbine site ambient noise. Arrows mark the spectral signatures of the turbine blades 'swooshing' as they rotate. (B) Power spectrum of the ambient noise shown in A. (C) Control site ambient noise and (D) Power spectrum of the ambient noise shown in C. Spectrograms and power spectra were produced using 1024-point FFT with Hamming filter. Power spectra were produced by averaging the five second recordings shown in the spectrograms.

is much simpler with noise produced mostly at very low frequencies by wind. Crickets were abundant at the Control site with chirping occurring repetitively at ~5 kHz. When turbines were not in operation at the Turbine site, ambient noise was very similar to that at the Control site both in terms of decibel level (75.8 dB, range = 63.5–83.5 dB) and frequency characteristics. Though a separate spectrogram and power spectrum are not presented here for the Turbine site during turbine inactivity, both look very similar to those in Figs. 2C and D.

4.2. Principle components analysis

Twenty-four Nonturbine-Call-Series trials (n = 6 adults; 18 juveniles) and 21 Turbine-Call Series trials (n = 4 adults; 17 juveniles) were used to generate the PCA. Both the baseline sample and the playback sample from each trial were used in the PCA, for a total of 90 samples. Two PCs were extracted from the PCA (see Table 2). PC 1 explained 64.1% of the variance and can be interpreted as a measure of vigilance. The different individual behaviors loaded on this PC in a general order of increasing alertness (e.g. Posting is more vigilant than Head Up and Head Down is less alert than any other behavior). As a result, we have named PC 1, "ALERTNESS". PC 2 explained 21.2% of the variance and was indicative of a different tactic that involved staying in close proximity to refuge, and to a lesser extent posting. PC 2 was less a composite score indicative of vigilance and more a score that expressed a squirrel's return to the area near its burrow (see PC 2 scores in Table 2). Therefore, we have named PC 2, "PROXIMITY TO SHELTER."

4.3. Behavioral responses during trials

Levene's tests on component scores of individual squirrels for ALERTNESS and PROXIMITY TO SHELTER determined that in some cases, the variance was not homogeneous across sites. As a result, weighted ANOVAs were performed using site weights that were generated separately for Nonturbine-Call-Series and Turbine-Call-Series trials. Nonturbine-Call-Series trials and Turbine-Call-Series trials were thus analyzed separately in different weighted ANOVAs.

4.3.1. Test of call-series effectiveness

Through statistical analysis of the repeated measure (baseline vs. playback), we were able to assess whether or not the two types of playbacks (Nonturbine or Turbine) were evocative.

Table 2 – Summary of principle component loadings for the two extracted principle components

| Behavior | "ALERTNESS" PC 1 | "PROXIMITY TO SHELTER" PC 2 |
|---------------------|------------------|-----------------------------|
| Posting | 0.761 | 0.477 |
| Head Up | 0.730 | -0.621 |
| At Burrow | 0.564 | 0.638 |
| Feed | -0.910 | 0.148 |
| Head Down | -0.973 | 0.138 |
| Eigenvalue | 3.024 | 1.060 |
| Percent of variance | 64.1 | 21.2 |

In fact, the two types of playbacks did differ in their ability to evoke an antipredator reaction. Squirrels responded to Nonturbine-Call-Series, but not to Turbine-Call-Series. Squirrels responded to Nonturbine-Call-Series (see Fig. 3) by significantly increasing ALERTNESS during playback ($F_{[1,20]} = 21.353$; $p < 0.001$). PROXIMITY TO SHELTER scores changed differentially at the two sites, increasing at the Turbine site on playback but decreasing at the Control site (interaction between site and the repeated measure; $F_{[1,20]} = 9.238$; $p = 0.006$; see Fig. 4). Because behavioral shifts occurred during playback for both PCs, we can conclude that the Nonturbine-Call-Series were behaviorally provocative. In contrast, playbacks of the

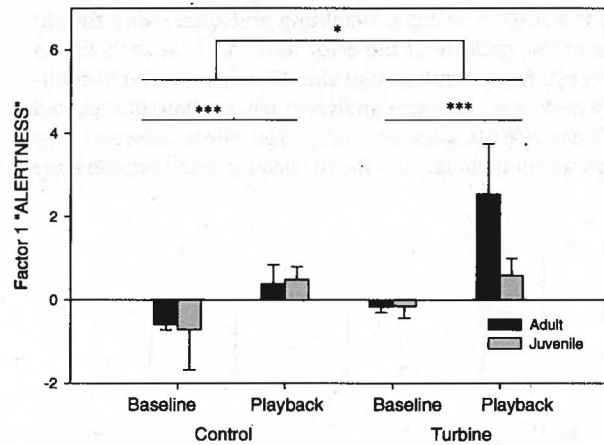


Fig. 3 – Mean (and SE) of PC 1 "ALERTNESS" scores for trials. Asterisks indicate significant differences in the repeated measure and site. The difference in values between baseline and playback is highly statistically significant (***) (weighted repeated measures ANOVA, $p < 0.001$). Values are also significantly higher (*) at the Turbine site than at the Control site (weighted repeated measures ANOVA, $p < 0.05$).

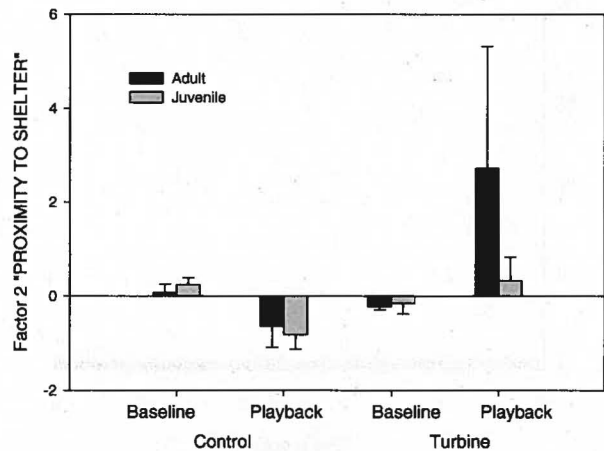


Fig. 4 – Mean (and SE) of PC 2 "PROXIMITY TO SHELTER" scores for trials. Squirrels at the Turbine site increased PROXIMITY TO SHELTER during playbacks. At the Control site, the opposite pattern emerged (interaction between site and the repeated measure, $F_{[1,20]} = 9.238$; $p = 0.006$).

Turbine-Call-Series did not elicit a response from squirrels for either ALERTNESS ($F_{[1,17]} = 2.899$; $p = 0.107$) or for PROXIMITY TO SHELTER ($F_{[1,17]} = 0.203$; $p = 0.658$).

There are a variety of reasons that Turbine-Call-Series may have been ineffective. Although Rabin et al. (2003) reported that the noise reduction feature in Cool Edit Pro can be utilized with minimal signal loss in quantitative acoustic analyses, the high noise-to-signal ratios in the Turbine-Call-Series may have exceeded the noise reduction capabilities of this software. To our ears, Turbine-Call-Series remnant noise (See Fig. 1C) was associated with a slightly artificial quality after noise reduction. Nevertheless, we needed to assess how provocative these calls were through playbacks, an assay in which the squirrels proved to be unresponsive. On the other hand, the low noise content in the Nonturbine-Call-Series may have been in the range in which this noise-reduction feature is effective. Second, recordings taken at turbine sites may have been degraded at the time of recording because high amplitude turbine noise forced us to significantly reduce the gain of our recorder. A third possibility is that squirrels at turbine sites emitted inherently less provocative calls. A systematic analysis of the acoustic properties of these calls could certainly test for that possibility but such an analysis is beyond the scope of this study.

Since squirrels at neither site appeared to recognize Turbine-Call-Series as alarm calls, we reasoned that data obtained during these trials were not relevant to our primary goal of exploring differences in antipredator behavior during baseline and playback. As a result, we have removed those trials from our analyses below. All subsequent analyses will report only on data obtained during Nonturbine-Call-Series trials and will hereafter be referred to simply as 'Playback trials'.

4.3.2. Site differences in antipredator behavior

Adults and juveniles did not differ in ALERTNESS ($F_{[1,20]} = 1.811$; $p = 0.193$; Fig. 3) or in PROXIMITY TO SHELTER ($F_{[1,20]} = 2.007$; $p = 0.172$; Fig. 4) in playback trials. Similarly, there are no significant interactions between age and baseline/playback or between age and location ($p > 0.10$).

Squirrels at the Turbine site showed higher levels of ALERTNESS overall than squirrels at the Control site (main site effects during trials; $F_{[1,20]} = 4.938$; $p = 0.038$; Fig. 3). This statistical difference in the main effect reflects the average of both the baseline and playback samples. The same trend is evident for baseline and playback conditions separately, but the weighted simple effects only approached significance (baseline and playback, respectively: $F_{[1,20]} = 2.803$; $p = 0.110$; $F_{[1,20]} = 3.477$; $p = 0.077$). The lack of any significant differences in simple effects is likely due to the high amount of behavioral variation among squirrels, variation that could be accounted for in the repeated-measures ANOVA but not in the simple effects design.

For PC 2, squirrels at the Turbine site increased their PROXIMITY TO SHELTER during playbacks whereas values at the Control site decreased (interaction between site and the repeated measure, $F_{[1,20]} = 9.238$; $p = 0.006$; Fig. 4).

The percent of time spent in Burrow did not differ significantly between sites for either baseline ($U_{[12,12]} = 60.0$; $p = 0.149$) or for playback ($U_{[12,12]} = 53.0$; $p = 0.241$).

4.4. Group size

Group size data were collected from a subset of 14 focal squirrels during trials ($n = 5$ Control; 9 Turbine). Squirrels reduced clustering significantly during playback (see Fig. 5) when compared with baseline ($F_{[1,12]} = 8.048$; $p = 0.015$). This change in clustering was the result of squirrels scattering during playback. However, there were no differences in clustering between the two sites ($F_{[1,12]} = 0.598$; $p = 0.454$) nor was there an interaction between site and the repeated measure ($F_{[1,12]} = 0.622$; $p = 0.446$).

4.5. Characterization of predator abundance

During 10-min trials in 2002, normative data were collected during 14 samples taken from the Control site and 17 from the Turbine site. Though differences are not statistically significant (two tailed Fisher's exact test, $p = 0.452$), raptors were present at the Control site during 7.1% of trials and were never observed at the Turbine site during data collection (see Fig. 6). Consistent with this trend, aerial predators were observed significantly more frequently during 2001 at the Control site ($n = 23$ thirty-minute trials at each site; two tailed Fisher's exact test, $p < 0.0001$). Raptors were present at the Control site during 52.1% of trials but were never observed at the Turbine site during this time (Fig. 6). Mammalian predators were not observed while collecting quantitative data in 2001 or in 2002 (Fig. 6) though they were observed at other times. At the Turbine site a resident badger, whose large burrow was located near the colony, was observed on one occasion. At the Control site, coyotes were frequently seen when predator data were not being collected.

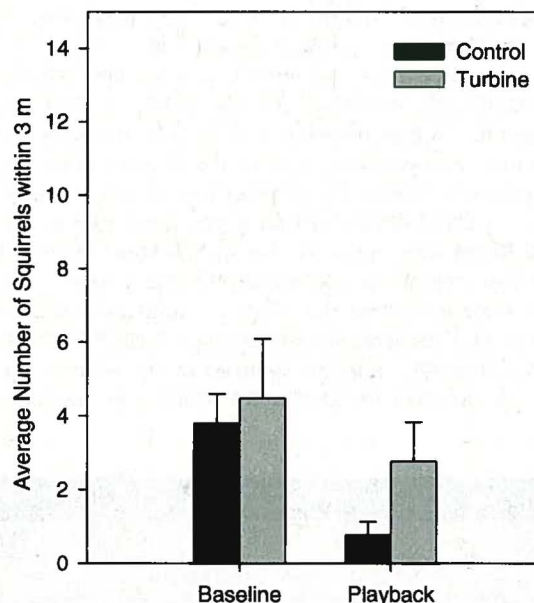


Fig. 5 – Mean (and SE) for the measurement “Average number of squirrels within 3 m of the focal squirrel.” Squirrels clustered less during playback than during baseline samples (Repeated Measures ANOVA, $p < 0.05$). Site differences were not statistically significant.

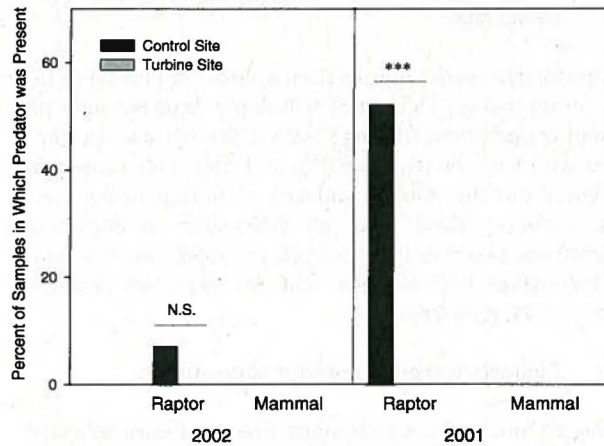


Fig. 6 – Predator abundances at each site during samples collected in 2002 and 2001. No mammals were observed during data collection in 2002 or 2001. In 2001, there were significantly more raptors (*) at the Control site than at the Turbine site (two tailed Fisher’s exact test, $p < 0.001$). In 2002, difference in raptor abundance were not statistically significant (N.S.) (two tailed Fisher’s exact test, $p > 0.1$).**

5. General discussion

5.1. Effects of turbines on california ground squirrel behavior

The expectation that turbine noise would affect the behavior of squirrels was confirmed by behavioral differences between Turbine and Control sites (See Table 3). Three general differences emerged in our study. The first is that noise at the Turbine site, when turbines were active, was much higher in amplitude than at the Control site. The second general result is that, regardless of site, squirrels increased their vigilance in playback samples when compared with baseline (as indicated by the ALERTNESS composite variable, Table 3). However, squirrels at the Turbine site were more vigilant than squirrels at the Control site overall (Fig. 3, Table 3). Elevated Turbine site ALERTNESS occurring prior to playback suggests that site differences in ALERTNESS did not arise simply because broadcast call series were novel at the Turbine site. The third result is that squirrels at the Turbine site had a greater tendency to return to the area immediately around their burrows and post during playbacks (as indicated by the PROXIMITY TO BURROW composite variable). Squirrels at the Control site actually reduced their PROXIMITY TO BURROW during these

same playbacks (Fig. 4, Table 3). At the Turbine site, a return to the burrow area concomitant with posting allowed animals to manage predation risk in a second fashion by providing more immediate access to refuge. The utilization of both responses at the Turbine site, as well as the higher level of overall ALERTNESS at that site, indicates that Turbine squirrels perceived themselves to be under higher risk than Control squirrels.

It is possible that factors other than noise were responsible for these behavioral differences (e.g. site differences in vegetation type and density, predator abundance, group size, and distance from refuge; see Lima and Dill, 1990 for review of those factors’ effects on antipredator behavior). But, those factors probably did not drive site differences for the following reasons: (1) Vegetation type and density were kept similar at both sites by cattle grazing and the removal of tall vegetation by the investigators. (2) During trials at both sites, the distance from focal squirrels to shelter was similar since trials were only initiated on squirrels within a baited area located close to resident ground squirrel burrows. (3) Raptor abundance did not differ between sites and may have even been lower at the turbine site (see Fig. 6). And any heightened levels of vigilance associated with the presence of a badger at the Turbine site were likely balanced at the Control site by repeated encounters with coyotes. (4) Though animals did cluster less during playback than during baseline conditions as a result of scattering to refuge, there were no apparent clustering differences between sites (see Fig. 5, Table 3).

Some other unique factor or combination of factors is likely driving the higher overall ALERTNESS values at the Turbine site and the increased use of PROXIMITY TO BURROW during playback. Our data support the assertion that the turbine installations and their associated noise are one of these factors. California ground squirrels are preyed on by a number of predators (Fitch, 1948) and use acoustic communication to reduce predation. When predators approach *S. beecheyi* colonies, squirrels call using a variety of antipredator vocalizations (Owings and Virginia, 1978; Owings and Hennessy, 1984) and respond to these vocalizations by increasing their levels of vigilance, returning to their burrows, or both (Leger and Owings, 1978; Leger et al., 1979; Loughry and McDonough, 1988; Loughry and McDonough, 1989; Hanson and Coss, 2001). However in a noisy environment, signals are more difficult to detect when the frequency of the signal and noise overlap, or when the amplitude of the noise source is high relative to signal intensity (Patterson and Green, 1978). During turbine activity,

Table 3 – Significant behavioral differences^a

| Variable | Baseline vs. Playback | | Turbine vs. Control site | |
|-----------------------|--|---------|--------------------------|---------|
| | F value | P value | F value | P value |
| ALERTNESS | 21.353 | <0.001 | 4.938 | 0.038 |
| PROXIMITY TO SHELTER | Repeated measure/site interaction, $F = 9.238$; $p = 0.006$ | | | |
| Group size/clustering | 8.048 | 0.015 | 0.598 | 0.454 |

^a Only trials conducted using Nonturbine-Call-Series as playbacks are included because Turbine-Call-Series were not effective in provoking behavioral responses. See text for further explanation.

ambient noise levels at our Turbine site averaged 110.2 dB but reached as high as 118.0 dB SPL. Much of this noise was produced in the spectral band between 100 Hz and 6 kHz (see Fig. 2). Though components of California ground squirrel calls do extend above this spectral band (Fig. 1), the lower frequency components of the calls overlapped with turbine noise. And because the higher-frequency components of calls attenuate more rapidly with distance, it is the lower-frequency components that are most likely to be important for long-range communication. Thus, there is great potential for noise at turbine sites to interfere with the detection and assessment of alarm calls. In turbine environments, animals have shifted their antipredator tactics to utilize the visual modality more as seen by increased levels of ALERTNESS and PROXIMITY TO SHELTER. In doing so, squirrels appeared to attempt to compensate for acoustic masking as a result of turbine noise. One confounding factor could not be controlled for, the low frequency noise associated directly with greater winds at the Turbine site. However acoustic interference from wind noise would be highly unlikely as the frequency of wind noise is well below ground squirrel acoustic sensitivity (Henry and Coss, unpublished data).

It may seem surprising that animals at the Turbine site reacted strongly to playbacks. If alarm signals are completely masked, we would expect to see no behavioral reaction to playbacks when broadcast with simultaneous turbine noise, since noise would prevent animals from hearing calls. Instead, we see that levels of ALERTNESS and PROXIMITY TO SHELTER are both higher at the Turbine site on playback than at the Control site. A number of non-mutually exclusive hypotheses might account for this pattern. First, noise at the Turbine site might not completely mask emitted alarm calls. This would allow squirrels to hear some components of the broadcast calls though the quality of the calls may be degraded and call perception altered. In this case, turbine squirrels may be less effective at extracting subtle information from calls, and may instead use a simple rule of thumb, to be more alert and seek refuge under noisy conditions. Second, animals likely listen, as well as watch for the approach of an incoming predator after detecting an alarm call. Predators quickly approaching on the ground will make noise as their footfalls disturb loose substrate. But during turbine activity, animals may be unable to detect these low-amplitude sounds, warranting an increase in visual vigilance. Finally, animals at the Turbine site may have suffered some degree of hearing loss due to chronic exposure to high-amplitude noise. On hearing salient antipredator signals, those animals would be forced to compensate with visual scanning or a return to refuge. Each of these hypotheses requires further investigation.

Time spent In Burrow did not differ either between baseline and playback samples or between sites. These results follow Leger and Owings (1978), Owings and Leger (1980), and Owings et al. (1986) which suggest that alarm calling or the presence of distant predators does not often drive squirrels underground. Though California ground squirrels are likely to flee inside their burrow after close encounters with a predator (e.g. Hanson and Coss, 1997), hearing alarm calls alone does not appear to induce this behavior.

5.2. Implications for other species of wildlife

Turbine-related impacts on *S. beecheyi* might indirectly affect other species of concern that depend on ground squirrels as a resource. For example, *S. beecheyi* makes up over 25% of the diet of golden eagles (Carnie, 1954). And burrowing owls, red legged frogs, and California tiger salamanders rely on California ground squirrel burrows for shelter (Bente, 1938; Rowe et al., 1986; Jennings and Hayes, 1994; Loredo et al., 1996). Any movement of ground squirrel populations away from turbine installations could also negatively impact these other species. Our study suggests that ground squirrels may be able to cope with turbines and their associated acoustic noise through behavioral modifications in a predatory context. Additional research in non-predator/prey contexts should further test this assertion.

The fact that California ground squirrels appear to be able to adjust their behavior appropriately to cope with the presence of turbines is not surprising since *S. beecheyi* has demonstrated its ability to live in a variety of habitats under a variety of anthropogenic modifications (Marsh, 1998). However, for species of special concern that may be more sensitive to habitat change, studies along these same lines will help to identify the potentially adverse effects of turbines on other wildlife.

The findings presented here are not intended to suggest that turbine development be stopped. Wind-generated power should continue to be considered as an attractive alternative energy source due to its ability to produce energy without emissions. However, as engineers and turbine installers continue to develop new windmills and install new windfarms, consideration should be made towards reducing any impacts that turbines have on California's wildlife.

Acknowledgements

We would like to thank the Los Vaqueros Watershed and the Contra Costa Water District for allowing us to perform this study on their land. The East Bay Regional Park District provided us with campgrounds for lodging. V. Imamura, W. Garcia, N. Phipps, P. Equizabel, M. Santini and D. Nalepa donated countless hours of assistance in the lab and field. We would also like to thank N. Willits for statistical advice, B. McCowan, P. Marler, T. Hahn, R. Kihlslinger, D. Blumstein, and one anonymous reviewer for helpful comments, and S. Roberts for encouragement. Partial funding for this research was provided by the American Museum of Natural History, the American Society of Mammalogists, and the UC Davis Center for Animal Behavior.

REFERENCES

- Alameda County, 1998. Draft Environmental Impact Report: Repowering a Portion of the Altamont Pass Wind Resource Area. Alameda County Community Development Agency, Hayward, California.
- Altmann, J., 1974. Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 49, 227–267.

- Beebe, T.J.C., 2002. Amphibian phenology and climate change. *Conservation Biology* 16, 1454.
- Bente, A.C., 1938. Life histories of North American birds of prey. Part 2. U.S. National Museum Bulletin, 170.
- Blaustein, A.R., Belden, L.K., Olson, D.H., Green, D.M., Root, T.L., Kiesecker, J.M., 2001. Amphibian breeding and climate change. *Conservation Biology* 15, 1804–1809.
- Blumstein, D.T., Daniel, J.C., Evans, C.S., 2001. Yellow-footed rock-wallaby group size effects reflect a trade-off. *Ethology* 107, 655–664.
- Brumm, H., 2004. The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *Journal of Animal Ecology* 73, 434–440.
- Carey, A.B., Johnson, M.L., 1995. Small mammals in managed, naturally young, and old-growth forests. *Ecological Applications* 5, 336–352.
- Carnie, S.K., 1954. Food habits of nesting golden eagles in the coast ranges of California. *Condor* 56, 3–12.
- Davidson, R., 1998. Major repowering of Altamont pass: Bankruptcy court approves sale of Kenetech wind plant. *Windpower Monthly* 14, 18.
- Eadie, J., Sherman, P., Semel, B., 1998. Conspecific brood parasitism, population dynamics and the conservation of cavity-nesting birds. In: Caro, T.M. (Ed.), *Behavioral Ecology and Conservation Biology*. Oxford University Press, New York, pp. 306–340.
- Fitch, H.S., 1948. Ecology of the California ground squirrel on grazing lands. *American Midland Naturalist* 39, 513–596.
- Footo, A.D., Osborne, R.W., Hoelzel, A.R., 2004. Whale-call response to masking boat noise. *Nature* 428, 910.
- Hanson, M.T., Coss, R.G., 1997. Age differences in the response of California ground squirrels (*Spermophilus beecheyi*) to avian and mammalian predators. *Journal of Comparative Psychology* 111, 174–184.
- Hanson, M.T., Coss, R.G., 2001. Age differences in the response of California ground squirrels (*Spermophilus beecheyi*) to conspecific alarm calls. *Ethology* 107, 259–275.
- Jennings, M.R., Hayes, M.P., 1994. California red-legged frog *Rana aurora draytonii*, Amphibian and Reptile Species of Special Concern in California. California Department of Fish and Game, Inland Fisheries Division, Rancho Cordova, CA. pp. 62–66.
- Leger, D.W., Owings, D.H., 1978. Responses to alarm calls by California ground squirrels: Effects of call structure and maternal status. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 3, 177–186.
- Leger, D.W., Owings, D.H., Boal, L.M., 1979. Contextual information and differential responses to alarm whistles in California ground squirrels. *Zeitschrift fur Tierpsychologie* 49, 142–155.
- Lima, S.L., Dill, L.M., 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: A review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* 68, 619–640.
- Loredo, I., VanVuren, D., Morrison, M.L., 1996. Habitat use and migration behavior of the California tiger salamander. *Journal of Herpetology* 30, 282–285.
- Loughry, W.J., McDonough, C.M., 1988. Calling and vigilance in California ground squirrels: A test of the tonic communication hypothesis. *Animal Behaviour* 36, 1533–1540.
- Loughry, W.J., McDonough, C.M., 1989. Calling and vigilance in California ground squirrels: Age sex and seasonal differences in responses to calls. *American Midland Naturalist* 121, 312–321.
- Marsh, R.E., 1998. Historical review of ground squirrel crop damage in California. *International Biodeterioration & Biodegradation* 42, 93–99.
- McDonald, W., St Clair, C.C., 2004. Elements that promote highway crossing structure use by small mammals in Banff National Park. *Journal of Applied Ecology* 41, 82–93.
- Metcalfe, N.B., 1984a. The effects of habitat on the vigilance of shorebirds: Is visibility important? *Animal Behaviour* 32, 981–985.
- Metcalfe, N.B., 1984b. The effects of mixed-species flocking on the vigilance of shorebirds: Who do they trust? *Animal Behaviour* 32, 986–993.
- Miller, B., Mullette, K.J., 1985. Rehabilitation of an endangered Australian bird the lord-howe island woodhen *Tricholimnas sylvestris*. *Biological Conservation* 34, 55–95.
- Nakafuji, D.Y., Guzman, J., Herrejon, G., 2002. Wind Performance Report Summary 2000–2001 (Publication # P500-02-034F). California Energy Commission, Sacramento, CA.
- Neter, J., Wasserman, W., Kutner, M.H., 1985. *Applied Linear Statistical Models: Regression, Analysis of Variance, and Experimental Designs*. Richard D. Irwin, Inc, Homewood, IL.
- Owings, D.H., Hennessy, D.F., 1984. The importance of variation in Scuirid visual and vocal communication. In: Murie, J.O., Michener, G.R. (Eds.), *The Biology of Ground-Dwelling Squirrels*. University of Nebraska Press, Lincoln, Nebraska, pp. 169–200.
- Owings, D.H., Hennessy, D.F., Leger, D.W., Gladney, A.B., 1986. Different functions of “alarm” calling for different time scales: A preliminary report. *Behaviour* 99, 101–116.
- Owings, D.H., Leger, D.W., 1980. Chatter vocalizations of California ground squirrels: Predator-and social-role specificity. *Zeitschrift fur Tierpsychologie* 54, 163–184.
- Owings, D.H., Virginia, R.A., 1978. Alarm calls of California ground squirrels (*Spermophilus beecheyi*). *Zeitschrift fur Tierpsychologie* 46, 58–70.
- Patterson, R.D., Green, D.M., 1978. Auditory masking. In: Carterette, E.C., Friedman, M.P. (Eds.), *Handbook of Perception IV: Hearing*. Academic Press, New York, pp. 337–361.
- Peach, W.J., Siriwardena, G.M., Gregory, R.D., 1999. Long-term changes in over-winter survival rates explain the decline of reed buntings *Emberiza schoeniclus* in Britain. *Journal of Applied Ecology* 36, 798–811.
- Pettifor, R.A., Norris, K.J., Rowcliffe, M., 2000. Incorporating behaviour in predictive models for conservation. In: Gosling, L.M., Sutherland, W.J. (Eds.), *Behaviour and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 198–220.
- Price, M.V., Goldingay, R.L., Szychowski, L.S., Waser, N.M., 1994. Managing habitat for the endangered stephens' kangaroo rat (*Dipodomys stephensi*): Effects of shrub removal. *American Midland Naturalist* 131, 9–16.
- Rabin, L.A., 2005. The Effects of Wind Turbines on California Ground Squirrel (*Spermophilus beecheyi*) Behavior: Successfully Integrating Conservation and Animal Behavior Research. Ph.D. Dissertation. University of California, Davis, Chapter 1.
- Rabin, L.A., McCowan, B., Hooper, S.L., Owings, D.H., 2003. Anthropogenic noise and its effect on animal communication: An interface between comparative psychology and conservation biology. *International Journal of Comparative Psychology* 16, 172–192.
- Rowe, M.P., Coss, R.G., Owings, D.H., 1986. Rattlesnake rattles and burrowing owl hisses: A case of acoustic Batesian mimicry. *Ethology* 72, 53–71.
- Slabbekoorn, H., Peet, M., 2003. Birds sing at a higher pitch in urban noise – Great tits hit the high notes to ensure that their mating calls are heard above the city's din. *Nature* 424, 267.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., 2001. Influence of variable retention harvests on forest ecosystems. II. Diversity and population dynamics of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 38, 1234–1252.

- Sun, J.W.C., Narins, P.A., 2005. Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. *Biological Conservation* 121, 419–427.
- Thiollay, J.M., 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology* 3, 128–137.
- Waser, P.M., Ayers, J.M., 2003. Microhabitat use and population decline in banner-tailed kangaroo rats. *Journal of Mammalogy* 84, 1031–1043.
- Wilson, J.D., Evans, J., Browne, S.J., King, J.R., 1997. Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *Journal of Applied Ecology* 34, 1462–1478.
- Witherington, B.E., 1997. The problem of photopollution for sea turtles and other nocturnal animals. In: Clemmons, J., Buchholz, R. (Eds.), *Behavioral Approaches to Conservation in the Wild*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 303–328.

Analyse des sites d'abattage de l'original (Alces alces) au parc éolien de Carleton

Par

Claudiel Pelletier

et

Martin Dorais

Direction de l'expertise

Énergie – Faune – Forêts – Mines – Territoire
de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine

Août 2010

Ressources naturelles
et Faune

Québec 

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier monsieur Denis Lavergne pour le traitement de l'information provenant de la base de données issue du système SEFAQ et la réalisation des principales figures ainsi que M. Daniel Bernard pour son support à la cartographie, tous deux de la Direction régionale de l'expertise de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine. Monsieur Christian Dussault, de la Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats à Faune Québec, a également participé activement par ses conseils sur le traitement statistique des données. Enfin, un merci envers madame Lina Champion pour la mise en page du document.

Réalisation

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction de l'expertise Énergie – Faune – Forêts – Mines – Territoire
de la Gaspésie - Îles-de-la-Madeleine

Claudiel Pelletier

124, 1^{re} Avenue Ouest
Sainte-Anne-des-Monts (Québec) G4V 1C5

Téléphone : 418 763-3302 poste 246
Télécopieur : **418 764-2378**
Courriel : claudel.pelletier@mrnf.gouv.qc.ca

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction de l'expertise Énergie – Faune – Forêts – Mines – Territoire
de la Gaspésie - Îles-de-la-Madeleine

Martin Dorais

195, boulevard Perron Est
Caplan (Québec) G0C 1H0

Téléphone : 418 388-2125 poste 252
Télécopieur : **418 388-2444**
Courriel : martin.dorais@mrnf.gouv.qc.ca

Référence à citer :

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 pages.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|-----|
| REMERCIEMENTS | II |
| RÉALISATION | II |
| TABLE DES MATIÈRES | III |
| LISTE DES TABLEAUX | V |
| LISTE DES FIGURES | V |
| 1. INTRODUCTION | 1 |
| 2. MATÉRIEL ET MÉTHODES | 3 |
| 2.1 Aire d'étude | 3 |
| 2.2 Récolte des orignaux par la chasse | 4 |
| 3. RÉSULTATS | 6 |
| 3.1 Comparaison des récoltes sportives avant et après la construction du parc éolien..... | 6 |
| 3.2 Comparaison de la distance qui sépare les sites d'abattage d'origan d'une éolienne. | 10 |
| 4. DISCUSSION..... | 13 |
| 4.1 L'évolution de la population et les modalités de chasse | 13 |
| 4.2 La récolte annuelle et le comportement des chasseurs..... | 15 |
| 4.3 La taille d'échantillonnage et superficie des territoires à l'étude..... | 16 |
| 4.4 La modification du territoire et le comportement des orignaux. | 16 |
| 5. CONCLUSION | 17 |
| LISTE DES RÉFÉRENCES..... | 18 |

LISTE DES TABLEAUX

| | | |
|------------|---|----|
| Tableau 1. | Récolte d'orignaux dans le secteur du parc éolien de Carleton. | 9 |
| Tableau 2. | Résultats d'analyse sur la récolte d'orignaux dans le périmètre du parc éolien de Carleton et dans les zones tampons adjacentes (test t , $\alpha = 0,05$).. | 9 |
| Tableau 3. | Distance de la plus proche éolienne des sites d'abattage situés dans un tampon de 2 kilomètres..... | 11 |
| Tableau 4. | Résultats d'analyse de la mesure des distances séparant les sites d'abattage des orignaux et les localisations des éoliennes (test t , $\alpha = 0,05$)..... | 12 |
| Tableau 5. | Évolution de la population d'orignaux et de la récolte sportive dans la zone de chasse 1 entre 2000 et 2009. | 14 |

LISTE DES FIGURES

| | | |
|-----------|--|---|
| Figure 1. | Localisation du parc éolien de Carleton dans la zone de chasse 1..... | 3 |
| Figure 2. | Localisation du parc éolien de Carleton et des zones tampons. | 4 |
| Figure 3. | Sites d'abattage d'orignaux de 2002 à 2006 et la localisation des éoliennes projetées. | 7 |
| Figure 4. | Sites d'abattage d'orignaux de 2008 et 2009 et la localisation des éoliennes en opération..... | 7 |
| Figure 5. | Récolte d'orignaux par 10 km ² dans le secteur du parc éolien de Carleton entre 2002 et 2009..... | 8 |

1. INTRODUCTION

Pour rencontrer les objectifs de la stratégie énergétique du Gouvernement du Québec (Gouvernement du Québec, 2006), Hydro-Québec a conclu quelques contrats de gré à gré et a principalement lancé plusieurs appels d'offres totalisant 4 000 MW provenant de la filière éolienne qui devraient, d'ici 2015, être intégrés à son réseau.

Jusqu'à maintenant, la grande majorité des projets sélectionnés ont été soumis à la *Procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement* prévue à la Loi sur la qualité de l'environnement selon la directive en vigueur. Lors des différentes audiences publiques tenues par le Bureau d'Audiences Publiques sur l'Environnement (BAPE), plusieurs préoccupations fauniques ont été soulevées; principalement à l'égard des oiseaux et des chiroptères mais aussi sur la faune en général. Une des inquiétudes de certains participants concerne l'impact du développement éolien sur la grande faune, notamment l'original (*Alces alces*). L'impact sonore est questionné mais aussi la fragmentation des habitats suite au déboisement. Pour les projets gaspésiens, deux commissions du BAPE, celle sur le projet de l'Anse-à-Valleau (BAPE, 2005 a) et celle sur le projet de Murdochville (BAPE, 2005 b), ont retenu ces préoccupations et ont énoncé la recommandation suivante :

« Étant donné que plusieurs projets de parcs sont prévus sur le territoire de la Gaspésie, la commission est d'avis que le ministère des Ressources naturelles et de la Faune devrait entreprendre une étude afin de mieux documenter leurs répercussions sur la grande faune. »

Sur le plan du bruit, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) a procédé à une revue de littérature au printemps 2005. Bien que des études furent réalisées sur le sujet, l'effet du bruit sur la faune n'a été que superficiellement étudié et les résultats ne peuvent être extrapolés aux impacts du bruit des éoliennes sur la grande faune (comm. pers. S. Lefort)¹.

¹ LEFORT, Sébastien, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Faune Québec

Mesurer l'impact du développement éolien sur la grande faune en général et sur l'orignal en particulier nécessiterait des études spécifiques basées sur des plans d'échantillonnage orientés pour vérifier des hypothèses précises. Les promoteurs de projets éoliens ont certainement une part de responsabilité à assumer et devraient, dans une certaine mesure, contribuer au financement de ces projets de recherche. Au MRNF, les ressources humaines et financières disponibles sont limitées d'autant plus que des projets d'acquisition de connaissances sont en cours sur des espèces fauniques plus sensibles au développement des parcs éoliens; comme par exemple les oiseaux de proie et les chiroptères. Des choix s'imposent donc et des priorités d'action doivent être identifiées. Dans ce contexte, profiter de toutes les opportunités d'économie d'échelle s'avère une alternative pertinente.

C'est précisément dans cet esprit que Landry et Pelletier (2007) ont utilisé une série de données disponibles sur l'abattage d'orignaux par les chasseurs pour tenter de mesurer la cohabitation de l'orignal avec un parc éolien. Malgré les limites des outils disponibles à ce moment, l'enregistrement des sites d'abattage de l'orignal s'est avéré d'une certaine utilité pour amorcer une réflexion.

Le présent document s'inspire des analyses effectuées en 2007 avec les sites d'abattage d'orignaux en se concentrant uniquement sur les informations disponibles pour le parc éolien de Carleton. Notre objectif ici est de voir si l'érection d'un parc éolien est susceptible de mener à une modification de l'ampleur et de la distribution de la récolte des orignaux par la chasse sportive dans la zone du parc éolien et/ou dans sa périphérie.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Aire d'étude

La figure 1 présente les limites du périmètre du parc éolien de Carleton qui correspond essentiellement au territoire que l'on souhaite soumettre à l'analyse. Nous avons également identifié la zone de chasse 1 qui représente l'unité territoriale utilisée dans la gestion de l'original sur la péninsule gaspésienne. Cette vaste étendue sert de référence pour l'utilisation des sites d'abattage d'originaux puisque le plan de gestion (Lamontagne et Lefort, 2004) et les modalités de chasse s'appliquent à l'ensemble de cette zone. La figure 2 permet, quant à elle, de mieux visualiser les zones tampons de 2, 3 et 5 Km ajoutées au pourtour du parc éolien de Carleton pour les fins d'analyses statistiques.

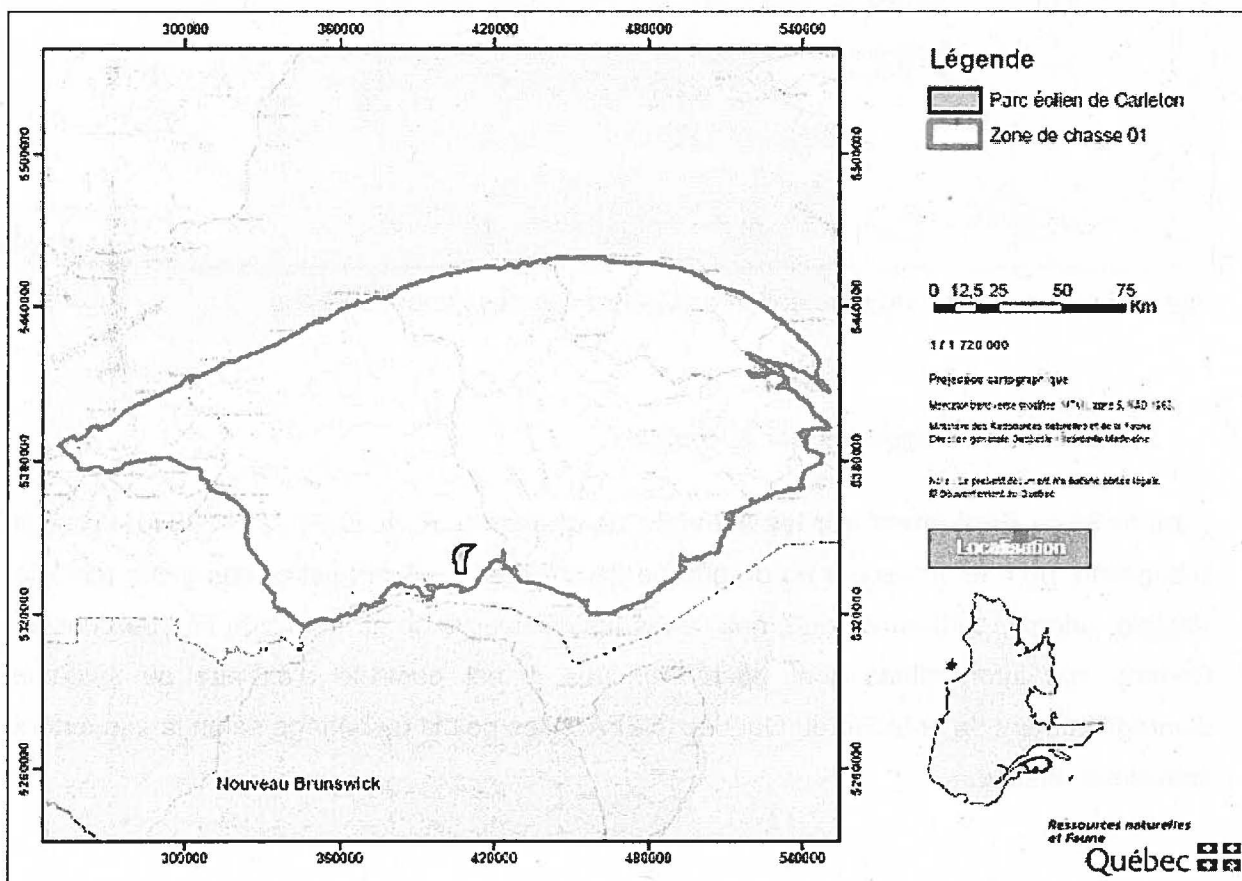


Figure 1. Localisation du parc éolien de Carleton dans la zone de chasse 1.

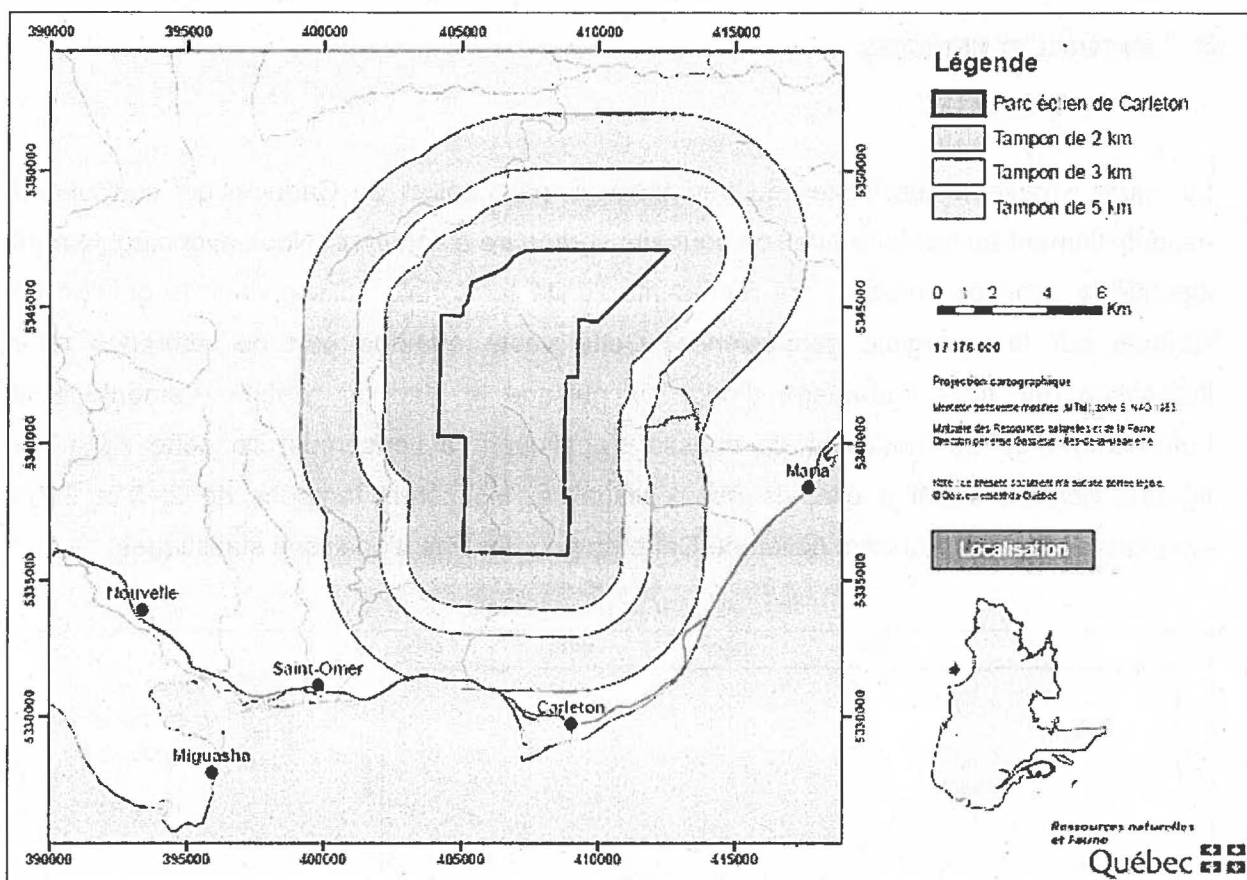


Figure 2. Localisation du parc éolien de Carleton et des zones tampons.

2.2 Récolte des orignaux par la chasse

L'article 21 du **Règlement sur les activités de chasse** (L.R.Q., C-61.1, r. 0.00001) prévoit l'obligation, pour un chasseur ou un groupe de chasseurs, d'enregistrer son gibier (cerf de Virginie, orignal, caribou ou ours noir) dans les 48 heures de sa sortie du lieu de chasse. Comme ces informations sont géoréférencées, il est possible d'extraire du système d'enregistrement de la faune au Québec (SEFAQ) les points d'abattage selon la couverture spatiale souhaitée.

À partir de l'ensemble de ces éléments, nous avons procédé à deux évaluations distinctes :

- ✓ Comparer la récolte annuelle (nombre d'orignaux/10 km²) dans le parc éolien de Carleton et ses diverses zones tampons ajoutées au périmètre du parc. Les données de récolte utilisées sont groupées pour 2002 à 2006 (avant la construction du parc éolien) et pour 2008 et 2009 (parc éolien en opération). L'année 2007 n'est pas retenue puisque le parc éolien était en construction à cette époque. Il s'agit donc d'une année charnière dans le traitement de nos données.
- ✓ Mesurer et comparer la distance des sites d'abattage d'orignaux répertoriés à moins de 2 000 mètres de chacune des éoliennes du parc éolien de Carleton. Les récoltes de 2002 à 2006 sont mesurées à partir des positions prévues pour les éoliennes alors que les récoltes de 2008 et 2009 sont mesurées à partir des localisations réelles des éoliennes en opération.

Des tests de *t* applicables à la comparaison de moyennes de deux petits échantillons indépendants avec un seuil de confiance de 0,95 ont été effectués.

L'ensemble de l'information géographique a été traitée à l'aide du logiciel ArcView, version 9.2 alors que les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel Statview, version 5.0.

3. RÉSULTATS

3.1 *Comparaison des récoltes sportives avant et après la construction du parc éolien.*

Nous avons extrait du système d’enregistrement de la faune au Québec (SEFAQ) l’ensemble des sites d’abattage d’originaux en fonction du découpage territorial souhaité pour les saisons de chasse de 2002 à 2009 en excluant la saison 2007 qui correspond à l’année de construction du parc éolien de Carleton. Contrairement à Landry et Pelletier (2007), nous ne nous sommes pas limités aux mâles adultes puisque l’analyse ne vise pas à comparer la récolte du parc éolien et ses zones tampons avec un territoire de référence comme la MRC ou la zone de chasse 1 mais plutôt de voir si la récolte diffère significativement entre les saisons d’avant projet et celles au moment où le parc est en opération. Les figures 3 et 4 présentent les localisations de ces sites d’abattage en fonction des deux périodes à l’étude.

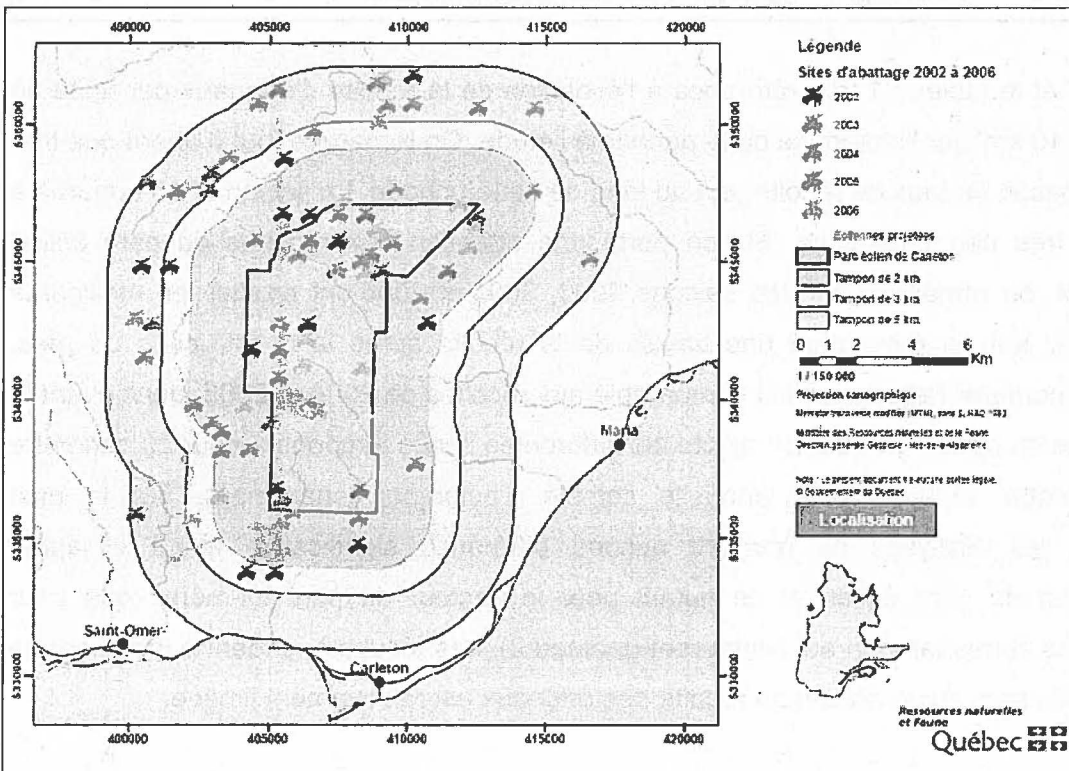


Figure 3. Sites d'abattage d'orignaux de 2002 à 2006 et la localisation des éoliennes projetées.

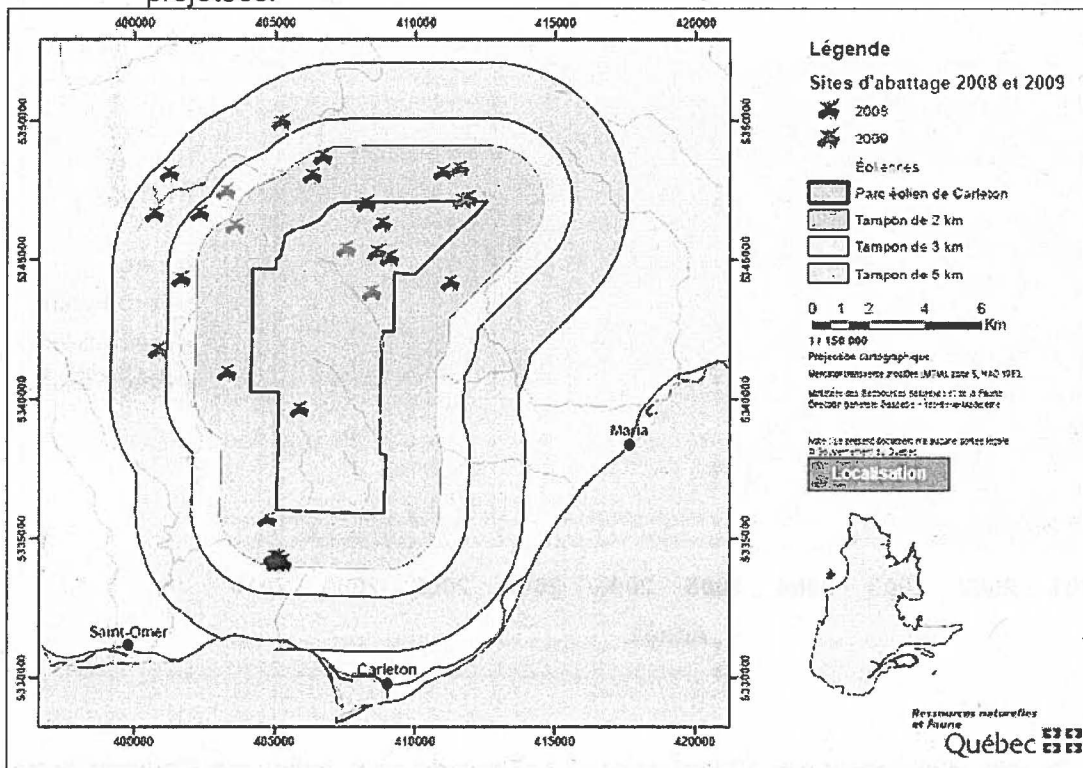


Figure 4. Sites d'abattage d'orignaux de 2008 et 2009 et la localisation des éoliennes en opération.

La figure 5 et le tableau 1 font référence à l'évolution de la récolte d'orignaux par unité de surface de 10 km² sur l'ensemble de la période à l'étude. On remarque tout d'abord une très grande variation du taux de récolte tout au long de cette période. La saison 2005 apparaît à cet égard très peu productive. Si l'on porte une attention aux récoltes du parc éolien uniquement, on remarque que les saisons 2002, 2003 et 2006 ont produit les meilleures récoltes. On perçoit également une baisse de la récolte après la construction du parc, quoique le nombre d'abattages est comparable aux récoltes de 2004 et 2005, donc avant la construction du parc. Lorsque l'on ajoute les différentes zones tampons autour du périmètre du parc, cette variation inter annuelle semble s'estomper légèrement. Sur le plan statistique, les analyses ne révèlent aucune différence significative avant et après l'implantation du parc éolien et ce autant pour le secteur du parc lui-même que pour chacune des zones tampon qui l'entourent (tableau 2). Les résultats tendent à indiquer que l'influence du parc sur le niveau de récolte des orignaux est relativement limitée.

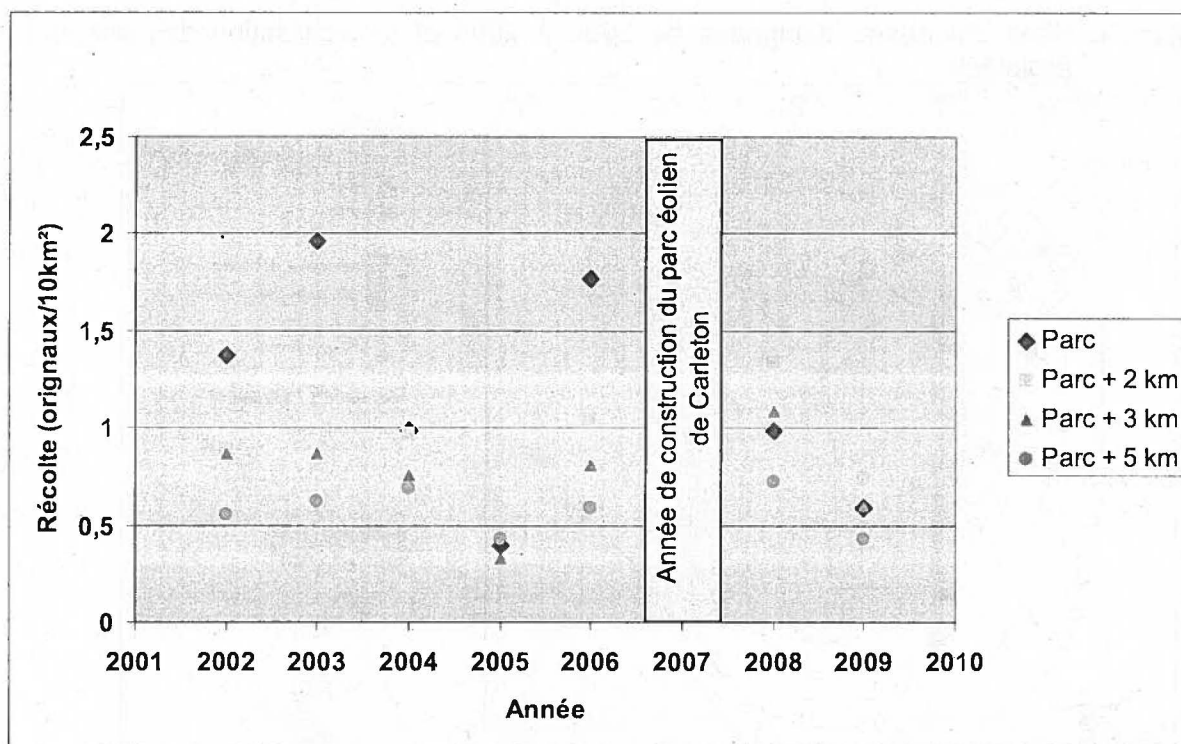


Figure 5. Récolte d'orignaux par 10 km² dans le secteur du parc éolien de Carleton entre 2002 et 2009.

Tableau 1. Récolte d'orignaux dans le secteur du parc éolien de Carleton.

| Année | Parc (50,9 km ²) | | Parc + zone tampon 2 km (134,5 km ²) | | Parc + zone tampon 3 km (184,9 km ²) | | Parc + zone tampon 5 km (304,3 km ²) | |
|-------|--------------------------------------|-----------------------------|---|-----------------------------|---|-----------------------------|---|-----------------------------|
| | (n) | Récolte / 10km ² | (n) | Récolte / 10km ² | (n) | Récolte / 10km ² | (n) | Récolte / 10km ² |
| 2002 | 7 | 1,38 | 12 | 0,89 | 16 | 0,87 | 17 | 0,56 |
| 2003 | 10 | 1,96 | 16 | 1,19 | 16 | 0,87 | 19 | 0,62 |
| 2004 | 5 | 0,98 | 13 | 0,97 | 14 | 0,76 | 21 | 0,69 |
| 2005 | 2 | 0,39 | 6 | 0,45 | 6 | 0,32 | 13 | 0,43 |
| 2006 | 9 | 1,77 | 14 | 1,04 | 15 | 0,81 | 18 | 0,59 |
| 2007 | Année de construction du parc éolien | | | | | | | |
| 2008 | 5 | 0,98 | 18 | 1,34 | 20 | 1,08 | 22 | 0,72 |
| 2009 | 3 | 0,59 | 10 | 0,74 | 11 | 0,59 | 13 | 0,43 |

Tableau 2. Résultats d'analyse sur la récolte d'orignaux dans le périmètre du parc éolien de Carleton et dans les zones tampons adjacentes (test *t*, $\alpha = 0,05$).

| Secteur | Résultats statistiques | | | | Conclusion sur l'impact |
|-------------------------|------------------------|-----|----------|----------|-------------------------|
| | Écart moyen | DDL | <i>t</i> | <i>p</i> | |
| Parc | 0,511 | 5 | 1,057 | 0,339 | non significatif |
| Parc + zone tampon 2 km | - 0,132 | 5 | - 0,504 | 0,636 | non significatif |
| Parc + zone tampon 3 km | - 0,109 | 5 | - 0,504 | 0,636 | non significatif |
| Parc + zone tampon 5 km | 0,003 | 5 | 0,029 | 0,978 | non significatif |

3.2 Comparaison de la distance qui sépare les sites d'abattage d'originaux d'une éolienne.

Tel que Landry et Pelletier (2007), nous avons sélectionné les sites d'abattage selon deux classes de distance soit de 0 à 1 000 mètres et de 1 001 à 2 000 mètres (tableau 3). Comme pour l'analyse précédente, nous avons retenu l'ensemble des bêtes abattues pour le traitement de cette information. Notre échantillon compte 55 individus dont 44 proviennent d'avant la création du parc éolien et 11 à la suite de sa mise en opération. De ce nombre, 37 sont localisés à moins d'un kilomètre d'une éolienne (32 avant parc et 5 après sa mise en service). Les 18 autres proviennent donc de la classe 1 001 à 2 000 mètres soit 12 avant la mise en place du parc éolien et 6 après.

Pour la période avant l'implantation du parc éolien, les distances des sites d'abattage à moins de 1 000 mètres varient entre 47 et 974 m, pour une moyenne de 524 m. Pour la classe 1 001 à 2 000 mètres, les distances mesurées varient de 1 056 m à 1 874 m, pour une moyenne oscillant autour de 1 478 m. Pour la période post construction du parc éolien, les distances d'abattage à moins de 1 000 mètres varient de 450 à 920 m, pour une moyenne de 756 m. Pour la classe 1 001 à 2 000 mètres, la variation des distances est de 1 047 à 1 705 m pour une moyenne de 1 374 m. Landry et Pelletier (2007), présentaient des résultats similaires avec des distances variant entre 282 et 996 m, pour une moyenne de 652 m dans la zone 0 à 1 000 m et des distances variant entre 1 094 et 1 975 m, pour une moyenne de 1 544 m dans la zone subséquente.

Bien que le nombre d'abattage soit relativement faible après la mise en opération du parc éolien de Carleton (n=11), on remarque tout de même, qu'en 2008, 2 originaux ont été récoltés à moins de 1 000 m d'une éolienne alors que 6 individus proviennent de la zone 1 001 à 2 000 mètres. Pour la saison 2009, 3 originaux ont été récoltés à moins de 1 000 mètres d'une éolienne et aucun dans la zone 1 001 à 2 000 mètres. Ces observations portent à croire que la distribution des récoltes diffère entre le moment où le parc éolien était absent de celui où les éoliennes sont en opération. Sur le plan statistique, le test *t* (tableau 4), confirme cette observation puisque les distances évaluées dans la zone 0 à 1 000 mètres sont significativement différentes entre les deux périodes à l'étude. Pour la

zone 1 001 à 2 000 mètres cependant, cette différence n'est plus significative. Des séries temporelles plus longues devraient permettre une meilleure évaluation de la situation. Des données sur la pression de chasse (nombre de chasseurs/10 km²) nous apparaît ici un incontournable si l'on veut évaluer convenablement la situation réelle.

Tableau 3. Distance de la plus proche éolienne des sites d'abattage situés dans un tampon de 2 kilomètres.

| Année | Distance des sites d'abattage vs éoliennes | | | |
|-------|--|----------|-----------------------|----------|
| | Entre 0 - 1 000 m | | Entre 1 001 - 2 000 m | |
| | no. | distance | no. | distance |
| 2002 | 1 | 351 | 1 | 1470 |
| | 2 | 438 | 2 | 1630 |
| | 3 | 455 | 3 | 1874 |
| | 4 | 488 | | |
| | 5 | 507 | | |
| | 6 | 510 | | |
| | 7 | 677 | | |
| 2003 | 1 | 47 | 1 | 1335 |
| | 2 | 351 | 2 | 1702 |
| | 3 | 454 | 3 | 1819 |
| | 4 | 463 | | |
| | 5 | 475 | | |
| | 6 | 541 | | |
| | 7 | 652 | | |
| | 8 | 654 | | |
| | 9 | 670 | | |
| 2004 | 1 | 222 | 1 | 1056 |
| | 2 | 370 | 2 | 1102 |
| | 3 | 564 | | |
| | 4 | 617 | | |
| | 5 | 737 | | |
| 2005 | 1 | 190 | | |
| | 2 | 495 | | |
| | 3 | 922 | | |
| | 4 | 942 | | |
| 2006 | 1 | 213 | 1 | 1080 |
| | 2 | 365 | 2 | 1159 |
| | 3 | 373 | 3 | 1714 |
| | 4 | 524 | 4 | 1789 |
| | 5 | 691 | | |
| | 6 | 835 | | |
| | 7 | 974 | | |
| 2007 | Année de construction du parc éolien de Carleton | | | |

Tableau 3 (suite). Distance de la plus proche éolienne des sites d'abattage situés dans un tampon de 2 kilomètres.

| Année | Distance des sites d'abattage vs éoliennes | | | |
|-------|--|----------|-----------------------|----------|
| | Entre 0 - 1 000 m | | Entre 1 001 - 2 000 m | |
| | no. | distance | no. | distance |
| 2008 | 1 | 450 | 1 | 1047 |
| | 2 | 918 | 2 | 1175 |
| | | | 3 | 1247 |
| | | | 4 | 1431 |
| | | | 5 | 1638 |
| | | | 6 | 1705 |
| 2009 | 1 | 616 | | |
| | 2 | 875 | | |
| | 3 | 920 | | |

Tableau 4. Résultats d'analyse de la mesure des distances séparant les sites d'abattage des orignaux et les localisations des éoliennes (test *t*, $\alpha = 0,05$).

| Secteur | Résultats statistiques | | | | Conclusion sur l'impact |
|----------------|------------------------|-----|-------|------|-------------------------|
| | Écart moyen | DDL | t | p | |
| 0 – 1 000 m | -231,52 | 35 | -2,21 | 0,03 | significatif |
| 1 001 - 2000 m | 103,67 | 16 | 0,69 | 0,50 | non significatif |

4. DISCUSSION

Notre analyse permet d'abord de confirmer que des orignaux ont été abattus à faible distance d'éoliennes en opération. L'ensemble des résultats semble même suggérer que l'implantation d'un parc éolien a des répercussions plutôt limitées sur les activités de chasse qui y sont reliées puisque la plupart des comparaisons statistiques génèrent des différences non significatives. Les principaux impacts nous apparaissent surtout liés à l'implantation des infrastructures comme telle qui affecte localement l'habitat de l'original et son environnement immédiat. En périphérie des installations, les activités de chasse semblent peu affectées.

Cependant, plusieurs facteurs mal documentés, pourraient avoir une influence sur les résultats. Les principaux sont ceux reliés à l'évolution des densités locales d'orignaux en période de chasse ainsi que l'absence de données de fréquentation annuelle du territoire par les chasseurs. La pression de chasse (nombre de chasseurs/10 km²) est donc inconnue pour les secteurs étudiés. À cela s'ajoute la courte série temporelle de données après l'implantation du parc éolien.

Nous considérons donc important de soulever plusieurs mises en garde reliées aux traitements statistiques des sites d'abattage d'orignaux pour mesurer un impact potentiel de la présence des éoliennes sur l'utilisation du territoire par les orignaux. Nous avons spécifiquement retenu quatre catégories d'éléments qui induisent inévitablement des biais ou des distorsions dans l'interprétation des résultats obtenus.

4.1 *L'évolution de la population et les modalités de chasse*

Le tableau 5 montre que la population d'orignaux de la zone de chasse 1 (excluant les réserves fauniques et les parcs) a fortement progressé entre 2000 et 2009. On estime que l'accroissement de la population est de 76,4 % dans cet intervalle de temps. La récolte, quant à elle, a progressé de 49,5 % durant la même période. Toutefois, il est difficile de vérifier si la densité d'orignaux, sur une superficie aussi petite qu'un parc éolien, a suivi exactement cette même progression.

Associé à cette croissance de la population, le plan de gestion de l'orignal de la zone 1 prévoit un ajustement des modalités de chasse afin d'orienter l'atteinte des objectifs de gestion. Par exemple, le nombre de permis spéciaux autorisés pour l'abattage d'une femelle a oscillé de 1 000 à 3 000 entre les saisons 2002 et 2009 (tableau 5). Nous n'avons aucun moyen de mesurer la répercussion de cette modalité dans la zone d'étude puisque les permis sont valides pour l'ensemble de la zone de chasse 1. Cette variable a sans doute une part d'influence dans les données de récolte en faisant augmenter le nombre de femelles récoltées. Par ailleurs, un chasseur qui a récolté une femelle annule automatiquement la pression de chasse de deux chasseurs pour la récolte d'un mâle adulte. L'impact de ces deux facteurs est d'autant plus exacerbé lorsqu'ils se rapportent à de petites superficies.

Tableau 5. Évolution de la population d'orignaux et de la récolte sportive dans la zone de chasse 1 entre 2000 et 2009.

| Année (hiver) | Densité ¹ | Population ¹ | | Récolte ¹ | Permis spéciaux Femelle |
|---------------|----------------------|--------------------------|-----------------------------|----------------------|-------------------------|
| | | (à l'hiver) ² | (avant chasse) ³ | | |
| 2000 | 4,3 | 7 730 | 10 723 | 2 290 | 800 |
| 2001 | 4,7 | 8 433 | 11 786 | 2 585 | 1 000 |
| 2002 | 5,1 | 9 201 | 12 803 | 2 765 | 1 000 |
| 2003 | 5,6 | 10 038 | 14 312 | 3 360 | 1 750 |
| 2004 | 6,1 | 10 952 | 15 809 | 3 861 | 2 300 |
| 2005 | 6,6 | 11 948 | 16 999 | 3 963 | 2 900 |
| 2006 | 7,2 | 13 036 | 18 369 | 4 163 | 3 400 |
| 2007 | 7,9 | 14 206 | 19 863 | 4 364 | 3 400 |
| 2008 | 8,6 | 15 499 | 21 069 | 4 160 | 3 700 |
| 2009 | 9,4 | 16 909 | 22 583 | 4 135 | 3 000 |
| 2010 | 10,3 | 18 448 | n.d. | n.d. | 3 100 |

¹ Excluant les réserves fauniques et parcs.

² Inventaires aériens en hiver 2000 et 2007 (Landry *et al.* 2001, Landry et Lavergne, 2007); l'estimation de la population hivernale des années intermédiaires est basée sur le taux d'accroissement annuel moyen de 9,1 % observé entre les deux inventaires aériens.

³ Pour une année donnée, l'estimation de population avant chasse équivaut à la récolte de l'année à laquelle on ajoute l'estimation de la population hivernale de l'année suivante.

4.2 *La récolte annuelle et le comportement des chasseurs*

L'utilisation des sites d'abattage ne révèle que le niveau de prélèvement d'orignaux dans un territoire donné. Pour obtenir une mesure plus juste de la tendance évolutive du niveau de prélèvement, il est essentiel de tenir compte de la pression de chasse (nombre de chasseurs/10 km²). Couplée à la récolte, cette donnée constitue le succès de chasse (nombre d'orignaux récoltés/nombre de chasseurs). Dans le cas du parc éolien de Carleton et des zones tampons qui y sont associées, nous n'avons aucun moyen d'estimer cette pression de chasse. Il devient alors très hasardeux de considérer le nombre d'abattages comme le juste reflet de la réalité du niveau de population d'orignaux d'un secteur donné.

Il existe également une imprécision de base associée à la donnée du site d'abattage puisque les coordonnées géographiques proviennent de la localisation que le chasseur déclare au moment de l'enregistrement. Une approximation non négligeable peut donc caractériser certains points d'abattage. Cette incertitude ne génère pas nécessairement de biais statistique puisque rien n'indique qu'elle diffère entre les deux périodes à l'étude mais elle devient importante lorsque l'on souhaite mesurer une distance entre le site de récolte et une éolienne par exemple. Par surcroît, les outils de traitement de l'information associés aux systèmes géomatiques ajoutent un autre niveau d'imprécision.

Vient ensuite le comportement des chasseurs qui peut avoir varié considérablement avant et après la mise en place du parc éolien. Ces modifications dans les habitudes de chasse peuvent à leur tour influencer le nombre de bêtes récoltées dans la zone d'étude. Simplement à titre d'exemple, le nombre de chasseurs a pu diminuer en raison de la simple présence des éoliennes. Il a pu au contraire augmenter en raison d'une meilleure accessibilité.

4.3 *La taille d'échantillonnage et superficie des territoires à l'étude*

Premièrement, le nombre de bêtes abattues par année dans la zone d'étude n'est pas très élevé en raison de la faible superficie des zones à l'étude. D'autre part, le nombre d'années considérées dans l'analyse statistique n'est que de 5 ans avant et 2 ans après l'implantation du parc éolien. Les séquences temporelles et le nombre d'abattages soumis à l'analyse sont donc de faible taille; d'autant plus qu'il est toujours possible que les bêtes et les chasseurs pourraient s'acclimater à la présence des éoliennes avec le temps. Sur le plan des statistiques, il est toujours de mise de jouer de prudence lorsque les tailles d'échantillon sont de cet ordre de grandeur.

4.4 *La modification du territoire et le comportement des orignaux.*

L'analyse des sites d'abattage effectuée ici ne tient pas compte des modifications potentielles à l'habitat de l'orignal pas plus que du comportement des orignaux au moment de la construction du parc. Des habitats ont possiblement été perturbés de manière temporaire ou permanente et il est possible, qu'au moment de la construction, un certain nombre d'orignaux aient quitté momentanément la zone d'étude. Rien ne nous permet de quantifier ces variables qui peuvent assurément avoir une influence sur le taux de récolte dans la zone d'étude.

5. CONCLUSION

L'utilisation des sites d'abattage d'orignaux issus du Système d'enregistrement de la faune au Québec aura permis de valider, sur le plan statistique, que la récolte annuelle ne diffère pas significativement entre la période précédant la construction (saisons 2002 à 2006) du parc éolien de Carleton de celle observée à la suite de sa mise en opération (saisons 2008 et 2009).

Quant à la distance séparant un site d'abattage d'original avec une éolienne, nos données présentent une différence significative pour la classe de distance de 0 à 1 000 mètres mais que cette différence n'est plus significative pour la classe de 1 001 à 2 000 mètres.

En plus des différentes mises en garde soulevées pour l'utilisation des sites d'abattage d'orignaux pour estimer un impact sur la récolte sportive dans un parc éolien, on peut finalement attirer l'attention sur le fait que la densité d'orignaux en Gaspésie est très élevée à plusieurs endroits et que l'habitat disponible est largement distribué. Ce n'est pas nécessairement le cas de toutes les régions du Québec où des parcs éoliens sont prévus. Par conséquent, les résultats de notre analyse doivent être utilisés avec une très grande prudence et considérés à titre indicatif uniquement. Nous maintenons que si l'on veut véritablement étudier l'impact de l'implantation d'un parc éolien sur une population d'orignaux ou sur l'activité de chasse en particulier, une étude menée spécifiquement en ce sens serait plus appropriée.

LISTE DES RÉFÉRENCES

- BAPE. 2005 a. Projets de parcs d'éoliennes à Baie-des-Sables et à l'Anse-à-Valleau. Bureau d'audiences publiques sur l'environnement. Rapport d'enquête et d'audience publique. Rapport 217. Septembre 2005.
- BAPE. 2005 b. Projet d'aménagement d'un parc éolien à Murdochville. Bureau d'audiences publiques sur l'environnement. Rapport d'enquête et d'audience publique. Rapport 216. Septembre 2005.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 2006. L'énergie pour construire le Québec de demain. La stratégie énergétique du Québec 2006-2015. 103 pages et 3 annexes.
- 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 pages.
- LANDRY, G., M. BÉLANGER et D. LAVERGNE. 2001. Inventaire aérien de l'orignal dans la région 11 à l'hiver 2000. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, New-Richmond. 33 pages.
- LANDRY, G. et D. LAVERGNE. 2007. Inventaire aérien de l'orignal dans la zone de chasse 1 à l'hiver 2007. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, New-Richmond, 16 pages.
- 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 pages.

Direction de l'aménagement de la faune
de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine

**L'orignal (*Alces alces*) et le développement
de l'industrie éolienne en Gaspésie**

Par
Gilles Landry
et
Caudel Pelletier

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Secteur Faune Québec
Octobre 2007

Référence à citer :

LANDRY, G. ET C. PELLETIER. 2007. L'original (*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 pages.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|-----|
| TABLE DES MATIÈRES | III |
| LISTE DES TABLEAUX..... | V |
| LISTE DES FIGURES | VII |
| 1. INTRODUCTION | 1 |
| 2. MATÉRIEL ET MÉTHODES..... | 4 |
| 2.1 Aire d'étude | 4 |
| 2.2 Inventaires aériens | 6 |
| 2.3 Récolte des originaux par la chasse..... | 7 |
| 3. RÉSULTATS ET DISCUSSION | 9 |
| 3.1 Observations et résultats tirés des inventaires..... | 9 |
| 3.1.1 Inventaires aériens de la zone..... | 9 |
| 3.1.2 Inventaires aériens des parcs éoliens en 2007..... | 9 |
| 3.1.3 Inventaires aériens dans les parcs éoliens et une zone tampon de 10 km lors des inventaires de zone de 2000 et 2007..... | 16 |
| 3.1.4 Inventaires de zone à l'échelle de la MRC..... | 21 |
| 3.1.5 Présence de ravages d'originaux à proximité des éoliennes..... | 21 |
| 3.2 Observations et résultats tirés de la récolte..... | 22 |
| 3.2.1 Comparaison de la population de l'original de la MRC à celle de la zone selon la récolte..... | 22 |
| 3.2.2 Évolution de la récolte dans et à proximité des parcs éoliens..... | 23 |
| 3.2.3 Récolte à proximité des éoliennes..... | 24 |
| 4. CONSTATS ET SUIVI | 26 |
| 4.1 Résumé des constats..... | 26 |
| 4.2 Suivi proposé..... | 27 |
| 5. CONCLUSION..... | 28 |
| REMERCIEMENTS..... | 29 |
| LISTE DES RÉFÉRENCES | 31 |

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|--|----|
| Tableau 1. Inventaires aériens de l'original par couverture totale des parcs éoliens..... | 12 |
| Tableau 2. Inventaires aériens de l'original dans les parcelles ou leurs parties situées dans les MRC..... | 12 |
| Tableau 3. Inventaires aériens de l'original dans les parcelles ou leurs parties situées dans les parcs éoliens et dans une zone tampon de 10 km. | 16 |
| Tableau 4. Récolte des mâles adultes par MRC dans l'habitat de l'original de la zone de chasse 1. | 22 |
| Tableau 5. Récolte des mâles adultes dans l'habitat de l'original de la zone 1 à l'intérieur des parcs éoliens et dans une zone tampon de 5 km. | 23 |
| Tableau 6. Distance de la plus proche éolienne des sites d'abattage situés dans un tampon de 2 km des éoliennes en opération. | 25 |

LISTE DES FIGURES

| | | |
|-----------|--|----|
| Figure 1. | Aire d'étude..... | 5 |
| Figure 2. | Inventaires aériens de l'original dans les parcs éoliens et les secteurs projetés..... | 11 |
| Figure 3. | Répartition altitudinale des superficies des ravages d'originaux recensés à l'hiver 2007 en fonction de la disponibilité d'habitat pour les strates correspondantes dans la réserve faunique de Matane. (tirée de Lamoureux <i>et al.</i> 2007)..... | 13 |
| Figure 4. | Hypsométrie du parc éolien du mont Copper. | 14 |
| Figure 5. | Hypsométrie du parc éolien du mont Miller. | 15 |
| Figure 6. | Parcelles échantillonnées dans une zone tampon de 10 km des parcs éoliens des monts Copper et Miller lors de l'inventaire aérien de l'original de la zone de chasse 1 à l'hiver 2000..... | 17 |
| Figure 7. | Parcelles échantillonnées dans une zone tampon de 10 km des parcs éoliens des monts Copper et Miller lors de l'inventaire aérien de l'original de la zone de chasse 1 à l'hiver 2007..... | 18 |
| Figure 8. | Ravages observés dans une zone tampon de 10 km du parc éolien du mont Miller lors de l'inventaire aérien de l'original de la zone de chasse 1 à l'hiver 2000. | 19 |
| Figure 9. | Ravages observés dans une zone tampon de 10 km du parc éolien du mont Miller lors de l'inventaire aérien de l'original de la zone de chasse 1 à l'hiver 2007. | 20 |

1. INTRODUCTION

Le gouvernement du Québec a rendu public, le 4 mai 2006, sa stratégie énergétique qui définit les objectifs à atteindre et les actions à entreprendre pour les dix prochaines années dans le domaine de l'énergie (Gouvernement du Québec 2006). Cette stratégie énonce six grandes orientations dont une concerne spécifiquement le développement de l'énergie éolienne. Essentiellement, c'est 4000 MW d'énergie éolienne qui devraient, d'ici 2015, être intégrés au réseau d'Hydro-Québec.

Pour rencontrer cet objectif, Hydro-Québec Distribution a lancé deux appels d'offres totalisant 3000 MW. Le premier appel de 1000 MW, réservé à la Gaspésie et à la MRC de Matane, a été lancé en 2003. Les projets ont été sélectionnés et sont actuellement en phase d'implantation. Parallèlement à cette démarche, Hydro-Québec Production s'est engagé dans quelques contrats de gré à gré dont, entre autres, les trois projets de Murdochville pilotés par 3Ci. Le deuxième appel d'offres de 2000 MW a, quant à lui, été lancé en 2005 et couvre l'ensemble du Québec. La sélection des projets est prévue pour l'automne 2007.

Ainsi, certains projets issus du premier appel d'offres et ceux provenant des contrats de gré à gré ont été soumis à la *Procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement* prévue à la Loi sur la qualité de l'environnement selon la directive en vigueur (MDDEP, 2003 a, 2003 b, 2004 a, 2004 b et 2005). Jusqu'à maintenant, cinq projets localisés dans la région administrative de la Gaspésie – Îles-de-la-Madeleine ont également été évalués par le Bureau d'Audiences Publiques sur l'Environnement (BAPE). Il s'agit des projets du mont Copper et du mont Miller (BAPE, 2004), de Murdochville (BAPE, 2005 a), de l'Anse-à-Valleau (BAPE, 2005 b) et enfin celui de Carleton (BAPE, 2007).

Lors des différentes audiences publiques tenues par le BAPE, plusieurs préoccupations fauniques ont été soulevées; principalement à l'égard des oiseaux et des chiroptères mais aussi sur la faune en général. Une des inquiétudes de certains participants concerne l'impact du développement éolien sur la grande faune, notamment l'orignal (*Alces alces*). L'impact sonore est questionné mais aussi la fragmentation des habitats suite au déboisement. Deux commissions du BAPE, celle sur le projet de l'Anse-à-Valleau et celle sur le projet de Murdochville, ont retenu ces préoccupations et ont proposé la recommandation suivante :

« Étant donné que plusieurs projets de parcs sont prévus sur le territoire de la Gaspésie, la commission est d'avis que le ministère des Ressources naturelles et de la Faune devrait entreprendre une étude afin de mieux documenter leurs répercussions sur la grande faune »

Sur le plan du bruit, Faune Québec a procédé à une revue de littérature au printemps 2005. Bien que des études furent réalisées sur le sujet, l'effet du bruit sur la faune n'a été que superficiellement étudié et les résultats ne peuvent être extrapolés aux impacts du bruit des éoliennes (comm. pers. S. Lefort)¹.

Mesurer l'impact du développement éolien sur la grande faune en général et sur l'orignal en particulier nécessiterait des études spécifiques basées sur des plans d'échantillonnage orientés pour vérifier des hypothèses précises. Or, Faune Québec doit également s'investir dans des projets d'acquisition de connaissances concernant des espèces fauniques dont la sensibilité au développement des parcs éoliens est plus appréhendée; comme par exemple les oiseaux de proie et les chiroptères. Comme les ressources humaines et financières sont limitées, des choix s'imposent et des priorités d'action doivent être identifiées. Dans ce contexte, profiter de toutes les opportunités d'économie d'échelle s'avère une alternative pertinente. C'est précisément dans cet esprit qu'ont été élaborés les travaux couverts par le présent rapport et c'est aussi dans cet esprit qu'il faut interpréter les résultats obtenus.

¹ LEFORT, Sébastien, Direction du développement de la faune à Québec

Un inventaire aérien de l'orignal était prévu pour l'ensemble de la zone de chasse 1 à l'hiver 2007. Deux équipes de travail ainsi que deux hélicoptères étaient donc déjà mobilisés pour cette tâche. Comme un inventaire similaire avait été réalisé en 2000, nous avons profité de ces deux survols du territoire pour amorcer une réflexion sur la cohabitation de l'orignal avec les parcs éoliens. Pour améliorer la couverture de l'inventaire 2007 sur les parcs éoliens sélectionnés, nous avons ajouté deux parcelles au plan d'échantillonnage initial. Une deuxième base de données, celle contenant les sites d'abattage d'originaux dans la zone de chasse 1, a également été mise à profit pour préciser notre évaluation.

Enfin, la compagnie Cartier Énergie Éolienne inc., qui est impliquée dans plusieurs projets sélectionnés lors du premier appel d'offres, était également intéressée à documenter cette question. Elle a donc contribué au financement de la couverture totale, par inventaire aérien, des parcs de l'Anse-à-Valleau (en phase de construction), des deux parcs et des trois secteurs à l'étude à Murdochville ainsi que celui de Carleton (construction non débutée). Cette série de données complète l'information utilisée dans la présente analyse.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Aire d'étude

La direction régionale de la Gaspésie – Îles-de-la-Madeleine comprend les MRC de La Haute-Gaspésie, La Côte-de-Gaspé, Le Rocher Percé, Bonaventure, Avignon ainsi que les Îles-de-la-Madeleine. Ce découpage administratif ne correspond pas tout à fait à celui du zonage de chasse et de pêche. En fait, la région administrative couvre une bonne partie de la zone de chasse 1 et une petite partie de la zone 2 (figure 1).

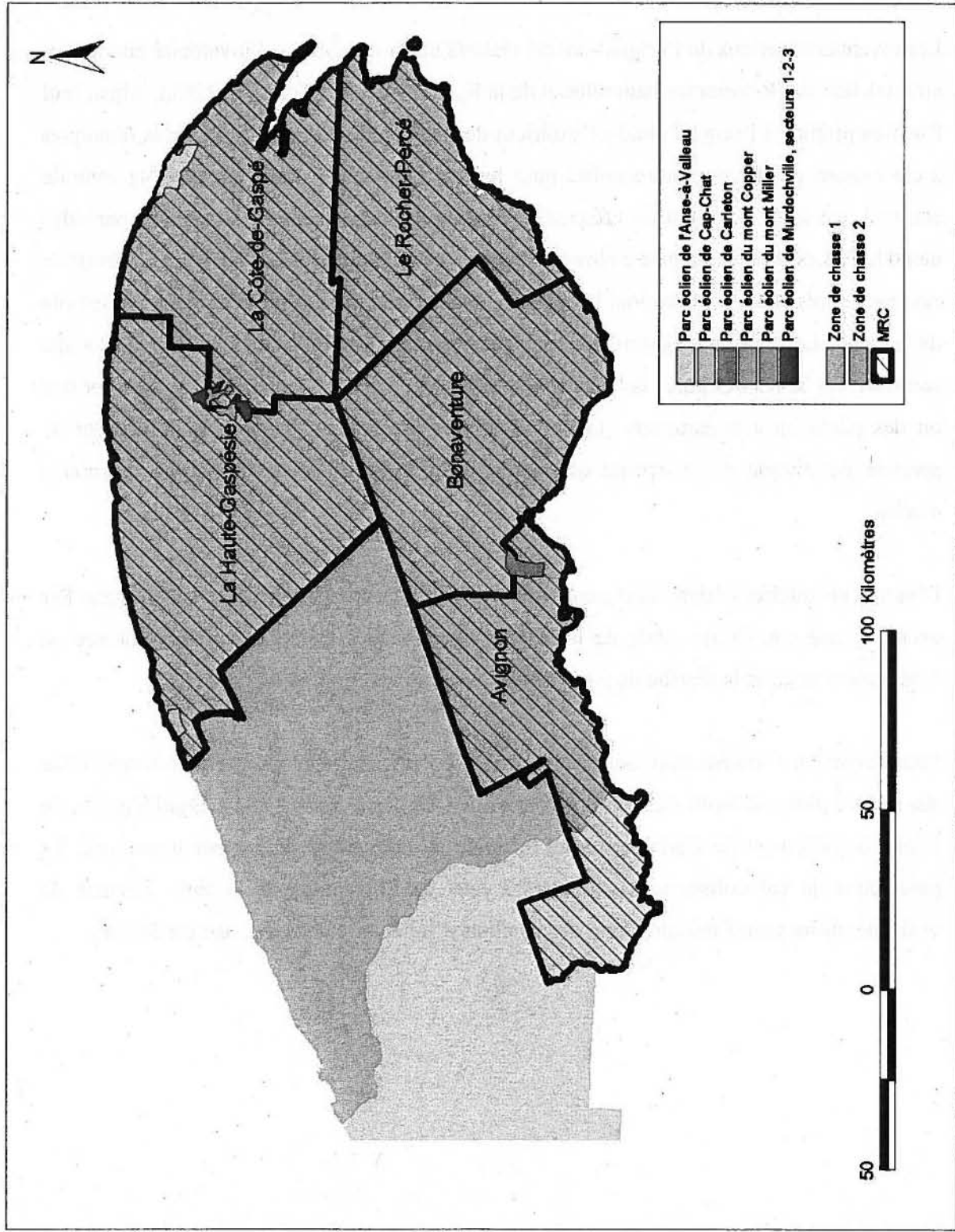


Figure 1. Aire d'étude.

2.2 Inventaires aériens

Les inventaires aériens de l'original ont été réalisés selon les normes d'inventaire en vigueur au ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) (Courtois, 1991). Ainsi, seul l'habitat propice à l'original situé à l'extérieur des parcs nationaux et des réserves fauniques a été couvert par le parcellaire utilisé pour les survols aériens. Dans le cas de la zone de chasse 1, ces inventaires ont été effectués par échantillonnage aléatoire stratifié de parcelles de 60 km². Les réseaux de pistes observés étaient cartographiés lors du survol. L'objectif de ces inventaires était de déterminer la densité et la structure de la population pour l'ensemble de la zone. Les résultats obtenus ne sont généralement pas utilisables à l'échelle locale, comme c'est le cas des parcs éoliens, sauf peut-être si le hasard a permis d'y localiser une ou des parcelles à inventorier. Les résultats des inventaires disponibles permettent de préciser l'évolution de la densité de population d'originaux depuis les quinze dernières années.

D'autres inventaires aériens sont aussi disponibles pour certains territoires spécifiques. Par exemple, une couverture totale de la réserve faunique des Chic-Chocs a été réalisée en 2002 pour y estimer la densité de population d'originaux (Bujold *et al.*, 2002 a).

Pour compléter l'information, nous avons effectué l'inventaire aérien par couverture totale des parcs éoliens du mont Copper, du mont Miller, des secteurs 1, 2 et 3 à Murdochville, de l'Anse-à-Valleau et de Carleton. Outre le mode de couverture du secteur inventorié, les paramètres de vol utilisés sont similaires à ceux de l'inventaire de la zone. Le taux de visibilité utilisé pour l'interprétation des résultats d'inventaire de cette zone est de 0,52.

À partir de l'ensemble de ces éléments nous avons procédé à diverses analyses :

- Analyser les résultats d'inventaire par couverture totale de chaque parc éolien pour déterminer l'utilisation actuelle de ces secteurs par l'orignal .
- Comparer l'évolution de la situation dans et autour des parcs éoliens entre 2000 et 2007, en utilisant les résultats observés lors de ces deux inventaires aériens dans les parcelles ou parties de celles-ci contenues dans les parcs éoliens et dans une zone tampon de 10 km autour de ceux-ci .
- Comparer les résultats obtenus dans chacune des MRC avec la tendance observée pour la zone 1 lors des inventaires de 2000 et 2007.
- Mesurer la distance des ravages d'originaux répertoriés à proximité des éoliennes.

2.3 Récolte des originaux par la chasse.

L'article 21 du **Règlement sur les activités de chasse** (L.R.Q., C-61.1, r. 0.00001) prévoit l'obligation pour un chasseur ou un groupe de chasseurs d'enregistrer son gibier (cerf de Virginie, orignal, caribou ou ours noir) dans les 48 heures de sa sortie du lieu de chasse. Comme ces informations sont géoréférencées, il est possible d'extraire du système d'enregistrement de la faune au Québec (SEFAQ) les points d'abattage selon la couverture spatiale souhaitée. D'autre part, nous disposons d'une corrélation significative entre la récolte des mâles adultes observée et la densité de population de l'orignal dans les différentes zones de chasse (Lefort et Huot 2007). Cette information suppose que les niveaux de récolte observés dans différents secteurs de la zone reflètent les niveaux de population de ces secteurs.

À partir de l'ensemble de ces éléments nous avons procédé à diverses analyses :

- Comparer la récolte annuelle de 1990 à 2006 dans chacune des MRC avec celle de la zone .
- Analyser la récolte annuelle de 1990 à 2006 dans les parcs éoliens ainsi que dans la zone tampon de 5 km qui l'entoure .
- Mesurer la distance des sites d'abattage d'originaux répertoriés dans une zone tampon de 2 km de chacune des éoliennes des parcs du mont Miller, du mont Copper et de Cap-Chat dans les années qui ont suivi leur mise en service.

L'ensemble du traitement de l'information géographique a été réalisé à l'aide du logiciel ArcView, versions 3.2 et 9.2.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Observations et résultats tirés des inventaires.

3.1.1 Inventaires aériens de la zone

L'évolution de l'état de la population de l'orignal de la zone de chasse 1 est bien illustrée par les densités estimées lors des inventaires aériens des hivers 1992; 2000 et 2007 avec respectivement de $1,0 \pm 0,2$ orignal par 10 km^2 (Lamoureux et Parisé 1994), $4,3 \pm 0,4$ orignaux par 10 km^2 (Bujold *et al.* 2002 b) et $7,9 \pm 0,9$ orignaux par 10 km^2 (Landry et Lavergne 2007).

3.1.2 Inventaires aériens des parcs éoliens en 2007

Les résultats de l'inventaire aérien des parcs du mont Copper et du mont Miller à l'hiver 2007 démontrent une très faible présence de l'orignal sur ces territoires (figure 2). Des résultats similaires sont observés pour les trois territoires adjacents où il existe des projets de parcs éoliens. De plus, les résultats de l'inventaire du mont Copper, effectué en 2002 lors de l'inventaire aérien de la réserve faunique des Chic-Chocs, indiquent une certaine stabilité de la situation. Globalement, l'ensemble de ce secteur recèle une densité de $1,1$ orignal par 10 km^2 (tableau 1) très inférieure à celle observée de $7,0$ orignaux par 10 km^2 (tableau 2) dans la MRC de La Côte-de-Gaspé à l'hiver 2007. Cette situation serait attribuable à des conditions d'habitat moins favorables. Ainsi, selon des données récoltées lors de l'inventaire aérien des réserves fauniques de Matane et de Dunière à l'hiver 2007 (Lamoureux *et al.* 2007), on constate que les sites situés à une altitude supérieure à 600 m sont peu utilisés par l'orignal (figure 3). Par conséquent, nous pensons que la localisation entre 700 m et 900 m d'altitude des parcs du mont Copper et du mont Miller (figures 4 et 5) explique la faible densité observée. Ces résultats indiquent que la mise en place des parcs éoliens du mont Copper et du mont Miller ont probablement eu un impact négligeable sur l'orignal puisqu'il fréquente peu ces secteurs. Par contre, ces résultats ne permettent pas de mesurer l'impact de la présence des éoliennes sur le comportement de l'orignal. Pour cette raison, ces parcs présentent peu d'intérêt pour documenter le sujet.

Les résultats de l'inventaire aérien des parcs de Carleton et de l'Anse-à-Valleau à l'hiver 2007 révèlent une présence plus importante de l'original. Comme la prise de ces mesures a été effectuée avant l'installation des éoliennes, ces sites pourraient éventuellement faire l'objet d'un suivi ultérieur pour tenter de mesurer l'impact des éoliennes sur le comportement de l'original et sa fréquentation du secteur. De plus, ces deux parcs présentent également l'avantage d'être situés à des altitudes potentiellement favorables à l'original.

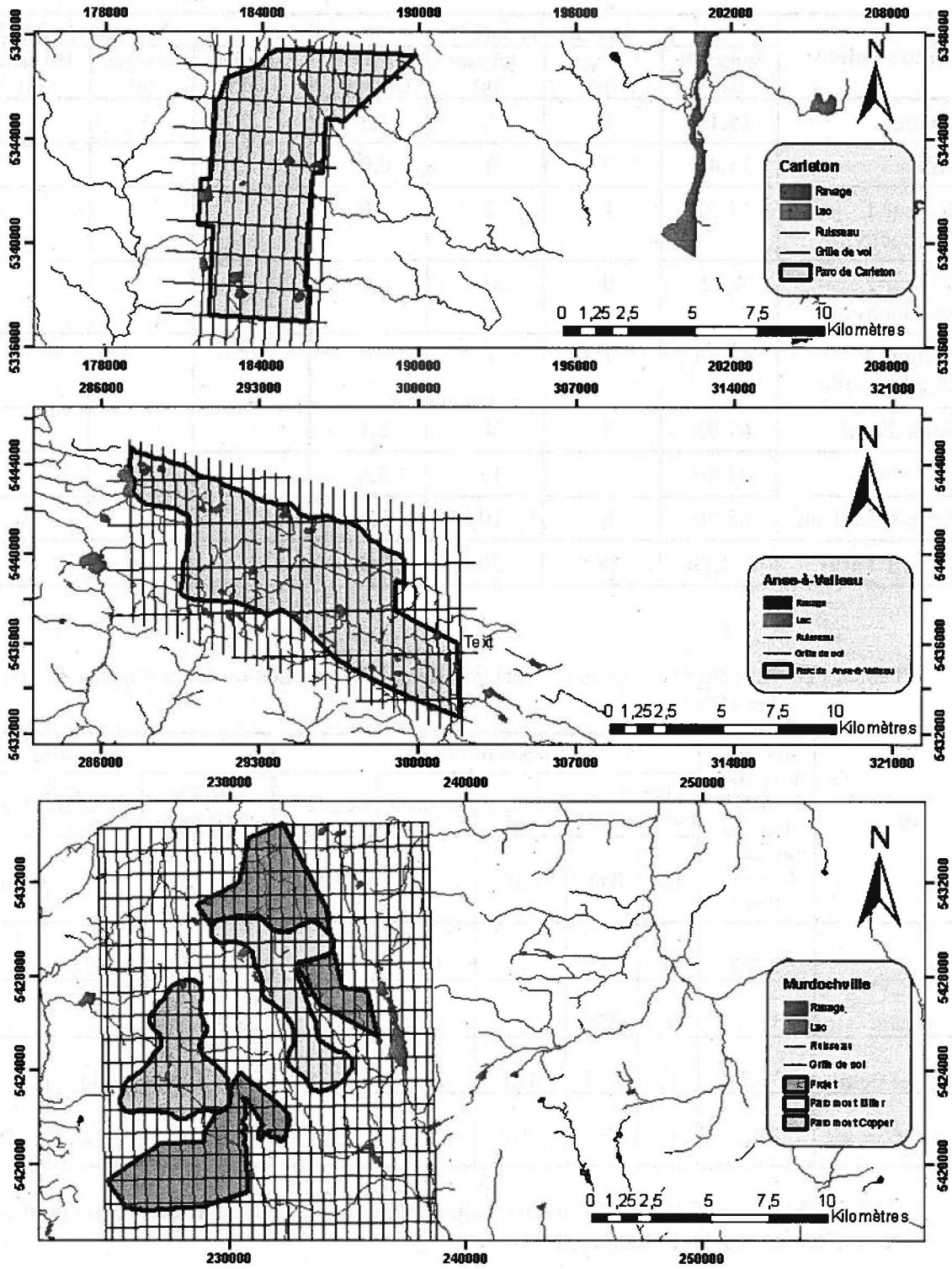


Figure 2. Inventaires aériens de l'original dans les parcs éoliens et les secteurs projetés.

Tableau 1. Inventaires aériens de l'original par couverture totale des parcs éoliens.

| Parc éolien | Inventaire 2007 | | | | Inventaire 2002 | | | |
|------------------------|-------------------------------|-------------|---------------|--------------------------------|-------------------------------|-------------|---------------|--------------------------------|
| | Superficie (km ²) | Ravages (n) | Originaux (n) | Densité (/10 km ²) | Superficie (km ²) | Ravages (n) | Originaux (n) | Densité (/10 km ²) |
| Copper | 15,10 | 1 | 1 | 1,3 | 15,10 | 1 | 2 | 2,5 |
| Miller | 15,40 | 0 | 0 | 0,0 | | | | |
| Secteur 1 Murdochville | 12,97 | 1 | 2 | 3,0 | | | | |
| Secteur 2 Murdochville | 4,82 | 0 | 0 | 0,0 | | | | |
| Secteur 3 Murdochville | 18,76 | 1 | 1 | 1,0 | | | | |
| Sous-Total | 67,05 | 3 | 4 | 1,1 | | | | |
| Carleton | 44,80 | 7 | 13 | 5,6 | | | | |
| Anse-à-Valleau | 65,70 | 6 | 10 | 2,9 | | | | |
| Grand Total | 214,10 | 18 | 30 | 2,7 | | | | |

Tableau 2. Inventaires aériens de l'original dans les parcelles ou leurs parties situées dans les MRC.

| MRC | Supreficie de la MRC dans l'habitat original de la zone 1 (km ²) | Inventaire 2007 | | | | | Inventaire 2000 | | | | |
|-------------------|--|------------------------|--------------------|---------|-----------|------------------------|------------------------|--------------------|---------|-----------|------------------------|
| | | Parcelles inventoriées | | Ravages | Originaux | Densité ⁽¹⁾ | Parcelles inventoriées | | Ravages | Originaux | Densité ⁽¹⁾ |
| | | (n) | (km ²) | (n) | (n) | (/10 km ²) | (n) | (km ²) | (n) | (n) | (/10 km ²) |
| Avignon | 1 762 | 4 | 240 | 45 | 103 | 8,3 | 13 | 701 | 69 | 158 | 4,3 |
| Bonaventure | 3 430 | 6 | 356 | 48 | 112 | 6,1 | 23 | 1054 | 126 | 278 | 5,1 |
| La Côte-de-Gaspé | 3 351 | 14 | 723 | 114 | 264 | 7,0 | 30 | 1437 | 111 | 280 | 3,7 |
| La Haute-Gaspésie | 2 925 | 17 | 767 | 109 | 224 | 5,6 | 16 | 802 | 72 | 198 | 4,7 |

(1) Le faible effectif d'échantillonnage disponible pour les calculs de densité ne permet pas de réaliser une analyse statique précise.

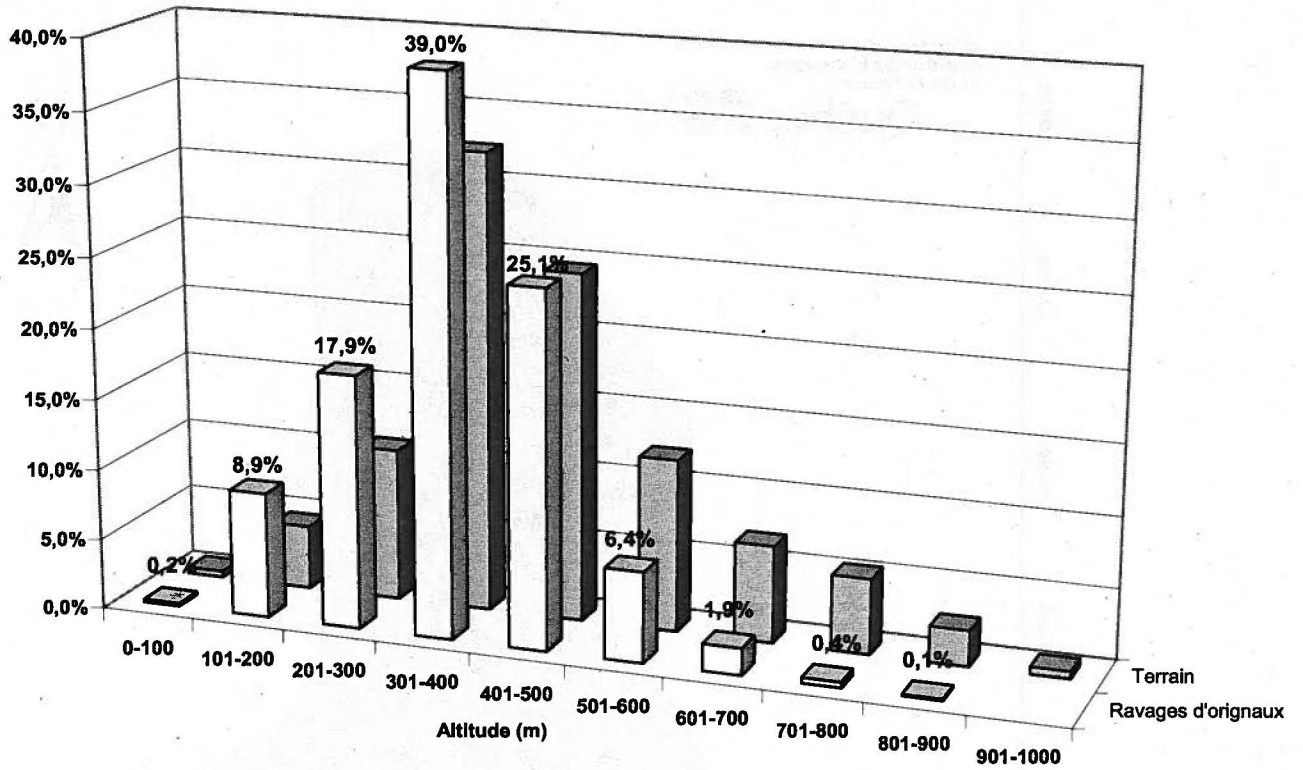


Figure 3. Répartition altitudinale des superficies des ravages d'orignaux recensés à l'hiver 2007 en fonction de la disponibilité d'habitat pour les strates correspondantes dans la réserve faunique de Matane. (tirée de Lamoureux *et al.* 2007)

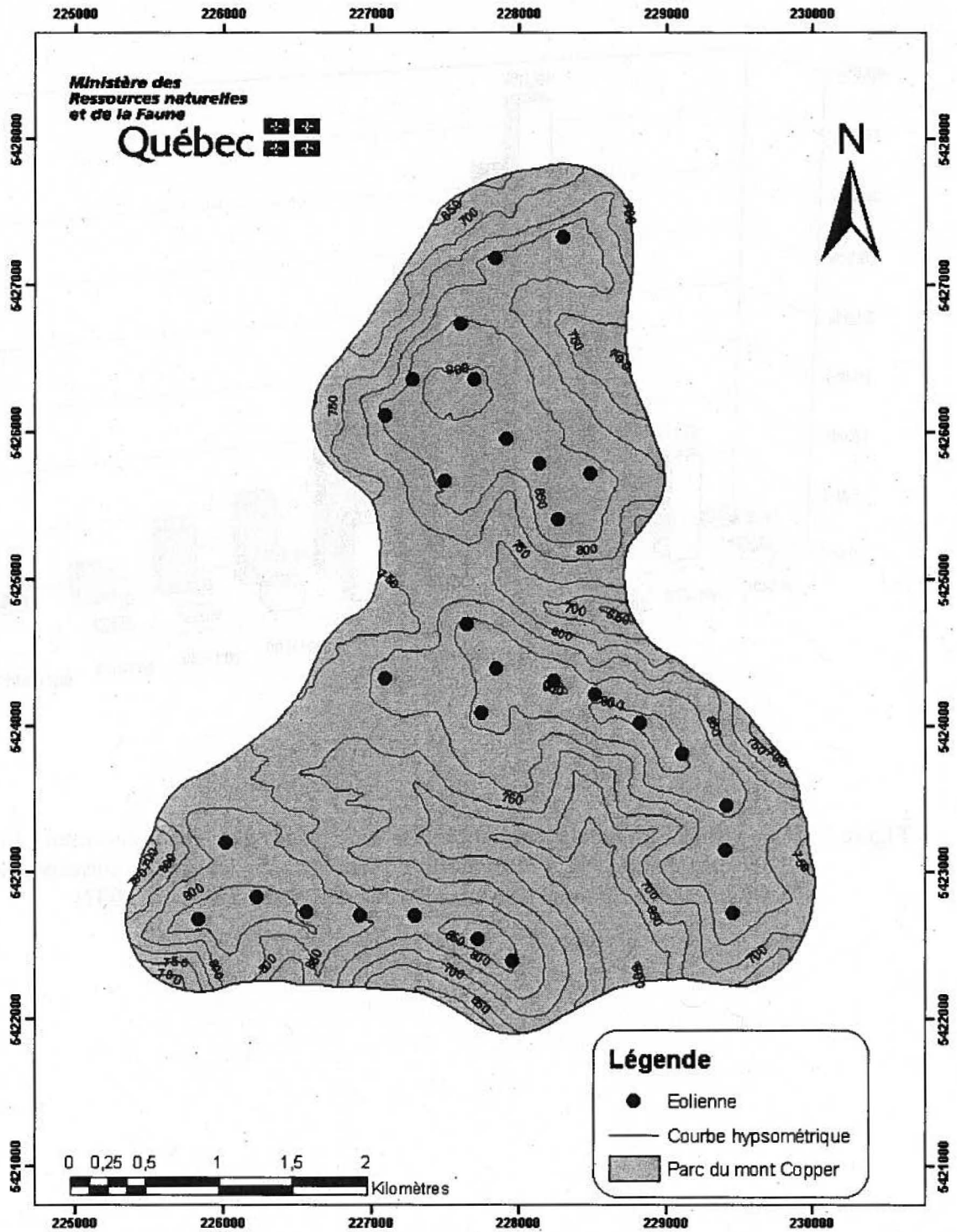


Figure 4. Hypsométrie du parc éolien du mont Copper.

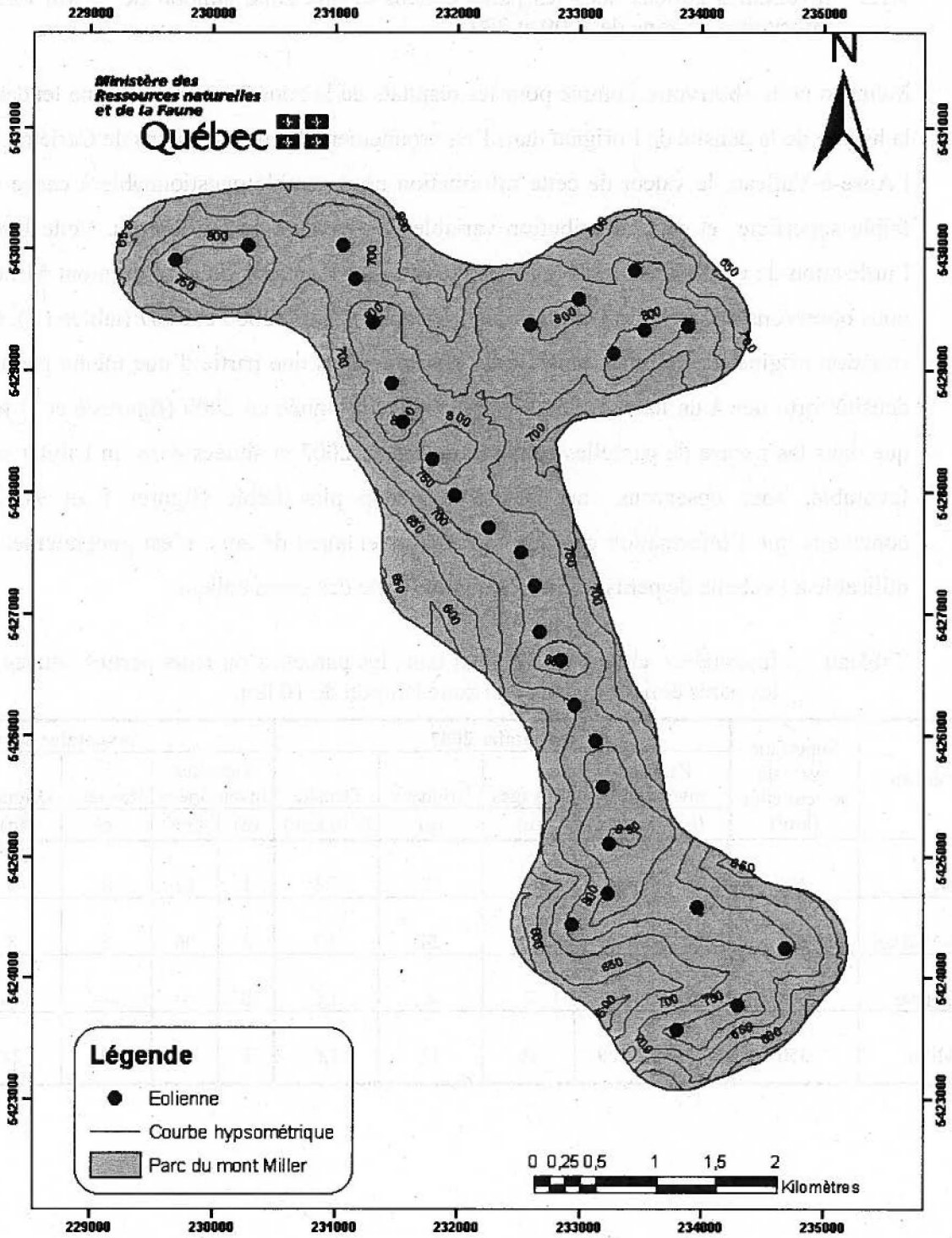


Figure 5. Hypsométrie du parc éolien du mont Miller.

3.1.3 Inventaires aériens dans les parcs éoliens et une zone tampon de 10 km lors des inventaires de zone de 2000 et 2007.

Même si nous observons, comme pour les résultats de la zone 1 en général, une tendance à la hausse de la densité de l'original dans l'environnement des parcs éoliens de Carleton et de l'Anse-à-Valleau, la valeur de cette information nous semble questionnable à cause de la faible superficie et de la distribution variable des secteurs échantillonnés. Cette limite à l'utilisation de ces données est bien illustrée avec les résultats du parc du mont Miller où nous observons une très forte diminution de la densité entre 2000 et 2007 (tableau 3). Cette situation origine de résultats plus élevés observés dans une partie d'une même parcelle à densité forte liée à un habitat plus favorable échantillonnée en 2000 (figures 6 et 7) tandis que dans les parties de parcelles échantillonnées en 2007 et situées dans un habitat moins favorable, nous observons une densité beaucoup plus faible (figures 8 et 9). Nous concluons que l'information obtenue lors des inventaires de zone n'est généralement pas utilisable à l'échelle de petits territoires comme celle des parcs éoliens.

Tableau 3. Inventaires aériens de l'original dans les parcelles ou leurs parties situées dans les parcs éoliens et dans une zone tampon de 10 km.

| Parc éolien | Superficie totale du secteur cible (km ²) | Inventaire 2007 | | | | | Inventaire 2000 | | | | |
|----------------|---|------------------------|--------------------|---------|----------|------------------------|------------------------|-------------------|---------|----------|------------------------|
| | | Parcelles inventoriées | | Ravages | Orignaux | Densité | Parcelles inventoriées | | Ravages | Orignaux | Densité |
| | | (n) | (km ²) | (n) | (n) | (/10 km ²) | (n) | km ²) | (n) | (n) | (/10 km ²) |
| Carleton | 326 | 1 | 60 | 9 | 22 | 7,1 | 1 | 14 | 0 | 0 | 0,0 |
| Anse-à-Valleau | 338 | 2 | 98 | 11 | 24 | 4,7 | 2 | 96 | 5 | 8 | 1,6 |
| Mont Copper | 198 | 3 | 84 | 7 | 8 | 1,8 | 0 | --- | --- | --- | --- |
| Mont Miller | 350 | 3 | 129 | 10 | 11 | 1,6 | 2 | 44 | 9 | 22 | 9,6 |

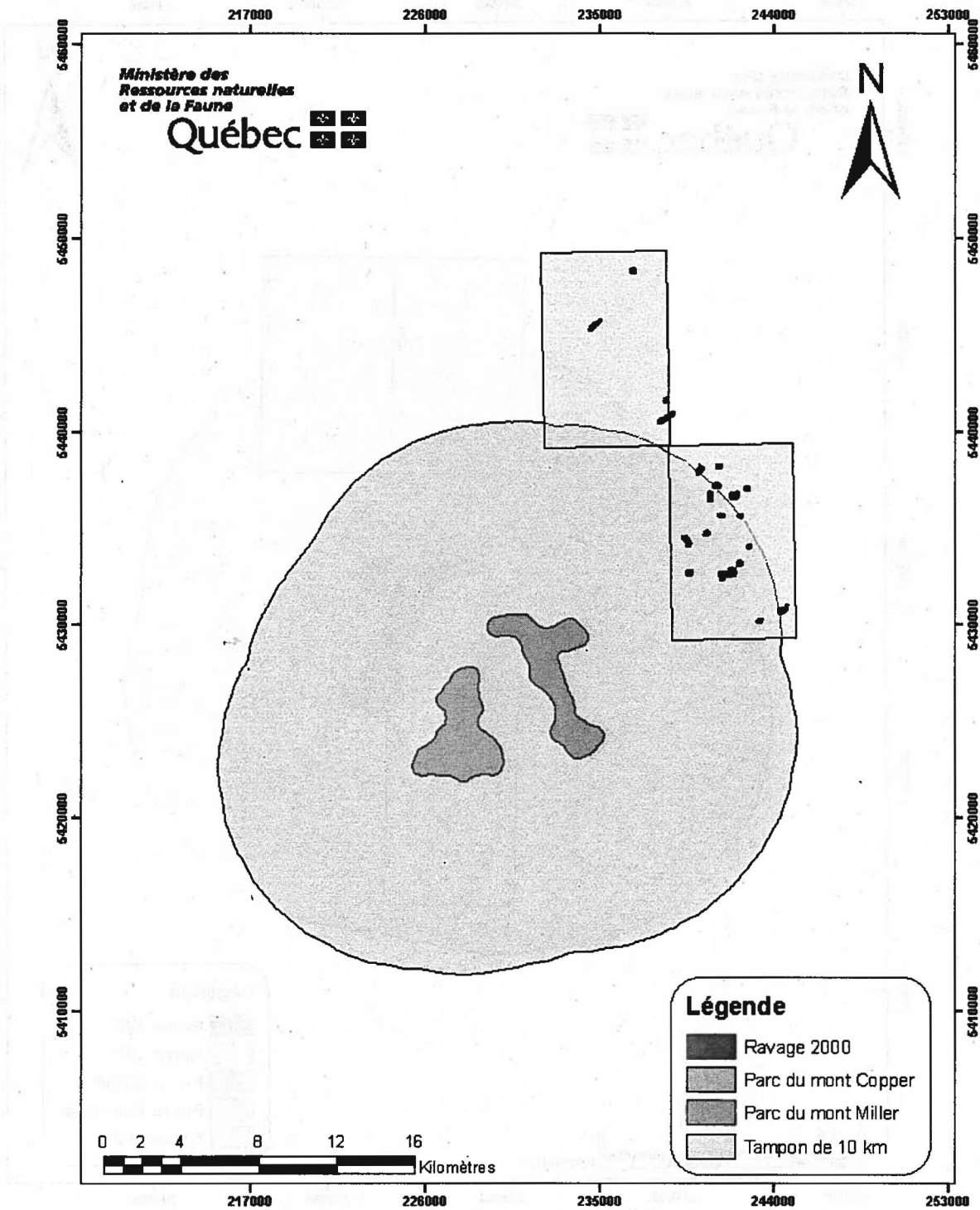


Figure 6. Parcelles échantillonnées dans une zone tampon de 10 km des parcs éoliens des monts Copper et Miller lors de l'inventaire aérien de l'original de la zone de chasse 1 à l'hiver 2000.

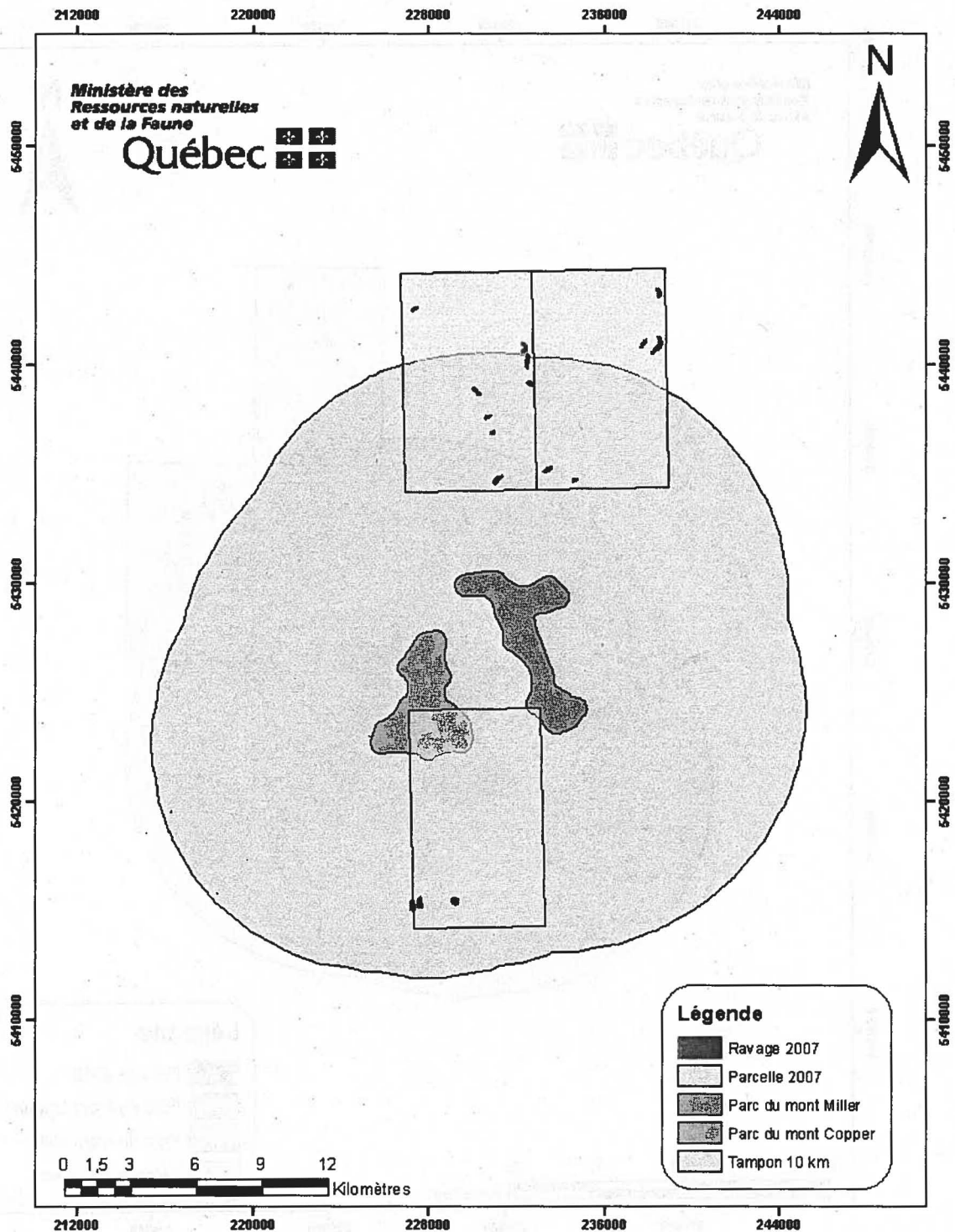


Figure 7. Parcelles échantillonnées dans une zone tampon de 10 km des parcs éoliens des monts Copper et Miller lors de l'inventaire aérien de l'original de la zone de chasse 1 à l'hiver 2007.

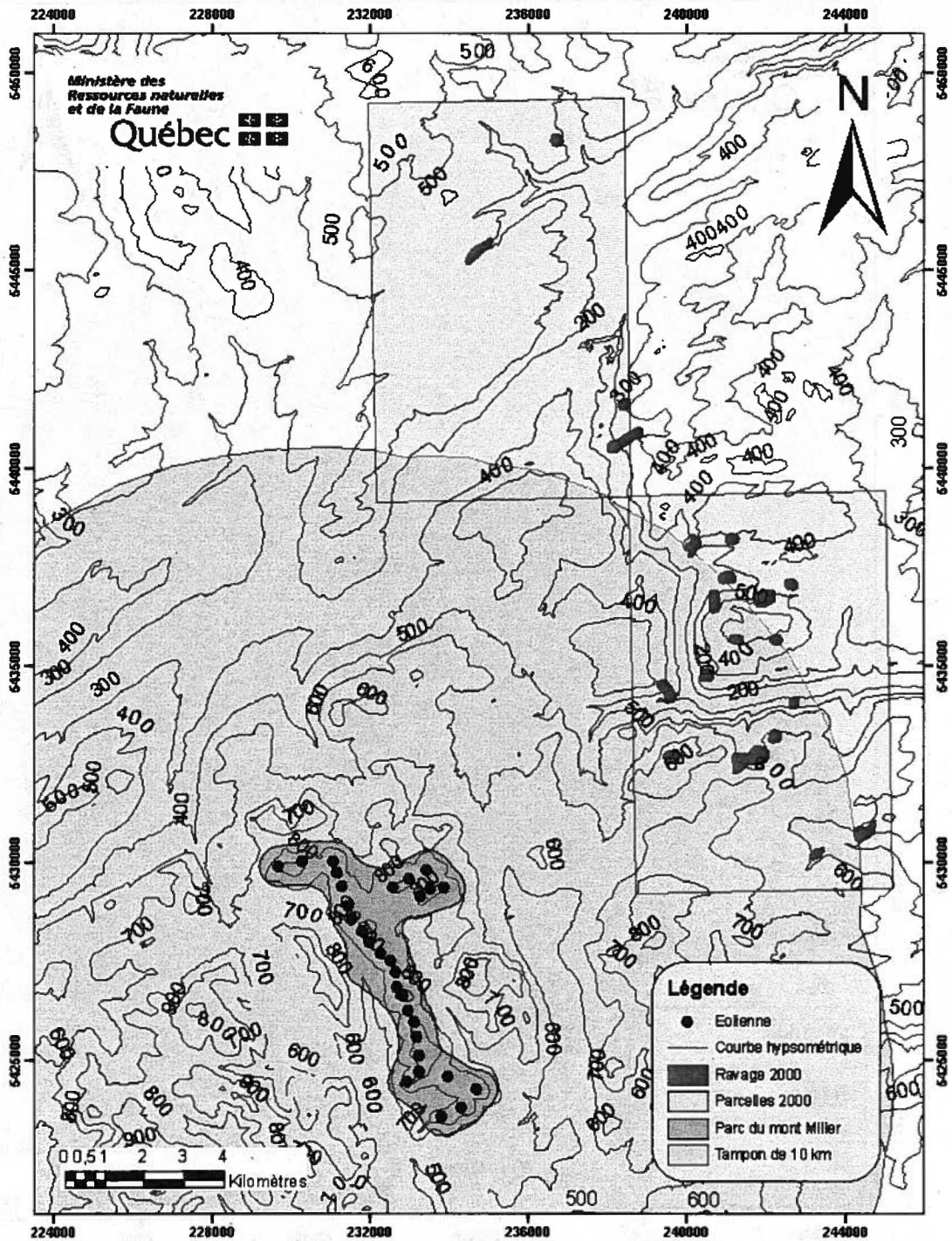


Figure 8. Ravages observés dans une zone tampon de 10 km du parc éolien du mont Miller lors de l'inventaire aérien de l'original de la zone de chasse 1 à l'hiver 2000.

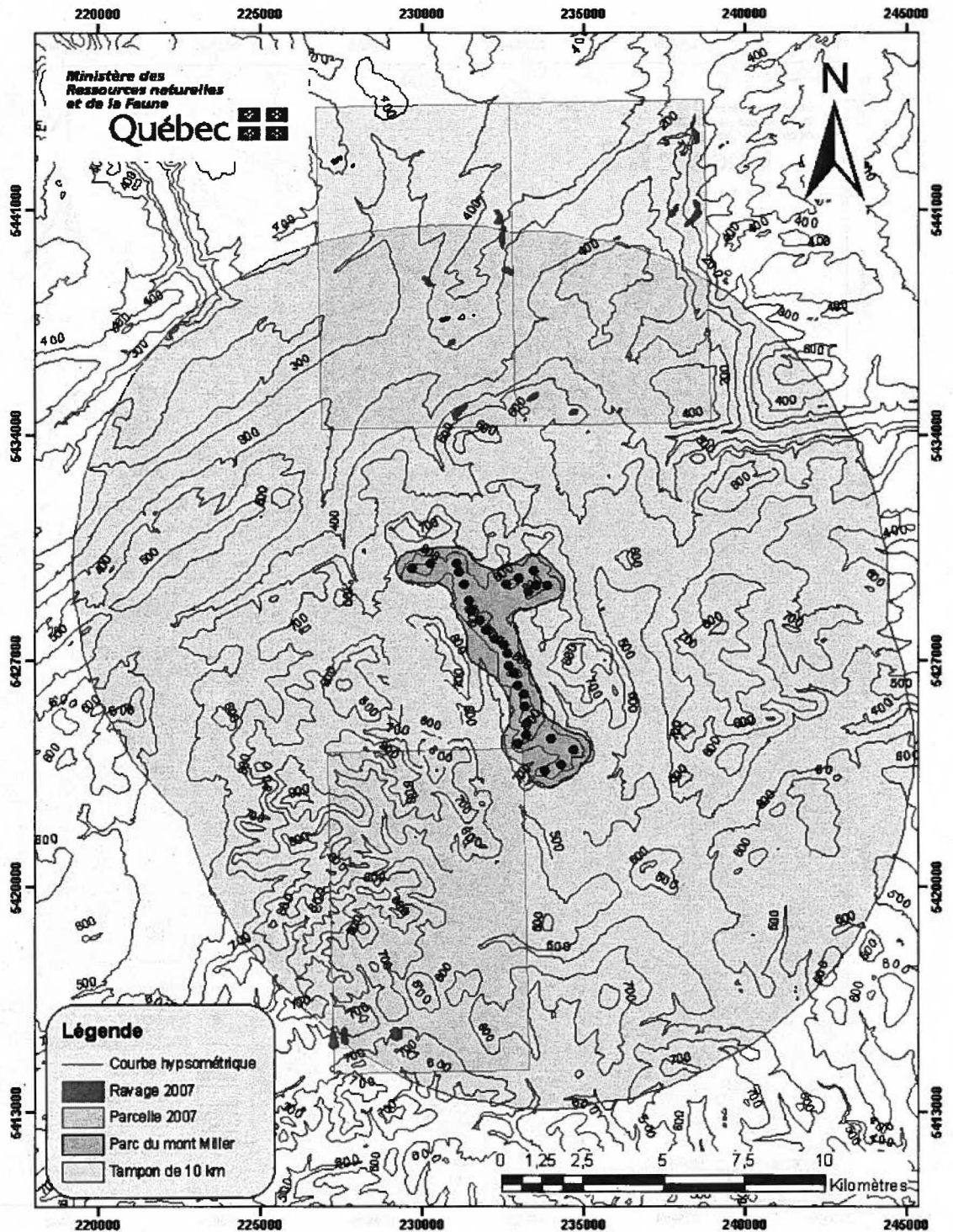


Figure 9. Ravages observés dans une zone tampon de 10 km du parc éolien du mont Miller lors de l'inventaire aérien de l'original de la zone de chasse 1 à l'hiver 2007.

3.1.4 Inventaires de zone à l'échelle de la MRC.

Au tableau 2, on constate, pour tous les territoires des MRC, une augmentation de la densité entre les deux inventaires comme observé pour l'ensemble de la zone. Dans ce cas, la superficie échantillonnée s'avère suffisante pour fournir une indication valable de la tendance de la population. Nous retenons que les résultats obtenus à l'intérieur d'une MRC lors des inventaires de zone pourraient être utilisés à cette échelle. Le niveau d'augmentation n'est cependant pas uniforme d'une MRC à l'autre. Cette situation pourrait s'expliquer par des potentiels d'habitat et des niveaux d'exploitation variables selon les différents territoires des MRC. Il nous apparaît qu'une superficie comparable à celle d'une MRC constitue un territoire de référence intéressant pour le suivi d'une population d'originaux.

3.1.5 Présence de ravages d'originaux à proximité des éoliennes.

À cause de la faible présence d'originaux observés dans et à proximité des parcs du mont Copper et du mont Miller à l'hiver 2007, nous disposons de trop peu de données pour évaluer le comportement hivernal des originaux à proximité des éoliennes. À titre indicatif, notons qu'un ravage a été observé à 430 m d'une éolienne et à 434 m d'une autre. Un autre ravage était situé à 1244 m d'une éolienne et à 1800 m d'une autre. Enfin, un troisième ravage était situé à 1363 m d'une éolienne et à 1616 m d'une autre.

3.2 Observations et résultats tirés de la récolte.

3.2.1 Comparaison de la population de l'original de la MRC à celle de la zone selon la récolte.

Les récoltes observées dans chacune des MRC présentent une très forte corrélation ($r < 0,985$, $P < 0,001$) avec celles du reste de la zone (tableau 4). Ce constat permet d'utiliser les MRC comme territoire de référence pour analyser l'évolution de l'état de population de l'original dans les différents parcs éoliens. On peut supposer qu'un territoire situé dans l'environnement d'un parc éolien et d'une superficie comparable à celle d'une MRC permettrait également de supporter une telle analyse.

Tableau 4. Récolte des mâles adultes par MRC dans l'habitat de l'original de la zone de chasse 1.

| Territoire | Année | | | | | | | | | | | | | | | | | Corrélation ⁽¹⁾ MRC vs Zone | | |
|--------------------------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|---|--------|--|
| | 1990 | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | r | P | |
| Zone de chasse 1 | 343 | 330 | 309 | 417 | 516 | 560 | 701 | 705 | 1013 | 1091 | 1448 | 1567 | 1859 | 1849 | 2151 | 2200 | 2256 | | | |
| MRC | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Avignon | 18 | 15 | 17 | 22 | 34 | 36 | 37 | 53 | 87 | 88 | 135 | 122 | 164 | 188 | 182 | 230 | 223 | 0,986 | <0,001 | |
| MRC | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bonaventure | 32 | 23 | 26 | 43 | 50 | 50 | 61 | 79 | 110 | 117 | 153 | 179 | 208 | 230 | 258 | 255 | 264 | 0,996 | <0,001 | |
| MRC | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| La Côte-de-Gaspé | 42 | 49 | 44 | 53 | 97 | 101 | 115 | 114 | 156 | 172 | 200 | 273 | 300 | 251 | 355 | 339 | 378 | 0,985 | <0,001 | |
| MRC | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| La Haute-Gaspésie | 80 | 88 | 68 | 100 | 115 | 125 | 158 | 121 | 183 | 220 | 306 | 311 | 346 | 335 | 409 | 412 | 476 | 0,988 | <0,001 | |

(1) Corrélation calculée entre la récolte dans la MRC et la récolte dans la zone, moins celle dans la MRC.

3.2.2 Évolution de la récolte dans et à proximité des parcs éoliens.

Le tableau 5 présente la récolte annuelle des mâles adultes de 1990 à 2006 rapportée dans les parcs éoliens et dans une zone tampon de 5 km autour de ceux-ci. La récolte dans les parcs du mont Miller et du mont Copper est négligeable. Pour cette raison, nous pensons qu'il n'est pas pertinent d'analyser davantage les données de ces parcs. La récolte des parcs de Carleton et de l'Anse-à-Valleau est plus intéressante, surtout en y ajoutant la zone tampon de 5 km. Pour ces cas, nous observons une corrélation significative ($P < 0,002$) entre ces récoltes et celles de la MRC correspondante (tableau 5). L'évolution de la récolte annuelle dans et à proximité des parcs éoliens comparée à celle de la MRC ou d'un territoire de superficie équivalente pourrait être un indicateur utile de l'évolution de la situation.

Tableau 5. Récolte des mâles adultes dans l'habitat de l'orignal de la zone 1 à l'intérieur des parcs éoliens et dans une zone tampon de 5 km.

| Année | Parc éolien | | | | | | | | | | | | |
|-------|-------------|------|--------------------|-------------|--------------------------------------|--------------------------------------|-------|-------------|------|-------|----------------|------|--------------------|
| | Carleton | | | Mont Copper | | | | Mont Miller | | | Anse-à-Valleau | | |
| | Tampon 5 km | Parc | Total ¹ | Tampon 5 km | Parc excluant réserve des Chic-Chocs | Parc Incluant réserve des Chic-Chocs | Total | Tampon 5 km | Parc | Total | Tampon 5 km | Parc | Total ² |
| 1990 | | | 0 | | | | 0 | 2 | | 2 | 3 | 1 | 4 |
| 1991 | | 1 | 1 | | | | 0 | 3 | | 3 | 5 | | 5 |
| 1992 | | 2 | 2 | | | | 0 | 3 | | 3 | 2 | | 2 |
| 1993 | | | 0 | | | 1 | 1 | 1 | | 1 | | 1 | 1 |
| 1994 | | | 0 | | | | 0 | 1 | 1 | 2 | 7 | | 7 |
| 1995 | | | 0 | 1 | | | 1 | 4 | 1 | 5 | 7 | | 7 |
| 1996 | | | 0 | | | | 0 | 4 | 1 | 5 | 4 | | 4 |
| 1997 | 2 | 2 | 4 | 1 | | | 1 | 5 | | 5 | 3 | 3 | 6 |
| 1998 | 6 | 3 | 9 | | | | 0 | 2 | | 2 | 13 | 2 | 15 |
| 1999 | 3 | 2 | 5 | 1 | | | 1 | 5 | | 5 | 8 | 3 | 11 |
| 2000 | 1 | 3 | 4 | | | | 0 | 4 | | 4 | 7 | 3 | 10 |
| 2001 | 3 | 4 | 7 | | | | 0 | 11 | | 11 | 9 | | 9 |
| 2002 | 5 | 4 | 9 | 3 | | | 3 | 13 | 1 | 14 | 6 | 8 | 14 |
| 2003 | 3 | 5 | 8 | 5 | | | 5 | 18 | | 18 | 16 | 4 | 20 |
| 2004 | 7 | 3 | 10 | 2 | | | 2 | 6 | | 6 | 23 | 3 | 26 |
| 2005 | 1 | 1 | 2 | 3 | | | 3 | 14 | | 14 | 24 | 6 | 30 |
| 2006 | 4 | 4 | 8 | 2 | | 1 | 3 | 9 | | 9 | 26 | 8 | 34 |

¹ Corrélation entre cette récolte et celle observée dans la MRC Avignon, $r = 0,700$ et $P < 0,002$

² Corrélation entre cette récolte et celle observée dans la MRC La Côte-de-Gaspé, $r = 0,897$ et $P < 0,001$

3.2.3 Récolte à proximité des éoliennes.

La récolte à proximité des éoliennes pourrait nous renseigner sur un éventuel comportement d'évitement des secteurs avec éoliennes par les orignaux en autant que la fréquentation par les chasseurs soit documentée. L'information obtenue à partir des sites d'abattage doit toutefois être utilisée avec circonspection puisque celle-ci recèle un niveau de précision inconnu et variable. Au parc du mont Copper aucune récolte n'est observée dans le périmètre de référence. Pour le parc du mont Miller, nous avons deux individus récoltés en 2005 et trois en 2006. Nous avons ajouté l'information provenant du parc de Cap-Chat qui, bien que situé en milieu plutôt agro-forestier moins favorable à l'original, est en opération depuis plus longtemps. Pour ce parc, nous disposons de 16 individus récoltés entre 2001 et 2006. En regroupant l'ensemble de ces 21 sites d'abattage (tableau 6), nous observons que 11 sont localisés à moins de 1,0 km d'une éolienne à des distances variant de 282 m à 996 m pour une moyenne de 652 m. Pour les 10 autres sites localisés entre 1,0 et 2,0 km d'une éolienne, les distances varient de 1094 m à 1975 m pour une moyenne de 1544 m. Ces résultats, bien que fragmentaires, laissent supposer qu'un éventuel comportement d'évitement des éoliennes par les orignaux pourrait s'exercer sur une distance relativement courte durant l'automne pour la catégorie d'éoliennes utilisées jusqu'à maintenant. D'autre part, il serait aussi pertinent de mettre en lien la distribution des chasseurs à proximité des parcs éoliens et la récolte observée.

Tableau 6. Distance de la plus proche éolienne des sites d'abattage situés dans un tampon de 2 km des éoliennes en opération.

| | Distance (m) | |
|---------------------|--------------|-------------|
| | 0 à 1000 | 1000 à 2000 |
| | 282 | 1094 |
| | 294 | 1207 |
| | 491 | 1326 |
| | 507 | 1422 |
| | 617 | 1425 |
| | 695 | 1676 |
| | 759 | 1727 |
| | 804 | 1763 |
| | 864 | 1828 |
| | 868 | 1975 |
| | 996 | |
| Observations | | |
| Nombre | 11 | 10 |
| Distance minimale | 282 | 1094 |
| Distance maximale | 996 | 1975 |
| Distance moyenne | 652 | 1544 |

4. CONSTATS ET SUIVI

4.1 Résumé des constats.

- Les éoliennes situées dans les secteurs à faible potentiel d'habitat offrent peu d'intérêt pour évaluer l'impact de leur présence sur la capacité de support du secteur pour l'original.
- L'information obtenue lors des inventaires aériens de zone de chasse n'est pas adéquate pour évaluer l'état de situation de l'original à l'échelle d'un parc éolien.
- Les résultats obtenus lors de l'inventaire de la zone de chasse pourraient permettre d'identifier la tendance de l'évolution de la population de l'original à l'échelle de la MRC.
- La localisation des ravages d'orignaux en fonction de la proximité des éoliennes pourrait permettre d'évaluer le niveau de tolérance des orignaux vis-à-vis la présence d'éoliennes en autant que les parcs inventoriés soient localisés dans un habitat favorable à l'original.
- La récolte annuelle des mâles adultes observée à l'échelle de la MRC pourrait être considérée comme un indicateur valable de l'évolution de la population de l'original dans ce territoire.
- Dans les secteurs à potentiel suffisant pour l'original, la récolte annuelle des mâles adultes dans les parcs éoliens, incluant une zone tampon d'environ 5 km, pourrait être un indicateur relatif de l'évolution de la population de l'original dans ce territoire lorsque comparé à la situation observée à l'échelle de la MRC.
- La localisation des sites d'abattage en fonction de la proximité des éoliennes et de la fréquentation par les chasseurs pourraient permettre d'évaluer le niveau de tolérance des orignaux vis-à-vis la présence d'éoliennes.

4.2 Suivi proposé.

Pour mieux documenter l'impact du développement éolien sur l'orignal à l'échelle régionale, pour les parcs éoliens soumis à l'analyse, nous proposons :

- De considérer comme zone d'analyse, une zone tampon autour des éoliennes installées plutôt que la limite administrative ou arbitraire des parcs éoliens. La zone tampon sera déterminée en fonction des paramètres mesurés.
- De comparer, sur une base annuelle, l'évolution de la récolte des mâles adultes observée dans des zones tampons de 2, 3 et 5 km à celle de la MRC de référence.
- D'utiliser aussi un autre territoire de référence d'environ 2 500 km² adjacent au parc éolien pour comparer, sur une base annuelle, l'évolution de la récolte des mâles adultes observée dans le parc et les zones tampons retenues.
- D'effectuer, sur une base triennale, un inventaire aérien hivernal du parc et de la zone tampon de 2 km. Considérer le potentiel de l'habitat pour l'orignal lors de la sélection des parcs éoliens à inventorier. Pour les sites retenus, effectuer ce même type d'inventaire au moins une fois avant la construction du parc éolien.
- De cumuler et d'analyser l'information concernant la localisation des ravages d'originaux en fonction de la proximité des éoliennes obtenue lors des différents inventaires aériens.
- De cumuler et d'analyser l'information concernant la localisation des sites d'abattage en fonction de la proximité des éoliennes obtenue annuellement avec le système SEFAQ.

5. CONCLUSION

Les analyses que nous avons effectuées confirment que les données actuellement disponibles ne sont pas adéquates pour évaluer de façon satisfaisante l'impact de l'implantation des éoliennes sur le comportement de l'original. Pour bien documenter le sujet, il faudra réaliser un certain nombre d'inventaires de suivi dans l'environnement de parcs éoliens mis en place dans des secteurs d'habitat favorable à l'original.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier les participants aux inventaires aériens et aux traitements des données obtenues. Un remerciement particulier est adressé à Monsieur Denis Lavergne et à Madame Renée Faubert pour la cartographie. Nous remercions également Monsieur Guy Dufort de Cartier Énergie Éolienne inc. pour sa participation financière à l'acquisition de l'information dans les parcs éoliens existants et ceux qui le seront à brève échéance. Enfin, un merci envers Mesdames Lina Campion et Isabelle Bernier pour la mise en page du document.

LISTE DES RÉFÉRENCES

- BAPE. 2004. Projets d'aménagement des parcs d'éoliennes des Monts Copper et Miller à Murdochville. Bureau d'audiences publiques sur l'environnement. Rapport d'enquête et d'audience publique. Rapport 190. Mars 2004.
- BAPE. 2005 a. Projets d'aménagement d'un parc éolien à Murdochville. Bureau d'audiences publiques sur l'environnement. Rapport d'enquête et d'audience publique. Rapport 216. Septembre 2005.
- BAPE. 2005 b. Projets de parcs d'éoliennes à Baie-des-Sables et à l'Anse-à-Valleau. Bureau d'audiences publiques sur l'environnement. Rapport d'enquête et d'audience publique. Rapport 217. Septembre 2005.
- BAPE. 2007. Projet de parc éolien à Carleton-sur-Mer. Bureau d'audiences publiques sur l'environnement. Rapport d'enquête et d'audience publique. Rapport 238. Février 2007.
- BUJOLD, V., G. LANDRY, M. BÉLANGER, R. FAUBERT et C. TURCOTTE. 2002 a. Inventaire aérien de l'orignal dans la réserve faunique des Chic-chocs à l'hiver 2002. Direction de l'aménagement de la faune Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, New Richmond. 12 pages.
- BUJOLD, V., G. LANDRY, M. BÉLANGER ET J. LAMOUREUX. 2002 b. L'évaluation de la population d'orignal de la zone 1 selon les résultats des inventaires aériens des hivers 2000 et 2001. Direction de l'aménagement de la faune Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, New Richmond. 15 pages.
- COURTOIS, R. 1991. Normes régissant les travaux d'inventaires aériens de l'orignal. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Service de la faune terrestre, 24 pages, SP1907-08-01.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 2006. L'Énergie pour construire le Québec de demain. La stratégie énergétique du Québec 2006-2015. 103 pages et 3 annexes.
- LAMOUREUX, J. et J.-M. PARISÉ. 1994. Inventaire aérien de l'orignal dans la zone de chasse 1 à l'hiver 1992. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Directions régionales du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, 21 pages.
- LAMOUREUX, J., A. PELLETIER, M. BÉLANGER, et C. LAROCQUE 2007. Inventaire aérien de l'orignal dans les réserves fauniques de Matane et de Dunière à l'hiver 2007. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune du Bas-Saint-Laurent, 34 pages.
- LANDRY, G. et D. LAVERGNE. 2007. Inventaire aérien de l'orignal dans la zone de chasse 1 à l'hiver 2007. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 16 pages.

LEFORT, S. et M. HUOT, 2007. PLAN DE GESTION DE L'ORIGINAL 2004-2010 BILAN DE LA MI-PLAN, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 36 pages.

MDDEP. 2003 a. Directive pour la réalisation d'une étude d'impact sur l'environnement d'un projet de parc éolien. Projet éolien du Mont Miller 3211-12-80. Direction des évaluations environnementales. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Mars 2003.

MDDEP. 2003 b. Directive pour la réalisation d'une étude d'impact sur l'environnement d'un projet de parc éolien. Projet éolien du Mont Copper 3211-12-81. Direction des évaluations environnementales. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Mars 2003.

MDDEP. 2004 a. Directive pour le projet de l'Anse-à-Valleau par Cartier énergie éolienne inc 3211-12-92. Direction des évaluations environnementales. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Juin 2004.

MDDEP. 2004 b. Directive pour le projet éolien de Murdochville par 3Ci inc 3211-12-95. Direction des évaluations environnementales. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Septembre 2004.

MDDEP. 2005. Directive pour la réalisation d'une étude d'impact sur l'environnement d'un projet de parc éolien à Carleton par Cartier énergie éolienne 3211-12-99. Direction des évaluations environnementales. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Juin 2005.

Ultrasound emissions from wind turbines as a potential attractant to bats: a preliminary investigation

Principal Investigator
Joseph M. Szewczak, Ph.D.
Humboldt State University
Arcata, CA 95521

Co-Investigator
Ed Arnett
Bat Conservation International
Austin, TX 78716

1 May 2006



Foote Creek Rim wind facility, Arlington, WY

Summary

Although audible acoustic emissions from wind turbines have been extensively measured (i.e., frequencies below 20 kHz), the ultrasound emissions remain uncharacterized for most wind turbines. We performed a basic characterization of ultrasound emissions from a variety of wind turbines to determine whether ultrasound emissions may contribute to attracting bats toward wind turbines with consequential fatalities from rotor strikes. We were particularly interested in characterizing ultrasound emissions from the 1.5 MW NEG Micon turbines because of the documented bat mortality from these turbines operating at the Mountaineer Wind Energy Center in West Virginia. All turbines sampled generated only minor ultrasound above ambient sound levels. The majority of acoustic energy was emitted at audible frequencies and trailed off rapidly above audible frequencies with a similar profile to that of ambient wind noise. Measured from ground level, 34 m directly below the 1.5 MW NEG Micon wind turbine rotors, these turbines emitted approximately 5, 3, and 2 dB above ambient at 20, 30, and 40 kHz respectively. Above 50 kHz there was no significant difference from ambient sound levels. We conclude that ultrasound emissions, as measured from the ground-level, from these wind turbines do not likely play a significant role in attracting bats. However, ultrasound could be emitted from other turbines we did not measure during this preliminary investigation, or from the nacelle of turbines, possibly warranting further investigation.

Introduction

Widespread and extensive documentation of bat mortality at wind energy facilities has prompted concern and subsequent investigations of the magnitude and causal factors of this mortality. In response to documented bat mortality from turbine rotor impacts at the Mountaineer Wind Energy Center in Tucker County near Thomas, West Virginia, and at the Meyersdale Wind Energy Center in Somerset County near Meyersdale, Pennsylvania (Arnett 2005), we undertook a preliminary investigation to determine whether turbines in service at these sites may be emitting ultrasound (sound inaudible to humans, but audible to bats) that might potentially attract bats to these hazards.

Ahlen (2003) suggested that audible "swooshing" sounds generated by moving turbine rotors may attract bats. Unfortunately, if audible swooshing sounds attract bats, there may be only limited opportunity to reduce or eliminate it as an attractant. However, bats also may be attracted to ultrasound, if present. In fact, ultrasound broadcasts are under investigation for their potential to attract bats over agricultural fields. Audible sound emissions from turbines have been measured, mostly in regard to meeting regulatory standards for noise. However, the ultrasound emissions of most wind turbines remain uncharacterized. If present, it may contribute to attracting bats to the hazard of moving rotors, and if so, characterizing any such ultrasound emissions may provide an avenue for eliminating or attenuating this potential attractant.

To attract bats at a distance and draw them into the turbine rotors, any ultrasound emissions would have to be of sufficient amplitude to be audible to bats at a distance greater than the length of the rotors. If present, ultrasound of this amplitude would be audible at ground level below the rotors. This facilitated this preliminary assessment in which we were restricted to measurements at the ground-level near turbines. If substantial ultrasound emissions can be detected from turbines at the ground-level, then it can be assumed that these structures emit

high amplitude ultrasound, and this would warrant a more thorough investigation subsequent to this investigation. It is possible that there may be ultrasound generated in the mechanisms and electronics within the turbine nacelles that we could not detect from ground level. But if present and indiscernible at ground level, then any such ultrasound would likely not contribute to attracting bats at a distance, although it could contribute toward promoting investigatory behavior once within striking range of turbine rotors.

Study sites and methods

From June to August 2005, we visited six wind turbine sites and recorded ultrasound from seven different types of wind turbines (Table 1). The Neg Micon 1.5 MW turbines are of particular interest because they are the type of turbine in service at the Meyersdale, PA and Mountaineer, WV facilities documented to cause significant bat mortalities (Arnett 2005).

Table 1. Wind turbine sites and wind turbines visited for sound recording.

| Site | turbine |
|--|---------------------------------------|
| National Renewable Energy Laboratory, Golden, CO | AOC1550 |
| Foote Creek Rim, Arlington, WY | Mitsubishi 600 kW Neg Micon 750 kW |
| Rock River, Laramie, WY | Mitsubishi 1 MW |
| Medicine Bow, WY | Vestas 660 kW Clipper 2.5 MW |
| Kimball, NE | Neg Micon 1.5 MW |

We recorded 3.4 second samples of full spectrum ultrasound using a handheld Pettersson D240x ultrasound detector (Pettersson Elektronik AB, Uppsala, Sweden) that enabled power frequency analysis of the ambient sound and sounds generated from the turbines (Fig. 1). This unit sampled at 307 kHz with 8 bit resolution. The recordings were saved to computer as wav files using SonoBat (DNDesign, Arcata, CA) by playing them back from the detector at a time expansion factor of 10 into an onboard laptop computer sound card that resampled at 44.1 kHz and 16 bit resolution to retain the full signal quality of the original signal. The uppermost frequency resolvable was 154 kHz. Ambient sound was recorded at the turbine sites at sufficient distance from the turbines where audible sounds (by ear) from the operating turbines were undetectable above ambient sound (approximately 100 m from the base of the turbines).

The frequency vs. power spectra plots presented in the results that follow were generated using a custom routine coded in LabVIEW (National Instruments, Austin, TX). This routine processed power spectra using a fast Fourier transform from consecutive 4,096 point sections (0.0929 second) of each file and averaged the results of the approximately 360 sections from each file. Power was scaled to decibels (dB), however the equipment used in this study limited our results to only relative dB between ambient sound and sound recorded near the turbines and equipment. Sonograms were generated using SonoBat (DNDesign, Arcata, CA).

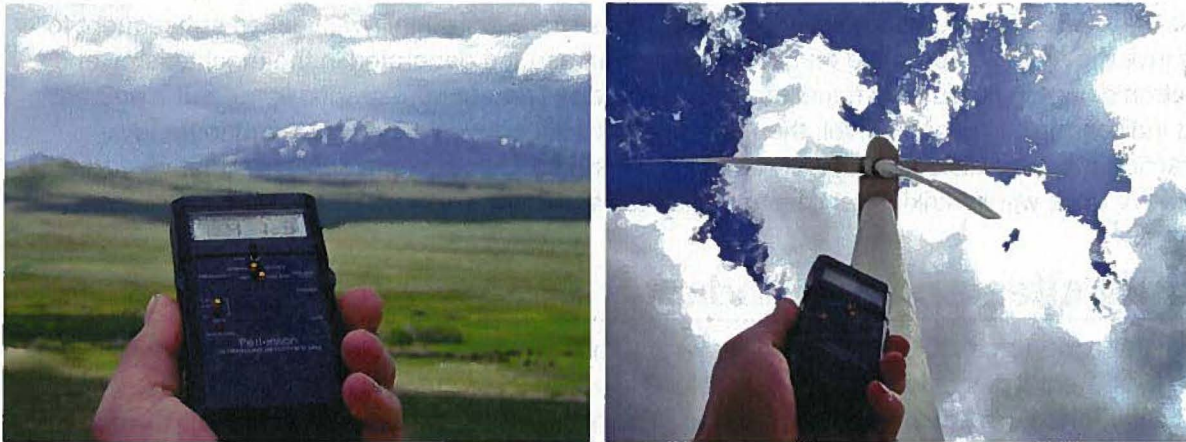


Fig. 1. Recording ambient sound (left) and sound at base of an operating wind turbine, directly below the rotors. The photographs show recording settings. During actual recording, the detector was held just in front of the chest at about sternum level, back to the wind, to shield the microphone element from direct wind noise (photos by Joe Szewczak, Humboldt State University).

Results

Results are listed by site visited.

National Renewable Energy Laboratory, Golden, CO

The winds were light during our site visit at the National Renewable Energy Laboratory (NREL) which limited our recording to a single turbine that could be electrically rotated for testing, the AOC1550. Compared to other turbines tested, the rotating blades of this turbine emitted sound up to 15 dB above ambient (Fig. 2). However, with the light winds during this recording the ambient noise level was also low, which would artificially enhance the relative difference compared to the other turbines we recorded driven by the wind. The rotating blades of this turbine generated no detectable ultrasound above 30 kHz. There was minor ultrasound generated from 20–30 kHz that exceeded ambient levels (8 dB maximum above ambient).

The control electronics of the AOC1550 did generate substantial ultrasound, peaking at 50 dB above ambient recorded 10 m from the source (Figs. 3 and 4). The frequency distribution of the power in these emissions was non-uniform, with a peak in power at 40 kHz.

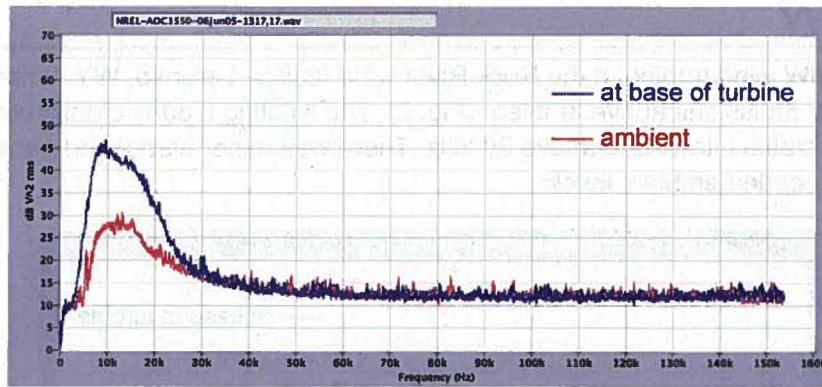


Fig. 2. Relative power spectra of ambient sound and sound generated by the AOC1550 wind turbine at the National Renewable Energy Laboratory, Golden, CO.

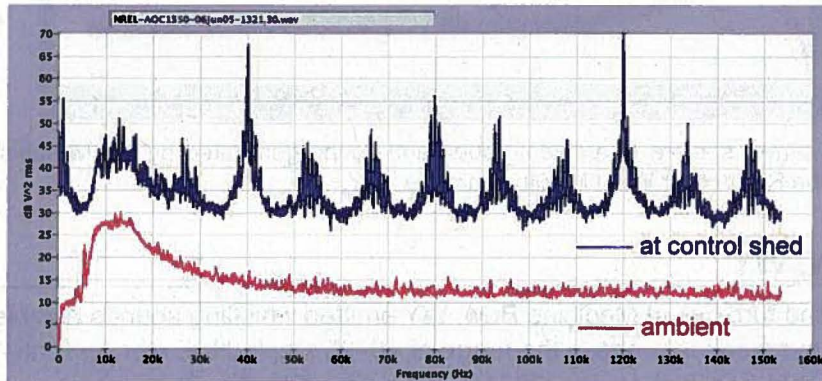


Fig. 3. Relative power spectra of ambient sound and sound recorded at the door of the control shed of the AOC1550 wind turbine at the National Renewable Energy Laboratory, Golden, CO. The relative power in this spectral display is out of scale because the intensity of the sound was sufficient to overload the detector during the recording.

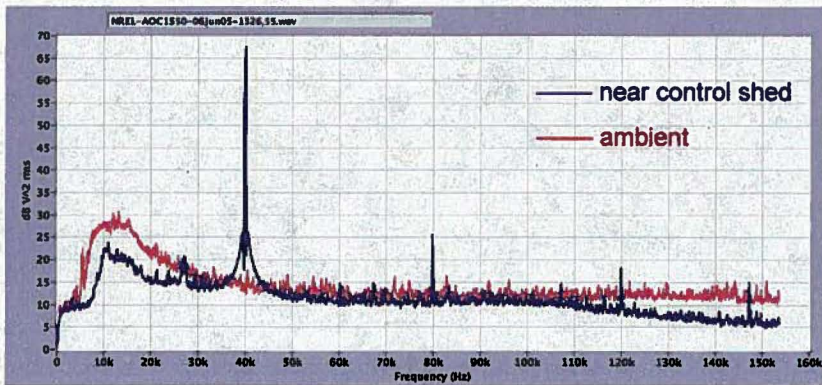


Fig. 4. Relative power spectra of ambient sound and sound recorded approximately 10 m from the door of the control shed of the AOC1550 wind turbine at the National Renewable Energy Laboratory, Golden, CO. The spikes in power at specific frequencies are more accurately represented in this power spectrum compared to Fig. 3.

Rock River, WY

The Mitsubishi 1 MW wind turbine at the Rock River wind facility, Laramie, WY emitted only minor (5 dB) sound emissions above ambient (Fig. 5). The rotating blades of this turbine generated no detectable ultrasound above 30 kHz. There was minor ultrasound generated from 20–30 kHz that exceeded ambient levels.

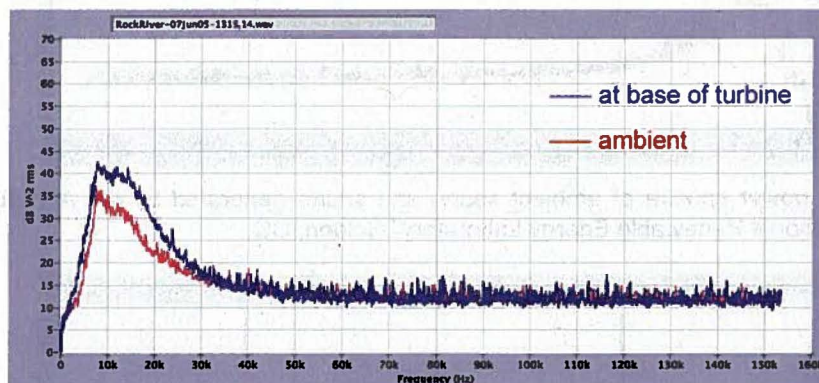


Fig. 5. Relative power spectra of ambient sound and sound generated by the Mitsubishi 1 MW wind turbine at the Rock River Wind Facility, Laramie, WY.

Medicine Bow, WY

The Vestas 660 wind turbines at Medicine Bow, WY emitted whistling sounds audible by ear as the rotors passed overhead in winds in the range of 48–65 kmph. However, essentially all sound was emitted at audible frequencies, i.e., 20 kHz and below (Fig. 6). Sound energy peaked at 15 dB above ambient in a non-uniform frequency distribution that accounted for the whistling sounds heard (Figs. 7 and 8). Despite the audible whistling, the rotating blades of this turbine generated no substantial ultrasound above 30 kHz, with only minor ultrasound generated from 20–30 kHz that exceeded ambient levels.

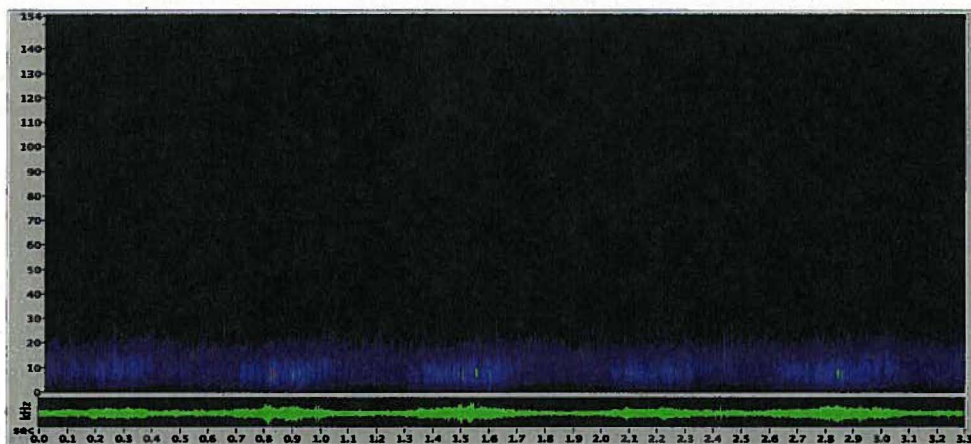


Fig. 6. Sonogram of sound recorded at base of tower below turning rotors of a Vestas 660 wind turbine at Medicine Bow, WY. The sound pulses from five rotor passes are visible in this 3.3 second sonogram. Essentially all the sound energy is in the audible range, i.e., 20 kHz and below.

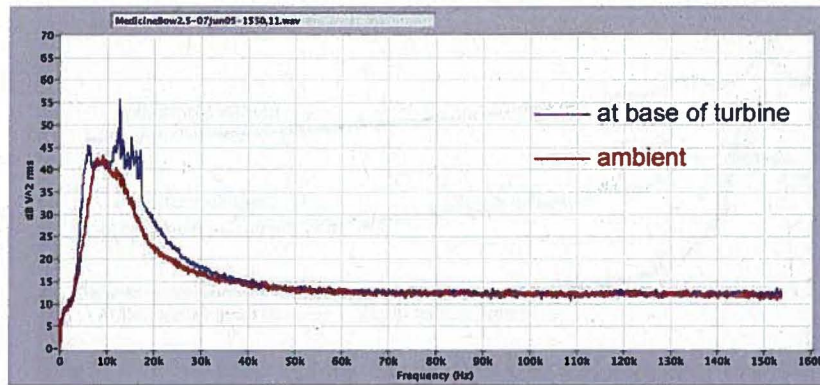


Fig. 7. Relative power spectra of ambient sound and sound generated by the Vestas 660 wind turbine at Medicine Bow, WY.

The control electronics of the Vestas 660 did generate substantial ultrasound, as much as 20 dB above ambient 5 m from its source (Figs. 8 and 9). The frequency distribution of the power in these emissions was broadband, displaying elevated sound energy across the measured ultrasound spectrum (Fig. 8). The sound energy generated by the control electronics was pronounced but localized to its source at the base of the turbine (Fig. 9).

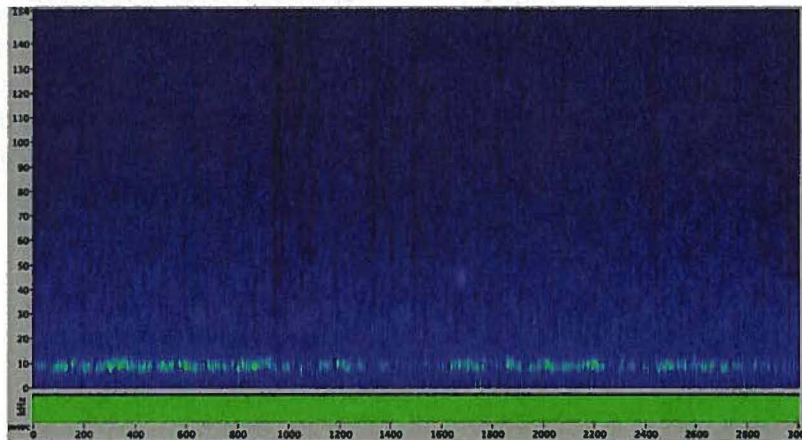


Fig. 8. Sonogram of 3 seconds of sound recorded at the louvered access door at the base of a Vestas 660 wind turbine at Medicine Bow, WY. The emitted sound energy was broadband and continuous across audible and ultrasonic frequencies.

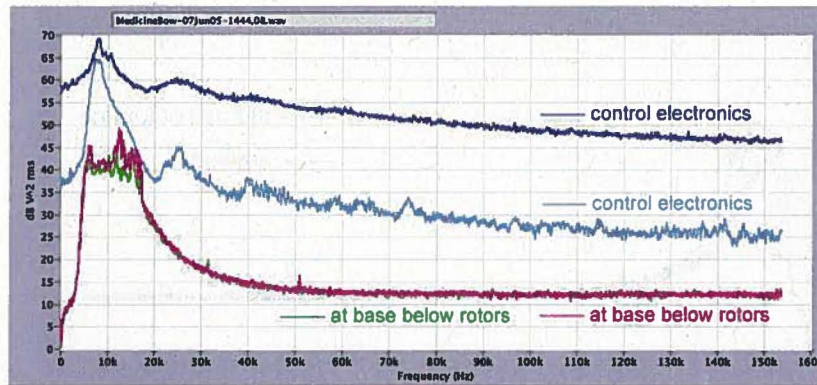


Fig. 9. Relative power spectra of sound emitted from control electronics, ambient sound, and sound generated by the Vestas 660 wind turbine at Medicine Bow, WY. The uppermost spectrum was processed from a recording made directly through the louvered access door at the base of the turbine, the lower electronics spectrum was processed from a recording made 5 m in front of the access door.

A single, prototype Clipper 2.5 MW wind turbine located at Medicine Bow, WY was measured and emitted only minor audible sound energy above ambient with peaks of 10 dB above ambient during winds in the range of 48–65 kmph (Fig. 10). The rotating blades of this turbine generated diminishing levels of ultrasound up to about 30 kHz, above which there was no discernable sound energy emitted above ambient levels. The control electronics of this turbine, located outside of the turbine for prototype testing, generated substantial broad spectrum ultrasound (Fig. 10). However, this sound energy was localized to its source at the base of the turbine and undetectable against ambient at the base of the rotors approximately 25 m away. The control electronics and converter will be located inside the tower for the production model, which should eliminate any substantial ultrasound emissions.

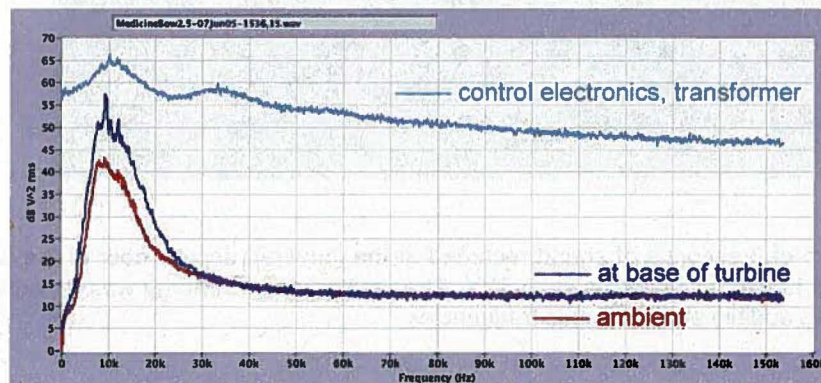


Fig. 10. Relative power spectra of sound emitted from control electronics, ambient sound, and sound generated by the Clipper 2.5 MW wind turbine at Medicine Bow, WY. The electronics spectrum was processed from a recording made 1 m from the transformer and control electronics housing at the base of the turbine.

Kimball, NE

The Neg Micon 1.5 MW wind turbines at Kimball, NE emitted minor (10 dB peak) sound emissions above ambient (Fig. 11). Lower levels of ultrasound were generated from 20–30 kHz

that exceeded ambient levels and this diminished to undetectable levels above 30 kHz. The control electronics at the base of this turbine generated sound energy above ambient, but this was only detectable when recorded directly through the louvered access door at the base of the turbine tower (Fig. 12). Sound generated by the electronics was primarily in the audible range and was undetectable above ambient within 10 m from the louvered door at the base of the turbine.

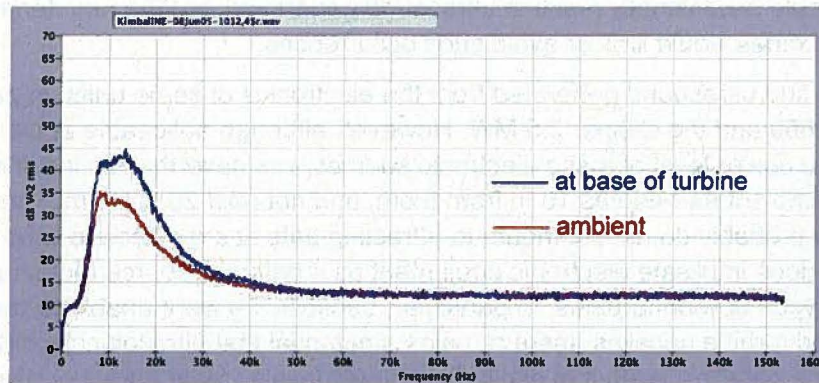


Fig. 11. Relative power spectra of ambient sound and sound generated by the Neg Micon 1.5 MW wind turbines at Kimball, NE.

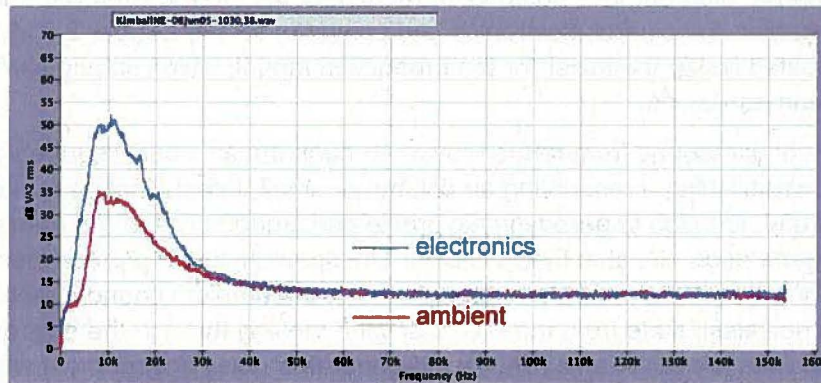


Fig. 12. Relative power spectra of ambient sound control and electronics generated by a Neg Micon 1.5 MW at Kimball, NE. The electronics spectrum was processed from a recording made directly through the louvered access door at the base of the turbine.

Discussion

This preliminary investigation was undertaken to determine whether wind turbines generate ultrasound at levels that could potentially attract bats and draw them into impact range of the moving rotors. If so, this would warrant a more detailed investigation. This preliminary investigation recorded ultrasound from only a limited sample of wind turbines. However, based on this sample, there was no indication that operating wind turbines sampled generate ultrasound at a level that may potentially attract bats to them at a distance. Of particular interest were the Neg Micon 1.5 MW turbines documented to have caused bat mortality at Meyersdale, PA and the Mountaineer facility in WV (Arnett 2005). The NEG Micon 1.5 MW turbines

generated only minor sound energy in the low ultrasonic range of 20–30 kHz, and that diminished above 30 kHz to a level indistinguishable from ambient sound levels.

Potential sources of ultrasound from wind turbines include 1) ultrasound generated like a whistle from rotors moving through the air, 2) electronic components, and 3) mechanical components. The transmission and generator components of wind turbines do not turn with rotational speeds at which the generation of ultrasound would be expected. However, loss of lubrication on moving surfaces could occasionally result in ultrasound generation, but the maintenance schedules of the turbines would limit or avoid such occurrences.

Our recordings did find ultrasound generated from the electronics of some units, in particular the AOC1550, Vestas 660 and the Clipper 2.5 MW. However, although noticeable at close proximity to their sources, the power level of these electronic sources was nevertheless insufficient to be detectable above ambient as close as 10 m from them, and not past 20 or 25 m. These “dirty electronic” sources probably do not contribute to attracting bats at a distance to wind turbines, but their presence does implicate electronic equipment as a potential source that should be checked on other types of wind turbines. In particular, because we were unable to record sound near any of the wind turbine nacelles, there remains a potential that ultrasonically dirty electronics in turbine nacelles, even if at similar low power levels, could attract or divert bats that are already in close proximity. The electronics at the base of the Neg Micon 1.5 MW turbines were very clean ultrasonically, i.e., they generated only very low levels of ultrasound, so this potential source may be ruled out as a potential attractant for bats to the sites with those turbines. As noted earlier, the control electronics and converter for the Clipper 2.5 MW turbine will ultimately be located inside the tower for the production model, which should eliminate any substantial ultrasound emissions.

Physical generation of ultrasound from rotors moving through the air would require very small cavities capable of establishing a resonating air column or small defects that generate turbulence. The careful attention to aerodynamic profile and smoothness of the rotors essential for efficient power generation obviates these effects. The spectral sound profiles recorded from the moving rotors largely reflects a simple augmentation of the ambient sound spectral profiles, which rise above a noiseless state from the sound of wind moving through the environment. That is, the wind turbines are set in an already wind-generated noisy environment where the sounds are generated from turbulent airflow over the ground, rocks, vegetation, etc. The profile of sound generated by the wind turbines is similar to the profile of sound that would be generated by wind blowing through a tree, for example; and it could be hypothesized that this sound profile would not create any sort of novel signal that might elicit curiosity to a bat, with the possible exception of the unnatural rhythmicity of these sounds.

Recommendations

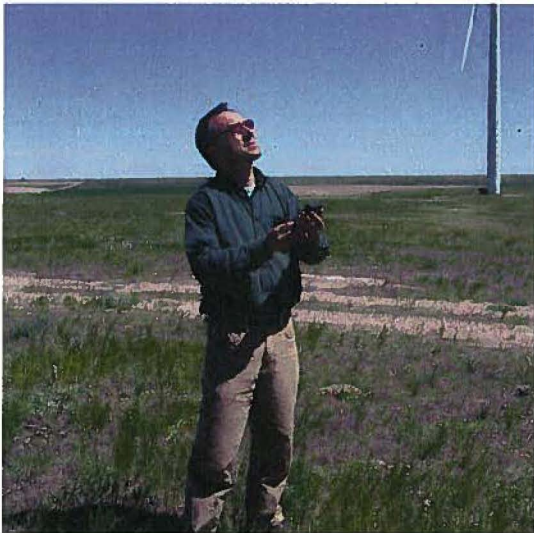
Because ultrasound is undetectable to humans, ensuring ultrasound-clean electronics and machinery is not a routine part of their design. Where bat mortalities from strikes with wind turbines occur, the presence of potential ultrasound as a contributing attractant should be undertaken as per this investigation, particularly if the equipment is different than that investigated here. The generation of ultrasound from electronic equipment suggests that at least a spot check of sound levels near wind turbine nacelles may be warranted.

References cited

Ahlen, I. (2003) Wind turbines and bats—a pilot study. Final Report Dnr 5210P-2002- 00473, P-nr P20272-1, Swedish National Energy Commission, Eskilstuna, Sweden (English translation by I. Ahlen, 5 March 2004).

Arnett, E.B., technical editor. (2005) Relationships between bats and wind turbines in Pennsylvania and West Virginia: an assessment of bat fatality search protocols, patterns of fatality, and behavioral interactions with wind turbines. A final report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA.

Kunz, T.H. (2004) Wind Power: Bats and Wind Turbines. *In* S. S. Schwartz, editor. Wind Energy and Birds/Bats: Understanding and Resolving Bird and Bat Impacts. Proceedings of a workshop in Washington, D.C., May 17-18, 2004. RESOLVE, Washington, D.C.



Dr. Joe Szewczak from Humboldt State University records ultrasound from a wind turbine at the National Renewable Energy Laboratory in Golden Colorado (photo by Ed Arnett, BCI).



Dr. Joe Szewczak (kneeling) explains the recording of ultrasound from turbines to Greg Johnson (Western Ecosystems Technology; left) and John Goodell, city administrator from Kimball, Nebraska (photo by Ed Arnett, BCI).