



Impacts des éoliennes
sur les chauves-souris.
(Revue de littérature)



8178-07-03

Impacts des éoliennes sur les chauves-souris
(Revue de littérature)

par

Fabienne Côté

Pour

Direction de la recherche sur la faune
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

Septembre 2006

Dépôt légal- Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2007
ISBN : 978-2-550-49441-6 (version imprimée)
978-2-550-49442-3 (pdf)

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION.....	1
1.1 Développement de l'énergie éolienne au Québec	1
1.2 Importance des études d'impacts	1
2. LA MORTALITÉ DES CHAUVES-SOURIS LIÉE AUX PARCS ÉOLIENS.....	4
2.1 Espèces touchées	4
2.2 Impacts sur les chauves-souris	5
2.3 Méthodes d'évaluation des impacts	6
2.3.1 Recherche de carcasses	6
2.3.2 Détection ultrasonique.....	9
2.3.3 Dénombrement visuel	10
2.3.4 Captures.....	11
2.3.5 Durée des suivis	11
2.4 Mesures de mitigation	12
3. RECOMMANDATIONS ET CONCLUSION	13
RÉFÉRENCES	15

1. INTRODUCTION

1.1 Développement de l'énergie éolienne au Québec

Au cours des prochaines années, le Québec misera de plus en plus sur le développement de l'industrie de l'énergie éolienne. Le gouvernement du Québec estime qu'une diversification des sources d'approvisionnement en énergie permettrait une plus grande sécurité énergétique (MRNF 2005). Dans cette optique, l'énergie éolienne est une option intéressante car elle est complémentaire au réseau d'hydroélectricité (MRNF 2005). Un premier bloc de 1000 MW a été mis en développement pour la région de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine et dans la municipalité régionale de comté de Matane. Un deuxième appel d'offres lancé en juin 2005 par Hydro-Québec générera une capacité supplémentaire de 2000 MW (Hydro-Québec 2005). La rapidité du développement de cette énergie est telle que la capacité de 100 MW des parcs éoliens (en 2003) passera à 3500 MW en 2013 (MRNF 2005).

Certains secteurs du Québec offrent un meilleur potentiel éolien que d'autres. Un inventaire effectué à travers la province montre que les zones à fort potentiel éolien se retrouvent principalement dans le corridor appalachien, sur la haute et la basse Côte-Nord, aux Îles-de-la-Madeleine, à l'île d'Anticosti, en Gaspésie et dans le Nord du Québec (Hélimax Énergie Inc. 2005).

1.2 Importance des études d'impacts

Comme au Québec, le développement de l'industrie éolienne s'intensifie à travers le monde. La production d'énergie éolienne a triplé au plan international entre la fin de 1999 et le début de 2005, passant de 13 500 MW à 47 000 MW (AWEA 2005).

Cette intensification a amené une prise de conscience au niveau des impacts des parcs éoliens sur la faune. En effet, même si les premières mortalités ont été observées en 1972 en Australie (Hall et Richards 1972), ce n'est que depuis tout récemment que l'on mesure l'importance des mortalités liées à l'industrie éolienne. La multiplication des projets éoliens a rendu le problème beaucoup plus évident. Les premières observations portaient principalement sur les oiseaux.

Toutefois, lors des premières études sur la mortalité de la faune avienne dans les parcs éoliens, il a été constaté que des chauves-souris étaient aussi touchées (Osborn *et al.* 1996).

Tous les parcs éoliens n'ont pas le même impact sur la faune. Par exemple, aux États-Unis, les taux de mortalité des chauves-souris engendrés par cette industrie varient d'une région à l'autre et vraisemblablement aussi selon le type d'habitat. Le taux de mortalité atteint 3,4 chauves-souris par turbine par année dans le pays en moyenne mais il atteint 46,3 mortalités par turbine par année dans certains projets situés en Virginie de l'Ouest (Johnson 2004). Les taux de mortalité les plus élevés observés aux États-Unis se trouvent dans l'est du pays, soit dans des habitats qui pourraient sensiblement ressembler au Québec. Des études scientifiques seront donc nécessaires pour évaluer le phénomène au Québec.

Les études d'impacts seront d'autant plus nécessaires puisque les espèces de chauves-souris les plus touchées aux États-Unis sont considérées, au Québec, comme espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables : la chauve-souris cendrée (*Lasiurus cinereus*), la chauve-souris rousse (*Lasiurus borealis*) et la chauve-souris argentée (*Lasionycteris noctivagans*). Une quatrième espèce se retrouvant sur cette liste, la pipistrelle de l'est (*Pipistrellus subflavus*), a aussi été touchée dans certains projets (Erickson *et al.* 2002, Kerns, Erickson et Arnett 2005).

Finalement, l'état des populations de chauves-souris nous oblige à redoubler de prudence lorsqu'elles sont menacées par des nouveaux projets. En effet, il semble que plusieurs populations soient en déclin un peu partout à travers le monde, même chez des espèces largement distribuées (Pierson 1998). Les chauves-souris ont un faible taux de reproduction ce qui génère un faible taux de croissance de la population. Elles sont donc plus sensibles à des perturbations qui seraient de nature à causer des mortalités importantes (Racey et Entwistle 2003).

Le présent texte vise donc à réviser la littérature produite jusqu'à maintenant sur le phénomène entourant l'industrie éolienne et son impact sur les chiroptères. Le document a pour objectif de résumer les impacts de cette industrie sur les chauves-souris, les espèces qui sont touchées, les méthodes employées pour mesurer les impacts ainsi que les mesures de mitigations possibles. Il était prévu que cette revue de littérature touche aussi d'autres mammifères qui pourraient être

affectés par le développement de l'industrie éolienne mais peu d'informations sont présentement disponibles sur le sujet.

2. LA MORTALITÉ DES CHAUVES-SOURIS LIÉE AUX PARCS ÉOLIENS

Depuis la fin des années 90, le nombre d'études d'impacts concernant la mortalité des chauves-souris réalisées dans les parcs éoliens s'est multiplié rapidement. Les mortalités massives causées par la présence de certains parcs éoliens ont forcé les promoteurs à étudier davantage ce phénomène afin de comprendre et d'éventuellement limiter le problème.

2.1 Espèces touchées

Une certaine uniformité a été observée au niveau des espèces impliquées dans les collisions avec les turbines. Erickson *et al.* (2002) ont synthétisé l'information concernant les espèces touchées aux États-Unis. Sur 616 carcasses retrouvées dans neuf régions différentes, plus de 61 % d'entre elles étaient des chauves-souris cendrées, 17,2 % des chauves-souris rousses et 7,1 % des chauves-souris argentées. Quelques années plus tard, Johnson (2004) a évalué que les chauves-souris cendrées représentaient toujours l'espèce la plus touchée en composant près de la moitié des mortalités des chauves-souris reliées à l'industrie éolienne aux États-Unis. Plus récemment, dans un parc éolien situé dans l'Iowa, 11 des 31 carcasses de chauves-souris retrouvées étaient des chauves-souris cendrées mais neuf étaient des petites chauves-souris brunes (*Myotis lucifugus*) et six des chauves-souris rousses (Koford *et al.* 2004). En 2004, deux parcs éoliens de l'est des États-Unis, situés en milieu forestier, ont été étudiés. Encore une fois, la chauve-souris cendrée était l'espèce la plus affectée tandis que les chauves-souris rousses composaient de 24 à 27 % de la totalité des carcasses retrouvées. Toutefois, la pipistrelle de l'est représentait la troisième espèce en importance (Kerns, Erickson et Arnett, 2005). Il est à prévoir que les futurs parcs éoliens installés en territoire québécois pourraient affecter les mêmes espèces puisque la composition en espèces dans la province est similaire à celle de l'est des États-Unis.

Malgré la croissance du nombre d'inventaires, les causes exactes des mortalités demeurent inconnues, car peu d'études ont investigué les comportements des chauves-souris autour des turbines et les circonstances entourant leur décès.

Les espèces tuées ainsi que la période où la majorité des mortalités ont lieu fournissent tout de même des indications sur le contexte de ces mortalités. En effet, les trois espèces les plus

communément affectées, soit la chauve-souris cendrée, la chauve-souris rousse et la chauve-souris argentée, sont des espèces migratrices qui se déplacent vers le sud à partir de la fin du mois de juillet jusqu'au mois de septembre (Fenton 2001). Dans la plupart des études d'impacts effectuées aux États-Unis, la majorité des mortalités ont été recensées durant la période de migration automnale. La proportion des mortalités se produisant entre la mi-juillet et la mi-septembre a été évaluée à 90 % (Erickson *et al.* 2002).

Cette période correspond aussi au moment où les juvéniles commencent à voler, un moment où ils sont moins habiles au vol et à l'écholocation (Buchler 1980, Rolseth *et al.* 1994). Malgré leur inaptitude à manœuvrer, plusieurs études montrent que les juvéniles ne sont pas en cause puisque les adultes constituent une plus grande proportion des carcasses retrouvées (ex. : Johnson *et al.* 2000, Erickson *et al.* 2004, Johnson *et al.* 2004, Kerns, Erickson et Arnett 2005).

Certaines études indiquent que les espèces affectées ne sont pas issues des populations locales soit parce que les espèces touchées ne correspondent pas à celles retrouvées localement (Howe, Evans et Wolf 2002); soit parce que peu d'incidents sont détectés même si une grande population vit aux alentours des turbines (Johnson *et al.* 2004a), tandis que dans d'autres cas, les résultats montrent que la composition en espèce locale est similaire à celle impliquée dans les collisions (Nicholson 2003).

2.2 Impacts sur les chauves-souris

Le taux de mortalité des chauves-souris dû à la production d'énergie éolienne est exprimé en nombre de mortalités par turbine par année ou en nombre de mortalités par mégawatts produits par année. Le taux de mortalité peut aussi correspondre au nombre de mortalités par rapport à la surface de balayage en 100 000 m² par année. Selon Johnson (2004) le taux de mortalité moyen aux États-Unis correspondait (à cette date) à 3,4 mortalités par turbine par année ou à 4,6 mortalités par MW produits par année. Cependant, le taux de mortalité évalué pour certains projets est beaucoup plus élevé que la moyenne. Kerns et Kerlinger (2004) ont évalué la mortalité à près de 2092 individus pour la période de recherche d'avril à novembre pour le site de Mountaineer en Virginie de l'ouest. Cela équivaut à un taux de 47,53 mortalités par turbine. Une autre évaluation a été faite par Kerns, Erickson et Arnett (2005) dont les recherches quotidiennes

conduisent à une évaluation du taux de mortalité équivalant à 38 chauves-souris par turbine pour une période de six semaines pour le site de Mountaineer. Pour un site localisé à proximité du précédent, le taux de mortalité a été évalué à 25 chauves-souris par turbine pour la même période (Kerns, Erickson et Arnett 2005). Ces taux sont beaucoup plus élevés que la moyenne et pourraient être liés au fait que ces projets sont installés en milieu forestier.

Même en connaissant les taux de mortalité entraînés par chacun des parcs éoliens, l'influence de ceux-ci sur les populations de chauves-souris est difficilement mesurable. Premièrement, encore très peu de choses sont connues sur l'état des populations de chauves-souris, leur nombre, leur distribution et leurs routes de migration (Manville 2004). Le manque de données de base empêche d'estimer l'impact qu'aura l'installation d'un parc éolien. Plusieurs estiment donc qu'il est, pour l'instant, impossible de mesurer l'impact potentiel des éoliennes sur les chauves-souris (Johnson *et al.* 2003, Erickson *et al.* 2002, Howe, Evans et Wolf 2002).

2.3 Méthodes d'évaluation des impacts

Les méthodes d'évaluation les plus communes sont les inventaires de carcasses. Les autres mesures couramment prises pour évaluer l'impact des turbines sur les chauves-souris sont : les inventaires acoustiques à l'aide de détecteurs ultrasoniques, les dénombrements visuels ainsi que les captures effectuées aux filets japonais.

2.3.1 Recherche de carcasses

Pratiquement toutes les études d'impacts utilisent la recherche d'animaux morts autour des turbines comme première évaluation du nombre de mortalités entraînées par l'activité des turbines éoliennes. En tenant compte de certains paramètres comme l'efficacité des chercheurs et la vitesse du retrait des carcasses (par les charognards), le dénombrement des carcasses permet d'estimer le taux de mortalité. Habituellement, toutes les turbines sont couvertes au cours de l'étude mais seulement une partie de celles-ci est inventoriée à chacune des sessions. Dans certains cas où les turbines sont très nombreuses, une partie des turbines a été sélectionnée au

hasard pour être inventoriée. Ce fut le cas au projet Buffalo Ridge, Minnesota, où 91 des 354 turbines ont été fouillées (Johnson *et al.* 2003).

La procédure débute habituellement par la délimitation de quadrats à être inventoriés autour des turbines. Dans la plupart des cas, les quadrats sont de forme carrée ou rectangulaire parce que plus simples à délimiter et fouiller que les quadrats circulaires. Les quadrats mesurent souvent plus de 60 m de chaque côté des turbines (ex. : Erickson *et al.* 2000, Young *et al.* 2003, Erickson *et al.* 2004, Kerns, Erickson et Arnett 2005). Dans les études conduites par Orloff et Flannery (1992), la plupart des oiseaux frappés par des turbines tombaient au sol à une distance de 63 m et moins de celle-ci. Selon Young *et al.* (2003), la superficie des quadrats devrait être proportionnelle à la hauteur maximale des palmes. À partir d'autres études, Kerns, Erickson et Arnett (2005) ont calculé que près de 80 % des carcasses pouvaient être trouvées à l'intérieur de la moitié de la distance mesurée du bout de la plus haute palme jusqu'au sol. De plus, la distance entre la turbine et la limite du quadrat devrait être agrandie dans le sens des vents dominants (Erickson *et al.* 2004).

Les transects utilisés pour échantillonner les quadrats sont souvent distants de 6 m (Erickson, Gritski et Kronner 2003) à 10 m (Young *et al.* 2003, Kerns, Erickson et Arnett 2005) et fouillés de chaque côté par un chercheur à pied. Howe, Evans et Wolf (2002) ont utilisé des transects distants de 15 m. La distance des transects peut être modifiée en fonction du type d'habitat (route, prairie, champs, forêts) pour améliorer l'efficacité du chercheur. Lorsqu'une carcasse est trouvée, plusieurs données sont enregistrées (l'espèce, son sexe, son âge, l'heure et la date de la collection, sa localisation, l'habitat, son état et tout autre renseignement pouvant indiquer le moment et la cause du décès) (ex. : Erickson *et al.* 2000, Erickson, Gritski et Kronner 2003, Young *et al.* 2003).

Dans tous les cas, l'échantillonnage doit être calibré par des tests sur l'efficacité des chercheurs. La façon de procéder est assez uniforme d'une étude à l'autre. Des carcasses, identifiées par une petite étiquette discrète, sont placées dans les quadrats à l'insu des chercheurs pour vérifier leur taux de recouvrement. L'efficacité des chercheurs devrait être évaluée pour chacun des types d'habitat rencontré puisque le taux de recouvrement diffère d'un habitat à l'autre (Kerns,

Erickson et Arnett 2005). Cette inégalité (d'un type d'habitat à l'autre) a été observée à plusieurs reprises dans le cas des oiseaux et pourrait entraîner une sous-évaluation du taux de mortalité (Wobeser et Wobeser 1992, Philbert *et al.* 1993). De même, si l'étude est conduite sur plus d'une saison, la période de l'année peut aussi avoir une influence sur l'efficacité des chercheurs, surtout à cause de la hauteur de la végétation (printemps vs été). Des carcasses de petits oiseaux sont souvent utilisées pour simuler les carcasses de chauves-souris puisqu'elles sont plus faciles à se procurer (Johnson *et al.* 2003, Erickson, Gritski et Kronner 2003). Dans certains cas, des carcasses de chauves-souris ont été utilisées par soucis de précision (Kerns, Erickson et Arnett 2005).

Des tests d'efficacité ont récemment été menés pour évaluer la pertinence et l'efficacité des chiens rapporteurs dans le cadre d'études d'impacts (Arnett 2005). Des études similaires ont déjà été entreprises dans le cas des oiseaux (Homan, Linz et Peer 2001) mais n'avaient jamais été entreprises pour les chauves-souris avant 2004 (Arnett 2005). Les chiens devaient fouiller des quadrats utilisés pour les tests habituels d'efficacité des chercheurs pour retrouver les carcasses de chauves-souris. Les chiens ont appris rapidement le protocole et ont retrouvé efficacement les carcasses de chauves-souris. Il est donc envisageable que les chiens rapporteurs puissent être utilisés comme outil de recherche mais leur efficacité et leurs limites devront être évaluées davantage.

Un second calibrage de l'échantillonnage concerne la vitesse de retrait des carcasses et permet d'évaluer la période de temps durant laquelle une carcasse peut être laissée sur le site étudié sans être retirée ou mangée par des charognards. C'est un facteur important à considérer pour le calcul du taux de mortalité puisque les inventaires sont conduits sur de longues périodes de temps. Ce calibrage est mené selon l'approche suivante : des carcasses sont placées de façon aléatoire, à l'extérieur des quadrats inventoriés. Des oiseaux peuvent être utilisés pour simuler les carcasses mais des chauves-souris vont parfois être utilisées (Johnson *et al.* 2003, Kerns, Erickson et Arnett 2005). La période de temps durant laquelle la carcasse est laissée (et retrouvable) sur le site est notée. La vitesse de retrait peut varier beaucoup même sur des sites adjacents (Kerns, Erickson et Arnett 2005). Le type d'habitat (Kerns, Erickson et Arnett 2005), la période de l'année (Erickson *et al.* 2000), les charognards présents sont autant de facteurs qui peuvent influencer ce paramètre.

La vitesse de retrait calculée peut changer d'une année à l'autre puisqu'un parc éolien pourrait attirer davantage de charognards voulant tirer profit d'une abondance de carcasses. Dans le cas des chauves-souris, les insectes semblent être une des causes principales de la disparition des carcasses (Johnson *et al.* 2003a, Young *et al.* 2003, Johnson *et al.* 2004). Les rats laveurs, les corneilles, les chats domestiques, les mouffettes et les rapaces sont parmi les autres charognards repérés (Howe, Evans et Wolf 2002).

En addition aux paramètres estimés dans la plupart des études, certains auteurs suggèrent aussi de procéder à une évaluation de la mortalité naturelle (due à des prédateurs par exemple) dans la région pour éviter de gonfler celle créée par les parcs éoliens (Young *et al.* 2003).

Un suivi additionnel des incidents peut être mis en place. En effet, des programmes de manutention des animaux morts ou blessés peuvent être menés par les employés travaillant à la construction et à l'entretien des parcs éoliens formés à rapporter les oiseaux et chauves-souris blessés ou tués (Johnson, Erikson et White 2003, Erickson *et al.* 2004).

En résumé, le taux de mortalité est estimé à partir : (1) du nombre de carcasses retrouvées, (2) de l'efficacité des chercheurs exprimée par la proportion des carcasses retrouvées par rapport à celles qui ont été déposées et (3) de la vitesse de retrait par les charognards exprimée comme la probabilité qu'une carcasse reste trouvable durant toute la période de recherche. Les paramètres statistiques utilisés sont relativement standards mais le traitement mathématique des données varie.

2.3.2 Détection ultrasonique

Parmi les autres méthodes utilisées dans le cadre d'études d'impacts, les détecteurs ultrasoniques sont couramment utilisés pour observer l'activité des chauves-souris. Dans quelques cas, il a été possible d'employer les détecteurs ultrasoniques avant la construction ou l'agrandissement de parcs éoliens. L'appareil permet alors d'évaluer l'activité des chauves-souris sur un site donné afin de prévoir l'impact possible sur les populations locales (Schmidt *et al.* 2003).

Dans la majorité des cas, les études ont été menées à posteriori. Par conséquent, il n'était pas possible d'évaluer l'impact direct sur l'utilisation des parcs éoliens par les chauves-souris. Lorsque les études d'impacts ont lieu dans des parcs déjà construits, les détecteurs ultrasoniques permettent de comparer la fréquentation par les chauves-souris de sites retrouvés à proximité des parcs éoliens pour obtenir un indice de l'influence des turbines sur le niveau d'activité des chauves-souris. Ainsi, Koford (2004) n'a noté aucune différence significative dans l'activité des chauves-souris près des turbines comparativement aux champs cultivés de la région en utilisant un détecteur Anabat.

Les détecteurs ultrasoniques peuvent aussi servir à identifier les espèces présentes (Nicholson 2003) ainsi qu'à observer si elles utilisent le site pour s'alimenter (Schmidt *et al.* 2003). Les ultrasons émis par une chauve-souris s'alimentant sont caractéristiques; ils produisent un son appelé « feeding buzz » repérable à l'aide des détecteurs (Fenton 2001). Les détecteurs ultrasoniques permettent aussi de quantifier l'utilisation du site par les chauves-souris pour le comparer, subséquemment, à la mortalité observée à l'aide des recherches de carcasses (Nicholson 2003). Un désavantage majeur des détecteurs ultrasoniques est leur courte portée (environ 30 m) (Kunz 2005). Afin de pouvoir inventorier les espèces volant à haute altitude ou pour tout simplement avoir une idée des espèces volant près des turbines, les inventaires ne peuvent pas être effectués à partir du sol. Les détecteurs doivent être installés en hauteur, comme sur les tours météorologiques par exemple.

2.3.3 Dénombrement visuel

Parmi les autres outils disponibles, le radar mobile permet de compter le nombre de passages ainsi que de déterminer l'altitude de vol des chauves-souris. Les passages sont comptés par kilomètre par heure. Ils sont ensuite comparés à la mortalité trouvée sur le site pour tenter de voir la relation entre l'activité et les incidents affectant les chauves-souris. Ils ont une plus grande portée que les détecteurs ultrasoniques. Les radars doivent être utilisés en combinaison avec des lunettes de vision nocturne et un éclairage filtré afin de différencier les oiseaux des chauves-souris (Cooper 2005). Les radars pouvant être utilisés en mode vertical et horizontal sont nécessaires pour pouvoir évaluer l'altitude (Larkins 2005).

L'imagerie thermique ou analyse infrarouge, quant à elle, a servi à caractériser le comportement des chauves-souris autour des turbines (Horn et Arnett 2005). Les caméras thermiques captent la chaleur émise ou réfléchi. Elles peuvent être utilisées en pleine noirceur, ce qui est un avantage considérable. L'enregistrement d'image par caméra infrarouge amène par contre une contrainte; l'analyse des images nécessite de grands investissements de temps. En Europe, Alhén (2002) s'est aussi servi de caméra thermique pour observer le comportement de chasse des chauves-souris autour des turbines.

2.3.4 Captures

Les chauves-souris peuvent être capturées à l'aide de filets japonais. Cette technique est couramment employée dans le cadre de différents projets nécessitant l'identification de chauves-souris. Dans le contexte des études d'impacts touchant les parcs éoliens, les filets japonais sont parfois utilisés pour identifier les espèces fréquentant le site ou de façon plus générale, la région. La capture permet une identification de l'espèce et donc plus de précision. En contrepartie, l'utilisation des filets japonais se fait habituellement près du sol et incidemment, les espèces préférant les hauteurs sont sous-échantillonnées. Les captures sont souvent conduites en combinaison avec les détecteurs ultrasoniques afin d'obtenir un meilleur échantillonnage des espèces présentes (Schmidt *et al.* 2003, Johnson *et al.* 2004).

2.3.5 Durée des suivis

La période sur laquelle s'étendent les études d'impacts effectuées pour évaluer l'effet des éoliennes sur les chiroptères varie beaucoup. À titre d'exemple, un parc éolien situé dans le sud-ouest du Minnesota a été étudié pendant quatre ans pour vérifier l'impact des turbines sur la faune (Johnson *et al.* 2003). Pour ce qui est du Stateline Wind Project situé dans les États de Washington et de l'Oregon, le suivi s'est déroulé pendant deux ans et demi (Erickson *et al.* 2004). Les travaux de recherche de carcasses pour la première phase du projet Foote Creek Rim dans le Wyoming comprenant 69 turbines se sont étalés sur trois ans et demi (Young *et al.* 2003). Plusieurs projets ont simplement couvert une année complète de recherche de carcasses pour saisir les différences de mortalité en fonction des saisons et des différentes périodes d'activité des chauves-souris (Howe Evans et Wolf 2002, Erickson, Kronner et Gritski 2003, Johnson, Erikson

et White 2003). Kerns, Erickson et Arnett (2005) ont concentré leurs efforts sur une période de six semaines couvrant la période de migration automnale des chauves-souris. Leur étude visait d'abord une compréhension du comportement des chauves-souris près des éoliennes ainsi qu'une évaluation de différentes méthodes de recherche plutôt qu'une simple évaluation du taux de mortalité.

2.4 Mesures de mitigation

Les facteurs engendrant des mortalités chez les chauves-souris dans les parcs éoliens sont encore méconnus. Il est donc difficile d'instaurer des mesures de mitigation concrètes pour minimiser l'effet négatif de l'industrie éolienne sur celles-ci. Kerns Erickson et Arnett (2005) ont remarqué, lors de leurs suivis, que les seules éoliennes qui n'ont engendré aucune mortalité n'étaient tout simplement pas en fonction. On en vient donc à penser qu'une fermeture des éoliennes en période de migration automnale pourrait limiter l'impact, spécialement sur des sites où le taux de mortalité est élevé. Comme l'activité des chauves-souris est concentrée dans les deux premières heures suivant le couché du soleil (Horn et Arnett 2005), la fermeture pourrait se limiter à cette période de temps précise. On aurait pu croire que l'emploi de lumière sur le mât des éoliennes (pour des repères d'aviation) attire des insectes et donc favorise l'activité des chauves-souris. Toutefois, plusieurs suivis ont montré que les mortalités reliées à des turbines possédant une lumière étaient semblables à celles reliées aux turbines sans lumière (Johnson 2004, Kerns Erickson et Arnett 2005). Des changements liés à la lumière ne semblent donc pas être une avenue pour limiter les mortalités des chauves-souris.

3. RECOMMANDATIONS ET CONCLUSION

L'impact que pourrait avoir l'industrie de l'énergie éolienne sur les populations de chauves-souris recommande une certaine prudence. La meilleure option reste encore de bien prévoir l'emplacement et le développement de tout futur parc éolien afin de réduire la mortalité chez les chauves-souris. Une évaluation à priori devrait inclure un inventaire des espèces présentes, une évaluation du niveau d'activités des chauves-souris et une surveillance de la migration automnale. La détection ultrasonique, les captures et les dénombrements visuels sont des méthodes qui ont été employées, la plupart du temps, après la construction des parcs éoliens pour vérifier l'impact des turbines sur les chauves-souris. Cependant, elles devraient idéalement servir à la prévention.

Un recensement des sites d'hibernation potentiellement fréquentés par les chauves-souris devrait aussi être effectué. La présence d'un site d'hibernation pourrait créer une affluence importante de chauves-souris à l'automne et au printemps.

Aux États-Unis, le *U.S. Fish and Wildlife Service* a développé un guide permettant de prévoir l'emplacement des futurs parcs éoliens pour un impact minimal sur la faune et la flore. Ce guide est employé de façon volontaire par l'industrie de l'énergie éolienne. Il ne s'applique pas exclusivement aux chauves-souris. Il comprend un indice des impacts potentiels basé sur une comparaison entre des sites éventuels pour le développement de parcs éoliens et un site de référence équivalent à l'endroit le plus dommageable pour la faune et la flore dans une région donnée. Le calcul de l'indice se fait à partir des attributs physiques du site, des espèces présentes et leur statut ainsi que les traits écologiques présents (Fish and Wildlife Service 2003). Dans le cas des chauves-souris, ces derniers pourraient être, par exemple, une route migratoire, la présence d'un hibernaculum, la présence d'une espèce fragile.

Le suivi des impacts en période de post-construction constitue la seconde option pour bien évaluer la mortalité des chiroptères. Une compréhension accrue du phénomène ne pourra que favoriser une meilleure gestion du problème. De plus, l'information recueillie lors de ces travaux permettra de mieux prévoir le développement de projets ultérieurement. Au Québec, une étude

d'impact voulant évaluer la mortalité des chauves-souris liée aux turbines éoliennes devrait couvrir toute la période durant laquelle les chauves-souris sont actives soit d'avril à décembre.

Étant donné la variation du taux de mortalité observée d'un site à l'autre, chaque parc éolien devrait être évalué indépendamment des autres pour dresser un portrait réaliste de l'impact de cette industrie sur les chiroptères.

En somme, le développement rapide de l'industrie de l'énergie éolienne ne doit pas se faire aux dépens de la faune. Pour assurer la bonne réputation de cette source d'énergie au niveau environnemental, il sera nécessaire de faire les efforts requis pour limiter l'impact sur les chauves-souris. L'acquisition de connaissances scientifiques est à la base d'une bonne gestion de la faune.

RÉFÉRENCES

- AMERICAN WIND ENERGY ASSOCIATION (2005) Wind power outlook 2005, Washington, DC. 6 p. disponible au www.awea.org
- AHLEN, I. (2002) Fladdermoss och faglar dodade av vindkraftverk. (Bats and birds killed by wind power turbines). *Fauna och flora* 97:14-21.
- Arnett, E.B. (2005) Use of dags to recover bat and bird fatalities at wind farm *in* Relationships between bats and wind turbines in Pennsylvania and West Virginia : an assessment of fatality search protocols, patterns of fatality, and behavioral interactions with wind turbines, Pour Bat and Wind Energy Cooperative. E.B Arnett, ed. pp. 117-124
- BUCHLER, E.R. 1980. The development of flight, foraging, and echolocation in the little brown bat (*Myotis lucifugus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 6:211-218.
- COOPER, B. (2005) Preliminary comparison of nocturnal passage rates and bat fatalities in Pennsylvania and West Virginia *in* Proceedings of the onshore wildlife interactions with wind developments: Research meeting V. Lansdowne, VA November 3-4, 2004. Prepared for the Wildlife Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee by RESOLVE, Inc., Washington, DC, Susan Savitt Schwartz, ed. pp. 21-22
- ERICKSON, W.P., G.D. JOHNSON, M.D. STRICKLAND ET K. KRONNER. (2000) Avian and bat mortality associated with the Vansycle Wind Project, Umatilla County, Oregon: 1999 study year. WEST, Inc. for Umatilla County Department of Resource Services and Development, Pendleton, Oregon. 21 p.
- ERICKSON, W., G. JOHNSON, D. YOUNG, D. STRICKLAND, R. GOOD, M. BOURASSA, K. BAY ET K. SERNKA (2002) Synthesis and comparison of baseline avian and bat use, raptor nesting and mortality information from proposed and existing wind developments, Bonneville Power Administration, Portland, Oregon, États-Unis. 124 p.
- ERICKSON, W.P., J. JEFFREY, K. KRONNER ET K. BAY. (2004) Stateline wind project wildlife monitoring final report, results for the period July 2001 – December 2002, FPL Energy, the Oregon Office of Energy. 98 p.
- ERICKSON, W.P., B. GRITSKI ET K. KRONNER, (2003) Nine Canyon wind power project avian and bat monitoring annual report. Energy Northwest and the Nine Canyon Technical Advisory Committee. 32 p.
- FENTON, M.B. (2001) Bats, Revised Edition. Checkmark Books, New York, NY. 224 p.
- FISH AND WILDLIFE SERVICE (2003) Interim guidelines to avoid and minimize wildlife impacts from wind turbines. United States Departement of the Interior, Washinton, D.C. 55 p.

- FLEMMING, T. H. ET P. EBY. (2003) Ecology of bat migration. *in*, Bat Ecology. University of Chicago Press, Chicago, Il. T. H. Kunz and M. B. Fenton, eds. pp 156–208.
- HALL, L.S. ET G.C. RICHARDS. (1972) Notes on *Tadarida australis* (Chiroptera: molossidae). Australian Mammalogy 1:46.
- HÉLIMAX ÉNERGIE INC. (2005) Inventaire du potentiel éolien exploitable du Québec, pour le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Montréal. 60 p.
- HOMAN, H. J. G. LINZ ET B. D. PEER. (2001) Dogs increase recovery of passerine carcasses in dense vegetation. Wildlife Society Bulletin 29: 292–296.
- HORN, J. ET E.B. ARNETT (2005) Timing of nightly bat activity and interaction with wind turbine *in* Relationships between bats and wind turbines in Pennsylvania and West Virginia: an assessment of fatality search protocols, patterns of fatality, and behavioral interactions with wind turbines, Edward B. Arnett ed. pp. 96-116.
- HOWE, R.W., W. EVANS ET A.T. WOLF. (2002). Effects of wind turbines on birds and bats in northeastern Wisconsin. Wisconsin Public Service Corporation, Madison, Wisconsin. 104 p.
- HYDRO-QUÉBEC DISTRIBUTION (2005) Achat d'électricité – marché québécois, Appel d'offres A/O 2005-03, Éolienne – 2 000 W.
- JOHNSON, G.D., D.P. YOUNG, Jr., W.P. ERICKSON, M.D. STRICKLAND, R.E. GOOD ET P. BECKER. (2000) Avian and bat mortality associated with Phase I of the Foote Creek Rim Wind Power Project, Carbon County, Wyoming: November 1, 1998 – October 31, 1999. WEST for SeaWest Energy Corporation and Bureau of Land Management. 32 p.
- JOHNSON, G.D., W.P. ERICKSON, M.D. STRICKLAND, M.F. SHEPHERD, D.A. SHEPHERD et S.A. SARAPPO. (2003) Mortality of bats at a large-scale wind power development at BuffaloRidge, Minnesota. American Midland Naturalist 150 : 332-342.
- JOHNSON, G.D., W.P. ERICKSON AND J. WHITE. (2003) Avian and bat mortality at the Klondike, Oregon Phase I Wind Plant. Pour Northwestern Wind Power par WEST, Inc. 17 p.
- JONHSON, G. (2004) A Review of Bat Impacts at Wind Farms in the US *in* Proceedings of the wind energy and birds/bats workshop: understanding and resolving bird and bat impacts. Washington, DC. May 18-19, 2004. Par RESOLVE, Inc., Washington, D.C., Susan Savitt Schwartz, ed. Pp. 46-50.
- JOHNSON, G., PERLIK, M.K., ERICKSON W.P. ET M.D. STRICKLAND (2004a) Bat activity, composition and collision mortality at a large wind plant in Minnesota. Wildlife Society Bulletin 32 (4) : 1278-1288.

- KERNS, J. ET P. KERLINGER. (2004) A study of bird and bat collision fatalities at the Mountaineer Wind Energy Center, Tucker County, West Virginia: annual report for 2003. Par Curry and Kerlinger, LLC. pour FPL Energy and Mountaineer Wind Energy Center Technical Review Committee. 39 p.
- KERNS, J., W.P. ERICKSON ET E.B. ARNETT (2005) Bat and bird fatality at wind energy facilities in Pennsylvania and West Virginia *in* Relationships between bats and wind turbines in Pennsylvania and West Virginia : an assessment of fatality search protocols, patterns of fatality, and behavioral interactions with wind turbines, Pour Bat and Wind Energy Cooperative. E.B Arnett, ed. pp. 24-95.
- KOFORD, R., A. JAIN, G. ZENNER ET A. HANCOCK. (2004) Avian mortality associated with the Top of Iowa Wind Farm: Progress Report, Calendar Year 2003. Iowa Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Iowa State University, Ames, Iowa. 9 p.
- KUNZ, T. (2005) Application of thermal imaging, acoustics and other tools on bat species *in* Proceedings of the onshore wildlife interactions with wind developments: Research meeting V. Lansdowne, VA November 3-4, 2004. Pour Wildlife Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee par RESOLVE, Inc., Washington, DC, Susan Savitt Schwartz, ed. pp. 77-78.
- LARKINS, R. (2005) Review of strengths, weaknesses, and application of tools *in* Proceedings of the onshore wildlife interactions with wind developments: Research meeting V. Lansdowne, VA November 3-4, 2004. Pour Wildlife Subcommittee of the National Wind Coordinating Committee par RESOLVE, Inc., Washington, DC, Susan Savitt Schwartz, ed. pp 79-80.
- MANVILLE, A. (2004) What do we know about cumulative or population impacts? *in* Proceedings of the wind energy and birds/bats workshop: understanding and resolving bird and bat impacts. Washington, DC. May 18-19, 2004. Par RESOLVE, Inc., Washington, D.C., Susan Savitt Schwartz, ed. pp. 57-59.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE (2005) L'énergie pour la prospérité du Québec : les objectifs et les orientations de la stratégie énergétique, Gouvernement du Québec, Bibliothèque nationale du Québec. 22 p.
- NICHOLSON, C.P. (2003) Buffalo Mountain Windfarm bird and bat mortality monitoring report: October 2001 - September 2002. Tennessee Valley Authority, Knoxville. 15 p.
- ORLOFF, S. ET A. FLANNERY. (1992) Wind turbine effects on avian activity, habitat use, and mortality in Altamont Pass and Solano County Wind Resource Areas, 1989-1991. Final Report to Alameda, Contra Costa and Solano Counties and the California Energy Commission by Biosystems Analysis, Inc., Tiburon, CA.
- OSBORN, R. G., K. F. HIGGINS, C. D. DIETER ET R. E. USGAARD. (1996) Bat collisions with wind turbines in Southwestern Minnesota. *Bat Research News* 37: 105-108.

- PHILIBERT, H., G. WOBESER ET R. G. CLARK. (1993). Counting dead birds: examination of methods. *Journal of Wildlife Diseases* 29: 284–289.
- PIERSON, E.D. (1998) Tall trees, deep holes, and scarred landscapes: Conservation biology of North American bats *in* *Bat biology and conservation*, Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., Kunz, T.H. & Racey, P.A. eds. pp. 309-325.
- RACEY, P.A. & ENTWISTLE A. C. (2003) Conservation ecology of bats. *In* *Bat Ecology* Kunz, T.H. & Fenton, M.B. eds. pp. 680-743.
- ROLSETH, S.L., C.E. KOEHLER ET R.M.R. BARCLAY. (1994) Differences in the diets of juvenile and adult hoary bats, *Lasiurus cinereus*. *Journal of Mammalogy* 75:394-398.
- SCHMIDT, E., A.J. PIAGGIO, C.E. BOCK ET D.M. ARMSTRONG. (2003) National Wind Technology Center site environmental assessment: bird and bat use and fatalities – Final report NREL/SR-500-32981, National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado. 21 p.
- WOBESER, G. et A. G. WOBESER. (1992) Carcass disappearance and estimation of mortality in a simulated die-off of small birds. *Journal of Wildlife Diseases* 28:548–554.
- YOUNG, D.P. Jr., JOHNSON, G. D., W. P. ERICKSON, M. D. STRICKLAND, R. E. GOOD ET P. BECKER. (2003) Avian and bat mortality associated with the initial phase of the Foote Creek RimWind Power Project, Carbon County, Wyoming: November 1998 – June 2002. par WEST, Inc. pour Pacific Corp, Inc., Sea West Windpower Inc., et Bureau of Land Management. 35 p.