



HAL
open science

Prise en compte des impacts de l'éolien sur les chiroptères de la planification des projets à la phase d'exploitation. Rapport final du projet Eolien et chiroptères

Kévin Barré, Christian Kerbiriou, Andréas Ravache, Alejandro Sotillo, Charlotte Roemer, Jérémy S P Froidevaux, Camille Leroux

► To cite this version:

Kévin Barré, Christian Kerbiriou, Andréas Ravache, Alejandro Sotillo, Charlotte Roemer, et al.. Prise en compte des impacts de l'éolien sur les chiroptères de la planification des projets à la phase d'exploitation. Rapport final du projet Eolien et chiroptères. Muséum National d'Histoire Naturelle. 2023, pp.87. hal-04361368v1

HAL Id: hal-04361368

<https://hal.science/hal-04361368v1>

Submitted on 22 Dec 2023 (v1), last revised 1 Mar 2024 (v2)

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

Prise en compte des impacts de l'éolien sur les chiroptères de la planification des projets à la phase d'exploitation

Programme R&D Eolien et
chiroptères

RAPPORT FINAL



EXPERTISES

**Nov.
2023**



REMERCIEMENTS

Aurélien Besnard (CEFE), Brice Normand (Ouest Am'), Corentin GOISLOT (MNHN – Ouest Am'), Cyprian Kauffman (MNHN), Yves BAS (MNHN), Isabelle LE VIOL (MNHN), Jean François JULIEN (MNHN), Julie Marmet (MNHN), Véronique De Billy (OFB).

CITATION DE CE RAPPORT

BARRE Kévin, KERBIRIOU Christian, RAVACHE Andréas, SOTILLO Alejandro, ROEMER Charlotte, FROIDEVAUX Jérémy, LEROUX Camille. 2023. Prise en compte des impacts de l'éolien sur les chiroptères de la planification des projets à la phase d'exploitation. Rapport final du projet Eolien et chiroptères. 87 pages.

Cet ouvrage est disponible en ligne <https://librairie.ademe.fr/>

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document est diffusé par l'ADEME

ADEME

20, avenue du Grésillé
BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01

Numéro de contrat : 2005C0016

Coordination scientifique - MNHN : Kévin Barré et Christian Kerbiriou

Coordination technique - ADEME : Paul Franc et Thomas Eglin

Direction/Service : Direction Bioéconomie et Energies Renouvelables / Service Réseaux et Energies Renouvelables



SOMMAIRE

1	Contexte du projet	5
2	Axe 1 « Étude des déterminants des impacts des parcs éoliens sur les chiroptères »	6
2.1	Variation de l'activité en altitude.....	6
2.1.1	<i>Contexte.....</i>	<i>6</i>
2.1.2	<i>Jeu de données</i>	<i>7</i>
2.1.3	<i>Suivi acoustique et identification des chiroptères</i>	<i>10</i>
2.1.4	<i>Analyses statistiques.....</i>	<i>10</i>
2.1.5	<i>Résultats</i>	<i>14</i>
2.1.6	<i>Discussion, recommandation et perspectives</i>	<i>18</i>
2.2	Variation de la mortalité.....	21
2.2.1	<i>Contexte et objectifs</i>	<i>21</i>
2.2.2	<i>Influence des protocoles de suivi et d'estimation de la persistance sur les méthodes de correction de la mortalité observée</i>	<i>21</i>
2.2.3	<i>Variation de la persistance des cadavres dans l'espace</i>	<i>25</i>
2.2.4	<i>Vers l'étude de données explicites de mortalité.....</i>	<i>26</i>
2.3	Variation des impacts sur les habitats de chasse.....	28
2.3.1	<i>Effet de la distance aux lisières arborées sur les comportements d'attraction et de répulsion</i>	<i>28</i>
2.3.2	<i>Etude des mécanismes responsables des réponses des chiroptères aux éoliennes.....</i>	<i>31</i>
2.3.3	<i>Etude de l'influence du balisage lumineux sur les réponses des chiroptères aux éoliennes</i>	<i>37</i>
2.3.4	<i>Evaluation spécifique de l'effet des éoliennes sur l'activité de la Noctule commune sur plusieurs échelles spatiales.....</i>	<i>39</i>
3	Axe 2 « Évaluation des impacts sur l'état de conservation des populations ».....	43
3.1	Conséquences de la mortalité sur l'état de conservation des populations	43
3.2	Evaluation de l'effet de la perte d'habitat sur la dynamique des populations.....	43
3.2.1	<i>Contexte et méthode.....</i>	<i>43</i>
3.2.2	<i>Résultats de la variation spatiale de la tendance</i>	<i>44</i>
3.2.3	<i>Résultats de la variation saisonnière de la tendance</i>	<i>44</i>
3.2.4	<i>Résultats de l'effet de la distance à l'éolienne la plus proche sur la tendance de population..</i>	<i>44</i>
3.2.5	<i>Conclusions et perspectives</i>	<i>45</i>
4	Axe 3 « Recherche action : mise en œuvre de la séquence Éviter-Réduire-Compenser »	46
4.1	Optimisation des mesures d'évitement, dimensionnement des mesures de réduction et définition des mesures de compensation	46
4.1.1	<i>Evaluation des enjeux sur les sites d'implantation à venir ou autorisés à partir de référentiels à large échelle spatiale et temporelle</i>	<i>46</i>
4.1.2	<i>Développement méthodologique pour l'anticipation des voies de migration à large échelle .</i>	<i>53</i>
4.1.3	<i>Optimisation de l'évitement et de la réduction des impacts en lien avec le contexte paysager, les conditions météorologiques et les caractéristiques des parcs éoliens.....</i>	<i>57</i>
4.1.3.1	<i>Optimisation de l'évitement et de la réduction des impacts en lien avec la distance aux lisières arborées</i>	<i>57</i>
4.1.3.2	<i>Optimisation de l'évitement et de la réduction des impacts en lien avec les caractéristiques des parcs et des éoliennes</i>	<i>59</i>
4.1.3.3	<i>Optimisation de la réduction des impacts en lien avec les variables temporelles et météorologiques</i>	<i>60</i>
4.1.4	<i>Compensation des impacts</i>	<i>61</i>
4.1.4.1	<i>Au sujet de la mortalité</i>	<i>61</i>
4.1.4.2	<i>Au sujet de la perte d'habitat.....</i>	<i>61</i>
4.2	Effets cumulés.....	67

5	Synthèse des principaux enseignements pour la séquence ERC	71
6	Synthèse de l'état d'avancement des différents axes de travail	73
7	Valorisations scientifiques	75
8	Liste des figures, tables et encadrés	77
9	Références	80
10	Annexe 1 : définition des sigles	83
11	Annexe 2 : description des guildes de chiroptères en lien avec l'éolien	84
12	Annexe 3 : disponibilité des données	85

1 Contexte du projet

Le secteur de l'énergie éolienne s'est fortement développé en France ces dernières années. Dans un objectif de neutralité carbone à l'horizon 2050 en France, ces parcs éoliens constituent des leviers d'actions pour la mise en œuvre de la loi relative à la transition énergétique pour la croissance verte (LTECV 18/08/2015). Toutefois, la présence d'éoliennes entraîne des impacts directs (mortalités dues aux collisions) et indirects (perturbation, perte d'habitat, etc.) sur la faune volante (oiseaux, chiroptères).

Les connaissances sont encore lacunaires sur l'ampleur des impacts de l'éolien sur la biodiversité, notamment sur les chiroptères dont les effectifs et les dynamiques des populations sont difficiles à estimer. De plus, les impacts présentent de fortes variations : 1) au cours du temps, en fonction des saisons et des conditions climatiques, ou encore en lien avec des phénomènes biologiques comme les passages migratoires, 2) dans l'espace, les mortalités peuvent varier très fortement au sein d'une même région, et parfois même d'une éolienne à l'autre au sein d'un même parc éolien. Actuellement, il est donc difficile de prédire quelles seraient les conséquences de l'installation d'un parc, sur la base de sa simple localisation. Il est en outre primordial d'évaluer l'impact des éoliennes à une échelle qui dépasse celle du site, pour la faune volante (oiseaux, chiroptères) du fait de traits biologiques particuliers : grands domaines vitaux, cycles de vie complexes, dynamique de population lente, etc. Cette extension à une grande échelle spatiale est notamment indispensable à la prise en compte des effets cumulés sur l'état de conservation de ces espèces.

En France, les projets éoliens sont soumis à la législation sur les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE, décrets du 23 août 2011, n°2011-984 et n°2011-985). Celle-ci impose aux développeurs la réalisation d'une étude d'impact environnementale pré-implantation (pré-diagnostic et diagnostic) et d'un suivi post-implantation. Ces études ont vocation à évaluer aussi bien les impacts locaux de ces installations sur la faune et la flore, que l'impact sur l'état de conservation des espèces concernées. Chaque étape de la séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) ou des suivis post-implantation requiert des connaissances bien spécifiques, et possède actuellement ses propres lacunes que ce projet se propose d'étudier. Par exemple il subsiste aujourd'hui beaucoup d'incertitudes sur les configurations paysagères en lien avec le type d'éoliennes et leur densité qui favoriseront les impacts, de même que sur les outils de réduction tels que le bridage ou l'optimisation de l'agencement spatial à fine échelle, ou encore sur les méthodes de suivi de la mortalité pour des estimations fiables. Pour alimenter un maximum de ces composantes sur les différentes étapes de mise en place d'un parc éolien (de sa planification à son exploitation), et guider les structures en charge des études dans leurs choix, interprétations, et recommandations, le projet s'articule autour de trois grands axes :

- Axe 1. Étude des déterminants des impacts des parcs éoliens sur les chiroptères
 - a. Variation de l'activité en altitude
 - b. Variation de la mortalité
 - c. Variation des impacts sur les habitats de chasse
- Axe 2. Évaluation des impacts sur l'état de conservation des populations
 - a. Conséquences de la mortalité sur l'état de conservation des populations
 - b. Évaluation de l'effet de la perte d'habitat sur la dynamique des populations
- Axe 3. Recherche action : mise en œuvre de la séquence Éviter-Réduire-Compenser
 - a. Optimisation des mesures d'évitement et dimensionnement des mesures de réduction et définition des mesures de compensation
 - b. Effets cumulés

2 Axe 1 « Étude des déterminants des impacts des parcs éoliens sur les chiroptères »

2.1 Variation de l'activité en altitude

Cette partie repose sur des résultats publiés :

Barré K, Froidevaux JSP, Sotillo A, Roemer C, Kerbiriou C. 2023 Drivers of bat activity at wind turbines advocate for mitigating bat exposure using multicriteria algorithm-based curtailment. *Science of the Total Environment*. 866, 161404. (<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161404>)

2.1.1 Contexte

L'énergie éolienne peut générer des impacts sur la biodiversité que les opérateurs doivent légalement évaluer et intégrer au processus de construction et d'exploitation des parcs pour l'obtention autorisation unique (ou environnementale). Parmi les impacts les collisions avec les chiroptères peuvent avoir des conséquences néfastes sur la viabilité des populations (Frick et al., 2017). Même si le bridage des éoliennes en fonction de paramètres météorologiques et paysagers plus ou moins complexes selon les pays peut montrer une certaine efficacité, les méthodes classiques basées sur une addition de seuils de vent et de température n'atteignent jamais une réduction totale des impacts (Baerwald et al. 2008 ; Arnett et al. 2011 ; Martin et al. 2017 ; Whitby et al 2021), et certains déterminants de la probabilité de collision restent mal connus. En particulier, il est clairement admis que la structure et la nature du paysage, l'altitude ainsi que les conditions météorologiques et la période de l'année influencent beaucoup l'activité des chiroptères à hauteur de pale (Roemer et al. 2019). Malgré ces connaissances, il est encore aujourd'hui difficile de croiser ces paramètres afin d'en déduire des mesures réduisant drastiquement la probabilité de collision, principalement parce que ces paramètres interagissent entre eux et affectent tous l'activité des chiroptères simultanément. L'estimation de la probabilité de collision à partir de l'activité de vol des chiroptères à hauteur des pales des éoliennes (mesures acoustiques à hauteur des rotors des machines) est encore largement débattue, en partie parce que les études sont souvent réalisées à l'échelle d'un site ou d'un jeu de données restreint ne permettant pas l'accès à des gradients suffisants. Cependant une récente étude (Roemer et al. 2017), qui se base sur un jeu de données relativement conséquent, suggère une forte relation entre l'indice de susceptibilité aux collisions et l'activité chiroptérologique enregistrée en altitude sur mat de mesure (Fig. 1).

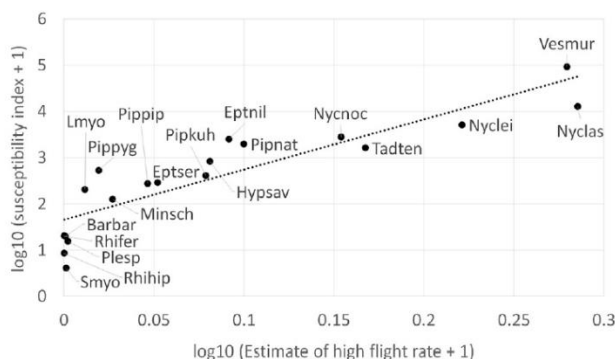


Fig. 5. Ratio of time spent at height in function to susceptibility to WT collision. Spearman correlation coefficient $\rho = 0.94$; $p = 4.58e-06$. Species names are the three first letters of the genus and of the species name except for small *Myotis* (Smyo) and large *Myotis* (Lmyo).

Figure 1. Rapport entre le temps passé en hauteur et le risque de collision avec une éolienne extrait de Roemer et al. 2017.

Il est donc aujourd'hui crucial de mieux évaluer les déterminants des variations spatio-temporelles de cette activité « en altitude » (hauteur des pales) et de développer des outils de prédiction de l'activité en altitude de manière à réduire ces risques de collision. Pour cela, l'étude de l'effet conjoint de tous ces paramètres est indispensable, chose qui ne peut être réalisée à partir d'études au cas par cas. Une agrégation de données à large échelle est donc requise pour être en mesure de démêler les effets respectifs du paysage, des conditions météorologiques et de la période de l'année, et l'effet de la conjonction de ces paramètres sur l'activité des chiroptères dans le volume brassé par les pales d'éoliennes.

Cette partie de l'axe 1 a donc eu pour objectifs d'étudier les déterminants spatio-temporels de l'activité en chiroptères en nacelle d'éolienne, en agrégeant des données acoustiques à l'échelle Française. Grâce à une collaboration de recherche avec la France Energie Eolienne (FEE), un appel à données auprès des adhérents de FEE a pu être lancé et a permis la remontée d'un nombre considérable de donnée. Celles-ci ont été centralisées sous forme brute afin d'être retraitées de façon homogène, et de nombreuses métadonnées ont été collectées afin de tenir compte de l'hétérogénéité des suivis dans les analyses et ainsi

minimiser les sources biais, par exemple liées au matériel d'enregistrement. Au total 9 adhérents FEE ont transmis des données provenant de 12 bureaux d'études et associations, pour un total de 64 nacelles et 16060 nuits d'enregistrement complètes.

2.1.2 Jeu de données

- **Couverture spatiale**

Les nacelles pour lesquelles des données ont été réceptionnées et traitées couvrent un gradient géographique relativement étendu bien que le Nord-Ouest, l'Est, le Sud-Est et le Sud-Ouest soient peu représentés. Un déséquilibre spatial lié au type de matériel utilisé, a pu être noté avec majoritairement des Batmode au Nord et des Song Meter/Batcorder au Sud.

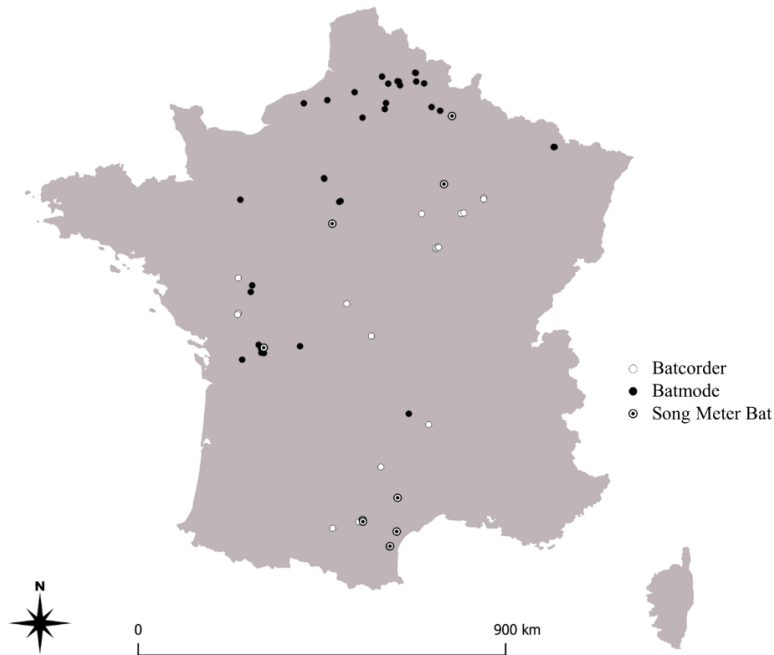


Figure 2. Localisation des sites suivis et type de détecteurs mobilisés.

- **Couverture temporelle**

Les suivis acoustiques couvrent 4 années et sont majoritairement concentrés sur l'année 2019. La couverture temporelle est particulièrement importante, avec une très bonne couverture de la période Mars-Novembre environ pour une majorité des sites (Fig. 3). Un gradient aussi étendu permettra de tenir compte avec une grande précision de la phénologie de l'activité au cours de l'année.

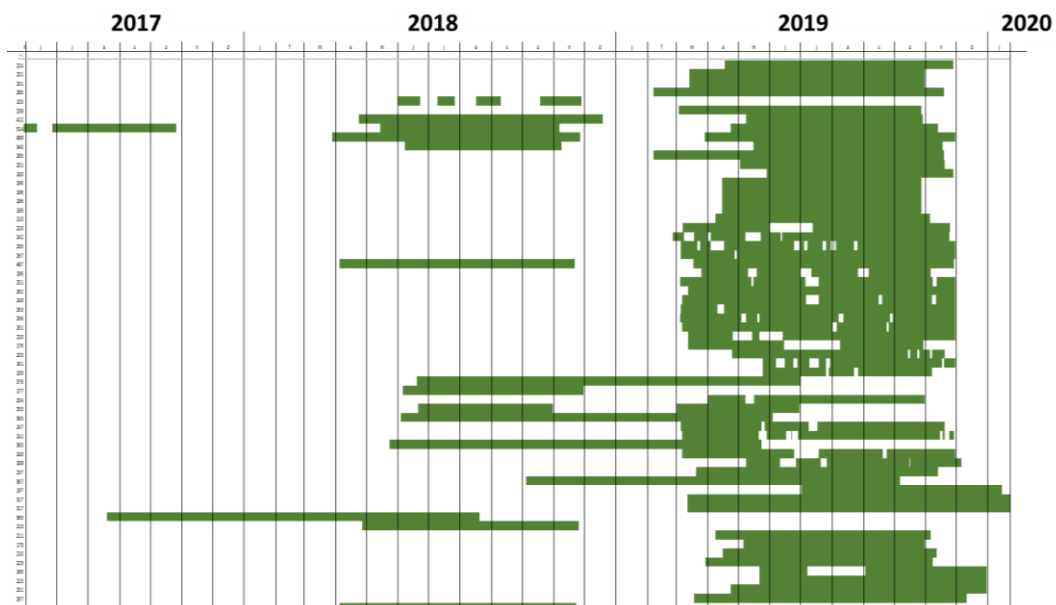


Figure 3. Etendue temporelle des suivis ; chaque ligne correspond à une nacelle.

- **Gradients environnementaux et paysagers**

Afin d'obtenir la vision la plus complète possible des contextes paysagers couverts par les 64 sites de l'étude, nous présentons ici 3 types de variables paysagères : des variables de distances aux habitats les plus proches, des variables de proportions d'habitats dans différents rayons autour des nacelles, et des variables synthétiques de composition paysagères dans différents rayons autour des nacelles. Ces différentes variables et leur nature (distances, proportions et indices) sont complémentaires et ont été retenues en raison de leur importance dans la compréhension de l'activité en chiroptères. Ainsi la quantité ou la proximité des zones urbaines, des terres arables, prairies et landes, des vignes et vergers, des forêts et le degré de complexité paysagère, sont des facteurs explicatifs de l'activité en chiroptères bien connus. Toutes ces variables ont été extraites de la couche haute résolution CES OSO 2018 (disponible ici : <https://www.theia-land.fr/en/ceslist/land-cover-sec/>).

En ce qui concerne les variables de distance aux habitats, les 64 sites présentent de la variation en termes de distances à l'urbain, à la forêt et aux zones humides.

En ce qui concerne les variables de proportion d'habitats, les 64 sites présentent une bonne variation pour l'urbain, les terres arables, les prairies et les forêts, qui seront donc incluses aux analyses. Les landes, vignes et vergers étant beaucoup moins représentés et avec des gradients très faibles ont donc été écartés des analyses.

En ce qui concerne les indices de complexité paysagère, 4 indices ont été calculés à partir de l'outil FRAGSTATS implémenté dans le package R *landscapemetrics* :

- La densité en écotones, c'est-à-dire toute transition entre 2 types d'habitats différents, exprimée en m/ha ;
- L'entropie conditionnelle, c'est-à-dire la complexité de la configuration du paysage, mêlant la diversité en habitats avec l'hétérogénéité de leur disposition ;
- La densité de richesse en habitats, c'est-à-dire le nombre des types d'habitats standardisé par la surface ;
- L'indice de diversité de Shannon, c'est-à-dire la diversité en types d'habitat.

Ces 4 indices paysagers présentent également une bonne variabilité à travers les 64 sites étudiés.

Enfin, en ce qui concerne les conditions météorologiques durant les suivis dont les données ont été fournies par les exploitants à partir de stations météorologiques en nacelle par tranche de 10 minutes (vitesse et direction du vent, température moyennes par nuit) ou pour les précipitations cumulées extraites à partir de la base de donnée E-OBS (https://surfobs.climate.copernicus.eu/dataaccess/access_eobs.php#datafiles), les conditions présentent une très grande variabilité (Fig. 4).

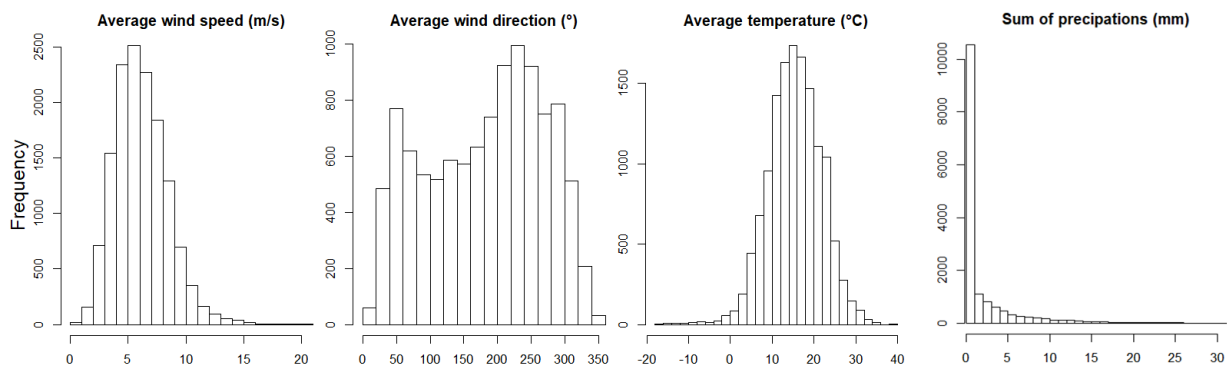


Figure 4. Gradients météorologique échantillonnés.

- **Gradients méthodologiques**

L'enregistreur acoustique le plus répandu dans les suivis récoltés est le Batmode avec 36 sites, suivi par le Batcorder avec plus de 25 sites et le Song Meter bat avec plus de 10 sites (Figure 5A). En ce qui concerne la sensibilité du déclencheur de l'enregistrement (trigger), exprimé comme une différence de niveau de pression sonore par rapport à une calibration en usine (Batmode et Batcorder) ou le niveau du bruit de fond (Song Meter bat), le Batmode n'a été utilisé qu'à son niveau de déclenchement par défaut (le plus sensible) conseillé par le fabricant, le Batcorder sur 3 niveaux différents allant de la plus faible sensibilité à la plus forte, et le Song Meter également sur 3 niveaux de sensibilité (Figure 5B). Les fréquences minimales et maximales d'enregistrement variaient de 5 à 16 kHz et de 80 à 192 kHz (Figure 5C-D). Les fréquences d'enregistrement ne sont pas limitantes en dehors des espèces de basses fréquences (Molosse de Cestoni et Grande noctule) et hautes fréquences (Petit rhinolophe et Rhinolophe Euryale, ces deux espèces sont à priori peu concernés par des suivis à hauteur de nacelle du fait de leur hauteur de vol habituellement basse). Le temps maximum de silence après le dernier signal enregistré suite à un déclenchement variait de 200 à 3000 ms (Fig. 5E). Ces 3 paramètres sont fortement confondus avec la combinaison entre le type d'enregistreur et la sensibilité du déclencheur. Afin de ne pas multiplier le nombre de variables méthodologiques et redondantes dans les analyses, une seule variable combinant le type d'enregistreur et la sensibilité n'a été utilisée, comportant 7 catégories comme le montre la figure 5B.

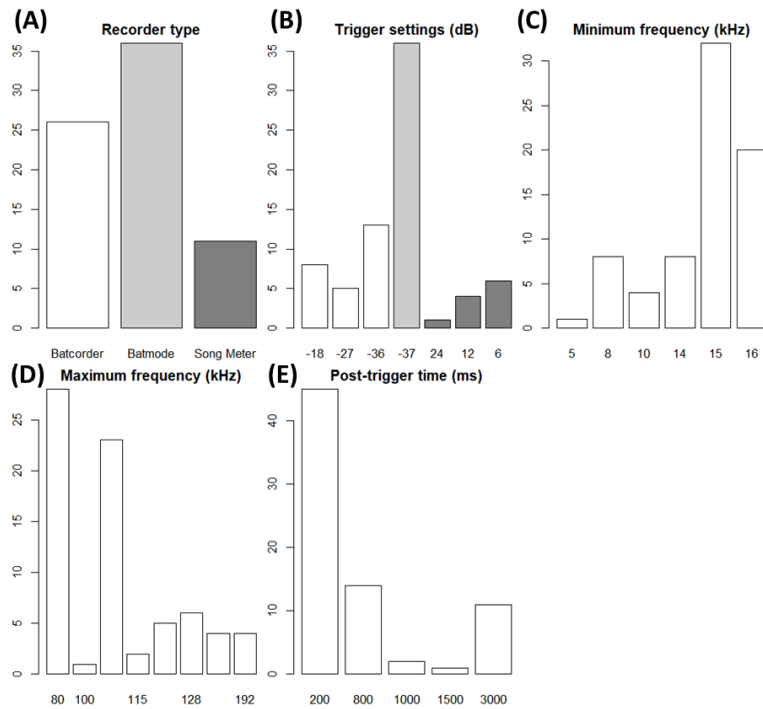


Figure 5. Distribution des types de détecteur et paramètres présents dans le jeu de données.

- **Gradients des caractéristiques et du fonctionnement des éoliennes**

Les informations relatives au fonctionnement des éoliennes ont été transmises par les exploitants éoliens par tranches de 10 minutes. La rotation des pales (vitesse et nombre de tours par minute) montrait une très grande variabilité sur les nuits d'enregistrement (Fig. 6A-B). Les dimensions des nacelles (diamètre du rotor, hauteur de la nacelle, garde au sol) montraient elles aussi une grande variabilité (Fig. 6C-E). Ces variabilités importantes permettront d'inclure ces facteurs aux analyses afin d'étudier leurs effets respectifs sur l'activité des chiroptères. En effet, la rotation des pales notamment est d'ores-et-déjà connue pour avoir un effet sur le comportement vol des chiroptères à proximité de la nacelle, et donc potentiellement sur l'activité enregistrée.

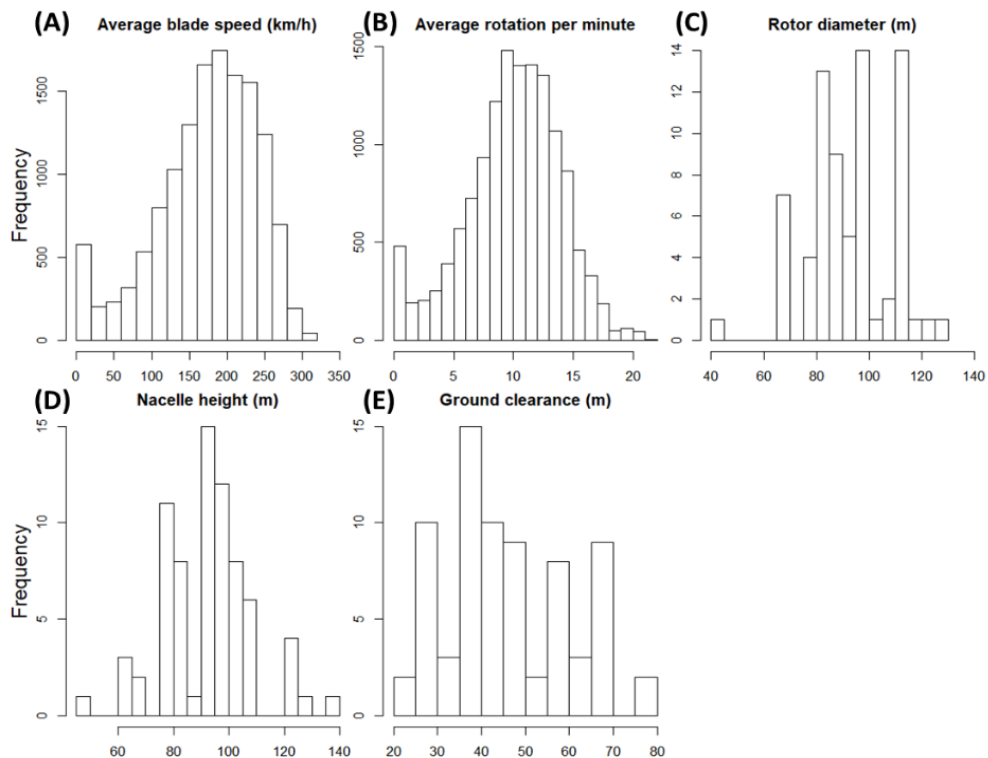


Figure 6. Distribution des caractéristiques et du fonctionnement des éoliennes présents dans le jeu de données.

2.1.3 Suivi acoustique et identification des chiroptères

Un total de 98627 séquences de chiroptères a été enregistré sur l'ensemble des sites et nuits de suivi. L'ensemble de ces séquences reçues en format brut ont été retraitées de façon homogène à l'aide du logiciel d'identification automatisée TADARIDA (Bas et al. 2017), permettant d'obtenir une identification à l'espèce pour chaque séquence. Pour analyser les données à l'échelle d'espèces, il est très important de tenir compte des biais acoustiques potentiels (Barré et al. 2019). Une augmentation de la vitesse du rotor de l'éolienne génère plus de bruits parasites dégradant ainsi les séquences d'enregistrement et par la même occasion la qualité de l'identification automatisée des espèces, ou inversement produit des parasites très proches de certaines espèces créant ainsi beaucoup de faux positifs lors de vitesses de rotation élevées. Cela peut par exemple créer artificiellement un nombre de séquences d'une espèce donnée plus faible quand l'éolienne tourne vite que lorsqu'elle tourne lentement, ou inversement si énormément de parasites « trompeurs » sont enregistrés (rotation de pales, freins), biaisant ainsi la relation entre l'activité et la vitesse de rotation des pales. Nous avons suivi l'approche décrite dans Barré et al. (2019) et appliqué un filtre pour écarter la majorité de ces interférences (voir Barré et al. (2019) pour plus de détails). Pour la plupart des espèces, l'utilisation de ce seuil génère une très grande perte de données provoquant des occurrences faibles (Table 1) rendant les analyses difficiles à conduire à l'échelle des espèces en raison d'un excès de nuits sans données. Pour contrer ce problème, nous avons construit 3 guildes sur lesquelles réaliser les analyses et qui regroupent des espèces sur la base de leur comportement de vol (Denzinger & Schnitzler, 2013 ; voir annexe 2 pour une description des guildes) :

- les espèces volant haut en milieu ouvert (« Long-Range Echolocators », **LRE**). Les LRE regroupent les noctules, les sérotines, les molosses ;
- les espèces volant en lisière à milieu ouvert (« Mid-Range Echolocators », **MRE**). Les MRE regroupent les pipistrelles, le minioptère, le vespère ;
- les espèces volant en milieu encombré proche de la végétation (« Short-Range Echolocators », **SRE**). Les SRE regroupent les murins, les oreillards, la barbastelle.

Ces regroupements d'espèces permettent également de limiter les risques d'erreur d'identification automatique inter-guildes.

Table 1. Synthèse du nombre de séquences et occurrence des nuits de présence par espèce pour le seuil de tolérance du risque d'erreur de 50% sur le jeu de données complet et sur le jeu de données incluant uniquement le Batmode. Le faible nombre de contacts pour les SRE tient à leur relative rareté et leur hauteur de vol basse.

Species, species group or guild	Number of bat passes		Proportion of nights with activity	
	Global dataset	Batmode dataset	Global dataset	Batmode dataset
<i>Nyctalus leislerii</i>	38,707	34,273	0.204	0.301
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	30,019	15,181	0.140	0.141
<i>Nyctalus noctula</i>	9,076	8,718	0.072	0.116
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	8,443	1,303	0.033	0.020
<i>Pipistrellus nathusii</i>	5,480	5,013	0.045	0.065
<i>Hypsugo savii</i>	2,676	470	0.018	0.018
<i>Eptesicus serotinus</i>	2,056	509	0.028	0.023
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	1,593	165	0.012	0.003
<i>Myotis</i> spp.	331	76	0.013	0.005
<i>Tadarida teniotis</i>	164	2	0.004	<0.001
<i>Plecotus</i> spp.	30	30	0.001	0.002
<i>Barbastellus barbastella</i>	22	15	0.001	0.001
<i>Nyctalus lasiopterus</i>	15	12	0.001	0.001
<i>Miniopterus schreibersii</i>	10	3	0.001	<0.001
<i>Eptesicus nilssonii</i>	5	5	<0.001	0.001
Long-range echolocators (LRE)	50,023	43,519	0.235	0.345
Mid-range echolocators (MRE)	48,221	22,135	0.176	0.176
Short-range echolocators (SRE)	383	121	0.014	0.007

2.1.4 Analyses statistiques

- **Analyses statistiques visant à évaluer la possibilité de modéliser les données issues de différents enregistreurs et paramètres**

L'objectif était tout d'abord d'identifier les facteurs influençant l'activité et l'occurrence des chauves-souris autour des nacelles d'éoliennes, incluant les facteurs liés à la composition et à l'hétérogénéité du paysage, aux conditions météorologiques, à la date, au fonctionnement et aux dimensions des éoliennes et aux méthodes d'enregistrement (c'est-à-

dire le type d'enregistreur et la sensibilité de déclenchement). Dans un premier temps, comme nous avons compilé des données produites par différents contributeurs, nous nous attendions à l'existence de multiples combinaisons entre le type d'enregistreur et la sensibilité de déclenchement. Cependant, ces méthodes d'enregistrement affectent profondément le nombre de passages de chauves-souris enregistrés (Adams et al., 2012). Les effets confondants entre les méthodes d'enregistrement et les facteurs d'intérêt (par exemple la composition du paysage) pourraient empêcher de les modéliser simultanément. En utilisant toutes les données compilées, nous avons donc tout d'abord testé les tendances dans la composition et l'hétérogénéité du paysage, les conditions météorologiques, le fonctionnement des éoliennes et les dimensions entre les méthodes d'enregistrement (c'est-à-dire une variable discrète comprenant sept combinaisons entre le type d'enregistreur et la sensibilité de déclenchement), en utilisant des tests de Kruskal-Wallis et des boxplot. Nous avons ensuite calculé la proportion de variance expliquée par chaque variable (pseudo-R²) afin d'évaluer si l'importance des facteurs d'intérêt (connus pour influencer l'activité des chauves-souris) était biaisée par les différentes méthodes d'enregistrement. Pour étudier correctement les facteurs explicatifs de l'activité des chauves-souris en nacelles d'éoliennes, il est en effet indispensable que les méthodes d'enregistrement ne capturent pas une part écrasante de la variance par rapport aux facteurs connus pour affecter l'activité des chauves-souris. Pour ce faire, nous avons construit un modèle linéaire mixte généralisé (GLMM) par guildes de chauves-souris, en utilisant l'activité des LRE et MRE et l'occurrence des SRE comme variables réponse, et le paysage, les conditions météorologiques (c'est-à-dire la vitesse moyenne du vent, la température moyenne et la pluie cumulée sur 24h), le jour julien, et le fonctionnement des éoliennes (c'est-à-dire la vitesse moyenne de rotation des pales) et les dimensions (c'est-à-dire la hauteur de la nacelle et le diamètre du rotor) comme effets fixes (ci-après dénommés "variables explicatives"). Comme nous disposions d'un nombre relativement restreint de sites, nous avons limité le nombre de variables paysagères à trois, soit le même nombre que les autres types de variables (c'est-à-dire trois variables météorologiques et trois variables relatives au fonctionnement et aux dimensions de l'éolienne). Avec une telle approche, les modèles étaient toujours constitués de dix variables, ce qui permettait d'éviter un sur-paramétrage. Pour les variables paysagères, nous avons présélectionné le meilleur rayon de calcul autour des sites sur la base de l'AIC et, dans un deuxième temps, nous avons sélectionné les trois variables - parmi les cinq variables paysagères - qui présentaient les meilleures contributions conjointes à partir de partitions hiérarchiques. Nous avons utilisé l'identifiant de l'éolienne et l'année comme effets aléatoires pour tenir compte de la pseudo-réplication (c'est-à-dire de nombreuses nuits d'enregistrement par éolienne) et des variations interannuelles de l'activité, associées à une distribution binomiale négative pour les guildes LRE et MRE et à une distribution binomiale pour la guildes SRE. Ensuite, nous avons calculé le pseudo-R² de chaque variable en soustrayant le R² marginal du modèle complet et celui du modèle sans la variable cible. Ainsi le modèle général était le suivant :

$$\text{Activité ou occurrence} \sim \text{variables paysagères} + \text{variables météo/temporelles} + \text{variables méthodologiques} + \text{variables éolienne} + (1 | \text{site}), \text{ famille} = \text{binomiale négative ou binomial}$$

Cette analyse préliminaire a montré que les méthodes d'enregistrement avaient des effets confondants avec la plupart des autres variables d'intérêt, en particulier le paysage (Fig. 8 & Table 2), et qu'elles capturaient la plus grande partie de la variance (Fig. 7). Dans ces conditions il est impossible de savoir si les effets observés reflètent l'effet du matériel ou celui de facteurs environnementaux comme la composition paysagère. On peut par exemple noter que les Song Meter bat (SM) avec un trigger réglé sur un rapport signal-bruit de 6 dB sont dans des contextes beaucoup plus forestiers que les autres types de matériel, en cas de différences d'activité entre le SM 6 dB et les autres modalités, il sera donc impossible de savoir si le changement d'activité est lié au matériel ou bien à la forêt (Fig. 8). A l'avenir les méthodes devraient être homogénéisées vers des réglages rendant les niveaux d'activité comparables entre matériel différents, tout en conservant une efficacité de détection maximale.

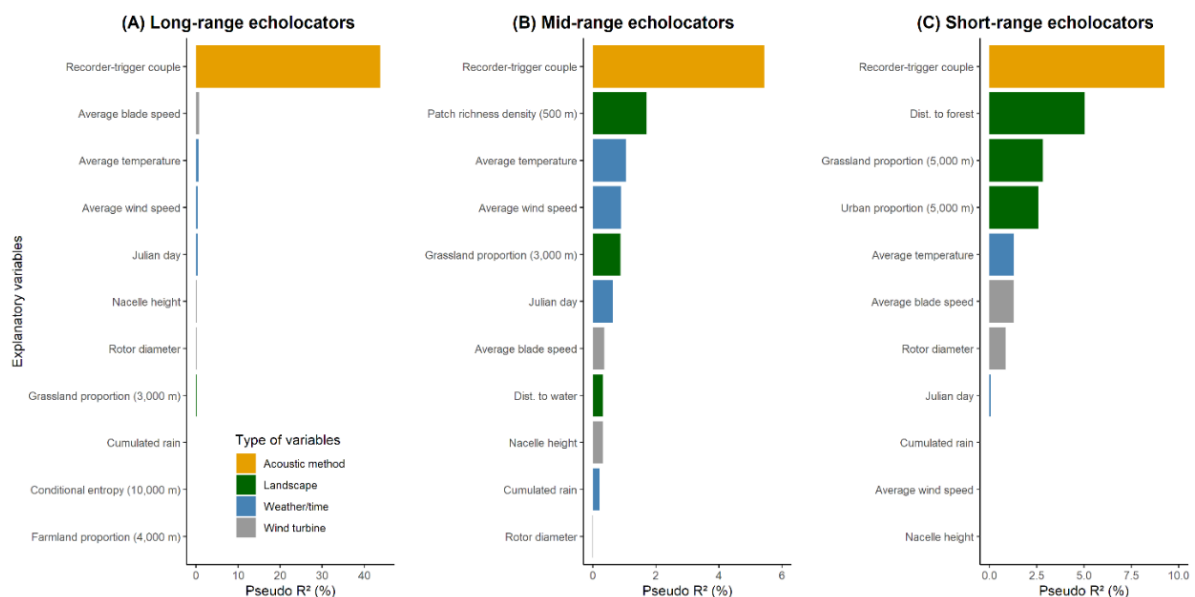


Figure 7. Pourcentage de variance expliquée par chaque variable pour chaque guildes selon les 4 grands types de variables.

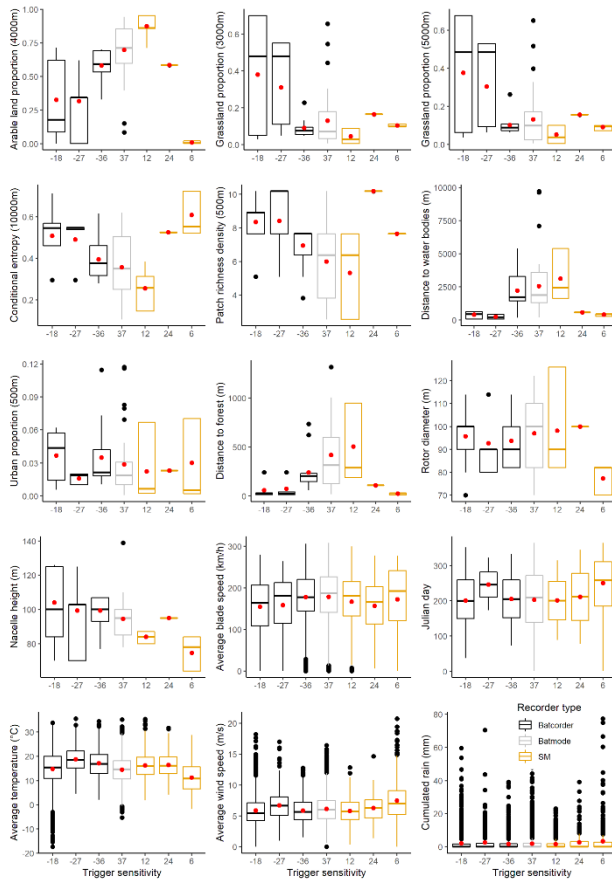


Figure 8. Synthèse de tous les effets confondants impliquant la variable combinant le type de matériel et la sensibilité de son déclencheur.

- **Analyses statistiques limitant l'hétérogénéité du matériel**

Afin de s'affranchir des problèmes liés au matériel présentés dans la partie précédente, nous avons uniquement retenu les données produites par le Batmode car (i) celui-ci n'a été utilisé qu'avec un seul paramétrage de la sensibilité du déclencheur, (ii) représentait le plus grand nombre de sites (34 sur les 64) et (iii) représentait la majorité des nuits (8619) et contacts de chauves-souris (65775).

Sur la base de ce jeu de données, nous avons effectué le même processus de modélisation que celui présenté ci-dessus afin d'évaluer les effets respectifs des variables explicatives sur l'activité des LRE et des MRE et sur l'occurrence des SRE. Pour chaque variable explicative, nous avons vérifié la nécessité éventuelle d'ajouter un effet non linéaire par une inspection visuelle des modèles mixtes additifs généralisés (GAMM). Nous avons également vérifié l'absence de multicollinéarité en calculant le facteur d'inflation de la variance (VIF) pour chaque variable explicative. Toutes les variables ont montré un $VIF < 2$ et donc une absence de multicollinéarité. Il convient de noter que la vitesse du vent et la vitesse des pales n'étaient pas excessivement corrélées grâce aux périodes de maintenance qui arrêtaient les turbines dans toutes les conditions de vent. La validation globale du modèle a été réalisée à l'aide de diagrammes de diagnostic. Les modèles complets ont été comparés aux modèles nuls à l'aide de l'AIC pour vérifier leur pertinence, et la qualité de l'ajustement a été évaluée à l'aide des valeurs du R^2 marginal (variance expliquée par les effets fixes) et du R^2 conditionnel (variance expliquée à la fois par les facteurs fixes et aléatoires). Toutes les analyses ont été effectuées en utilisant un seuil de significativité de 5 %. Les modèles finaux par guildes sont présentés dans la table 3 ci-dessous.

Table 3. Composition des modèles complets, critères d'information d'Akaike (AIC), R^2 marginal (mR^2 , c'est-à-dire la proportion de la variance expliquée par les effets fixes uniquement) et R^2 conditionnel (cR^2 , c'est-à-dire la proportion de la variance expliquée par les effets fixes et aléatoires), pour les analyses sur l'ensemble de données comprenant les données du Batmode uniquement. L'AIC des modèles nuls et le delta AIC sont également indiqués à des fins de comparaison entre modèles nuls et complets (ne peuvent être comparés qu'au sein de chaque guildes). Si le delta AIC est négatif et supérieur à 2, alors le modèle est considéré comme pertinent. →

Table 2. Valeurs P des tests de Kruskal-Wallis entre chaque variable d'intérêt et la variable catégorielle des méthodes d'enregistrement. Les tirets indiquent les variables non retenues dans les modèles.

Variables	LRE	MRE	SRE
Landscape			
Grassland proportion (3000 m)	<0.001	<0.001	-
Grassland proportion (5000 m)	-	-	<0.001
Conditional entropy (10000 m)	<0.001	-	-
Arable land proportion (4000 m)	<0.001	-	-
Patch richness density (500 m)	-	<0.001	-
Dist. to water bodies	-	<0.001	-
Impervious proportion (500 m)	-	-	<0.001
Dist. to forest	-	-	<0.001
Wind turbine			
Rotor diameter	<0.001	<0.001	<0.001
Nacelle height	<0.001	<0.001	<0.001
Average blade speed	<0.001	<0.001	<0.001
Weather/date			
Julian day	<0.001	<0.001	<0.001
Average temperature	<0.001	<0.001	<0.001
Average wind speed	<0.001	<0.001	<0.001
Cumulated rain	0.002	0.002	0.002

Guilts	Null and full models	AIC	Δ AIC	mR ²	cR ²
LRE	(1 id_site) + (1 year)	23184.5		-	-
	shdi_10000 + dist_forest + dist_urban + drotor + hnacelle + mean_bladespeed + mean_bladespeed^2 + jday + jday^2 + jday^3 + mean_temperature + mean_temperature^2 + mean_windspeed + mean_windspeed^2 + rr_day + (1 id_site) + (1 year)	21716.9	-1467.6	0.33	0.78
MRE	(1 id_site) + (1 year)	14434.8		-	-
	prd_1000 + forest10000 + dist_urban + drotor + hnacelle + mean_bladespeed + mean_bladespeed^2 + jday + jday^2 + mean_temperature + mean_temperature^2 + mean_windspeed + mean_windspeed^2 + rr_day + (1 id_site) + (1 year)	13456.5	-978.3	0.54	0.60
SRE	(1 id_site) + (1 year)	619.6		-	-
	prd_1000 + forest10000 + dist_urban + drotor + hnacelle + mean_bladespeed + mean_bladespeed^2 + jday + mean_temperature + mean_windspeed + mean_windspeed^2 + rr_day + (1 id_site) + (1 year)	570.1	-49.5	0.51	0.54

shdi : Shannon diversity index; prd: patch richness density; drotor : rotor diameter; hnacelle: nacelle height; jday: julian day; rr_day: cumulated rain

- Évaluation de l'efficacité de l'utilisation des équations des modèles pour limiter le risque de collision par rapport aux stratégies de bridage conventionnelles

En utilisant le même ensemble de données Batmode, nous avons évalué si le bridage des éoliennes basé sur les modèles présentés ci-dessus pouvait être plus efficace pour limiter l'exposition des chauves-souris à l'échelle de toutes les éoliennes que les méthodes de bridage actuellement utilisées. Pour ce faire, nous avons entraîné des modèles complets pour chaque guilde sur un sous-ensemble totalement aléatoire de 50 % de l'ensemble de données (ci-après dénommé "données d'entraînement") et prédit l'activité des chauves-souris sur les 50 % restants (ci-après dénommé "données de prédiction"), et ce 100 fois. Ensuite, nous avons calculé pour chaque ensemble de données de prédiction le pourcentage restant d'activité des chauves-souris (pour les guildes LRE et MRE) ou d'occurrence (pour la guilde SRE) (c'est-à-dire l'activité ou l'occurrence réelle des chauves-souris enregistrée pendant que les pales étaient en mouvement) et le pourcentage de rotations de pales perdues (c'est-à-dire le pourcentage de production d'énergie perdue) résultant de l'arrêt (fictif) des éoliennes selon l'une des deux méthodes suivantes : (i) un bridage au-dessus des seuils d'activité des chauves-souris prédite par les modèles complets (ci-après dénommé "algorithme de bridage"), et (ii) un bridage en dessous des seuils de vitesse du vent et ce, soit sans ou avec différents seuils de températures minimales requises de 2 à 18°C (ci-après dénommé "bridage conventionnel"). Enfin, nous avons tracé la relation entre le pourcentage restant d'activité ou d'occurrence des chauves-souris et le pourcentage de rotations de pales perdues pour les deux méthodes de bridage afin d'évaluer leur efficacité à limiter l'exposition (Fig. 9). La comparaison des deux méthodes de réduction a été effectuée uniquement pour les périodes non hivernales.

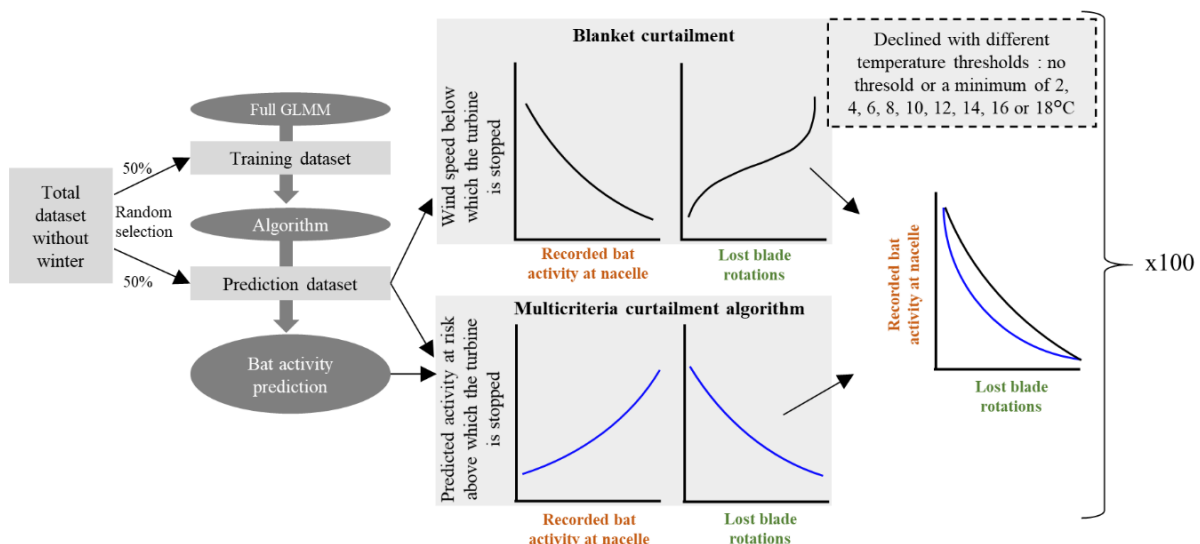


Figure 9. Synthèse des étapes de simulation et comparaison des deux types de méthodes de bridage expliquées ci-dessus.

Pour évaluer si l'efficacité était pertinente pour toutes les éoliennes, nous avons également tracé la relation entre le pourcentage restant d'activité des chauves-souris (à risque donc) et le pourcentage de rotations de pales perdues pour chaque éolienne indépendamment. Nous avons calculé les valeurs de l'aire sous la courbe (AUC) pour les deux méthodes de réduction afin d'évaluer laquelle était la plus efficace (c'est-à-dire avec la valeur AUC la plus élevée). Nous avons également estimé dans quelle mesure l'efficacité des méthodes de réduction était préservée lorsque les éoliennes incluses dans les données d'entraînement différaient de celles des données de prédiction. Pour cela, nous avons répété la procédure expliquée ci-dessus, mais en utilisant un ensemble de données d'entraînement constitué des données de 33 des 34 éoliennes et des données de prédiction constituées des données de la 34ème éolienne, et nous l'avons répétée pour chaque éolienne afin de présenter ses résultats tout en calculant les valeurs de l'AUC pour les deux méthodes de réduction. Cette évaluation éolienne par éolienne n'a été effectuée que pour les guildes LRE et MRE pour lesquelles nous disposions de suffisamment de données pour chaque éolienne.

Enfin, comme le pourcentage de rotations de pales perdues ne constitue pas un indicateur parfait de la production d'énergie perdue, nous avons évalué si la comparaison relative des rotations de pales perdues entre les méthodes de réduction en tant qu'indicateur des pertes de production d'énergie était biaisée (par exemple, une méthode pour un niveau donné de rotations de pales perdues impliquant des vitesses de pales plus lentes, et donc des pertes d'énergie plus faibles, que l'autre méthode). Pour cela, nous avons comparé la distribution des vitesses des pales à l'intérieur des rotations de pales perdues entre les deux méthodes de réduction.

2.1.5 Résultats

• Différences d'activité des chiroptères en fonction du matériel

La variable combinant le type de matériel et la sensibilité de son déclencheur influence significativement toutes les guildes (Fig. 10). Le pattern le plus net qui ressort reste la plus grande activité enregistrée par les Song Meter bat paramétrés sur la plus haute sensibilité et le Batmode pour les LRE, et par les Song Meter bat paramétrés sur la plus haute sensibilité pour les MRE et SRE, en comparaison avec les autres couples enregistreur-sensibilité. Le reste des différences est difficile à interpréter, mais deux gradients d'activité semblent se dessiner avec (i) une activité enregistrée croissante entre les Batcorders, Batmodes et Song Meters, respectivement, et (ii) une activité enregistrée croissante avec l'augmentation de la sensibilité au sein de chaque type d'enregistreur (Fig. 10). Cependant, ces résultats ne peuvent être confirmés avec certitude étant donné les nombreux effets confondants qui existent entre le matériel les autres variables environnementales comme le synthétisent la Table 2 et les Figures 7 et 8. Ainsi, les différences deux à deux entre couples enregistreur-sensibilité pourraient potentiellement être le reflet de différences de conditions environnementales (de paysage par exemple) et non pas d'un effet du matériel, bien que celui-ci soit déjà documenté dans la littérature pour être déterminant dans la quantité d'activité enregistrée, influençant notamment le volume et les distances de détection.

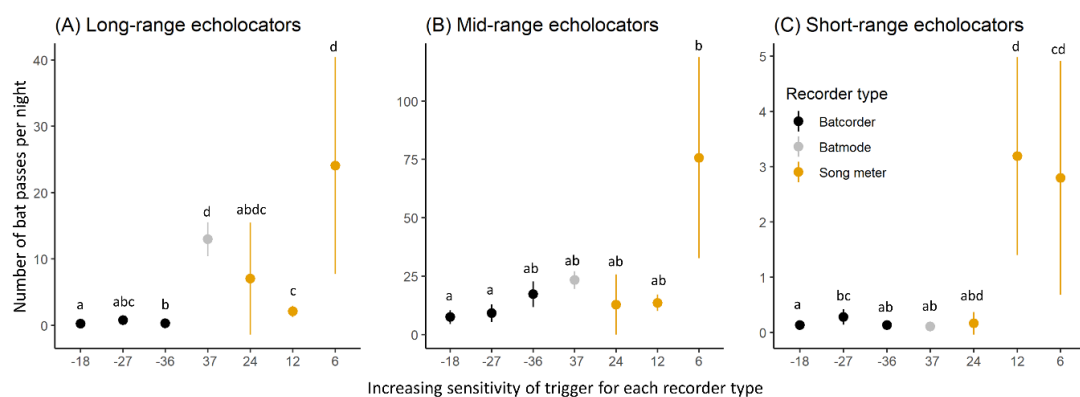


Figure 10. Activité prédite à partir des GLMMs pour chaque combinaison enregistreur-sensibilité du déclencheur pour chaque guild. Les différences de lettres entre les catégories indiquent les différences significatives. Aucune conclusion totalement fiable ne peut être faite de ce résultats étant donné les très forts effets confondant avec d'autres variables (Table 2 ; Figures 7 & 8).

• Effets des déterminants une fois l'effet du matériel éliminé : cas des données du Batmode

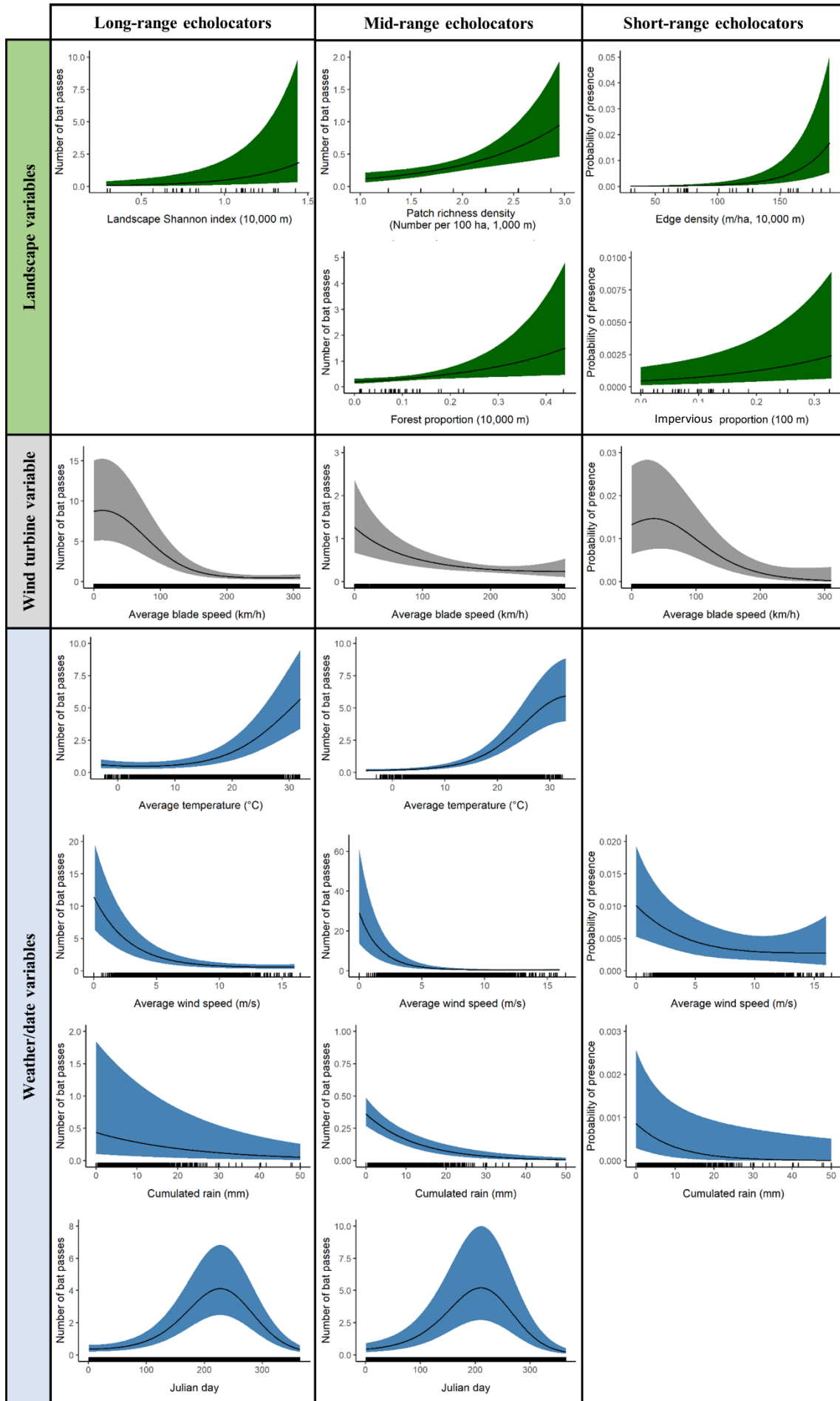
En ce qui concerne l'effet du paysage, l'augmentation de la diversité paysagère dans un rayon de 10 km augmente l'activité en nacelle des LRE, l'augmentation de la densité en richesse d'habitat dans un rayon de 1 km et de la proportion de forêt dans un rayon de 10 km augmente l'activité des MRE, et l'augmentation de la densité en écotones dans un rayon de 10 km et l'augmentation de la proportion de terres artificialisées dans un rayon de 100 m augmente l'activité des SRE (Fig. 11). La réponse à l'augmentation de l'artificialisation peut paraître contre-intuitive mais elle est en réalité le reflet de la création de pistes d'accès aux éoliennes qui génèrent des zones de transitions entre habitats (écotones) appréciés par ces espèces, notamment comme route de vol facilitant l'écholocation grâce à la variation de structure physique de l'habitat.

En ce qui concerne le fonctionnement de l'éolienne, l'augmentation de la vitesse des pales (mesurée en bout de pale) influence négativement l'activité des trois guildes (Table 4 ; Fig. 11). Pour les LRE, l'augmentation de la vitesse de rotation diminue même plus rapidement l'activité jusqu'à un seuil d'environ 150 km/h à partir duquel l'activité devient quasi-nulle et constante (Fig. 11). Même si la vitesse de rotation reste corrélée à la vitesse de vent, la grande quantité de nuits avec des vitesses de rotation faibles par vent élevé (à cause des maintenances régulières) permet de distinguer les effets respectifs de ces deux variables sans problème de colinéarité dans les modèles, permettant une interprétation fiable.

Table 4. Estimations, erreurs standard et valeurs p des modèles complets testant l'effet des variables paysage, éolienne et météo/date sur l'activité des LRE et MRE et l'occurrence des SRE. Les valeurs manquantes indiquent que la variable paysage n'a pas été sélectionnée dans les modèles complets (seules les trois variables les plus explicatives par guildes ont été incluses) ou qu'il n'est pas nécessaire d'avoir des effets quadratiques ou cubiques sur les variables météo/date. Les effets significatifs ($P < 0,05$) sont indiqués en gras.

Variable	LRE		MRE		SRE	
	Estimate±SE	P	Estimate±SE	P	Estimate±SE	P
Intercept	-0.670±0.733	0.361	-0.492±0.122	<0.001	-6.614±0.537	<0.001
Landscape variables						
Edge density (m/ha, 10,000 m)	-	-	-	-	1.884±0.304	<0.001
Patch richness density (Number per 100 ha, 1,000 m)	-	-	0.608±0.175	0.001	-	-
Arable land proportion (10,000 m)	-	-	-	-	0.674±0.378	0.075
Shannon diversity index (10,000 m)	0.894±0.283	0.002	-	-	-	-
Distance to impervious (m)	-0.257±0.416	0.537	-0.194 ±0.204	0.342	-	-
Impervious proportion (100 m)	-	-	-	-	0.355±0.137	0.010
Distance to forest (m)	-0.227±0.312	0.467	-	-	-	-
Forest proportion (10,000 m)	-	-	0.313±0.119	0.008	-	-
Wind turbine variables						
Rotor diameter (m)	0.162±0.270	0.549	0.037±0.151	0.805	0.532±0.344	0.122
Nacelle height (m)	0.153±0.270	0.572	0.192±0.145	0.185	-0.064±0.331	0.845
Average blade speed (km/h)	0.155±0.128	0.223	-0.751±0.221	<0.001	-1.148±0.508	0.024
Average blade speed ²	-0.761±0.155	<0.001	0.402±0.259	0.120	1.775±0.513	<0.001
Weather/date variables						
Julian day	0.227±0.040	<0.001	-1.516±0.364	<0.001	0.121±0.137	0.377
Julian day ²	0.028±0.052	0.585	1.736±0.365	<0.001	-	-
Julian day ³	-0.417±0.035	<0.001	-	-	-	-
Average temperature (°C)	-0.507±0.133	<0.001	2.030±0.222	<0.001	0.225±0.141	0.112
Average temperature ²	1.044±0.126	<0.001	-1.055±0.201	<0.001	-	-
Average wind speed (m/s)	-1.988±0.159	<0.001	-3.272±0.269	<0.001	-1.868±0.584	0.001
Average wind speed ²	1.963±0.155	<0.001	2.751±0.272	<0.001	1.630±0.438	<0.001
Cumulated rain (mm)	-0.178±0.031	<0.001	-0.330±0.052	<0.001	-0.422±0.185	0.022

En ce qui concerne les variables climatiques et temporelles, l'augmentation de la température augmente exponentiellement l'activité des guildes LRE et MRE, avec notamment une augmentation marquée de l'activité des LRE à partir d'environ 15°C (Table 4 ; Fig. 11). De la même façon, l'augmentation de la vitesse du vent diminue de façon exponentielle l'activité des trois guildes, avec une activité devenant quasi nulle et constante à partir d'environ 10 m/s pour la guildes LRE et environ 7 m/s pour la guildes MRE (Table 4 ; Fig. 11). L'augmentation des précipitations diminue également l'activité de toutes les guildes (Tab. 4 ; Fig. 11). Enfin, la date influence également fortement l'activité des guildes LRE et MRE, avec une activité croissante de janvier à juillet puis décroissante d'août à décembre (Tab. 4 ; Fig. 11). Le reste des relations entre les variables et l'activité ne sont pas significatives (Tab. 4).



← **Figure 11.** Nombre prédit de passages de chauves-souris ou probabilité de présence à partir des modèles linéaires mixtes généralisés avec des intervalles de confiance à 95 % en relation avec les variables significatives liées au paysage (vert), à l'éolienne (gris), à la météo et à la date (bleu), sur la base des données Batmode.

- **Efficacité des équations de modèles pour limiter le risque de collision par rapport aux bridages conventionnels**

Lorsque nous avons établi un lien entre l'activité ou l'occurrence réelle des chauves-souris exposées et le pourcentage de rotations de pales perdues, nous avons constaté que l'algorithme de bridage multicritères était plus efficace que le bridage conventionnel pour toutes les guildes (Fig. 12B1). Nous avons constaté que l'algorithme de bridage multicritère à l'échelle de toutes les éoliennes présentait en moyenne 20 % et 9 % d'activité de chauve-souris exposée en moins que le bridage conventionnel sans seuil de température pour les guildes LRE et MRE, respectivement, et 24 % d'occurrence exposée en moins pour la guildes SRE (Fig. 12B1). Lorsque le bridage conventionnel inclut des seuils de température, l'algorithme de bridage multicritère présentait en moyenne 20 à 29 %, 7 à 12 % et 24 à 31 % d'exposition en moins pour les guildes LRE, MRE et SRE, respectivement, en fonction du seuil de température pris en compte dans la réduction globale (Figs. 12B2 & 13).

L'efficacité supérieure de l'algorithme de bridage multicritère a également été confirmée par ses valeurs AUC qui étaient plus élevées que celles du bridage conventionnel pour un seuil de 10°C pour 81% et 75% des éoliennes pour les guildes LRE et MRE, respectivement. Enfin, lorsque l'algorithme a été entraîné sur 33 des 34 éoliennes et que les prédictions ont été faites sur l'éolienne restante (c.-à-d. l'entraînement du modèle et les prédictions basées sur des sites indépendants), le bridage par algorithme montrait des valeurs AUC plus élevées que le bridage conventionnel pour 81% et 69 % des éoliennes pour les guildes LRE et MRE, respectivement. Enfin, la distribution des vitesses des pales ne diffère pas entre les rotations de pales perdues à cause de l'une et l'autre des deux méthodes de bridage, ce qui suggère que la comparaison relative des rotations de pales perdues entre les méthodes de réduction en tant qu'indicateur des pertes de production d'énergie n'est pas biaisée.

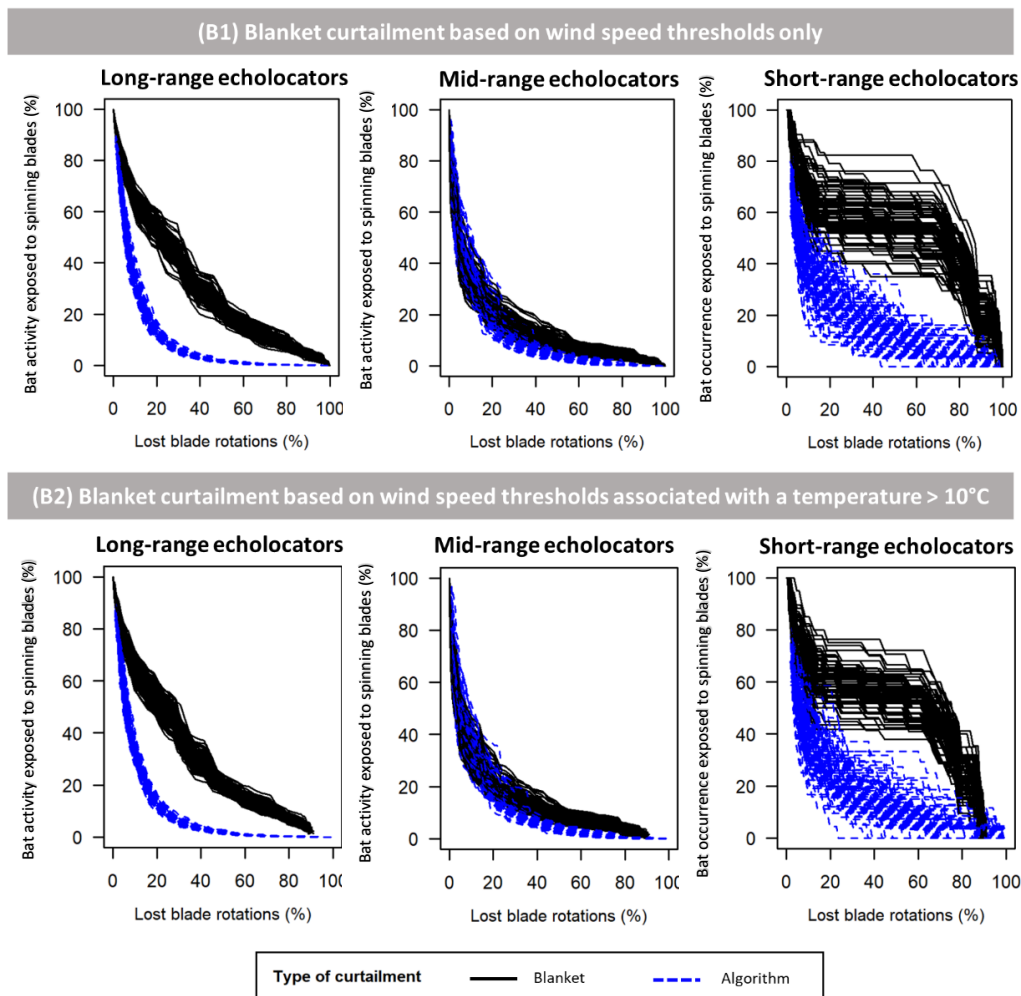


Figure 12. Relation entre le pourcentage d'activité des chauves-souris à risque et le pourcentage de rotations de pales perdues pour les deux méthodes de bridage (basée sur l'algorithme en bleu, et sur des seuils classiques en noir) afin de comparer leur efficacité pour les trois guildes. Pour le bridage conventionnel, le panneau B1 montre l'efficacité de la méthode lorsqu'aucun seuil de température n'est inclus, et lorsqu'une température minimale de 10°C est appliquée dans le panneau B2. Plus une couleur est en dessous d'une autre, plus son efficacité est supérieure.

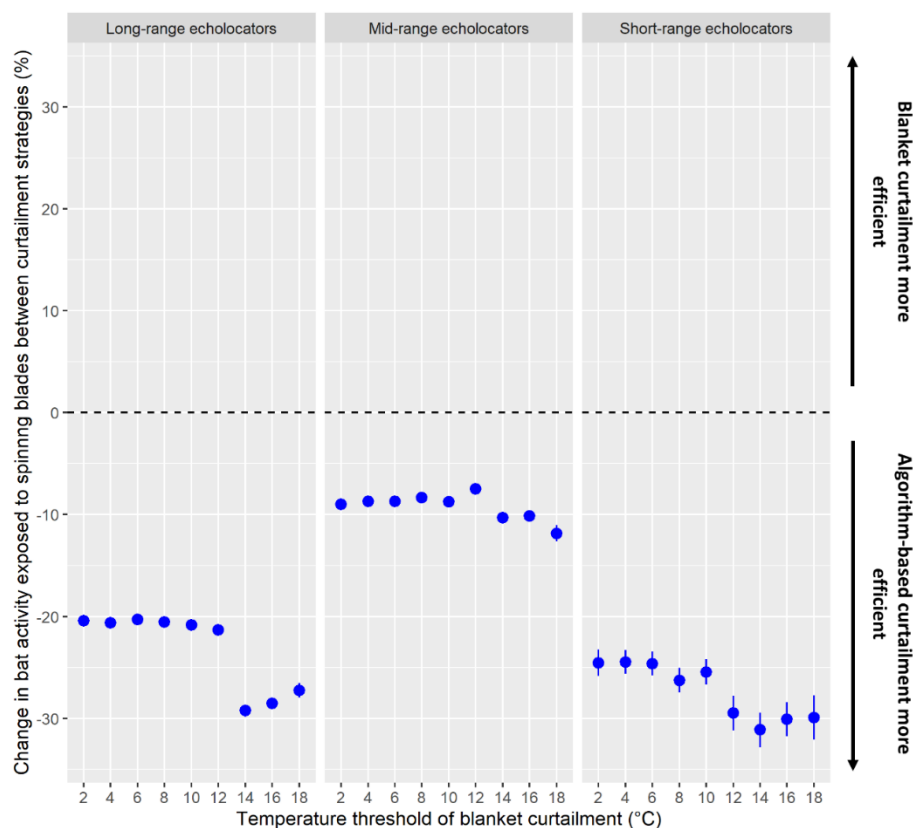


Figure 13. Variation moyenne du pourcentage restant d'activité des chauves-souris exposées aux pales en rotation entre le bridage conventionnel et le bridage basé sur des algorithmes pour différents seuils de température dans le bridage conventionnel. Le changement moyen a été calculé en utilisant chaque différence intra-itération entre les méthodes de réduction. Une valeur sous la ligne pointillée indique que la méthode algorithmique est plus efficace que la méthode conventionnelle.

2.1.6 Discussion, recommandation et perspectives

Les analyses montrent que l'activité des chiroptères en nacelle d'éolienne provenant de multiples études réglementaires au cas par cas est principalement expliquée par l'hétérogénéité du matériel et du paramétrage de sa sensibilité. Cependant, les disparités d'activité entre modèles d'enregistreurs et entre niveaux de sensibilité restent à ce stade difficilement interprétable en raison de très nombreux effets confondants, notamment avec des variables paysagères. Étant donné que le matériel et son paramétrage sont très hétérogènes, et conditionnent énormément la distance de détection des chauves-souris et donc la quantité d'activité, il est parfaitement normal que le matériel capte l'essentiel de la variabilité de l'activité et empêche l'expression de variables bien connues d'ordinaire comme déterminants de l'activité.

Cette première exploration statistique délivre néanmoins des messages très importants et essentiels avant de passer sur des approches plus fines. Ainsi le matériel et le paramétrage de son déclencheur sont déterminants et devraient (i) être systématiquement associés aux données d'activité lors de leur bancarisation et dans les études réglementaires, et (ii) idéalement être homogénéisés vers les combinaisons les plus efficaces en détection. Certains détecteurs semblent moins sensibles que d'autres et certains paramétrages semblent limiter drastiquement le nombre de séquences collectées. Une harmonisation des détecteurs/paramétrages utilisés sont une clé pour permettre des études à large échelle et ainsi permettre de détecter l'effet de variables affectant réellement l'activité des chiroptères. Cela révèle également l'importance primordiale de contextualiser la quantification de l'activité lors des études réglementaires, un nombre de séquences donné enregistrées à partir d'un Batcorder dont le déclencheur est paramétré sur -37 dB, par exemple, ne signifiera pas la même chose que pour un paramétrage sur -18 dB. Cela est d'autant plus important lors de comparaisons avec des référentiels d'activité où les comparaisons doivent se faire à matériel et paramétrages égaux, ou encore des comparaisons entre sites où il peut vite devenir impossible de distinguer les différences d'activité liées au paysage de celles liées au matériel de suivi.

Pour démêler les déterminants de l'activité en nacelle à partir de ce type de données existantes et compilées à large échelle, une solution était donc de minimiser l'effet du matériel pour laisser s'exprimer l'ensemble des déterminants de l'activité. Pour cela une analyse centrée sur une seule combinaison enregistreur-sensibilité (Batmode ; -37 dB) maintenant suffisamment de données a été réalisée afin d'éliminer totalement l'effet du matériel. Les résultats montrent que même sur un jeu de données réduit spatialement et à une échelle grossière de nuits complètes, plusieurs facteurs paysagers et tous les

facteurs climatiques, temporels et de fonctionnement des éoliennes attendus ont presque systématiquement d'importants effets sur toutes les guildes. Ces résultats soulignent l'importance de considérer l'ensemble de ces paramètres dans la construction de règles de bridage.

Plus important encore, nous montrons qu'utiliser les équations des modèles pour prédire l'activité attendue et brider les éoliennes sur un seuil donné d'activité prédite est largement plus efficace que les bridages conventionnels constituant en une addition d'un seuil de vent et de température. En effet, à perte de production équivalente, la méthode de bridage basée sur les algorithmes protégera une part beaucoup plus importante de l'activité en nacelle dans le volume à risque de collision. Cette démonstration, dont le principe est déjà généralisé en Allemagne via l'outil Probat¹ de la société OekoFor et dont l'efficacité est appuyée de publications scientifiques (Behr et al., 2017 ; Korner-Nievergelt et al., 2013), devrait désormais inciter à généraliser des outils de bridage sophistiqués basés sur des algorithmes tels que Probat OekoFor ou provenant de notre étude, ou incluant des critères d'activité en temps réel tel que l'outil américain TIMR (Turbine Integrated Mortality Reduction) ayant prouvé une efficacité apparemment comparable (Rabie et al., 2022). Au regard des synthèses et méta-analyses publiées récemment, nous savons également que le bridage conventionnel n'a a priori jamais une efficacité de 100%, cette dernière étant par ailleurs très variables, renforçant l'intérêt de généraliser les bridages intelligents (Adams et al., 2021 ; Whitby et al., 2021).

En perspective ce travail devrait désormais se poursuivre via une approche intra-nuit permettant de décrire plus finement ces effets et en particulier s'ils varient au cours de la nuit et des saisons, en fonction de la phénologie des chiroptères. De plus, des résultats basés sur des moyennes journalières de conditions climatiques ne correspondent pas aux pratiques de bridages des éoliennes qui peuvent être réalisées en quasi temps réel en fonction de l'évolution des conditions climatiques au cours de la nuit.

En conclusion, nous montrons d'ores-et-déjà des réponses robustes, notamment des guildes LRE et MRE les plus à risque de collision, au paysage, au fonctionnement de l'éolienne et aux conditions climatiques/temporelles. Ces réponses sont parfaitement en accord avec ce qui était attendu d'après la littérature scientifique : plus les paysages sont boisés et diversifiés aussi bien en structure qu'en composition en habitats, plus cela est favorable aux chiroptères au sens large ; plus les pales de l'éolienne tournent vite et plus les chiroptères désertent le volume de détection, bien qu'il reste une grande part de l'activité à des vitesses de rotation pouvant présenter un risque de collision (par exemple 91% et 84% de l'activité des LRE et MRE respectivement se situent sur des vitesses de rotation supérieures à 50 km/h) ; plus les conditions climatiques sont clémentes, à savoir des températures hautes, un vent faible et peu de pluviométrie, plus l'activité est importante ; et enfin l'activité en nacelle au cours de l'année atteint son optimum en été. Ces résultats soulignent une nouvelle fois la nécessité de considérer l'ensemble de ces paramètres pour la définition de stratégies de bridage. Les courbes cumulées d'activité restante en lien avec les conditions climatiques explicitent particulièrement bien les limites du bridage conventionnel basé sur des seuils : des seuils relativement restrictifs (par exemple 8m/s de vent et 15°C) pourront être loin de protéger l'ensemble de l'activité du risque de collision, et le degré de protection d'un seuil donné variera énormément d'une guilde à l'autre par exemple les LRE qui seront beaucoup plus résistants aux vents forts et basses températures (Fig. 14).

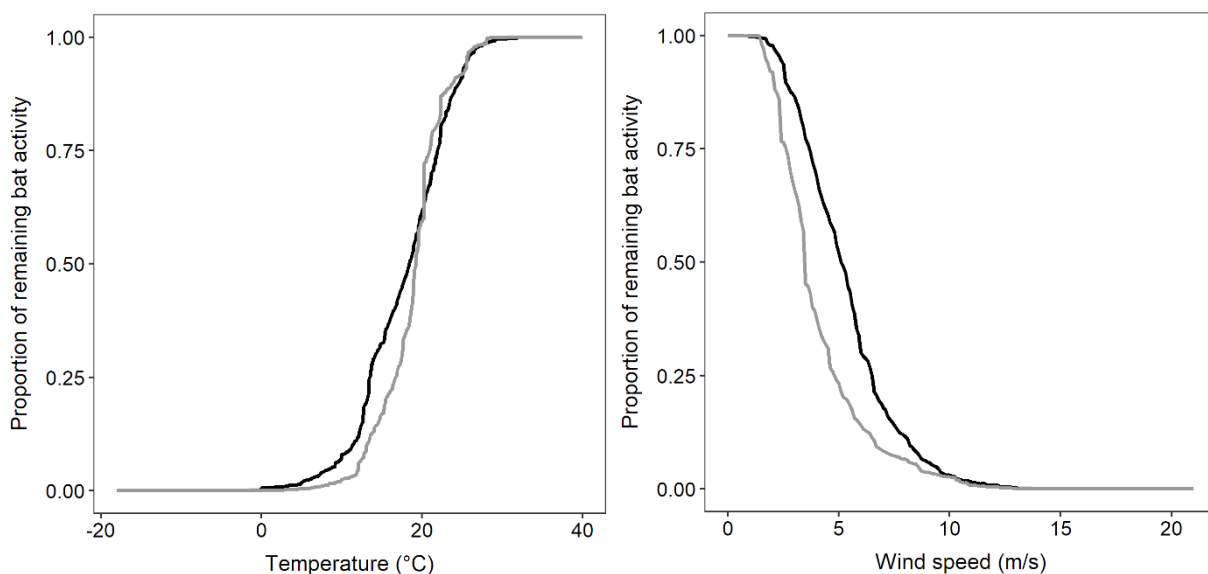


Figure 14. Proportion d'activité restante des guildes LRE (courbe noire) et MRE (courbe grise) en-dessous de chaque seuil de température (à gauche) et au-dessus de chaque seuil de vitesse de vent (à droite).

¹ https://oekofor.netlify.app/en/portfolio/probat_en/

Encadré 1

A RETENIR SUR LA VARIATION DE L'ACTIVITE EN NACELLE D'EOLIENNE ET LA REDUCTION DU RISQUE DE COLLISION

- Le type de matériel et son paramétrage sont déterminants pour l'utilisation de données acoustiques agrégées et plus généralement pour l'interprétation de patterns écologiques. A l'avenir les méthodes devraient être homogénéisées vers des réglages rendant les niveaux d'activité comparables entre matériel différents, tout en conservant une efficacité de détection maximale. ;
- L'effet du matériel doit être pris en compte, corrigé, avant toute analyse/interprétation issues de données agrégées ;
- Toute comparaison d'activité avec des référentiels ou entre sites/dates/etc doit se faire à matériel et paramétrage strictement équivalent ;
- L'ensemble des paramètres paysagers, climatiques, temporels, et de fonctionnement de l'éolienne, influencent l'activité de toutes les guildes de chauves-souris, soulignant l'importance de tous les considérer ;
- Les différentes guildes possèdent des résistances aux conditions climatiques très différentes, soulignant l'intérêt d'approche distinguant les guildes/espèces ;
- L'utilisation d'algorithmes (équations de modèles linéaires généralisés mixtes) démontre une efficacité (rapport entre risque de collision et perte de production) nettement supérieure (de 7 à 31% en moyenne) que les bridages conventionnels couramment utilisés basés sur une addition de seuils climatiques (par exemple vent et température). Les algorithmes ne constituent pour l'instant qu'une preuve de concept, des développements à venir viendront les affiner et notamment inclure des tranches horaires intra-nuit pour les rendre opérationnels ;
- Des outils similaires dont l'efficacité a été publiée existent déjà (par exemple Probat OeKoFor en Allemagne et TIMR aux Etats-Unis).

2.2 Variation de la mortalité

L'objectif de cette partie est d'identifier les déterminants de la mortalité de façon à évaluer la probabilité de collision sur différentes échelles spatio-temporelles. L'outil DEPOBIO censé alimenter cette partie du projet en données de mortalité n'est à ce jour toujours pas opérationnel. Ainsi aucune donnée n'a pu être mobilisée via cette source.

Dans le cadre de cette partie les recherches ont donc été menées en mobilisant des données existantes et en récoltant de nouvelles via notre collaboration avec le bureau d'étude Ouest Am' (co-encadrement d'un post-doctorat, Plan d'Investissement d'Avenir, Andréas Ravache).

2.2.1 Contexte et objectifs

La persistance des cadavres est un des paramètres clés conditionnant l'estimation de la mortalité. En effet, les cadavres disparaissent plus ou moins rapidement selon le degré de prédation par des charognards, lui-même dépendant de divers facteurs environnementaux. Cette probabilité de persistance affecte directement la probabilité de trouver l'intégralité des cadavres lors d'une session de recherche de cadavres à un instant donné. Un prérequis essentiel était donc en premier lieu d'étudier spécifiquement ce paramètre afin (i) de modéliser la persistance dans le temps des cadavres selon divers scénarios de suivis et estimation de la mortalité (fréquence de prospection, quantité de cadavres, formule d'estimation utilisée), et (ii) évaluer sa variabilité dans l'espace (composition paysagère, contexte biogéographique) et dans le temps (saisonnalité, habitude des charognards en lien avec l'ancienneté du parc), afin d'évaluer l'influence de ce paramètre sur l'estimation finale de la mortalité et les solutions de prise en compte. Dans le cadre du projet, en raison du temps imparti, de ces défis méthodologiques autour de la persistance, et du manque de disponibilité des données collectables qui pourront être prises en compte pour estimer de manière fiable les taux de mortalité en fonction des protocoles mis en place :

- Une expérimentation *in natura* sur un grand nombre de parcs éoliens en région Pays de la Loire où des cadavres ont été déposés au pied des éoliennes et suivis par pièges photographiques afin (i) d'identifier précisément les événements et temps de disparition des cadavres, (ii) de tester l'efficacité des protocoles de suivi mis en place en Europe et dans le reste du monde, et ainsi (iii) de déterminer les données collectables qui pourront être prises en compte pour estimer de manière fiable les taux de mortalité en fonction des protocoles mis en place;
- Un appel à données de persistance suffisamment standardisées et documentées, à large échelle, auprès d'un grand nombre structures à travers l'ensemble du territoire (4000 données de persistance de cadavres déjà récoltés à travers la France). L'agrégation de ces données permettra de traiter statistiquement la variation dans l'espace (composition paysagère, contexte biogéographique) et dans le temps (saisonnalité, habitude des charognards en lien avec l'ancienneté du parc) de la persistance, afin d'évaluer la nécessité de contextualiser l'usage de ce paramètre lors des estimations de mortalité.

2.2.2 Influence des protocoles de suivi et d'estimation de la persistance sur les méthodes de correction de la mortalité observée

Cette partie repose sur des résultats en cours d'évaluation :

Ravache A, Normand B, Barré K, Goislot C, Besnard A, Kerbirou C. Wind Farm Mortality Estimates: Accounting for Carcass Persistence Survey Intervals. *Soumis dans Biological Conservation*.

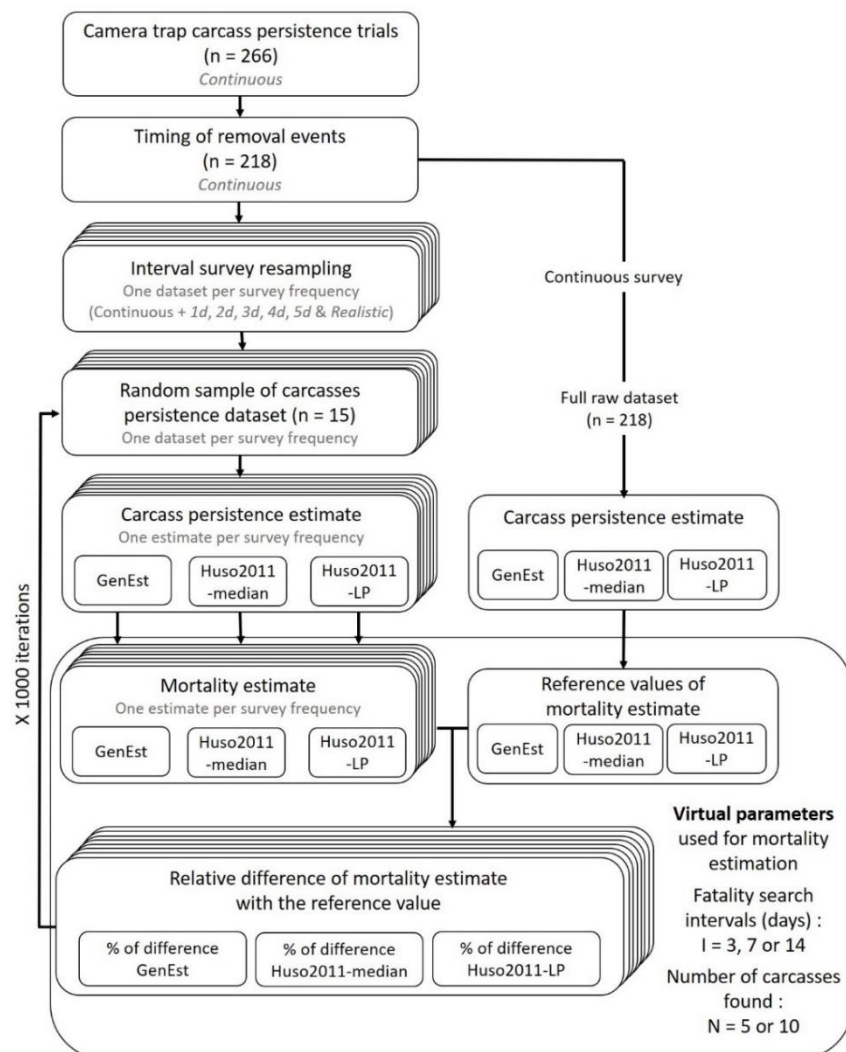
• Contexte et méthode de l'étude

Dans le cadre de l'évaluation environnementale de l'impact des parcs éoliens terrestres sur la faune, de nombreux pays requièrent la réalisation de suivis de mortalité à intervalles réguliers autour des éoliennes. Ces suivis visent à relever le nombre de cadavres d'oiseaux et de chiroptères retrouvés dans un périmètre déterminé aux pieds des éoliennes. Cependant, le nombre de cadavres observés représente une sous-estimation de la mortalité réelle, en partie du fait de deux paramètres : l'efficacité de recherche de l'observateur et la probabilité de persistance des cadavres. L'efficacité de recherche représente la probabilité qu'un observateur repère un cadavre présent dans la zone prospectée autour des turbines. La probabilité de persistance des cadavres représente la probabilité qu'un cadavre ne soit pas prédaté ou déplacé hors de la zone de recherche par un charognard durant l'intervalle entre deux suivis de mortalité. A eux seuls, ces 2 facteurs peuvent affecter la mortalité estimée d'un facteur 40 par rapport aux observations relevées sur le terrain (Smallwood 2007). Il est donc nécessaire de correctement estimer ces deux facteurs afin de produire des estimations de mortalité robustes, les plus précises et les moins biaisées possible. L'efficacité de recherche d'un observateur est évaluée sur le terrain en plaçant des cadavres de manière aléatoire dans la zone de recherche par un premier individu, puis en calculant le ratio de cadavres retrouvés par l'observateur par rapport au nombre de cadavres placés initialement. La probabilité de persistance des cadavres est généralement estimée en plaçant des cadavres autour des éoliennes, puis en revenant observer leur présence ou leur disparition les jours suivants. Ces deux paramètres sont ensuite intégrés dans des formules ou des modèles visant à corriger les observations de mortalité relevées sur le terrain et obtenir des estimations de mortalité plus proches de la réalité. La précision et le biais de ces

estimations peut impacter significativement les conclusions finales d'une étude et il est donc primordial de vérifier la fiabilité des protocoles visant à les produire.

En 2023, il n'existe pas encore de consensus international sur la manière d'estimer la persistance des cadavres sur le terrain, ni sur la manière d'estimer la mortalité à partir de ces paramètres. A l'échelle nationale, un protocole français a été mis en place en 2015 et révisé en 2018 dans une tentative d'homogénéisation des pratiques de suivi et d'estimation de la mortalité sur les parcs éoliens terrestres (MTES 2018). Ce protocole a permis de fournir des recommandations sur la manière d'estimer la persistance sur le terrain, et de désigner des formules d'estimation de mortalité qui permettent de prendre en compte les paramètres décrits plus haut. Ce protocole recommande notamment l'utilisation d'une formule de correction simplifiée inspirée de la publication d'Huso (2011) afin de corriger la mortalité, de manière similaire aux recommandations du protocole national portugais (APA 2010). La rédaction d'un tel protocole a permis de produire des estimations de mortalité plus homogènes entre les différents bureaux d'études en charge des études d'impact. Néanmoins, le protocole actuel laisse une grande flexibilité dans le suivi de la persistance, particulièrement dans la fréquence des suivis, qui peuvent pourtant impacter de manière significative les estimations de persistance, et donc de mortalité. De plus, certains paramètres de la formule recommandée par le protocole ne sont pas clairement définis et sont calculés différemment selon les bureaux d'études, empêchant une évaluation robuste de l'impact des parcs et la comparaison entre les résultats des études. L'apparition de nouveaux estimateurs de mortalité statistiquement plus robustes amène également à s'interroger sur la validité de ces formules simplifiées lors de l'estimation de la mortalité induite par les éoliennes. Par exemple, l'outil GenEst, développé par l'U.S. Geological Survey, semble accroître la robustesse des estimations en permettant une paramétrisation plus poussée que les estimateurs employés jusqu'à présent et en utilisant des modèles statistiques basés sur des familles de distribution plus complexes et plus adaptées afin de décrire la probabilité de persistance au cours du temps (Dalthorp et al. 2018; Rabie et al. 2021). L'utilisation de cet estimateur est actuellement recommandée par le protocole national espagnol (MTERD 2020).

Dans ce contexte, la présente étude vise à évaluer l'effet de la fréquence de suivi de la persistance des cadavres sur le biais et la précision de plusieurs estimateurs de mortalité utilisés lors des études d'impact des parcs éoliens terrestres. Les résultats de cette étude, en plus de fournir des recommandations visant à améliorer et homogénéiser le protocole de suivi de la persistance, permettront de déterminer quels suivis de persistance et de mortalité présents dans la base de données (en cours d'élaboration) pourront être intégrés dans les travaux portant sur la mortalité induite par les éoliennes.



← **Figure 15.** Illustration du processus général mis en œuvre pour évaluer la précision et le biais des différents estimateurs utilisés pour estimer la persistance des cadavres et les taux de mortalité en fonction de la fréquence de suivi de la persistance des cadavres.

Le schéma présenté ci-dessus résume le processus utilisé pour réaliser cette évaluation (Fig. 15). Tout d'abord, (1) des cadavres ont été placés à proximité des éoliennes et observé en continu à l'aide de pièges photographiques. (2) Le traitement des photographies a permis l'identification des événements de disparition des cadavres à très haute résolution temporelle (« Continuous »). (3) Ces observations continues ont été rééchantillonnées pour imiter des suivis de persistance des cadavres sur différentes fréquences de passage, allant d'une visite par jour à une visite tous les 5 jours. Une fréquence de suivi réaliste a également été simulée à partir des recommandations du protocole national français (« Realistic »), à savoir un passage le lendemain de la pose puis 4 passages dans les 14 jours suivants. Le suivi en continu a été conservé dans les analyses afin de servir de comparaison, résultant en un total de 7 jeux de données avec des fréquences de suivi de persistance différentes (en continu, intervalle réaliste, intervalle de 1, 2, 3, 4 ou 5 jours). (4) Un échantillon de 15 observations de cadavres a été tiré aléatoirement pour chacune de ces fréquences, et ce 1000 fois. (5) La persistance des cadavres a ensuite été estimée à partir de ces échantillons en utilisant 3 méthodes d'estimation de la mortalité. (i) La première utilise le modèle de persistance des cadavres implémenté dans l'estimateur GenEst (ci-après : **GenEst**). Les deux autres utilisent la formule d'estimation de la probabilité de persistance issue d'Huso (2011), mais se différencient par la façon de calculer le temps de persistance moyen. (ii) L'une d'elle définit le temps de persistance moyen comme la moyenne du temps passé entre la pose des cadavres et leur dernière observation (ci-après **Huso2011-LP**), tandis que l'autre (iii) définit le temps de persistance moyen comme la moyenne du temps passé entre la pose du cadavre et le temps médian entre la dernière observation du cadavre et la première observation de son absence (ci-après **Huso2011-median**). (6) Une estimation de mortalité est réalisée avec le modèle d'estimation de la mortalité de GenEst, ainsi qu'avec la formule d'Huso (2011) utilisant l'une ou l'autre des méthodes d'estimation de la persistance (Huso2011-LP ou Huso2011-median). Comme nous nous intéressons ici uniquement à l'effet des intervalles de suivi de la persistance, les autres paramètres nécessaires à la correction de la mortalité ont été simulés et gardés constants (e.g. efficacité de recherche, proportion de l'aire prospectable). (7) Finalement, les estimations de mortalité obtenues ont été comparées à la valeur de référence de chaque estimateur, qui a été calculée en utilisant les observations en continu de la persistance des cadavres et l'ensemble du jeu de données. La différence entre ces deux valeurs permet de vérifier la capacité des estimateurs à fournir des estimations robustes à partir d'un sous-ensemble du jeu de données. Les étapes (4) à (7) ont été répétées 1000 fois afin d'estimer la mortalité à partir de multiples sous-échantillonnage du jeu de données de persistance des cadavres. Cela permet ainsi de mesurer la différence entre les estimations obtenues à partir de ces échantillons et les valeurs de référence des estimateurs. La moyenne de cette différence et son écart-type fournissent ainsi des informations sur le biais et la précision des estimateurs, respectivement, pour chacun des intervalles de suivi de persistance considérés. Les estimations de mortalité ont été réalisées en simulant 6 scénarios basés sur des intervalles de suivi de mortalité (i.e. recherche d'individus entrés en collision avec les pâles) de 3, 7 ou 14 jours, et un nombre de cadavres retrouvés sous les éoliennes de 5 ou 10 cadavres, ce qui permet de croiser l'effet de ces variables avec l'effet de la fréquence des suivis de persistance.

• Résultats et interprétations

Les résultats de cette étude sont résumés dans le tableau ci-dessous (Figure 16).

Persistence Survey Interval	N Carcasses Detected = 5						N Carcasses Detected = 10						Fatality Search Interval
	GenEst		Huso - LP		Huso - median		GenEst		Huso - LP		Huso - median		
	mean %	sd %	mean %	sd %	mean %	sd %	mean %	sd %	mean %	sd %	mean %	sd %	
Continuous	-3,0	10,4	1,3	6,5	1,3	6,5	-0,1	10,5	1,6	6,6	1,6	6,6	I = 3
Realistic	-0,6	12,3	7,8	11,3	0,6	6,2	2,4	12,4	8,3	11,2	0,9	6,1	
1 day	-0,8	12,0	3,7	8,3	1,2	6,5	2,3	12,1	4,1	8,5	1,6	6,6	
2 days	-1,0	13,4	6,1	10,1	0,8	6,1	2,7	13,9	6,7	10,7	1,1	6,3	
3 days	-0,9	14,7	8,7	12,5	0,2	5,7	3,8	16,7	9,5	12,9	0,5	5,8	
4 days	2,1	19,2	11,1	15,1	-0,7	5,2	7,3	22,2	12,2	16,3	-0,3	5,3	
5 days	12,1	25,5	15,8	21,2	-1,0	5,0	18,4	29,8	16,5	21,1	-0,7	4,9	
Continuous	0,4	17,6	2,8	13,5	2,8	13,5	1,9	18,1	3,3	13,5	3,3	13,5	I = 7
Realistic	1,5	17,9	16,4	23,9	1,4	12,6	2,9	17,7	17,3	23,5	1,8	12,4	
1 day	1,1	17,2	7,8	17,3	2,7	13,4	2,7	17,4	8,6	17,5	3,3	13,5	
2 days	0,8	17,4	12,8	21,3	1,8	12,7	2,7	17,8	13,9	22,3	2,4	12,9	
3 days	0,6	17,6	18,4	26,5	0,6	11,8	3,2	18,7	19,8	27,1	1,2	11,8	
4 days	1,9	20,7	23,7	33,1	-1,3	10,6	5,0	23,1	25,7	35,3	-0,6	10,8	
5 days	10,5	28,1	35,3	53,8	-1,8	10,2	14,1	31,2	35,9	54,5	-1,4	9,9	
Continuous	5,2	26,4	5,6	22,4	5,5	22,3	7,4	26,9	5,3	21,9	5,3	21,8	I = 14
Realistic	4,0	25,1	33,0	57,5	3,1	20,3	5,9	25,1	31,6	52,2	2,9	19,4	
1 day	3,6	24,8	15,0	34,2	5,5	22,5	5,5	24,7	14,3	32,7	5,3	22,0	
2 days	2,9	24,1	25,7	50,3	3,8	20,6	5,2	24,5	25,2	49,6	3,9	20,6	
3 days	2,8	23,8	41,5	83,6	2,1	19,4	5,0	23,6	38,4	68,1	1,9	18,3	
4 days	1,8	23,5	55,8	107,1	-1,0	16,8	4,7	25,2	54,4	100,4	-0,9	16,7	
5 days	7,2	31,7	92,1	203,4	-1,9	15,9	9,9	32,5	82,8	160,9	-2,1	15,3	

← **Figure 16.** Moyenne (mean) et écart-type (sd) du pourcentage de différence par rapport aux valeurs de référence obtenues en appliquant les différents estimateurs à l'ensemble des données de persistance observées en continu. Les couleurs rouges indiquent une sous-estimation des estimations de mortalité par rapport à la valeur de référence, tandis que les couleurs vertes représentent une surestimation. La longueur de la barre colorée indique l'écart par rapport à la valeur de référence, échelonnée de manière à ce que la taille de la barre soit une proportion de la valeur maximale du tableau.

L'analyse des estimations de mortalité obtenues et du biais et la précision de chaque estimateur en fonction des différents paramètres testés a mis en évidence :

- 1) des estimations de mortalité très proches entre estimateurs lorsque la persistance est observée en continu à l'aide de pièges photographiques ;
- 2) des différences de biais et de précision des estimations de mortalité entre les différents estimateurs lorsque l'intervalle entre les suivis de persistance augmente ;
- 3) un faible effet de la fréquence de suivi de persistance sur les estimations de mortalité jusqu'à un intervalle de suivi de persistance de 3 jours pour GenEst et Huso2011-median, beaucoup plus marqué pour l'estimateur Huso2011-LP dès lors que le suivi n'est pas effectué en continu ;
- 4) un effet plus important de la fréquence des suivis de persistance lorsque l'intervalle entre suivis de mortalité (« l » sur la figure 16) est plus important ;
- 5) un faible impact du nombre de cadavres trouvés sous les éoliennes (N) sur la précision et le biais des estimateurs.

Ensemble, ces résultats permettent d'améliorer la compréhension de l'effet de la fréquence de suivi de la persistance sur les estimations de mortalité. La faible différence de biais et de précision des estimateurs en réponse à une augmentation du nombre de cadavres trouvés suggère que ces résultats sont généralisables à des études comprenant une mortalité plus importante.

Cette étude a permis de démontrer la capacité de l'estimateur GenEst à estimer la mortalité avec un faible biais et une grande précision, même lorsque l'intervalle de temps entre les suivis de persistance des cadavres augmente. La comparaison des résultats obtenus à partir d'un échantillon réaliste de 15 observations de persistance à un ensemble de données plus large de 218 observations a démontré la robustesse de cet estimateur pour estimer la mortalité induite par les éoliennes en corrigeant la probabilité de persistance basée sur un nombre de cadavres similaire à celui utilisé lors des études d'impact.

La méthode de calcul du temps moyen de persistance utilisé dans la formule d'Huso (2011) a un effet très marqué sur l'estimation de la probabilité de persistance, et donc sur les estimations de mortalité. Utiliser la durée de temps écoulée entre le dépôt du cadavre et la médiane entre la dernière observation du cadavre et la première observation de son absence (Huso2011-median) semble plus indiqué que l'utilisation du temps écoulé entre le placement et la dernière observation du cadavre (Huso2011-LP) pour réaliser ces estimations, comme le démontrent le biais et la précision associés à ces deux méthodes.

• **Recommandations et conclusions**

L'analyse de ces résultats a permis de fournir les recommandations suivantes pour le suivi de la persistance des cadavres dans le cadre d'estimation de la mortalité induite par les éoliennes :

- 1) L'estimateur GenEst apparaît comme l'estimateur le plus fiable parmi ceux testé ici. L'estimateur Huso2011-LP ne doit pas être utilisé. Si l'on souhaite appliquer la formule d'Huso (2011), il est préférable d'utiliser la méthode de calcul de la persistance moyenne décrite dans Huso2011-median.
- 2) Il est recommandé de réduire autant que possible les intervalles entre les visites lors des suivis de persistance. Idéalement, un suivi en continu à l'aide de pièges photographiques permettra de déterminer les événements de disparition avec une grande précision, réduisant ainsi significativement le biais et augmentant la précision des estimations quelque-soit l'estimateur utilisé. Un intervalle de suivi de la persistance supérieure à 3 jours ne devrait jamais être mis en place car il induit un biais trop important.
- 3) Augmenter la fréquence des suivis de mortalité permettrait de diminuer l'incertitude des estimations liée à la persistance des cadavres. Plus la persistance des cadavres est faible, plus les suivis de mortalité devraient être rapprochés afin de minimiser le biais des estimations.
- 4) Réaliser des tests de persistance sur une durée de 14 jours semble être un bon compromis entre effort de suivi et résultats produits dans la zone géographique considérée (i.e. France), car la probabilité qu'un cadavre encore non disparu disparaisse au-delà de 14 jours devient quasi nulle.

Cette étude a permis de fournir des recommandations facilement interprétables et applicables pour l'estimation de la persistance sur le terrain. Bien que cette étude ait été orientée vers l'estimation de la mortalité liée aux parcs éoliens, elle peut être élargie à d'autres infrastructures responsables de la mortalité de la faune. Le développement d'un protocole commun pour estimer la mortalité de la faune causée par les structures humaines au sein de l'Union européenne faciliterait la comparaison de la mortalité entre pays et régions biogéographiques. Cela permettrait de mieux comprendre comment les

mortalité en lien avec divers facteurs à plus ou moins large échelle, alors ces variables (ici âge du parc, saison, et paysage) devraient être inclus aux modélisations pour capter une part plus importante de variance. On peut également imaginer qu'une modélisation du temps de persistance basée sur un nombre de suivis très importants à l'échelle nationale et incluant beaucoup d'éléments de contexte comme les trois variables testées ici, permette de prédire une persistance plus précise sur les sites de suivi post-implantation que les tests réalisés au cas par cas. Selon l'ampleur et la montée possible en généralités des futures analyses, les implications opérationnelles de ces résultats pourront donc être variées et dépendront des objectifs et cadres d'utilisation.

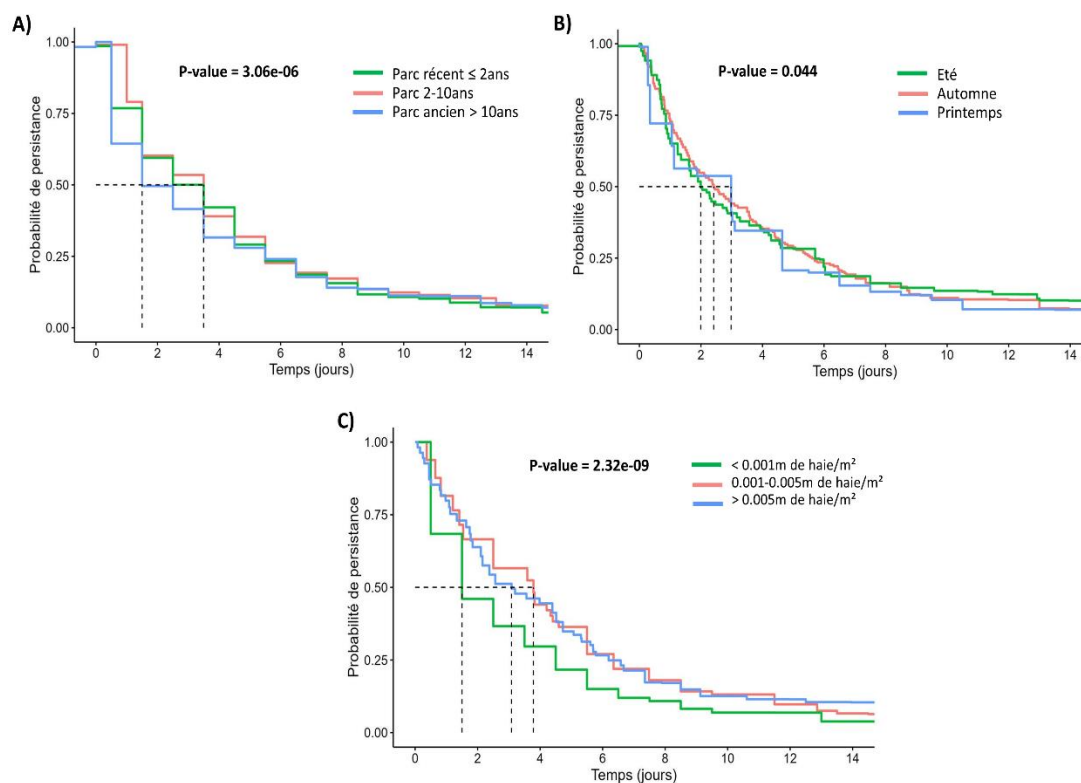


Figure 18. Représentation des courbes de survie des cadavres à partir de l'estimateur Kaplan-Meier en fonction de trois âges de parcs différents (A), trois saisons (B), et trois classes de densités de haies dans un rayon de 500m (C). Les classes d'âge et de densités ont été définies sur la base des quantiles pour équilibrer le nombre de données entre classes. Les lignes pointillées représentent pour chaque classe le temps de persistance pour une probabilité de persistance de 0.50. Les p-values indiquent la significativité des modèles de survie testant la différence de moyenne de temps de persistance entre classes.

2.2.4 Vers l'étude de données explicites de mortalité

Les parties précédentes démontrent l'importance d'avoir posé les bases de la future utilisation des données de mortalité, en l'attente que ces dernières soient disponibles en quantité et qualité suffisante. En attendant que la plateforme DEPOBIO soit opérationnelle, le bureau d'étude Ouest Am' avec qui nous collaborons a initié une bancarisation « DEPOBIO compatible » de données de mortalité issues des suivis réglementaires post-implantatoire. Ouest Am' a réalisé une première synthèse de la totalité des suivis de mortalité sur les régions Bretagne, Pays de la Loire et Nouvelle-Aquitaine. Cette base de données comporte déjà 18 981 passages, 435 suivis et 234 sites entre 2003 et 2020, est amenée à s'élargir encore et surtout est en cours de d'homogénéisation, tri, et correction. Etant donné que ces données sont documentées, notamment en termes de protocoles de suivis mortalité et de persistance, cette base de données laisse entrevoir prochainement des analyses sur les facteurs spatiotemporels de variation de la mortalité estimée n'ayant pas pu être incluses dans ce projet en raison des difficultés d'accès aux données rencontrées.

Encadré 2

A RETENIR SUR L'ETUDE DE LA VARIATION DE LA MORTALITE

1) Influence des protocoles de suivi et d'estimation de la persistance sur les méthodes de correction de la mortalité observée

- Il est recommandé de réduire autant que possible les intervalles entre les visites lors des suivis de persistance. Idéalement, un suivi en continu à l'aide de pièges photographiques permettra de déterminer les événements de disparition avec une grande précision, réduisant ainsi significativement le biais et augmentant la précision des estimations finales de mortalité quelque-soit l'estimateur utilisé. Un intervalle de suivi de la persistance supérieure à 3 jours ne devrait jamais être mis en place car il induit un biais trop important.
- Augmenter la fréquence des suivis de mortalité permettrait de diminuer l'incertitude des estimations liée à la persistance des cadavres. Plus la persistance des cadavres est faible, plus les suivis de mortalité devraient être rapprochés afin de minimiser le biais des estimations.
- L'estimateur Huso2011-LP ne doit pas être utilisé (voir partie 2.2.2 ci-dessus pour sa définition). Si l'on souhaite appliquer la formule d'Huso (2011), il est préférable d'utiliser la méthode de calcul de la persistance moyenne décrite dans Huso2011-median. L'estimateur GenEst (<https://www.usgs.gov/software/genest-a-generalized-estimator-mortality>) apparaît comme l'estimateur le plus fiable parmi ceux testé ici.
- Réaliser des tests de persistance sur une durée de 14 jours semble être un bon compromis entre effort de suivi et résultats produits dans la zone géographique considérée (i.e. France), car la probabilité qu'un cadavre encore non disparu disparaisse au-delà de 14 jours devient quasi nulle.

2) Variation de la persistance des cadavres dans l'espace

- Une seconde démarche d'analyse est en cours afin de déterminer si la persistance est variable, et dans quelle mesure, dans l'espace, en particulier en lien avec la composition du paysage et les caractéristiques des parcs et éoliennes.
- Ces questions trouvent leur importance dans l'usage qui sera fait des recommandations issues de l'étude précédente. En effet, si certaines configurations réduisent par exemple le temps de persistance, cela aura des conséquences sur les choix de suivis optimaux avec par exemple une nécessité de raccourcir les intervalles de suivi ;
- Pour répondre à ces questions un appel à données de test de persistance a été réalisé auprès d'un maximum de structures, et après un important travail d'homogénéisation et compilation des données, a permis la construction d'une base de données large échelle comportant 266 tests sur 146 parcs éoliens et 6129 cadavres couvrant l'ensemble du territoire national sur une quinzaine d'années
- Les analyses préliminaires semblent montrer que sur les parcs anciens, en été, et pour de faibles densités de haies, le temps de persistance des cadavres semble plus court. Ces résultats et leur implication restent à confirmer.

3) Vers l'étude de données explicites de mortalité

- Les parties précédentes démontrent l'importance d'avoir posé les bases de la future utilisation des données de mortalité en termes de prise en compte des sources de biais pour son estimation, en l'attente qu'elles soient disponibles en quantité et qualité suffisante.
- En attendant que la plateforme DEPOBIO soit opérationnelle, une bancarisation « DEPOBIO compatible » de données de mortalité issues des suivis réglementaires post-implantatoire a été initié, comportant déjà 18 981 passages, 435 suivis et 234 sites entre 2003 et 2020, sur les régions Bretagne, Pays de la Loire et Nouvelle-Aquitaine, et est amenée à s'élargir encore et surtout est en cours de d'homogénéisation, tri, et correction ;
- Cette base de données laisse entrevoir prochainement des analyses sur les facteurs spatiotemporels de variation de la mortalité estimée n'ayant pas pu être incluses dans ce projet en raison des difficultés d'accès aux données rencontrées.

2.3 Variation des impacts sur les habitats de chasse

L'objectif de cet axe est d'identifier les caractéristiques des éoliennes qui influencent l'activité de chasse à faible hauteur (répulsion), et l'effet des habitats et de la configuration paysagère sur les effets de répulsion et d'attraction.

Des preuves de l'attraction des éoliennes sur les chauves-souris ont été documenté (Cryan et al., 2014; Richardson et al., 2021) augmentant ainsi les risques de collision. Cependant des comportements d'évitement des éoliennes conduisant ainsi à des pertes d'attractivité des habitats au voisinage des éoliennes ont également été documenté (Millon et al. 2015, 2018; Minderman et al., 2012, 2016), effet parfois détectable jusqu'à au moins 1000m (Barré et al. 2018, 2019). La coexistence de ces deux réactions comportementales, et la prédominance de l'une ou l'autre en fonction de variable environnementale reste largement méconnue.

Dans le cadre d'une collaboration de recherche avec le Bureau d'étude Auddicé (thèse CIFRE, doctorante Camille LEROUX, co-encadrement Christian KERBIRIOU, Isabelle LE VIOL, Kévin BARRE), trois études ont été menées : (1) l'une concerne l'influence du contexte paysager sur la coexistence de ces deux réactions comportementales (répulsion & attraction), (2) la seconde concerne l'étude de l'ensemble des paramètres autres que paysagers responsables des réponses, (3) la troisième concerne spécifiquement l'impact du système d'éclairage des éoliennes sur les réponses comportementales (stage de Master 2 Camille HERMINET, encadrement Camille LEROUX). Dans le cadre d'un partenariat MNHN-ONF-OFB (stage de Master 2, Cyprian KAUFFMAN, co-encadrement Christian KERBIRIOU et Laurent TILLON) une quatrième étude s'est focalisée spécifiquement sur l'impact des éoliennes sur l'activité de la Noctule commune (*Nyctalus noctula*), une espèce particulièrement vulnérable étant donné sa forte sensibilité au risque de collision et le déclin de ses populations.

2.3.1 Effet de la distance aux lisières arborées sur les comportements d'attraction et de répulsion

Cette partie repose sur des résultats publiés :

Leroux C, Kerbiriou C, Le Viol I, Valet N, Barré K. 2022 Distance to hedgerows drives local repulsion and attraction of wind turbines on bats: Implications for spatial siting. *Journal of Applied Ecology*. 59, 2142–2153. (<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.14227>)

• Contexte et méthode

Comme l'activité des chauves-souris diminue fortement avec la distance aux habitats optimaux tels que les lisières boisées, nous avons supposé dans cette étude que la distance à ces habitats pourrait entraîner une variation des réponses locales des chiroptères aux éoliennes selon leur localisation spatiale. En effet une éolienne très proche d'un habitat très favorable pourrait venir interférer avec ce dernier et jouer un rôle répulsif (diminution de l'activité des chiroptères autour de l'éolienne en comparaison à des conditions similaires mais sans éolienne), tandis qu'une éolienne implantée loin d'habitats favorables aux chauves-souris pourrait devenir plus intéressante pour les individus et favoriser les événements d'attraction (augmentation de l'activité des chiroptères en comparaison à des conditions similaires mais sans éolienne). Enfin, nous supposons également qu'à partir d'une certaine distance aux habitats, l'effet local de l'éolienne sur l'activité des chiroptères devrait devenir neutre ou presque en raison de l'absence ou très faible quantité de chauves-souris.

Bien que plusieurs études aient démontré séparément l'attraction et la répulsion des chauves-souris par les éoliennes, aucune n'a jusqu'à présent examiné la coexistence de ces deux phénomènes dans le même contexte paysager et évalué la distance sous-jacente d'implantation des éoliennes par rapport aux habitats des chauves-souris qui limiterait ces impacts. Nous avons donc évalué comment les éoliennes modifient l'activité des chauves-souris dans leur voisinage immédiat lorsqu'elles sont situées à différentes distances des haies, habitat de chasse et de transit très favorable aux chiroptères.

Nous avons quantifié acoustiquement l'activité des chauves-souris pour trois guildes (les espèces de milieu encombré – SRE, de lisière à milieu ouvert - MRE et de milieu ouvert (haut vol) - LRE) dans des zones ouvertes de 10 à 283 m des haies en utilisant un plan d'échantillonnage par paires (c'est-à-dire des enregistrements effectués simultanément sous et sans éolienne). Soixante-cinq paires ont été échantillonnées au cours de 23 nuits pendant la période de migration dans le nord-ouest de la France (Fig. 19). Lors de l'échantillonnage, les conditions paysagères autour des deux sites d'une même paire ont été systématiquement standardisés afin de faire en sorte que seule la présence ou l'absence d'éolienne ne varie. Chaque nuit environ deux paires de sites ont été échantillonnées chaque nuit sur un même parc à des distances différentes de la lisière (standardisée elle aussi au sein de chaque paire), et l'enregistreur sur les sites traitement (avec éolienne) était toujours placé directement sous l'éolienne (à quelques mètres).

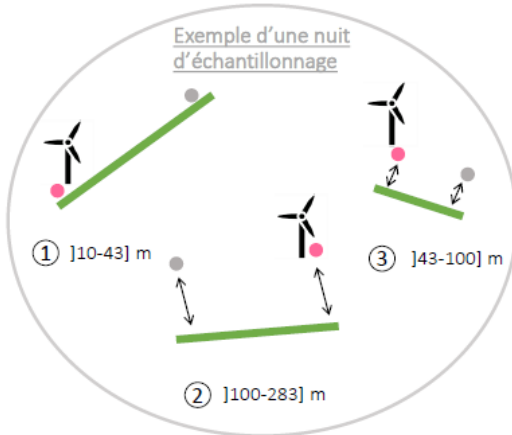
65 paires échantillonnées du 7 septembre au 8 octobre 2015

3 classes de distance à la haie:

-]10-43] mètres
-]43-100] mètres
-]100-283] mètres

Pas de biais dans l'échantillonnage entre points traitement et points contrôle

Paired Wilcoxon test : P value > 0,05



N°paire	Exemples de variables paysagères	Eolienne	Contrôle
①	% de surfaces de terres arables (rayon : 500 m)	19.52	~ 41.28
	Densité en haies (m) (rayon : 500 m)	3388.34	~ 2844.99
	Distance à la forêt la plus proche (m)	480.61	~ 123.21
②	% de surfaces de terres arables (rayon : 500 m)	11.39	~ 11.58
	Densité en haies (m) (rayon : 500 m)	2240.86	~ 3962.54
	Distance à la forêt la plus proche (m)	1484.06	~ 1439.45
③	% de surfaces de terres arables (rayon : 500 m)	65.62	~ 67.23
	Densité en haies (m) (rayon : 500 m)	971.40	~ 660.68
	Distance à la forêt la plus proche (m)	1247.60	~ 1238.69
:	:	:	:

Figure 19. Dispositif d'étude de la coexistence des effets de répulsion et d'attraction en fonction de la distance à la haie.

Les fichiers acoustiques ont été traités de façon automatisée selon la même méthode que celle présentée en partie 2.1. De la même façon les données ont été analysées de façon très similaire également à celles de la partie 2.1, à savoir en utilisant des GLMMs comportant les variables suivantes :

Activité ~ Distance haie + Contrôle / traitement + Distance haie : Contrôle / traitement + température moyenne + vitesse de vent moyenne + cumul des précipitations + 3 variable paysagère + 1| Date/paire

Comme indiqué dans la formule du modèle ci-dessus, celui-ci contient une interaction entre la distance à la haie et le type de site au sein de la paire (contrôle : sans éolienne ; traitement : sous éolienne) permettant de tester si les différences d'activité entre catégories de distances à la haie diffèrent en fonction de la présence ou non d'une éolienne. Etant donné que la distance à la haie contient trois catégories (10-43m, 43-100m, 100-283m) définies de façon à équilibrer le nombre de données dans chacune des catégories (méthode des quantiles), nous avons réalisé sur les modèles des tests post hoc de Tukey afin de tester (1) si les niveaux d'activité variaient bien selon la distance à la haie au niveau des sites contrôles puis au niveau des sites traitements et (2) si, pour chaque classe de distance à la haie, les niveaux d'activité étaient différents entre les points contrôles (sans éolienne) et traitements (avec éolienne).

• Résultats

Dans l'ensemble, en l'absence d'éolienne, nous avons constaté que l'activité des chauves-souris diminuait avec l'augmentation de la distance aux haies pour toutes les guildes, comme cela a été largement rapporté dans la littérature. Cependant, cette tendance n'a plus été observée en présence d'éolienne (Figure 20A).

En examinant spécifiquement les classes de distances aux haies, nous avons également trouvé que l'activité de toutes les guildes près des haies (10-43m) était considérablement plus faible sous les éoliennes que sans éolienne (répulsion). En revanche, l'activité était légèrement plus élevée pour certaines guildes sous les éoliennes, comparé à des sites sans éolienne, lorsqu'elles étaient situées à 43-100m des haies, révélant donc des comportements d'attraction. Enfin, aucun effet n'a été détecté sous les éoliennes situées à 100-283m des haies pour aucune guildes (Fig. 20A), laissant penser qu'à partir d'une certaine distance d'éloignement aux habitats favorables, l'éolienne n'exerce plus d'influence sur l'activité des chiroptères dans son environnement immédiat (quelques dizaines de mètres autour de l'éolienne). Cependant, ce résultat « neutre » pour la classe de distance 100-283m est à mettre en perspective avec les précédentes études comme Barré et al. (2018) montrant qu'à cette distance l'éolienne exerce quand même des effets (répulsifs) sur les habitats situés dans l'environnement lointain de l'éolienne (quelques centaines de mètres autour de l'éolienne). Une éolienne à 200m d'une lisière semble donc ne plus exercer d'effets localement sur l'activité des chiroptères (minimisant notamment son pouvoir attractif), mais continue à exercer un effet répulsif longue distance sur les habitats éloignés (Fig. 20B).

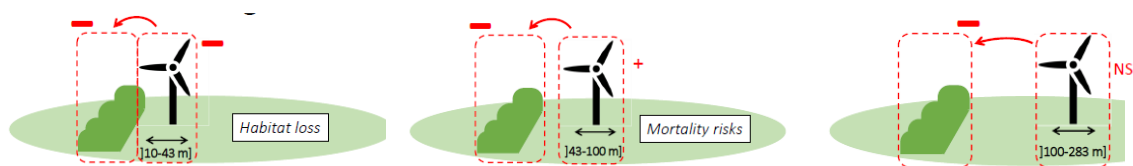
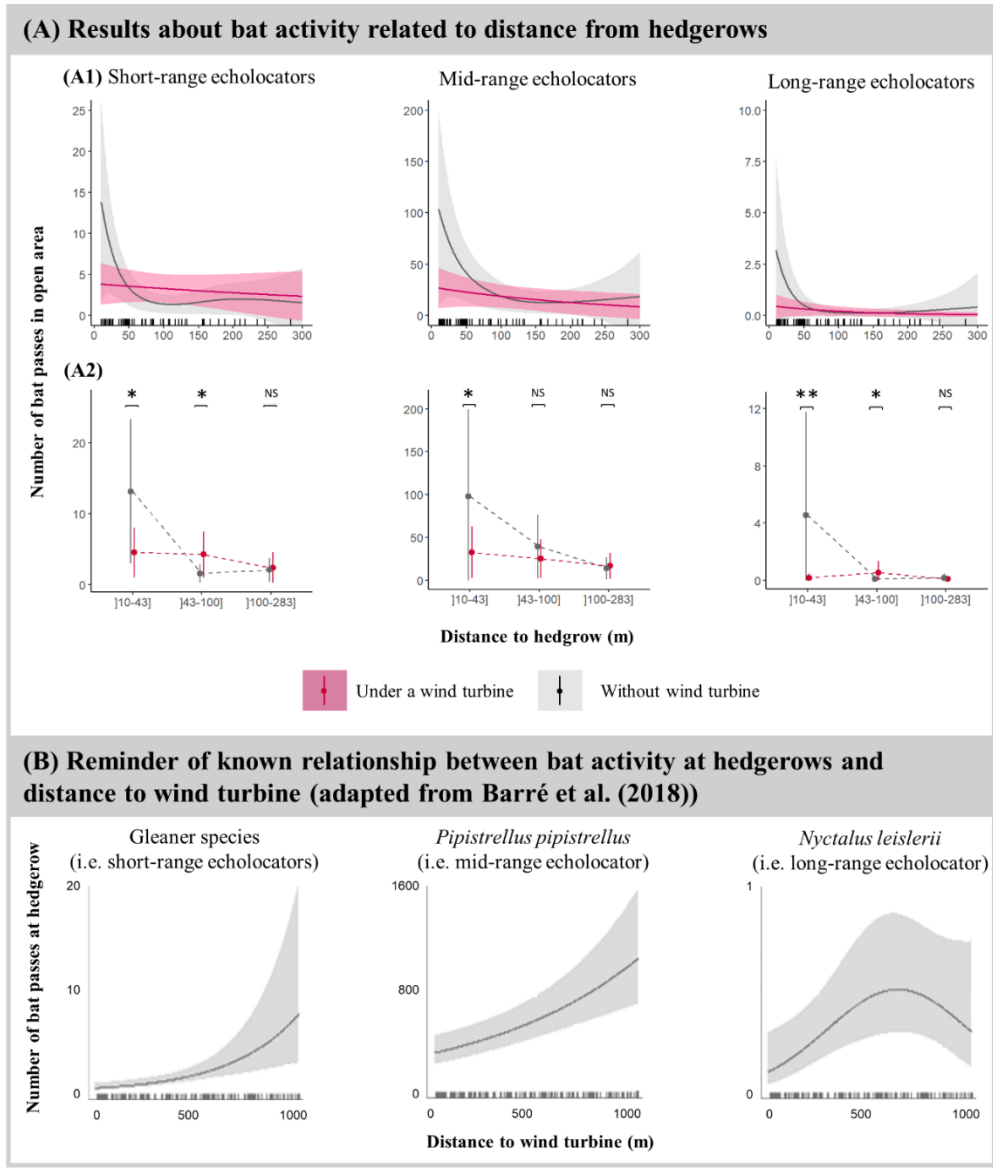


Figure 20. Activité prédite en chauves-souris par nuit en milieu ouvert en fonction de la distance à la haie pour les sites enregistrés sous une éolienne (rouge) et sans éolienne (gris) (A), modélisé à partir de la distance continue aux haies à l'aide de modèles additifs mixtes généralisés (A1) ou à partir de distances catégorielles aux haies à l'aide de modèles linéaires généralisés mixtes (A2). Le panneau B rappelle la relation connue entre l'activité en chauves-souris sur les haies à distance des éoliennes cette fois-ci (les graphiques A étant au pied de l'éolienne pour les sites traitement) en fonction de la distance aux éoliennes montrant une répulsion à longue distance sur cet habitat (adapté de Barré et al., 2018). Enfin, les trois figures schématiques synthétisent les conclusions de cette étude remises en parallèle des précédentes avec une localisation des effets locaux et distants (NS = non significatif).

• **Conclusions et recommandations**

Cette étude fournit des preuves empiriques que les éoliennes situées à proximité (< 43m) d'habitats optimaux tels que les haies répulsent fortement les chauves-souris, alors que les éoliennes situées plus loin dans des zones ouvertes pourraient les attirer. Les risques accrus de collisions et de pertes d'habitats près des lisières renforcent l'importance de maintenir les éoliennes à une distance suffisante des lisières boisées (par exemple 200 m comme le recommandent les lignes directrices d'EUROBATS). Les résultats de l'étude, suggèrent que les phénomènes d'attraction des éoliennes sur les chauves-souris peuvent se produire jusqu'à une distance de 100m des haies. Cependant, étant donné que cette étude a traité les distances

en catégories très larges, il serait nécessaire de conduire une étude en affinant ces classes et cela dans différents contextes paysagers et saisonniers afin de produire une recommandation plus précise et généralisable de distance d'implantation aux lisières arborées afin de limiter l'attraction. Néanmoins, de précédentes études évaluant cette fois-ci l'activité des chiroptères sur des habitats favorables situés à différentes distances des éoliennes et non pas au niveau d'éoliennes situées à différentes distances d'habitats favorables, montrent aussi que les éoliennes ont un pouvoir répulsif sur les habitats de proximité jusqu'au moins 1km (Fig. 18B). Ainsi, pour limiter ces deux types d'impacts, il faudra *a minima* respecter les préconisations EUROBATS (200 m) et si possible éloigner les éoliennes à au moins 1 km des lisières arborées.

2.3.2 Etude des mécanismes responsables des réponses des chiroptères aux éoliennes

Cette partie repose sur deux études dont une en cours d'évaluation :

Leroux C, Le Viol I, Valet N, Kerbiriou C, Barré K. (2023) Disentangling mechanisms responsible for wind energy effects on European bats. *Journal of Environmental Management*, 346, 118987.

Leroux C, Barré K, Valet N, Le Viol I, Kerbiriou C. Airflow disruption by wind turbines alters bat distribution at the landscape scale. *Soumis dans Plos One*

- **Contexte et méthode**

L'étude précédente démontre la coexistence de phénomènes d'attraction et de répulsion qui semblent au moins en partie dépendre du contexte paysager. L'attraction augmente le risque de mortalité, tandis que l'évitement des éoliennes peut inclure la perturbation des déplacements ainsi que des pertes fonctionnelles d'habitats d'alimentation. Afin de limiter les risques de collision, les éoliennes peuvent être bridées lorsque les chauves-souris sont les plus actives (c'est-à-dire lorsque les conditions météorologiques et l'heure sont favorables), empêchant ainsi les pales de tourner lorsque des risques de collision sont attendus. Une autre façon de limiter à la fois les risques de collision et les pertes d'habitat est d'éviter de placer les éoliennes trop proches des habitats optimaux. Cependant, dans la plupart des situations, aucune de ces mesures n'aboutit à des résultats totalement satisfaisants : (i) la plupart des schémas actuels de bridage ont une efficacité incomplète (Adams et al., 2021 ; Whitby et al., 2021), et (ii) les rares lignes directrices disponibles concernant l'installation des éoliennes loin des habitats optimaux, telles que les lignes directrices EUROBATS/UNEP pour les chauves-souris (Rodrigues et al., 2015), sont rarement prises en compte dans la planification des éoliennes (Barré et al., 2022). De plus, ces lignes directrices ne se concentrent que sur les risques de mortalité à l'échelle de la turbine et ne considèrent pas explicitement les impacts à plus grande échelle tels que l'évitement et les pertes fonctionnelles qui en résultent.

Ces observations soulignent la nécessité d'établir des mesures d'atténuation nouvelles et complémentaires pour limiter les impacts. Pour que ces mesures soient efficaces, il est crucial de mieux comprendre les mécanismes sous-jacents à ces réponses d'évitement et d'attraction. Or, ces mécanismes sont encore mal connus, en particulier pour les chauves-souris pour lesquelles des réponses non consensuelles aux éoliennes sont de plus en plus documentées (Barré et al., 2018 ; Ellerbok et al., 2022 ; Richardson et al., 2021). Ce manque de consensus pourrait s'expliquer par des réponses dépendantes du contexte et des différences de conception de l'échantillonnage entre les études, ce qui rend le démêlage des mécanismes presque impossible. Un autre obstacle est que certains facteurs liés au fonctionnement et à la taille des éoliennes ont été largement négligés ou n'ont pas été étudiés, en partie à cause de la difficulté d'accès à ces informations. Par exemple une seule étude a montré que les chauves-souris évitaient les petites éoliennes uniquement lorsqu'elles fonctionnaient (Minderman et al., 2012), ce qui souligne l'importance d'étudier les mécanismes liés à la rotation des pales. Cependant, aucune étude n'a jusqu'à présent évalué l'effet des perturbations du flux d'air sur l'activité des chauves-souris en raison de l'effet de sillage généré par les pales en rotation, même si les chauves-souris semblent s'approcher de la nacelle de préférence du côté abrité du vent (Cryan et al., 2014). En outre, il y a peu de preuves du rôle de la taille des rotors sur l'utilisation de l'habitat par les chauves-souris. Les rotors plus grands semblent augmenter l'évitement par les chauves-souris à l'échelle de la nacelle (Cryan et al., 2014).

Dans cette étude, notre objectif était de démêler les effets de la taille de l'éolienne (diamètre du rotor et garde au sol), de son fonctionnement (vitesse de rotation des pales et effet de sillage) et de sa configuration (densité et distance de l'éolienne) sur l'activité de huit espèces et groupes de chauves-souris et sur la distribution verticale de la communauté qui renseigne sur la susceptibilité aux collisions (Roemer et al., 2017). Pour ce faire, nous avons enregistré l'activité des chauves-souris à l'aide d'un suivi acoustique passif intensif sur un unique habitat (haie) et sur une courte période (juin) afin d'éviter la variabilité des réponses des chauves-souris due à l'habitat (Leroux et al., 2022) ou à la saison (Ellerbok et al., 2022). 154 sites (361 sites-nuits) indépendants ont été sélectionnés le long d'un gradient de distance aux éoliennes (Fig. 21). Nous nous attendions à ce que les réponses des chauves-souris aux caractéristiques des éoliennes soient spécifiques à chaque espèce et surtout liées à leur utilisation spécifique de l'aérosphère (Table 5). Spécifiquement, nous nous attendions premièrement à ce que plus les espèces aient une hauteur de vol chevauchant la zone balayée par le rotor (par exemple les pipistrelles et les noctules), plus elles soient susceptibles d'être exposées à l'effet de sillage et donc d'être affectées à la fois par l'angle au vent dominant et la

vitesse de rotation des pales. Deuxièmement, nous nous attendions à ce que les espèces de haut vol (par exemple les noctules) soient plus susceptibles de voler au-dessus des parcs éoliens et donc d'être plus sensibles à des variables à large échelle telle que la densité des éoliennes plutôt qu'à des mesures plus locales de l'effet des éoliennes telles que la distance par rapport à l'éolienne la plus proche. En outre, nous nous attendions à ce que les conditions de vent influencent les effets des éoliennes sur l'activité des chauves-souris. Plus précisément, nous nous attendions à ce que l'activité des chauves-souris soit affectée négativement (répulsion) par les caractéristiques des éoliennes dans des conditions venteuses, tandis que les réponses d'attraction seraient plus susceptibles de se produire pour les pales à faible rotation.

Table 5. Définition des variables explicatives incluses dans l'étude et des réponses attendues de la littérature scientifique et/ou des avis d'experts.

Explanatory variables	Definition	Expected bat responses based on available literature or expert opinion	References
Configurational variables			
Wind turbine density	Number of wind turbines in a 1500m buffer.	Negative, especially in windy conditions and for high-flying species.	/
Wind turbine distance	Distance to the nearest wind turbine in meters.	Positive (repulsion) for: <i>Myotis</i> spp. ⁽¹⁻³⁾ , <i>B. barbastellus</i> ⁽²⁾ , <i>Plecotus</i> spp. ^(2,4) and <i>E. nilssonii</i> ⁽³⁾ Negative (attraction) or positive (repulsion) for: <i>Nyctalus</i> spp. ^(1,2,4-6) and <i>P. pipistrellus</i> ^(2,4,7,8) .	⁽¹⁾ Ellerbrok et al. (2022); ⁽²⁾ Barré et al. (2018); ⁽³⁾ Gaultier et al. (2023); ⁽⁴⁾ Leroux et al. (2022); ⁽⁵⁾ Reusch et al. (2022); ⁽⁶⁾ Roeleke et al. (2016); ⁽⁷⁾ Richardson et al. (2021); ⁽⁸⁾ Minderman et al. (2016)
Operation variables			
Wind incidence angle	Angle between the line from the sampling site to the nearest wind turbine and the prevailing wind direction on the sampled night ([0-180°]).	Negative, especially in windy conditions and for medium- and high-flying species.	/
Wind incidence angle : Wind turbine distance	Interaction between the distance to the nearest wind turbine and the wind incidence angle.	Negative: avoidance of the stronger wake near the turbine.	/
Average blade rotation speed	Average blade rotation speed per night in km/h.	Negative ⁽⁹⁾ .	⁽⁹⁾ Minderman et al. (2012)
Size variables			
Ground clearance	Minimal height between the ground and the tip of a blade of the nearest wind turbine in meters.	Positive, especially for medium-flying species.	/
Rotor diameter	Rotor diameter of the nearest wind turbine in meters.	Negative for <i>Myotis</i> spp. ⁽¹⁾ and positive for <i>N. noctula</i> ⁽⁵⁾ .	⁽¹⁾ Ellerbrok et al. (2022); ⁽⁵⁾ Reusch et al. (2022)

L'étude a été conduite dans le nord-ouest de la France à l'échelle régionale, sur la base de suivis acoustiques conduits en simultanés chaque nuit à différentes distances aux éoliennes. Le plan d'échantillonnage a été construit de façon à obtenir de solides gradients imbriqués d'angle au vent dominant (donc distance à la zone de sillage), de distance à l'éolienne, et de vitesse de vent (Fig. 21). Par ailleurs, l'échantillonnage a permis d'étudier des gradients de bonne qualité en termes de vitesse de vent moyenne ($5,57 \pm 4,19$ km/h ; min : 0,20 ; max : 15,40) et de rafales ($12,99 \pm 7,42$ km/h ; min : 1,7 ; max : 30,4), de vitesse moyenne de rotation des pales ($162,46 \pm 57,55$ km/h ; min : 0 ; max : 267,71) et d'angle d'incidence du vent dominant ($84,16 \pm 54,50^\circ$; min : 0,16 ; max : 179,24) au cours de la nuit. Il est important de noter que ces gradients n'étaient pas corrélés, ce qui a permis de les tester simultanément dans la modélisation. Enfin, les parcs éoliens variaient également en taille d'éolienne : les éoliennes échantillonnées étaient en moyenne de 92 m de hauteur de moyeu (± 12 m ; min : 66 m ; max : 113 m), 86 m de diamètre de rotor (± 11 m ; min : 70 m ; max : 114 m) et 50 m de garde au sol (± 11 m ; min : 30 m ; max : 72 m) qui est la distance minimale entre l'extrémité de la pale et le sol (c'est-à-dire lorsque la pale est en position verticale et en dessous du rotor).

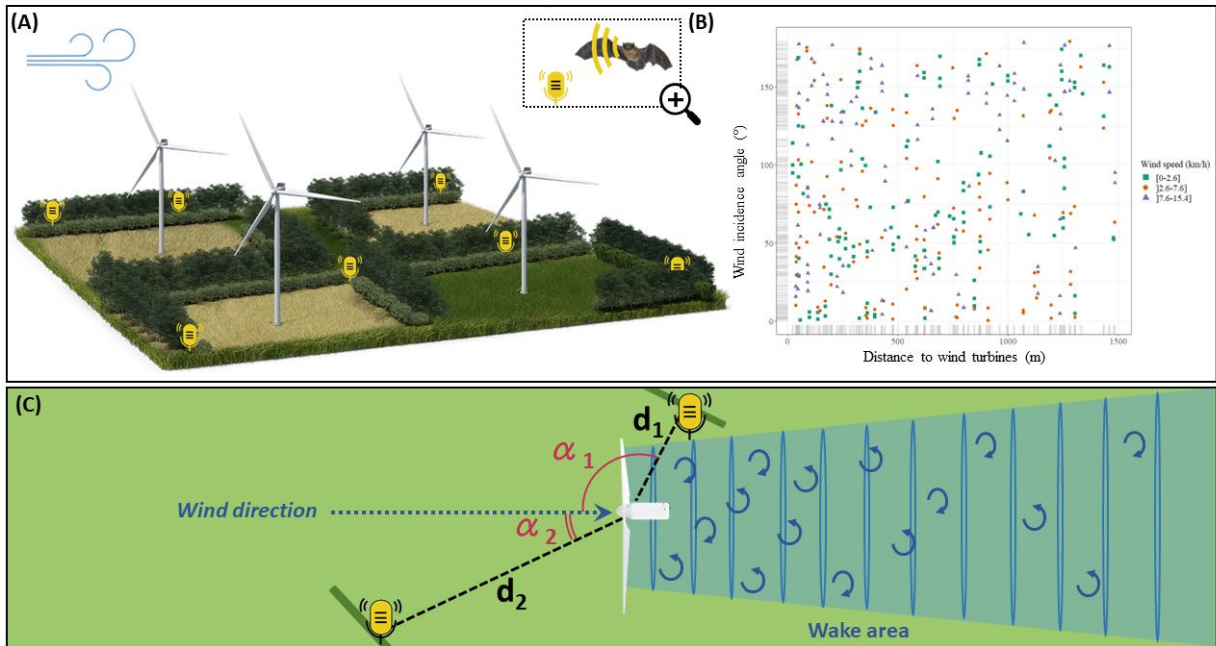


Figure 21. Schéma du protocole mis en place (A) chaque nuit, gradients imbriqués de distance aux éoliennes et d'angle au vent dominant échantillonnés, ainsi qu'une schématisation du calcul de l'angle au vent dominant et de l'effet de sillage généré par l'éolienne vue de dessus.

Ensuite, la méthode d'identification acoustique des espèces était la même que dans les études précédentes, à la différence qu'une vérification des résultats a été réalisée sur différents seuils de risque d'erreur pour s'assurer de la robustesse des résultats (voir Barré et al., 2019 pour plus de détails sur la méthode).

Les différentes variables présentées dans la table 5 ont ensuite été modélisées en utilisant sensiblement la même méthode que précédemment. Les modèles linéaires généralisés mixtes construits sont les suivants :

- (1) Activity \sim wind turbine distance*wind incidence angle + Rotor diameter + blade rotation speed + mean wind speed + mean temperature + distance to the nearest forest + distance to the nearest water body + (1|night) + (1|site).
- (2) Activity \sim wind turbine distance*wind incidence angle + Ground clearance + blade rotation speed + mean wind speed + mean temperature + distance to the nearest forest + distance to the nearest water body + (1|night) + (1|site).
- (3) Activity \sim wind turbine density + wind incidence angle + Rotor diameter + blade rotation speed + mean wind speed + mean temperature + distance to the nearest forest + distance to the nearest water body + (1|night) + (1|site).
- (4) Activity \sim wind turbine density + wind incidence angle + Ground clearance + blade rotation speed + mean wind speed + mean temperature + distance to the nearest forest + distance to the nearest water body + (1|night) + (1|site).

Étant donné la corrélation entre la distance à l'éolienne et la densité en éoliennes, ainsi qu'entre le diamètre du rotor et la garde au sol, nous avons modélisé ces couples de variables séparément, ce qui explique les quatre modèles ci-dessus au lieu d'un seul. L'étoile matérialise une interaction entre la distance à l'éolienne et l'angle d'incidence du vent, étant donné que nous nous attendons à ce que la réponse à la distance à l'éolienne varie en fonction de la proximité de la zone de sillage comportant des perturbations. Enfin, étant donné que nous nous attendions également à ce que les conditions de vent affectent l'effet de certaines variables sur les chauves-souris, nous avons réalisé ces modèles pour deux sous-ensembles du jeu de données : un comportant les vitesses de vent moyennes par nuit inférieures à la moyenne (<4.7km/h) et un autre pour les vitesses supérieures à la moyenne (>4.7km/h).

• Résultats

Notre étude a permis d'enregistrer plus de 450000 passages de chauves-souris. Elle montre globalement qu'une forte densité d'éoliennes et une faible garde au sol affectent négativement la prévalence des espèces de chauves-souris qui passent le plus de temps en hauteur. Les pipistrelles (espèces à vol moyen) sont les seules espèces affectées par la distance de l'éolienne et l'effet de sillage, avec la barbastelle. Dans l'ensemble, l'étude révèle que la taille des éoliennes (diamètre du rotor ou garde au sol), la configuration spatiale (densité ou distance des éoliennes) et le fonctionnement (angle d'incidence du vent ou vitesse de rotation des pales) affectent l'activité de la plupart des espèces ou groupes d'espèces (Fig. 22).

Plus spécifiquement, nous avons constaté que l'augmentation de la densité des éoliennes (qui était en moyenne de 4 ± 2 éoliennes dans un rayon de 1500m, pour un minimum de 1 et un maximum de 11) avait un effet négatif sur l'indice de

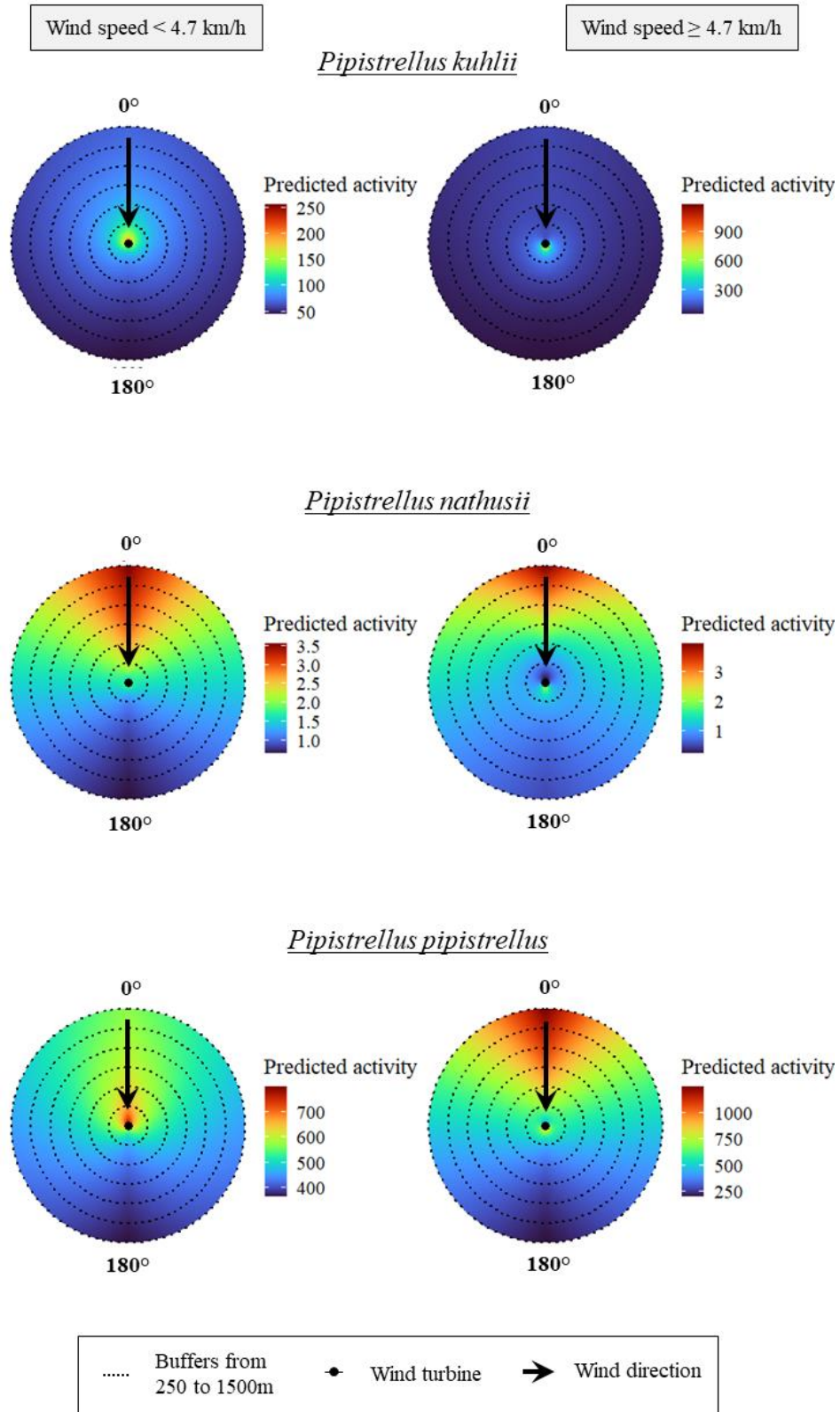


Figure 23. Activité prédite des espèces de pipistrelles par nuit autour et jusqu'à 1500 m de l'éolienne pour chaque jeu de données basé sur la vitesse du vent à partir des GLMMs.

Encadré 3

ANALYSE COMPLEMENTAIRE SUR L'EFFET DE SILLAGE

En complément des résultats présentés ci-dessus, une analyse supplémentaire sur l'effet de sillage a également été réalisée sur l'espèce la plus abondante (*P. pipistrellus*) en gardant le même principe d'analyse mais en distinguant plus finement les conditions de vent moyennées sur la nuit via 3 catégories au lieu de 2 : un vent faible (<2.7km/h), un vent modéré (entre 2.6 et 7.6km/h) et un vent fort (>7.6km/h).

Les résultats apportent encore plus de finesse : par vent faible et donc vitesse de rotation faible l'éolienne joue un rôle attractif quel que soit la localisation par rapport aux vents dominants. Lorsque le vent et la vitesse de rotation deviennent plus modérés, les individus évitent la zone de sillage derrière l'éolienne et se concentrent devant et sur les côtés de façon uniforme le long du gradient de distance à l'éolienne. Enfin, par vent relativement fort et donc une rotation de pales rapide, nous observons la même chose sauf que devant l'éolienne un effet répulsif apparait, ainsi qu'un effet attractif très local directement derrière la nacelle. Ainsi, deux effets distincts se produisent simultanément à des localisations différentes autour d'une même éolienne. (Fig. 24).

Ces résultats confirment donc que les turbulences générées par la rotation de pales constituent un mécanisme déclenchant certaines réponses d'attraction et de répulsion. Ils révèlent que les changements dans la structure de la couche d'air autour des éoliennes en fonctionnement peuvent avoir un impact important (jusqu'à au moins 1,5 km) sur la façon dont les chauves-souris utilisent les habitats et devraient donc inciter à prendre en compte les vents dominants dans la planification de l'énergie éolienne, et en particulier éviter les positionnements d'éoliennes vis-à-vis des vents dominants impliquant la création d'un effet de sillage sur un habitat important pour les chiroptères telles que les haies.

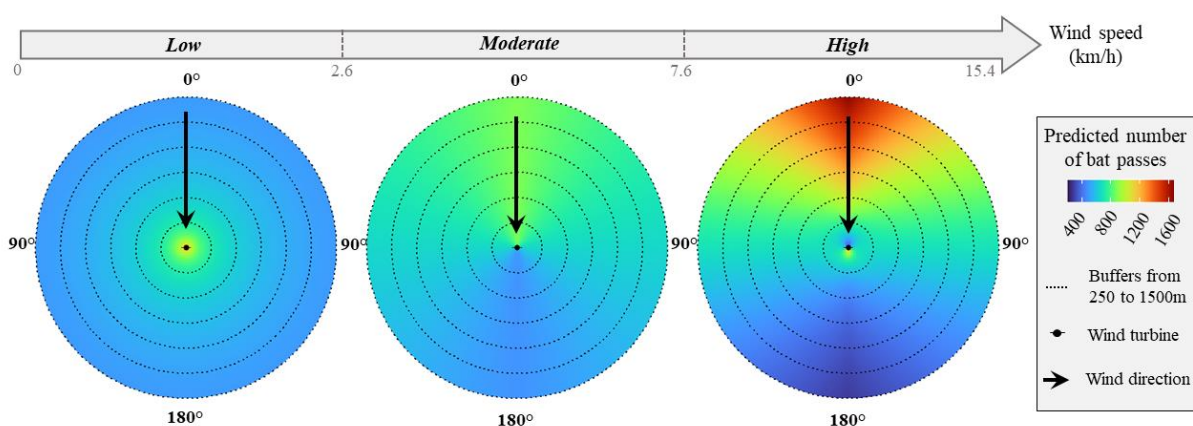


Figure 24. Niveaux d'activité prédits autour des éoliennes pour 3 conditions de vent, la flèche indique la direction du vent.

• Conclusions et recommandations

À l'échelle du paysage, l'étude suggère qu'une attention particulière devrait être accordée à densifier le moins possible les éoliennes. À l'échelle locale, les résultats soulignent la nécessité de placer les éoliennes loin des habitats attractifs, comme le recommandent les lignes directrices d'EUROBATS (Rodrigues et al., 2015), et de préférence pas entre les habitats optimaux pour les chauves-souris et les vents dominants, afin d'éviter d'exposer ces habitats à la zone de sillage (turbulences). Nos résultats suggèrent également d'augmenter la garde au sol et de diminuer le diamètre du rotor autant que possible, afin d'éviter d'exacerber les phénomènes d'attraction et de répulsion. Cela aura cependant probablement des conséquences et le compromis entre taille et densité en éoliennes (plus de petites éoliennes vs moins de grandes) devrait idéalement faire l'objet de futures recherches. Également, les réactions des chauves-souris peuvent se produire soit dans des classes de vitesse de vent spécifiques uniquement, soit indépendamment, ce qui souligne l'importance pour chaque caractéristique de l'éolienne de prendre en compte les conditions de vent dans lesquelles les réactions se produiront afin d'élaborer des schémas de réduction des impacts. Enfin, ces résultats appellent à la prise en compte de tous ces facteurs lors de l'évaluation de la durabilité écologique des futurs parcs éoliens.

2.3.3 Etude de l'influence du balisage lumineux sur les réponses des chiroptères aux éoliennes

Cette partie repose sur des résultats préliminaires qui seront prochainement approfondis et complétés.

• Contexte et méthode

Les études de la partie précédente permettant d'identifier les mécanismes responsables des effets des éoliennes sur les réponses des chiroptères n'incluaient pas un dernier mécanisme potentiel : le balisage lumineux. Nous avons ainsi mené une expérimentation complémentaire, conjointement avec le bureau d'étude Auddicé, afin de tester le rôle du balisage lumineux des éoliennes dans les impacts des éoliennes sur l'activité des chiroptères sur des sites le permettant.

Si certaines hypothèses, comme l'accumulation d'insectes au niveau des éoliennes, ont été avancées pour justifier l'attraction des chauves-souris, l'effet de répulsion a été moins discuté, et jamais étudié. L'éclairage artificiel nocturne étant connu pour affecter à la fois le comportement des chauves-souris et des insectes, ainsi que leur utilisation de l'habitat, nous avons étudié le balisage lumineux des éoliennes comme mécanisme d'attraction et/ou de répulsion. Pour ce faire, un plan d'échantillonnage en triplettes a été appliqué : l'activité des chauves-souris a été enregistrée simultanément sur des haies dites "contrôle" (2,5 km de l'éolienne la plus proche), des haies situées à proximité (150 à 300 m) d'éoliennes éclairées (illuminées 100% de la nuit), et sur des haies situées à proximité (150 à 300 m) d'éoliennes partiellement éclairées (5% de la nuit) équipées du système de détection des feux d'avion, Aircraft Detection Lighting System (ADLS). La distance entre la haie échantillonnée et l'éolienne la plus proche ainsi que la composition paysagère ont été standardisées au sein de chaque triplette. Au total, 13 triplettes ont été échantillonnées pendant 11 nuits en Juin, période de haute activité en chiroptères, dans l'arrondissement d'Uckermark en Allemagne, à l'aide d'enregistreurs autonomes placés sur des haies et lisières pendant deux nuits consécutives (Fig. 25). L'expérimentation a permis d'enregistrer 29 892 passages de chauves-souris.

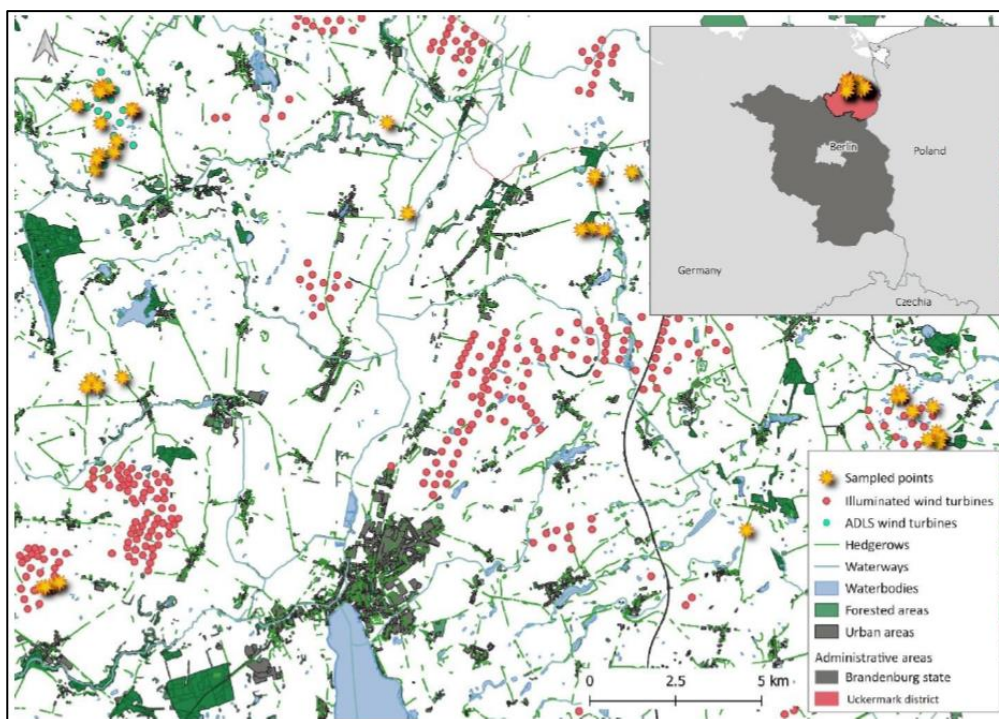


Figure 25. Carte des 39 sites étudiés dans la zone d'étude située dans le district d'Uckermark, au nord-est de l'Allemagne (les parties laissées en blanc sont des zones agricoles).

L'identification acoustique et le traitement statistique ont une nouvelle fois été réalisés sur le même principe que les études précédentes, avec des GLMMs mettant en relation l'activité des guildes avec le type de site au sein de la triplette (= sans éolienne, avec éolienne éclairée toute la nuit, ou avec éolienne éclairée que très ponctuellement), des covariables paysagères, ainsi que deux effets aléatoires sur l'identifiant du site et la date.

• Résultats et conclusions

Nos premiers résultats préliminaires montrent que l'activité des écholocuteurs à courte portée (volant bas et lentement) au niveau de haies se situant à environ 240 m d'éoliennes se voit affectée positivement par la présence d'éoliennes, qu'elles soient éclairées ou non (Fig. 26). Ces résultats suggèrent que l'utilisation des habitats par cette guildes est bien affectée par les éoliennes, mais par d'autres mécanismes que celui du balisage lumineux. En revanche, l'activité des guildes des écholocuteurs à moyenne portée et à longue portée (volant en lisière à milieu ouvert et plus rapidement) était supérieure au

niveau de haies situées à proximité d'éoliennes éclairées toute la nuit par rapport à des haies situées à proximité d'éoliennes pas ou peu éclairées (bien que non strictement significatif pour les écholocateurs à moyenne portée, p -valeur = 0.052) (Fig. 26). Ceci met donc en évidence que le balisage lumineux est bien un mécanisme dans l'effet des éoliennes sur l'activité des écholocateurs à longue portée au niveau des haies à proximité (~ 240 m), et potentiellement également sur l'activité des écholocateurs à moyenne portée.

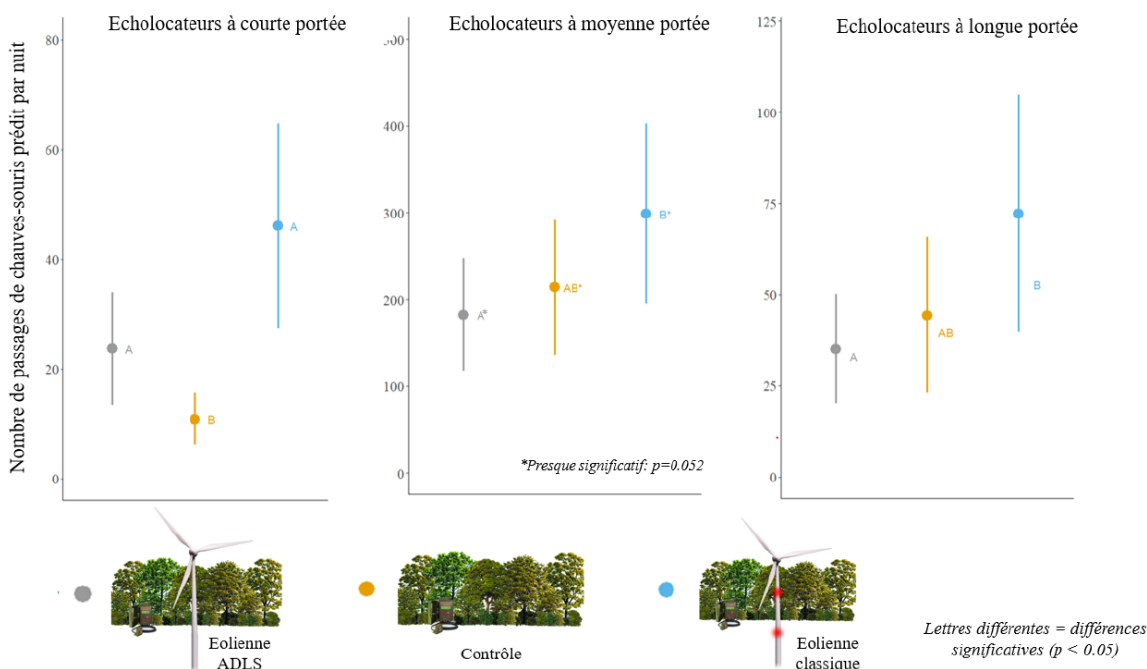


Figure 26. Activité prédite par nuit sur des haies à proximité d'éoliennes éclairées (i) 100% du temps (bleu), (ii) éclairées 5% du temps (gris) et (iii) en l'absence d'éoliennes (orange), pour la guilda des espèces de milieu encombré (SRE), de lisière à milieu ouvert (MRE) et de haut vol (LRE).

Cependant, deux incertitudes persistent. Premièrement, pour les écholocateurs à longue et moyenne portée, l'activité au niveau de haies contrôles n'était pas significativement différente de l'activité au niveau de haies situées à proximité d'éoliennes, éclairées ou non. Bien que les résultats nous permettent d'affirmer que l'effet de l'éolienne n'est pas le même selon si elle est éclairée ou non, ils ne nous permettent pas de dire si l'une des deux situations (éolienne éclairée ou non éclairée) est équivalente à des conditions contrôles, et si oui laquelle. Trois hypothèses sont de ce fait possibles :

1. Le balisage est le seul mécanisme à l'origine de l'effet des éoliennes sur les écholocateurs à longue et moyenne portée. Dans ce cas, les niveaux d'activité seraient similaires au niveau de haies contrôles et de haies exposées à des éoliennes non éclairées.
2. Il existe d'autres mécanismes impliqués que le balisage lumineux. Il y a alors deux possibilités :
 - i) L'effet du balisage lumineux est complètement et parfaitement contrebalancé par l'effet du ou des autre(s) mécanisme(s). Dans ce cas, les niveaux d'activité seraient similaires au niveau de haies contrôles et de haies exposées à des éoliennes éclairées.
 - ii) Enfin, un autre mécanisme pourrait être impliqué sans pour autant parfaitement contrebalancer l'effet du balisage lumineux. Par exemple et hypothétiquement, le balisage lumineux pourrait avoir un effet attractif qui soit plus fort qu'un effet de dérangement généré par un autre mécanisme. Une éolienne éclairée et générant un dérangement pourrait alors avoir globalement un effet attractif mais une éolienne non éclairée et générant ce même dérangement pourrait être globalement évitée. Dans ce cas, les niveaux d'activité au niveau de haies contrôles seraient véritablement intermédiaires aux niveaux d'activité trouvés au niveau de haies à proximité d'éoliennes non éclairées et au niveau de haies à proximité d'éoliennes éclairées.

Deuxièmement, le plan d'échantillonnage conduit ici permet de détecter si le balisage lumineux a un rôle dans l'effet des éoliennes sur l'utilisation des habitats par les chiroptères mais ne permet pas de conclure sur le sens de cet effet. En effet, la haie étant située à plus de 200 m de l'éolienne, les différences de niveaux d'activité pourraient à la fois être dues à une attraction vers l'éolienne depuis plus loin dans le paysage ou à un évitement de l'éolienne permettant alors de détecter les chiroptères au niveau des haies (Fig. 27). Pour répondre à cette seconde incertitude, nous avons également échantillonné les milieux ouverts au pied d'éoliennes (ou sans éolienne pour le site contrôle), simultanément à l'échantillonnage des haies. L'analyse de ces données qui aura lieu prochainement (projet CHIRO-EOLUM financé par l'ADEME) devrait nous permettre de déterminer si les écholocateurs à longue portée évitent (niveaux d'activité supérieurs au niveau de la haie par rapport au pied

de l'éolienne) ou sont attirés (niveaux d'activités supérieurs au pied des éoliennes) par le balisage lumineux.



Figure 27. Possibles interprétations des résultats présentés dans l'encadré 6 relatif à l'étude sur l'effet du balisage lumineux sur l'utilisation des haies par les chiroptères.

Enfin, une dernière hypothèse expliquant les différences faiblement significatives entre les catégories contrôle et ADLS pour les écholocateurs moyenne et longue portée pourrait être le nombre réduit de triplettes générant un manque de puissance statistique. Il semble néanmoins se dégager une tendance cohérente et identique entre ces deux guildes laissant entrevoir un effet bénéfique du système ALDS avec moins de perturbations.

2.3.4 Evaluation spécifique de l'effet des éoliennes sur l'activité de la Noctule commune sur plusieurs échelles spatiales

Cette partie repose sur des résultats préliminaires issus du stage de Master 2 de Cyprian Kauffmann et nécessitera d'être approfondie et validée.

• Contexte et méthode

Dans cette partie nous décrivons ici les réponses en termes d'activité autour des éoliennes pour le cas spécifique de la Noctule commune qui présente (i) de forts risques de collisions et (ii) présentant un état de conservation défavorable. En effet, le programme national de suivi des populations de chauves-souris Vigie-Chiro a documenté un fort déclin de la Noctule commune (*Nyctalus noctula*), avec -88% (intervalles de confiance bas et haut : -91% ; -84%) sur la période 2006-2019. Ce déclin est d'autant plus préoccupant au regard des prédictions faites pour *Lasiurus cinereus*, une espèce américaine pour laquelle la mortalité occasionnée par les éoliennes pourrait conduire à un fort risque d'extinction (Frick et al. 2017). En effet, toutes deux partagent de nombreux traits biologiques et d'histoire de vie : il s'agit d'espèce migratrice de haut vol, et sont donc plus susceptibles aux collisions avec les éoliennes (Roemer et al., 2017; Voigt et al., 2018). Elles ont également une longévité comparable, respectivement 14 ans et 12 ans pour *Lasiurus cinereus* et *Nyctalus noctula* (base de données AnAge) et un taux d'accroissement annuel relativement similaire (1,015 pour *Lasiurus cinereus*, environs 0,84 – 0,93 pour *Nyctalus noctula* en France, 1,015 au Royaume Uni) (Kerbiriou, 2021). Il s'agit donc d'espèces à cycle de vie long. Elles sont donc plus sensibles aux facteurs impactant la survie des individus (Kunz & Fenton, 2006). Ces deux espèces traversent également des pays où l'éolien est en fort développement, et où la mortalité liée aux parcs éoliens est élevée (Arnett et al., 2008; Frick et al., 2017; Voigt et al., 2015). La Noctule commune figure parmi les espèces les plus impactées en terme de cadavre trouvés au sein des parcs éoliens européens (14,86%) (Georgiakakis et al., 2012; Goislot, 2021; Măntoiu et al., 2020; Rydell et al., 2010).

Si l'utilisation des habitats autour des éoliennes commence à être documenté, il ne l'est qu'à une échelle relativement locale à régionale, et jamais centré sur des domaines vitaux spécifiques de colonies de mise bas. Pour combler ces incertitudes, nous avons testé l'influence de la présence d'éoliennes sur l'activité de la Noctule commune en utilisant (i) les données Vigie-chiro nationales afin d'étudier la réponse à l'échelle française, et (ii) en récoltant des données d'activité autour de colonies connues en région Pays-de-la-Loire.

• Effet de la distance et densité en éoliennes à l'échelle nationale

Dans une première étape nous nous sommes concentrés sur l'impact des implantations éoliennes sur la distribution spatiale de l'activité des Noctules communes à l'échelle nationale. A partir du jeu de données national Vigie Chiro, une première étape consistait à explorer les sources de variations spatiales de l'activité : en effet à l'échelle nationale, même si la distribution de l'espèce couvre l'ensemble du territoire, les niveaux d'activité présentent d'importantes variations (Fig. 28).

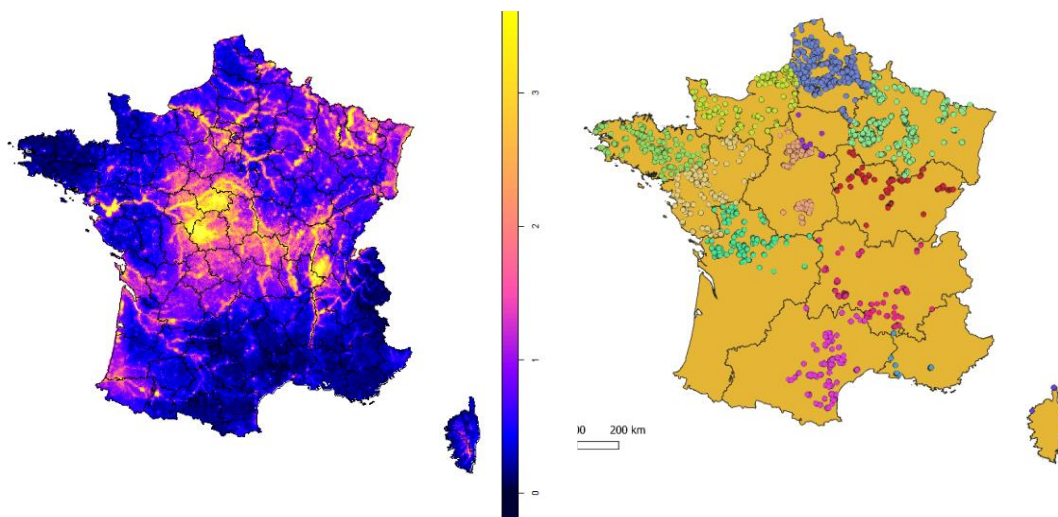


Figure 28. Carte de prédiction des niveaux d'activité de la Noctule commune en France (source Vigie Chiro, <https://croemer3.wixsite.com/teamchiro/maps-predicted-activity?lang=fr>) à gauche, et localisation des éoliennes en France à droite.

Dans ces analyses basées sur des méthodes statistiques semblables à celles présentées jusqu'ici dans ce rapport, en plus des variables d'implantation des éoliennes (distance l'éolienne la plus proche et nombre d'éoliennes dans un rayon de 10km), les principaux usages des sols ont été inclus dans la modélisation en évitant les effets confondants potentiels (c'est-à-dire un paysage le plus constant possible le long du gradient de distance et de densité en éoliennes) entre variables (voir Table 6 pour la composition des variables). La variable distance à la plus proche éolienne et la variable densité d'éolienne dans un rayon de 10km étant corrélées, deux modèles séparés ont été réalisés.

La structure du modèle utilisé est la suivante :

$$\text{Activité noctule} \sim \text{Eolienne} + \% \text{SurfaceAgricole} + \% \text{SurfaceHerbe} + \% \text{SurfaceFeuillus} + \text{LinéaireRoute} + \text{SurfaceEau} + \text{TempératureMoyenne} + \text{VitesseVentMoyenne} + \text{JourJulien} + \text{Année} + I(\text{JourJulien}^2) + (1|\text{Décteur}) + (1|\text{IdSite}), \text{famille} = (\text{negative binomiale}, \text{lien log})$$

Avec la variable éolienne définie comme étant soit la Distance à l'éolienne la plus proche, soit le nombre d'éolienne dans un rayon de 10km (choisi de sorte à couvrir une surface du même ordre de grandeur que le domaine vital moyen).

L'analyse suggère que l'augmentation de la densité d'éoliennes dans un rayon de 10 Km diminuerait l'activité des Noctules communes sur les sites échantillonnés. Ce résultat suggère donc un impact des éoliennes à très large échelle (Table 6).

Table 6. Résultat de l'analyse de la corrélation entre activité des Noctules communes et variables éoliennes ou usage des sols, les variables significatives ($P < 0.05$) sont indiquées en gras, à l'échelle nationale.

Modèle 1		Modèle 2	
Variabiles	Estimate	Variabiles	Estimate
Distance Eolienne	-0.026 ± 0.058	Nombre Eolienne 10km	-0.630 ± 0.0816
Densité de Route	1.166 ± 0.066	Densité de Route	1.126 ± 0.065
% Agricole	0.897 ± 0.079	% Agricole	0.980 ± 0.078
% Feuillus	0.870 ± 0.069	% Feuillus	0.860 ± 0.068
Surf. Eau	0.475 ± 0.043	Surf. Eau	0.479 ± 0.043
% Herbe	-0.126 ± 0.069	% Herbe	-0.116 ± 0.069

Bien que l'absence d'effets confondants entre les gradients éolien et de paysage ai été vérifiés, une poursuite de ce travail pourrait se faire par l'exploration fine des gradients de paysage le long des gradients éoliens afin de distinguer l'éventuelle part du résultat liée à l'évitement des zones à forte activité de celle liée à l'effet des éoliennes. Cependant, ces résultats sont convergents avec les parties 2.3.2, 4.1.1 et 4.1.3.1 de ce rapport basées sur des études publiées ou en cours de publication.

- **Effet de la distance aux éoliennes à l'échelle locale autour des colonies**

Une seconde approche a été menée pour évaluer l'impact des éoliennes relativement à la distance aux colonies. Cette étude a été conduite à une échelle locale (Est Bretagne et Ouest Pays de la Loire), secteurs où les associations naturalistes (Groupe Mammalogique Breton, LPO Anjou) avaient acquis et partagé leurs connaissances sur la distribution des colonies de Noctule communes (Fig. 29).

Le but de cet échantillonnage était d'obtenir un gradient d'activité le long d'un gradient de distance aux colonies de Noctule commune et éolienne la plus proche, avec comme hypothèse que plus le point d'écoute se fait proche d'une colonie, plus le nombre de contacts par nuit augmente, et inversement, plus le point d'écoute est proche d'une éolienne, moins il y a de contacts en une nuit. L'influence de l'occupation de sol sur l'activité, comme pour la précédente analyse, a été ajusté à l'occupation des principaux usages des sols, et variables météorologiques.

Les résultats n'ont pas permis de mettre un effet significatif de la distance aux éoliennes sur l'activité des Noctules communes, probablement en partie lié à la taille relativement modeste du jeu de données, cependant un fort effet de la distance aux colonies a pu être détecté, avec en particulier une très forte décroissance de l'activité dans les deux premiers kilomètres à la colonie (Table 7 ; Fig. 30).

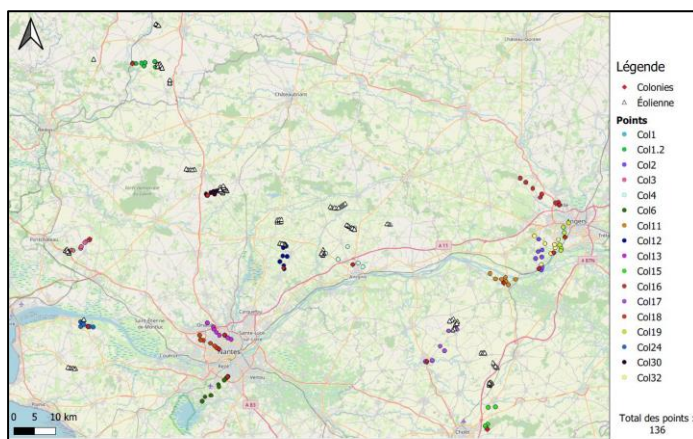


Figure 29. Distribution des colonies de Noctules communes, éoliennes et sites échantillonnés en Bretagne et Pays de la Loire.

Table 7. Résultat de l'analyse de la corrélation entre activité des Noctules communes et les variables éoliennes ou usage des sols, les variables significatives sont indiquées en gras.

Modèle 1	
Variabiles	Estimate
Distance Eolienne	0.279 ± 0.173
DistanceColonie	-0.682 ± 0.139
% Herbe	3.130 ± 1.584
Effectifs des gîtes	0.022 ± 0.005
Pollution lumineuse	0.094 ± 0.035
Surf. Eau	4.030 ± 1.117

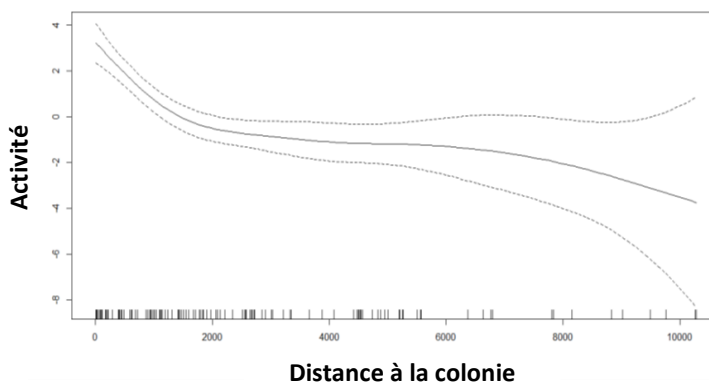


Figure 30. Effet de la distance à la colonie sur l'activité de Noctule commune.

• Conclusions et recommandations

Les résultats suggèrent tout d'abords qu'à large échelle les zones de densification en éoliennes peuvent avoir des effets néfastes sur la fréquentation des paysages par la Noctule commune. Ce résultat signifie donc que des cartes de distribution large échelle basées sur une modélisation de l'activité devraient être utilisées afin d'anticiper les zones de plus forte fréquentation par l'espèce.

Ensuite, sur une échelle locale nos analyses à proximité de colonies montrent que l'activité se concentre en grande partie 2km autour des colonies. Ce résultat suggère qu'il serait souhaitable d'éviter toute implantation d'éolienne à proximité des colonies de Noctules.

Encadré 4

A RETENIR SUR LA VARIATION DES IMPACTS SUR LES HABITATS DE CHASSE

1) Effet de la distance aux lisières arborées sur les comportements d'attraction et de répulsion

- Les réponses d'attraction et de répulsion sous éoliennes, engendrant respectivement des risques de collisions et des pertes d'habitats, coexistent, la répulsion se produisant plutôt lorsque l'éolienne est très proche d'un habitat favorable (ici la haie), et l'attraction lorsque l'éolienne se trouve à des distances intermédiaires ;
- Cependant, de précédentes études évaluant cette fois-ci l'activité à différentes distances des éoliennes et non pas différentes distances des haies sous éolienne, montrent aussi que les éoliennes ont un pouvoir répulsif sur les habitats de proximité jusqu'au moins 1km ;
- Ces résultats renforcent l'importance de maintenir les éoliennes à une distance suffisante des lisières boisées, par exemple 200 m comme le recommandent les lignes directrices d'EUROBATS, et idéalement même plus pour minimiser la répulsion longue distance.

2) Mécanismes impliqués dans les réponses

- Beaucoup de facteurs expliquent les réponses de la plupart des espèces aux éoliennes : taille des éoliennes (diamètre du rotor et garde au sol), fonctionnement des éoliennes (vitesse de rotation, angle au vent dominant – effet de sillage/perturbations des masses d'air), distance et densité en éoliennes ;
- À l'échelle du paysage, l'étude suggère qu'une attention particulière devrait être accordée à densifier le moins possible les éoliennes, mais d'autres études sont nécessaires pour guider cette recommandation (pour une densification moins forte vaut-il mieux plus de petites éoliennes ou moins de grandes éoliennes, deux stratégies n'ayant pas le même étalement spatial) ;
- À l'échelle locale, les résultats soulignent la nécessité de placer les éoliennes loin des habitats attractifs, comme le recommandent les lignes directrices d'EUROBATS, et de préférence pas entre les habitats optimaux pour les chauves-souris et les vents dominants, afin d'éviter d'exposer ces habitats à la zone de sillage (turbulences) ;
- Nos résultats suggèrent également d'augmenter la garde au sol et de diminuer le diamètre du rotor autant que possible, afin d'éviter d'exacerber les phénomènes d'attraction et de répulsion ;
- Également, les réactions des chauves-souris peuvent se produire soit dans des classes de vitesse de vent spécifiques uniquement, soit indépendamment, ce qui souligne l'importance pour chaque facteur de prendre en compte les conditions de vent dans lesquelles les réactions se produiront pour élaborer des schémas de réduction des impacts ;
- Ces résultats appellent à la prise en compte de tous ces facteurs lors de l'évaluation de la durabilité écologique des futurs parcs éoliens ;
- Le balisage lumineux semble également jouer un rôle dans les réponses avec un système de réduction du temps d'éclairage (5% du temps au lieu de 100%, système ADLS) permettant de s'approcher de niveaux d'activité en chauves-souris des sites témoins sans éoliennes, mais de prochaines analyses viendront confirmer et affiner les conclusions.

3) Cas particulier des réponses de la Noctule commune sur plusieurs échelles et à proximité de colonies

- A l'échelle nationale les zones de densification en éoliennes peuvent avoir des effets néfastes sur la fréquentation des paysages par la Noctule commune ;
- Ce résultat signifie donc que des cartes de distribution large échelle basées sur une modélisation de l'activité (comme celles du programme Vigie-chiro) devraient être utilisées afin d'anticiper et éviter les zones de plus forte fréquentation par l'espèce ;
- Sur une échelle locale à proximité de colonies l'activité se concentre en grande partie 2km autour des colonies ;
- Ce résultat suggère donc qu'il serait souhaitable d'éviter toute implantation d'éolienne à proximité des colonies de Noctules.

3 Axe 2 « Évaluation des impacts sur l'état de conservation des populations »

3.1 Conséquences de la mortalité sur l'état de conservation des populations

Le nombre brut de cadavres constitue une donnée imparfaite car il ne prend pas en compte les différents biais pouvant faire différer le nombre de cadavres observés du nombre réel d'évènements de mortalité. La fiabilité des estimations de la mortalité est essentielle pour évaluer son effet sur les populations de chiroptères. En effet, le nombre d'individus imputés à la population impactera directement sa démographie. Avant de calculer des quantités de mortalité pour modéliser leurs effets sur la démographie des populations, il est essentiel d'étudier la variation de la mortalité et les facteurs pouvant biaiser son estimation.

Ainsi tout un axe de recherche a été conduit pour évaluer l'effet de la fréquence de suivi de la persistance des cadavres sur le biais et la précision de plusieurs estimateurs de mortalité utilisés lors des études d'impact des parcs éoliens terrestres. Les résultats de cette étude, en plus de fournir des recommandations visant à améliorer et homogénéiser le protocole de suivi de la persistance, permettent de déterminer quels suivis de persistance et de mortalité peuvent être intégrés dans les travaux portant sur la mortalité induite par les éoliennes.

Malheureusement et indépendamment de notre volonté, à ce jour la nouvelle version de la plateforme DEPOBIO adaptée à la saisie de données de mortalité exploitables n'est toujours pas opérationnelle. De ce fait, même si une base de données très prometteuse est en cours de construction dans le cadre de notre collaboration avec le bureau d'études Ouest'Am, aucune analyse n'a pu être conduite directement sur des données de mortalité. Les recherches se sont uniquement concentrées via la partie 2.2 sur l'étude des paramètres clés de l'estimation de la mortalité, apportant en attendant des recommandations concrètes sur (i) la façon de suivre et utiliser la persistance, et sur (ii) les estimateurs à privilégier.

Malgré l'impossibilité de traiter directement les conséquences de la mortalité sur l'état de conservation des populations, la partie 3.2 ci-dessous relative à l'effet de la perte d'habitat sur la dynamique des populations, couvre potentiellement en partie cette présente partie 3.1. En effet, la partie suivante teste l'effet de la distance à l'éolienne sur l'amplitude du déclin d'une espèce, une variable de distance supposée renseigner sur une perte d'habitat par répulsion, mais le mécanisme expliquant les résultats de la partie 3.2 inclut probablement l'une et l'autre des sources potentielles de déclin (mortalité et perte d'habitat), même s'il n'est pas possible de l'affirmer.

3.2 Evaluation de l'effet de la perte d'habitat sur la dynamique des populations

Cette partie repose sur des résultats préliminaires issus d'analyses demandant à être validées, en particulier concernant l'intégration de structures spatiales fines.

3.2.1 Contexte et méthode

Dans les sections de la partie 2 ci-dessus sont décrites des réponses comportementales aux éoliennes. Parmi ces réponses la répulsion génère indirectement des pertes d'habitats pour les espèces. Si la relation entre la quantité d'habitats disponibles pour une espèce et l'état de santé de ses populations est un principe bien connu, les conséquences de la perte d'habitat (ou des risques de collision) sur la dynamique des populations de chiroptère n'a jamais été étudié en Europe, ou bien indirectement, principalement car les données requises pour ce test sont rarement disponibles ou même existantes.

Une façon d'évaluer ce type de conséquences est de mettre en relation une tendance temporelle d'effectifs de population avec la présence d'éolienne autour des sites suivis sur la période. Dans ce contexte le suivi temporel long terme Vigie-chiro nous a permis de réaliser une première exploration de cette relation. Ainsi, cette partie a été traitée dans la continuité et en utilisant les mêmes données et méthodes que celles de la partie 2.3.4 ci-dessus, en prenant comme exemple la Noctule commune. Pour cela, afin de couvrir la période la plus étendue possible, nous avons agrégé les données issues de 3 protocoles Vigie-chiro différents (transects pédestres et routiers, et protocole point fixe), couvrant la période 2006-2019.

Nous avons tout d'abord modélisé la tendance de population sur 3 zones bioclimatiques afin d'évaluer l'implication du changement climatique sur la tendance, puis nous avons modélisé la tendance selon les saisons afin d'évaluer l'implication des changements de stratégies de migration dans la tendance. Enfin, nous avons testé l'effet de la distance à l'éolienne la plus proche sur la tendance.

La modélisation des tendances de population déclinées en jeux de données spatiaux ou saisonniers reposait sur le modèle suivant :

$$\text{Activité noctule} \sim \text{Année} + (1|\text{Detecteur}) + (1|\text{IdSite}), \text{ famille} = (\text{négative binomiale}, \text{lien log})$$

La modélisation des tendances de population en interactions avec les éoliennes reposait sur le modèle suivant :

$$\text{Activité noctule} \sim \text{Année} : \text{distance éolienne} + (1|\text{Detecteur}) + (1|\text{IdSite}), \text{ famille} = (\text{négative binomiale}, \text{lien log})$$

3.2.2 Résultats de la variation spatiale de la tendance

Nous pouvons poser les hypothèses que (i) si le réchauffement climatique est une pression pour la Noctule commune, alors la dynamique de population devrait être moins favorable dans le sud de la France (sa limite sud de répartition) plutôt qu'au nord. Ainsi 3 zones ont été défini (Nord, Centre, Sud) et son représentées sur la figure 31 ci-contre.

Les résultats de cette analyse semblent suggérer (Table 8) que le déclin des Noctules communes serait plus prononcé au sud, suggérant un possible impact du réchauffement climatique.

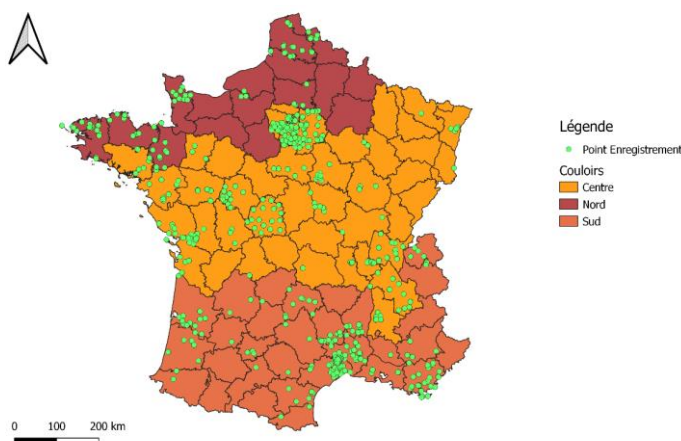


Figure 31. Zones retenues pour le calcul des tendances régionalisées.

Table 8. Tendance de population régionalisée (un taux d'accroissement < 1 signifie un déclin temporel de l'activité). Pour chaque région une modélisation a été réalisée (Sud : 5612 observations, Centre : 18548 observations et Nord 7047 observations).

Zone	Estimate (±SE)	Significativité au seuil $\alpha < 0.05$	Taux d'accroissement annuel
Nord	-0.122 ± 0.175	Non Significatif	-
Centre	-0.135 ± 0.054	Significatif	0.87
Sud	-0.492 ± 0.183	Significatif	0.61

3.2.3 Résultats de la variation saisonnière de la tendance

Dans l'hypothèse où la baisse d'activité mesurée sur les quinze dernières années serait liée à une diminution des arrivées d'individus du nord-est de l'Europe à la fin de l'été (c'est-à-dire une diminution de la migration) comme proposé récemment, nous nous attendrions à détecter une baisse plus importante des niveaux d'activités en fin d'été/début d'automne plutôt qu'au printemps/début d'été.

Les résultats de cette analyse semblent suggérer (Table 9) que le déclin des Noctules communes serait plus prononcé en période de printemps et début d'été (période de mise bas). Nous ne détectons pas d'effet sur la période fin d'été/début d'automne, période où est attendue l'arrivée d'individus des populations du Nord Est de l'Europe. Le déclin national ne serait donc pas expliqué par une baisse d'arrivée d'individus migrateurs en fin d'été. Ces résultats ne semblent donc pas suggérer que les changements de comportement en termes d'hivernage observé dans le Nord-Est européenne de son aire de répartition soient à l'origine du déclin observé en France.

Table 9. Tendance de population calculé par période. Pour chaque période une modélisation a été réalisée (15 mai – 31 juillet : 15316 observations et 15 août – 31 octobre : 14778 observations)

Période	Estimate (±SE)	Significativité au seuil $\alpha < 0.05$	Taux d'accroissement annuel
15 Mai – 31 Juillet	-0.213 ± 0.076	Significatif	0.81
15 Août – 31 Octobre	-0.078 ± 0.071	Non Significatif	-

3.2.4 Résultats de l'effet de la distance à l'éolienne la plus proche sur la tendance de population

Cette analyse mettant en relation l'activité de la Noctule commune avec l'année et son interaction avec la distance à l'éolienne a permis de mettre en évidence (i) le déclin de l'espèce à l'échelle nationale (taux annuel d'accroissement 0.86, soit un déclin annuel de 14%), (ii) un effet de la distance aux éoliennes, plus les sites échantillonnés sont éloignés d'une éolienne plus l'activité augmente, et enfin (iii) une interaction entre ces deux variables, à savoir que plus l'on se trouve proche d'éoliennes et plus la tendance négative est localement accentuée (Table 10).

Table 10. Tendence de population et effet des distances aux éoliennes.

Période	Estimate (\pm SE)	Significativité au seuil $\alpha < 0.05$
Tendance interannuelle	-0.150 \pm 0.049	Significatif
Distance à l'éolienne	0.233 \pm 0.097	Significatif
Tend. : Dist. éolienne	0.142 \pm 0.065	Significatif

3.2.5 Conclusions et perspectives

En conclusion cette analyse préliminaire basée sur les données les plus solides disponibles actuellement en France pour traiter cette question montre que la présence d'éoliennes semble pouvoir constituer un des facteurs de déclin de la Noctule commune. L'étude ne permet en revanche pas de savoir si l'accroissement du déclin de population par la présence d'éoliennes est plutôt causée par une perte d'habitats par répulsion (réduction des zones d'alimentation et surfaces d'habitats disponibles) ou de la mortalité (perte directe d'individus), ou les deux, ni de hiérarchiser l'implication de l'éolien dans le déclin vis-à-vis des autres sources de pressions anthropiques. Cette analyse reste cependant à affiner et confirmer, notamment au sujet de la méthode de compilation des données acoustiques issues de protocoles Vigie-chiro différents et au sujet de la précision de la variable de distance à l'éolienne qui actuellement ne se base que sur les éoliennes implantées récemment sans tenir compte des années d'implantation. Enfin une structure spatiale serait à inclure dans la modélisation. Des avancées récentes sur la production d'indicateurs de tendances à partir de ce type de jeux de données basés sur des enregistrements standardisés mais présentant des structures spatio-temporelles complexes laisse entrevoir une amélioration des modélisations. Ce cadre de travail pourrait également être généralisé à d'autres espèces.

Encadré 5

A RETENIR SUR LES IMPACTS SUR L'ETAT DE CONSERVATION DES POPULATIONS

1) En utilisant des données de mortalité

- Les conséquences de l'éolien sur l'état de conservation des populations n'a pas pu être étudié sur la base de données de mortalité en raison de données encore non disponibles à cause du retard de mise en service de la plateforme DEPOBIO ;
- Cependant, les données acoustiques du suivi temporel Vigie-chiro a permis d'étudier de façon préliminaire l'impact de la présence d'éoliennes sur la dynamique des populations ;
- Une base de données de mortalité à fort potentiel est en cours de construction avec le bureau d'études Ouest'Am, elle s'appuie notamment pour sa construction des recommandations issues de la section 2.2 relative aux biais d'estimation de la mortalité.

2) En utilisant des données acoustiques

- Les populations de Noctule commune montre un déclin annuel de 14% sur la période 2006-2019 ;
- Ce déclin semble plus prononcé au sud qu'au nord, pouvant signifier une influence du changement climatique ;
- Le déclin n'est significatif qu'au printemps et en été (période de mise bas), suggérant que la tendance actuelle à la diminution des arrivées de migrants du Nord-Est de l'Europe en fin d'été/automne n'est pas responsable du déclin ;
- L'activité est d'autant plus faible que l'on se rapproche d'une éolienne ;
- Le déclin temporel de l'activité de la Noctule commune est d'autant plus marqué que la distance à l'éolienne diminue ;
- Ces analyses restent préliminaires et des pistes de vérification et solidification du résultat sont envisagées.

4 Axe 3 « Recherche action : mise en œuvre de la séquence Éviter-Réduire-Compenser »

4.1 Optimisation des mesures d'évitement, dimensionnement des mesures de réduction et définition des mesures de compensation

Dans cette partie l'objectif est d'apporter des éléments concrets permettant de traiter les différentes étapes de la séquence ERC. Pour produire les différentes recommandations que contiennent les parties suivantes, des recherches spécifiques ont été conduites mais certaines recommandations sont également déduites des différentes études présentées dans les axes précédents.

4.1.1 Evaluation des enjeux sur les sites d'implantation à venir ou autorisés à partir de référentiels à large échelle spatiale et temporelle

Cette partie repose sur une étude en cours d'évaluation :

Froidevaux J, Le Viol I, Barré K, Bas Y, Kerbirou C. Coupling renewable energy infrastructure planning and biodiversity conservation: a modelling-based framework. *Soumis dans Renewable and Sustainable Energy Reviews*

- **Contexte**

Après les étapes de cadrage générales d'un projet, le processus d'évaluation environnementale pour l'implantation d'éoliennes comprend (i) une présélection des sites potentiels basée sur la spatialisation et la cartographie des impacts, (ii) une étude d'impacts sur le terrain pour caractériser les espèces et habitats, et (iii) une analyse des impacts dans laquelle les impacts potentiels sont identifiés et quantifiés, et les mesures ERC sont proposées. Cependant, ce processus présente des limites majeures qui peuvent conduire à de graves erreurs, aujourd'hui bien documentées, lors des processus de prise de décision (Lintott et al. 2016). Tout d'abord, ces études sont contraintes par des ressources financières qui limitent l'effort d'échantillonnage alloué. Ceci est d'autant plus problématique que l'analyse des impacts découle principalement de données collectées lors des inventaires terrain et ne prend que très rarement en compte d'autres formes de biodiversité telles que (i) la biodiversité non détectée (c'est-à-dire les espèces présentes sur le site mais non détectées lors de l'enquête), (ii) la biodiversité attendue mais qui, en raison d'événements stochastiques, est absente du site pendant les passages, (iii) le potentiel de biodiversité (par le biais de prédictions issues de modélisations) et (iv) les changements possibles de la biodiversité (par le biais d'analyses de scénarios). Deuxièmement, l'évaluation de l'importance d'un site en termes de biodiversité peut être restreinte par les limites des référentiels externes disponibles, qui dépendent souvent de données hétérogènes et non standardisées. Globalement, l'ensemble du processus d'évaluation souffre crucialement, à travers ses différentes étapes, du manque de standardisation pour l'interprétation et la contextualisation des données relatives à la biodiversité, ce qui entraîne une évaluation subjective des impacts avant et après la construction.

Une façon de surmonter ces difficultés inhérentes à l'évaluation environnementale est de créer des référentiels qui peuvent être définies à différentes échelles spatiales (du niveau local au niveau national et international) et temporelles (dynamiques dans le temps). À cette fin, les modélisations écologiques à grande échelle spatiale et temporelle peuvent représenter un outil efficace. Les modèles de distribution des espèces (SDM) sont bien établis dans la littérature scientifique et se sont déjà révélés très utiles pour évaluer l'efficacité de la procédure d'évaluation environnementale (Tarabon et al. 2019; Baker et al. 2021) et pour guider la planification territoriale (Border et al., 2022). Néanmoins, l'élaboration de référentiels fiables des niveaux de biodiversité nécessite une quantité massive de données collectées de façon standardisée dans l'espace et dans le temps. Bien qu'il existe de nombreuses bases de données, une quantité considérable de données est souvent obtenue de manière opportuniste avec des processus de collecte inconnus, et est sujette au biais de l'observateur, produisant des biais tels que le sur-échantillonnage des espèces phares, des zones et habitats favorables. Ces biais sont difficiles à corriger ou impliquent des analyses complexes et, avec l'absence de quantification de l'effort d'échantillonnage, rendent les données inadaptées à l'objectif visé. En revanche, les programmes standardisés de suivi de la biodiversité - en particulier ceux qui sont destinés à détecter les tendances spatio-temporelles à grande échelle de l'abondance et de la répartition des espèces - constituent une source importante de données de haute qualité compatibles avec ces objectifs. Ces programmes ont l'avantage d'être basés sur des protocoles standardisés avec un effort d'échantillonnage fixe et permettent une comparaison entre les sites sans s'appuyer sur des hypothèses concernant les préférences des observateurs en matière de sites ou d'espèces, ni de s'adapter à des efforts d'échantillonnage variables.

Ici, nous proposons une méthode utilisant les données de ces suivis standardisés long terme et large échelle permettant de caractériser l'importance d'un site par rapport à un référentiel afin d'informer les processus de prise de décision à différents stades de la séquence ERC.

- **Jeu de donnée mobilisé**

Les données mobilisées proviennent du programme de sciences participative Vigie Chiro. Ce suivi repose sur trois protocoles complémentaires : le circuit routier, le circuit pédestre et le poste fixe. Nous avons retenu ici les données produites par le protocole point fixe, qui repose sur de l'acoustique passive. Celui-ci repose sur l'enregistrement standardisé d'ultrasons en continu pendant une nuit complète (-30 minutes avant le coucher du soleil jusqu'à +30 minutes après le lever du soleil). Deux passages par sites sont recommandés : un premier du 15 juin au 31 juillet et un second du 15 août au 31 septembre². L'ensemble des enregistrements sont versés sur la plateforme Vigie Chiro, et ensuite identifiés automatiquement par le logiciel TADARIDA (Bas *et al.* 2017). Deux zones d'études ont été considérées : la Bretagne-Pays de la Loire (BPL) et la Bourgogne Franche Comté (BFC) (Fig. 32), incluant les années 2015 à 2020. Ce choix s'est fait en raison (i) de la représentativité spatiale du suivi acoustique sur ces régions, et (ii) de la densité en éoliennes construites et autorisées permettant l'accès à un gradient suffisant pour établir le cadre d'analyses.

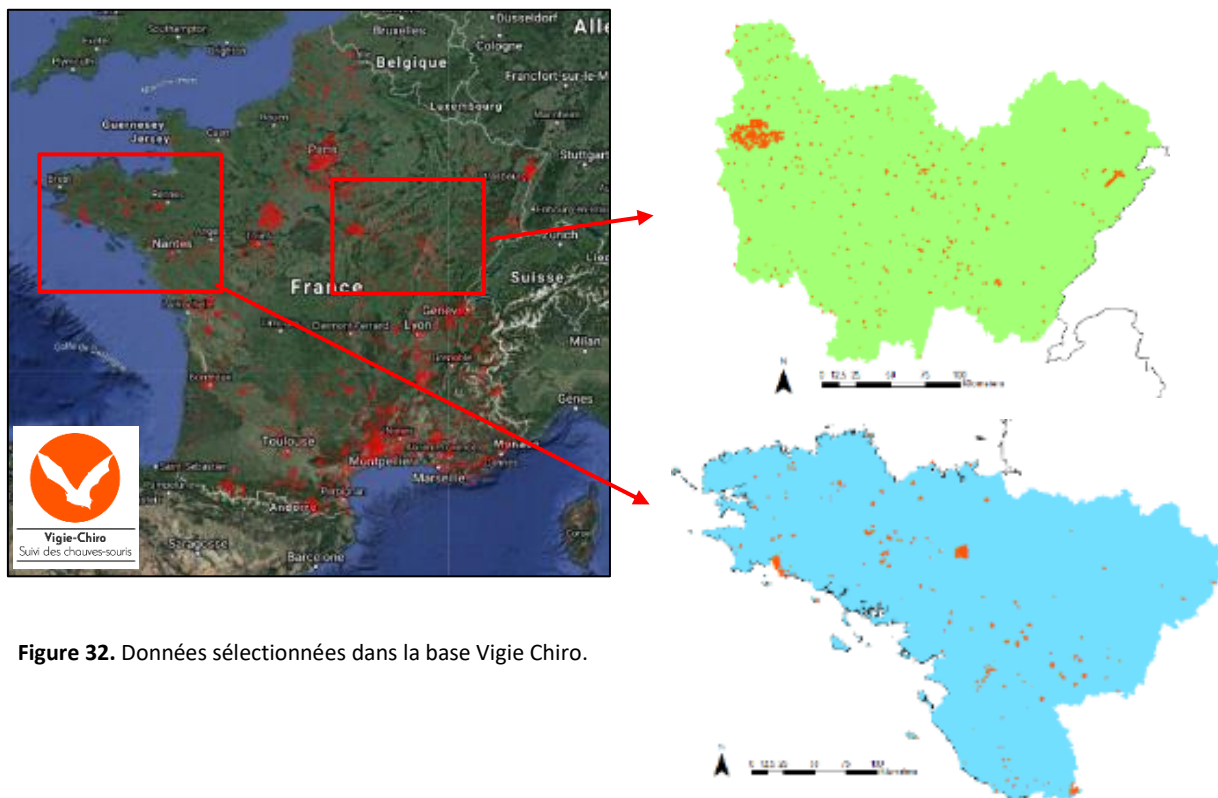


Figure 32. Données sélectionnées dans la base Vigie Chiro.

Le jeu de données constitué rassemble 1354 sites (711 pour la région Bretagne-Pays de la Loire et 643 pour la région Bourgogne Franche Comté), 2066 nuits d'enregistrement (1186 pour la région Bretagne-Pays de la Loire et 880 pour la région Bourgogne Franche Comté), pour un total d'un peu plus de 2 millions de contacts de chauves-souris (1285344 pour la région Bretagne-Pays de la Loire et 929691 pour la région Bourgogne Franche Comté).

- **Cadre méthodologique**

Nous avons ainsi développé un cadre de modélisation permettant de déterminer (i) avant les études de terrain si les projets proposés pour le développement se trouvent dans des zones importantes pour la conservation des espèces, et (ii) après la construction si le projet est conforme au cadre réglementaire. Le cadre de modélisation comprend cinq étapes principales (Fig. 33) :

- (i) Identification des programmes de science citoyenne à grande échelle et détermination des variables prédictives pertinentes (par ex. variables environnementales et bioclimatiques) connues pour façonner la distribution spatiale des espèces cibles potentiellement présentes dans la zone d'étude. Au total 40 prédicteurs ont été utilisés. Les prédicteurs qui étaient disponibles de manière contiguë et à haute résolution pour les deux zones d'étude comprennent (i) deux prédicteurs topographiques (altitude et pente), (ii) huit variables environnementales et d'utilisation des sols (la proportion et la distance euclidienne aux forêts et petits éléments ligneux linéaires, la densité des rivières et la distance par rapport aux surfaces en eau, la densité des lisières et l'indice de diversité de Shannon des principales classes d'usage des sols), (iii) 11 prédicteurs liés aux facteurs de stress anthropogéniques (pollution lumineuse, quantité et distance des zones urbaines et des terres cultivées, densité et distance aux routes principales et aux éoliennes en fonctionnement, densité de la population humaine, indice de pollution sonore), et

² Pour plus de détail sur le protocole se référer au sites Vigie Chiro <https://www.vigienature.fr/fr/chauves-souris>

- (iv) 19 prédicteurs bioclimatiques. Pour la région BPL, qui est bordée par l'océan Atlantique, nous avons également calculé la distance par rapport au littoral. Les prédicteurs reposent sur des couches cartographiques dont les pixels ont une résolution spatiale de 5 à 75 m, excepté pour la pollution lumineuse (350 m).
- (ii) Modélisation de l'abondance des espèces en relation avec les prédicteurs pertinents précédemment identifiés. Pour cette étape l'outil de modélisation Random Forest a été utilisé en utilisant les paramétrages par défaut du package (nombre d'arbres = 500 ; cutoff = $1/k = 1/3$). Nous avons ajouté à ces modèles la température de la nuit, le jour julien et les coordonnées du site en plus des prédicteurs précédents pour tenir compte de la variation spatiale. Même si cet outil est conçu pour fonctionner avec beaucoup de variables, nous avons réalisé une sélection de l'ensemble le plus pertinent et petit en utilisant le package R vsurf. Le sous ensemble de variables sélectionnées présentait une performance nettement supérieure au modèle incluant toutes les variables. Enfin nous avons vérifié la performance des modèles en utilisant la racine carrée moyenne normalisée de l'erreur (Normalized Root Mean Square Error statistic ; NRMSE).
- (iii) Prédiction à partir des modèles précédents de l'abondance des espèces sur des points aléatoires du même nombre que le nombre de sites inclus dans la modélisation précédente pour construire un référentiel standardisé de l'abondance des espèces. Ces points aléatoires ont été placés dans un rayon de 50km autour des éoliennes autorisées pour construction afin de couvrir les gradients utilisés pour la modélisation précédente, et en dehors des zones urbaines étant donné que la construction d'éoliennes n'y est pas possible. Nous n'avons cependant pas considéré tous les critères d'exclusion (aviation, armée...) étant donné que ces informations n'étaient pas disponibles. Nous avons ainsi prédit l'activité théorique sur ces points aléatoires à partir des modèles Random Forest présentés ci-dessus, puis construit des catégories seuil de cette activité théorique à l'échelle de tous les points aléatoires de chaque région basée sur les percentiles : (i) activité faible : 0-25 percentiles ; (ii) moyenne-faible : 25-50 percentiles, (iii) moyennement élevé : 50-75 percentiles, (iv) élevé : 75-98 percentiles, et (v) extrêmement élevé : 98-100 percentiles.
- (iv) Prédiction à partir des modèles Random Forest de départ de l'abondance des espèces sur les sites proposés/construits et comparer la prédiction au référentiel construit ci-dessus pour évaluer les risques potentiels posés par les projets proposés/construits.
- (v) Identifier les sites d'importance potentielle menacés par les projets proposés/construits.

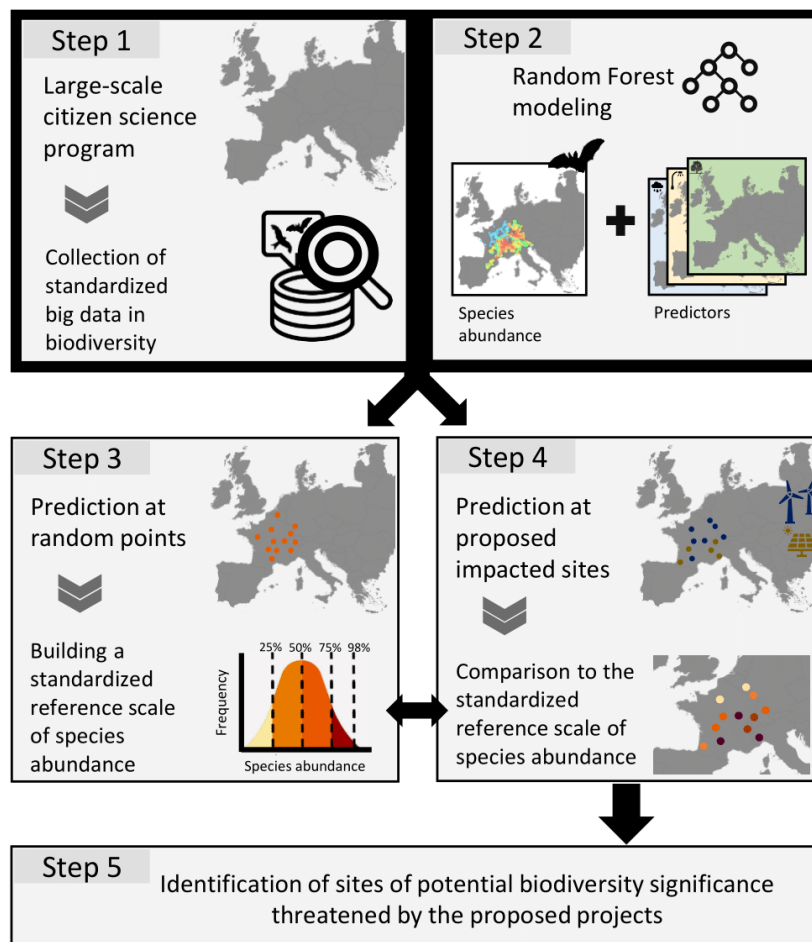


Figure 33. Illustration schématique des cinq étapes du cadre de modélisation proposé pour être mis en œuvre dans le cadre du processus d'évaluation environnementale.

- **Robustesse des modèles permettant de prédire les enjeux**

Le cadre de modélisation a été développé et testé en utilisant 12 taxons de chauves-souris qui ont été suivis dans le cadre du programme "Vigie-Chiro" dans deux régions distinctes en France - Bourgogne-Franche-Comté (BFC) et Bretagne-Pays de la Loire (BPL). Nous avons construit 96 modèles de Random Forest, c'est-à-dire un par taxon et par zone, en considérant (i) deux ensembles de données acoustiques distincts ayant des seuils de tolérance d'erreur différents dans l'identification automatisée des espèces (10 vs 50% ; voir Barré et al., 2019 pour plus de détails), et (ii) deux ensembles de données spatiales qui comprenaient soit tous les sites, soit seulement les sites spatialement indépendants (distants d'au moins 500m les uns des autres). Les performances prédictives des modèles de Random Forest étaient globalement satisfaisantes, la plupart des valeurs NRMSE étant inférieures à 20%, même si les performances prédictives variaient dans une certaine mesure en fonction de l'espèce, de la zone et de l'ensemble de données spatiales considéré (Fig. 34).

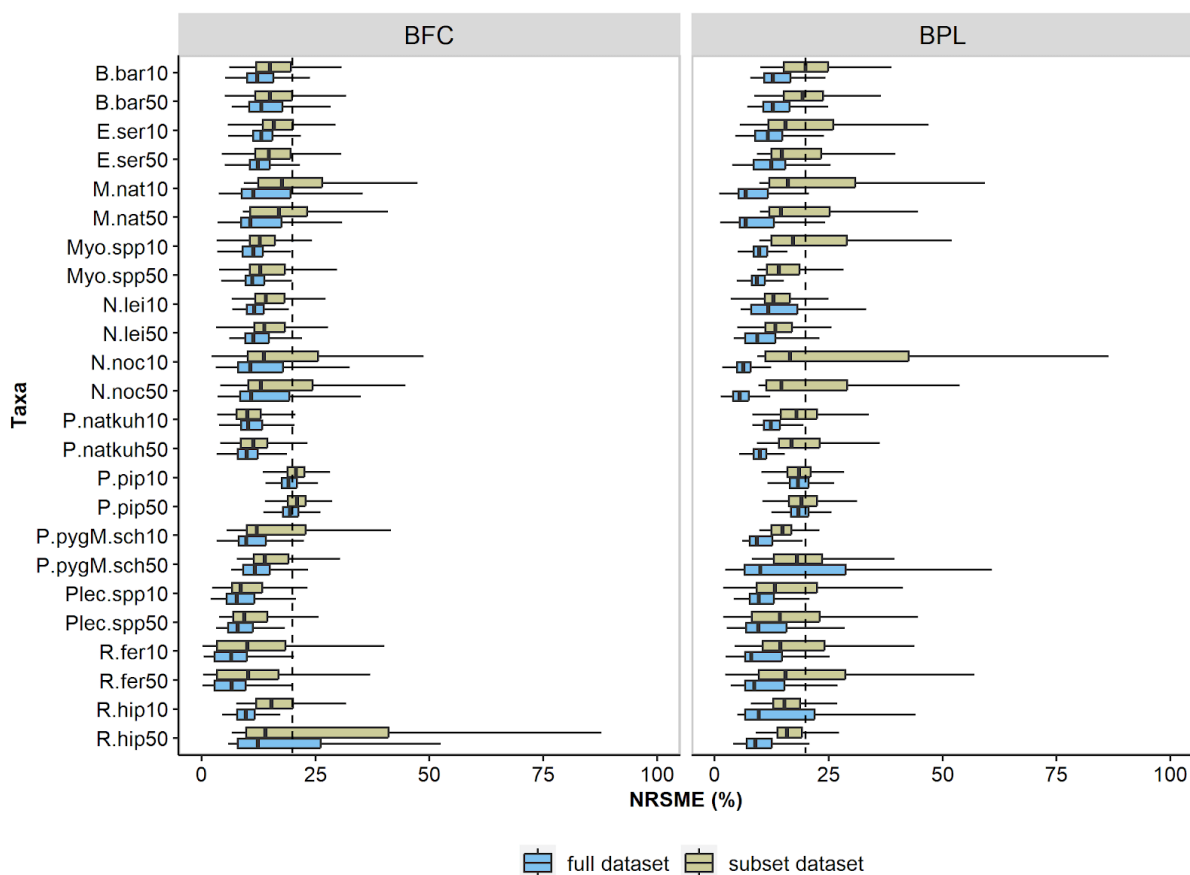


Figure 34. Boxplot des valeurs de NRMSE dérivée d'une procédure de validation croisée itérée 500 fois pour évaluer les performances prédictives des modèles de Random Forest. Les boxplots affichent l'intervalle interquartile (ligne supérieure = 75 % des données ≤ cette valeur ; ligne centrale = médiane ; ligne inférieure = 25 % des données ≤ cette valeur) et les valeurs maximales inférieures et supérieures. Des valeurs NRMSE plus faibles indiquent une meilleure performance, et la ligne en pointillés représente le seuil de 20 % en dessous duquel les modèles sont considérés comme très performants. Les NRMSE ont été calculées pour chaque modèle, c'est-à-dire une par taxon et par région (BFC : Bourgogne-Franche-Comté, BPL : Bretagne-Pays de la Loire) et en considérant deux ensembles de données acoustiques (10 vs 50% de tolérance de risque d'erreur d'identification) et deux ensembles de données spatiales (ensemble complet vs sous-ensemble de données avec des sites spatialement indépendants).

La procédure de sélection des variables (étape 2) a abouti à différentes combinaisons de variables prédictives pour les 12 taxons des deux zones d'étude (Fig. 35). Les variables prédictives les mieux classées, retenues dans plus de 25 % des modèles, comprenaient les variables climatiques, l'indice de pollution sonore et la superficie des terres cultivées à différentes échelles spatiales, la distance par rapport à l'eau et le jour julien. D'autres prédicteurs clés partagés au moins entre quatre taxons comprenaient la quantité de forêts, les petits patches d'éléments ligneux, les zones urbaines ainsi que la densité en rivières à plusieurs échelles spatiales, et la distance aux terres cultivées et aux éoliennes (Fig. 35). Dans l'ensemble, les variables environnementales retenues dans les modèles finaux correspondent à nos hypothèses concernant l'écologie des chauves-souris et leurs réponses aux facteurs de stress anthropogéniques. Par exemple, nos résultats sont en accord avec la littérature ayant démontré que la quantité de terres cultivées dans le paysage était le principal facteur affectant négativement quatre espèces communes de chauves-souris en France. De même, plusieurs études ont démontré que la proximité de ressources telles que les surfaces en eau douce est un facteur clé de l'activité des chauves-souris.

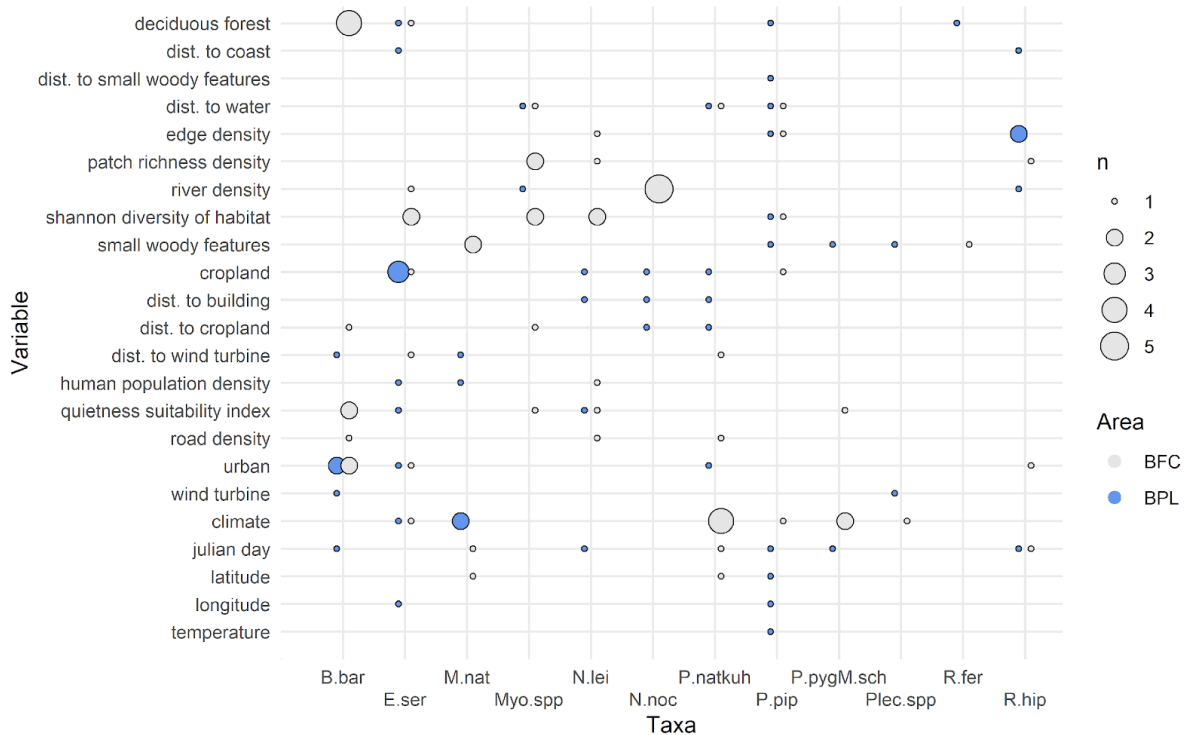


Figure 35. Résumé des variables retenues dans les modèles construits pour 12 taxons de chauves-souris dans les deux zones d'étude (BFC : Bourgogne-Franche-Comté, BPL : Bretagne-Pays de la Loire) en utilisant le jeu de données complet à 50 %. La présence d'un point à l'intersection entre une variable donnée et une espèce donnée signifie que la variable a été retenue dans le modèle final pour cette espèce. La couleur des points indique les deux zones d'étude (gris : BFC, bleu : BPL). La taille des points correspond au nombre d'échelles spatiales retenues pour les variables environnementales et au nombre de variables climatiques sélectionnées pour la variable climatique.

La performance prédictive fiable des modèles, ainsi que les réponses cohérentes des espèces corroborant les résultats de la littérature, viennent donc solidifier le socle de notre méthodologie appuyée sur ces modèles, et permet une interprétation sereine des prédictions et interprétations présentées ci-dessous.

• Résultats et discussion

La comparaison de l'activité prédite des chauves-souris par espèce au niveau des éoliennes dont la construction a été approuvée (étape 4) avec le référentiel standardisé d'activité des chauves-souris (étape 3) a montré qu'une proportion considérable d'éoliennes sera placée dans des zones où les niveaux d'activité des chauves-souris sont élevés ou extrêmement élevés (Fig. 36a). Bien que cette proportion varie selon les espèces, nous avons constaté que moins de 10 % des éoliennes seront placées dans des zones où l'on ne s'attend pas à des niveaux d'activité élevés ou extrêmement élevés de chauves-souris, quel que soit le taxon. À l'opposé, plus de 25 % des éoliennes se trouveront dans des zones d'activité élevée ou extrêmement élevée pour un tiers des espèces de chauves-souris (Fig. 36b). En étudiant plus en détail le schéma spécifique à chaque espèce, nous n'avons pas trouvé de relation significative entre le pourcentage d'éoliennes dans les zones d'activité élevée et extrêmement élevée et l'indice de susceptibilité aux collisions des taxons qui seront affectés par les éoliennes (Fig. 36c). En d'autres termes, les éoliennes seront construites dans des zones de forte activité des chauves-souris, où même les espèces présentant des risques de collision plus élevés devraient être très actives. Si le processus actuel de hiérarchisation des mesures d'atténuation était réellement efficace pour éviter les impacts directs des éoliennes sur les chauves-souris, nous nous serions attendus à observer une proportion beaucoup plus faible d'éoliennes situées dans des zones d'activité élevée ou extrêmement élevée des espèces présentant des risques de collision plus élevés. Ainsi, les résultats de l'approche de modélisation mise en œuvre corroborent ceux de Lintott et al. (2016) qui ont fourni des preuves empiriques que les études d'impacts ne parviennent pas à réduire le risque de collision au Royaume-Uni. Néanmoins, nous reconnaissons que les informations concernant la présence de bridage n'ont pas été fournies et certaines de ces éoliennes en font peut-être l'objet.

Ce cas d'étude met en évidence le besoin crucial d'adopter une approche de modélisation pour dériver des référentiels robustes qui permettront (i) d'aider à la spatialisation et à la cartographie des impacts avant les études écologiques réglementaires au sol et de déterminer si les projets proposés pour le développement se trouvent dans des zones importantes pour la conservation de la biodiversité, et (ii) d'évaluer après la construction si les projets sont conformes au cadre réglementaire. Par exemple, l'ensemble du cadre de modélisation pourrait être mis en œuvre en tant que boîte à outils pour les parties prenantes (par exemple, les consultants et les autorités environnementales) afin de les aider à prévoir les impacts potentiels de futurs projets sur la biodiversité. Cette approche pourrait également permettre d'identifier les éoliennes déjà

implantées dans des zones où l'on prévoit une forte abondance d'espèces et de donner des conseils pour des études ciblées après la construction et la mise en œuvre de mesures de réduction pour les éoliennes implantées dans ces zones. Cette approche se veut complémentaire, et non substitutive, des étapes actuelles de l'évaluation environnementale dans son ensemble lors de la planification des infrastructures d'énergie renouvelable. En effet, si la procédure de modélisation permet de prédire l'abondance moyenne des espèces en fonction des facteurs climatiques et environnementaux, des études écologiques réglementaires sur le terrain seront toujours nécessaires pour saisir les variations de l'abondance des espèces propres au site, qui sont influencées par les caractéristiques uniques de la zone.

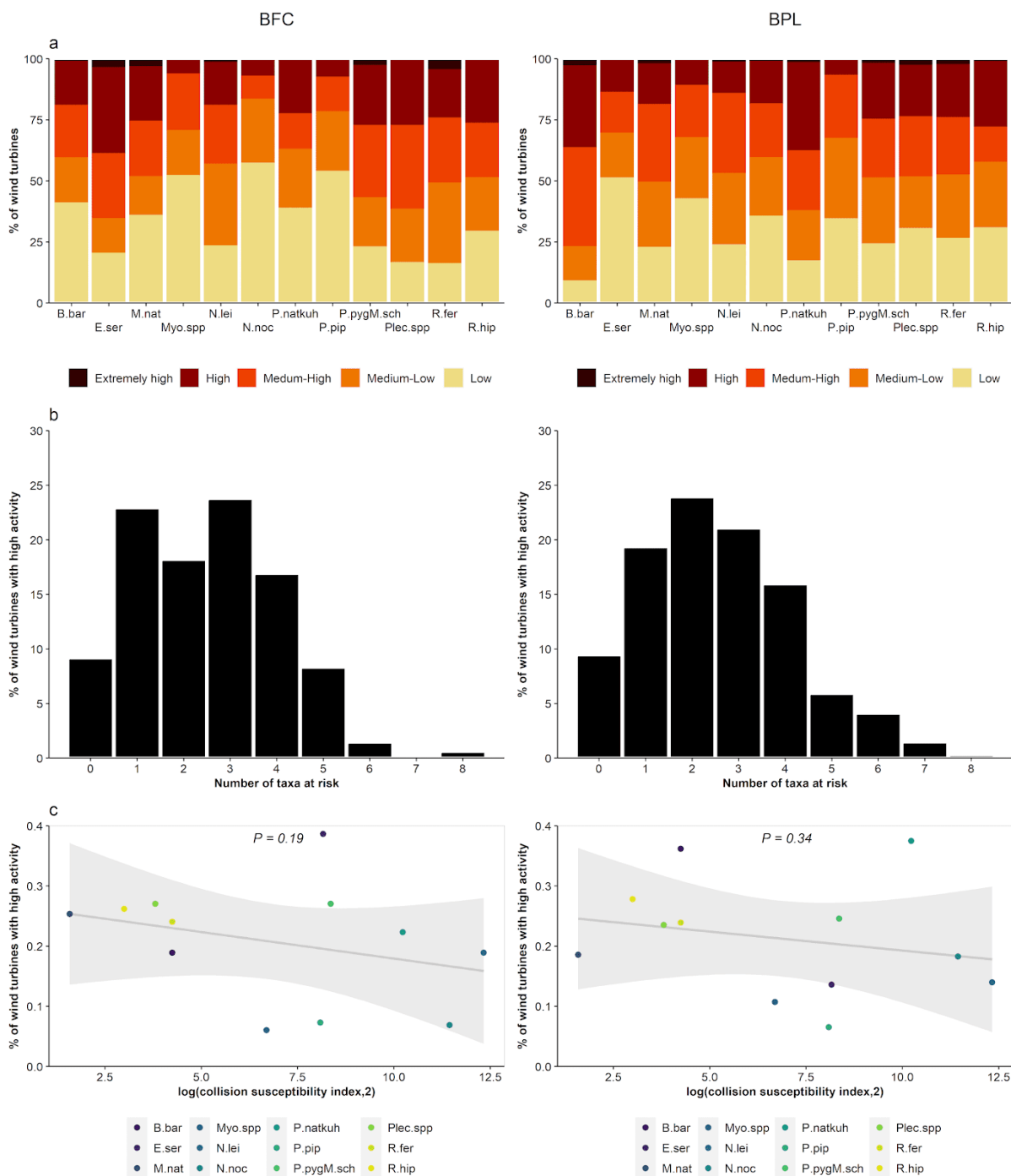


Figure 36. Risques potentiels pour les chauves-souris posés par les éoliennes dont la construction a été approuvée par les autorités dans les deux zones d'étude (BFC : Bourgogne-Franche-Comté, BPL : Bretagne-Pays de la Loire). (a) Diagrammes représentant le pourcentage d'éoliennes qui seront placées dans des zones d'activité faible, moyenne-faible, moyenne-élevée, élevée et extrêmement élevée pour chaque espèce de chauve-souris. (b) Diagrammes montrant le pourcentage d'éoliennes qui seront implantées dans des zones d'activité élevée et extrêmement élevée des chauves-souris en fonction du nombre de taxons qu'elles mettront en danger. (c) Relation entre le pourcentage d'éoliennes ayant une activité élevée et extrêmement élevée et l'indice de susceptibilité aux collisions des espèces.

- **Conclusions**

Ce cadre d'analyse démontre comment les référentiels d'activité modélisés (prédite/attendue) à partir de programmes de science participative à grande échelle et standardisés peuvent être utilisés efficacement pour identifier les sites d'importance potentielle pour la biodiversité menacée par des projets proposés ou construits. La mise en œuvre de l'approche de modélisation proposée dans le cadre de cette étude nous a permis de découvrir que moins de 10 % seulement des éoliennes dont la construction a été approuvée par les autorités seront placées dans des sites peu importants pour l'ensemble des espèces de chauves-souris. En outre, nous avons constaté que les risques posés par les futures éoliennes pour les chauves-souris concernent tous les taxons, y compris les espèces présentant des risques de collision plus élevés. Dans l'ensemble, les résultats de l'étude de cas suggèrent que le processus de mise en application de la séquence ERC en France, et en particulier l'évitement, n'a pas permis d'éviter voire d'identifier les projets ayant des impacts significatifs sur les chauves-souris. L'adoption d'une approche de modélisation dans le cadre de la séquence ERC pour dériver des référentiels robustes semble cruciale pour mieux évaluer les impacts d'un projet avant et après la construction, afin d'atteindre l'ambition d'une absence de perte nette de biodiversité.

Nous avons illustré dans cette étude comment les référentiels permettent d'informer la séquence ERC à travers ses différentes étapes. En plus d'aider à la spatialisation et à la cartographie des impacts pour guider les études réglementaires au sol pré-implantation, l'approche de modélisation proposée permet de normaliser l'interprétation et la contextualisation des données d'activité des chauves-souris. Elle contribue ainsi à une évaluation plus objective des impacts avant et après la construction, ce qui pourrait finalement conduire à une planification des énergies renouvelables plus respectueuse de la biodiversité. La modélisation des référentiels d'activité nécessite une quantité massive de données collectées de manière standardisée et le manque de ces données pourrait donc représenter la principale limite. Cependant, les programmes de suivi long terme et large échelle de la biodiversité sont de plus en plus développés pour un large éventail de taxons dans de nombreux pays du monde entier. Ainsi, la mise en œuvre de cette approche de modélisation dans le contexte de la séquence ERC pourrait devenir une composante courante de l'évaluation environnementale afin de mieux informer la prise de décision dans le cadre du développement de projets d'énergie renouvelable et au-delà. A terme, les étapes de la méthode pourraient être simplifiées et automatiquement traitées par la production de cartes d'activité dans le cadre du projet Cartochiro (financé par l'ADEME), qui pourraient être mises en relation avec le référentiel d'activité

Enfin, il doit être noté que cette étude se restreint à deux régions, les conclusions devraient donc être prise avec précaution en dehors de ces dernières. En revanche, la méthode reste transposable à toute région suffisamment couverte en sites de suivi couvrant de larges gradients des variables anthropogéniques et environnementales utilisées dans cette étude.

4.1.2 Développement méthodologique pour l'anticipation des voies de migration à large échelle

Cette partie repose sur une étude en cours de finalisation qui serait prochainement soumise dans une revue internationale.

- **Contexte**

Dans cette partie un travail méthodologique a été initié par Charlotte Roemer afin d'améliorer l'anticipation des routes de migrations des chiroptères pour leur prise en compte dans la démarche ERC. Les espèces les plus sensibles aux collisions (Noctules, Pipistrelles) sont aussi les plus grandes migratrices, soulevant un enjeu tout particulier à anticiper les voies de migration de ces espèces à large échelle afin d'éviter au maximum les risques de collisions. Cependant les voies de migration restent peu connues, même si nous savons que d'importants mouvements de populations ont lieu dans un axe Espagne/France-Russie/Finlande. De même, les outils de modélisation spatiale ont jusqu'ici très peu été adaptés au cas spécifique des routes de migration et aux spécificités des données de suivi de ce taxon, suivi presque exclusivement basés sur l'acoustique, et les différents biais sous-jacents.

Déduire des routes de migration probables à partir d'outils de modélisation de connectivité tels que les modèles de distribution d'espèces (SDM) est tout à fait possible, mais certains challenges méthodologiques sont à relever. Tout d'abord ces modélisations nécessitent des jeux de données conséquents, dans le cas des chiroptères les données acoustiques standardisés au sein de programmes de suivi spatio-temporel des populations tel que Vigie-chiro s'y prête particulièrement bien. Cependant cette importante quantité de données soulève des limites sur l'identification automatisée et les erreurs qu'elle génère. Ensuite, la véracité des prédictions de SDM en termes d'abondance des espèces est rarement vérifiée par des données empiriques indépendantes. Enfin, les chemins de moindre coût habituellement générés sont rarement vérifiés avec des informations fonctionnelles prouvant leur pertinence, par exemple en montrant que les individus ont effectivement plutôt tendance à se déplacer que se nourrir le long de ces axes de déplacements modélisés.

Pour combler ces faiblesses et afin de produire des cartes de connectivité large échelle, nous proposons ici une méthode permettant étape par étape de contrôler ces différentes sources de biais afin de rendre les cartes finales les plus robustes possibles. Les cartes finales de connectivité ne sont cependant pas présentées car elles sont en cours de construction au moment de l'écriture de ce rapport, et la méthode sera prochainement soumise à évaluation par les pairs.

- **Synthèse de la méthode de production de carte de connectivité large échelle pour la déduction des routes de migration**

Nous avons développé ici une méthode comportant deux étapes de modélisation: la première pour tenir compte de différentes façons des erreurs d'identification des espèces sur les enregistrements acoustiques passifs afin de ne retenir que celle qui produit le meilleur modèle de prédiction de l'abondance au regard de la validation par un jeu de données externe (mais simultanément à l'échelle de la commune et de la date) de capture, la seconde pour modéliser la connectivité et vérifier son bienfondé par une corrélation avec des données comportementales (Fig. 37). Nous proposons ainsi un cadre complet pour prendre en compte l'incertitude des identifications d'espèces afin de modéliser la distribution spatio-temporelle et le mouvement.

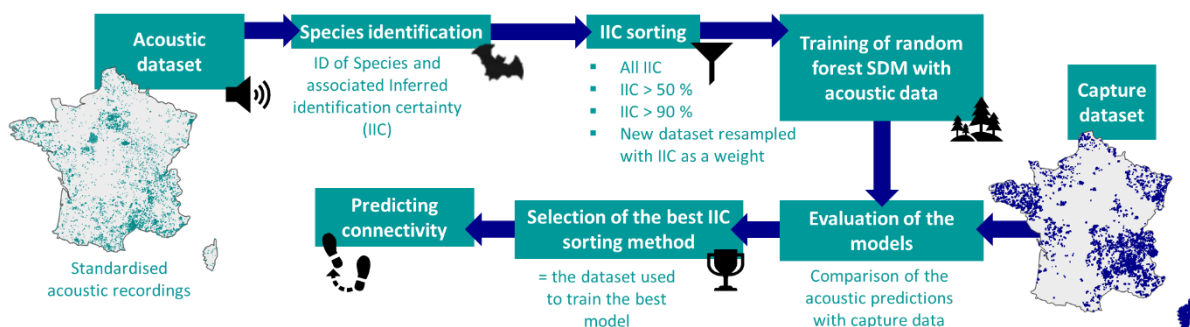


Figure 37. Illustration de la méthode. La carte de gauche représente les sites d'étude et les nuits échantillonnées dans le cadre des suivis acoustiques du programme Vigie-chiro. La carte de droite représente les municipalités échantillonnées dans le cadre du jeu de données de capture utilisé pour validation des modèles de départ.

Spécifiquement, nous avons modélisé l'activité acoustique des chauves-souris à l'aide de nombreuses variables spatio-temporelles en utilisant des modèles de Random Forest. Nous avons réalisé cette modélisation sur la base de différents jeux de données acoustiques qui diffèrent par la méthode pour exclure les données de qualité relativement médiocre (comportant des erreurs d'identification automatisées) : (1) en utilisant le jeu de données brut issu des identifications automatisées sans

aucun filtre ou pondération, (2) en supprimant toutes les données avec une probabilité de classification inférieure à 50 %, (3) en supprimant toutes les données avec une probabilité de classification inférieure à 90 % comme suggéré par Barré et al. (2019), et (4) en utilisant la probabilité de classification comme une pondération comme suggéré par Border et al. (2022). Pour choisir la méthode la plus précise, nous avons comparé les résultats avec des données de capture simultanées de la base de données CACCHI coordonnée par Julie Marmet (MNHN). Pour ce faire, un modèle par espèce et méthode de tri dans les données a été réalisé, en testant la relation entre la proportion de captures d'individus de l'espèce avec la proportion de contacts acoustiques prédits par le Random Forest. Nous avons retenu uniquement les modèles ayant les plus basses valeurs de racine de l'erreur quadratique moyenne.

Une fois que nous avons sélectionné le meilleur modèle Random Forest pour chaque espèce, nous l'avons utilisé pour prédire les chemins de moindre coût au printemps et en automne afin de mettre en évidence les couloirs de migration, c'est-à-dire les couloirs utilisés pour atteindre respectivement les zones d'été et d'hiver. Le printemps a été défini comme les mois de mars, avril et mai tandis que l'automne a été défini comme les mois d'août, septembre et octobre, suivant Wieringa et al. (2021). Les cartes de transition du printemps et de l'automne, qui représentent les coûts des déplacements, ont été construites en sélectionnant la valeur maximale de l'activité acoustique (c'est-à-dire le nombre de passages de chauves-souris par nuit) qu'un pixel pouvait montrer pendant toute la saison du printemps ou de l'automne respectivement, et en utilisant la valeur inverse de ce pixel. Comme les chauves-souris peuvent emprunter des chemins différents selon la période de l'année et que les lieux d'arrivée et de départ peuvent se situer en dehors de la zone d'étude (c'est-à-dire en France), nous avons décidé de calculer les chemins pour de courtes périodes de temps (c'est-à-dire deux semaines) plutôt que pour l'ensemble des saisons de printemps ou d'automne. Tout d'abord, l'activité a été prédite toutes les deux semaines du printemps et de l'automne à l'échelle française en utilisant les modèles SDM Random Forest précédemment construits. Les lieux de départ et d'arrivée ont été définis en isolant les patches d'activité dans lesquels l'activité prédite au début et à la fin de chaque quinzaine respectivement était supérieure à la valeur du quantile à 80 % de l'activité, et en conservant des patches de plus de 100 ha.

Pour prédire les chemins, nous avons utilisé la fonction passage du package `gdistance` dans R pour tracer les chemins entre les lieux de départ et d'arrivée. Cependant, nous avons mis des contraintes sur la distance et la direction pour s'assurer que les chemins étaient réalistes. La distance entre le départ et l'arrivée ne pouvait pas dépasser la distance moyenne parcourue par les chauves-souris par semaine (c'est-à-dire environ 35 km par nuit). La direction principale de migration a été définie comme étant le nord-est au printemps et le sud-ouest en automne et la contrainte sur la direction dépendait de la longueur du chemin, donc plus le chemin est court, plus la tolérance sur la direction est élevée (par exemple, les chemins de 10 km de long peuvent aller dans n'importe quelle direction). Si la direction entre le départ et l'arrivée s'écarte de moins de 90° de la direction principale de la migration, le chemin est conservé. Sinon, pour exclure les chemins irréalistes, nous avons converti les directions entre le départ et l'arrivée de sorte que 0 degré corresponde au nord-est au printemps et au sud-ouest en automne, et nous avons calculé $\log_{10}(\text{direction}^2 * \text{distance} + 1)$. Nous avons utilisé un seuil arbitraire pour distinguer les trajets irréalistes (c'est-à-dire les trajets longs dans la mauvaise direction) des trajets réalistes (c'est-à-dire les trajets courts dans la mauvaise direction et les trajets longs ou courts dans la bonne direction) : tous les trajets donnant lieu à un score de 6,6 ou plus ont été exclus.

Il est possible d'ajuster le paramètre Θ dans la fonction de passage du package, qui est le degré à partir duquel le chemin s'écarte aléatoirement du chemin le plus court. Une valeur de zéro produit un déplacement aléatoire, une valeur de 20 produit des chemins de moindre coût, et les valeurs intermédiaires produisent des chemins les plus courts aléatoires. Pour choisir la valeur qui serait représentative des couloirs de migration, nous avons d'abord obtenu des résultats en utilisant plusieurs valeurs différentes de Θ . Nous avons ensuite évalué la meilleure valeur en comparant les résultats avec une prédiction spatiale du comportement de déplacement basée sur des données acoustiques.

Kerbioui et al. (2018) suggèrent que la durée des séquences acoustiques (c'est-à-dire la durée entre le premier et le dernier cri sans silence) est un prédicteur du comportement de recherche de nourriture par rapport au comportement de déplacement, ainsi les séquences plus longues devraient être associées à des chauves-souris en recherche de nourriture, tandis que les séquences plus courtes devraient être associées à des chauves-souris en déplacement. Nous avons vérifié cette hypothèse en calculant la corrélation entre la durée de séquence et le nombre de tentatives de capture (buzz). Nous avons donc utilisé la durée de séquence comme indicateur du comportement de déplacement affiché sur un site d'étude pour chaque nuit. Pour ce faire, nous avons calculé la corrélation entre la durée moyenne de séquence et la valeur du pixel des cartes de connectivité hebdomadaires sur les lieux et les périodes correspondants où l'activité acoustique a été échantillonnée. Le jeu de données de validation a été établi pour l'année 2022 afin d'éviter d'utiliser les mêmes données que pour l'entraînement du modèle. Nous avons ensuite sélectionné les cartes de connectivité associées à la meilleure corrélation avec la durée de passage des chauves-souris afin de définir la valeur Θ la plus adaptée pour calculer la connectivité pour les chauves-souris migratrices. L'ensemble de ces étapes est résumé dans la figure 38 ci-dessous.

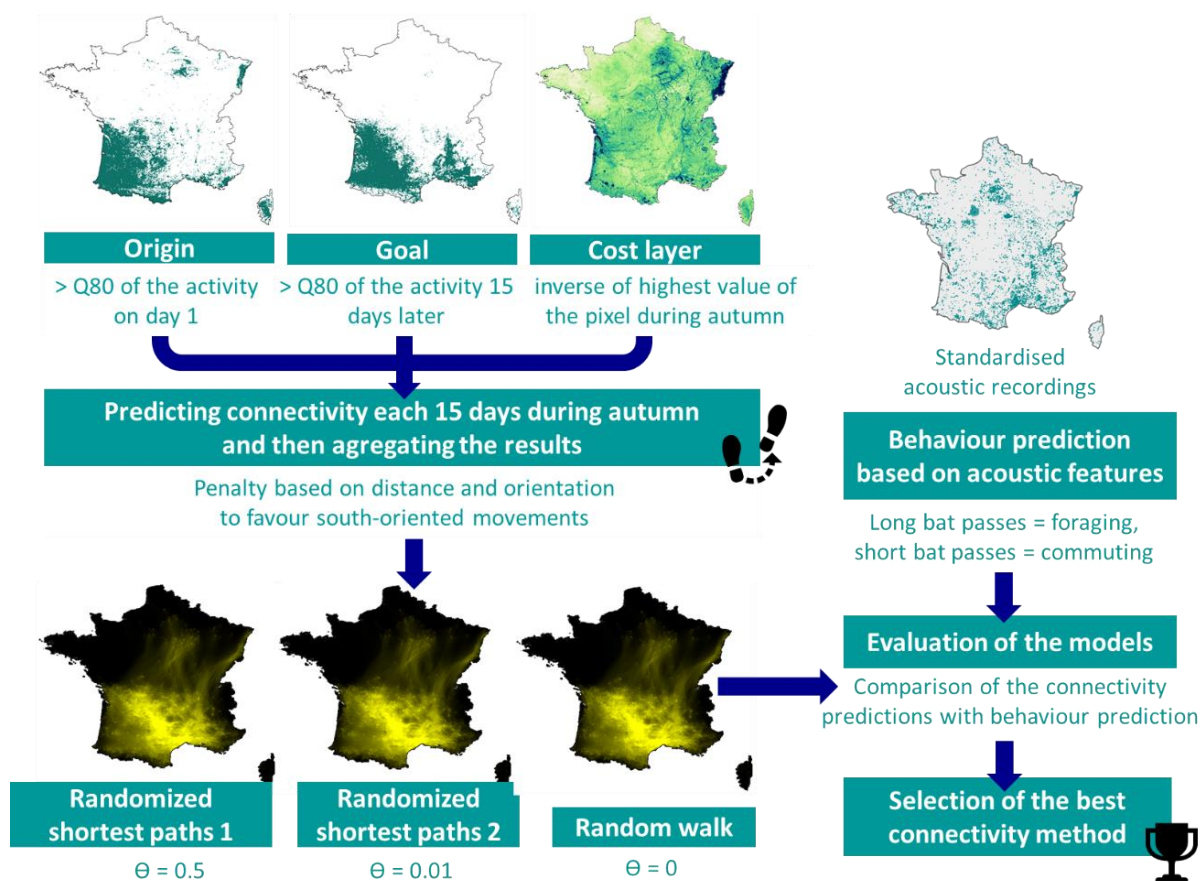


Figure 38. Illustration de la méthode de prédiction de la connectivité (ici un exemple pour l'automne). Trois méthodes de connectivité sont comparées pour sélectionner la meilleure. θ est la constante utilisée comme paramètre dans la fonction de passage du package *gdistance*.

- **Conclusions**

La méthode proposée permettra de produire à large échelle des prédictions de routes de migrations par saison et par espèce afin de guider la planification de l'éolien. La preuve de concept a été réalisée à l'échelle française mais un important travail de récolte de donnée à l'échelle Européenne est en cours par Charlotte Roemer, et permettra d'obtenir des routes de migration à l'échelle des aires de distribution des espèces ou presque si les données le permettent. Dans cette méthode les principaux enjeux étaient de minimiser les biais liés aux erreurs d'identification acoustique et de vérifier sur la base de jeu de données indépendants et pertinents (1) la fiabilité des prédictions d'activité qui sont ensuite utilisées pour déduire les cartes de connectivité, et (2) s'assurer que les routes de migration identifiées sont bien des axes privilégiés pour les déplacements. Par rapport aux développements classiques dans d'autres contextes utilisant ces mêmes outils, ce développement apporte donc des garanties supplémentaires sur la fiabilité des chemins de déplacement identifiés.

Encadré 6

A RETENIR SUR L'ÉVALUATION DES ENJEUX SUR LES SITES D'IMPLANTATION A VENIR OU AUTORISÉS

1) A partir de référentiels d'activité large échelle pour définir le niveau d'enjeu sur un site

- Développement d'une méthode reproductible basée sur des données acoustiques standardisés long terme et large échelle permettant de caractériser l'importance d'un site par rapport à un référentiel afin d'informer les processus de prise de décision aux différents stades de la séquence ERC ;
- Ce cadre d'analyse démontre comment les référentiels d'activité modélisés à partir de programmes de science participative à grande échelle et standardisés peuvent être utilisés efficacement pour identifier les sites d'importance potentielle pour la biodiversité menacée par des projets proposés ou construits ;
- Dans 90% des cas les éoliennes dont la construction a été approuvée par les autorités seront placées dans des sites avec une activité très forte d'au moins une espèce ;
- Les risques posés par les futures éoliennes pour les chauves-souris concernent tous les taxons, y compris les espèces présentant des risques de collision plus élevés ;
- L'adoption d'une approche de modélisation dans le cadre de la séquence ERC pour dériver des référentiels robustes semble cruciale pour mieux évaluer les impacts d'un projet avant et après la construction ;
- En plus d'aider à la spatialisation et à la cartographie des impacts pour guider les études réglementaires au sol pré-implantation, l'approche de modélisation proposée permet de standardiser l'interprétation et la contextualisation des données d'activité des chauves-souris dans le cadre des études ;
- Cette approche de modélisation dans le contexte de la séquence ERC pourrait devenir une composante courante de l'évaluation environnementale afin de mieux informer la prise de décision dans le cadre du développement de projets d'énergie renouvelable et au-delà.

2) A partir de modélisation large échelle de la connectivité pour éviter les routes de migration

- Proposition d'une méthode innovante et reproductible basée uniquement sur des données acoustiques participatives ;
- Dans cette méthode les principaux enjeux étaient de minimiser les biais liés aux erreurs d'identification acoustique et de vérifier sur la base de jeu de données indépendants et pertinents (1) la fiabilité des prédictions d'activité qui sont ensuite utilisées pour déduire les cartes de connectivité, et (2) s'assurer que les routes de migration identifiées sont bien des axes de déplacement plus que de nourrissage ;
- Par rapport aux développements classiques dans d'autres contextes utilisant ces mêmes outils, ce développement apporte donc des garanties supplémentaires sur la fiabilité des chemins de déplacement identifiés, et modélise pour la première fois les déplacements saisonniers à large échelle ;
- La méthode proposée permettra de produire à large échelle des prédictions de routes de migrations par saison et par espèce afin de guider la planification de l'éolien ;
- La preuve de concept a été réalisée à l'échelle française mais un important travail de récolte de donnée à l'échelle Européenne est en cours, et permettra d'obtenir des routes de migration à l'échelle des aires de distribution des espèces ou presque si les données le permettent.

4.1.3 Optimisation de l'évitement et de la réduction des impacts en lien avec le contexte paysager, les conditions météorologiques et les caractéristiques des parcs éoliens

Cette partie se concentrera cette fois-ci sur les méthodes d'évitement et de réduction des impacts non plus sur la base de méthodes de modélisation pour prédire les zones à éviter comme précédemment présenté, mais en lien direct avec les caractéristiques des paysages, les conditions météorologiques et les caractéristiques des parcs éoliens. Cette partie se propose donc d'être complémentaire aux précédentes en apportant des conclusions concrètes sur par exemple les configurations paysagères à éviter, tandis que les parties précédentes proposent des outils pour caractériser à très large échelle les grands types de configurations où le risque d'impact est le plus fort. Ces conclusions se veulent donc complémentaires aux précédentes en se déclinant de façon plus spécifique et contextualisée, les parties 4.1.1 et 4.1.2 permettant un cadrage général de zones géographiques à cibler/éviter, et les parties qui suivent d'affiner localement en optimisant la localisation des éoliennes.

4.1.3.1 Optimisation de l'évitement et de la réduction des impacts en lien avec la distance aux lisières arborées

Cette partie repose sur des résultats publiés :

Leroux C, Kerbirou C, Le Viol I, Valet N, Barré K. 2022 Distance to hedgerows drives local repulsion and attraction of wind turbines on bats: Implications for spatial siting. *Journal of Applied Ecology*. 59, 2142–2153. (<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.14227>)

Barré K, Froidevaux JSP, Leroux C, Mariton L, Fritze M, Kerbirou C, Le Viol I, Bas Y, Roemer C. 2022 Over a decade of failure to implement UNEP/EUROBATS guidelines in wind energy planning: A call for action. *Conservation Science and Practice*. e12805. (<https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/csp2.12805>)

- **Recommandations d'implantation des éoliennes par rapport aux lisières arborées**

La partie 2.3.1 en début de rapport traite déjà de cette partie, nous rappelons donc juste les conclusions de cette première étude amenant à des recommandations opérationnelles en lien avec la séquence ERC. Cette étude fournit des preuves empiriques que les éoliennes situées à proximité des lisières arborées répulsent fortement les chauves-souris, alors que les éoliennes situées plus loin dans des zones ouvertes pourraient les attirer. Les risques accrus de collisions et de pertes d'habitats près des lisières renforcent l'importance de maintenir les éoliennes à une distance suffisante des lisières boisées (par exemple 200 m comme le recommandent les lignes directrices d'EUROBATS). Les résultats de l'étude, suggèrent que les phénomènes d'attraction des éoliennes sur les chauves-souris peuvent se produire jusqu'à une distance de 100m des haies, mais étant donné que cette étude a traité les distances en catégories très larges, il serait nécessaire d'affiner ces classes afin de produire une recommandation précise de distance d'implantation aux lisières arborées limitant l'attraction. Globalement, en dessous de 100m d'une lisière, la répulsion et l'attraction coexistent, l'une ou l'autre étant prédominante en fonction de la distance à la lisière. Il est donc nécessaire d'éloigner les éoliennes des haies, comme préconisé par les recommandations Eurobats.

Néanmoins, de précédentes études évaluant cette fois-ci l'activité des chiroptères sur des habitats favorables situés à différentes distances des éoliennes et non pas au niveau d'éoliennes situées à différentes distances d'habitats favorables, montrent aussi que les éoliennes ont un pouvoir répulsif sur les habitats de proximité jusqu'au moins 1km (Fig. 18B). Ainsi, pour limiter ces deux types d'impacts, il faudra *a minima* respecter les préconisations EUROBATS (200 m) et si possible éloigner les éoliennes à au moins 1 km des lisières arborées.

- **Identification des causes probables de l'irrespect des recommandations EUROBATS**

L'accord UNEP/EUROBATS (ratifié par 37 pays européens) a publié en 2008 une recommandation relative à l'implantation des éoliennes, celles-ci devant être situées à au moins 200 m de toute lisière boisée pour diminuer les risques de mortalité des chauves-souris. Cependant, 14 ans plus tard, nous ne savons toujours pas dans quelle mesure cette recommandation internationale avait été appliquée en Europe.

Nous avons donc évalué les distances d'implantation entre les lisières boisées et les éoliennes pour les 3 plus grands producteurs d'énergie éolienne signataire des recommandations UNEP/EUROBATS : le Royaume-Uni, l'Allemagne et la France. En France le calcul des distances a été réalisé de façon automatisée sur la base des couches à jour de localisation des éoliennes et de couches SIG haute résolution des lisières arborées. Pour les deux autres pays les distances ont été calculées manuellement sur SIG en raison de l'absence de couches SIG aussi précises qu'en France, à partir d'orthophotographies, et sur un échantillon aléatoire d'un grand nombre d'éoliennes en raison du temps de mesure manuelle.

Nous montrons que 61%, 78% et 56% des éoliennes installées au Royaume-Uni, en Allemagne et en France, respectivement, n'étaient pas conformes aux lignes directrices UNEP/EUROBATS depuis leur publication (Fig. 39), et ce sans amélioration au cours du temps (Fig. 40).

Nous avons identifié les causes probables de ces résultats et fourni des recommandations pratiques clés pour atteindre la conformité aux lignes directrices UNEP/EUROBATS, telles que l'amélioration : (i) de l'inclusion explicite des recommandations dans les textes réglementaires, (ii) du transfert d'information vers les autorités environnementales (ce qui concerne même plus généralement l'ensemble de la connaissance scientifique), et (iii) de la planification stratégique, documentée, des zones appropriées au développement des éoliennes. Ce dernier point est d'autant plus pertinent que des outils prédictifs large échelle d'anticipation des zones de moindre impact existent, dont deux d'entre eux sont présentés en parties 4.1.1 et 4.1.2 ci-dessus.

De plus amples détails méthodologiques et de discussion sont disponibles dans le contenu de cet article publié dont le lien est annoncé en préambule de cette partie, ainsi que dans une traduction française de la publication réalisée par la DREAL Hauts-de-France (<https://www.hauts-de-france.developpement-durable.gouv.fr/?Eolien-Appel-a-l-action-pour-l-application-des-lignes-directrices-du-PNUE-EUROBATS>).

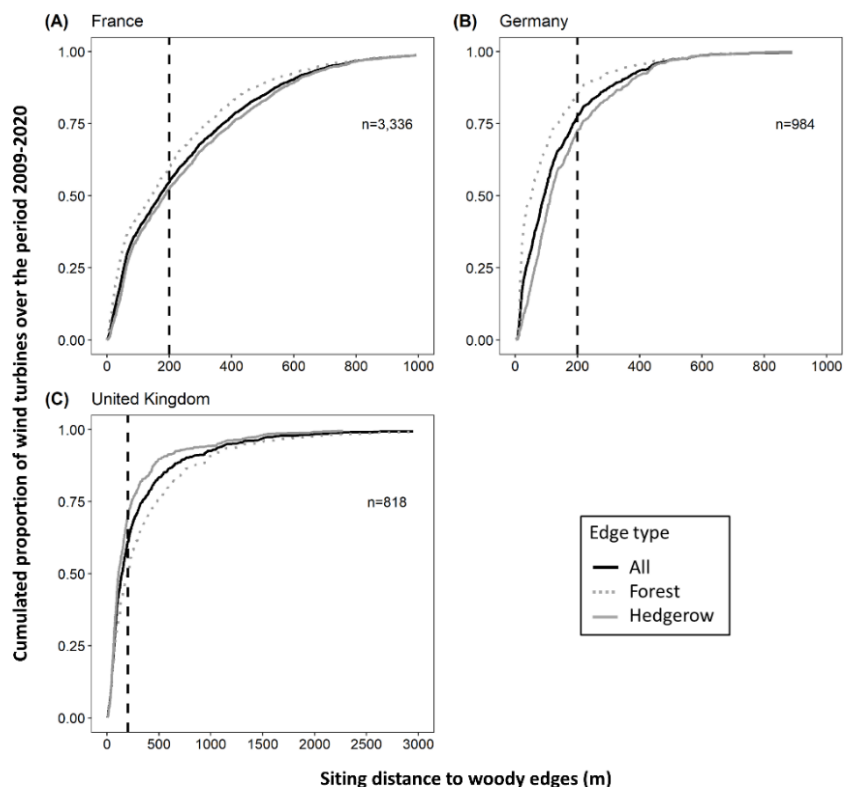


Figure 39 Proportion cumulée d'éoliennes en fonctionnement depuis 2009 en relation avec la distance d'implantation par rapport aux lisières boisées en (a) France, (b) Allemagne, et (c) Royaume-Uni. Les lignes verticales noires en pointillés représentent la distance minimale d'implantation des éoliennes par rapport aux lisières boisées selon les lignes directrices UNEP/ EUROBATS (c'est-à-dire 200 m).

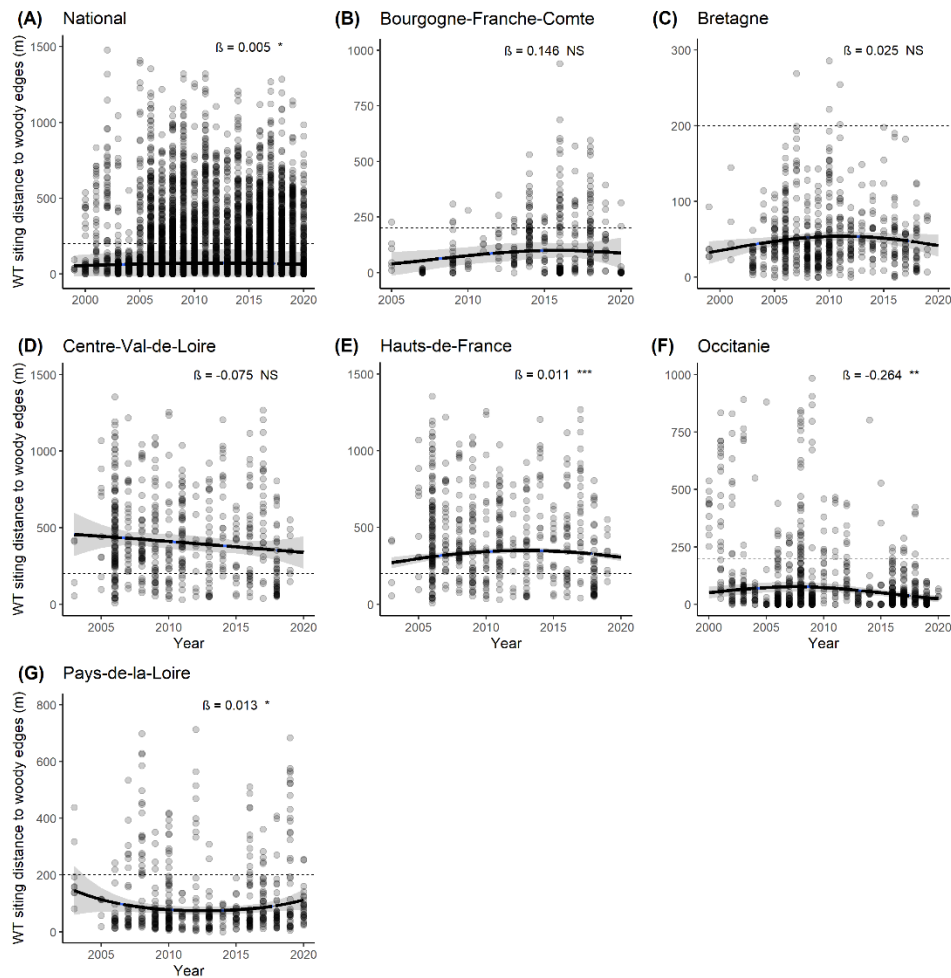


Figure 40. Distance d’implantation des éoliennes françaises aux lisières boisées au cours du temps.

4.1.3.2 Optimisation de l’évitement et de la réduction des impacts en lien avec les caractéristiques des parcs et des éoliennes

Cette partie repose sur deux études dont une en cours d’évaluation :

Leroux C, Le Viol I, Valet N, Kerbiriou C, Barré K. Disentangling mechanisms responsible for wind energy effects on European bats. *Journal of Environmental Management*, 346, 118987.

Leroux C, Barré K, Valet N, Le Viol I, Kerbiriou C. Airflow disruption by wind turbines alters bat distribution at the landscape scale. *Soumis dans Plos One*

Et sur des résultats préliminaires nécessitant des analyses complémentaires et une validation (balisage lumineux).

Cette partie de recherche action est directement traitée par les parties 2.3.2 et 2.3.3 en première partie de rapport, nous rappelons ici les principales conclusions ayant des répercussions opérationnelles en termes de prise en compte des caractéristiques des parcs et des éoliennes dans la mise en œuvre de la séquence ERC.

À l’échelle du paysage, les études suggèrent qu’une attention particulière devrait être accordée à densifier le moins possible les éoliennes. À l’échelle locale, les résultats soulignent la nécessité de placer les éoliennes loin des habitats favorables, comme le recommandent les lignes directrices d’EUROBATS (Rodrigues et al., 2015), et de préférence pas entre les habitats favorables pour les chauves-souris et les vents dominants, afin d’éviter d’exposer ces habitats à la zone de sillage (turbulences) générée par les pales en mouvement. Les résultats suggèrent également d’augmenter la garde au sol et de diminuer le diamètre du rotor autant que possible, afin d’éviter d’exacerber les phénomènes d’attraction et de répulsion. Également, les réactions des chauves-souris peuvent se produire soit dans des classes de vitesse de vent spécifiques uniquement, soit indépendamment, soulignant l’importance de prendre en compte les conditions de vent pour examiner les réponses en vue d’élaborer des schémas de réduction des impacts. Ces résultats appellent plus généralement à la prise en compte de tous ces facteurs lors de l’évaluation de la durabilité écologique des futurs parcs éoliens. Enfin, ces études montrent également que le balisage lumineux des éoliennes est un facteur supplémentaire expliquant les effets des éoliennes sur les chauves-souris, et

que sa réduction via des systèmes intelligents de détection des avions type ADLS (~5% du temps au lieu de 100%) pourrait permettre de réduire une partie des impacts.

4.1.3.3 Optimisation de la réduction des impacts en lien avec les variables temporelles et météorologiques

Cette partie repose sur des résultats publiés :

Barré K, Froidevaux JSP, Sotillo A, Roemer C, Kerbiriou C. 2023 Drivers of bat activity at wind turbines advocate for mitigating bat exposure using multicriteria algorithm-based curtailment. *Science of the Total Environment*. 866, 161404. (<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161404>)

Tout comme les parties précédentes, cette partie découle des conclusions de la partie 2.1 en début de rapport proposant une stratégie de bridage optimisée dont l'efficacité est scientifiquement évaluée. Les analyses de ce chapitre montrent qu'utiliser les équations de modèles multifactoriels pour prédire l'activité attendue et brider les éoliennes sur un seuil donné d'activité prédite est largement plus efficace que les bridages conventionnels consistant en une addition d'un seuil de vent et de température. En effet, à perte de production équivalente, la méthode de bridage basée sur les algorithmes protégera une part beaucoup plus importante de l'activité en nacelle dans le volume à risque de collision. Cette démonstration, dont le principe est déjà généralisé en Allemagne via l'outil Probat³ de la société OekoFor et dont l'efficacité est appuyée de publications scientifiques (Behr et al., 2017 ; Korner-Nievergelt et al., 2013), devrait désormais inciter à généraliser des outils de bridage sophistiqués basés sur des algorithmes tels que Probat OekoFor ou provenant de notre étude, ou incluant des critères d'activité en temps réel tel que l'outil américain TIMR (Turbine Integrated Mortality Reduction) ayant prouvé une efficacité apparemment comparable (Rabie et al., 2022). Au regard des synthèses et méta-analyses publiées récemment, nous savons également que le bridage conventionnel n'a a priori jamais une efficacité de 100%, cette dernière étant par ailleurs très variables, renforçant l'intérêt de généraliser les bridages intelligents (Adams et al., 2021 ; Whitby et al., 2021).

Les résultats de ce chapitre soulignent la nécessité de considérer l'ensemble des paramètres clés (paysage, météo, date, heure) pour la définition de stratégies de bridage. Les courbes cumulées d'activité restante en lien avec les conditions climatiques explicitent particulièrement bien les limites du bridage conventionnel basé sur des seuils : des seuils relativement restrictifs pourront être loin de protéger l'ensemble de l'activité du risque de collision, et le degré de protection d'un seuil donné variera énormément d'une guilde à l'autre par exemple pour les LRE qui seront beaucoup plus résistants aux vents forts et basses températures. De plus, ce type de bridage conventionnel basé sur des seuils uniquement additifs pourra difficilement protéger l'entièreté de l'activité, et surtout arrêtera inutilement les éoliennes dans des combinaisons de facteurs météorologiques où l'espèce est peu/pas active (zones violettes à l'intérieur du carré rouge sur la figure 41), tandis qu'un algorithme sera capable d'arrêter l'éolienne de sorte à protéger au moins 95% de l'activité par exemple (zones délimitées en blanc sur la figure 41) et laissera tourner l'éolienne quand des combinaisons spécifiques de conditions (pourtant au cœur de la zone de bridage conventionnelle) ne permettent pas une activité suffisante des chauves-souris (Fig. 41).

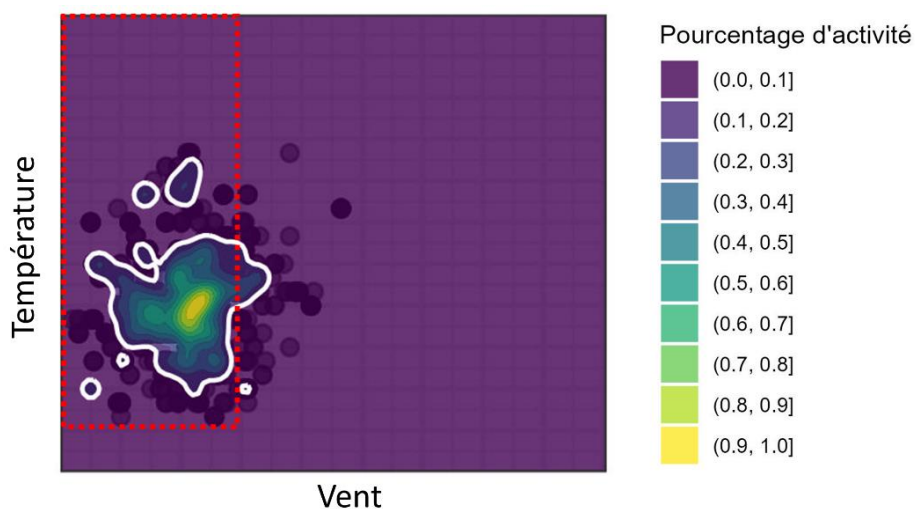


Figure 41. Représentation du pourcentage d'activité couvert par chaque combinaison de température et de vent sur un exemple de site anonymisé suivi en nacelle, en prenant l'exemple de la Noctule commune. Le carré rouge montre la zone dans laquelle un bridage conventionnel classique combinant un seuil de vent < 6m/s et de température > 13°C arrêterait l'éolienne. Les contours blancs dessinent 95% de l'activité.

³ https://oekofo.netlify.app/en/portfolio/probat_en/

4.1.4 Compensation des impacts

4.1.4.1 Au sujet de la mortalité

Plusieurs limites empêchent d'énoncer des possibilités de compensation quantifiée de la mortalité dans ce rapport. Tout d'abord la mortalité réelle par an et par éolienne reste non quantifiée en raison d'un accès aux données et de la nécessité de résoudre des challenges méthodologiques liés à la persistance des cadavres comme expliqué en partie 2.2. Ensuite, le lien exact entre la démographie des espèces et la quantité d'habitats pouvant servir de mesure compensatoire, tout en tenant compte du temps pour que l'habitat arrive à maturité et des échelles de considération requises en fonction des limites spatiales de la population visée, reste inconnu.

Malgré ces limites, des mesures d'accompagnement peuvent d'ores et déjà être mises en place de façon préventive dans la mesure où les facteurs positifs pour les populations de chiroptères sont très bien connus. On sait par exemple que certaines espèces possèdent des colonies avec d'autant plus d'individus que la proportion de prairies et la densité en haies sont élevées, parfois même jusqu'à atteindre un équilibre en termes de densité dépendance (Froidevaux et al., 2017). Beaucoup d'autres facteurs sont très bien identifiés dans la littérature comme bénéfiques aux populations de chauves-souris au sens large, telles que l'hétérogénéité compositionnelle et configurationnelle du paysage, la quantité de forêts et de lisières arborées, la densité du réseau hydrographique, etc. D'autres facteurs relatifs à la gestion des éléments paysagers sont aussi très connus tels que la gestion des haies (Froidevaux et al., 2019) ou encore les pratiques agricoles (Barré et al., 2018). L'objectif de ce rapport n'étant pas de faire une synthèse d'après la littérature de l'ensemble des mesures de compensation possibles, constituant un important travail à part entière, cette liste reste donc très superficielle et non exhaustive, et des recherches approfondies seront nécessaires de la part des structures en charge des études pour optimiser ces cas de mesure d'accompagnement. Il est néanmoins à noter qu'une méthode a été récemment proposée pour calculer des équivalences écologiques entre mesures permettant une grande adaptabilité de la compensation à divers contextes ayant leurs propres freins et leviers (voir Millon et al., 2021).

4.1.4.2 Au sujet de la perte d'habitat

Cette partie repose sur une étude en cours d'évaluation :

Sotillo A, Barré K, Bas Y, Le Viol I, Kerbiriou C. Context-dependent effects of wind turbines on bats in agricultural landscapes. *Etude prête à être soumise dans une revue internationale.*

- **Contexte**

La variation des effets des éoliennes en lien avec les différentes formes de compositions paysagères et assolements, et les implications pour la compensation, reste peu étudiée. Dans ce cadre Alejandro Sotillo a mobilisé le jeu de données Vigie-chiro sur l'ensemble de la France métropolitaine de 2014 à 2020, en se concentrant sur le contexte agricole (Fig. 42) pour évaluer :

- (i) L'impact à large échelle des éoliennes sur les niveaux d'activité de chasse des chiroptères, relatif au degré d'homogénéisation du paysage agricole. Ce degré d'homogénéisation a été traité en utilisant la taille médiane des parcelles, la densité en lisières boisées, et la diversité des usages du sol dans le territoire environnant les points d'écoute, tout en tenant compte de la couverture agricole totale. Nous avons testé l'hypothèse que la présence d'éoliennes induit une perte d'activité d'autant plus forte que le paysage est hétérogène, c'est-à-dire des impacts plus importants dans les zones moins affectées par l'homogénéisation du paysage et donc plus favorables aux chauves-souris. L'interaction entre les effets des éoliennes et l'occupation du sol est une composante importante de cette partie dont les résultats alimenteront directement la partie 4.2 ci-dessous sur les effets cumulés.
- (ii) L'impact relatif à d'autres variables paysagères et météorologiques. Tenant compte des effets rapportés dans des études précédentes, nous avons évalué l'influence des variables suivantes sur l'activité de chasse des chauves-souris : densité de routes, densité de cours d'eau, température, précipitation et vitesse du vent. L'effet des changements dans le comportement au long de la saison estivale (phénologie) est pris en compte sous la forme d'une variable représentant la date. En général, une réponse positive était attendue à la densité d'éléments linéaires (routes et cours d'eau), ainsi qu'à la température, et une réponse négative était attendue aux précipitations pendant la nuit.

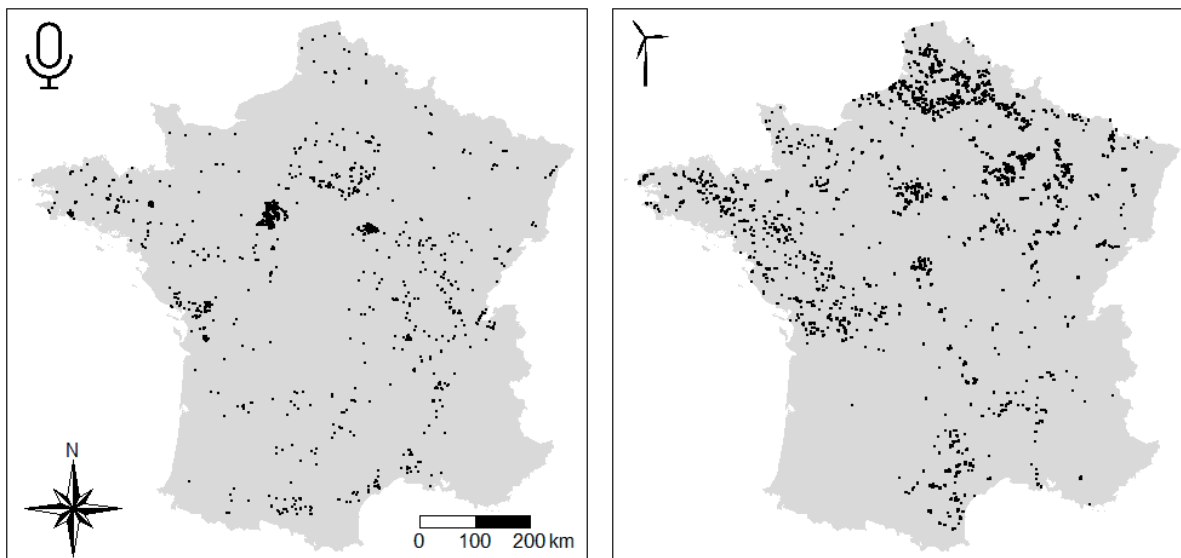
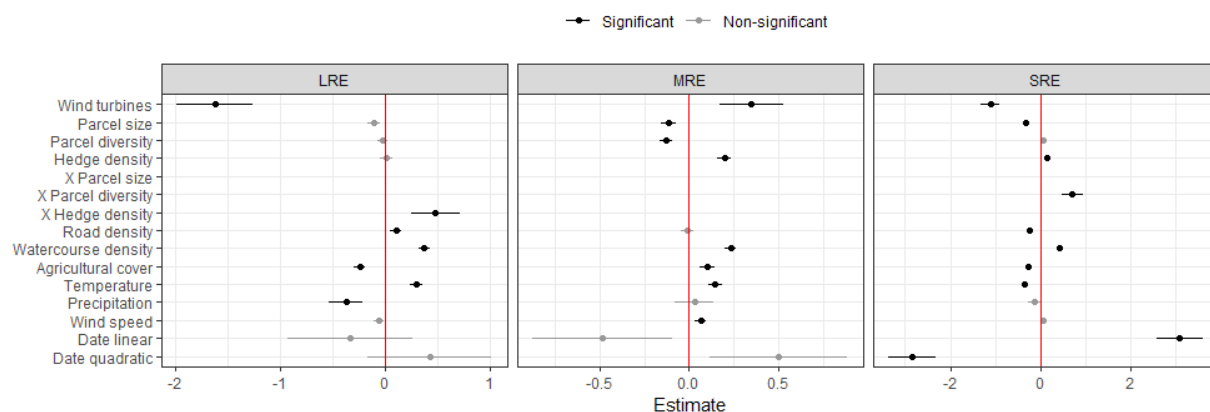


Figure 42. Distribution des 993 points d'échantillonnage acoustique sélectionnés dans des zones agricoles (GAUCHE) et des éoliennes (à la dernière date d'échantillonnage acoustique, DROITE) en France.

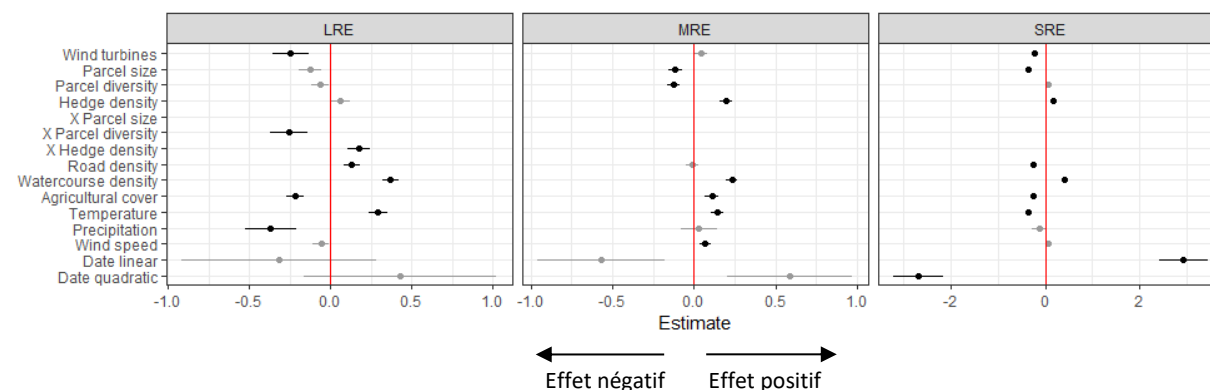
- **Résultats et discussion**

Les résultats révèlent que la présence d'éoliennes dans le paysage a un effet sur l'activité de chasse de l'ensemble des guildes de chauve-souris : effet négatif sur les Echolocateurs à longue portée (LRE), positif sur les Echolocateurs à moyenne portée (MRE), et négatif sur les Echolocateurs à courte portée (SRE ; Fig. 43). Ces effets se manifestent le plus clairement à des échelles spatiales différentes selon la guildes : dans un rayon de 1.5 Km pour les LRE et MRE, et de 3 Km pour les SRE. Le nombre d'éoliennes montre des résultats similaires avec un effet négatif sur les LRE et SRE, s'exprimant respectivement dans un rayon de 2 et 3.5 km.

A) En considérant la variable éolienne comme une distance à l'éolienne



B) En considérant la variable éolienne comme un nombre d'éolienne dans le rayon

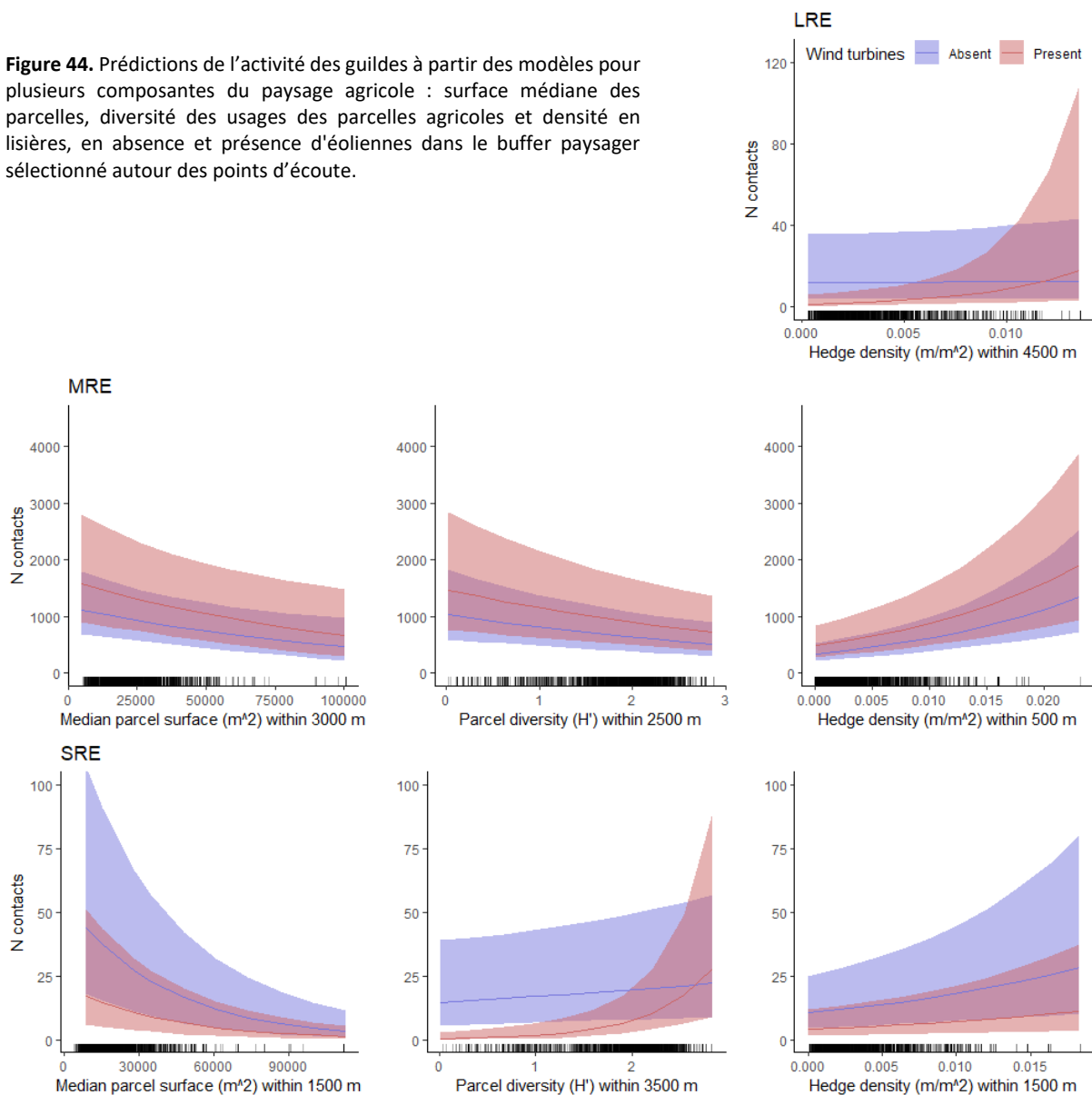


← **Figure 43.** Estimations des coefficients des modèles statistiques déclinés par guildes (LRE, MRE, SRE) pour les modèles incluant la variable éolienne en présence/absence d'éolienne (A) et comme un nombre d'éoliennes dans un rayon donné (B). Les effets d'interaction entre l'effet de présence d'éoliennes et les composantes du paysage agricole sont représentés par "X nom de la composante du paysage". Seules les interactions significatives sont représentées.

Les LRE (espèces de haut vol incluant les Noctules, Sérotines et le Molosse de Cestoni) ne présentent pas de réponses aux variables agricoles (taille et diversité des parcelles, densité de haies), mais ont tendance à être moins actifs dans les paysages à plus grande couverture agricole. Cependant cette guildes répond à la densité en lisières arborées en fonction du contexte éolien. Spécifiquement, en présence d'éolienne l'activité augmente avec la densité en lisières tandis que cela semble moins le cas en absence d'éoliennes, suggérant que la densité en lisières joue un rôle de compensation des effets répulsifs des éoliennes sur cette guildes (Figs. 43 et 44). Leurs réponses aux autres variables paysagères et météorologiques sont conformes à ce qui était attendu.

Ensuite, l'activité de chasse des MRE et SRE répond effectivement au degré d'homogénéisation du paysage agricole avec une préférence pour les parcelles plus petites, plus diversifiées et avec plus de lisières boisées. Cependant, et comme pour les LRE, ces réponses entrent en interaction avec l'effet de la présence d'éoliennes (Figs. 43 et 44). En particulier, le bénéfice apporté par un paysage de meilleure qualité à la guildes MRE semble plus important en présence d'éoliennes (Fig. 44). Cet effet peut être interprété comme un effet additif entre une attraction aux éoliennes sur cette guildes et l'effet positif d'un paysage de meilleure qualité (Fig. 43A). En ce qui concerne les SRE, les interactions montrent que quelque-soit la taille des parcelles et la densité en lisières arborées la présence d'éolienne joue un rôle négatif constant, mais ils présentent également une interaction plus complexe entre la présence d'éoliennes et la diversité des parcelles (Fig. 44). En effet, en présence d'éoliennes l'activité augmente avec l'augmentation de la diversité en parcelles tandis que cela semble moins le cas en absence d'éolienne. Ceci suggère que la diversité en parcelles joue un rôle de compensation des effets répulsifs des éoliennes sur cette guildes (Fig. 44).

Figure 44. Prédiction de l'activité des guildes à partir des modèles pour plusieurs composantes du paysage agricole : surface médiane des parcelles, diversité des usages des parcelles agricoles et densité en lisières, en absence et présence d'éoliennes dans le buffer paysager sélectionné autour des points d'écoute.



- **Conclusions**

La diversité écologique des chauves-souris, ici réduite à trois groupes hétérogènes pour des raisons de clarté et puissance d'analyse, comporte une complexité dans leur réponse aux différentes composantes du paysage en contexte rural. Etant donnée la diversité des interactions entre la présence d'éoliennes et l'occupation du sol, les critères pour compenser cet impact varient entre les guildes. Ainsi, tandis que des augmentations de la diversité de cultures et usages agricoles ou de la densité en lisières arborées peuvent s'avérer compensatoires pour les SRE et LRE, respectivement, elles n'ont pas d'effet sur les MRE. Dans le cas des MRE, les résultats montrent même que l'augmentation de la qualité du paysage ne fait qu'accroître en présence d'éoliennes l'abondance de cette guildes, avec les risques de collision probables associés, questionnant ainsi la nécessité d'un renforcement du bridage dans ce type de contexte.

Pris ensemble, ces résultats suggèrent que, dans le cas des espèces faisant l'objet de répulsion (ici LRE et SRE), l'augmentation de la densité en lisières arborées et de la diversité des parcelles pourraient réduire ou compenser le pouvoir répulsif des éoliennes. Cependant, ces recommandations sont à interpréter avec prudence dans la mesure où cette étude ne mesure pas les conséquences de ce type de réduction ou compensation sur le risque de collision. En effet, si une densité en lisières arborées permet de compenser l'effet répulsif des éoliennes en retrouvant un niveau d'activité normal, dans certaines configurations, et notamment en cas de trop forte proximité aux éoliennes, cette densification en éoliennes peut probablement augmenter localement le risque de collision. Enfin, étant donnée la nature additive de l'effet attractif des éoliennes sur les MRE et de l'augmentation de la qualité du paysage, les résultats incitent pour cette guildes à implanter les éoliennes dans les paysages de la moins bonne qualité possible afin de limiter au maximum les phénomènes d'attraction.

Certains résultats peuvent paraître contradictoires mais pourraient être associés en considérant l'un plutôt que l'autre en fonction de l'échelle de considération autour du site d'implantation. Par exemple, un effort « local » pourrait être fait pour implanter les éoliennes dans des secteurs de moindre intérêt pour les chauves-souris, c'est-à-dire de grandes parcelles peu diversifiées et sans lisières dans un rayon de 2-3km, et envisager une compensation « paysagère » avec une densification des lisières et/ou augmentation de la diversité des parcelles à plus de 3km des éoliennes. De cette façon l'effet compensateur du paysage sur les éventuels effets des éoliennes est présent loin des éoliennes, et donc sans favoriser en retour les phénomènes de collision.

Cependant, l'étude ne permet pas de quantifier avec précision l'ampleur de la compensation requise. Pour cela l'étude de Barré et al. (2018) propose une méthode de quantification du linéaire de lisière arborée impacté et qu'il faudrait compenser, avec toutes les limites énoncées en termes de constance et de variation de cet impact par répulsion qui peut être variable et dépendre de beaucoup de facteurs (voir partie 2.3 de ce rapport). Cette méthode consiste à (1) numériser sur SIG toutes les haies dans un rayon de 1000 m autour des éoliennes, (2) de transformer les lignes en points (espacés de 10 m par exemple), (3) de calculer toutes les distances entre ces points et l'éolienne la plus proche, (4) de moyenner ces distances, puis (5) de multiplier la somme des longueurs de haies présentes dans le rayon de 1000 m par le pourcentage de perte d'activité prédit dans Barré et al., (2018) correspondant à la moyenne des distances calculée précédemment (la correspondance est à faire d'après la Table S2.7 de l'annexe de la publication ; <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.011>), afin d'obtenir le linéaire de haies à compenser.

Encadré 7

A RETENIR SUR L'OPTIMISATION DE L'ÉVITEMENT, DE LA RÉDUCTION ET DE LA COMPENSATION DES IMPACTS

1) L'évitement et la réduction en lien avec la distance aux lisières arborées

- Les réponses d'attraction et de répulsion sous éoliennes, engendrant respectivement des risques de collisions et des pertes d'habitats, coexistent, la répulsion se produisant plutôt lorsque l'éolienne est très proche d'un habitat favorable (ici la haie), et l'attraction lorsque l'éolienne se trouve à des distances intermédiaires ;
- Cependant, de précédentes études évaluant cette fois-ci l'activité à différentes distances des éoliennes et non pas différentes distances des haies sous éolienne, montrent aussi que les éoliennes ont un pouvoir répulsif sur les habitats de proximité jusqu'au au moins 1km ;
- Ces résultats renforcent l'importance de maintenir les éoliennes à une distance suffisante des lisières boisées, par exemple 200 m comme le recommandent les lignes directrices d'EUROBATS, et idéalement à plusieurs centaines de mètres pour minimiser la répulsion à longue distance ;
- Cependant nous montrons aussi que les recommandations EUROBATS sont peu appliquées, et nous discutons des causes probables et solutions pour améliorer leur prise en compte.

2) L'évitement et la réduction en lien avec les caractéristiques des parcs et des éoliennes

- Beaucoup de facteurs expliquent les réponses de la plupart des espèces aux éoliennes : taille des éoliennes (diamètre du rotor et garde au sol), fonctionnement des éoliennes (vitesse de rotation, angle au vent dominant – effet de sillage/perturbations des masses d'air), distance et densité en éoliennes ;
- À l'échelle du paysage, l'étude suggère qu'une attention particulière devrait être accordée à densifier le moins possible les éoliennes, mais d'autres études sont nécessaires pour guider cette recommandation (pour une densification moins forte vaut-il mieux plus de petites éoliennes ou moins de grandes éoliennes, deux stratégies n'ayant pas le même étalement spatial) ;
- À l'échelle locale, les résultats soulignent la nécessité de placer les éoliennes loin des habitats favorables, comme le recommandent les lignes directrices d'EUROBATS, et de préférence pas entre les habitats favorables pour les chauves-souris et les vents dominants, afin d'éviter d'exposer ces habitats à la zone de sillage (turbulences) ;
- Nos résultats suggèrent également d'augmenter la garde au sol et de diminuer le diamètre du rotor autant que possible, afin d'éviter d'exacerber les phénomènes d'attraction et de répulsion, mais de futures recherches sont nécessaires pour évaluer le coût-bénéfice pour les chiroptères entre un nombre restreint d'éoliennes de grandes dimensions et un nombre plus élevé d'éoliennes de plus petites dimensions ;
- Également, les réactions des chauves-souris peuvent se produire soit dans des classes de vitesse de vent spécifiques uniquement, soit indépendamment, ce qui souligne l'importance pour chaque facteur de prendre en compte les conditions de vent dans lesquelles les réactions se produiront pour élaborer des schémas de réduction des impacts ;
- Ces résultats appellent à la prise en compte de tous ces facteurs lors de l'évaluation de la durabilité écologique des futurs parcs éoliens ;
- Le balisage lumineux semble également jouer un rôle dans les réponses avec un système de réduction du temps d'éclairage (5% du temps au lieu de 100%, système ADLS) permettant de s'approcher de niveaux d'activité en chauves-souris des sites témoins sans éoliennes, mais de prochaines analyses viendront confirmer et affiner les conclusions.

3) L'évitement et la réduction en lien avec les variables temporelles et météorologiques

- L'ensemble des paramètres paysagers, climatiques, temporels, et de fonctionnement de l'éolienne, influencent l'activité de toutes les guildes de chauves-souris en nacelle, soulignant l'importance de tous les considérer pour la définition des stratégies de bridage ;
- Les différentes guildes possèdent des résistances aux conditions climatiques très différentes, soulignant l'intérêt d'approche distinguant les guildes/espèces ;
- L'utilisation d'algorithmes (équations de modèles linéaires généralisés mixtes) démontre une efficacité (rapport entre risque de collision et perte de production) nettement supérieure que les bridages conventionnels couramment utilisés

basés sur une addition de seuils climatiques (par exemple vent et température) ;

- Des outils similaires dont l'efficacité a été publiée existent déjà (par exemple Probat OeKoFor en Allemagne et TIMR aux Etats-Unis).

4) La compensation en lien avec le contexte paysager

- Pris ensemble les résultats suggèrent que dans le cas des espèces faisant l'objet de répulsion (ici LRE et SRE), l'augmentation de la densité en lisières arborées et de la diversité des parcelles pourrait réduire ou compenser le pouvoir répulsif des éoliennes ;
- Cependant, ces recommandations sont à interpréter avec prudence dans la mesure où cette étude ne mesure pas les conséquences de ce type de réduction ou compensation sur le risque de collision ;
- Etant donnée la nature additive de l'effet attractif des éoliennes sur les MRE et de l'augmentation de la qualité du paysage, les résultats incitent pour cette guilda à implanter les éoliennes dans les paysages de la moins bonne qualité possible afin de limiter au maximum les phénomènes d'attraction ;
- Un effort « local » devrait être fait pour implanter les éoliennes dans des secteurs de moindre intérêt pour les chauves-souris, c'est-à-dire de grandes parcelles peu diversifiées et sans lisières dans un rayon de 2-3km, et envisager une compensation « paysagère » avec une densification des lisières et/ou augmentation de la diversité des parcelles à plus de 3km des éoliennes ;
- De cette façon l'effet compensateur du paysage sur les éventuels effets des éoliennes est présent loin des éoliennes sans favoriser en retour les phénomènes de collision, et les effets attractif à l'implantation sont minimisés ;
- Si la quantification des mesures nécessaires à la compensation de la mortalité n'est aujourd'hui toujours pas possible, de nombreuses mesures d'accompagnement et dont l'efficacité sur les populations sont connues et peuvent être mises en place de façon préventive ;
- L'étude démontre des possibilités de compensation des impacts négatifs sur l'activité, mais ne présente pas de méthode de calcul précis des pertes et gains dans le cadre de dossiers réglementaires ;
- Pour ces calculs, l'étude de Barré et al. (2018) propose une méthode simple dédiée aux lisières arborées.

4.2 Effets cumulés

Cette partie repose sur deux études en cours d'évaluation :

Sotillo A, Barré K, Bas Y, Le Viol I, Kerbiriou C. Context-dependent effects of wind turbines on bats in agricultural landscapes. *Etude prête à être soumise dans une revue internationale.*

Leroux C, Le Viol I, Valet N, Kerbiriou C, Barré K. Disentangling mechanisms responsible for wind energy effects on European bats. *Journal of Environmental Management*, 346, 118987.

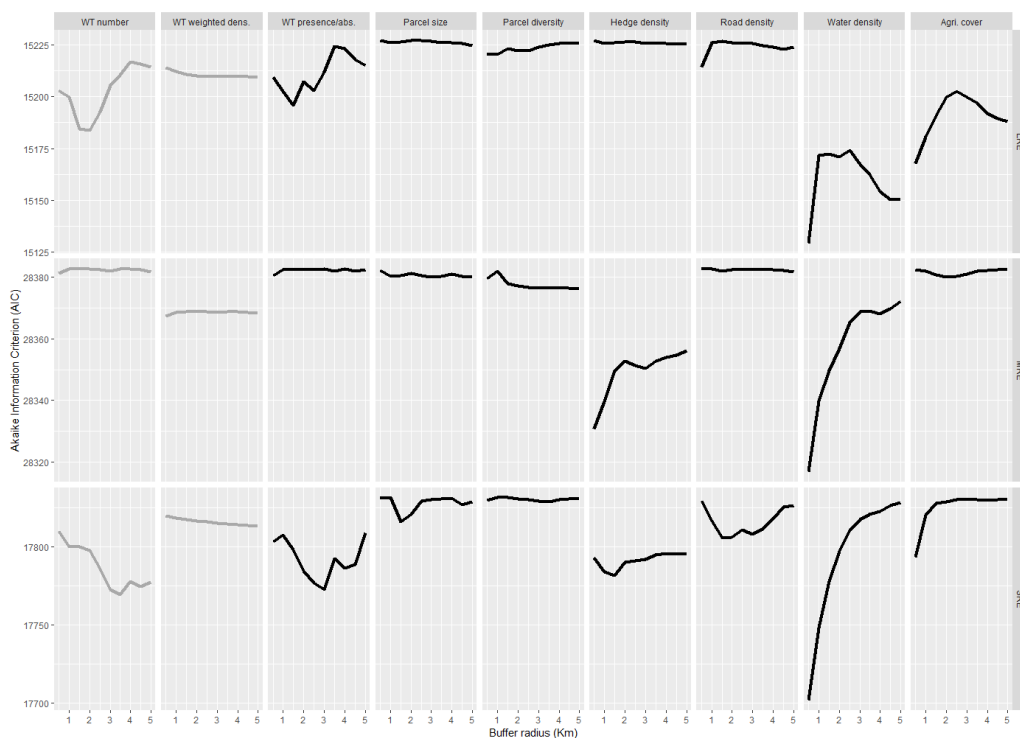
Cette partie sur les effets cumulés repose sur les résultats d'études présentées en parties 2.3.2 et 4.1.3.1. Les effets cumulés sont abordés sous deux angles : (i) l'effet du cumul d'éoliennes dans le paysage et (ii) le cumul entre l'effet de la présence d'éolienne et la qualité du paysage. Une partie que nous n'avons pas eu le temps d'aborder est donc le cumul entre l'effet de l'éolienne et les autres sources de pression anthropique, même si la qualité du paysage représente en partie le degré d'anthropisation du paysage. Nous avons dans un premier temps évalué les rayons pertinents autour des sites à considérer pour l'étude des effets cumulés. Une fois ces rayons définis la réponse des guildes à deux variables de densité en éoliennes a pu être étudiée afin d'évaluer l'effet de l'ajout de nouvelles éoliennes dans un paysage. Enfin, nous avons testé si ces réponses variaient en fonction de la qualité du paysage, afin d'évaluer si l'effet de l'ajout d'une éolienne dans le paysage pouvait être plus ou moins prononcé selon le type de paysage dans lequel l'éolienne est planifiée.

- **Echelles de considération pertinente pour l'étude des effets cumulés**

Cette partie sur les effets cumulés repose sur les résultats de l'étude présentée en partie 4.1.3.1. Les effets cumulés sont abordés via 3 variables liées aux éoliennes : la présence/absence d'éolienne, le nombre d'éoliennes, et le nombre d'éolienne pondéré par leur distance au point d'écoute (ce qui permet d'obtenir un indice donnant plus de poids aux sites à densité d'éoliennes égale dont les éoliennes sont plus proches des sites de suivi acoustique). Nous avons comparé les AIC de modèles univariés mettant en relation l'activité des guildes avec ces 3 variables calculées dans des rayons allant de 500m à 5km. Les résultats montrent que la meilleure échelle de calcul (ayant l'AIC le plus faible et donc le pouvoir explicatif le plus fort) est de 2, 1.5 et 3.5 km pour le nombre d'éoliennes pour les guildes LRE, MRE, et SRE, respectivement ; 5, 0.5 et 5 km pour le nombre d'éoliennes pondéré ; 1.5, 1.5 et 3 km pour la présence/absence d'éoliennes (Table 11 ; Fig. 45). Ces résultats montrent (i) les échelles devant être utilisées pour chaque variable et chaque guilda pour les modélisations ci-dessous et (ii) plus globalement les échelles les plus pertinentes à considérer pour l'évaluation des effets cumulés dans les études, à savoir jusqu'à 5km pour les LRE et SRE, et plus localement jusqu'à 1.5km pour les MRE.

Table 11. Présentation des meilleurs rayons de calcul des trois variables éoliennes pour les trois guildes. AIC = Akaike information criterion (critère d'information d'Akaike, mesure de la qualité du modèle). ES = erreur standard.

Variable éolienne	LRE			MRE			SRE		
	Rayon (Km)	AIC	Effet estimé ± ES	Rayon (Km)	AIC	Effet estimé ± ES	Rayon (Km)	AIC	Effet estimé ± ES
Nombre	2	14484	-0.41 ± 0.06	1.5	27221	0.04 ± 0.04	3.5	16967	-0.41 ± 0.04
Densité pondérée	5	14511	-0.31 ± 0.09	0.5	27220	-0.09 ± 0.04	5	17015	-0.18 ± 0.04
Présence/absence	1.5	14497	-1.33 ± 0.24	1.5	27220	0.25 ± 0.16	3	16973	-1.41 ± 0.17



← **Figure 45.** Evolution des valeur d’AIC pour chaque variable et chaque guildes en fonction du rayon de calcul de la variable autour des sites. Le plus petit AIC est synonyme de meilleur pouvoir explicatif, et désigne donc le rayon retenu pour les analyses.

- **Effet du cumul d’éoliennes sur l’activité des chauves-souris**

Les résultats de la partie 4.1.3.1 montrent que plus le nombre d’éoliennes augmente dans un rayon de 2 et 3.5 km (dans le jeu de données, pour un rayon de 1km le nombre d’éoliennes varie de 0 à 11 éoliennes présentes) pour les LRE et SRE respectivement, et plus leur activité chute, tandis que les MRE semblent ne pas réagir à ce changement de densité. De la même façon si l’on considère cette même variable de densité en éoliennes mais pondérée de telle sorte que les éoliennes les plus proches ont plus poids dans la variable, plus la densité dans un rayon de 5 km augmente et moins les SRE sont actifs, avec une tendance similaire pour les LRE et MRE bien que ces derniers ne soient pas significatifs (Fig. 46).

Ces résultats montrent donc que l’ajout de nouvelles éoliennes dans le paysage vient exacerber la réponse des guildes aux éoliennes, montrant l’effet cumulatif d’éoliennes s’ajoutant à celles déjà en place.

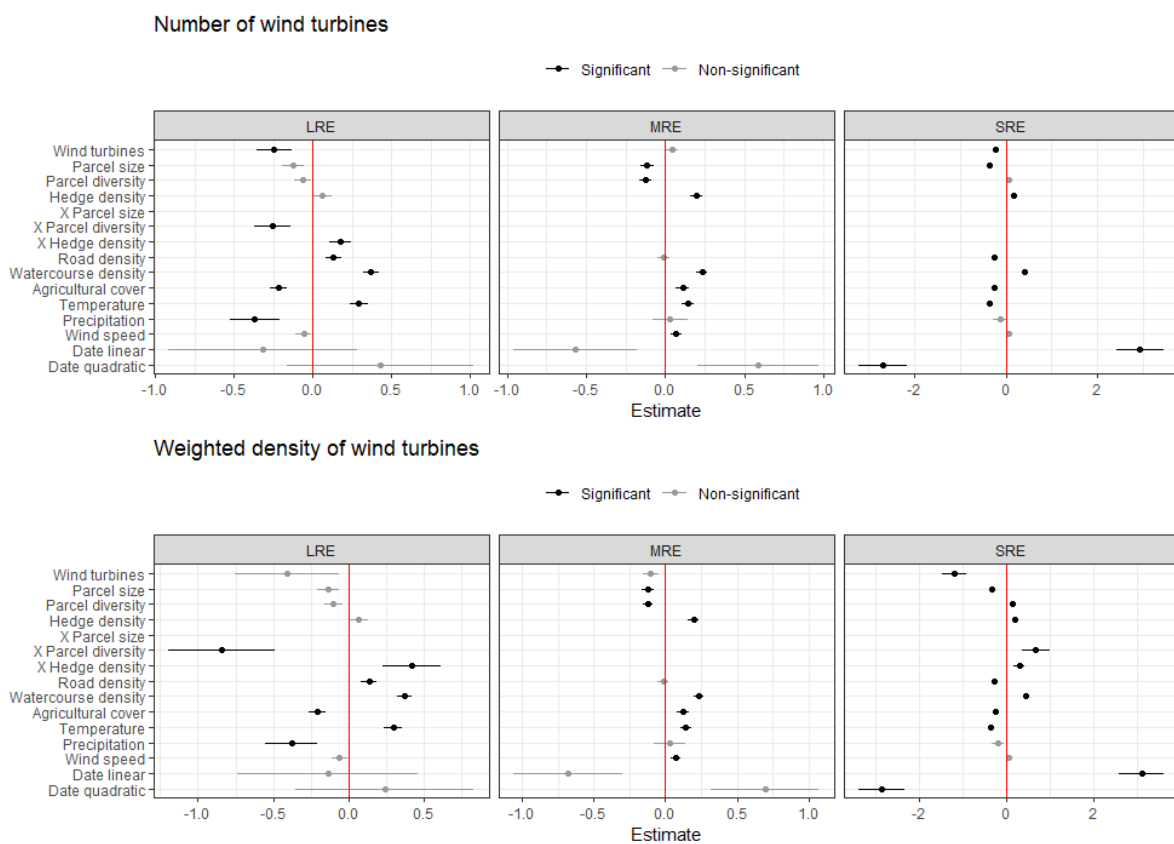


Figure 46. Estimations des coefficients des modèles statistiques déclinés par guildes (LRE, MRE, SRE) pour les modèles incluant la densité d’éoliennes comme un nombre d’éoliennes dans un rayon donné (haut) ou un nombre d’éoliennes pondéré par leur distance au point d’échantillonnage dans un rayon donné (les éoliennes proches ayant plus de poids que les lointaines) (bas).

Ces résultats sont confirmés par l’étude de la partie 2.3.2 à l’échelle du grand-ouest de la France, montrant également que l’ajout de nouvelles éoliennes dans un rayon de 1.5 km ne fait qu’accroître l’effet répulsif sur les espèces de haut vol (LRE).

- **Effet des nouvelles éoliennes en fonction de la qualité du paysage**

Les résultats de l’interaction entre la présence d’éoliennes et les différentes métriques de qualité paysagère montrent deux effets significatifs. Tout d’abord ils montrent que l’implantation de nouvelles éoliennes aura des conséquences négatives plus fortes sur l’activité des LRE si l’éolienne est placée dans un paysage à faible densité de lisière arborée. Ensuite, l’implantation de nouvelles éoliennes aura également des conséquences négatives plus fortes sur l’activité des SRE dans des paysages dont l’usage des parcelles est plus homogène (avec une agriculture plus intensive donc) (Fig. 47). Ces résultats démontrent donc l’importance de contextualiser les projets d’implantation pour évaluer l’ampleur des effets et par conséquent dimensionner les mesures ERC en fonction.

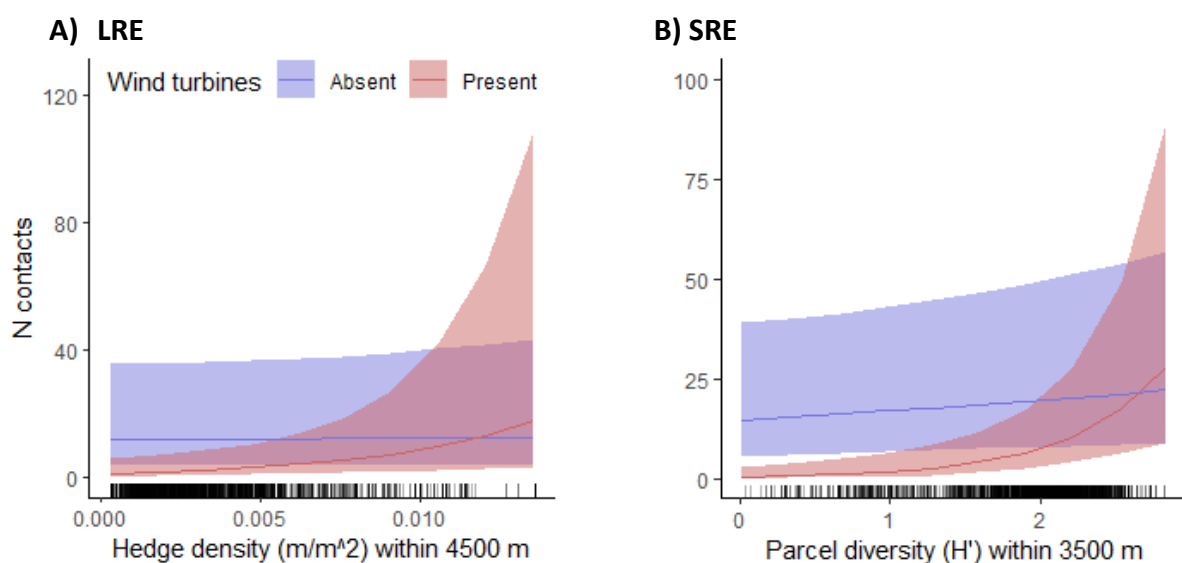


Figure 47. Prédications de l'activité des guildes LRE (A) et SRE (B) à partir des modèles en lien avec la densité en lisières boisées (A) et la diversité des usages des parcelles agricoles (B), en absence et présence d'éoliennes dans le buffer paysager sélectionné autour des points d'écoute.

- **Limites et perspectives**

Les résultats présentés dans cette partie restent néanmoins à prendre avec prudence. En effet le plan d'échantillonnage n'incluait que le milieu agricole pour des raisons d'équilibre des gradients environnementaux, cette expérience serait donc à généraliser sur l'ensemble du territoire. Cependant, les résultats sont corroborés par notre étude portant sur le grand-ouest de la France et incluant tous les types de paysages. Les échelles de considération pour le calcul des variables éoliennes s'est limité à un rayon maximum de 5 km, qui pourrait être élargi dans de futures études étant donné que dans plusieurs cas l'échelle retenue était la plus grande. Enfin, pour l'étude de la relation entre l'activité et l'augmentation de la densité en éoliennes, les effets non linéaires n'ont pas été considérés. Cependant, il est possible que la relation ne soit pas linéaire et qu'un optimum soit atteint à partir d'une certaine densité ou inversement, qu'une accélération des effets répulsifs se produise à partir d'une certaine densité. Ces limites seront à améliorer lors de prochaines études.

Encadré 8

A RETENIR SUR L'ÉVALUATION DES EFFETS CUMULES

- Les effets cumulés sont abordés sous deux angles : (i) l'effet du cumul d'éoliennes dans le paysage et (ii) le cumul entre l'effet de la présence d'éolienne et la qualité du paysage ;
- La meilleure échelle de considération des effets cumulés est 2, 1.5 et 3.5 km pour le nombre d'éoliennes pour les guildes LRE, MRE, et SRE, respectivement ; 5, 0.5 et 5 km pour le nombre d'éoliennes pondéré par leur distance au site de suivi ; 1.5, 1.5 et 3 km pour la présence/absence d'éoliennes ;
- Ces résultats montrent (i) les échelles devant être utilisées pour chaque variable et chaque guildes pour leur étude et (ii) plus globalement les échelles les plus pertinentes à considérer pour l'évaluation des effets cumulés dans les dossiers réglementaires, à savoir jusqu'à 5km pour les LRE et SRE, et plus localement jusqu'à 1.5km pour les MRE.
- Les résultats montrent globalement que l'ajout de nouvelles éoliennes dans le paysage vient exacerber la réponse des guildes aux éoliennes, en particulier la répulsion, montrant l'effet cumulatif d'éoliennes s'ajoutant à celles déjà en place ;
- Ces résultats sont confirmés sur une échelle nationale dédiée au milieu agricole et une échelle régionale incluant tous types de paysages ;
- Les résultats des interactions avec le paysage montrent que l'implantation de nouvelles éoliennes aura des conséquences négatives plus fortes sur l'activité des LRE si l'éolienne est placée dans un paysage à faible densité de lisière arborée ;
- De la même façon, l'implantation de nouvelles éoliennes aura des conséquences négatives plus fortes sur l'activité des SRE dans des paysages dont l'usage des parcelles est plus homogène (avec une agriculture plus intensive donc) ;
- Ces résultats démontrent donc l'importance de contextualiser les projets d'implantation pour évaluer l'ampleur des effets et par conséquent dimensionner les mesures ERC en fonction.
- Cependant de futures recherches sont nécessaires pour tester des échelles dépassant 5 km, pour évaluer les relations éventuellement non linéaires entre l'impact et la densité en éoliennes, et pour tester des interactions entre les impacts de l'éolien et d'autres sources de perturbations d'origine anthropique.

5 Synthèse des principaux enseignements pour la séquence ERC

La table 12 ci-dessous synthétise les principaux enseignements du projet pour la séquence ERC. Les éléments qu'elle contient restent dépendants de l'avancement des travaux au 28/11/2023 (date de finalisation du rapport), et seront amenés à évoluer à la suite de ce projet.

Table 12. Synthèse des principaux enseignements pouvant être déduit des travaux pour la séquence ERC. Pour chaque grand type d'impact sont présentées les principales conclusions issues des travaux en précisant l'échelle et les guildes/espèces impliquées, les phases d'un projet concernées (E = évitement ; R = réduction ; C = compensation ; S = suivi), ainsi que le niveau de certitude et les éventuelles références publiées ou soumises pour évaluation. Cette synthèse a été produite le 28/11/2023, et ce sera donc amenée à évoluer avec les futures publications.

Type d'impact	Section du rapport	Conclusions principales	Echelle	Guildes/espèces	Phases concernées				Niveau de certitude	Références ¹
					E	R	C	S		
Risques de collision/ Mortalité	3.2	Le déclin temporel de l'activité de la Noctule commune (14% par an entre 2006 et 2019) est d'autant plus marqué que la distance à l'éolienne diminue	Nationale	Noctule commune					Faible	/
	4.1	Les cartes issues du développement d'une méthode nouvelle de modélisation des routes de migration devraient être utilisées pour la planification lorsque celles-ci seront disponibles	Nationale/ régionale	Toutes					Faible	/
	2.1 ; 4.1.3.4	L'ensemble des paramètres paysagers, climatiques, temporels, et de fonctionnement de l'éolienne, influencent l'activité en nacelle de toutes les guildes de chauves-souris	Locale	Toutes					Fort	Barré et al. (2023)
	2.1 ; 4.1.3.4	Résistance aux conditions climatiques différentes entre espèces, soulignant l'importance d'évaluations à l'échelle de l'espèce	Locale	Toutes					Fort	Barré et al. (2023)
	2.1 ; 4.1.3.4	Les outils de bridage basés sur des outils sophistiqués (ici algorithmes prédictifs) sont beaucoup plus efficaces que les bridages conventionnels (seuil unique de vent et de température)	Locale	Toutes					Fort	Barré et al. (2023)
	2.2	Réduire autant que possible les intervalles entre passages dans les suivis de persistance (voire utiliser un suivi continu par piège photo), un intervalle de plus de 3 jours ne devrait jamais être utilisé	Locale	Toutes					Fort	Ravache et al. (soumis)
	2.2	Augmenter la fréquence des passages pour les suivis mortalité diminue l'incertitude des estimations liée à la persistance des cadavres	Locale	Toutes					Fort	Ravache et al. (soumis)
	2.2	Plus la persistance des cadavres est faible, plus les suivis de mortalité devraient être rapprochés afin de minimiser le biais des estimations	Locale	Toutes					Fort	Ravache et al. (soumis)
	2.2	L'estimateur Huso (2011) ² par la méthode LP ³ ne doit pas être utilisé	Locale	Toutes					Fort	Ravache et al. (soumis)
	2.2	Si l'on souhaite appliquer la formule d'Huso (2011), il est préférable d'utiliser la méthode de calcul de la persistance moyenne basée sur la médiane ⁴	Locale	Toutes					Fort	Ravache et al. (soumis)
	2.2	L'estimateur GenEst ⁵ apparaît comme le meilleur estimateur, le plus stable et flexible	Locale	Toutes					Fort	Ravache et al. (soumis)
	2.2	Réaliser des tests de persistance sur une durée de 14 jours semble être un bon compromis car la probabilité qu'un cadavre disparaisse au-delà devient quasi nulle	Locale	Toutes					Fort	Ravache et al. (soumis)
	2.2	La persistance semble varier dans le temps (selon la saison et l'ancienneté du parc) et l'espace (selon le paysage et les habitats de proximité), soulignant la nécessité de l'estimer avec précision dans chaque suivi	Locale	Toutes					Moyen	/
Changement d'utilisation/ Perte d'habitat	2.3.4 ; 4.1.1	Des cartes prédictives de la distribution des espèces (comme celles du programme Vigie-Chiro) devraient être utilisées pour anticiper les zones à enjeux	Nationale/ régionale	Toutes					Fort	Froidevaux et al. (soumis)
	2.3.4	L'activité de la Noctule commune se concentre majoritairement 2 km autour des colonies, soulignant l'intérêt d'éviter ces zones	Paysage	Noctule commune					Moyen	/
	2.3 ; 4.1.3.1	Les éoliennes doivent être éloignées des habitats favorables (en appliquant au moins les recommandations EUROBATS de 200 m jusqu'ici très peu respectées en France) pour éviter l'attraction et la répulsion se produisant à proximité immédiate	Locale	Toutes					Fort	Leroux et al. (2023) ; Barré et al. (2022) ; Sotillo et al. (soumis)

4.1.4.2	L'effet additif entre l'attraction des éoliennes sur les MRE et de l'augmentation de la qualité du paysage impliquent d'implanter les éoliennes dans les paysages de la moins bonne qualité possible afin de limiter au maximum les phénomènes d'attraction	Paysage	MRE		Moyen	Sotillo et al. (soumis)
4.2	Les échelles les plus pertinentes à considérer pour l'évaluation des effets cumulés dans les dossiers réglementaires sont de 5km pour les LRE et SRE, et 1.5km pour les MRE	Paysage	Toutes		Moyen	Sotillo et al. (soumis)
4.2	L'ajout de nouvelles éoliennes dans le paysage vient exacerber la réponse des guildes aux éoliennes, en particulier la répulsion, montrant l'effet cumulatif d'éoliennes s'ajoutant à celles déjà en place	Paysage	Toutes		Fort	Leroux et al. (2023) ; Sotillo et al. (soumis)
2.3 ; 4.1.3.2	À l'échelle locale, placer les éoliennes loin des habitats attractifs et pas entre les habitats optimaux pour les chauves-souris et les vents dominants, afin d'éviter d'exposer ces habitats à la zone de sillage (turbulences)	Locale	Toutes		Fort	Leroux et al. (2023)
2.3 ; 4.1.3.2 ; 4.1.4.2	À l'échelle du paysage, une attention particulière devrait être accordée à densifier le moins possible les éoliennes	Paysage	Toutes		Fort	Leroux et al. (2023) ; Sotillo et al. (soumis)
2.3.4	Effet négatif de la densité en éoliennes dans un rayon de 10 km sur l'activité de la Noctule commune à l'échelle nationale	Paysage	Noctule commune		Faible	/
2.3 ; 4.1.4.2	Pour éviter la répulsion sur les habitats à distance des éoliennes, celles-ci doivent être les plus éloignées possible des lisières (idéalement 1 km), et la compensation nécessaire peut être quantifiée concernant les haies	Paysage	Toutes		Fort	Leroux et al. (2022)
4.1.1	Les référentiels d'activité modélisés à partir de programmes de science participative à grande échelle et standardisés peuvent être utilisés efficacement pour prédire les enjeux sur les sites d'implantation future ou construits	Régionale	Toutes		Fort	Froidevaux et al. (soumis)
4.1.1	Dans 90% des cas les éoliennes dont la construction a été approuvée par les autorités seront placées dans des sites avec une activité très forte d'au moins une espèce	Régionale	Toutes		Fort	Froidevaux et al. (soumis)
4.1.1	Les référentiels d'activité permettent de standardiser l'interprétation et la contextualisation des données d'activité des chauves-souris dans le cadre des études	Régionale	Toutes		Fort	Froidevaux et al. (soumis)
2.3 ; 4.1.3.2 ; 4.1.4.2	Beaucoup de facteurs expliquent les réponses de la plupart des espèces aux éoliennes : taille des éoliennes (diamètre du rotor et garde au sol), fonctionnement des éoliennes (vitesse de rotation, angle au vent dominant – effet de sillage/perturbations des masses d'air), distance et densité en éoliennes	Locale/ Paysage	Toutes		Fort	Leroux et al. (2023) ; Sotillo et al. (soumis)
2.3 ; 4.1.3.2	Augmenter la garde au sol et de diminuer le diamètre du rotor autant que possible, afin d'éviter d'exacerber les phénomènes d'attraction et de répulsion	Locale	Toutes		Fort	Leroux et al. (2023)
2.3 ; 4.1.3.2	La réduction du temps d'éclairage (par exemple 5% du temps au lieu de 100% avec le système ADLS) permet de s'approcher de niveaux d'activité en chauves-souris des sites témoins sans éoliennes	Locale	Toutes		Moyen	/
4.1.4.2	L'augmentation de la densité en lisières arborées et de la diversité des parcelles pourrait réduire ou compenser le pouvoir répulsif des éoliennes, mais à plus de 3km des éoliennes pour éviter les problèmes d'attraction	Paysage	LRE/SRE		Moyen	Sotillo et al. (soumis)

¹ Produites dans le cadre du projet au 28/11/2023

² Huso M. 2011. An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. *Environmetrics* 22:318–329.

³ Temps de persistance moyen défini comme la moyenne du temps passé entre la pose des cadavres et leur dernière observation

⁴ Temps de persistance moyen défini comme la moyenne du temps passé entre la pose du cadavre et le temps médian entre la dernière observation du cadavre et la première observation de son absence

⁵ <https://pubs.usgs.gov/publication/tm7C19>

6 Synthèse de l'état d'avancement des différents axes de travail

- **Axe 1. Étude des déterminants des impacts des parcs éoliens sur les chiroptères**

- a. Variation de l'activité en altitude**

Cette partie de l'axe 1 démêle l'ensemble des déterminants de l'activité en nacelle sur un jeu de données acoustiques très important, et évalue l'efficacité d'un bridage basé sur un algorithme multifactoriel. Cette recherche est désormais publiée dans un journal international. Cette partie répond donc aux objectifs fixés.

- b. Variation de la mortalité**

Deux difficultés sont apparues pour l'accomplissement de cette partie : le manque d'accès aux données causé par un retard de mise en fonctionnement de l'outil DEPOBIO, et la nécessité d'étudier en amont l'influence des protocoles de suivi et d'estimation de paramètres clés tels que la persistance des cadavres sur la correction de la mortalité brute observée. Ainsi en l'attente de données de mortalité bancarisées et suffisamment documentées, un important travail de recherche a déjà permis de produire des recommandations concrètes pour la réalisation de tests de persistance qui biaisent le moins possible les corrections finales, un travail en cours d'évaluation par les pairs. Un second travail est également en cours pour étudier la variation spatiale de ce paramètre de persistance afin d'évaluer la nécessité de le contextualiser dans les outils de correction (par exemple via les paramètres paysagers). Enfin, étant donné le retard conséquent de mise en service de DEPOBIO, nous avons initié en partenariat avec le bureau d'étude Ouest Am' la construction d'une importante base de données de mortalité éolien à l'échelle de 3 régions en collectant systématiquement l'ensemble des informations contextuelles et méthodologiques disponibles indispensables à l'utilisation future de ces données. Cette base s'annonce prometteuse et permettra de commencer à traiter cet axe « Variation de la mortalité » prochainement, bien qu'il n'ait pas pu être totalement traité dans le cadre de ce projet. Cette partie répond donc en partie aux objectifs fixés.

- c. Variation des impacts sur les habitats de chasse**

Cette partie de l'axe 1 est très aboutie avec une somme de résultats complémentaires améliorant considérablement la compréhension de la réaction des chiroptères aux éoliennes sur leurs terrains de chasse, tout en démêlant un grand nombre de mécanismes impliqués. Un article est déjà publié et deux autres sont actuellement en cours d'évaluation. Cette partie répond donc aux objectifs fixés dans la convention.

- **Axe 2. Évaluation des impacts sur l'état de conservation des populations**

- a. Conséquences de la mortalité sur l'état de conservation des populations**

Pour les mêmes raisons que dans l'axe 1b ci-dessus cette partie n'a pas pu être abordée directement en l'absence de données pertinentes. Cependant les recherches conduites dans l'axe 1b faciliteront les futures recherches qui seront menées en lien avec cet axe 2a dans le futur. De plus, les recherches conduites dans le cadre de l'axe 2b ci-dessous répondent en partie à cet axe car ils tendent à montrer qu'une partie du déclin d'une espèce est lié à la distance aux éoliennes, et qu'étant donné que ce résultat repose sur des données acoustiques il n'est pas possible de connaître le mécanisme impliqué, mortalité ou perte d'habitat. Cette partie répond donc en partie aux objectifs fixés.

- b. Évaluation de l'effet de la perte d'habitat sur la dynamique des populations**

Cette partie présente une analyse préliminaire sur un jeu de données acoustique national conséquent. Les résultats bien qu'intéressants restent préliminaires, restreints à une seule espèce, et des pistes de vérification et solidification sont envisagées. Cette partie répond donc en partie aux objectifs fixés.

- **Axe 3. Recherche action : mise en œuvre de la séquence Éviter-Réduire-Compenser**

- a. Optimisation des mesures d'évitement et dimensionnement des mesures de réduction et définition des mesures de compensation**

Cette partie comporte une somme de résultats solides proposant des outils d'évaluation des enjeux sur les sites d'implantation à venir ou autorisés (un article en cours d'évaluation), d'anticipation des voies de migration (un article qui sera prochainement soumis), d'anticipation des contextes paysagers (2 articles publiés et un en cours d'évaluation) et caractéristiques des éoliennes et parcs (un article en cours d'évaluation) les plus à risque, et de

bridage sophistiqué des éoliennes (un article publié). Cette partie énonce également des possibilités de compensation basées sur les études des parties précédentes, et discute les incertitudes qui empêchent aujourd’hui de quantifier avec exactitude la compensation nécessaire à certains impacts eux-mêmes quantifiés avec beaucoup d’incertitude comme la mortalité. Cette partie répond donc aux objectifs fixés.

b. Effets cumulatifs

Cette partie qui repose sur d’importants jeux de données acoustiques examine en détail l’effet de l’ajout de nouvelles éoliennes dans le paysage, et ce en fonction des caractéristiques de ce dernier, tout en évaluant les échelles spatiales pertinentes à considérer pour les évaluer. Deux articles sont en cours d’évaluation. Cette partie répond donc aux objectifs fixés.

7 Valorisations scientifiques

- **Articles scientifiques publiés**

Leroux C, Le Viol I, Valet N, Kerbirou C, Barré K. 2023 Disentangling mechanisms responsible for wind energy effects on European bats. *Journal of Environmental Management*, 346, 118987. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118987>

Barré K, Froidevaux JSP, Sotillo A, Roemer C, Kerbirou C. 2023 Drivers of bat activity at wind turbines advocate for mitigating bat exposure using multicriteria algorithm-based curtailment. *Science of the Total Environment*. 866, 161404. (<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161404>)

Leroux C, Kerbirou C, Le Viol I, Valet N, Barré K. 2022 Distance to hedgerows drives local repulsion and attraction of wind turbines on bats: Implications for spatial siting. *Journal of Applied Ecology*. 59, 2142–2153. (<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.14227>)

Barré K, Froidevaux JSP, Leroux C, Mariton L, Fritze M, Kerbirou C, Le Viol I, Bas Y, Roemer C. 2022 Over a decade of failure to implement UNEP/EUROBATS guidelines in wind energy planning: A call for action. *Conservation Science and Practice*. e12805. (<https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/csp2.12805>)

- **Articles scientifiques soumis**

Ravache A, Normand B, Barré K, Goislot C, Besnard A, Kerbirou C. Wind Farm Mortality Estimates: Accounting for Carcass Persistence Survey Intervals. *Soumis dans Biological Conservation*.

Leroux C, Barré K, Valet N, Le Viol I, Kerbirou C. Airflow disruption by wind turbines alters bat distribution at the landscape scale. *Soumis dans Plos One*.

Froidevaux J, Le Viol I, Barré K, Bas Y, Kerbirou C. Coupling renewable energy infrastructure planning and biodiversity conservation: a modelling-based framework. *Soumis dans Sustainable and Renewable Energy Reviews*.

Sotillo A, Barré K, Bas Y, Le Viol I, Kerbirou C. Context-dependent effects of wind turbines on bats in agricultural landscapes. *Etude prête à être soumise dans une revue internationale*.

- **Articles de vulgarisation**

Leroux C., Kerbirou C., Le Viol I., Valet N., Barré K. 2022. How can we limit wind turbine impacts on biodiversity? The Applied Ecologist. <https://appliedecologistsblog.com/2022/10/13/how-can-we-limit-wind-turbine-impacts-on-biodiversity/>

Leroux C., Kerbirou C., Le Viol I., Valet N., Barré K. 2022. Comment limiter l'impact des éoliennes sur la biodiversité ? *Le Courrier de la Nature* N°355.

Roemer, C., Barré, K., Bas, Y., J. S. P., Julien, J.F., Leroux, C., Kerbirou, C., Le Viol, I., et Julie Marmet. 2021. Où et comment implanter les éoliennes pour épargner les chauves-souris ? *The conversation*. <https://theconversation.com/ou-et-comment-implanter-les-eoliennes-pour-epargner-les-chauves-souris-160518>.

- **Conférences**

Froidevaux JSP, Jones G, Kerbirou C, Tinsley E, Zsebock S, Szabadi K, Le Viol I, Barré K, Bas Y, Park K. Addressing impacts of energy infrastructure on biodiversity: insights from bats. 31st International Congress for Conservation Biology, Kigali, Rwanda – 27/07/2023

Leroux C., Le Viol I., Valet N., Kerbirou C. & Barré K. (2022). How do wind turbines affect the use of commuting routes and foraging areas by bats? 19th IBRS/50th NASBR.

Barré K, Froidevaux J, Sotillo A, Roemer C, Kerbirou C. Etude des facteurs influençant de l'activité des chiroptères en nacelle d'éolienne : opportunités de bridage multifactoriel à partir d'algorithmes. 19ème Rencontre nationale chauves-souris, Bourges - 19/03/2022

Leroux C., Herminet C., Kerbirou C., Le Viol I., Valet N., Barré K. (2021). Does red aviation lighting determine wind turbine effects on habitat use by bats? 1st International Bat Research Online Symposium: Towards solving the wind energy-bat conflict.

Leroux C., Kerbirou C., Le Viol I., Valet N., Barré K. 2021. Which mechanisms are involved in the effects wind turbines have on habitat use by bats? 6th Conference on Wind energy and Wildlife impacts. (poster)

Leroux C. et al. 2021. *Assessing habitat loss generated by wind turbine aversive effect on bats*. The 5th British Bat Research Symposium - 11/03/2021

Leroux C. et al. 2021. *Alter bat activity in relation to distance to hedgerows combined repulsive and attractive effects of wind turbines - implications for safe sitting distance to wooded edges*. 6th International Berlin Bat Meeting: The human perspective on bats - 22nd to 24th March 2021 - Leibniz Institute for Zoo and Wildlife Research (Leibniz-IZW), Berlin, Germany

Leroux C. et al. 2021. *Studying the consistency of wind turbines avoidance effect on bats through landscape context and time of the year*. 15th European Bat Research Symposium - 4-7/05/2021 - Online Conference - Université de Turku

Froidevaux JSP, Barré K, Bas Y, Julien J-F, Le Viol I & C Kerbiriou. *Using citizen science program to disentangle anthropogenic and environmental factors driving bat activity: Implications for bat conservation*. 6th International Berlin Bat Meeting: The human perspective on bats (22nd - 24th March 2021, online), Berlin, Germany

- **Séminaires**

Roemer C. Synthèse actualisée de la connaissance scientifique des incidences de l'éolien terrestre sur les chiroptères. Séminaire du réseau « SolEoBio » - 2023

Leroux C. Effets des éoliennes sur l'utilisation des habitats par les chiroptères : attraction et répulsion. Séminaire du réseau « SolEoBio » - 2023

Barré K. Déterminants de l'activité des chauves-souris en nacelles d'éoliennes : implications pour les stratégies de réduction des risques de collision. Séminaire du réseau « SolEoBio » - 14/04/2023

Roemer C. Identification des sites de moindre impact : Variabilité spatio-temporelle de la migration chez les Chiroptères. Séminaire du réseau « SolEoBio » - 2022

Leroux C. Impact of wind turbines on habitat use by bats: Combined repulsive and attractive effects of wind turbines alter bat activity in relation to distance to hedgerows. Séminaire à l'université de Stirling. - 12/2021

Barré K, Kerbiriou C, Marmet J, Julien J-F., Bas Y. Suivi à venir des parcs éoliens terrestres. Etat d'avancement du module Depobio et données associées : protocoles de suivi, modalités de bancarisation et d'exploitation des données. Séminaire du réseau « SolEoBio » - 21/09/2021

Kerbiriou C. Incidences sur les chiroptères et modalités d'atténuation. Séminaire du réseau « SolEoBio » - 2021

Barré K, Kerbiriou C, Marmet J, Julien J-F., Bas Y. Suivi de l'incidence de l'éolien sur l'avifaune et les chiroptères : protocoles de suivi, modalités de bancarisation et d'exploitation des données. Séminaire du réseau « SolEoBio » - 14/01/2021

8 Liste des figures, tables et encadrés

- **Figures**

Figure 1. Rapport entre le temps passé en hauteur et le risque de collision avec une éolienne extrait de Roemer et al. 2017. ... 6	6
Figure 3. Etendue temporelle des suivis ; chaque ligne correspond à une nacelle. 7	7
Figure 4. Gradients météorologique échantillonnés. 8	8
Figure 5. Distribution des types de détecteur et paramétrages présents dans le jeu de données. 9	9
Figure 6. Distribution des caractéristiques et du fonctionnement des éoliennes présents dans le jeu de données. 9	9
Figure 7. Pourcentage de variance expliquée par chaque variable pour chaque guildes selon les 4 grands types de variables. . 11	11
Figure 9. Synthèse des étapes de simulation et comparaison des deux types de méthodes de bridage expliquées ci-dessus... 13	13
Figure 10. Activité prédite à partir des GLMMs pour chaque combinaison enregistreur-sensibilité du déclencheur pour chaque guildes. Les différences de lettres entre les catégories indiquent les différences significatives. Aucune conclusion totalement fiable ne peut être faite de ce résultats étant donné les très forts effets confondant avec d'autres variables (Table 2 ; Figures 7 & 8). 14	14
Figure 12. Relation entre le pourcentage d'activité des chauves-souris à risque et le pourcentage de rotations de pales perdues pour les deux méthodes de bridage (basée sur l'algorithme en bleu, et sur des seuils classiques en noir) afin de comparer leur efficacité pour les trois guildes. Pour le bridage conventionnel, le panneau B1 montre l'efficacité de la méthode lorsqu'aucun seuil de température n'est inclus, et lorsqu'une température minimale de 10°C est appliquée dans le panneau B2. Plus une couleur est en dessous d'une autre, plus son efficacité est supérieure. 17	17
Figure 13. Variation moyenne du pourcentage restant d'activité des chauves-souris exposées aux pales en rotation entre le bridage conventionnel et le bridage basé sur des algorithmes pour différents seuils de température dans le bridage conventionnel. Le changement moyen a été calculé en utilisant chaque différence intra-itération entre les méthodes de réduction. Une valeur sous la ligne pointillée indique que la méthode algorithmique est plus efficace que la méthode conventionnelle. 18	18
Figure 14. Proportion d'activité restante des guildes LRE (courbe noire) et MRE (courbe grise) en-dessous de chaque seuil de température (à gauche) et au-dessus de chaque seuil de vitesse de vent (à droite). 19	19
Figure 17. Carte des tests de persistance déjà récoltés, environ 12% des sites ne sont encore pas géoréférencés avec précision donc n'apparaissent pas sur cette carte. 25	25
Figure 18. Représentation des courbes de survie des cadavres à partir de l'estimateur Kaplan-Meier en fonction de trois âges de parcs différents (A), trois saisons (B), et trois classes de densités de haies dans un rayon de 500m (C). Les classes d'âge et de densités ont été définies sur la base des quantiles pour équilibrer le nombre de données entre classes. Les lignes pointillées représentent pour chaque classe le temps de persistance pour une probabilité de persistance de 0.50. Les p-values indiquent la significativité des modèles de survie testant la différence de moyenne de temps de persistance entre classes. 26	26
Figure 20. Activité prédite en chauves-souris par nuit en milieu ouvert en fonction de la distance à la haie pour les sites enregistrés sous une éolienne (rouge) et sans éolienne (gris) (A), modélisé à partir de la distance continue aux haies à l'aide de modèles additifs mixtes généralisés (A1) ou à partir de distances catégorielles aux haies à l'aide de modèles linéaires généralisés mixtes (A2). Le panneau B rappelle la relation connue entre l'activité en chauves-souris sur les haies à distance des éoliennes cette fois-ci (les graphiques A étant au pied de l'éolienne pour les sites traitement) en fonction de la distance aux éoliennes montrant une répulsion à longue distance sur cet habitat (adapté de Barré et al., 2018). Enfin, les trois figures schématisent les conclusions de cette étude remises en parallèle des précédentes avec une localisation des effets locaux et distants (NS = non significatif). 30	30
Figure 23. Activité prédite des espèces de pipistrelles par nuit autour et jusqu'à 1500 m de l'éolienne pour chaque jeu de données basé sur la vitesse du vent à partir des GLMMs. 35	35
Figure 25. Carte des 39 sites étudiés dans la zone d'étude située dans le district d'Uckermark, au nord-est de l'Allemagne (les parties laissées en blanc sont des zones agricoles)..... 37	37
Figure 26. Activité prédite par nuit sur des haies à proximité d'éoliennes éclairées (i) 100% du temps (bleu), (ii) éclairées 5% du temps (gris) et (iii) en l'absence d'éoliennes (orange), pour la guildes des espèces de milieu encombré (SRE), de lisière à milieu ouvert (MRE) et de haut vol (LRE)..... 38	38
Figure 27. Possibles interprétations des résultats présentés dans l'encadré 6 relatif à l'étude sur l'effet du balisage lumineux sur l'utilisation des haies par les chiroptères..... 39	39
Figure 28. Carte de prédiction des niveaux d'activité de la Noctule commune en France (source Vigie Chiro, https://croemer3.wixsite.com/teamchiro/maps-predicted-activity?lang=fr) à gauche, et localisation des éoliennes en France à droite. 40	40
Figure 29. Distribution des colonies de Noctules communes, éoliennes et sites échantillonnés en Bretagne et Pays de la Loire. 41	41

Figure 30. Effet de la distance à la colonie sur l'activité de Noctule commune.	41
Figure 31. Zones retenues pour le calcul des tendances régionalisées.	44
Figure 32. Données sélectionnées dans la base Vigie Chiro.	47
Figure 33. Illustration schématique des cinq étapes du cadre de modélisation proposé pour être mis en œuvre dans le cadre du processus d'évaluation environnementale.	48
Figure 34. Boxplot des valeurs de NRSME dérivée d'une procédure de validation croisée itérée 500 fois pour évaluer les performances prédictives des modèles de Random Forest. Les boxplots affichent l'intervalle interquartile (ligne supérieure = 75 % des données ≤ cette valeur ; ligne centrale = médiane ; ligne inférieure = 25 % des données ≤ cette valeur) et les valeurs maximales inférieures et supérieures. Des valeurs NRMSE plus faibles indiquent une meilleure performance, et la ligne en pointillés représente le seuil de 20 % en dessous duquel les modèles sont considérés comme très performants. Les NRMSE ont été calculées pour chaque modèle, c'est-à-dire une par taxon et par région (BFC : Bourgogne-Franche-Comté, BPL : Bretagne-Pays de la Loire) et en considérant deux ensembles de données acoustiques (10 vs 50% de tolérance de risque d'erreur d'identification) et deux ensembles de données spatiales (ensemble complet vs sous-ensemble de données avec des sites spatialement indépendants).	49
Figure 35. Résumé des variables retenues dans les modèles construits pour 12 taxons de chauves-souris dans les deux zones d'étude (BFC : Bourgogne-Franche-Comté, BPL : Bretagne-Pays de la Loire) en utilisant le jeu de données complet à 50 %. La présence d'un point à l'intersection entre une variable donnée et une espèce donnée signifie que la variable a été retenue dans le modèle final pour cette espèce. La couleur des points indique les deux zones d'étude (gris : BFC, bleu : BPL). La taille des points correspond au nombre d'échelles spatiales retenues pour les variables environnementales et au nombre de variables climatiques sélectionnées pour la variable climatique.	50
Figure 36. Risques potentiels pour les chauves-souris posés par les éoliennes dont la construction a été approuvée par les autorités dans les deux zones d'étude (BFC : Bourgogne-Franche-Comté, BPL : Bretagne-Pays de la Loire). (a) Diagrammes représentant le pourcentage d'éoliennes qui seront placées dans des zones d'activité faible, moyenne-faible, moyenne-élevée, élevée et extrêmement élevée pour chaque espèce de chauve-souris. (b) Diagrammes montrant le pourcentage d'éoliennes qui seront implantées dans des zones d'activité élevée et extrêmement élevée des chauves-souris en fonction du nombre de taxons qu'elles mettront en danger. (c) Relation entre le pourcentage d'éoliennes ayant une activité élevée et extrêmement élevée et l'indice de susceptibilité aux collisions des espèces.	51
Figure 37. Illustration de la méthode. La carte de gauche représente les sites d'étude et les nuits échantillonnées dans le cadre des suivis acoustiques du programme Vigie-chiro. La carte de droite représente les municipalités échantillonnées dans le cadre du jeu de données de capture utilisé pour validation des modèles de départ.	53
Figure 38. Illustration de la méthode de prédiction de la connectivité (ici un exemple pour l'automne). Trois méthodes de connectivité sont comparées pour sélectionner la meilleure. Θ est la constante utilisée comme paramètre dans la fonction de passage du package gdistance.	55
Figure 39 Proportion cumulée d'éoliennes en fonctionnement depuis 2009 en relation avec la distance d'implantation par rapport aux lisières boisées en (a) France, (b) Allemagne, et (c) Royaume-Uni. Les lignes verticales noires en pointillés représentent la distance minimale d'implantation des éoliennes par rapport aux lisières boisées selon les lignes directrices UNEP/ EUROBATS (c'est-à-dire 200 m).	58
Figure 40. Distance d'implantation des éoliennes françaises aux lisières boisées au cours du temps.	59
Figure 41. Représentation du pourcentage d'activité couvert par chaque combinaison de température et de vent sur un exemple de site anonymisé suivi en nacelle, en prenant l'exemple de la Noctule commune. Le carré rouge montre la zone dans laquelle un bridage conventionnel classique combinant un seuil de vent < 6m/s et de température > 13°C arrêterait l'éolienne. Les contours blancs dessinent 95% de l'activité.	60
Figure 42. Distribution des 993 points d'échantillonnage acoustique sélectionnés dans des zones agricoles (GAUCHE) et des éoliennes (à la dernière date d'échantillonnage acoustique, DROITE) en France.	62
← Figure 43. Estimations des coefficients des modèles statistiques déclinés par guildes (LRE, MRE, SRE) pour les modèles incluant la variable éolienne en présence/absence d'éolienne (A) et comme un nombre d'éoliennes dans un rayon donné (B). Les effets d'interaction entre l'effet de présence d'éoliennes et les composantes du paysage agricole sont représentés par "X nom de la composante du paysage". Seules les interactions significatives sont représentées.	63
Figure 44. Prédictions de l'activité des guildes à partir des modèles pour plusieurs composantes du paysage agricole : surface médiane des parcelles, diversité des usages des parcelles agricoles et densité en lisières, en absence et présence d'éoliennes dans le buffer paysager sélectionné autour des points d'écoute.	63
Figure 46. Estimations des coefficients des modèles statistiques déclinés par guildes (LRE, MRE, SRE) pour les modèles incluant la densité d'éoliennes comme un nombre d'éoliennes dans un rayon donné (haut) ou un nombre d'éoliennes pondéré par leur distance au point d'échantillonnage dans un rayon donné (les éoliennes proches ayant plus de poids que les lointaines) (bas).	68
Figure 47. Prédictions de l'activité des guildes LRE (A) et SRE (B) à partir des modèles en lien avec la densité en lisières boisées (A) et la diversité des usages des parcelles agricoles (B), en absence et présence d'éoliennes dans le buffer paysager sélectionné autour des points d'écoute.	69

- **Tables**

Table 1. Synthèse du nombre de séquences et occurrence des nuits de présence par espèce pour le seuil de tolérance du risque d'erreur de 50% sur le jeu de données complet et sur le jeu de données incluant uniquement le Batmode. Le faible nombre de contacts pour les SRE tient à leur relative rareté et leur hauteur de vol basse.	10
Table 2. Valeurs P des tests de Kruskal-Wallis entre chaque variable d'intérêt et la variable catégorielle des méthodes d'enregistrement. Les tirets indiquent les variables non retenues dans les modèles.	12
Table 3. Composition des modèles complets, critères d'information d'Akaike (AIC), R ² marginal (mR ² , c'est-à-dire la proportion de la variance expliquée par les effets fixes uniquement) et R ² conditionnel (cR ² , c'est-à-dire la proportion de la variance expliquée par les effets fixes et aléatoires), pour les analyses sur l'ensemble de données comprenant les données du Batmode uniquement. L'AIC des modèles nuls et le delta AIC sont également indiqués à des fins de comparaison entre modèles nuls et complets (ne peuvent être comparés qu'au sein de chaque guildes). Si le delta AIC est négatif et supérieur à 2, alors le modèle est considéré comme pertinent.	12
Table 4. Estimations, erreurs standard et valeurs p des modèles complets testant l'effet des variables paysage, éolienne et météo/date sur l'activité des LRE et MRE et l'occurrence des SRE. Les valeurs manquantes indiquent que la variable paysage n'a pas été sélectionnée dans les modèles complets (seules les trois variables les plus explicatives par guildes ont été incluses) ou qu'il n'est pas nécessaire d'avoir des effets quadratiques ou cubiques sur les variables météo/date. Les effets significatifs (P<0,05) sont indiqués en gras.	15
Table 5. Définition des variables explicatives incluses dans l'étude et des réponses attendues de la littérature scientifique et/ou des avis d'experts.	32
Table 6. Résultat de l'analyse de la corrélation entre activité des Noctules communes et variables éoliennes ou usage des sols, les variables significatives (P < 0.05) sont indiquées en gras, à l'échelle nationale.	40
Table 7. Résultat de l'analyse de la corrélation entre activité des Noctules communes et les variables éoliennes ou usage des sols, les variables significatives sont indiquées en gras.	41
Table 8. Tendances de population régionalisée (un taux d'accroissement < 1 signifie un déclin temporel de l'activité).	44
Table 9. Tendances de population calculé par période.	44
Table 10. Tendances de population et effet des distances aux éoliennes.	45
Table 11. Présentation des meilleurs rayons de calcul des trois variables éoliennes pour les trois guildes. AIC = <i>Akaike information criterion</i> (critère d'information d'Akaike, mesure de la qualité du modèle). ES = erreur standard.	67
Table 12. Synthèse des principaux enseignements pouvant être déduit des travaux pour la séquence ERC. Pour chaque grand type d'impact sont présentées les principales conclusions issues des travaux en précisant l'échelle et les guildes/espèces impliquées, les phases d'un projet concernées (E = évitement ; R = réduction ; C = compensation ; S = suivi), ainsi que le niveau de certitude et les éventuelles références publiées ou soumises pour évaluation. Cette synthèse a été produite le 28/11/2023, et ce sera donc amenée à évoluer avec les futures publications.	71

- **Encadrés**

Encadré 1. A retenir sur la variation de l'activité en nacelle d'éolienne et la réduction du risque de collision.	20
Encadré 2. A retenir sur l'étude de la variation de la mortalité.	27
Encadré 3. Analyse complémentaire sur l'effet de sillage.	36
Encadré 4. A retenir sur la variation des impacts sur les habitats de chasse.	42
Encadré 5. A retenir sur les impacts sur l'état de conservation des populations.	45
Encadré 6. A retenir sur l'évaluation des enjeux sur les sites d'implantation à venir ou autorisés.	57
Encadré 7. A retenir sur l'optimisation de l'évitement, de la réduction et de la compensation des impacts.	66
Encadré 8. A retenir sur l'évaluation des effets cumulés.	71

9 Références

- Adams AM, Jantzen MK, Hamilton RM, Fenton MB. 2012 Do you hear what I hear? Implications of detector selection for acoustic monitoring of bats. *Methods Ecol. Evol.* 3, 992–998. (doi:10.1111/j.2041-210X.2012.00244.x)
- Adams EM, Gulka J, Williams KA. 2021 A review of the effectiveness of operational curtailment for reducing bat fatalities at terrestrial wind farms in North America. *PLoS One* 16, 1–21. (doi:10.1371/journal.pone.0256382)
- APA. 2010. Guia Metodológico para a Avaliação de Impacte Ambiental de Parques Eólicos. Agência Portuguesa do Ambiente
- Arnett, E. B., Brown, W. K., Erickson, W. P., Fiedler, J. K., Hamilton, B. L., Henry, T. H., Jain, A., Johnson, G. D., Kerns, J., Koford, R. R., Nicholson, C. P., O’Connell, T. J., Piorkowski, M. D., & Tankersley, R. D. (2008). Patterns of Bat Fatalities at Wind Energy Facilities in North America. *Journal of Wildlife Management*, 72(1), 61-78. <https://doi.org/10.2193/2007-221>
- Arnett E.B., Huso M.M.P., Schirmacher M.R., Hayes J.P. 2011. Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities *Front Ecol Environ* 2011; 9(4): 209–214, doi:10.1890/100103
- Azam, C., Le Viol, I., Julien, J. F., Bas, Y., & Kerbirou, C. (2016). Disentangling the relative effect of light pollution, impervious surfaces and intensive agriculture on bat activity with a national-scale monitoring program. *Landscape Ecology*, 31(10), 2471–2483. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0417-3>
- Baerwald E.F., Edworthy J. Holder M., Barclay R.M.R. 2008. A Large-Scale Mitigation Experiment to Reduce Bat Fatalities at Wind Energy Facilities *The Journal of Wildlife Management* N 73(7) DOI: 10.2193/2008-233
- Barré K., Le Viol I., Bas Y., Julliard R., Kerbirou C. 2018. Estimating habitat loss due to wind turbine avoidance by bats: implications for European siting guidance. *Biological Conservation*, 226: 205-214
- Barré K, Le Viol I, Julliard R, Pauwels J, Newson SE, Julien J, Claireau F, Kerbirou C, Bas Y. 2019 Accounting for automated identification errors in acoustic surveys. *Methods Ecol. Evol.* 10, 1171–1188. (doi:10.1111/2041-210X.13198)
- Barré K, Le Viol I, Julliard R, Chiron F, Kerbirou C. 2018 Tillage and herbicide reduction mitigate the gap between conventional and organic farming effects on foraging activity of insectivorous bats. *Ecol. Evol.* 8, 1496–1506. (doi:10.1002/ece3.3688)
- Barré K., Le Viol I., Bas Y., Julliard R., Kerbirou C. 2019. Wind turbine impact on bat activity is not driven by siting altitude Addendum to “Estimating habitat loss due to wind turbine avoidance by bats: Implications for European siting guidance” [Biol. Conserv.] 226, 205–214: *Biological Conservation*, 235, 77-78
- Barré K, Froidevaux JSP, Leroux C, Mariton L, Fritze M, Kerbirou C, Le Viol I, Bas Y, Roemer C. 2022 Over a decade of failure to implement UNEP/EUROBATS guidelines in wind energy planning: A call for action. *Conserv. Sci. Pract.* e12805. (doi:10.1111/csp2.12805)
- Bas, Y., Bas, D., & Julien, J. (2017). Tadarida : A Toolbox for Animal Detection on Acoustic Recordings. *Journal of Open Research Software*, 5(6), 1–8. <https://doi.org/https://doi.org/10.5334/jors.154>
- Behr O et al. 2017 Mitigating Bat Mortality with Turbine-Specific Curtailment Algorithms: A Model Based Approach. In *Wind Energy and Wildlife Interactions*, pp. 135–160. (doi:10.1007/978-3-319-51272-3_8)
- Border JA, Gillings S, Reynolds T, Neeve G, Newson SE. 2022 Can citizen science provide a solution for bat friendly planning? *Landsc. Urban Plan.* 223, 104402. (doi:10.1016/j.landurbplan.2022.104402)
- Boughey, K. L., Lake, I. R., Haysom, K. a., & Dolman, P. M. (2011). Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. *Biological Conservation*, 144(6), 1790–1798. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.017>
- Cryan PM et al. 2014 Behavior of bats at wind turbines. *Proc. Natl. Acad. Sci.* , 1–6. (doi:10.1073/pnas.1406672111)
- Dalthorp D, Madsen L, Huso M, Rabie P, Wolpert R, Studyvin J, Simonis J, Mintz J. 2018. GenEst statistical models - A generalized estimator of mortality. *Automated Data Processing and Computations* 7:1–13.
- De Conno, C., Nardone, V., Ancillotto, L., De Bonis, S., Guida, M., Jorge, I., Scarpa, U., & Russo, D. (2018). Testing the performance of bats as indicators of riverine ecosystem quality. *Ecological Indicators*, 95(August), 741–750. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.018>
- Denzinger, A., & Schnitzler, H. U. (2013). Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Frontiers in Physiology*, 4 JUL(July), 1–16. <https://doi.org/10.3389/fphys.2013.00164>
- Ellerbrok JS, Delius A, Peter F, Farwig N, Voigt CC. 2022 Activity of forest specialist bats decreases towards wind turbines at forest sites. *J. Appl. Ecol.* (doi:10.1111/1365-2664.14249)
- Frick W.F., Baerwald E.F., Pollock J.F., Barclay R.M.R., Szymanski J.A., Weller T.J., Russell A.L., Loeb S.C., Medellin R.A., McGuire L.P. 2017. Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. *Biological Conservation* 209 (2017) 172–177

- Froidevaux, J. S. P., Boughey, K. L., Barlow, K. E., & Jones, G. (2017). Factors driving population recovery of the greater horseshoe bat (*Rhinolophus ferrumequinum*) in the UK: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, February. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1320-1>
- Froidevaux JSP, Boughey KL, Hawkins CL, Broyles M, Jones G. 2019 Managing hedgerows for nocturnal wildlife: Do bats and their insect prey benefit from targeted agri-environment schemes? *J. Appl. Ecol.* 56, 1610–1623. (doi:10.1111/1365-2664.13412)
- Heim, O., Lenski, J., Schulze, J., Jung, K., Kramer-Schadt, S., Eccard, J. A., & Voigt, C. C. (2017). The relevance of vegetation structures and small water bodies for bats foraging above farmland. *Basic and Applied Ecology*, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.12.001>
- Huso MMP. 2011. An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. *Environmetrics* 22:318–329.
- Georgiakakis, P., Kret, E., Cárcamo, B., Doutau, B., Kafkaletou-Diez, A., Vasilakis, D., & Papadatou, E. (2012). Bat Fatalities at Wind Farms in North-Eastern Greece. *Acta Chiropterologica*, 14(2), 459-468. <https://doi.org/10.3161/150811012x661765>
- Goislot, C. (2021). Mortalité des chiroptères induite par les éoliennes dans le nord-ouest de la France : nombre de cas et distribution spatio- temporelle des espèces concernées. *Plume de Naturalistes*, 5, 101-122.
- Kerbiriou, C. (2021, 27 mars). Etat de conservation de la Noctule commune & Co [Diapositives]. SlideShare. <https://fr.slideshare.net/secret/8TeCxBUAjsRaPB>
- Kerbiriou C, Bas Y, Le Viol I, Lorrilliere R, Mougnot J, Julien JF. 2018 Potential of bat pass duration measures for studies of bat activity. *Bioacoustics* 4622, 1–16. (doi:10.1080/09524622.2017.1423517)
- Korner-Nievergelt F, Brinkmann R, Niermann I, Behr O. 2013 Estimating bat and bird mortality occurring at wind energy turbines from covariates and carcass searches using mixture models. *PLoS One* 8, e67997. (doi:10.1371/journal.pone.0067997)
- Kunz, T. H., & Fenton, B. M. (2006). *Bat Ecology*. University of Chicago Press.
- Lentini, P. E., Gibbons, P., Fischer, J., Law, B., Hanspach, J., & Martin, T. G. (2012). Bats in a Farming Landscape Benefit from Linear Remnants and Unimproved Pastures. *PLoS ONE*, 7(11). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0048201>
- Leroux C, Kerbiriou C, Le Viol I, Valet N, Barré K. 2022 Distance to hedgerows drives local repulsion and attraction of wind turbines on bats: Implications for spatial siting. *J. Appl. Ecol.* 59, 2142–2153. (doi:10.1111/1365-2664.14227)
- Lintott PR, Richardson SM, Hosken DJ, Fensome SA, Mathews F. 2016 Ecological impact assessments fail to reduce risk of bat casualties at wind farms. *Curr. Biol.* 26, R1135–R1136. (doi:10.1016/j.cub.2016.10.003)
- Măntoiu, D. T., Kravchenko, K., Lehnert, L. S., Vlaschenko, A., Moldovan, O. T., Mirea, I. C., Stanciu, R. C., Zaharia, R., Popescu-Mirceni, R., Nistorescu, M. C., & Voigt, C. C. (2020). Wildlife and infrastructure : impact of wind turbines on bats in the Black Sea coast region. *European Journal of Wildlife Research*, 66(3). <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01378-x>
- Martin C.M. Arnett E.B., Stevens R.D., Wallace C. 2017. Reducing bat fatalities at wind facilities while improving the economic efficiency of operational mitigation. *Journal of Mammalogy*, 98(2):378–385, DOI:10.1093/jmammal/gyx005
- Millon, L., Colin, C., Brescia, F., & Kerbiriou, C. (2018). Wind turbines impact bat activity, leading to high losses of habitat use in a biodiversity hotspot. *Ecological Engineering*, 112, 51–54. doi: 10.1016/j.ecoleng.2017.12.024
- Millon, L., Julien, J. F., Julliard, R., & Kerbiriou, C. (2015). Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. *Ecological Engineering*, 75, 250–257. doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.11.050
- Millon L, Barré K, Julliard R, Compère P, Kerbiriou C. 2021 Calculation of biodiversity level between different land-uses to improve conservation outcomes of biodiversity offsetting. *Land use policy* 101. (doi:10.1016/j.landusepol.2020.105161)
- Minderman, J., Gillis, M. H., Daly, H. F., & Park, K. J. (2016). Landscape-scale effects of single- and multiple small wind turbines on bat activity. *Animal Conservation*, 20(5), 455–462. doi: 10.1111/acv.12331
- Minderman, J., Pendlebury, C. J., Higgins, P., & Park, J. W. (2012). Experimental Evidence for the Effect of Small Wind Turbine Proximity and Operation on Bird and Bat Activity. *PLoS ONE*, 7(7), 41177. doi: 10.1371/journal.pone.0041177
- MTERD. 2020. Propuesta de Directrices para la Evaluación y Corrección de la Mortalidad de Quirópteros en Parques Eólico. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. SPAIN.
- MTES. 2018. Protocole de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres - révision 2018. Available from https://www.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/protocole_de_suivi_revision_2018-2.pdf.
- Rabie PA, Riser-Espinoza D, Studyvin J, Dalthorp D, Huso M. 2021. AWWI Technical Report: Performance of the GenEst Mortality Estimator compared to the Huso and Shoenfeld Estimators. Page American Wind Wildlife Institute. Washington, DC.
- Rabie PA, Welch-Acosta B, Nasman K, Schumacher S, Schueller S, Gruver J. 2022 Efficacy and cost of acoustic-informed and wind speed-only turbine curtailment to reduce bat fatalities at a wind energy facility in Wisconsin. *PLoS One* 17, 1–16.

(doi:10.1371/journal.pone.0266500)

- Roeleke, M., Blohm, T., Kramer-Schadt, S., Yovel, Y., & Voigt, C. C. (2016). Habitat use of bats in relation to wind turbines revealed by GPS tracking. *Scientific Reports*, 6(2), 1–9. <https://doi.org/10.1038/srep28961>
- Roemer C, Disca T, Coulon A, Bas Y 2017. Bat flight height monitored from wind masts predicts mortality risk at wind farms. *Biol Conserv* 215:116–122.
- Roemer C. Bas Y. Disca T. Coulon A., 2019. Influence of landscape and time of year on bat-wind turbines collision risks. *Landscape Ecol* [https://doi.org/10.1007/s10980-019-00927-3\(0123456789\(\).,-volV\(\) 0123458697\(\).,-volV](https://doi.org/10.1007/s10980-019-00927-3(0123456789().,-volV() 0123458697().,-volV)
- Rodrigues, L., Bach, L., Dubourg-Savage, M., Karapandza, B., Kovac, D., Kervyn, T., Dekker, J., Kepel, A., Bach, P., Collins, J., Harbusch, C., Park, K., Micevski, B., & Minderman, J. (2015). Guidelines for consideration of bats in wind farm projects - revision 2014, EUROBATs publication series no. 6 (English version). Bonn.
- Richardson SM, Lintott PR, Hosken DJ, Economou T, Mathews F. 2021 Peaks in bat activity at turbines and the implications for mitigating the impact of wind energy developments on bats. *Sci. Rep.* 11, 1–6. (doi:10.1038/s41598-021-82014-9)
- Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M. J., Green, M., Rodrigues, L., & Hedenström, A. (2010a). Bat Mortality at Wind Turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica*, 12(2), 261-274. <https://doi.org/10.3161/150811010x537846>
- Smallwood KS. 2007. Estimating Wind Turbine–Caused Bird Mortality. *Journal of Wildlife Management* 71:2781–2791.
- Tarabon, S., Berg`es, L., Dutoit, T., & Isselin-Nondedeu, F. (2019). Maximizing habitat connectivity in the mitigation hierarchy. A case study on three terrestrial mammals in an urban environment. *Journal of Environmental Management*, 243, 340–349. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.121>.
- Lentini, P. E., Gibbons, P., Fischer, J., Law, B., Hanspach, J., & Martin, T. G. (2012). Bats in a Farming Landscape Benefit from Linear Remnants and Unimproved Pastures. *PLoS ONE*, 7(11). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0048201>
- Voigt, C. C., Lehnert, L. S., Petersons, G., Adorf, F., & Bach, L. (2015). Wildlife and renewable energy : German politics cross migratory bats. *European Journal of Wildlife Research*, 61(2), 213-219. <https://doi.org/10.1007/s10344-015-0903-y>
- Voigt, C. C., Currie, S. E., Fritze, M., Roeleke, M., & Lindecke, O. (2018). Conservation Strategies for Bats Flying at High Altitudes. *BioScience*, 68(6), 427-435. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy040>
- Whitby, M. D., M. R. Schirmacher, and W. F. Frick. 2021. The State of the Science on Operational Minimization to Reduce Bat Fatality at Wind Energy Facilities. A report submitted to the National Renewable Energy Laboratory. Bat Conservation International. Austin, Texas.
- Wieringa JG, Carstens BC, Gibbs HL. 2021 Predicting migration routes for three species of migratory bats using species distribution models. *PeerJ* 9, e11177. (doi:10.7717/peerj.11177)
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). Mixed effects models and extensions in ecology with R. In Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>

10 Annexe 1 : définition des sigles

Le tableau suivant synthétise les sigles présents dans le rapport et leur définition.

Sigle	Signification
ADLS	Aircraft Detection Lighting System
AIC	critère d'information d'Akaike
AUC	Aire sous la courbe
BFC	Bourgogne Franche Comté
BPL	Bretagne-Pays de la Loire
ERC	Eviter-réduire-compenser
FEE	France Energie Eolienne
GAMM	Modèles additifs généralisés mixtes
GLMM	Modèles linéaires généralisés mixtes
ISWT	Indice de sensibilité de la communauté à l'éolien en termes de hauteurs de vol
LPO	Ligue pour la protection des oiseaux
LRE	Echolocateurs à longue portée
MNHN	Muséum national d'Histoire naturelle
MRE	Echolocateurs à moyenne portée
NRMSE	Normalized Root Mean Square Error
SDM	Modèles de distribution des espèces
SM	Song Meter
SRE	Echolocateurs à courte portée
TIMR	Turbine Integrated Mortality Reduction
VIF	Facteur d'inflation de la variance

11 Annexe 2 : description des guildes de chiroptères en lien avec l'éolien

Le tableau suivant synthétise pour les espèces incluses au rapport la guilde d'appartenance (LRE : écholocateurs à longue portée ; MRE : écholocateurs à moyenne portée ; SRE : écholocateurs à courte portée), l'indice de sensibilité aux collisions (reflet de la proportion de temps passé à voler haut à hauteur de pale d'éolienne), les fréquences initiales et terminales moyennes des cris, et un brève description du milieu de vol (catégories très synthétiques donnant une idée globale, des cas particuliers peuvent exister et l'indice de sensibilité aux collisions reste un meilleur indicateur des hauteurs de vol).

Espèces	Guildes ^{1,2}	Indice de sensibilité aux collisions ³	Fréquence moyenne terminale des cris (kHz) ^{4,5}	Fréquence moyenne initiale des cris (kHz) ^{4,5}	Description du vol
<i>Eptesicus nilssonii</i>	LRE	2,500	24.6±1.1	48.2±8.8	Milieu ouvert, haut vol
<i>Eptesicus serotinus</i>	LRE	287	22.4±1.2	47.2±7.4	Milieu ouvert à lisière, hauteurs moyennes à hautes
<i>Nyctalus lasiopterus</i>	LRE	12,755	13.3±1.6	17.0±4.7	Milieu ouvert, haut vol
<i>Nyctalus leislerii</i>	LRE	5,155	22.1±2.1	49.4±14.9	Milieu ouvert, haut vol
<i>Nyctalus noctula</i>	LRE	2,783	17.7±2.8	33.8±11.6	Milieu ouvert, haut vol
<i>Tadarida teniotis</i>	LRE	815	8.0±0.7	15.3±2.5	Milieu ouvert, haut vol
<i>Hypsugo savii</i>	MRE	833	28.8±0.8	48.3±7.2	Milieu ouvert, hauteurs basses à hautes
<i>Miniopterus schreibersii</i>	MRE	125	47.4±1.2	87.3±11.0	Milieu ouvert, hauteurs basses à hautes
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	MRE	411	33.6±1.3	63.6±12.8	Milieu ouvert à lisières, hauteurs basses à hautes
<i>Pipistrellus nathusii</i>	MRE	1,991	36.1±1.1	61.5±13.9	Milieu ouvert, hauteurs basses à hautes
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	MRE	273	42.6±1.4	73.8±15.9	Milieu ouvert à lisières, hauteurs basses à hautes
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	MRE	532	51.5 ± 8	84.1±16.5	Milieu ouvert à lisières, hauteurs basses à hautes
<i>Barbastellus barbastella</i>	SRE	19	25.7±2.2	48.3±3.9	Lisières à milieu fermé, hauteurs basses à moyennes
<i>Myotis spp.</i>	SRE	3 to 204	14±4.0 to 36.3±2.8	81.2±8.0 to 113.1±12.5	Lisières à milieu fermé, hauteurs basses à moyennes
<i>Plecotus spp.</i>	SRE	14	18.0±2.3 to 22.7±1.7	45.3±3.3 to 55.7±5.6	Lisières à milieu fermé, hauteurs basses à moyennes

Références

1. Denzinger, A., Schnitzler, H.U., 2013. Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Front. Physiol.* 4 JUL, 1–16. <https://doi.org/10.3389/fphys.2013.00164>
2. Frey-Ehrenbold, A., Bontadina, F., Arlettaz, R., Obrist, M.K., 2013. Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. *J. Appl. Ecol.* 50, 252–261. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12034>
3. Roemer, C., Disca, T., Coulon, A., Bas, Y., 2017. Bat flight height monitored from wind masts predicts mortality risk at wind farms. *Biol. Conserv.* 215, 116–122. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.09.002>
4. Obrist, M.K., Boesch, R., Fluckiger, P.F., 2004. Variability in echolocation call design of 26 Swiss bat species: consequences, limits and options for automated field identification with a synergetic pattern recognition approach. *Mammalia* 68, 307–322. <https://doi.org/10.1515/mamm.2004.030>
5. Walters, C.L., Freeman, R., Collen, A., Dietz, C., Brock Fenton, M., Jones, G., Obrist, M.K., Puechmaile, S.J., Sattler, T. & Siemers, B.M. (2012) A continental-scale tool for acoustic identification of European bats. *Journal of Applied Ecology*, 49, 1064-1074.

12 Annexe 3 : disponibilité des données

Le tableau suivant synthétise les jeux de données disponibles sur lesquels repose le rapport. Les jeux de données pour les articles non publiés ne sont pas encore disponibles.

Etude	Sections du rapport	Lien d'accès
Barré K, Froidevaux JSP, Sotillo A, Roemer C, Kerbiriou C. (2023) Drivers of bat activity at wind turbines advocate for mitigating bat exposure using multicriteria algorithm-based curtailment. <i>Science of the Total Environment</i> . 866, 161404.	2.1 ; 4.1.3	https://doi-org.inee.bib.cnrs.fr/10.5281/zenodo.7509723
Leroux C, Kerbiriou C, Le Viol I, Valet N, Barré K. (2022) Distance to hedgerows drives local repulsion and attraction of wind turbines on bats: Implications for spatial siting. <i>Journal of Applied Ecology</i> . 59, 2142–2153.	2.3 ; 4.1.3	https://doi.org/10.48502/rx37-fj67
Leroux C, Le Viol I, Valet N, Kerbiriou C, Barré K. (2023) Disentangling mechanisms responsible for wind energy effects on European bats. <i>Journal of Environmental Management.</i> , 346, 118987.	2.3 ; 4.1.3 ; 4.2	https://doi.org/10.5281/zenodo.8358475
Barré K, Froidevaux JSP, Leroux C, Mariton L, Fritze M, Kerbiriou C, Le Viol I, Bas Y, Roemer C. (2022) Over a decade of failure to implement UNEP/EUROBATS guidelines in wind energy planning: A call for action. <i>Conservation Science and Practice</i> . e12805	4.1.3	https://doi.org/10.5281/zenodo.7025223

L'ADEME EN BREF

À l'ADEME - l'Agence de la transition écologique -, nous sommes résolument engagés dans la lutte contre le réchauffement climatique et la dégradation des ressources.

Sur tous les fronts, nous mobilisons les citoyens, les acteurs économiques et les territoires, leur donnons les moyens de progresser vers une société économe en ressources, plus sobre en carbone, plus juste et harmonieuse.

Dans tous les domaines - énergie, économie circulaire, alimentation, mobilité, qualité de l'air, adaptation au changement climatique, sols... - nous conseillons, facilitons et aidons au financement de nombreux projets, de la recherche jusqu'au partage des solutions.

À tous les niveaux, nous mettons nos capacités d'expertise et de prospective au service des politiques publiques.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle du ministère de la Transition écologique et du ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche et de l'Innovation.

LES COLLECTIONS DE L'ADEME



FAITS ET CHIFFRES

L'ADEME référent : Elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.



CLÉS POUR AGIR

L'ADEME facilitateur : Elle élabore des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation.



ILS L'ONT FAIT

L'ADEME catalyseur : Les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.



EXPERTISES

L'ADEME expert : Elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous son regard



HORIZONS

L'ADEME tournée vers l'avenir : Elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.



EXPERTISES

Prise en compte des impacts de l'éolien sur les chiroptères de la planification des projets à la phase d'exploitation

