



Parc éolien de Guilleville (28)

Suivi post-implantation 2021

ÉCOSPHÈRE Agence Centre-Bourgogne
112 rue du Nécotin, 45000 ORLEANS

12/05/2022



INFORMATIONS & CONTACTS ●●●

Parc éolien de Guilleville (28) Suivi post-implantation 2021

Étude réalisée pour : EDF Renewables

Direction OMEGA
Agence de Montpellier
Bâtiment BLASCO
966 avenue Raymond DUGRAND
CS 66014
34060 MONTPELLIER
04 67 62 77 64

Julie PASTOR
06 34 78 66 44
Julie.Pastor@edf-re.fr

Étude réalisée par : ÉCOSPHÈRE Agence Centre-Bourgogne

112 rue du Nécotin, 45000 ORLEANS
02 38 42 12 90

Coordination

Manon ACQUEBERGE
Chargée d'étude faune

Suivi de mortalité

Manon ACQUEBERGE, Maxime COLLET,
Bastien CORNIAUX
Chargés d'études faune

Analyses faunistiques

Bastien CORNIAUX
Chargé d'études faune

SIG et cartographie

Ulysse BOURGEOIS
Géomaticien

Contrôle qualité

Guillaume VUITTON
Directeur de l'agence Centre-Bourgogne

CONTEXTE ●●●

Le parc éolien de Guilleville est constitué de 4 éoliennes de type Nordex N117/3600 et d'1 éolienne de type Nordex N100/3300. Il a été mis en service en février 2019. Le parc se situe sur les communes de Guilleville, Trancrainville et Fresnay-l'Évêque dans le département de l'Eure-et-Loir (28), en contexte de cultures intensives.

Suite à un premier suivi post-implantation réalisé en 2019 par Ecosphère, des préconisations ont été faites pour la mise en œuvre d'un bridage nocturne protégeant les chauves-souris.

Afin de se conformer à la réglementation ICPE, la société EDF Renewables souhaite faire réaliser un second suivi de mortalité, afin de vérifier l'efficacité des paramètres retenus pour ces premiers algorithmes de bridage.

Mission d'Ecosphère :

Dans ce contexte, la mission d'Ecosphère consistait à :

- Effectuer des recherches de cadavres au sol de début août à fin octobre (soit 3 mois) sur l'ensemble des éoliennes ;
- Évaluer les impacts par collision ou barotraumatisme à partir des résultats de mortalité obtenus ;
- Proposer le cas échéant des mesures de réduction proportionnées.

- INFORMATIONS & CONTACTS 2**
- CONTEXTE 2**
- SOMMAIRE 3**
- RESUME NON TECHNIQUE..... 4**
- 1. CADRE TECHNIQUE ET REGLEMENTAIRE D'UN SUIVI POST-IMPLANTATION..... 6**
 - 1.1 CADRE REGLEMENTAIRE6
 - 1.2 DEFINITION DU PROTOCOLE NATIONAL6
 - 1.3 APPLICATION DU PROTOCOLE NATIONAL A L'ECHELLE DU PARC SUIVI6
- 2. PRESENTATION DU PARC EOLIEN 7**
 - 2.1 LOCALISATION ET CONTEXTE ECOLOGIQUE.....7
 - 2.2 CARACTERISTIQUES GENERALES DU PARC EOLIEN ET CARACTERISTIQUES TECHNIQUES DES EOLIENNES7
 - 2.3 SITUATION ECOLOGIQUE ANTERIEURE – RAPPEL DE L'ETUDE D'IMPACT ET DU SUIVI POST-IMPLANTATION 2019
8
- 3. METHODES DE TRAVAIL12**
 - 3.1 SUIVI DE MORTALITE DES CHAUVES-SOURIS ET DES OISEAUX12
 - 3.2 METHODE D'EVALUATION DES ESPECES FREQUENTANT LE PARC.....18
 - 3.3 METHODE DE DEFINITION DES IMPACTS ET DES MESURES DE REDUCTION ADAPTEES AU PARC20
- 4. RESULTATS ET INTERPRETATIONS DU SUIVI DE MORTALITE21**
 - 4.1 RESULTATS BRUTS21
 - 4.2 VARIABLES SERVANT A L'ESTIMATION DE LA MORTALITE REELLE24
 - 4.3 ESTIMATION DE LA MORTALITE REELLE27
 - 4.4 CONCLUSION SUR LE SUIVI DE MORTALITE28
- 5. EVALUATION DES IMPACTS PAR COLLISION ET BAROTRAUMATISME29**
 - 5.1 OISEAUX29
 - 5.2 CHAUVES-SOURIS29
 - 5.3 ELEMENTS DE COMPARAISON AVEC LE PREMIER SUIVI DE MORTALITE.....30
- 6. MESURES DE REDUCTION DES RISQUES DE COLLISION.....32**
 - 6.1 PROTECTION DES CHAUVES-SOURIS FREQUENTANT LE PARC PAR UN BRIDAGE NOCTURNE DIFFERENCIE32
 - 6.2 CONTROLE DE L'ECLAIRAGE NOCTURNE32
 - 6.3 GESTION DES HABITATS AUTOUR DES EOLIENNES32
 - 6.4 REDUCTION DES TURBULENCES AUX ABORDS DES PALES33
- 7. MESURES DE SUIVI.....34**
- 8. BIBLIOGRAPHIE35**
- ANNEXE 1 : DATES DE PROSPECTION DU SUIVI DE MORTALITE ET DES TESTS ASSOCIES.....40**
- ANNEXE 2 : SURFACES PROSPECTEES PAR EOLIENNE AU COURS DU SUIVI41**
- ANNEXE 3 : SYNTHESE DES CADAVRES DECOUVERTS LORS DU SUIVI DE MORTALITE42**
- ANNEXE 4 : ESTIMATIONS DE LA MORTALITE REELLE OBTENUES A PARTIR D'EOLAPP43**
- ANNEXE 5 : ESTIMATIONS DE LA MORTALITE REELLE OBTENUES A PARTIR DE GENEST44**
- ANNEXE 6 : PARAMETRES SERVANT A L'ESTIMATION DE LA MORTALITE REELLE AVEC**





RESUME NON TECHNIQUE

Ce résumé présente les éléments essentiels à retenir, exposés de manière synthétique, et se veut pédagogique. Le détail des descriptions et des analyses qui permettent de comprendre précisément les enjeux écologiques se trouve dans le corps du texte.

❖ Présentation du parc éolien suivi

Le parc éolien de Guilleville est situé sur les communes de Guilleville, Trancrainville et Fresnay-l'Évêque, au sud-est du département de l'Eure-et-Loir (28) en région Centre-Val de Loire. Il se trouve à environ 30 km au sud-est de Chartres, et à 30 km au nord d'Orléans.

Le parc est constitué de 5 éoliennes implantées en cultures et mises en service en février 2019.

❖ Contexte du suivi post-implantation de 2021

Le parc de Guilleville a été mis en service en février 2019. Un premier suivi post-implantation, composé d'un suivi de la mortalité (de début avril à fin octobre) et d'un suivi acoustique à hauteur de nacelle (de début avril à mi-novembre) a été réalisé en 2019. Celui-ci a conclu à la mise en place d'un bridage sur le parc. Ces mesures correctives ont été appliquées à partir de 2020.

Conformément à l'arrêté du 22/06/2020, un second suivi a été réalisé au cours de l'année 2021 afin de vérifier l'efficacité des mesures correctives.

❖ Méthodes de travail

Mortalité

Les 5 éoliennes du parc, se trouvant toutes dans un contexte agricole de cultures intensives, ont été inspectées à chaque passage en appliquant la même méthodologie, selon un protocole standardisé. Un total de **26 passages a été réalisé entre le 2 août et le 28 octobre 2021** (semaines 31 à 43), avec un **intervalle moyen entre les passages de 3,5 jours**.

Les pales mesurant 60 m, les prospections se sont effectuées dans un rayon de **60 mètres** autour des mâts des machines.

La méthode de recherche est identique à celle appliquée en 2019 afin de permettre une comparaison des résultats.

Un test de persistance mutualisé entre le parc d'Espiers et le parc voisin de Guilleville (afin de maximiser le nombre de leurres déposés) a été réalisé le 23/08/2021, avec un suivi de la persistance des leurres répartis sur les éoliennes à J+1, J+3, J+7, J+11 et J+14. **Le test d'efficacité** des observateurs, réalisé le 30/09/2021, a consisté en la dépose de 106 leurres sur les différentes zones prospectables autour des éoliennes.

¹ IC 80 % = Intervalle de Confiance à 80 %. L'intervalle de confiance encadre la valeur de mortalité estimée par une borne supérieure et une borne inférieure. Ici, le niveau de confiance de cet intervalle est de 80%. Ce qui

Les résultats bruts sont corrigés grâce aux applications EolApp (permettant d'obtenir les formules d'Huso et Jones avec leur intervalle de confiance, conformément aux préconisations du protocole national de 2018) et **GenEst** (permettant d'obtenir des résultats plus fins et mieux adaptés aux conditions stationnelles, également sous la forme d'une médiane avec intervalle de confiance).

❖ Résultats du suivi de la mortalité

Résultats bruts

La mortalité constatée entre août et octobre 2021 se compose de **4 individus** :

- **3 oiseaux appartenant à au moins 2 espèces** : 1 Martinet noir [migrateur], 1 Roitelet à triple-bandeau [migrateur] et 1 Roitelet sp. [migrateur] ;
- **1 chiroptère** : 1 Pipistrelle de Nathusius [migratrice] ;

Les cadavres découverts sur le parc de Guilleville sont distribués de manière hétérogène entre les éoliennes. Ainsi les quelques cadavres détectés l'ont été au sud du parc, autour de E1, E2 et E3.

Date de découverte	Chiroptères	Oiseaux
02/08/2021		Martinet noir (E1)
03/09/2021	Pipistrelle de Nathusius (E3)	
04/10/2021		Roitelet à triple-bandeau (E2)
15/10/2021		Roitelet sp. (E3)

Persistance des cadavres

Les tests de persistance réalisés à partir de 18 leurres montrent **un taux de persistance de 56 %** durant l'intervalle (3 j).

La persistance est modérée sur la période suivie (de début août à fin octobre). **L'intervalle réduit entre les passages (un passage tous les 3,5 j) limite les biais liés à la disparition relativement rapide des cadavres et permet de ne pas augmenter le degré d'imprécision.**

Déteçabilité (efficacité de l'observateur)

Le taux moyen de détection est considéré comme bon, avec 89 % [IC 80 %¹ : 0,84-0,92] de leurres découverts sur l'ensemble de la période de prospection. Ce taux est équivalent pour les deux intervenants ayant effectué des prospections régulières sur le parc de Guilleville en 2021.

Surface prospectée

La surface moyenne de prospection est de 58 % sur l'intégralité du suivi, avec une variabilité entre les éoliennes.

Estimations de la mortalité

Les résultats bruts de mortalité ont été corrigés selon 3 modèles statistiques (Erickson, Huso et Jones) à partir de nos calculs et de l'application « EolApp » développée par Besnard et Bernard (CEFE CNRS).

Ils ont également été analysés à partir de l'application « GenEst », développée par Huso & Dalthorp (USGS). Les résultats obtenus avec cette seconde méthode ont été conservés car elle permet un

signifie qu'il y a 80 chances sur 100 pour que la valeur de l'estimation de la mortalité soit comprise entre la borne inférieure et la borne supérieure.

ajustement plus fin aux conditions réelles de suivi. Ainsi, l'estimation de la mortalité réelle aboutit à des valeurs médianes de la mortalité d'environ **6 oiseaux [IC 80 % : 3 – 10] sur l'ensemble du suivi** (août – octobre). Les estimations de mortalité concernant uniquement les chiroptères n'ont pas pu être réalisées, 1 seul cadavre ayant été trouvé au cours du suivi (échantillon trop faible statistiquement). Sur la période étudiée, la mortalité estimée pour l'ensemble des taxons est de **8 cadavres [IC 80 % : 4 – 13]**. Les estimations obtenues présentent assez peu de biais et peuvent être considérées comme fiables.

❖ Evaluation des impacts par collision

Pour les oiseaux, le niveau d'impact avéré est négligeable pour l'ensemble des espèces dont des cadavres ont été découverts au niveau du parc. Le niveau d'impact global pour l'avifaune est ainsi négligeable entre août et octobre.

Pour les chauves-souris, le niveau d'impact avéré est négligeable pour la Pipistrelle de Nathusius. Le niveau d'impact est négligeable pour l'ensemble des chiroptères durant la période suivie (août – octobre).

❖ Mesures de réduction des risques de collision et de suivi

Bridage nocturne

La mortalité résiduelle constatée en 2021 est négligeable, avec un seul chiroptère détecté sur l'ensemble du suivi. **Les risques de collisions sont négligeables en août, septembre et octobre.**

Le bridage mis en place sur le parc de Guilleville à la suite du suivi de 2019 est efficace, il n'est donc pas nécessaire d'y apporter des modifications.

Le tableau ci-dessous récapitule pour chaque mois les paramètres de bridage (mesurés à hauteur de nacelle en 2019) établis pour réduire les risques de collision des chauves-souris à partir de 2020. Ces paramètres sont à conserver d'après les résultats obtenus lors du présent suivi.

Algorithmes de bridage nocturne par période à conserver sur le parc de Guilleville

(niveau d'impact : blanc : négligeable (= non significatif) ; gris = faible)

	Bridage nocturne (vent à hauteur de nacelle)
Du 1 ^{er} janvier au 31 mars	Aucun bridage
Du 1 ^{er} avril au 31 juillet	Aucun bridage
Du 1 ^{er} août au 30 septembre	≤ 6 m/s -0h30 à +5h00
Octobre	≤ 4 m/s -0h30 à +13h00
Du 1 ^{er} novembre au 31 décembre	Aucun bridage

Contrôle de l'éclairage nocturne

Chaque éolienne est équipée d'une lampe halogène au niveau de sa porte d'accès, laquelle se déclenche grâce à un détecteur de mouvement pour permettre la montée des escaliers en sécurité de nuit.

La durée pendant laquelle la lampe reste allumée ne devra pas dépasser les deux minutes afin de limiter les risques de pollution lumineuse.

Gestion des habitats autour des éoliennes

Les friches herbacées aux abords de la plateforme des éoliennes constituent des habitats privilégiés par les chauves-souris et le Faucon crécerelle, pour la chasse en particulier. **Afin de limiter leur attractivité, il est recommandé de les maintenir à ras le plus longtemps possible tout au long de la saison active (mars à octobre en général).**

Les plateformes du parc éolien de Guilleville ne présentent pas de surfaces significatives laissées volontairement en friche, réduisant déjà ce facteur de risque.

Réduction des turbulences aux abords des pales

Plusieurs constructeurs, dont Nordex, mettent en avant l'utilisation de **serrations** pour réduire le bruit du souffle, et aussi de **générateurs de vortex** pour réduire les effets de décrochages aérodynamiques au niveau des pales et donc augmenter de quelques pourcents le rendement de la machine.

La réduction des effets de turbulences pourrait aussi potentiellement réduire les risques de barotraumatisme et de chute pour les chiroptères.

Les éoliennes Nordex N117 du parc de Guilleville sont équipées de générateurs de vortex.

Suivi de l'efficacité des mesures

L'arrêté ministériel du 22 juin 2020 relatif à la notion ICPE-éolien, prévoit dorénavant que **le suivi environnemental soit renouvelé dans les 12 mois si le précédent suivi a mis en évidence un impact significatif et qu'il est nécessaire de vérifier l'efficacité des mesures correctives.**

Étant donné l'impact négligeable du parc sur les chiroptères et les oiseaux constaté en 2021, **une nouvelle vérification de l'efficacité du bridage nocturne ne semble pas nécessaire sur le parc de Guilleville.**



1. CADRE TECHNIQUE ET REGLEMENTAIRE D'UN SUIVI POST-IMPLANTATION

1.1 CADRE REGLEMENTAIRE

L'arrêté du 26 août 2011, dans son article 12, précise pour une installation classée ICPE :

« Au moins une fois au cours des trois premières années de fonctionnement de l'installation puis une fois tous les dix ans, l'exploitant met en place un suivi environnemental permettant notamment d'estimer la mortalité de l'avifaune et des chiroptères due à la présence des aérogénérateurs. Lorsqu'un protocole de suivi environnemental est reconnu par le ministre chargé des installations classées, le suivi mis en place par l'exploitant est conforme à ce protocole. Ce suivi est tenu à disposition de l'inspection des installations classées ».

Ce suivi doit également être conforme aux dispositions applicables aux ICPE relatives à l'étude d'impact. Ainsi, l'article R122-14 du code de l'environnement prévoit que :

« - La décision d'autorisation, d'approbation ou d'exécution du projet mentionne :
1° Les mesures à la charge du pétitionnaire ou du maître d'ouvrage, destinées à éviter les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine, réduire les effets n'ayant pu être évités et, lorsque cela est possible, compenser les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine qui n'ont pu être ni évités ni suffisamment réduits ;
2° Les modalités du suivi des effets du projet sur l'environnement ou la santé humaine ;
3° Les modalités du suivi de la réalisation des mesures prévues au 1° ainsi que du suivi de leurs effets sur l'environnement, qui font l'objet d'un ou plusieurs bilans réalisés selon un calendrier que l'autorité compétente pour autoriser ou approuver détermine. Ce ou ces bilans sont transmis pour information par l'autorité compétente pour prendre la décision d'autorisation, d'approbation ou d'exécution à l'autorité administrative de l'État compétente en matière d'environnement. »

L'arrêté du 22/06/2020, modifiant l'arrêté du 26/08/2011, apporte des précisions quant aux exigences sur les délais de rendu des suivis post-implantation et les modalités de téléversement légales des données brutes collectées. **Il stipule également que ce suivi est renouvelé dans les 12 mois si un impact significatif est mis en évidence et qu'il est nécessaire de vérifier l'efficacité des mesures correctives.** Au minimum, le suivi est renouvelé tous les 10 ans d'exploitation de l'installation.

1.2 DEFINITION DU PROTOCOLE NATIONAL

En novembre 2015, l'État a publié un protocole standardisé permettant de réaliser les suivis environnementaux. Il guide également la définition des modalités du suivi des effets du projet sur l'avifaune et les chiroptères prévu par l'article R122-14 du code de l'environnement.

Entre 2016 et 2017, ce protocole national s'est avéré inadapté à l'usage et généralisait des mesures qui n'avaient en fait de sens que pour certains parcs. Des travaux associant les administrations, les professionnels de l'éolien (FEE & SER), les associations de protection de la biodiversité (LPO & SFPEM)

et le Muséum National d'Histoire Naturelle ont alors permis d'aboutir à un nouveau consensus. Sur cette base, une décision ministérielle a été publiée le 5 avril 2018² avec un nouveau protocole national de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres.

Ce protocole de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres révisé en 2018 préconise un suivi de mortalité constitué au minimum de 20 passages (entre les semaines 20 à 43). Le suivi pourra être renforcé sur cette même période (augmentation de la fréquence des passages) ou élargi à d'autres périodes de l'année selon les conclusions de l'étude d'impact, les prescriptions potentielles des arrêtés préfectoraux ou si les premiers résultats des suivis de mortalité indiquent des niveaux de mortalité significatifs.

Aussi, un suivi d'activité en hauteur des chiroptères sera couplé au suivi de mortalité à minima des semaines 31 à 43, et qui pourra également être élargi en fonction des enjeux et risques d'impact identifiés.

Le tableau suivant synthétise les périodes de suivi préconisées selon les caractéristiques du parc éolien.

Période sur laquelle doit être effectué le suivi de mortalité de l'avifaune et des chiroptères et le suivi d'activité des chiroptères en hauteur en fonction des enjeux (tiré du Protocole de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres. Révision 2018)

Semaine n°	1 à 19	20 à 30	31 à 43	44 à 52
Le suivi de mortalité doit être réalisé ...	Si enjeux avifaunistiques ou risque d'impact sur les chiroptères spécifiques *	Dans tous les cas *		Si enjeux avifaunistiques ou risque d'impact sur les chiroptères *
Suivi d'activité en hauteur des chiroptères	Si enjeux sur les chiroptères	Si pas de suivi en hauteur dans l'étude d'impact	Dans tous les cas	Si enjeux sur les chiroptères

* Le suivi de mortalité des oiseaux et des chiroptères est mutualisé. Ainsi, tout suivi de mortalité devra conduire à rechercher à la fois les oiseaux et les chiroptères (y compris par exemple en cas de suivi étendu motivé par des enjeux avifaunistiques).

1.3 APPLICATION DU PROTOCOLE NATIONAL A L'ECHELLE DU PARC SUIVI

Dans le cas du parc éolien de Guilleville, le suivi ayant été contractualisé en mai 2021 et débuté en août 2021, les préconisations du protocole national de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres (avril 2018) s'y appliquent.

Le parc de Guilleville a été mis en service en février 2019. Un premier suivi post-implantation, composé d'un suivi de la mortalité (de début avril à fin octobre) et d'un suivi acoustique à hauteur de nacelle (de début avril à mi-novembre) a été réalisé en 2019. L'éolienne E5 a par ailleurs fait l'objet de 5 passages supplémentaires (mi-avril à mi-mai) dans le but de vérifier l'efficacité du dispositif DT-Bird conformément aux engagements pris par EDF Renewables. Les études ont conclu, fin 2020, à la mise en place d'un bridage sur le parc. Ces mesures correctives ont été appliquées à partir de 2021.

Conformément à l'arrêté du 22/06/2020, un second suivi a été réalisé au cours de l'année 2021 afin de vérifier l'efficacité des mesures correctives.

² Décision du 5 avril 2018, NOR : TREP1807992S

2. PRESENTATION DU PARC EOLIEN

2.1 LOCALISATION ET CONTEXTE ECOLOGIQUE

Voir la carte « Localisation du parc éolien » en fin de chapitre.

Le parc éolien de Guilleville est situé sur les communes de Guilleville, Trancrainville et Fresnay-l'Évêque, au sud-est du département de l'Eure-et-Loir (28) en région Centre-Val de Loire. Il se trouve à environ 30 km au sud-est de Chartres, et à 30 km au nord d'Orléans. Le parc est constitué de 5 éoliennes implantées en cultures.

Ce parc s'inscrit dans un contexte d'openfield, dominé par l'agriculture intensive. Il est localisé entre l'autoroute A10 à l'est et la RN154 un peu plus à l'ouest. Quelques bosquets ou boisements sont situés aux abords du parc. Une haie arborée située dans le prolongement du Bois Brûlé borde l'éolienne E5 au nord. Les boisements de la Vallée de Boissay se trouvent à l'ouest de l'éolienne E4. Un autre boisement est localisé à moins de 200 m à l'ouest de l'éolienne E3.



Vue du contexte paysager aux abords de l'éolienne E1 (B. Corniaux - Ecosphère)



Vue du contexte paysager aux abords de l'éolienne E3 (B. Corniaux - Ecosphère)

2.2 CARACTERISTIQUES GENERALES DU PARC EOLIEN ET CARACTERISTIQUES TECHNIQUES DES EOLIENNES

Le parc éolien de Guilleville est composé de 5 éoliennes. Leurs caractéristiques techniques sont résumées dans les tableaux suivants.

Caractéristiques du parc de « Guilleville »

Date de mise en service	Février 2019	
Modèle	Nordex N117/3600	Nordex N100/3300
Nombre d'éoliennes	4 (n°2 à 5)	1 (n°1)
Exploitant	SAS « Parc éolien de Guilleville »	
Puissance cumulée	14,4 MW	3,3 MW

Caractéristiques des éoliennes

Éolienne	E2, E3, E4 et E5	E1
Modèle	Nordex N117/3600	Nordex N100/3300
Hauteur du moyeu	91 m	100 m
Diamètre du rotor	117 m	99,8 m
Garde au sol	32,5 m	50 m
Zone de balayage du rotor	10 752 m ²	7 823 m ²
Puissance nominale	3,6 MW	3,3 MW
Vitesse de connexion (cut-in wind speed)	3 m/s	3,5 m/s
Vitesse max d'arrêt (10 min en moyenne)	25 m/s	25 m/s
Vitesse de rotation maximale	14,1 tours/minute	16,1 tours/minute
Vitesse de rotation minimale	7,9 tours/minute	9 tours/minute



Eolienne 1



Eolienne 2



Eolienne 3



Eolienne 4



Eolienne 5



Vue du parc depuis l'éolienne 3

Contexte écologique aux abords des éoliennes (B. Corniaux - Ecosphère)

2.3 SITUATION ECOLOGIQUE ANTERIEURE – RAPPEL DE L'ETUDE D'IMPACT ET DU SUIVI POST-IMPLANTATION 2019

Une partie des conclusions présentes dans le résumé non technique de l'étude d'impact écologique a pu être consultée. Une analyse de ce contenu de l'étude d'impact écologique datant de 2014 est réalisée conformément aux objectifs du suivi afin de pouvoir mesurer la conformité ou l'éventuel écart avec la situation écologique actuelle.

2.3.1 ETUDE D'IMPACT ECOLOGIQUE (EIE)

2.3.1.1 L'avifaune

Les enjeux concernant les oiseaux étaient globalement faibles, avec une diversité spécifique restreinte.

En période de nidification, 35 espèces d'oiseaux ont été recensées, avec un nombre réduit de couples sur la zone d'étude. Parmi elles, 2 espèces à enjeux étaient présentes :

- l'Œdicnème criard, avec 2 couples nicheurs certains et 1 probable ;
- le Busard Saint-Martin, avec 1 couple nicheur certain et 1 probable.

Concernant la migration, un axe préférentiel du flux migratoire se dégageait au niveau des Vallées de Boissay et de Trancrainville. Les flux principaux concernaient le Vanneau huppé, le Pluvier doré et le Pinson des arbres, observés en grands effectifs. L'enjeu était considéré comme moyen en période de migration dans la partie nord de l'aire d'étude.

La zone d'étude ne semblait pas présenter d'enjeu concernant les oiseaux en hivernage. Aucun regroupement de Vanneaux huppés ou de Pluviers dorés n'a été notifié dans l'étude d'impact, bien que la Beauce soit une région très fréquentée par ces espèces à cette période de l'année.

2.3.1.2 Les chiroptères

Les inventaires sur les chauves-souris ont été réalisés notamment avec l'utilisation de ballons en altitude.

Aucun contact n'a été obtenu sur la zone d'étude, l'étude écologique initiale conclue sur une absence de gîte, de déplacement ou de comportement de chasse au sein du secteur étudié.

Seule la Pipistrelle commune était notée à proximité du projet, dans les boisements et les zones habitées.

L'enjeu concernant les chiroptères était considéré comme faible.

2.3.2 ARRETE PREFECTORAL D'AUTORISATION D'EXPLOITER

L'arrêté préfectoral du 11 janvier 2016 stipule qu'un système automatique de détection, de dissuasion et d'arrêt doit être mis en place sur l'éolienne E5, afin de limiter le risque de collision avec l'avifaune lors des périodes de migration (notamment pour le Vanneau huppé et le Pluvier doré).

Un suivi de l'efficacité de ce dispositif est à réaliser sur le terrain à raison de 2 demi-journées par semaine, pendant toute la durée de la période de migration et durant les 2 premières années de mise en service du parc. Ce suivi fait l'objet d'un rapport tenu à la disposition de l'inspection des installations classées.

Ce suivi spécifique a été réalisé par Ecosphère en 2019 et 2020. **La très faible mortalité constatée sur E5 au cours de ces deux années a permis de conclure sur l'efficacité du système DT Bird mis en place, même si une possible surévaluation de l'impact au moment de l'étude d'impact écologique n'est pas à exclure.**

2.3.3 SUIVI POST-IMPLANTATION 2019

Le suivi réalisé en 2019 sur le parc de Guilleville a fait l'objet de **45 passages répartis entre le 01/04 et le 31/10/2019**, avec une fréquence d'un passage tous les 7 jours d'avril à juillet et d'un passage tous les 3 ou 4 jours d'août à octobre, soit un **intervalle moyen entre les passages de 4,8 jours**. Les **5 éoliennes** du parc ont été suivies selon le protocole national (2018) sur l'ensemble de la période. L'éolienne E5 a fait l'objet de 5 passages supplémentaires répartis de la mi-avril à la mi-mai dans le but de vérifier l'efficacité du dispositif DT-Bird. Les recherches ont été réalisées dans un **rayon de 60 m** autour du mât. La **surface moyenne de prospection était de 71 % sur l'intégralité du suivi**, avec un changement au moment des moissons (passage de 31 % à 98 % des surfaces prospectées en moyenne à la mi-juillet). Les tests de détection réalisés pour les deux observateurs montraient une **détectabilité moyenne de 90 %**. Les tests de persistance réalisés à partir de 30 leures révélaient une **persistance moyenne de 60 %** durant l'intervalle (4 j).

24 cadavres ont été découverts tout au long du suivi, parmi lesquels :

- **3 chiroptères d'espèces différentes** (Pipistrelle commune [sédentaire], Pipistrelle de Kuhl [sédentaire], Noctule de Leisler [migratrice]) ;
- **21 oiseaux appartenant à 6 espèces** (1 Buse variable [sédentaire], 2 Rougegorges familiers [migrateurs], 1 Martinet noir [migrateur], 1 Gobemouche noir [migrateur], 2 Roitelets huppés [migrateurs], 11 Roitelets à triple-bandeau [migrateurs] et 3 roitelets non identifiés [migrateurs]).

Les résultats bruts de mortalité ont été corrigés selon 3 modèles statistiques (Erickson, Huso et Jones) à partir des calculs d'Ecosphère et de l'application « EolApp » développée par Besnard et Bernard (CEFE CNRS). Les estimations obtenues aboutissaient à une valeur médiane de la mortalité d'environ **6,5 chiroptères** (IC 80 % : 2 à 11,5) et **46 oiseaux** (IC 80 % : 31,5 à 61,5) pour le modèle d'Huso, ou **6,5 chiroptères** (IC 80 % : 2 à 12) et **47 oiseaux** (IC 80 % : 32 à 63,5) pour le modèle de Jones, sur l'ensemble du parc pour la période de suivi (début avril – fin octobre).

Les éoliennes les plus impactantes étaient les éoliennes 3 et 4, pour lesquelles la mortalité estimée par éolienne était de 21 à 23 cadavres par an en valeur médiane. Ces deux éoliennes étaient également les seules sur lesquelles un impact avait été observé sur les chauves-souris. La mortalité engendrée par l'éolienne E2 était également importante bien que de moindre ampleur, avec une dizaine de cadavres par an. Il semble que la continuité boisée et la mosaïque de boisements situées au nord de Guilleville (Bois de la Fontaine) et de Boissay attiraient particulièrement la faune volante dans le paysage très ouvert de la Beauce.

L'éolienne E5 a été équipée d'un système DTBird afin de prévenir et réduire le risque de collision des oiseaux, suite aux conclusions de l'étude d'impact, indiquant un plus fort impact potentiel de cette éolienne située dans la Vallée de Trancrainville, où se dégageait un couloir de migration. Au cours du suivi effectué en 2019, seuls deux cas de mortalité ont été découverts au pied de cette éolienne, permettant de conclure sur le faible impact de E5. Il est toutefois à noter que les cas de mortalité constatés sur le parc de Guilleville en 2019 concernaient en grande majorité des passereaux, que le DTBird ne détecte pas. Le faible nombre de cadavres détectés sous E5 lors de ce suivi était donc potentiellement lié à une faible fréquentation des abords de l'éolienne par l'avifaune.

Par ailleurs, un suivi à hauteur de nacelle a été réalisé en 2019 sur le parc de Guilleville, au niveau de l'éolienne E3. Les activités enregistrées étaient globalement faibles voire quasi-nulles selon les périodes de l'année et concernaient peu d'espèces (Pipistrelles commune, de Kuhl et de Nathusius, ainsi que Noctules commune et de Leisler).

Dans le détail, le micro a été globalement opérationnel du 5 avril jusqu'au 27 août 2019. Il a ensuite accusé une période de défaillance jusqu'au 15 septembre (18 nuits). Une remise en route a permis de retrouver une période opérationnelle quasi continue, à l'exception de 5 nuits en juillet et 3 nuits en octobre.

Peu de contacts de chauves-souris ont été enregistrés lors du suivi de 2019. L'espèce majoritairement contactée était la Pipistrelle commune, avec un pic d'activité en juin. Les espèces de haut vol (Noctules, groupe des sérotules) ont été très faiblement enregistrées à hauteur de nacelle (30 contacts sur l'ensemble du suivi). Les autres pipistrelles (de Kuhl et/ou de Nathusius) étaient également peu présentes (19 contacts sur l'ensemble du suivi).

Le tableau suivant illustre l'activité mensuelle enregistrée à hauteur de nacelle sur le parc de Guilleville en 2019.

Activités mensuelles enregistrées du 5 avril au 18 novembre 2019 depuis la nacelle de E3

Mois	Noctule de Leisler	Noctule commune	Sérotules	Pipistrelle commune	Pipistrelle de Kuhl	Pipistrelle de Nathusius	Pipistrelle de Kuhl/Nathusius	Total
Avril (27 nuits)	3				2	1		6
Mai (31 nuits)				42				42
Juin (30 nuits)				139	9			148
Juillet (26 nuits)		8		3				11
Août (28 nuits)	5		5					10
Septembre (16 nuits)			1	1				2
Octobre (28 nuits)	8			3		5	2	18
Novembre (17 nuits)				1				1
Total	16	8	6	189	11	6	2	238

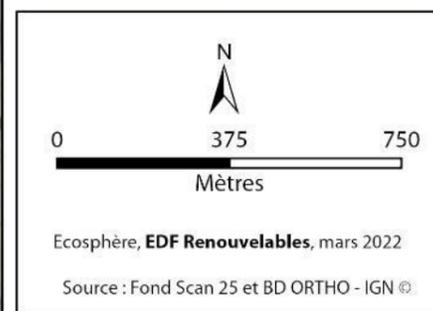
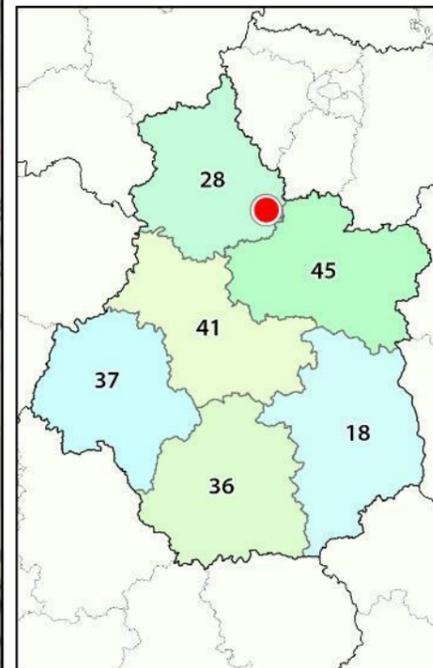
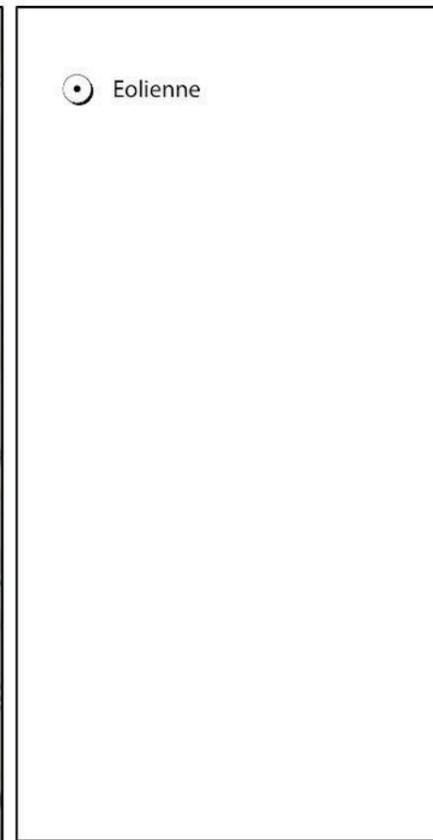
La très grande majorité des contacts (88,3 %) a été enregistrée à des vitesses moyennes inférieures à 5 m/s. 80,7 % des contacts ont été enregistrés à des vitesses inférieures à 4 m/s.

Tous les contacts ont été enregistrés à des températures nocturnes moyennes comprises entre 10 et 34°C, avec une répartition différente selon les périodes considérées (avril-mai : 10-17°C ; juin-juillet : 16-34°C ; août-septembre : 19-29°C ; octobre-novembre : 11-19°C).

Un premier bridage acoustique a été mis en place à la suite du suivi réalisé en 2019 sur le parc de Guilleville. Ainsi, une mise en drapeau a été préconisée à 6 m/s entre le 1er août et le 30 septembre,

entre 30 minutes avant le coucher du soleil et 5 heures après, quelle que soit la température. Un bridage a également été préconisé en octobre, pour des vitesses de vent inférieures à 4 m/s, entre 30 minutes avant le coucher du soleil et 13 heures après, quelle que soit la température. Ce bridage concernait l'ensemble des éoliennes, du fait de l'homogénéité globale des habitats environnants le parc.





3. METHODES DE TRAVAIL

3.1 SUIVI DE MORTALITE DES CHAUVES-SOURIS ET DES OISEAUX

3.1.1 PRESSION D'ECHANTILLONNAGE

3.1.1.1 Éoliennes suivies

Les **5 éoliennes du parc**, se trouvant toutes dans un contexte agricole de cultures intensives, ont été inspectées à chaque passage en appliquant la même méthodologie, selon un protocole standardisé conforme au protocole ministériel de suivi environnemental des parc éoliens terrestres en vigueur depuis avril 2018.

3.1.1.2 Calendrier du suivi

Afin de vérifier l'efficacité des mesures de régulation mises en place à partir de 2021, **un total de 26 passages a été réalisé pour chaque éolienne selon un calendrier adapté. Ces passages sont répartis des semaines 31 à 43 (de début août à fin octobre). Les passages ont été réalisés à raison de 2 passages par semaine.**

Le suivi de la mortalité a ainsi été réalisé sur la période liée à la migration postnuptiale, **entre août et octobre**. En août, on note de forts passages de chauves-souris migratrices (notamment les noctules) et de divers passereaux. C'est souvent à cette période que les cas de mortalité sont les plus nombreux. De nouveaux pics de passage sont enregistrés en septembre, avec les mouvements de Pipistrelle de Nathusius, aussi sensibles au risque de collision. Différentes vagues de migration se poursuivent pour les oiseaux au cours de l'automne, avec des pics de passage d'autres espèces sensibles en octobre (Milan royal, Alouette des champs...), alors que l'activité des chiroptères diminue fortement avec les premiers coups de froids.

La fréquence des passages a été constante au cours du suivi, avec un **intervalle moyen entre chaque passage de 3,5 j.**

Le détail des dates de suivi est présenté en annexe 1.

3.1.2 RECUEIL DES DONNEES BRUTES DE MORTALITE

Le protocole d'étude direct de la mortalité implique la recherche de cadavres d'oiseaux et de chiroptères au sol.

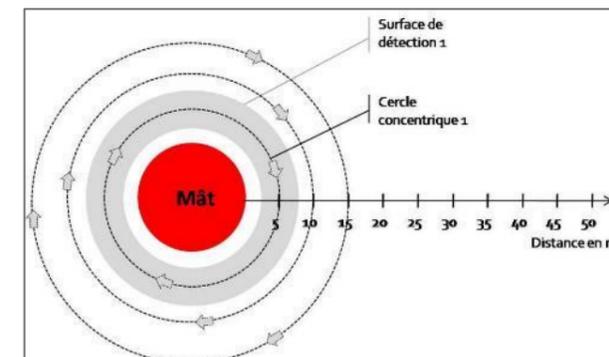
3.1.2.1 Méthode pour la recherche des cadavres et surfaces prospectées

D'après la bibliographie, une majorité des cadavres tombe dans un rayon de 50 m autour des mâts (Grünkorn et al., 2005 ; Brinkmann et al., 2011), il s'agit du rayon minimal à suivre. Conformément aux recommandations du protocole de suivi environnemental actuellement en vigueur, dans le cas de machines présentant des pales de longueur supérieure à 50 m, les prospections se font dans un rayon équivalent à la longueur des pales autour des mâts des machines.

Pour le parc éolien de Guilleville, les prospections se sont donc effectuées dans un rayon de 60 mètres autour des mâts des machines.

Cette surface a été prospectée en réalisant des transects autour des mâts des éoliennes suivies. Chaque transect est espacé de 5 mètres, ce qui permet à l'observateur de rechercher la présence de cadavre sur

une largeur de 2,5 mètres de part et d'autre de sa ligne de déplacement. En effet, Arnett et al., (2005) ont démontré que l'efficacité chute fortement au-delà d'une distance de 3 mètres. De la sorte, l'observateur a réalisé **12 transects pour s'éloigner au maximum de 60 mètres des mâts**. Précisons que ces itinéraires ont été réalisés d'un pas lent et régulier pour une détectabilité optimale et au moins une heure après le lever du soleil, pour minimiser l'impact de la prédation diurne, et quand les conditions lumineuses sont suffisantes.



Si le suivi direct de la mortalité se révèle pertinent pour évaluer les effets d'un parc, il peut s'avérer extrêmement difficile voire impossible dans les cas où le couvert végétal est trop dense (Cornut & Vincent, 2010). Durant la période échantillonnée, les surfaces prospectables ont varié selon l'assolement autour des éoliennes (blé, colza, exploitant en activité dans les parcelles, ...). Le tableau suivant décrit les 3 classes de végétation utilisées pour définir les niveaux de visibilité. A chaque passage le niveau de visibilité a été renseigné sur chaque parcelle ou habitat. **Une estimation de la surface prospectée autour des machines a ainsi été calculée pour chaque visite** à partir de la cartographie des habitats sous SIG. Ces données sont ensuite intégrées dans le calcul des taux de détection afin d'interpréter correctement les résultats.

Classes de végétation relevées sur le terrain

Classe de végétation	Type de végétation	Suivi de mortalité
Classe 1	Végétation haute et dense, sans visibilité au sol => cultures (maïs, betteraves, repousse de colza), friches	Visibilité nulle ou mauvaise = non prospectée
Classe 2	Végétation recouvrante mais de hauteur faible à moyenne ou végétation peu couvrante mais pouvant être haute => bordure des plateformes	Visibilité moyenne = prospectée
Classe 3	Végétation de faible hauteur, peu couvrante à absence de végétation => plateformes, labours, chaumes	Visibilité bonne = prospectée

Il est à noter que les classes de végétation de moyenne visibilité présentaient une surface très faible sur le parc de Guilleville en 2021.

Le détail des surfaces réellement prospectées au cours du suivi est présenté en annexe 2.



Classe de visibilité 3 (bonne) : plateforme



Classe de visibilité 1 (faible à nulle) : betteraves

Après avoir identifié et photographié les cadavres découverts autour des éoliennes suivies, les informations suivantes ont été notées :

- localisation du cadavre par rapport à l'éolienne : relevé GPS afin de définir la localisation précise et d'en déduire la distance au mât ;
- état du cadavre : degré de dégradation, type de blessure apparente, temps estimé de la mort, analyse des causes de mortalité, etc. ;
- selon les besoins, des mesures complémentaires peuvent être relevées : âge, sexe, biométrie (longueur de l'avant-bras, du 3e et/ou du 5e doigt, etc. pour les chiroptères).

3.1.2.2 Identification des espèces

L'identification à l'espèce, notamment des chauves-souris, représente une plus-value importante lors de l'analyse des résultats, en permettant de distinguer des espèces ayant des comportements différents (sédentaires ou migratrices) ou encore des statuts de menace et de rareté différents.

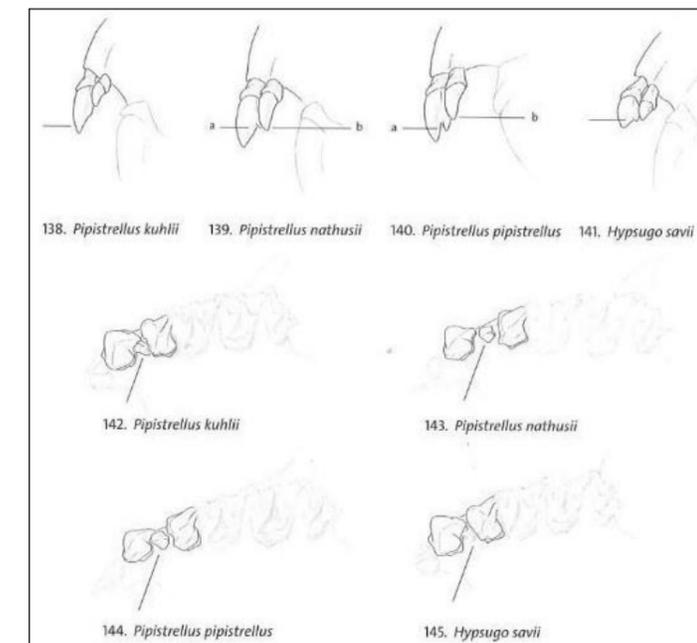
Dans ce cadre, la prise des différentes mesures biométriques nécessaires à l'identification n'est généralement possible qu'avec une manipulation du cadavre de chauve-souris, voire son prélèvement pour l'observation et les mesures de la dentition sous loupe binoculaire. S'agissant d'espèces protégées, **une demande de dérogation pour la capture ou l'enlèvement de cadavres de chiroptères protégés au niveau national a été faite et obtenue auprès de la Direction Départementale des Territoires de l'Eure-et-Loir (annexe 7).**

Tous les cadavres ont été, autant que possible, identifiés à l'espèce.

Pour les chiroptères, différents ouvrages ont pu être utilisés pour l'identification en fonction de l'état dans lequel est le cadavre au moment de sa découverte :

- La clé d'identification illustrée des chauves-souris d'Europe, par [Dietz & von Helversen \(2004\)](#) ;
- La clé morphologique et la clé des crânes présentes dans le guide : Mammifères de Suisse : clés de détermination, détermination par [Marchesi et al. \(2011\)](#) ;
- Identification des chiroptères de France à partir de restes osseux. Fédération Française de Spéléologie, par [Dodelin B. \(2002\)](#) ;
- Utilisation des caractères dentaires pour la détermination des Vespertilionidés de l'ouest européen. Le Rhinolophe, bulletin de la coordination ouest pour l'étude et la protection des chauves-souris. N°4. [Museum d'Histoire Naturelle de Genève - Menu H. et Popelard J-B. \(1987\)](#).

Les deux premières clés sont principalement utilisables pour des individus en bon (voire très bon) état, la troisième permet une identification à partir du crâne et tout particulièrement de la dentition. En effet, certaines espèces, même en bon état de conservation, sont difficilement identifiables avec certitude sans la dentition, en raison d'un haut degré de variabilité intraspécifique, comme c'est tout particulièrement le cas pour le genre *Pipistrellus*. L'identification de l'espèce s'effectue en mesurant les rangées dentaires (de la canine à la 3^{ème} molaire) et la distance entre la 1^{ère} et la 3^{ème} molaire, puis en vérifiant les autres critères, discriminants (présence/absence de protoconule, de métalophe/paralophe) et distinctifs (matrice présente dans la clé des crânes, [Marchesi et al. \(2011\)](#)).



Différenciation des pipistrelles à partir de quelques critères de dentition (Source : Fauna Helvetica, 2011)

Pour les oiseaux, les ouvrages suivants ont été consultés :

- [Svensson I., Grant P., Mullarney K. & Zetterström D. \(2010\)](#) - Le guide ornitho. Delachaux & Niestlé, Paris, 2e édition, 447 p ;
- [Beauregard-Vendon - Demongin L. \(2015\)](#) - Guide d'identification des oiseaux en main. Les 250 espèces les plus baguées en France., 310 p ;
- [Svensson \(1992\)](#) - Identification guide to european passerines. BTO, 4ème édition, 368 pp.

Dans certains cas, le cadavre a été dévoré et seules les plumes restent. Elles possèdent pour la plupart des caractéristiques particulières permettant de spécifier l'individu. Dans ce cas, le guide suivant peut aider à l'identification :

- [Fragneau C. \(2017\)](#). Identifier les plumes des oiseaux d'Europe occidentale. Delachaux & Niestlé, Paris. 400 p ;
- En français : www.alulawebiste.com ;
- En anglais et en allemand : www.federn.org.

3.1.3 ESTIMATION DE LA MORTALITE REELLE A PARTIR DES DONNEES BRUTES

Des écarts importants peuvent exister entre la mortalité brute découverte lors du suivi et la mortalité réelle. Aussi, des modèles correctifs sont utilisés pour tenir compte des différents biais.

Le paramètre clé pour estimer la mortalité des chauves-souris et des oiseaux à partir de la recherche de cadavres est la **probabilité de détection (b)**, c'est-à-dire la probabilité qu'un animal tué soit retrouvé, celle-ci étant fonction :

- **de la surface réellement contrôlée (a)**. La surface prospectée ne contient pas, en général, la totalité des cadavres tués par l'éolienne et parfois seule une portion de la surface est accessible (limite de la surface de prospection en culture dense, en zones boisées, etc.) ;
- **du taux de persistance des carcasses (p)**. En effet, la disparition des cadavres est plus ou moins rapide selon l'abondance des charognards, les disparitions pouvant avoir lieu dans la nuit même ou sur un nombre de jours plus ou moins important ;
- **de l'efficacité du chercheur (d, ou Pk dans certaines publications)**. La performance de l'observateur pour la découverte des cadavres peut varier selon les personnes (formation et expérience) mais aussi selon la saison (hauteur de la végétation, présence des feuilles mortes, etc.).

Les estimations de cette probabilité de détection peuvent se faire selon plusieurs modèles d'extrapolation statistique, chacun ayant des avantages et des inconvénients.

La manière apparemment la plus simple consiste, pour une aire prospectée totalement, à estimer cette probabilité de détection comme étant le produit de l'efficacité des enquêteurs et de la probabilité de disparition des cadavres ($b = p \cdot d$). C'était l'approche utilisée par la première méthode développée au début des années 90, mais elle ne tenait pas compte de la fréquence des passages (tendance à la surestimation de la mortalité ; [Korner-Nievergelt et al., 2011](#)).

Une deuxième méthode, dite d'Erickson, a mieux pris en compte à partir de l'année 2000 la fréquence des passages ainsi que la persistance des cadavres, mais elle sous-estimait légèrement la mortalité (sauf pour des temps de persistance longs ; [Korner-Nievergelt et al., 2011](#)) comparativement aux différentes méthodes les plus modernes présentées ci-dessous (Jones, Huso et Korner).

En fait, **l'utilisation d'une relation exponentielle (Jones, Huso) ou d'une relation statistique complexe (Korner) rendent l'analyse plus fine** avec en particulier un poids plus important donné à la probabilité de disparition des cadavres. La formule de [Korner-Nievergelt et al., \(2011\)](#) est en général la méthode la plus fiable lorsque l'efficacité du chercheur et le taux d'enlèvement des cadavres par les prédateurs sont constants. Lorsque ces paramètres varient, les biais sont proches entre les différentes méthodes. Il n'existe à ce jour pas de modèle universel ([Bernardino et al., 2013](#)). En revanche, **quelle que soit la méthode utilisée, les estimations sont mal estimées pour des durées de persistance courtes et des intervalles de recherches supérieurs à 7 jours** ([Korner-Nievergelt et al., 2011](#)).

Les paragraphes suivants justifient les modes de calculs et les paramètres utilisés.

3.1.3.1 Paramètres et biais pris en compte

❖ [Ajustement de la surface réellement contrôlée \(a\)](#)

L'une des principales difficultés consiste à corriger les données en fonction de la surface réellement prospectée par rapport à la surface théorique du protocole. Ces différences sont liées en général à la topographie et/ou à la densité de la végétation. **Le coefficient de correction surfacique renseigne alors sur le pourcentage de cadavres non relevés par l'observateur.** Deux facteurs rendent difficiles l'appréciation :

- plus la surface réellement prospectée est petite, plus la marge d'erreur est grande ;
- la répartition spatiale des carcasses influe sur les calculs : de manière courante, plus l'on s'éloigne du mât, plus la densité en cadavres diminue ([Strickland](#)).

En général, on ajuste les estimations de mortalité totale par une simple relation de proportionnalité entre la surface prospectée sur la surface prospectable en théorie d'un disque d'un rayon de 50 m autour de la base de l'éolienne.

Cette formule repose sur le fait que la distribution des cadavres est homogène dans l'espace et ne tient donc pas compte de la distribution réelle des cadavres sur le terrain. [Huso et al. \(2010\)](#) ont estimé que cela conduit probablement à une surestimation de la mortalité.

[Behr et al. \(2011\)](#) considèrent que si la surface pouvant être prospectée est inférieure à 40 % dans les 50 mètres autour du mât, il n'est pas possible d'obtenir des résultats cohérents. Ils ne sont plus fiables statistiquement. En tout état de cause, lorsque la zone n'a pas pu être entièrement parcourue, la surface contrôlée pour chaque éolienne a été systématiquement estimée.

Dans le cas de cette étude, l'utilisation des applications « EolApp »³ et « GenEst⁴ » (détaillées ci-après) se basent sur la moyenne des surfaces prospectées durant une période considérée.

❖ [Taux de persistance journalière des cadavres \(p\)](#)

Comme vu précédemment, le taux de persistance des cadavres est une donnée fondamentale. La durée de persistance des carcasses en jours dépend à la fois de la pression de prédation locale et de la capacité de dégradation in situ des animaux morts. Une partie des chauves-souris et des oiseaux tués par les éoliennes disparaît avant qu'elle ne puisse être découverte dans le cadre des prospections. En effet, des charognards (mammifères, oiseaux, insectes) peuvent dévorer, enterrer ou déplacer les carcasses.

Il existe **une grande variabilité de persistance des carcasses** dans le temps et dans l'espace. En effet, celui-ci change selon les sites en raison des différences de comportement ou de densité des charognards, de la température et de l'humidité. À titre indicatif, en Allemagne, [Niermann et al. \(2011\)](#) ont annoncé que le taux de persistance variait de 1,3 à 24,5 jours pour une valeur moyenne de 4,2 jours. En fonction des périodes, ce taux peut atteindre une valeur nulle ou très petite, c'est-à-dire que les cadavres disparaissent très rapidement. [Santos et al. \(2011\)](#) démontrent que **les temps de persistance**

³ <https://shiny.cefe.cnrs.fr/eolapp/>

⁴ <https://www.usgs.gov/centers/fresc/science/a-generalized-estimator-estimating-bird-and-bat-mortality-renewable-energy>

sont très faibles en Europe notamment pour les chiroptères et les petits oiseaux, avec une probabilité de disparition très élevée dans les 2 premiers jours par rapport à d'autres groupes d'animaux.

Le taux d'enlèvement équivaut à la proportion de dépouilles qui demeurent durant l'intervalle compris entre deux recherches (Cornut et Vincent, 2010). Des tests de disparition de cadavres peuvent ainsi être effectués sur le terrain et pour chaque période tenir compte des variations de hauteur de végétation dans la zone contrôlée. Idéalement, chaque test dure 10 jours consécutifs⁵.

En 2011, Niermann *et al.* ont réalisé ces tests avec des souris de laboratoires de couleur foncée qu'ils ont disposé au sol avec des gants pour éliminer toute odeur humaine, pouvant s'avérer répulsive pour les renards ou les sangliers. [...] Ils ont ainsi estimé un taux d'enlèvement de 0,79, c'est-à-dire qu'après 24 h, 7,9 cadavres sur 10 ont été retrouvés en moyenne au pied des éoliennes.

Dans le cadre de cette étude, un test de persistance a été effectué à une reprise. Ce test a eu lieu entre fin août et début septembre (date de dépose des cadavres : 23/08/2021).

Dans le cas présent, ce test a été mutualisé entre les parcs d'Espiers et de Guilleville, distants de 4,5 km et présentant les mêmes conditions environnementales, afin de maximiser le nombre de leurres déposés. Le test a consisté à déposer **3 cadavres de souris, rats ou poussins** fraîchement décongelés **autour de 3 des 5 éoliennes de chaque parc** (soit 18 cadavres au total). Aussi, **les leurres ont été déposés aléatoirement sur l'emprise de la surface théorique à prospecter, et répartis sur l'ensemble des types d'habitats présents.**

Ensuite, la persistance de ces cadavres « non naturels » a été contrôlée à raison **d'un premier passage le lendemain de la dépose (J+1), puis de 2 passages par semaine jusqu'à disparition des cadavres ou après une période de 14 jours**, soit à J+3, J+7, J+11 et J+14. (Voir l'annexe 1 pour le détail des dates de suivi).



Poussins, souris et rats disposés sur les différentes surfaces prospectées (M. Collet - Ecosphère)

❖ Efficacité de l'observateur (d, ou Pk)

Toutes les méthodes utilisent le facteur *d*, c'est-à-dire le taux de détection (ou d'efficacité) par l'enquêteur. L'efficacité de recherche décrit la proportion de cadavres retrouvés après la prospection. Elle varie en fonction de la personne (Niermann *et al.*, 2011) et surtout du couvert végétal (Rodrigues *et al.*, 2014).

Pour évaluer le taux d'efficacité, il convient habituellement de réaliser des tests de détectabilité. Ils sont effectués en fonction de classes de végétation définies par la combinaison de la hauteur de végétation, de la visibilité du site et de la topographie (Rodrigues *et al.*, 2014). Le principe est de dissimuler des cadavres et de compter le nombre de leurres retrouvés par l'enquêteur testé qui effectue sa prospection comme lors d'une recherche normale.

L'efficacité des observateurs à détecter des cadavres a été testée le 30/09/2021. Pour ce faire, des leurres en caoutchouc (mimant des chauves-souris, sombres) et des pommes (mimant des oiseaux de plus grosse taille et plus colorés) ont été déposés aléatoirement dans le périmètre prospecté en amont des recherches de mortalité, au sein des classes de végétation praticables (visibilité bonne et moyenne). **Chaque personne testée l'a été sur 3 éoliennes. Un total de 106 leurres a été déposé.** Selon le nombre de leurres artificiels retrouvés par l'observateur, le taux d'efficacité a pu être calculé par le rapport entre le nombre de leurres découverts et le nombre de leurres déposés.

$$d = \frac{\text{Nombre de leurres découverts}}{\text{Nombre de leurres déposés}}$$

Cette efficacité dépend des classes de végétation définies par la combinaison de la hauteur de végétation, de la visibilité du site et de la topographie (Rodrigues *et al.*, 2008). Sur les parcs étudiés, la proportion de chaque type de culture a été notée lors de chaque passage et associée à un niveau de visibilité : visibilité nulle ou mauvaise, moyenne, bonne.

⁵ Dans l'idéal, des cadavres de chauves-souris ou de petits passereaux préalablement décongelés devraient être utilisés. Pour des raisons juridiques (dérogation, espèces protégées), de commodité et d'approvisionnement, ils sont couramment remplacés par des poussins d'un jour ou des rongeurs de couleur sombre.





Leurres déposés dans différents habitats pour le test d'efficacité des observateurs
(L. Boutault ; M. Acqueberge – Ecosphère)

La formule pour calculer le nombre de cadavres estimé est la suivante :

$$N = \frac{C}{a \times d \times \hat{e} \times e^{(-0.5 \times I / tm)}}$$

Avec :

C : nombre de cadavres découverts
a : coefficient de correction surfacique (cf. 3.1.3.1)
d : efficacité de l'observateur (cf. 3.1.3.1)
tm = durée moyenne de persistance en jours
I : Intervalle moyen entre deux visites
Î : Intervalle effectif moyen
ê : coefficient correcteur moyen de l'intervalle équivalent à $\frac{\text{Min}(I; \hat{I})}{I}$

Jones utilise la notion d' « intervalle effectif » pour calculer le coefficient correcteur ê qui correspond au rapport entre la durée avant que 99 % des cadavres soient prédatés/déplacés et la durée de l'intervalle. Il est en effet logique que plus l'intervalle est long, plus le taux de persistance s'approche de 0. L'intervalle effectif correspond ainsi à la durée pour laquelle le taux de persistance est égal à 1 % (100 – 99 %).

L'intervalle effectif moyen, Î est donc égal à : - log(0,01) x tm. Dans le calcul, I prend la valeur minimale entre I et Î, notée ê.

3.1.3.2 Modèles statistiques

❖ [Modèle d'Erickson \(2000\)](#)

Erickson emploie une formule qui intègre la durée de persistance moyenne des cadavres et la fréquence des passages.

$$N = \frac{I \times C}{tm \times d \times a}$$

Avec :

I : Intervalle moyen entre deux visites (en jours)
tm : durée moyenne de persistance (en jours)
d : efficacité de l'observateur
C : nombre de cadavres découverts
a : coefficient de correction surfacique

L'estimateur [Erickson et al. \(2000\)](#) est fréquemment utilisé en France. Ce test a plutôt tendance à sous-estimer les données ([Korner-Nievergelt et al., 2011](#)) pour les taux de persistance courts mais pas pour les taux de persistance longs. Cette sous-estimation est aussi constatée par [Péron \(2018\)](#) qui suppose que cela peut être lié au postulat d'effort de recherche constant. La formule intègre la fréquence des passages mais n'est pas demandeuse quant à la durée moyenne entre les passages. Elle considère une diminution exponentielle des temps de disparition des cadavres qui peuvent être trouvés lors des passages ultérieurs au premier passage infructueux.

❖ [Modèle de Jones \(2009\)](#)

La méthode proposée par [Jones et al. \(2009\)](#), pour estimer la mortalité repose sur plusieurs hypothèses :

- le taux de mortalité est considéré comme globalement constant sur l'intervalle de recherche ;
- la durée de persistance d'un cadavre suit une variable exponentielle négative, le taux de persistance étant calculé ainsi (Tm = durée moyenne de persistance en jours) :

$$p = e^{-0.5 \times I / tm}$$

- la probabilité de disparition moyenne sur l'intervalle entier (quand des animaux peuvent aussi bien être impactés et mourir au début ou à la fin de l'intervalle) peut être approximée par la probabilité de disparition à la moitié de l'intervalle.

❖ [Modèle de Huso \(2010\)](#)

[Huso et al., \(2010\)](#) considère également une mortalité globalement constante mais, dans son approche, la probabilité de disparition au milieu de l'intervalle de passage n'est pas égale à la probabilité moyenne de persistance d'un cadavre. La formule est donc différente. Néanmoins, les travaux d'Huso sont basés sur des données américaines où les taux de persistance moyens seraient plus élevés qu'en Europe ([Korner et al., 2011](#)). Les biais sont donc plus importants pour cette approche lorsque les durées de persistance sont courtes ([Bernardino et al., 2013](#)).

Le taux de persistance, plus élevé, est donné comme suit :

$$p = \frac{tm \times (1 - e^{-I/tm})}{I}$$

D'où la formule :

$$N = \frac{C}{a \times d \times \frac{tm \times (1 - e^{-I/tm})}{I} \times \hat{e}}$$

Avec :

C : nombre de cadavres trouvés
a : coefficient de correction surfacique (cf. 3.1.3.1)
d : efficacité de l'observateur (cf. 3.1.3.1)
tm = durée moyenne de persistance en jours
I : Intervalle moyen entre deux visites
Î : Intervalle effectif moyen
ê : Le coefficient correcteur moyen de l'intervalle équivalent à $\frac{\text{Min}(I; \hat{I})}{I}$

3.1.3.3 EolApp (Besnard & Bernard, 2018)

Les différents modèles de calculs présentés ci-dessus ont été exploités avec une application web Shiny (EolApp) faisant tourner un script R sur le serveur⁶. L'ensemble du code est dans le langage R, très utilisé aujourd'hui du fait de son caractère gratuit. Les applications ont été programmées par Aurélien Besnard et Cyril Bernard, chercheurs du Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive (UMR5175 Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive, Montpellier). L'utilisation de cette application permet notamment d'éviter les éventuelles erreurs d'applications des formules.

Comme demandé par le protocole national 2018, **cette application permet d'obtenir une médiane des estimations de mortalité (calculée selon les trois modèles statistiques présentés précédemment) encadrée par un intervalle de confiance à 80 % (borne inférieure à 10 % et supérieure à 90 %).**

Estimation des mortalités induites par les éoliennes

Sélectionner un fichier avec le nombre de cadavres trouvés :
Browse... cadavres_9.csv
Upload complete

Nb lignes lues = 27

Sélectionner un fichier avec la durée de persistance des cadavres déposés :
Browse... persistence_Pmoyenne.csv
Upload complete

Nombre de lignes lues = 40

Méthode de calcul des intervalles de confiance
 Non-paramétrique
 Paramétrique

Intervalle de temps entre les passages =
4

Nombre de cadavres déposé pour étude de la détection =
20

Nombre de cadavres trouvé pour étude de la détection =
10

Pourcentage de la surface prospectée =
0.7

CALCULER

Données en entrée
Nombre de cadavres trouvés sous les éoliennes (une valeur par visite de terrain) :
1, 0, 1, 0, 0, ..., 0, 0, 0, 0, 1
Durée de présence de cadavres déposés par les expérimentateurs (une valeur par cadavre déposé)
7, 4, 8, 5, 9, ..., 5, 8, 6, 7, 9

Estimations avec leurs intervalles de confiance

Formule	Médiane	IC 2.5	IC 97.5	IC 0.10	IC 0.90
Erickson	10.24	3.76	19.31	5.73	15.79
Huso	21.66	8.06	40.91	12.12	33.37
Winkelmann	16.07	6.02	30.36	8.93	24.76
Jones	22.03	8.19	41.59	12.33	33.93

Impression d'écran de l'interface d'EolApp (<https://shiny.cefe.cnrs.fr/eolapp/>)

L'application EolApp analyse les données brutes relevées sur le terrain. Elle se base sur un protocole standardisé, à savoir un nombre défini de prospections sur une ou plusieurs éoliennes, séparées par des pas de temps constants. L'application prend en compte également les données issues des tests mis en œuvre pour évaluer la persistance des cadavres et l'efficacité de recherche.

Les résultats obtenus sont de fait des estimations de la mortalité. En effet, le calcul repose sur des processus d'échantillonnage multiples. Les passages répétés dans le temps sous les éoliennes correspondent à un processus d'échantillonnage et la répartition des mortalités dans le temps est en

soit un processus aléatoire. La persistance et la détection des cadavres reposent aussi sur des processus aléatoires. Tous ces processus impliquent une incertitude sur les estimations qui se doit d'être quantifiée.

C'est l'interprétation de l'intervalle de confiance et l'analyse des différents biais éventuels qui permettra d'évaluer la cohérence de l'estimation statistique réalisée. Cet intervalle de confiance est une étendue de valeurs probables dans laquelle se trouve l'estimation de la mortalité. Autrement dit, l'intervalle de confiance encadre la valeur de mortalité estimée par une borne supérieure (valeur à laquelle la mortalité estimée est susceptible d'être inférieure) et une borne inférieure (valeur à laquelle l'estimation de la mortalité est susceptible d'être supérieure). Ici, le niveau de confiance de cet intervalle est de 80%, ce qui signifie qu'il y a 80 chances sur 100 pour que la valeur de l'estimation de la mortalité soit comprise entre la borne inférieure et la borne supérieure. Un intervalle de confiance large attestera alors d'une imprécision de l'estimation statistique et, par conséquent, d'une difficulté d'interprétation des résultats.

Les limites de cette méthode sont les suivantes :

- La correction surfacique (les zones prospectées n'étant pas toujours égales à la surface théorique du protocole) se fait sur l'ensemble des éoliennes tout au long du suivi ou d'une sous-période. Cela a tendance à approximer et/ou lisser la réalité de terrain ;
- L'absence de prise en compte de la taille des carcasses sur leur probabilité de disparition et de détection, que cela soit pour les cadavres comme pour les leurres ;
- Les résultats du test d'efficacité des observateurs sont également globalisés ;
- Les estimateurs utilisés se basent sur des fonctions simples ou exponentielles de la même manière sur l'ensemble des données, ce qui peut avoir tendance soit à la surestimation (Huso/Jones), soit à la sous-estimation (Winkelmann/Erickson).

3.1.3.4 GenEst : estimateur international standardisé

Plus récemment, les spécialistes internationaux que sont **Huso & Dalthorp (USGS) et Korner-Nievergelt (Oikostat)**, trois auteurs cités dans le **protocole national 2018**, se sont associés avec d'autres pour mettre à disposition gratuitement une solution informatique (« package ») fonctionnant sous le logiciel⁷ open source R nommée « **GenEst** »⁸. Celle-ci permet d'imbriquer les différents paramètres pour modéliser finement la mortalité (persistance des cadavres, efficacité de la détection, correction surfacique) et **fournir des estimations ajustées selon les variables prises en compte (taille des cadavres, période de l'année, distinction oiseaux / chauves-souris...).**

Comme demandé par le protocole national 2018, cette application permet d'obtenir une médiane et les intervalles de confiance à 80 % ou 95 % des estimations de mortalité obtenues.

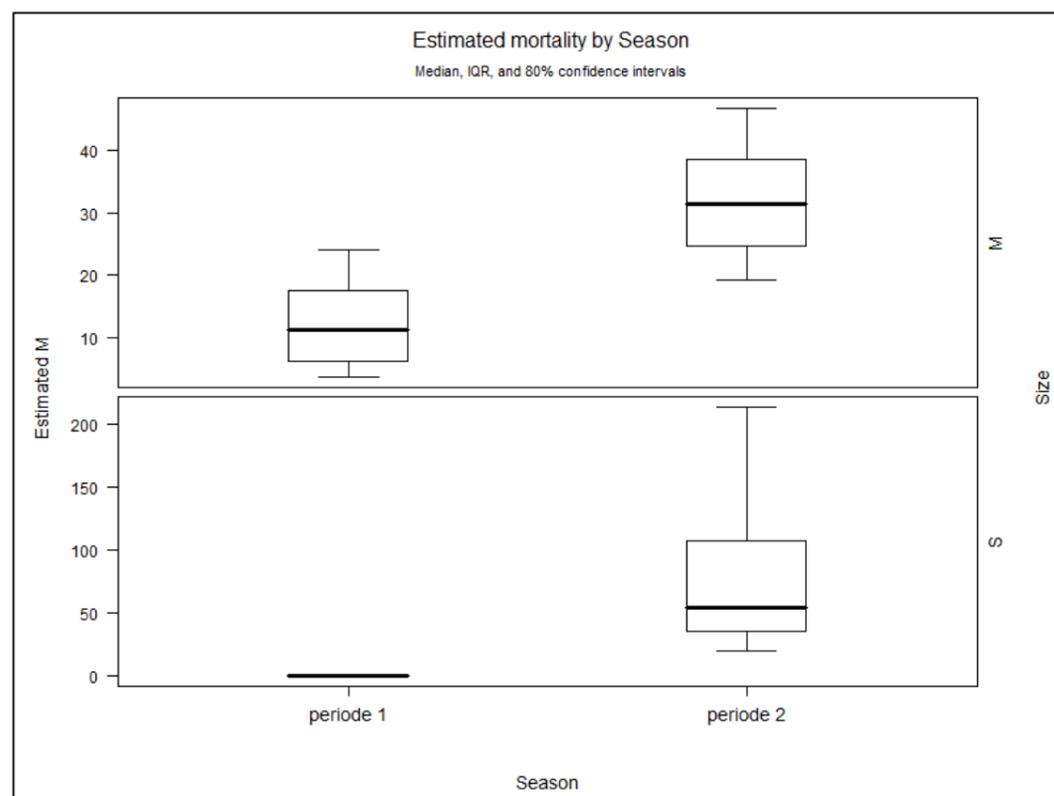
Comme pour EolApp, les calculs reposent sur les données existantes relevées sur le terrain. Ils se basent sur un protocole standardisé, à savoir un nombre de visites défini sur une ou plusieurs éoliennes, pendant lesquelles les cadavres sont recherchés. GenEst utilise également les données issues des tests d'évaluation de la persistance des cadavres et de la détection des observateurs. Cependant, ces données peuvent être intégrées de manière plus fine, avec des variations possibles sans que cela soit trop

⁶ <https://shiny.cefe.cnrs.fr/eolapp/>

⁷ <https://www.r-project.org/>

⁸ <https://www.usgs.gov/centers/fresc/science/a-generalized-estimator-estimating-bird-and-bat-mortality-renewable-energy>

pénalisant sur la justesse des estimations (par période et par taille de cadavres selon les classes de visibilités des zones prospectées, par exemple).



Impression d'écran de l'interface de GenEst montrant les résultats déclinés par période et taille des cadavres (<https://www.usgs.gov/centers/fresc/science/a-generalized-estimator-estimating-bird-and-bat-mortality-renewable-energy>)

3.2 METHODE D'EVALUATION DES ESPECES FREQUENTANT LE PARC

3.2.1 ÉVALUATION DE L'ENJEU DE CONSERVATION DES ESPECES

Un enjeu de conservation est attribué principalement à partir des listes rouges régionales, nationales et européennes⁹ sur la base du tableau suivant.

Statut de menace/rareté		Niveau d'enjeu régional de l'espèce
CR	Espèce animale en danger critique d'extinction au niveau régional	Très fort
EN	Espèce animale en danger d'extinction au niveau régional	Fort
VU ¹⁰ NT et au moins R	Espèce animale vulnérable au niveau régional Espèce animale quasi-menacée et au moins rare au niveau régional	Assez fort
NT ¹¹ LC mais au moins AR (voire AC)	Espèce animale quasi-menacée au niveau régional Espèce animale non menacée mais peu commune au niveau régional	Moyen
LC	Espèce animale non menacée, souvent assez commune à très commune, parfois assez rare ou rare	Faible
DD, NE	Données insuffisantes ou espèce non évaluée	« Dire d'expert » si possible

Pour les espèces présentes en période de reproduction, la liste rouge utilisée est la liste rouge régionale (des ajustements sont par ailleurs ponctuellement réalisés sur la base du niveau de rareté régional).

Pour les espèces migratrices et hivernantes, l'enjeu est d'abord évalué sur la base de la liste rouge européenne pour les oiseaux, et de la liste rouge nationale pour les chauves-souris car la liste rouge européenne est plus ancienne.

Les espèces à enjeu ou sensibles à l'éolien sont considérées comme telles, qu'elles soient protégées ou non (sachant que toutes les espèces de chauves-souris sont protégées au niveau national).

3.2.2 ÉVALUATION DE LA SENSIBILITE DES ESPECES A L'EOLIEN

Pour les oiseaux, les populations nicheuses et hivernantes en Europe sont relativement bien connues et les totaux ont été mis à jour par BirdLife International en 2021 (www.birdlife.org/datazone/species). Les sources de données sont celles de l'allemand Tobias Dürr du « Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg » qui compile et publie régulièrement tous les rapports de mortalité par collision éolienne lui parvenant à l'échelle européenne. La dernière mise à jour est de mai 2021. C'est ainsi la valeur maximale par pays qui est prise en compte (pour éviter les comptes-doubles). On a ainsi un total maximal de 15 907 cadavres d'oiseaux recensés dans toute l'Europe.

La sensibilité est donc définie comme le rapport entre le nombre de cas de collision connus et la taille de la population européenne. On notera que c'est bien l'Europe au sens biogéographique qui est prise

⁹ Protocole national, 2015, p 5 : « Le protocole national en vigueur à ce jour stipule que l'enjeu de conservation s'appuie sur les Listes Rouges préparées sur la base des principes édictés par l'UICN. La liste rouge est utilisée et complétée, au besoin, par une liste rouge régionale, si celle-ci existe. ». Par extrapolation, la Liste Rouge Européenne est également prise en compte pour l'analyse. Le protocole actualisé en 2018 ne revient quant à lui pas sur ces notions.

¹⁰ Certaines espèces vulnérables communes ou très communes peuvent voir leur enjeu abaissé au niveau moyen.

¹¹ Certaines espèces quasi menacées communes ou très communes peuvent voir leur enjeu abaissé au niveau faible.

en compte dans l'estimation des tailles de populations car une partie des nicheurs de pays comme la Suisse, la Norvège ou la Russie traversent annuellement la France.

Quatre classes de sensibilité sont définies selon l'importance du nombre de collisions connues au regard des tailles de populations des espèces concernées.

Hiérarchisation des niveaux de sensibilité générale des oiseaux au risque de collision

Classe	Sensibilité	Proportion des cas de collisions connus au regard des effectifs européens (Birdlife, 2021)	Exemples d'espèces concernées
4	Forte	Supérieure à 1 % : les cas de mortalité représentent une proportion élevée et significative de leur population.	Milan royal, Pygargue à queue blanche, Vautour fauve
3	Assez forte	Comprise entre 0,1 et 1 % : les cas de mortalité représentent une proportion significative de leur population, sans qu'elle soit très élevée. Ce sont généralement des espèces dont les tailles de populations sont peu importantes.	Faucon pèlerin, Balbuzard pêcheur, Buse variable, Circaète Jean-le-Blanc, Aigle botté, Faucon crécerelle
2	Moyenne	Comprise entre 0,01 et 0,1 % : les cas de mortalité représentent une faible proportion de leur population. Ce sont : - soit des espèces communes avec de nombreux cas de collisions, - soit des espèces plus rares ou à répartition restreinte, mais dont les cas de collision restent peu nombreux. Dans ces deux cas, le maintien des populations n'est pas remis en question à l'échelle européenne.	Mouette rieuse, Canard colvert Cigogne blanche, Milan noir, Busard cendré, Busard des roseaux, Édicnème criard, Grue cendrée
0 et 1	Faible à négligeable	Inférieure à 0,01 % : les cas de mortalité représentent une proportion non significative de leur population. Ce sont : - soit des espèces abondantes dont les cas de collision peuvent être nombreux, mais restant anecdotiques à l'échelle des populations, - soit des espèces peu abondantes pour lesquelles les cas de collision sont occasionnels, - soit des espèces pour lesquelles aucun cas de collision n'est connu.	Martinet noir, Alouette des champs, Bruant proyer, Pigeon ramier, Roitelet triple-bandeau Grand Cormoran, Chouette chevêche, Huppe fasciée, Torcol fourmilier Pic épeichette, Grimpereau des jardins, Mésange huppée

Pour les chiroptères, les niveaux de population sont méconnus et seule l'abondance relative des espèces peut être localement ou régionalement estimée, sur la base des dénombrements en colonie et hivernage, ainsi que par l'activité acoustique. La sensibilité d'une espèce est donc simplement définie comme la **proportion du nombre de cas de collision connus en Europe rapporté aux collisions de toutes les espèces**.

Les sources de données sont celles d'Eurobats et celles de l'allemand Tobias Dürr du « *Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg* », lequel compile et publie régulièrement tous les rapports de mortalité par collision éolienne lui parvenant à l'échelle européenne (total cumulé depuis le début des suivis de mortalité en 2003). **La dernière mise à jour est de juin 2018 pour Eurobats et mai 2021 pour T. Dürr**. C'est ainsi la valeur maximale par pays qui est prise en compte (pour éviter les comptes-doubles). On a ainsi un total maximal de **10 760 cadavres de chiroptères recensés dans toute l'Europe**. Ceci permet ensuite d'obtenir comme donnée de référence le pourcentage entre « nombre de cadavres pour une espèce donnée » par rapport au « nombre total de cadavres en Europe toutes espèces confondues ». Cette information a été complétée par une analyse bibliographique reposant en particulier sur les avis de la SFPEM (SFPEM, 2016) et d'Eurobats.

Le principe est le suivant : **plus la proportion est élevée, plus les espèces concernées sont dites sensibles au risque de collision avec les éoliennes**. Néanmoins, ces taux de mortalité ont plus ou moins d'impact sur les espèces si l'on tient compte **des niveaux de populations dans chaque pays européen**. Les sensibilités de chaque espèce ainsi obtenues sont présentées dans le tableau suivant.

Évaluation de la sensibilité brute des chauves-souris aux risques de collision (Dürr, mai 2021 & Eurobats, juin 2018)

Espèce	Données de mortalité constatée nb cadavres Europe/France		Pourcentage total de cadavres en Europe :	Sensibilité
	mai 2021			
Pipistrelle commune	2437	1012	22,6%	Forte
Pipistrelle de Nathusius	1627	276	15,1%	
Pipistrelle pygmée	453	176	4,2%	
(P. commune / pygmée)	414	40	3,8%	
Pipistrelle de Kuhl	469	219	4,4%	
(Pipistrelle sp.)	741	305	6,9%	
Vespère de Savi	370	57	3,4%	
Grande Noctule	41	10	0,4%	
Noctule commune	1565	104	14,5%	
Noctule de Leisler	721	153	6,7%	
Sérotine commune	123	34	1,1%	Moyenne
Sérotine bicolore	215	11	2,0%	
Molosse de Cestoni	84	2	0,8%	Faible à négligeable
Minioptère de Schreibers	13	7	0,12%	
Murin de Daubenton	11	1	0,10%	
Grand Murin	7	3	<0,1%	
Murin de Bechstein	1	1	<0,1%	
Murin de Brandt	2	0	<0,1%	
Murin à oreilles échancrées	5	3	<0,1%	
Murin à moustaches	5	1	<0,1%	
Murin de Natterer	3	0	<0,1%	
Barbastelle d'Europe	6	4	<0,1%	
Oreillard gris	9	0	<0,1%	
Oreillard roux	8	0	<0,1%	
Grand Rhinolophe	1	0	<0,1%	

* Cas particuliers : La Grande Noctule, absente d'Allemagne, pourrait être sous-représentée. Le Murin des marais également car c'est une espèce très localisée autour des pays du Bénélux.

3.2.3 EVALUATION DE LA PORTEE DE L'IMPACT

La portée de l'impact correspond à l'ampleur de l'impact sur une composante des populations locales ou européennes (impact cumulé) dans le temps et dans l'espace. Elle est d'autant plus forte que l'impact du projet s'inscrit dans la durée et concerne une proportion importante de la population locale de l'espèce concernée, ou du flux migratoire en altitude. D'une façon générale, elle dépend notamment de la durée, de la fréquence, de la réversibilité ou de l'irréversibilité de l'impact, de la période de survenue de cet impact, ainsi que du nombre d'individus ou de la surface impactés, en tenant compte des éventuels cumuls d'impacts.

Concernant l'éolien, les effets sont principalement liés aux choix d'implantation des éoliennes par rapports aux habitats favorables (haies, lisières, boisements, milieux aquatiques) et aux axes/routes de vol/migration (perpendiculaire ou parallèle), les caractéristiques du modèle d'éolienne (hauteur de la nacelle, diamètre du rotor...), et les conditions de fonctionnement (période, plage horaire, paramètres météorologiques, bruits).

Pour les chiroptères, les trois niveaux de portée sont définis de la façon suivante :

- **Fort** : lorsque l'activité de l'espèce concernée est au moins forte ou supérieure au quantile 75 % sur le point d'étude (cas des chauves-souris), ou lorsque la fonctionnalité écologique des populations locales est impactée de façon importante (nombre de cas de collision avéré et estimé importants, par espèce ou par groupe d'espèces) ;
- **Moyen** : lorsque l'activité de l'espèce concernée est moyenne ou comprise entre les quantiles 25 et 75 % sur le point d'étude (cas des chauves-souris), ou lorsque la fonctionnalité écologique des populations locales est impactée de façon modérée ou plus ou moins limitée (nombre de cas de collision avéré et estimé moyens, par espèce ou par groupe d'espèces) ;
- **Faible** : lorsque le nombre de contacts de l'espèce est faible ou non significatif ou inférieur au quantile 25 % (cas des chauves-souris), ou lorsque la fonctionnalité écologique des populations locales est impactée de façon marginale (nombre de cas de collision avéré et estimé faible, par espèce ou par groupe d'espèces).

Cette portée issue de l'activité à hauteur de nacelle est pondérée au regard des collisions avérées (nombre de cadavres sur le parc).

Pour les oiseaux, les trois niveaux de portée sont ainsi :

- **Fort** : lorsque le nombre d'individus ou la fonctionnalité écologique de la population (locale ou à une échelle plus large) est impactée de façon importante et irréversible dans le temps ;
- **Moyen** : lorsque le nombre d'individus ou la fonctionnalité écologique de la population (locale ou à une échelle plus large) est impactée de façon modérée et temporaire ;
- **Faible** : lorsque le nombre d'individus ou la fonctionnalité écologique de la population (locale ou à une échelle plus large) est impactée de façon marginale et très limitée dans le temps.

3.2.4 ÉVALUATION DES NIVEAUX D'IMPACTS

L'évaluation des impacts s'opère en deux étapes :

- 1) en croisant sensibilité et portée, on obtient d'abord l'intensité ;
- 2) en croisant l'enjeu des espèces avec cette intensité, on obtient le niveau d'impact.

Définition des niveaux d'intensité de l'effet négatif

Niveau de portée de l'impact	Niveau de sensibilité		
	Fort à Assez forte	Moyen	Faible
Fort	Fort	Assez Fort	Moyen
Moyen	Assez Fort	Moyen	Faible
Faible	Moyen à Faible	Faible	Faible

Finalement, 6 niveaux d'impact ont été définis comme indiqué dans le tableau suivant :

Définition des niveaux d'impacts

Intensité de l'impact	Niveau d'enjeu impacté				
	Très Fort	Fort	Assez Fort	Moyen	Faible
Forte	Très Fort	Fort	Assez Fort	Moyen	Moyen ou Faible
Assez forte	Fort	Assez Fort	Moyen	Moyen ou Faible	Faible
Moyenne	Assez Fort	Moyen	Moyen ou Faible	Faible	Négligeable
Faible	Moyen	Moyen ou Faible	Faible	Négligeable	Négligeable

3.3 METHODE DE DEFINITION DES IMPACTS ET DES MESURES DE REDUCTION ADAPTEES AU PARC

La sensibilité des espèces présentes, les activités enregistrées à hauteur de nacelle et le nombre de cadavres recensés sur le parc permettent, *in fine*, d'aboutir à une évaluation des impacts avérés (collision et barotraumatisme) et à la définition de mesures de réduction (arrêt programmé des éoliennes en périodes sensibles, modification de l'assolement...). L'arrêt programmé des machines (ou bridage) des éoliennes est la principale mesure de réduction de l'impact de collision des chauves-souris et des oiseaux.

Des algorithmes de bridage sont ainsi définis en fonction des périodes d'activité des espèces (mois de l'année, heures de la nuit) et des conditions météorologiques dans lesquelles se déroule cette activité (vitesse du vent et température).

4. RESULTATS ET INTERPRETATIONS DU SUIVI DE MORTALITE

4.1 RESULTATS BRUTS

L'intégralité des données recueillies dans le cadre de ce suivi (espèce, sexe, âge, date de découverte, statut, cause de la mortalité, éolienne, distance au mât, coordonnées, découvreur, identificateur) est détaillée en annexe 3.

Sur les 5 éoliennes du parc de Guilleville, dans un rayon de 60 m autour des mâts et au cours de 26 passages, un total de **4 cadavres** a été découvert, dont **3 oiseaux** et **1 chauve-souris**.

4.1.1 REPARTITION SPATIALE

Voir la carte « Localisation des cadavres ».

Les 4 cadavres découverts sur le parc de Guilleville sont distribués de manière hétérogène entre les éoliennes. Tous ont été découverts au sud du parc, autour de E1, E2 et E3. Un oiseau a été découvert sous chacune de ces 3 éoliennes, tandis que l'unique cadavre de chiroptère a été détecté sous E3.

Le contexte paysager demeure cependant homogène sur le parc, avec une topographie et une occupation du sol similaires entre les différentes machines, malgré une distance relativement importante entre les éoliennes du sud (E1, E2 et E3) et celles du nord (E4 et E5), E3 et E4 étant distantes d'environ 1,5 km.

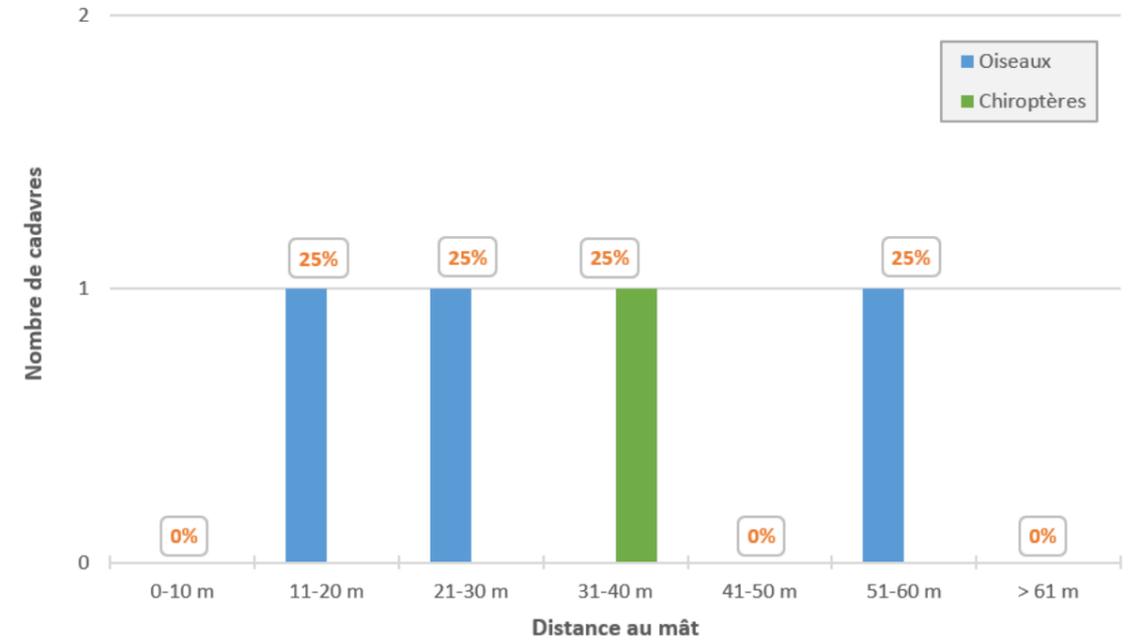
Les résultats obtenus présentent probablement un biais, lié au fait que les surfaces prospectées sont beaucoup plus importantes au sud (en moyenne 75 % pour E1, 83 % pour E2 et 70 % pour E3) qu'au nord (24 % pour E4 et 37 % pour E5).

Répartition des cadavres découverts en 2021 (n = 4)

Éolienne n°	Nombre de cadavres découverts	Chiroptères	Oiseaux
1	1	0	1
2	1	0	1
3	2	1	1
4	0	0	0
5	0	0	0
	4	1	3

Par rapport à la distance au mât, les cadavres sont disposés de manière globalement homogène. Ils ont ainsi été découverts entre 12 et 59 m des machines. Le nombre de cadavres est cependant trop peu élevé pour effectuer une analyse précise de leur répartition sous les éoliennes.

Même si les 10 premiers mètres autour des mâts sont généralement constitués de surface de très bonne visibilité (plateformes) présentant les taux de détection les plus élevés, des cadavres ont été trouvés dans la plupart des tranches de distance, ce biais est donc limité.



Répartition des cadavres d'oiseaux et de chauves-souris en fonction de la distance au mât

4.1.2 REPARTITION TEMPORELLE ET ESPECES CONCERNEES

La mortalité est répartie au cours de l'ensemble de la période de suivi comme le montrent les tableaux et les figures suivants.

Répartition temporelle de la mortalité (n = 4). 1 seule période a été définie, en fonction des passages réalisés et des périodes d'activité de la faune, pour des raisons de cohérence dans les analyses.

N° de passage	Date	Chiroptères		Oiseaux		Total
1	02/08/2021	0		1	Martinet noir (E1)	1
2	04/08/2021	0		0		0
3	09/08/2021	0		0		0
4	12/08/2021	0		0		0
5	16/08/2021	0		0		0
6	18/08/2021	0		0		0
7	23/08/2021	0		0		0
8	24/08/2021	0		0		0
9	30/08/2021	0		0		0
10	03/09/2021	1	Pipistrelle de Nathusius (E3)	0		1
11	06/09/2021	0		0		0
12	09/09/2021	0		0		0
13	13/09/2021	0		0		0

N° de passage	Date	Chiroptères	Oiseaux	Total
14	16/09/2021	0	0	0
15	20/09/2021	0	0	0
16	23/09/2021	0	0	0
17	28/09/2021	0	0	0
18	30/09/2021	0	0	0
19	04/10/2021	0	1 Roitelet à triple-bandeau (E2)	1
20	07/10/2021	0	0	0
21	12/10/2021	0	0	0
22	15/10/2021	0	1 Roitelet sp. (E3)	1
23	18/10/2021	0	0	0
24	21/10/2021	0	0	0
25	25/10/2021	0	0	0
26	28/10/2021	0	0	0



Roitelet à triple-bandeau, sous E2 le 04 octobre 2021 (B. Corniaux - Ecosphère)



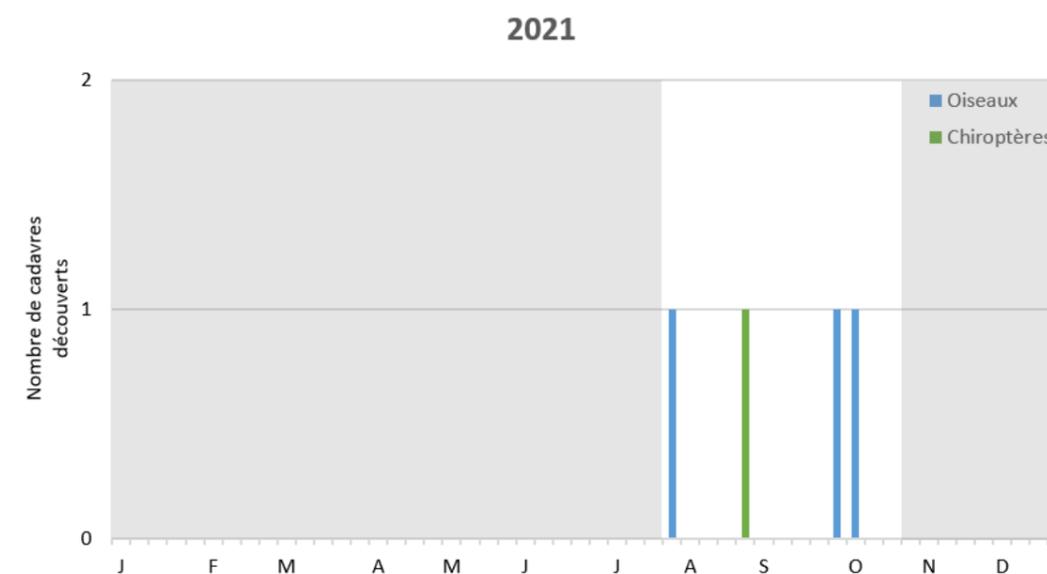
Plumes de Roitelet sp., sous E3 le 15 octobre 2021 (B. Corniaux - Ecosphère)



Martinet noir, sous E1 le 02 août 2021 (B. Corniaux - Ecosphère)



Pipistrelle de Nathusius, sous E3 le 03 septembre 2021 (B. Corniaux - Ecosphère)



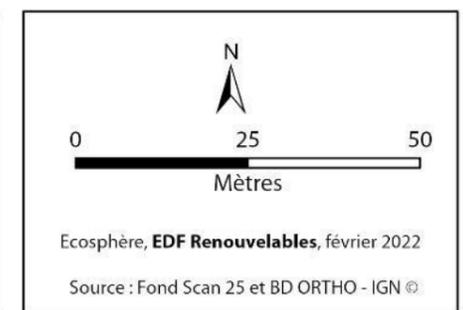
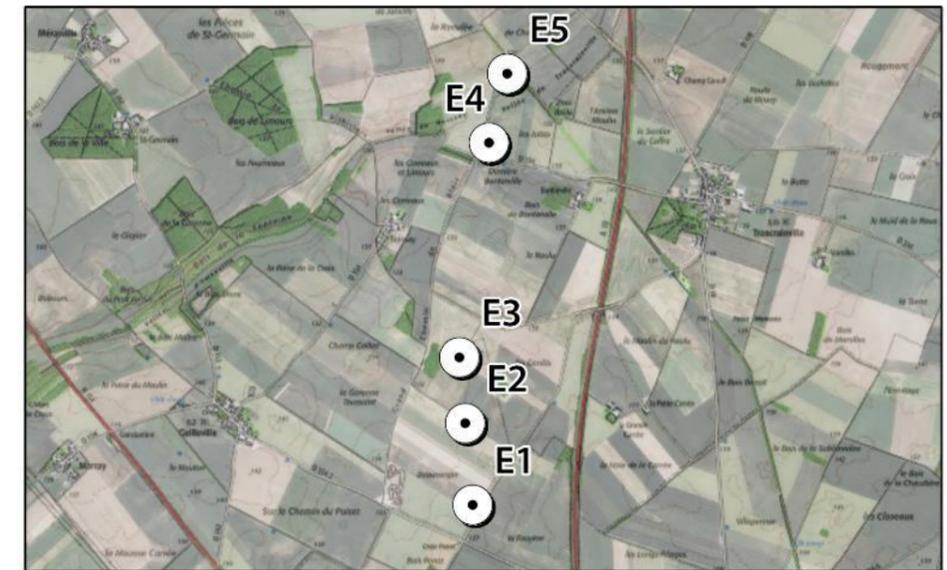
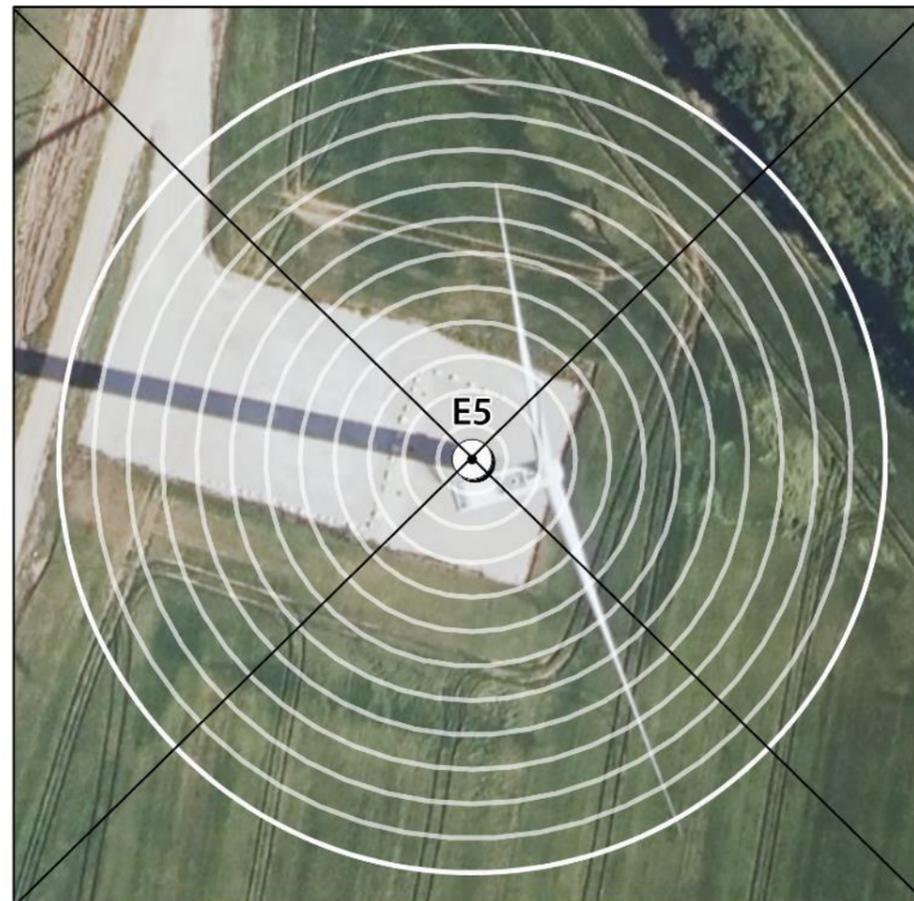
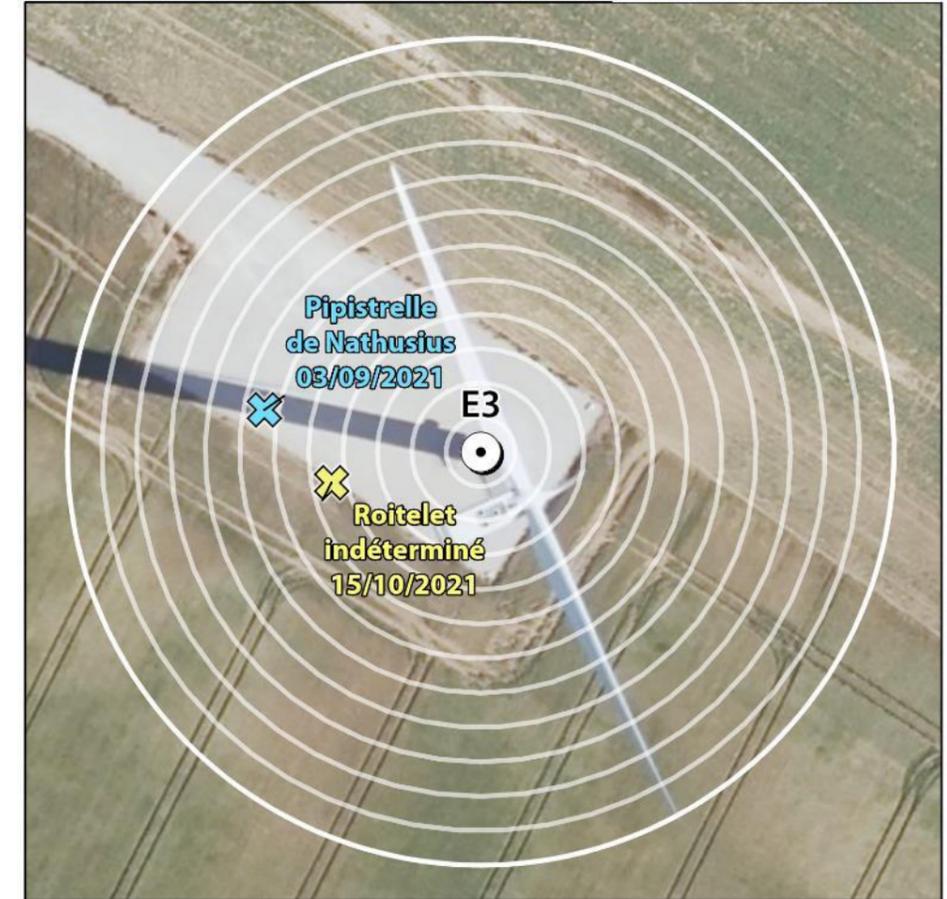
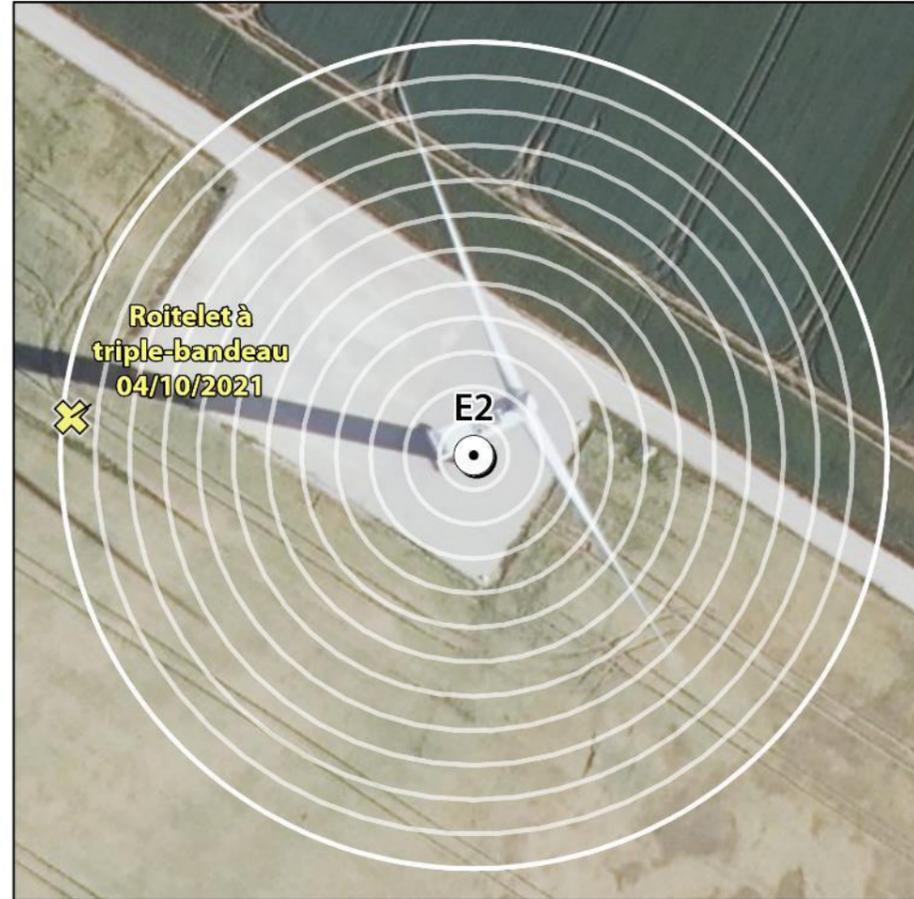
Répartition de la mortalité au cours de l'année 2021 (n=4). La période non suivie apparaît grisée.

Des cadavres ont été trouvés entre le 02 août et le 15 octobre 2021. Les oiseaux ont été détectés durant toute cette période. Les espèces trouvées sont exclusivement migratrices (Martinet noir, Roitelet à triple-bandeau et Roitelet sp.). Une seule chauve-souris a été impactée, début septembre. Ce cadavre correspond également à un individu migrateur (Pipistrelle de Nathusius).

La mortalité constatée en 2021 se compose ainsi de :

- **3 oiseaux appartenant à au moins 2 espèces** : 1 Martinet noir [migrateur], 1 Roitelet à triple-bandeau [migrateur] et 1 Roitelet sp. [migrateur] ;
- **1 chiroptère** : 1 Pipistrelle de Nathusius [migratrice].





4.2 VARIABLES SERVANT A L'ESTIMATION DE LA MORTALITE REELLE

4.2.1 PERSISTANCE DES CADAVRES (VARIABLE P)

Santos et al. (2011) démontrent que les temps de persistance sont très faibles en Europe notamment pour les chiroptères et les petits oiseaux, avec une probabilité de disparition très élevée dans les 2 premiers jours par rapport à d'autres groupes d'animaux. En Allemagne, Niermann et al. (2011) ont annoncé que le temps moyen de persistance variait de **1,3 à 24,5 jours pour une valeur moyenne de 4,2 jours**.

Si une disparition rapide des carcasses est observée, avec un intervalle trop important entre les prospections, les carcasses disparaissent longtemps avant le passage des observateurs. **On notera donc que plus le temps moyen de persistance est faible par rapport à l'intervalle entre les passages, plus le biais est important et la mortalité totale sous-évaluée.**

Les résultats du test de persistance sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Taux de persistance des leurres déposés au pied des éoliennes.

	Moyenne (18 leurres)	J+1		J+3		J+7		J+11		J+14	
		p	Tm								
	Moy	0,83	0,9 j	0,56	2,3 j	0,28	4,0 j	0,17	4,9 j	0,17	5,4 j

Tm j+3 = temps moyen de persistance (en jours) durant un intervalle de 3 jours

p j+3 = taux de persistance durant l'intervalle (proportion de cadavres présents après 3 jours)

Les résultats bruts des tests de persistance ont également été implémentés dans l'application GenEst, en indiquant pour chaque faux-cadavre utilisé le dernier jour d'observation et le premier jour où il a été noté disparu/prédaté. Une probabilité de persistance « r » a ensuite été modélisée à partir de modèles statistiques dits d'« analyse de survie » et basés sur la méthode du maximum de vraisemblance¹². Cette variable « r » correspond à la probabilité estimée qu'un cadavre qui arrive à un instant aléatoire et uniforme dans l'intervalle de x jours persiste jusqu'à la fin de cet intervalle. Ces valeurs sont ensuite utilisées par l'application pour les estimations globales présentées au chapitre 4.3.2. La persistance a été modélisée sur GenEst à partir des leurres déposés uniquement sur le parc de Guilleville, mais également à partir des leurres mutualisés avec le parc d'Espiers (du fait d'un nombre peu important de leurres déposés sur le parc de Guilleville). Les médianes obtenues sont similaires avec ces deux modélisations. Les intervalles de confiance sont toutefois plus resserrés en mutualisant les leurres des deux parcs, c'est pourquoi cette option a été retenue.

Probabilité de persistance r calculée avec GenEst

GenEst	Période de suivi (août à octobre)	
	Médiane	[IC 10 - 90%]
Probabilité de persistance (r)	0,77 à j+3	0,71 0,82

¹² Dalthorp, D., Madsen, L., Huso, M., Rabie, P., Wolpert, R., Studyvin, J., Simonis, J., and Mintz, J., 2018, GenEst statistical models—A generalized estimator of mortality: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 7, chap. A2, 13 p., <https://doi.org/10.3133/tm7A2>.

Dans le cadre de ce suivi, les valeurs moyennes de persistance des cadavres « non naturels » sont :

- Temps moyen de persistance (Tm) = 2,3 j à j+3 ;
- Taux de persistance (p) = 56 % à j+3.
- Probabilité de persistance (r) = 0,77 [IC 80 % : 0,71 – 0,82] (j+3).

La persistance est modérée sur la période suivie (de début août à fin octobre). **L'intervalle réduit entre les passages (un passage tous les 3,5 j) limite les biais liés à la disparition relativement rapide des cadavres et permet de ne pas augmenter le degré d'imprécision.**

4.2.2 DETECTABILITE (OU EFFICACITE DE L'OBSERVATEUR) (VARIABLE D)

L'efficacité des observateurs a été testée au sein des parcelles prospectables, le 30/09/2021. Cette efficacité n'a pas été testée au sein des parcelles non échantillonnées appartenant à la classe de visibilité nulle.

Ainsi, dans des conditions normales de recherche, 94 leurres ont été retrouvés par les observateurs sur les 106 disposés au sein des différents types de végétation.

De la même manière que pour le taux de persistance, ces résultats bruts sont implémentés dans GenEst. L'application permet une estimation de l'efficacité de l'observateur, celle-ci étant fonction de deux paramètres : la probabilité de détection d'un cadavre au premier passage suivant son arrivée, et k le facteur décrivant comment cette efficacité change au cours du temps en fonction de l'état d'avancement du cadavre.

Une valeur de k = 0 affirme que les carcasses qui sont manquées lors de la première recherche ne peuvent pas être redécouvertes lors d'une recherche ultérieure pour un même test, et k = 1 signifie que l'efficacité reste constante quel que soit l'âge de la carcasse et le nombre de fois qu'une carcasse a été manquée dans les recherches précédentes. Dans le cas présent, **k est fixé à 0,75**, valeur intermédiaire permettant de prendre en compte une baisse potentielle de la probabilité de détection liée au fait que plus un cadavre est ancien, plus il est dégradé.

L'efficacité de l'observateur a été modélisée selon les deux tailles de leurres utilisées. Habituellement, cette modélisation est effectuée pour les différentes classes de visibilité prospectables (bonne et moyenne). Cependant, la classe de végétation de moyenne visibilité représentait une très faible surface sur le terrain en 2021, l'efficacité de l'observateur n'a donc pas été évaluée selon les niveaux de visibilité. Les résultats sont présentés dans le tableau ci-après :

Résultats des tests de détectabilité par classe de taille obtenus avec GenEst

Taille de leurre	Test réalisé le 30/09/2021		
	Médiane	[IC 10 - 90%]	
Petit	0,79	0,72	0,85
Moyen	0,99	0,96	1,00
TOTAL	0,89	0,84	0,92

En moyenne, il en ressort un **taux d'efficacité (ou de détection) de 0,79 pour les petits leurres (assimilés à des chauves-souris ou des passereaux) et de 0,99 pour les leurres de taille moyenne (qu'on peut rapprocher par exemple de Faucons crécerelles).**

Le taux moyen de détection est considéré comme bon, avec 89 % [IC 80 % : 0,84-0,92] de leurres découverts sur l'ensemble de la période de prospection. Ce taux est équivalent pour les deux intervenants ayant effectué des prospections régulières sur le parc de Guilleville en 2021.

4.2.3 AJUSTEMENT DE LA SURFACE REELLEMENT CONTROLEE (VARIABLE A)

Bien que les surfaces de prospection soient globalement variables au cours de l'année, en particulier du fait du contexte agricole autour du parc, tous les passages ont été réalisés après les moissons des cultures céréalières lors du présent suivi. Il est toutefois à noter que la présence de cultures tardives (maïs notamment) aux abords des éoliennes a réduit la proportion de surfaces prospectables durant le suivi, en particulier aux abords des éoliennes E4 et E5. Malgré tout, les variations de surfaces prospectables relevées sur le parc de Guilleville ne sont pas suffisamment importantes pour définir des périodes distinctes entre le début et la fin du suivi (entre août et octobre, pour rappel).

Le tableau ci-dessous synthétise ces résultats par éolienne.

Surface moyenne prospectée (%) par éolienne en 2021

Éolienne	Moyenne sur l'ensemble du suivi :
E1	75 %
E2	83 %
E3	70 %
E4	24 %
E5	37 %
Moyenne sur l'ensemble du parc :	58 %

La proportion de surface prospectée moyenne, telle que demandée par l'application EolApp pour l'utilisation des formules d'Erickson, Huso et Jones, est celle moyennée sur l'ensemble du parc, à savoir **58 %**. C'est cette surface moyennée à l'ensemble du parc pour l'ensemble de la période suivie qui est renseignée dans l'application EolApp. L'application GenEst, quant à elle, différencie la surface moyenne prospectée pour chaque éolienne.

La surface de prospection sur l'ensemble du parc est modérée. Elle est **hétérogène entre les éoliennes**. Les éoliennes **E1, E2 et E3 ont pu être prospectées sur une surface significative** durant le

suivi. Les éoliennes **E4 et E5 présentent en revanche une surface moyenne prospectée inférieure à 40 %**, ce qui n'autorise pas des estimations statistiques robustes (Behr et al., 2011).

4.2.4 FAISABILITE DES ESTIMATIONS DE LA MORTALITE

Les différentes variables calculées sont censées permettre de corriger les résultats afin d'exprimer une estimation de la mortalité à l'échelle des éoliennes et des périodes suivies. **Il est néanmoins nécessaire d'analyser si ces paramètres sont suffisamment robustes et représentatifs pour éviter d'aboutir à des estimations trop aléatoires et ininterprétables.** Écosphère analyse la robustesse de ces paramètres au regard des nombreuses données internes disponibles (suivis de parcs dans des conditions équivalentes et avec des méthodologies proches) et vis-à-vis des conséquences des potentiels biais des variables calculées.

Le nombre brut de cadavres est tout d'abord analysé, indépendamment de la représentativité des surfaces échantillonnées et de la persistance locale. La limite statistique majeure de la présente étude est le faible nombre de cadavres relevés sur le parc de Guilleville en 2021, induisant des incertitudes dans les estimations statistiques. Le nombre de cadavres est néanmoins suffisant pour lancer des estimations globales de mortalité sur le parc. La séparation du type de cadavre (oiseau / chauve-souris) entraîne de plus grandes incertitudes pour les oiseaux et ne peut pas être évaluée pour les chauves-souris sur la base du seul cadavre identifié.

Concernant **l'efficacité de la recherche**, les différents observateurs ayant réalisé les passages du suivi de la mortalité ont été testés. Une méthodologie standardisée a été suivie. L'efficacité de recherche est bonne et les incertitudes générées sont globalement faibles.

S'agissant de **la persistance**, le test a été effectué de façon standardisée. L'échantillon de cadavres posés est suffisamment grand pour considérer que les tests sont représentatifs. Différents types de leurres ont été posés (souris, rats et poussins) pour intégrer une différence de persistance entre les chauves-souris et les oiseaux. L'intégration de la persistance locale mesurée d'après ces leurres dans les applications permettra de corriger avec fiabilité les différentes estimations par groupe impacté. Dans le cas du parc de Guilleville, la persistance est modérée et génère de légères incertitudes.

Enfin, s'agissant des **surfaces prospectées**, les biais sont modérés. En effet, la surface de prospection moyenne est de 58 %, ce qui est moyen mais permet toutefois des estimations suffisamment robustes (la surface prospectée moyenne étant supérieure à 40 %). Il est tout de même à noter que 2 des 5 éoliennes étudiées ont été prospectées à moins de 40 % durant le suivi (24 % de surface prospectée en moyenne pour E4 et 37 % pour E5). Cela génère des incertitudes, même si aucun cadavre n'a été découvert sous ces deux éoliennes au cours du suivi. Les interprétations faisant suite aux estimations prennent compte de ces biais.

En conséquence de tous ces éléments, des estimations statistiques ont été poursuivies seulement pour la mortalité globale induite par le parc, ainsi que pour celle des oiseaux. Les estimations concernant les chiroptères présentent de trop grandes incertitudes pour être considérées.

4.2.5 CORRECTIF LIE A LA PERIODE D'ETUDE

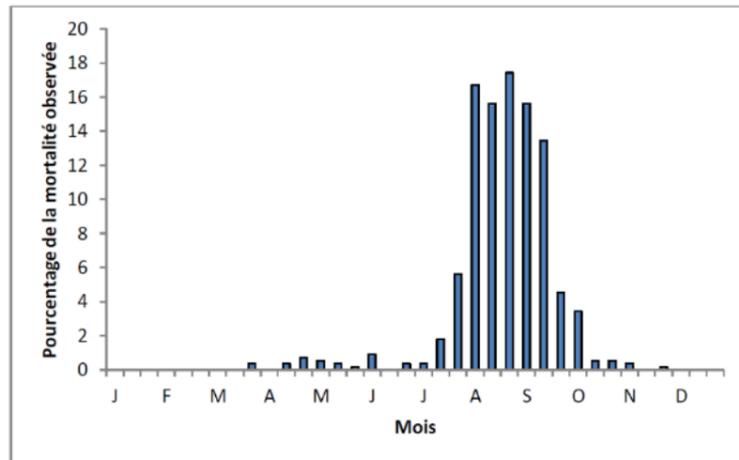
Les estimations de la mortalité ont été réalisées sur la base des 26 passages compris entre le 02/08 et le 28/10/2021 pour l'ensemble des éoliennes. Cette période correspond principalement à la migration postnuptiale des chauves-souris et des oiseaux. Toutefois, des cas de mortalité se produisent également en dehors de cette période.

L'analyse des différentes sources bibliographiques révèle que le risque moyen de collision n'est pas égal au cours d'une année. Le tableau et le graphique ci-dessous montrent ainsi l'importance de la période située entre juillet et octobre.

Répartition annuelle de la mortalité chiroptérologique selon différentes sources bibliographiques

Référence	Proportion de cadavres découverts
Lepercq, 2018	86 % entre fin juillet et début octobre
Beucher & al., 2013	73 % entre le 15 juillet et le 31 octobre
Cornut & Vincent, 2010	80 à 83 % entre le 15 juillet et le 31 octobre
Biotope, 2011	83 % entre le 1er août et le 31 octobre
Dulac, 2008	91 % entre le 1er juillet et le 31 octobre
Rydell & al., 2010	90 % entre fin juillet et début octobre

Le graphique suivant, un peu ancien, présente la répartition temporelle des cadavres récoltés pour 551 chauves-souris en Allemagne (Dürr 2007 cité par Jones & al., 2009). Ces données ont été reprises dans le graphique par Ecosphère (Heitz & Jung, 2017) pour disposer de pourcentages par décades.

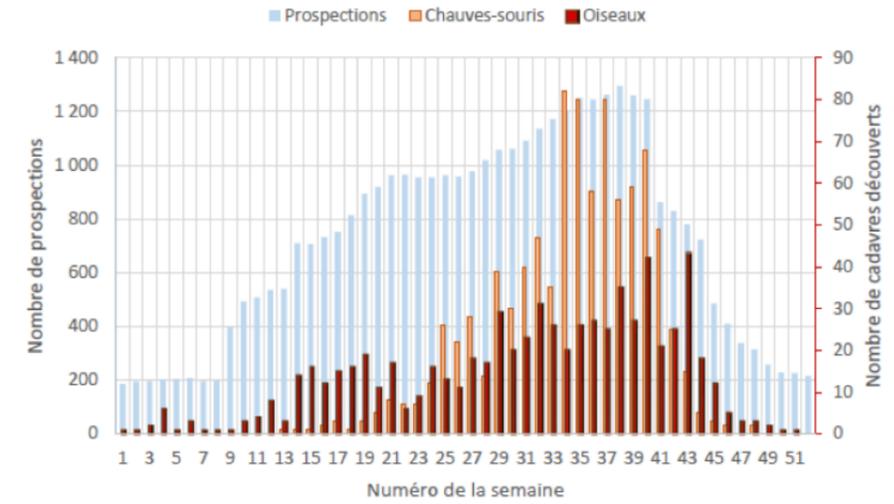


Répartition temporelle des cadavres de chauves-souris récoltés (données Dürr, 2007, in Jones & al., 2009 ; graphique Heitz & Jung, 2017)

Les travaux de synthèse sur les oiseaux menés en France sous l'égide de la LPO (Marx, 2017) peuvent être convertis en pourcentages approximatifs sur la base du graphique ci-dessous.

Semaine de découverte des cadavres

Données : 710 cadavres d'oiseaux et 916 cadavres de chauves-souris retrouvés sous les éoliennes françaises et pour lesquelles la date de découverte est connue



Répartition de la mortalité sur 645 éoliennes appartenant à 91 parcs (Marx, 2017)

Ces multiples autres études de compilation permettent d'avoir des données tant sur les oiseaux que sur les chiroptères et nous permettent d'arriver à la synthèse suivante ci-dessous.

Répartition temporelle de la mortalité selon la bibliographie (1^{ère} colonne) et les cadavres découverts en 2021 (2^{ème} colonne)

Pourcentage de mortalité (toutes espèces)	Chiroptères		Oiseaux	
Avril à mi-mai (semaines 14 à 19) => période de migration et d'installation des couples	5 %	Pas de données entre avril et mi-mai	12 %	Pas de données entre avril et mi-mai
Mi-mai à juillet (semaines 20 à 30) => période de reproduction	20 %	Pas de données entre mi-mai et juillet	23 %	Pas de données entre mi-mai et juillet
Août à octobre (semaines 31 à 43) => migration postnuptiale, mouvements locaux	75 %	1 cadavre entre août et octobre, soit 100 %	52 %	3 cadavres entre août et octobre, soit 100 %
Reste de l'année	0 %	Pas de données entre novembre et fin mars	13 %	Pas de données entre novembre et fin mars

Ainsi, sur la base des données bibliographiques et des résultats recueillis en 2021, il apparaît que le suivi sur le parc de Guilleville couvre le pic de mortalité classiquement constaté lors de la migration postnuptiale au niveau des parcs éoliens.

Le suivi couvre une période correspondant théoriquement à :

- 75 % de la mortalité des chiroptères ;

- 52 % de la mortalité des oiseaux.

Basés sur une compilation de différentes sources bibliographiques, ces coefficients correcteurs ne peuvent être directement appliqués à nos calculs et sont présentés ci-dessus à titre indicatif. Toutefois, ils illustrent un fait important : **le suivi de la mortalité concerne la majeure partie du cycle biologique de la faune volante mais la mortalité engendrée par les éoliennes en dehors des périodes de suivi est inconnue**. Par ailleurs, il peut exister des variables locales qui font que la mortalité sur certains parcs n'est pas comparable à la bibliographie connue. **Les estimations réalisées sur le suivi de 2021 concernent uniquement la période suivie (correspondant à la période concernée par la vérification de l'efficacité du bridage¹³). Aucune extrapolation de la mortalité estimée ne peut néanmoins être réalisée sur la période non suivie.**

4.3 ESTIMATION DE LA MORTALITE REELLE

Les estimations de la mortalité du parc ont été calculées avec les formules de **Jones, Huso et Erickson** par le biais de l'application **EolApp (Besnard & Bernard)**. L'utilisation conjointe de ces trois formules permet de comparer les résultats obtenus. En effet, bien que les modèles utilisés soient identiques, quelques différences existent. En situation de persistance courte (moins de 4 jours), le modèle d'Erickson étant connu pour sous-estimer la mortalité par rapport aux modèles plus récents d'Huso et Jones (cf. partie Méthodes de travail 3.1.3.2), ce dernier est seulement présenté à titre informatif.

La mortalité a également été estimée à partir de l'application « **GenEst** », nouvelle méthode développée par une équipe internationale (Huso & Dalthorp (USGS) et Korner-Nievergelt (Ökostat)). Celle-ci permet d'imbriquer les différents paramètres pour modéliser finement la mortalité (persistance des cadavres, efficacité de la détection, correction surfacique) et **fournir des estimations ajustées selon les variables prises en compte (taille des cadavres, période de l'année, distinction oiseaux / chauves-souris...)**.

En outre, ces deux applications EolApp et GenEst permettent d'obtenir un résultat encadré par un **intervalle de confiance de 80 % (bornes à 10 % et 90 %)**.

Les différents paramètres pris en compte sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Récapitulatif des différents paramètres généraux pris en compte pour les estimations

Paramètres	Guilleville
Période du suivi	début Août - fin Octobre 2021
Nbre d'éoliennes suivies	5
C (nombre de cadavres brut découverts sous les éoliennes dans un rayon de 60 m)	4

Paramètres	Guilleville
d (taux de détection moyen)	0,89
p (taux de persistance durant l'intervalle)	0,56
Tm (durée moyenne de persistance durant l'intervalle)	2,3 jours
r (probabilité de persistance durant l'intervalle)	0,77 [IC 80% : 0,71 – 0,82] (à j+3)
l (intervalle moyen entre 2 visites)	3,5 jours
n (nombre de passage)	26
Sk (surface prospectée moyenne)	58%

4.3.1 ESTIMATIONS DE LA MORTALITE AVEC EOLAPP

Les tableaux suivants présentent les résultats des estimations de la mortalité réelle pour le parc de Guilleville (5 éoliennes, du 02 août au 28 octobre 2021). La distinction par groupe impacté a également été réalisée, quand cela s'est avéré possible (c'est-à-dire pour les oiseaux).

Des exemples de captures d'écran de ces résultats sont présentés en annexe 4.

Résultats des estimations de la mortalité réelle pour les 3 modèles et obtenues avec l'application EolApp

Estimation avec EolApp (tests non paramétriques ¹⁴)	Mortalité brute	Erickson			Huso			Jones		
		Médiane	[IC 10 - 90%]		Médiane	[IC 10 - 90%]		Médiane	[IC 10 - 90%]	
Chauves-souris (période totale)	1	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Oiseaux (période totale)	3	4,7	1,6	9,6	8,4	2,8	15,6	8,7	2,9	16,3
TOTAL	4	6,4	2,6	12,0	11,4	5,3	19,4	11,8	5,4	20,2

NE = Non estimé.

La mortalité des chiroptères n'a pas été estimée avec EolApp, l'unique individu trouvé au cours du suivi ne permettant pas d'obtenir des estimations statistiques fiables.

¹³ Pour rappel, le premier suivi post-implantation réalisé dans le cadre du suivi ICPE a couvert une plus large période (avril-octobre).

¹⁴ EolApp permet de sélectionner le principe méthodologique utilisé pour le calculer les intervalles de confiance : « bootstrap non-paramétrique » ou « bootstrap paramétrique ». La première option est la plus fiable avec un

nombre limité de passages ou de cadavres détectés. La deuxième méthode est pertinente uniquement pour des jeux de données très conséquents (dans le cas de petits jeux de données elle fournit des résultats trop optimistes sur la précision des estimations de mortalité). Les deux méthodes fournissent les mêmes résultats lorsque les jeux de données sont grands.

Le modèle d'Huso donne une valeur médiane de la mortalité d'environ **8 oiseaux [IC 80 % : 3 - 16] impactés sur l'ensemble du parc sur l'ensemble du suivi** (début août à fin octobre, sur 26 passages), avec une médiane totale de **11 cadavres [IC 80 % : 5 - 19]**.

Le modèle de Jones donne une valeur médiane de la mortalité d'environ **9 oiseaux [IC 80 % : 3 - 16] impactés sur l'ensemble du parc sur l'ensemble du suivi** (début août à fin octobre, sur 26 passages), avec une médiane totale de **12 cadavres [IC 80 % : 5 - 20]**.

Les intervalles de confiance obtenus pour Jones et Huso sont assez resserrés, mais une certaine imprécision de l'estimation statistique persiste. Cela sous-entend que ces valeurs estimées sont à prendre avec précaution. Les biais induits dans les estimations (l'absence d'intégration des différences de surfaces prospectées entre les éoliennes étant le principal) conduisent à des estimations moins précises et probablement surestimées dans le cas présent. Une intégration détaillée des variables dans les modélisations peut permettre d'affiner ces estimations, et ainsi les rendre plus justes.

4.3.2 ESTIMATIONS DE LA MORTALITE AVEC GENEST

Les tableaux suivants présentent les résultats des estimations de la mortalité réelle pour le parc de Guilleville (5 éoliennes, du 2 août au 28 octobre 2021) obtenus à partir des modélisations faites avec GenEst (Huso & Dalthorp). En annexe 5, est précisé le détail des choix retenus pour les modélisations opérées par GenEst afin d'ajuster au mieux les estimations au jeu de données bruts du parc.

Résultats des estimations de la mortalité réelle obtenus avec GenEst

Estimation avec GenEst	Mortalité brute	Médiane	[IC 10 - 90%]	
Chiroptères	1	NE	NE	NE
Oiseaux	3	6,0	3,0	9,5
Total	4	8,3	4,3	12,9

NE = Non estimé.

Chacun des résultats correspond à des analyses statistiques indépendantes réalisées par catégories (par groupe d'espèces ou avec la totalité des cadavres). C'est pourquoi les résultats pouvant correspondre à des totaux ne s'additionnent pas.

Les résultats obtenus présentent des intervalles de confiance resserrés. Les estimations sont donc globalement fiables :

- **Oiseaux** : mortalité estimée de **6 oiseaux [IC 80 % : 3 - 10]** entre début août et fin octobre ; la surface de prospection est variable selon les éoliennes. Elle est élevée pour E1, E2 et E3, ce qui permet des estimations robustes (taux de prospection supérieur à 40 %). En revanche la surface moyenne de prospection est faible pour les éoliennes E4 et E5, un biais existe donc dans les estimations, qui sont probablement légèrement sous-estimées. L'efficacité des observateurs est bonne (89 % de détectabilité), ce qui génère peu d'incertitudes. Le taux de persistance des cadavres est modéré, entraînant un léger biais dans les estimations ;
 - Biais faibles à modérés, **estimations relativement robustes** présentant notamment un faible intervalle de confiance ;
- **Mortalité globale** : mortalité estimée de **8 cadavres [IC 80 % : 4 - 13]** entre début août et fin octobre ; le taux d'efficacité élevé des observateurs permet des estimations fiables. Le taux de persistance et la surface de prospection globalement modérés engendrent quelques biais.

- Biais faibles à modérés, surtout liés à la surface prospectée et au taux de persistance des cadavres. **Les estimations peuvent toutefois être considérées comme fiables, avec notamment un intervalle de confiance resserré.**

Les analyses réalisées avec GenEst donnent des résultats plus précis pour lesquels les conditions d'estimation ont pu être finement adaptés aux conditions locales du site (variabilité par période et par groupe sur l'ensemble des paramètres).

Pour le parc de Guilleville et au cours du suivi de 2021, les estimations de la mortalité réelle avec GenEst donnent une valeur médiane de la mortalité d'environ **6 oiseaux [IC 80 % : 3 - 10]**. **Trop peu de cadavres de chiroptères ont été détectés pour aboutir à des estimations de mortalité statistiquement valides.** Sur la période étudiée, la mortalité estimée pour l'ensemble des taxons est de **8 cadavres [IC 80 % : 4 - 13]**. Les estimations obtenues pour les oiseaux et la mortalité totale durant la période suivie (août – octobre) peuvent être considérées comme fiables et présentent des incertitudes relativement réduites.

4.4 CONCLUSION SUR LE SUIVI DE MORTALITE

Ce second suivi réalisé sur le parc de Guilleville a fait l'objet de **26 passages répartis entre le 02 août et le 28 octobre 2021, avec un intervalle entre les passages de 3,5 j tout au long du suivi**. Ces passages ont été réalisés sur une période d'activité faunistique, correspondant principalement à la migration postnuptiale des oiseaux et des chauves-souris. Les **5 éoliennes** du parc ont été suivies selon le protocole national (2018). Les recherches ont été réalisées dans un **rayon de 60 m** autour du mât. La **surface moyenne de prospection est de 58 % sur l'intégralité du suivi**. Les tests de détection réalisés montrent une **détectabilité moyenne de 89 %**. Les tests de persistance réalisés à partir de 106 leurres montrent un **taux de persistance de 56 %** durant l'intervalle (3 j).

4 cadavres ont été découverts, parmi lesquels :

- **3 oiseaux appartenant à au moins 2 espèces** : 1 Martinet noir [migrateur], 1 Roitelet à triple-bandeau [migrateur] et 1 Roitelet sp. [migrateur] ;
- **1 chiroptère** : 1 Pipistrelle de Nathusius [migratrice].

Les résultats bruts de mortalité ont été corrigés selon 3 modèles statistiques (Erickson, Huso et Jones) à partir de nos calculs et de l'application « EolApp » développée par Besnard et Bernard (CEFE CNRS).

Ils ont également été analysés à partir de l'application « GenEst », développée par Huso & Dalthorp (USGS). Les résultats obtenus avec cette seconde méthode ont été conservés car elle permet un ajustement plus fin aux conditions réelles de suivi. Ainsi, l'estimation de la mortalité réelle aboutit à des valeurs médianes de la mortalité d'environ **6 oiseaux [IC 80 % : 3 - 10] sur l'ensemble du suivi** (août – octobre). Les estimations de mortalité concernant les chiroptères n'ont pas été poursuivies, 1 seul cadavre ayant été trouvé au cours du suivi (échantillon trop faible statistiquement). Sur la période étudiée, la mortalité estimée pour l'ensemble des taxons est de **8 cadavres [IC 80 % : 4 - 13]**. Les estimations obtenues présentent assez peu de biais et peuvent être considérées comme fiables.



5. EVALUATION DES IMPACTS PAR COLLISION ET BAROTRAUMATISME

5.1 OISEAUX

De nombreuses espèces d'oiseaux sont susceptibles d'entrer en collision avec les pales, notamment les rapaces de jour et les passereaux de nuit. Au cours du suivi réalisé en 2021, certaines espèces observées au sein ou aux abords du parc font partie des espèces susceptibles d'être impactées, à savoir par exemple le Busard Saint-Martin, le Faucon crécerelle ou la Corneille noire. La mortalité constatée concerne exclusivement des individus migrateurs (Martinet noir, Roitelet à triple-bandeau, Roitelet indéterminé).

Les tableaux ci-dessous présentent le niveau d'impact avéré du parc de Guilleville sur les oiseaux dont des cas de collision ont été relevés en 2021, par espèce puis par mois.

Statuts et enjeux des espèces d'oiseaux impactées en 2021 (méthode détaillée au chapitre 3.2.4) et niveaux d'impacts associés

	LRE	LRN nich	LRN migr	LRR	1 Sensibilité à l'impact (Dürr, 2021)	2 Portée de l'impact	1 x 2 = 3 Intensité d'impact	4 Enjeu spécifique sur le site	3 x 4 = 5 Niveau d'impact par espèce
Martinet noir <i>Apus apus</i>	NT	NT	DD	LC	Faible (412 cas en Europe, dont 121 en France ¹⁵)	Faible 1 cadavre (E1, 02/08/21) [Migrateur]	Faible	Faible	Négligeable
Roitelet à triple-bandeau <i>Regulus ignicapilla</i>	LC	LC	NA	LC	Faible (269 cas en Europe, dont 164 en France)	Faible 1 cadavre (E2, 04/10/21) [Migrateur]	Faible	Faible	Négligeable
Roitelet à triple-bandeau/huppé <i>Regulus ignicapilla/regulus</i>	LC	LC/NT	-	LC	Faible (269/174 cas en Europe, dont 164/22 en France)	Faible 1 cadavre (E3, 15/10/21) [Migrateur]	Faible	Faible	Négligeable

Bien que le niveau d'impact constaté par la mortalité soit négligeable, toutes ces espèces sont protégées à l'échelle nationale en vertu de l'arrêté du 29 octobre 2009 (publié au J.O. du 5 décembre 2009) modifiant celui du 3 mai 2007, lui-même issu de l'arrêté du 17 avril 1981. Cette protection concerne les individus ainsi que les sites de reproduction et de repos des espèces.

¹⁵ Chiffres probablement très largement inférieurs à la réalité mais, comparativement à la taille de ses populations européennes, cela ne représente qu'une faible proportion des individus.

Le tableau ci-dessous synthétise, à partir du tableau précédent, les niveaux d'impacts liés à la collision avec les pales d'éoliennes pour chaque mois du suivi.

Evaluation du niveau d'impact par période de l'année (2021)

	Mortalité brute - 2021	Mortalité estimée avec GenEst - 2021	Niveau d'impact par mois
Août	1 Martinet noir	Période suivie : 6,0 oiseaux [IC 80 % : 3,0 – 9,5]	Négligeable
Septembre	RAS		Négligeable
Octobre	1 Roitelet à triple-bandeau 1 Roitelet non identifié		Négligeable

5.2 CHAUVES-SOURIS

1 seul cadavre de chauve-souris a été retrouvé entre août et octobre 2021. L'évaluation ci-dessous se base sur les résultats du suivi de la mortalité. Les tableaux ci-dessous présentent le niveau d'impact par espèce puis par mois.

Statuts et enjeux des espèces de chauves-souris impactées en 2021 (méthode détaillée au chapitre 3.2.4) et niveaux d'impacts associés

	LRE	LRN	LRR	1 Sensibilité à l'impact (maximum entre Dürr, 2021 et Eurobats, juin 18)	2 Portée de l'impact	1 x 2 = 3 Intensité d'impact	4 Enjeu spécifique sur le site	3 x 4 = 5 Niveau d'impact mortalité
Pipistrelle de Nathusius <i>Pipistrellus nathusii</i>	LC	NT	NT	Forte (1 627 en Europe, dont 276 en France)	Faible ----- 1 cadavre (E3, 03/09/21) ----- [Migratrice]	Faible	Moyen	Négligeable

NB : La portée de l'impact présentée dans le tableau de synthèse est ici attribuable à l'impact sur les populations concernées. Pour les chauves-souris, les tailles de populations européennes ne sont pas connues et à l'échelle du parc, l'étude d'impact ne fournit pas ces éléments. Bien que la portée ne soit pas mesurable, elle est estimable dans l'état actuel de nos connaissances.

Toutes ces espèces sont par ailleurs protégées à l'échelle nationale en vertu de l'arrêté du 23 avril 2007 fixant la liste des mammifères terrestres protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection. Cette protection concerne les individus ainsi que les sites de reproduction et de repos des espèces.

Le tableau ci-dessous synthétise, à partir du tableau précédent, les niveaux d'impacts liés à la collision avec les pales d'éoliennes pour chaque mois du suivi.

Évaluation du niveau d'impact par période de l'année (2021)

	Mortalité brute - 2021	Mortalité estimée avec GenEst par périodes - 2021	Niveau d'impact par mois
Août	RAS	Période suivie : Mortalité non estimée via GenEst (trop peu de cadavres)	Négligeable
Septembre	1 Pipistrelle de Nathusius		Négligeable
Octobre	RAS		Négligeable

Note importante : Toutes ces données recueillies sur une seule année ne permettent pas de prévoir les activités futures (variations interannuelles) mais seulement d'évaluer a priori les conditions du risque de collision/barotraumatisme. Cependant, deux récentes études britanniques (Richardson et al. 2021, Mathews et al, 2021) ont montré que, bien qu'on ne puisse pas traduire directement par corrélation l'activité en nombre de cadavres, la proportion des groupes d'espèces est généralement conservée entre les activités enregistrées à hauteur de nacelle et les nombres de cadavres trouvés au sol.

5.3 ELEMENTS DE COMPARAISON AVEC LE PREMIER SUIVI DE MORTALITE

Pour rappel, les estimations de mortalité obtenues en 2019 avec EolApp donnaient une valeur médiane de la mortalité **6,5 chiroptères** (IC 80 % : 2 à 11,5) et **46 oiseaux** (IC 80 % : 31,5 à 61,5) pour le modèle d'Huso, ou **6,5 chiroptères** (IC 80 % : 2 à 12) et **47 oiseaux** (IC 80 % : 32 à 63,5) pour le modèle de Jones, sur l'ensemble du parc pour la période de suivi (début avril – fin octobre).

Durant la période de suivi, la mortalité concerne exclusivement des migrateurs, autant pour les chauves-souris que pour les oiseaux. Ce sont également des migrateurs qui avaient été majoritairement impactés lors du précédent suivi.

Les estimations de mortalité n'ont pas été évaluées sur le même laps de temps entre les suivis de 2019 et de 2021 (d'avril à octobre en 2019, d'août à octobre en 2021). Toutefois, la mortalité a été constatée très majoritairement entre août et octobre en 2019 (21 des 24 cadavres ont été trouvés dans ce laps de temps), la mortalité évaluée sur EolApp est donc comparable entre ces deux années.

Ainsi la mortalité évaluée par le modèle d'Huso en 2021 donne une valeur médiane de la mortalité d'environ **8 oiseaux [IC 80 % : 3 - 16] impactés sur l'ensemble du parc sur l'ensemble du suivi** (début août à fin octobre, sur 26 passages), avec une médiane totale de **11 cadavres [IC 80 % : 5 - 19]**. Le modèle de Jones donne une valeur médiane de la mortalité d'environ **9 oiseaux [IC 80 % : 3 - 16] impactés sur l'ensemble du parc sur l'ensemble du suivi** (début août à fin octobre, sur 26 passages), avec une médiane totale de **12 cadavres [IC 80 % : 5 - 20]**.

La mortalité globale évaluée sur le parc a ainsi diminué entre 2019 et 2021, autant pour les chauves-souris (qui n'ont pas fait l'objet d'estimations en 2021, un seul cadavre ayant été découvert) que pour les oiseaux. Cette mortalité peut être considérée comme négligeable.

De la même manière, les résultats bruts obtenus sont différents entre ces deux suivis. Il est tout d'abord à noter que l'ensemble des cadavres a été découvert entre mi-juillet et fin-octobre en 2019. Sur les 24 cadavres découverts au total lors du précédent suivi, 21 l'ont été entre début août et fin octobre (dont 19 oiseaux et 2 chiroptères). La mortalité est bien moindre sur la même période en 2021, avec 3 oiseaux et 1 chiroptères découverts.

Les espèces d'oiseaux impactées par le parc en 2021 étaient déjà concernées par la mortalité en 2019 (Martinet noir, Roitelet à triple-bandeau et Roitelet indéterminé). Aucun cas de mortalité n'avait en revanche été constaté pour la Pipistrelle de Nathusius.

Les risques de collision, évalués en 2019 pour les oiseaux et les chiroptères sur la base des activités enregistrées et de la mortalité, sont résumés dans les tableaux suivants.

Évaluation du niveau d'impact pour les oiseaux par mois en 2019

	Critères d'évaluation	Niveau d'impact en 2019
Avril	Aucun cadavre, mais surfaces prospectées < 50 %	Négligeable
Mai	Aucun cadavre, mais surfaces prospectées < 50 %	Négligeable
Juin	Aucun cadavre, mais surfaces prospectées < 50 %	Négligeable
Juillet	1 Buse variable (locale) – E3 1 Gobemouche noir (migrateur) – E4	Faible
Août	3 passereaux migrateurs : 1 Martinet noir - E4, 2 Roitelets à triple bandeau - E3, E5	Faible
Septembre	7 passereaux migrateurs : 6 Roitelets à triple bandeau, 1 Roitelet non identifié – E2, E3, E4	Moyen
Octobre	9 passereaux migrateurs : 3 Roitelets à triple bandeau, 2 Roitelets huppés, 2 Roitelets non identifiés – E1, E3, E4, E5 2 Rougegorges familiers – E2	Moyen

Évaluation du niveau d'impact pour les chiroptères par mois en 2019

	Critères d'évaluation	Niveau d'impact en 2019
Avril	3 contacts de Noctule de Leisler, 4 contacts de Pipistrelle de Kuhl et 1 seul de P. de Nathusius répartis sur 3 nuits ; avec des niveaux d'activités faibles à modérés, aucune nuit manquante ; aucun cadavre	Faible
Mai	42 contacts de Pipistrelle commune répartis sur 2 nuits, dont une où l'activité est forte (> Q 75%) ; aucune nuit manquante ; aucun cadavre	Faible
Juin	139 contacts de Pipistrelle commune ainsi que 9 contacts de P. de Kuhl répartis sur 4 nuits, dont une où l'activité est forte (> Q75 %) ; aucune nuit manquante ; aucun cadavre	Faible
Juillet	8 contacts de Noctule commune et 3 de Pipistrelle commune répartis sur 2 nuits ; activités faibles à modérées ; 5 nuits manquantes dues à une défaillance du micro ; 1 cadavre de Pipistrelle commune (fin du mois)	Faible
Août	5 contacts de Noctule de Leisler et 3 de sérotules répartis sur 4 nuits ; activités faibles à modérées ; aucun cadavre ; 3 nuits manquantes dues à une défaillance du micro	Faible
Septembre	1 contact de Pipistrelle commune et 1 de Sérotule répartis sur 2 nuits ; activité quasi nulle mais 14 nuits manquantes dues à une défaillance du micro ; 1 cadavre de Noctule de Leisler ;	Faible probablement
Octobre	8 contacts de Noctule de Leisler, 4 contacts de Pipistrelle commune, 5 de P. de Nathusius et 2 de P. Kuhl/Nathusius répartis sur 3 nuits, dont une où l'activité est forte (> Q75%) ; 3 nuits manquantes dues à une défaillance du micro ; 1 cadavre de Pipistrelle de Kuhl ;	Faible
Novembre	1 seul contact de Pipistrelle commune ; activité quasi nulle	Négligeable

Ainsi un premier bridage acoustique a été mis en place à la suite du suivi réalisé en 2019 sur le parc de Guilleville. Une mise en drapeau a été préconisée à 6 m/s entre le 1er août et le 30 septembre, entre 30 minutes avant le coucher du soleil et 5 heures après, quelle que soit la température. Un bridage a également été préconisé en octobre, pour des vitesses de vent inférieures à 4 m/s, entre 30 minutes avant le coucher du soleil et 13 heures après, quelle que soit la température.

Ce bridage concernait l'ensemble des éoliennes, du fait de l'homogénéité globale des habitats environnants le parc.

Sur la base des éléments obtenus, il est possible d'affirmer que **le bridage mis en place sur le parc de Guilleville entre août et octobre à la suite du suivi de 2019 a permis de diminuer la mortalité des chiroptères et potentiellement celle des oiseaux, ces derniers ayant soit bénéficié du bridage nocturne, soit moins fréquenté le parc en 2021.** Le niveau d'impact pour les oiseaux est passé de faible à négligeable en août, et de moyen à négligeable en septembre et octobre. Pour les chiroptères, ce niveau d'impact est passé de faible à négligeable en août, septembre et octobre.

La mortalité induite par le parc de Guilleville a beaucoup diminué suite à la mise en place de l'algorithme de bridage, et potentiellement du fait d'une fréquentation moins importante de l'avifaune en 2021. L'impact résiduel de ce parc peut être considéré comme négligeable.

En conclusion, le niveau d'impact pour chacune des espèces dont la mortalité a été constatée en 2021 sur le parc de Guilleville a été défini à partir du croisement entre l'intensité de l'impact et l'enjeu de conservation des espèces. **Ce niveau d'impact est négligeable pour les oiseaux comme pour les chiroptères.**

Le niveau d'impact pour les oiseaux est ainsi négligeable entre août et octobre.

Pour les chauves-souris, il est également négligeable entre août et octobre.

Les mesures préconisées à la suite du suivi de 2019, en particulier le bridage défini sur le parc de Guilleville, sont efficaces. Ces mesures sont rappelées au chapitre suivant.



6. MESURES DE REDUCTION DES RISQUES DE COLLISION

Pour rappel, l'article L110-1 (principes généraux du Code de l'Environnement) définit que :

- Le principe de précaution et ses incertitudes ne doivent pas empêcher la mise en place de mesures proportionnées à un coût économiquement acceptable ;
- Le principe d'action préventive et de correction à la source des atteintes à l'environnement prévoit l'utilisation des meilleures techniques disponibles à un coût économiquement acceptable et la mise en place de mesures Éviter-Réduire-Compenser (ERC).

6.1 PROTECTION DES CHAUVES-SOURIS FREQUENTANT LE PARC PAR UN BRIDAGE NOCTURNE DIFFERENCIE

6.1.1 PRINCIPE GENERAL

Le moyen technique le plus communément utilisé par les exploitants pour brider les éoliennes est la **mise en drapeau des pales (« blade feathering »)** : les pales peuvent pivoter sur leur axe de rotation pour ne plus avoir de prise au vent (90°) et ainsi s'arrêter en moins d'une minute en général. **Le bridage a pour objectif de réduire les risques de collision, tout en maintenant l'éolienne active, en augmentant le seuil de vent (« cut-in speed ») à partir duquel elle commence à produire.** L'unité élémentaire retenue est 0,5 m/s de vitesse moyenne sur 10 min, car cela suffit pour avoir un impact notable sur la production sur une période de plusieurs mois.

Dans le tableau ci-dessous est indiqué le pourcentage d'activité globale enregistrée lors des suivis acoustiques qui serait à protéger par le bridage selon les niveaux d'impact évalués par mois.

Proportions d'activité globale en fonction du niveau d'impact avéré ou risque d'impact déclinées par mois et éolienne

	Négligeable	Faible	Moyen	Assez fort	Fort	Très fort
Proportion de l'activité globale à protéger (toutes espèces confondues)	NA	50-70	70-80	80-90	90-95	95-100

6.1.2 MAINTIEN DE L'ALGORITHME DE BRIDAGE NOCTURNE PRECONISE

La mortalité résiduelle constatée en 2021 est négligeable, avec un seul chiroptère détecté sur l'ensemble du suivi. **Les risques de collisions sont négligeables en août, septembre et octobre.**

Le bridage mis en place sur le parc de Guilleville à la suite du suivi de 2019 est efficace, il n'est donc pas nécessaire d'y apporter des modifications.

Le tableau ci-dessous récapitule pour chaque mois les paramètres de bridage (mesurés à hauteur de nacelle en 2019) établis pour réduire les risques de collision des chauves-souris à partir de 2020.

Algorithmes de bridage nocturne par période à conserver sur le parc de Guilleville

(niveau d'impact : blanc : négligeable (= non significatif) ; gris = faible)

	Bridage nocturne (vent à hauteur de nacelle)
Du 1 ^{er} janvier au 31 mars	Aucun bridage
Du 1 ^{er} avril au 31 juillet	Aucun bridage
Du 1 ^{er} août au 30 septembre	≤ 6 m/s -0h30 à +5h00
Octobre	≤ 4 m/s -0h30 à +13h00
Du 1 ^{er} novembre au 31 décembre	Aucun bridage

6.2 CONTROLE DE L'ECLAIRAGE NOCTURNE

Chaque éolienne est équipée d'une lampe halogène blanche au niveau de sa porte d'accès, laquelle se déclenche grâce à un détecteur de mouvement pour permettre la montée des escaliers en sécurité de nuit. **La durée pendant laquelle la lampe reste allumée ne devrait pas dépasser les deux minutes afin de limiter les risques de pollution lumineuse.** En effet, en premier lieu les pipistrelles sont connues pour chasser les insectes volants se réunissant autour des halos lumineux, d'où des risques de collisions et de mortalité augmentés. D'autres espèces au contraire sont davantage lucifuges et évitent les points lumineux (murins, Barbastelle, oreillards...), ce qui crée un dérangement de ces espèces avec un risque de désertion de la zone.

6.3 GESTION DES HABITATS AUTOUR DES EOLIENNES

Les friches herbacées aux abords des plateformes des éoliennes constituent des habitats privilégiés par les chauves-souris et le Faucon crécerelle pour la chasse. **Afin de limiter leur attractivité, il est recommandé de les maintenir à ras le plus longtemps possible tout au long de la saison active (mars à octobre en général).** Moins la végétation herbacée se développera, moins les invertébrés (papillons, mouches, araignées...) auront la possibilité de proliférer et donc d'attirer leurs prédateurs que sont les chiroptères. Une convention avec le propriétaire ou l'agriculteur exploitant des parcelles pourra permettre de mettre en œuvre cette mesure.



Bordure de piste enrichie aux abords de l'éolienne E5 (B. Corniaux - Ecosphère)

Les plateformes du parc éolien de Guilleville ne présentent pas de surfaces significatives laissées volontairement en friche, réduisant déjà ce facteur de risque. Seule la bordure de piste à l'ouest de l'éolienne E5 était enrichie en 2021.

6.4 REDUCTION DES TURBULENCES AUX ABORDS DES PALES

Plusieurs constructeurs, dont Nordex, mettent en avant l'utilisation de **serrations** pour réduire le bruit du souffle, et aussi de **générateurs de vortex** pour réduire les effets de décrochages aérodynamiques au niveau des pales¹⁶ et donc augmenter de quelques pourcents le rendement de la machine.

La réduction des effets de turbulences pourrait aussi potentiellement réduire les risques de barotraumatisme et de chute pour les chiroptères.

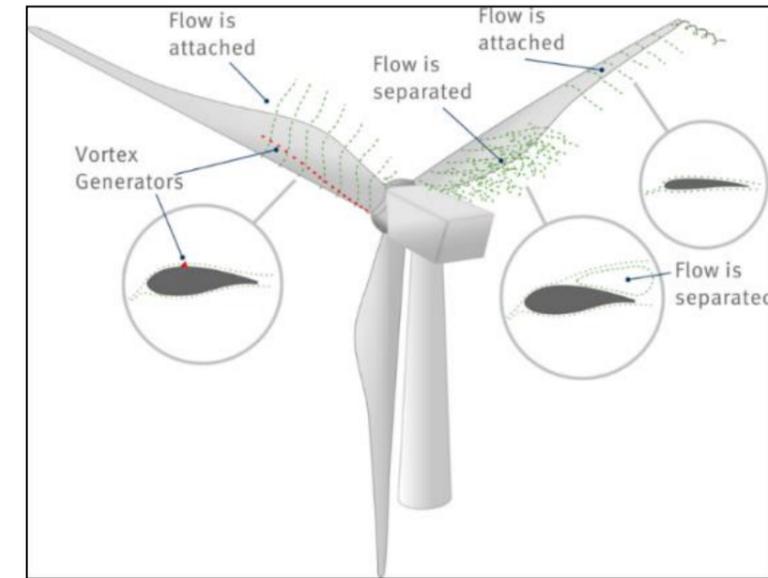
Les éoliennes Nordex N117 du parc de Guilleville sont équipées de générateurs de vortex.



Serrations sur le bord de fuite d'une pale (N. Flaman - Ecosphère)



« Vortex generator » pour éoliennes Nordex (G. Marchais - Ecosphère)



Effet des « vortex generators » sur l'écoulement de l'air au niveau des pales (source : <https://www.smart-blade.com/vortex-generators>)

¹⁶ Exemple : <https://www.vestas.com/en/campaignsites/aerodynamicupgrades/home#> (consulté le 16.04.19)



7.MESURES DE SUIVI

L'arrêté ministériel du 22 juin 2020 relatif à la notion ICPE-éolien, prévoit dorénavant que **le suivi environnemental soit renouvelé dans les 12 mois si le précédent suivi a mis en évidence un impact significatif et qu'il est nécessaire de vérifier l'efficacité des mesures correctives.**

Étant donné l'impact négligeable du parc sur les chiroptères et les oiseaux constaté en 2021, **une nouvelle vérification de l'efficacité du bridage nocturne ne semble pas nécessaire sur le parc de Guilleville.**





8. BIBLIOGRAPHIE

2018. Protocole de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres. Révision 2018.

Ahlen et al. 2007. Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia. Report 5571, July 2007. Swedish Environmental Protection Agency. Bromma, Sweden. 37 p.

Ahlen I. 2003. Windturbines and Bats – A pilot study. Sveriges Lantbruk universitet / Department of conservation biology.

Albouy S. 2010. Suivis de l'impact éolien sur l'avifaune et les chiroptères exemples de parcs audois (11). Présentation lors du colloque éolien à Reims les 15, 16 et 17 septembre 2010. ADEME, MEEDDM, SER/FEE, LPO. 31 p.

Albouy S., Clement D., Jonard A., Masse P., Pages J-M. & Neau P. 1997. Suivi ornithologique du parc Éolien de Port-la Nouvelle : Rapport final. Abiès, Géokos consultants, LPO Aude, novembre 1997. 66 p.

Albouy S., Dubois Y. & Picq H. 2001. Suivi ornithologique des parcs éoliens du plateau de Garrigue Haute (AUDE). Abiès, LPO Aude, octobre 2001. 55 p.

Alcade J.T. 2003. Impacto de los parques eolicos sobre las poblaciones de murcielagos – Barbastela 2 : 3-6.

Altringham J.D. 1996. Bats: biology and behaviour. Oxford University Press, Inc., New York, 262 p.

Archaux F. 2008. Méthodes de suivi au détecteur des chiroptères en forêt - Complément Action Chiroptères menée en 2007 : Combien de visites et quelle durée d'écoute pour évaluer la diversité spécifique ? Nogent-sur-Vernisson: Unité de recherche Écosystème Forestiers.

Arnet E. 2005. Relationships between Bats and Wind Turbines in Pennsylvania and West Virginia : An Assessment of Fatality Search Protocols, Patterns of Fatality, and Behavioral Interactions with Wind Turbines. Final report prepared for the Bats and Wind Energy Cooperative. 187p.

Arnett E., Johnson G.D., Erickson W.P. & Hein C.D. 2013. A synthesis of operational mitigation studies to reduce bat fatalities at wind energy facilities in North America. A report submitted to the National Renewable Energy Laboratory. The National Renewable Energy Laboratory. Austin, Texas, USA : Bat Conservation International, 2013. 38 p.

Arnett E., Baerwald E. F., Mathews F., Rodrigues L., Rodriguez-Duran A., Rydell J., Villegas-Patracca R. & Voigt C. C. 2016. Impacts of wind energy development on bats: a global perspective. In Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world (C. C. Voigt and T. Kingston, eds.). Springer-Verlag, Berlin.

Arnett E., Huso M., Hayes J.P. & Schirmacher M. 2010. Effectiveness of changing wind turbine cut-in speed to reduce bat fatalities at wind facilities. A final report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Austin, Texas, USA : Bat Conservation International, 2010. 58 p.

Arnett E., Schirmacher M., Huso M. & Hayes J. 2009. Effectiveness of changing wind turbine cut-in speed to reduce bat fatalities at wind facilities – Bats and Wind Energy Cooperative, 44p.

Arthur L. & Lemaire M. 2015. Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Collection Parthénope, éditions Biotope, Mèze. MNHN, Paris, 2^{ème} éd. 544 p.

Aulagnier S., Haffner P., Mitchell-Jones A. J., Moutou F. & Zima J. 2008. Guide des mammifères d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen-Orient. Delachaux & Niestlé, Paris, 272 p.

Avel pen Ar Bed. 2000. Avifaune et projets éoliens, approche bibliographique. ADEME.

Azam C., Kerbiriou C., Vernet A., Julien J-F., Bas Y., Plichard L. & Le Viol I. 2015. Is part-night lighting an effective measure to limit the impacts of artificial lighting on bats ? Global change biology, 21 (12). 4333-4341.

Azam C., Le Viol I., Julien J-F., Bas Y. & Kerbiriou 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.

Bach L. 2001. Fledermause und Windenergienutzung, reale Probleme oder Einbildung ? Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 33 : 19-124.

Bach L., Bach P. & Niermann I. 2011. Impact of wind speed on the activity of bats. In: NINA Report 693 Conference on Wind energy and Wildlife impacts, 2-5 May 2011, Trondheim, Norway, 2011. p. 59.

Bach L., Bach P. & Tillmann M. 2011. What does bat activity inside the forest tell us about the activity above the canopy? A method for sensoring bat activity at proposed wind plans in forest. 1p.

Bach L., Bach P., Tillmann M. & Zucchi H. 2012. Fledermausaktivität in verschiedenen Straten eines Buchenwaldes in Nordwestdeutschland und Konsequenzen für Windenergieplanungen. 2012, 128, pp. 148-157.

Baerwald E-F., D'Amours G-H., Klug B-J. & Barclay R.M.R. 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. Current Biology 18(16) : 695-696.

Barataud M. 1994. Étude de l'activité nocturne de 18 espèces de Chiroptères. Mémoires des Sciences Naturelles et Archéologiques de la Creuse, tome 44-45.

Barataud M. 2015. Écologie acoustique des chiroptères d'Europe, identification des espèces, étude de leurs habitats et comportements de chasse. Biotope, Mèze; MNHN, Paris, 344 p.

Barataud M., Barataud J., Giosa S., Jemin J., Vittier J. & Besnard A. 2017. Suivi temporel acoustique des chiroptères forestiers du Limousin (2014-2016). Plume de naturalistes n°1 (déc. 2017). 42-66p.

Barclay R., 2013. It is Time to Stop Counting Bat Fatalities per Wind Turbine. In: Abstracts 16th International Bat Research Conference & 43rd North American Symposium on bat Research. San Jose, Costa Rica, 11 au 15 août 2013. p.16

Barré K., 2017. Mesurer et compenser l'impact de l'éolien sur la biodiversité en milieu agricole. Thèse sous la direction de Romain Julliard et de Christian Kerbiriou et de Isabelle Le Viol. Museum national d'histoire naturelle - MNHN PARIS, 2017. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01714548>

Barrios L. & Rodriguez A. 2004. Behavioral and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. Journal of Applied Ecology 41, 72-81.

Bastos R., Santos M. & Cabrai J.A. 2013. A new stochastic dynamic tool to improve the accuracy of mortality estimates for bats killed at wind farms. Ecological Indicators, 34: 428-440. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.003>

Behr O, Brinkmann R, Niermann I, Korner-Nievergelt F. 2011. Akustische Erfassung der Fledermausaktivität an Windenergieanlagen. In BRINKMANN R, BEHR O, NIERMANN I, Reich Michael (eds.), 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. Umwelt und Raum, Cuvillier Verlag, Göttingen, Bd. 4: 177–286.

Behr O., Eder D., Marckmann U., Mette-Christ H., Reisinger N., Runkel V. & Von Helversen O. 2007. Akustisches Monitoring im Rotorbereich von Windenergieanlagen und methodische Probleme beim Nachweis von Schlagopfern – Ergebnisse aus Untersuchungen im mittleren und südlichen Schwarzwald. Nyctalus (N.F.) 12 (2/3): 115-127

Bergen F. 2001. Windkraftanlagen und Frühjahrsdurchzug des Kiebitz (Vanellus vanellus): eine Vorher-Nachher-Studie an einem traditionellen Rastplatz in Nordrhein-Westfalens Windenergie und vogel : Ausmass und bewaltung eines konfliktes, TUB, 2001.

Bernardino J. & al. 2011. Attesting bird displacement in Portuguese wind farms. Poster in Conference in Wind energy and Wildlife impacts. Trondheim, Norvège, 2 au 5 mai 2011.

Bernardino J. & al. 2011. Enhancing Carcass Removal Trials at Three Wind Energy Facilities in Portugal. Portuguese Wildlife Society. In: Wildlife Biologie Practice, 2011 Décembre 7(2): 1-14.

Bernardino J., Bispo R., Costa H. & Mascarenhas M. 2013. Estimating bird and bat fatality at winf farms: a pratical overview of estimators, their assumptions and limitations. New Zealand Journal of Zoology 41(1) : 63-74.

Besnard A. 2017. L'estimation des mortalités : éléments clés pour leur réalisation... et leur bon usage. Présentation Séminaire Éolien et biodiversité 21 et 22 novembre 2017. Bordeaux. 40p.

Beucher Y., Kelm V., Albespy F., Geyelin M., Nazon L. & Pick D. 2013. Parc éolien de Castelnau-Pégayrols (12). Suivi pluriannuel des impacts sur les chauves-souris. Bilan des campagnes des 2^{ème}, 3^{ème} et 4^{ème} années d'exploitation (2009-2011). EXEN & KJM Conseil Environnement, 111 p.

Bevanger K. & al. 2010. Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in costal Norway (Bird-Wind). Report on findings 2007-2010. NINA Report 620.

BirdLife International. 2015. Detailed regional assessment and species account from the European Red List of Birds. [on line : <http://www.birdlife.org/datazone/species/>]

BirdLife International. 2015. European Red List of Birds. Luxembourg : Office for Official Publications of the European Communities.

BirdLife International. 2021. European Red List of Birds. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Bispo R. & al. 2011. A web based application to estimate wildlife fatality: from the bias correction factors to the corrected fatality estimates. In: NINA Report 693 Conference on Wind energy and Wildlife impacts, 2-5 May 2011, Trondheim, Norway, 2011. p. 13

Borner L., Duriez O., Besnard A., Robert A., Carrere V. & Jiguet F. 2017. Bird collision with power lines: estimating carcass persistence and detection associated with ground search surveys. Ecosphere 8(11): e01966. 10.1002/ecs2.1966

Bouchard C. 2003. Le développement de l'énergie éolienne représente-t-il une réelle menace pour l'avifaune ? ENSAT. WWF-France

Bouguey 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 : 1790-1798.

Briggs B. 1996. Birds and wind turbine: The Royal society for the protection of Birds policy and practice. In: *Birds and wind turbines: can they co-exist?* 10p. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon

Brinkman R. & Schauer-Weissahn H. 2002. Welche Auswirkungen haben Windenergieanlagen auf Fledermäuse? *Der Flattermann* 14(2): 31-32

Brinkman R., Schauer-Weissahn H. & Bontadina F. 2006. Untersuchungen zu möglichen betriebsbedingten Auswirkungen von Windkraftanlagen auf Fledermäuse im Regierungsbezirk. Rapport pour le Conseil gouvernemental de Fribourg à la demande du Fonds pour la protection de la nature du Bade-Wurtemberg 66 p.

Brinkmann R. & al. 2011. Zusammenfassung der praxisrelevanten Ergebnisse und offene Fragen. In: *Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisions-risikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergie-anlagen.* Cuvillier Verlag, Göttingen 2011, p. 425-453.

Brown R., Ferguson J., Lawrence M., Lees D. & Cuisin M. 1989. Reconnaître les plumes, les traces et les indices des oiseaux. Bordas, Paris, 232 p.

Bruderer B., Peter D. & Korner-Nievergelt F. J. 2018. Vertical distribution of bird migration between the Baltic Sea and the Sahara. *Ornithol.* <https://doi.org/10.1007/s10336-017-1506-z>

Cade T.J. 1994. Industry research : kenetech windpower. In : *proceeding of the national avian-wind power planning meeting*, Denver, Colorado, July 1994. 179 p.

Camina A. 2011. The effect of wind farms on vultures in Northern Spain : fatalities, behaviour and correction measures. Power point presented in Conference in Wind energy and Wildlife impacts. Trondheim, Norvège, 2 au 5 mai 2011.

Camina A. 2012. Bat fatalities at wind farms in northern Spain — lessons to be learned. In: *Acta Chiropterologica*, Volume 14, Number 1, June 2012 , pp. 205-212(8) Museum and Institute of Zoology, Polish Academy of Sciences.

Carl G., Thelander C.G. & Rugges D.L. 2001. Examining relationships between bird risk behaviours and fatalities at the altamont wind resource area : a second year's progress report. In : *proceeding of the national avian-wind power planning meeting*, Carmel, California : 5-14.

Carrette M. & al. 2009. Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biological Conservation*, 8 p.

Centre Ornithologique Rhones Alpes (CORA) Faune Sauvage (Groupe chiroptères). 2011. Gestion forestière et préservation des chauves-souris. CRPF. [En ligne] Décembre 2011. [Citation : 2 mars 2016.] 32 p.. http://www.crfp.fr/new/telechargement%20dossiers/CTChiro_forestiers.pdf. ISBN 2-908010-80-1.

Collins J. & Jones G. 2009. Differences in bat activity in relation to bat detector height: implications for bat surveys at proposed windfarm sites. *Acta Chiropterologica* 11 : 343-350.

Conduche N. & al. 2012. Suivis des impacts sur les chiroptères d'un parc éolien dans l'Aisne (02). *Écosphère/Écothème*, Saint-Maur-des-Fossés, France. 42p., en cours

Conseil des Communautés européennes - 2009 - Directive 2009/147/CE du 30 novembre 2009 concernant la conservation des Oiseaux sauvages (Directive "Oiseaux"). *Journal Officiel des Communautés européennes* du 26 janvier 2010.

Cordeiro A., Bernardino J., Mascarenhas M. & Costa H. 2011. Impacts on Common Kestrels (*Falco tinnunculus*) populations: the case study off two Portuguese wind farms. Poster in Conference in Wind energy and Wildlife impacts. Trondheim, Norvège, 2 au 5 mai 2011.

Cornut J. & Vincent S. 2010. Suivi de la mortalité des chiroptères sur 2 parcs éoliens du sud de Rhône-Alpes. LPO Drôme. 32 p. http://www.sfepm.org/pdf/Rapport_suivieolien2010_RhoneAlpes.pdf

Cosson M. & Dulac P. 2005. Suivi évaluation de l'impact du parc éolien de Bouin (Vendée) sur l'avifaune et les chauves-souris. LPO, Rochefort, 91 p.

Cramp S. & al. (eds.). 1977-1994. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic, 9 volumes. Oxford University Press, Oxford.

Cryan P.M., Gorresen P. M., Hein C.D., Schirmacher M.R., Diehl R.H., Huso M.M., Hayman D.T.S., Fricker P.D., Bonacorson F.J., Johnson D.H., Heist K. & Dalton D.C. 2014. Behavior of bats at wind turbines. *PNAS*, 2014, Vol. 111, 42, pp. 15126–15131. doi: 10.1073/pnas.1406672111.

Dalthorp D., Huso M. & Dail D. 2017. Evidence of absence (v 2.0) software user guide: U.S. geological Survey Data Series 1055, 109p. <https://doi.org/10.3133/ds1055>

Dalthorp, D., Madsen, L., Huso, M., Rabie, P., Wolpert, R., Studyvin, J., Simonis, J., and Mintz, J. 2018. GenEst statistical models—A generalized estimator of mortality: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 7, chap. A2, 13 p., <https://doi.org/10.3133/tm7A2>.

Day J., Baker J., Schofiels H., Mathews F. & Gaston K.J. 2015. Part-night lighting : implications for bat conservation. *Animal Conservation*, 18 (6). 512-516.

Delucas M., Janss G. & Ferrer M. 2004. The effects of a wind farm on birds in a migration point : the Strait of Gibraltar. *Biodiversity and Conservation* 13: 395–407.

Delucas M., Janss G., Whitfield D.P & Ferrer M. 2008. Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology* 45 (6) : 1695-1703.

Demongin L. 2015. Guide d'identification des oiseaux en main. Les 250 espèces les plus baguées en France. Beaugard-Vendon.

Devereux C. L., Denny M. J. H. & Whittingham M. J. 2008. Minimal effects of wind turbines on the distribution of wintering farmland birds. *Journal of Applied Ecology*, 45 : 1689–1694.

Dietz C. & Von Helversen O. 2004. Clé d'identification illustrée des chauves-souris d'Europe.

Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. 2009. L'encyclopédie des chauves-souris d'Europe et d'Afrique du Nord. Delachaux & Niestlé, Paris, 400 p.

DODELIN B. 2002. Identification des chiroptères de France à partir de restes osseux. *Fédération Française de Spéléologie*. 48 p

Dolmans M. 2012. Coexistence Milan royal et parc éolien. Pour une compréhension ouverte d'un problème complexe. Actes du séminaire citoyen Lucéole, 14 janvier 2012, Tintigny. Édition Lucéole, 47 p.

Dubois Ph.-J., Le Marechal P., Oliosio G. & Yesou P. 2008. Nouvel inventaire des oiseaux de France. Delachaux et Niestlé, Paris, 558 p.

Dubourg-Savage M.-J. 2004. Impacts des éoliennes sur les Chiroptères, de l'hypothèse à la réalité. *Arvicola*, 16 (2) : 44-48.

Dulac P. 2008. Évaluation de l'impact du parc éolien de Bouin (Vendée) sur l'avifaune et les chauves-souris. Bilan de 5 années de suivi. Ligue pour la Protection des Oiseaux délégation Vendée / ADEME Pays de la Loire / Conseil Régional des Pays de la Loire, La Roche-sur-Yon – Nantes. 106 p.

Dürr T. 2002. Éoliennes et Chauves-souris. *Nyctalus*, n°8 2002, cahier 2, p 115-118.

Dürr T. 2003. Windenergieanlagen und Fledermausschutz in Brandenburg – Erfahrungen aus Brandenburg mit Einblick in die bundesweite Fundkartei von Windkraftopfern. In: *Fachtagung, Kommen Vögel und Fledermäuse unter die (Wind)räder ?* Dresden, 17-18 nov. 2003.

Dürr T. 2005. Actes du séminaire éoliennes, avifaune, chiroptères : quels enjeux ?

Dürr T. 2021. Fledermausverluste an Windenergieanlagen / bat fatalities at windturbines in Europe. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg. NABU. Mise à jour du document : mai 2021.

Dürr T. 2021. Vogelverluste an Windenergieanlagen / bird fatalities at windturbines in Europe. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg. NABU. Mise à jour du document : mai 2021.

Ecosphère. 2013. Impact de l'activité éolienne sur les populations de chiroptères : enjeux et solutions. Rapport de stage de L. Jung et document interne actualisé.

Ecosphère. 2021. Liste des Mammifères de la région Centre-Val de Loire et statut de rareté. Document interne actualisé.

Ecosphère. 2021. Liste des Oiseaux nicheurs de la région Centre-Val de Loire et statut de rareté. Document interne actualisé.

Edkins M. 2008. Impacts of wind energy development on birds and bats: looking into the problem. FPL Energy, Juno Beach, Floride, 44 p.

El Ghazi A. & Franchimont J. 2001. Évaluation de l'impact du parc éolien d'Al Kouda Al Baida (Péninsule Tingitane, Maroc) sur l'avifaune migratrice post-nuptiale. Compagnie Éolienne du Détroit (CED), Groupe Ornithologique du Maroc (Faculté des Sciences de Meknès), 33 p. + annexes

Erickson W. & al. 2001. Avian collisions with wind turbines: a summary of existing studies and comparisons to other sources of avian collisions mortality in the United States. Resource Document, National Wind Coordinating Committee, Washington.

Erickson W., Jeffrey J., Kronner K. & Bay K. 2004. Stateline wind project wildlife monitoring final report, July 2001 December 2003. Technical report peer-reviewed by and submitted to FPL Energy, Oregon Energy Facility Siting Council and Stateline Technical Advisory Committee. 98 p.

Erickson W., M.D. Strickland, G.D. Johnson & Kern J.W. 2000. Examples of statistical methods to assess risk of impacts to birds from wind plants. Proceedings of the National Avian-Wind Power Planning Meeting III. National Wind Coordinating Committee, c/o RESOLVE, Inc., Washington, D.C.

Everaert J. & Stienen E-W-M. 2007. Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). *Biodiversity and Conservation* 16 : 3345-3359.

Everaert J. 2010. Wind turbines and birds in flanders: preliminary study results and recommendations. *Natuur.Oriolus* 69(4) : 145-155.

Everaert J., Devos K. & Kuijken E. 2002. I Windturbines en vogels in Vlaanderen: Voorlopige onderzoeksresultaten en buitenlandse bevindingen. Instituut voor Natuurbehoud, Rapport 2002.3. 76 p.

EXEN. 2014. Projet éolien de Labruguière, Cuxac-Cabardès et Les Martyrs. Expertises écologiques de l'étude d'impact sur l'environnement. Les services de l'État dans l'Aude (www.aude.gouv.fr). 75 p.

Farfan M. A., Vargas J. M., Duarte J. & Real R. 2009. What is the impact of wind farms on birds? A case study in southern Spain. *Biodiversity and Conservation* 18: 3743-3758.

Forest J., Hommel C. & Craib J. 2011. Flight activity & breeding success of Hen Harrier at Paul's Hill Wind Farm in North East Scotland. Poster in Conference in Wind energy and Wildlife impacts. Trondheim, Norvège, 2 au 5 mai 2011.

Fraigneau C. 2014. Reconnaître facilement les plumes, Delachaux & Niestlé.

Fraigneau C. 2017. Identifier les plumes des oiseaux d'Europe occidentale. Delachaux & Niestlé, Paris. 400 p.

Gaillard M. 2010. Définition et cartographie des enjeux avifaunistiques et chiroptérologiques vis-à-vis des éoliennes en Lorraine. Neomys/COL/Cpepsc Lorraine, rapport pour la DREAL Lorraine, 60 p. + annexes.

Gipe P. 1995. Wind Energy Comes of Age (chapitre 9: Impact on Flora and Fauna). John Wiley & Sons, 536 p.

Godineau F. & Pain D. 2007. Plan de restauration des chiroptères en France métropolitaine, 2008 - 2012. Société Française pour l'Etude et la protection des mammifères, Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables. 79 p + 18 p annexes.

Grajetski B., Hofmann M. & Nehls G. 2009. Greifvögel und Windkraft : Teilprojekt Wiesenweihe, Telemetrische Untersuchungen. Bio Consult SH. 24 p (ppt).

Graner A., Lindberg N. & Bernhold A. 2011. Migrating birds and the effect of an onshore wind farm. Poster in Conference in Wind energy and Wildlife impacts. Trondheim, Norvège, 2 au 5 mai 2011.

GRÜNKORN, T., A. DIEDERICHS, B. STAHL, D. DÖRTE & G. NEHLS. 2005. Entwicklung einer Methode zur Abschätzung des Kollisionsrisikos von Vögeln an Windenergieanlagen. Rapport inédit pour Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 92 pp

Grünkorn, T., Blew, J., Coppack, O., Krüger, O., Nehls, G., Potiek, A., Reichenbach, M., von Rönn, J., Timmermann, H., & Weitekam, S. 2016. Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.

Grünkorn, T., Blew, J., Krüger, O., Potiek, A., Reichenbach, M., von Rönn, J., Timmermann, H., Weitekam, S. & Nehls, G. 2017. A large-scale, multispecies assessment of avian mortality rates at land-based wind turbines in Northern Germany. In: Köppel, J. (ed.) *Wind Energy and Wildlife Interactions*, DOI 10.1007/978-3-319-51272-3_3.

Haquart A., Bas Y., Tranchard J. & Lagrange H. 2012. Suivi annuel continu de l'activité des chiroptères sur 10 mats de mesure : évaluation des facteurs de risque liés à l'éolien. Présentation Powerpoint pour les Rencontres chiroptérologiques de Bourges, Biotope.

Hardey J., Crick H., Wernham C., Riley H., Etheridge B. & Thompson D. 2011. Review of Hen harrier breeding and flight activity near a Windfarm in Argyll. Poster in Conference in Wind energy and Wildlife impacts. Trondheim, Norvège, 2 au 5 mai 2011.

Hedenström A. & Rydell J. 2012. Effect of wind turbine mortality on noctula bats in Sweden : predictions from a simple population model. Biology Department Lund University, Sweden. 11p.

Hein C. & al. 2015. Monitoring Bat Activity & Behavior at Wind Turbines Using Thermal Imagery & Ultrasonic Acoustic Detectors. Bat Conservation International, Engineering Conference on Wind energy and Wildlife Impacts. 10–12 March 2015. Poster.

Heitz C. & Jung L. 2017. Impact de l'activité éolienne sur les populations de chiroptères : enjeux et solutions (Etude bibliographique). *Ecosphère*. 149 p.

Homoya W., Moore J.W., Ruhl P.J., and John B. 2017. Do American Golden-Plovers (*Pluvialis dominica*) Avoid Wind-energy Turbines in Agricultural Fields in Indiana During Spring Migration ? *The Wilson Journal of Ornithology*, 129(4): 863-871. <https://doi.org/10.1676/15-134.1>

Hoover S.-I. & Morisson M.-L. 2005. Behavior of Red-tailed Hawks in a wind turbine development. *J. Wildl. Manag.* 69 : 150–159

Horn J. W., Arnett E. B. & Kunz T. H. 2008. Behavioral Responses of Bats to Operating Wind Turbines. *Journ Wildlife Manag.* 72 : 123-132.

Hötter H. & al. 2006. Impacts on biodiversity of exploitation of renewable energy sources : the example of birds and bats – facts, gaps in knowledge, demands for further research, and ornithological guidelines for the development of renewable energy exploitation. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.

Hötter H., Thomsen K-N. & Koster H. 2004. Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse – Fakten, Wissenslücken, Anforderungen an die Forschung, ornithologische Kriterien zum Ausbau von regenerativen Energiegewinnungsformen. NABU, 80 p.

Hu C., Albertani R., Suryan R.M. 2018. Wind turbine sensor array for monitoring avian and bat collisions. *Wind Energy*. 1–9. <https://doi.org/10.1002/we.2160>

Huso M. 2010. An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. *Environmetrics* 22 : 318-329.

Huso M., Dalthorp D., Millier T.J. & Bruns D. 2016. Wind energy development: methods to assess bird and bat fatality rates postconstruction. *Human–Wildlife Interactions* 10(1):62–70, Spring 2016

Huso M., Wilson Z. & Arnett E. 2011. Expanding fatality estimates from the search plot to the entire site. In: NINA Report 693 Conference on Wind energy and Wildlife impacts, 2-5 May 2011, Trondheim, Norway, 2011. p. 29

Huso M.M.P. & D. Dalthorp. 2014. Accounting for unsearched Areas in Estimating wind turbine-caused fatality. *The Journal of Wildlife Management*, 78(2): 347–358.

Huso M.M.P., D.H. Dalthorp, D.A. Dail & L.J. Madsen. 2014. Estimating wind-turbine caused bird and bat fatality when zero carcasses are observed. *Ecological Applications*. DOI: 0.1890/14-0764.1.

Hutterer R., Ivanova T., Meyer-Cords C. & Rodrigues L. 2005. Bat Migrations in Europe. A review of banding data and literature. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 28, 162 p. + annexes.

Jameson J.W. & Willis C.K.R. 2014. Activity of tree bats at anthropogenic tall structures: Implications for mortality of bats at wind turbine. *Animal Behaviour*, 97. 145-152.

Johnson G.D., Erickson W.P., Strickland M.D., Shepherd M.F. & Sheperd D.A., 2000. Avian monitoring studies at the Buffalo Ridge, Minnesota wind resource area: results of a 4-year study. Final report. Northern States Power Company, Minneapolis, Minnesota, 259 p.

Johnson, G.D., Erickson, W.P., Strickland, M.D., Shepherd, M.F., Shepherd, D.A., Sarappo, S.A., 2003. Mortality of bats at a large-scale wind power development at Buffalo Ridge, Minnesota. *Am. Midl. Nat.* 150, 332–342.

Joiris E. 2012. High altitude bat monitoring - preliminary results: Hainaut et Ardennes. CSD Ingénieurs. (Présentation Powerpoint)

Jones G. & Van Parijs S. 1993. Bimodal echolocation in Pipistrelle bats: are cryptic species present? *Proceedings of the Royal Society Lond. B.* 251, 119-125. doi: 10.1098/rspb.1993.0017

Jones G., Cooper-Bohannon R., Barlow K. & Parsons K. 2009. Scoping and method development report. Determining the potential ecological impact of wind turbine bat populations in Britain. University of Bristol and Bat Conservation Trust. 158 p.

Kelm D. H., Lenski J., Kelm V., Toelch U. & Dziocik F. 2014. Seasonal bat activity in relation to distance to hedgerows in an agricultural landscape in central Europe and implications for wind energy development. *Acta Chiropterologica* 16: 65-73.

Kerbiouri C., Julien J-F., Arthur L., Depraetere M., Lemaire M., Le Viol I., Lorrilliere R., Maratrat J., Marmet J., Pelissier V. & Reneville C. 2015. Suivi national des chauves-souris communes et retombées locales. *Symbioses* 32 : 57-62.

Kerns J. & Kerlinger P. 2004. A study of bird and bat collision fatalities at the mountaineer wind energy center, Tucker County, West Virginia : Annual report for 2003 – FPL Energy and Mountaineer Wind Energy Center Technical Review Committee, 39p.

Kerns J., Erickson W. P., & Arnett E. B. 2005. Bat and bird fatality at wind energy facilities in Pennsylvania and West Virginia. In: Relationship between bats and wind turbines in Pennsylvania and West Virginia: an assessment of bat fatality search protocols, patterns of fatality, and behavioral interactions with wind turbines. A final report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. ed E.B. Arnett. Bat conservation International, Austin, Texas (cited in Brinkmann & Schauer-Weissahn 2006), p. 24-95.

Ketzenberg C., Exo K.M., Reichenbach M. & Castor M. 2002. Einfluss von Windkraftanlagen auf brütende Wiesenvögel. *Nat. Landsch* 77 : 144-153.

Kippeurt L. 2012. Volet avifaune et chiroptères de l'étude d'impact pour l'implantation d'un parc éolien sur le territoire de la communauté de communes du secteur de Dompierre (88). *Biotope* 107p.

Korner-Nievergelt F., Behr O., Brinkmann R., Ettersson M., Huso M., Dalthorp D., Korner-Nievergelt P., Roth T. & Niermannl. 2015. Mortality estimation from carcass searches using the R-package carcass - a tutorial. *Wildlife Biology*, 21(1):30-43. 15p. doi: 10.2981/wlb.00094

Korner-Nievergelt F., Brinkmann R., Niermann O. & Behr O. 2013. Estimating Bat and Bird Mortality Occuring at Wind Energy Turbines from Covariates and Carcass Searches Using Mixture Models. *PLoS ONE* 8(7) : e67997.

Korner-Nievergelt F., Korner-Nievergelt P., Behr O., Niermann I., Brinkmann R. & Hellriegel B. 2011. A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines from carcass searches. *Wildlife Biology*. NKV 17: 350-363.

Langston R. H. W., Pullan J. D. & RSPB/BIRDLIFE, 2004. Effects on wind farms on birds. *Nature and environment*, n°139 : 91 p.

Le Reste G. 2016. Enquête nationale sur les arbres gîtes à chauves-souris : bilan de 1999 à 2013. [éd.] Réseau des muséum de la région Centre. *Symbioses*, nouvelle série. Mars 2016, 34, pp. 46-48.

Lehnert L. S., Kramer-Schadt S., Schonborn S., Lindecke O., Niermann I. & al. 2014. Wind Farm Facilities in Germany Kill Noctule Bats from Near and Far. *PLoS ONE* 9 (8) : e103106. doi:10.1371/journal.pone.0103106

Lekuona J.M. 2001. Uso del espacio por la avifauna y control de la mortalidad de aves y murciélagos en los parques eólicos de Navarra durante un ciclo anual. Gobierno de Navarra, Spain.

Lenski J. 2010. Fledermausaktivitäten an linearen Gehölzstrukturen. Présentation PowerPoint lors du séminaire national l'énergie éolienne et la protection de la biodiversité – Reims, 15 au 17/09/2010, LPO/Ademe/MEEDDM/SER/FEE

LEPERCQ V. 2018. Le parc éolien des Hauts-de-France et ses impacts sur la faune volante : premier bilan des suivis de mortalité. *Écosphère*, 62 p.

Limpens H., Boonman M., Korner-Nievergelt F., Jansen E., Vandervalk M., La Haye M., Dirksen S. & Vreugdenhil S. 2013. Wind turbines and bats in the Netherlands – Measuring and predicting. Report 2013. 12, Zoogdierveniging & Bureau Waardenburg. 120p.

Loiret Nature Environnement. 2010. Suivi ornithologique et chiroptérologique des parcs éoliens de Beauce : Premiers résultats 2006 - 2009. Plaqueette 6 p.

Lucas M. de. & al. 2004. The effects of a wind farm on birds in a migration point : the Strait of Gibraltar. *Biodiversity and Conservation* 13, 395-407.

Ludin G. 2005. Cranes: Where, When and Why? A Guide Book for Visitors in European Crane Areas and Ideas How to Manage Cranes in an Agricultural Environment. Swedish Crane Working Group, 228 p.

Lustrat P. 1997. Biais dus aux techniques d'étude des chiroptères en activité de chasse en milieu forestier. *Arvicola* IX (1) : 7-10.

Mabbe T.J., Plissner J.H. & Cooper B.A. 2005. A radar and visual study of nocturnal bird and bat migration at the proposed Flat Rock wind power project, New York, fall 2004. ABR, Inc. – Environmental Research & Services, Forest Grove (Oregon), 30 p.

Marchesi, Blant & Capt. 2011. Clé morphologique et clé des crânes présentes dans le guide : Mammifères de Suisse : clés de détermination. *Fauna Helvetica*.

Martin G. R. 2011. Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis* (153) : 239-254.

Marx G. 2017. Le parc éolien français et ses impacts sur l'avifaune. Étude des suivis de mortalité réalisés en France de 1997 à 2015. LPO : 80 p. + annexes.

Masden E. A., Haydon D. T., Fox A. D., Furness R. W., Bullman R. & Desholm M. 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. *ICES Journal of Marine Science* 66 : 746–753.

Mathews F. 2011. National Bats and Wind Turbines Project. University of Exeter. 25p.

Mattei-Roesli M, Blant M, Magnin B & Ruedi M. 2011. Clé des crânes des Mammifères de Suisse : clés de détermination. *Fauna Helvetica*, 21 : 68-84 & 133-145

Matthews F. & al. 2016. Understanding the Risk to European Protected Species (bats) at Onshore Wind Turbine Sites to inform Risk Management. University of Exeter. 2016. p. 127.

May R., Hamre Ø., Vang R. & Nygard T. 2012. Evaluation of the DTBirdvideo-system at the Smøla wind-power plant. Detection capabilities for capturing near-turbine avian behaviour. NINA Report 910. 27pp.

Menu H. & Popelard J-B. 1987. Utilisation des caractères dentaires pour la détermination des Vespertilionines de l'ouest européen. *Le Rhinolophe*, bulletin de la coordination ouest pour l'étude et la protection des chauves-souris. N°4. Museum d'Histoire Naturelle de Genève.

Menzel J. A., Menzel M. A Jr, Kilgo J. C, Ford W. M., Edwards J. W. & McCracken G. F. 2005. Effect of habitat and foraging height on bat activity in the coastal plain of South Carolina. *Journal of Wildlife Management*. 2005, Vol. 69, 1, pp. 235-245. http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/ja/ja_menzel002.pdf.

Mezani S. 2012. Programme de suivi temporel des oiseaux communs (STOC) : bilan de la décennie 2002-2011. EPOB, 31 p.

Million, L., Julien, J.-F., Julliard, R., & Kerbiriou, C. 2015. Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. *Ecological Engineering*, 75, pp. 250-257.

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 (2018) 51–54. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.024>

Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer. 2016. Guide relatif à l'élaboration des études d'impacts des projets de parcs éoliens terrestres. MEEDDM – DREAL – SER – MNHN – ONF – LPO – ADEME, Actualisation 2016, p. 188 - www.developpement-durable.gouv.fr

Munoz A. R., Ferrer M., Delucas M. & Casado E. 2011. Raptor mortality in wind farms of southern Spain: mitigation measures on a major migration bottleneck area. Powerpoint (40 p) in Conference in Wind energy and Wildlife impacts. Trondheim, Norvège, 2 au 5 mai 2011.

Nadő L., Chromá R. & Kaňuch-Brill P. 2017. Structural, temporal and genetic properties of social groups in the short-lived migratory bat *Nyctalus leisleri*. *Behaviour* 154 (7-8). 785 – 807. doi: 10.1163/1568539X-00003444

National Renewable Energy Laboratory. 2000. Avian risk behaviour and fatalities at the Altamont Wind Resource Area. California Energy Commission.

Newton I. & Little B. 2009. Assessment of wind-farm and other bird casualties from carcasses found on a Northumbrian beach over an 11-year period. *Bird Study* 56, 158-167.

Niermann I., Brinkmann R., Körner-Nievergelt F. & Behr O. 2011. Systematische Schlagopfersuche-Methodische Rahmenbedingungen, statistische Analyseverfahren und Ergebnisse. In : BRINKMANN R., BEHR O., NIERMANN I. & REICH M. (Hrsg.): Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. *Umwelt und Raum* Bd. 4, 40-115, Cuvillier Verlag, Göttingen.

OLIOSO, G. 1991. Le passage postnuptial du Gobemouche noir (*Ficedula hypoleuca*) à Grignan (Drôme) : stationnement et biométrie. *Bièvre*, 12 : 101-110.

Osborn R., Dieter C.D., Higgins K.F. & Usgaard R.E. 1998. Bird Flight Characteristics Near Wind Turbines in Minnesota. *American Midland Naturalist*, 139 (1) : 29-38.

Paulus G. 2007. Suivi indépendant du parc éolien de Port-Saint-Louis-du-Rhône (mortalité avifaune). Document non publié, 12 p.

Pearce-Higgins J. W., Stephen L., Langston R. H. W. & Bright J. A. 2008. Assessing the cumulative impacts of wind farms on peatland birds: a case study of golden plover (*Pluvialis apricaria*) in Scotland. *Mires and Peat* 4 : 1-3.

Pearce-Higgins J. W., Stephen L., Langston R. H. W., Bainbridge I. P & Bullman R. 2009. The distribution of breeding birds around upland windfarms. *Journal of Applied Ecology*, doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01715.x. 9 p.

Pedersen M. N. & Poulsen E. 1991. En 90m/2 MW vindmoelles invirkning pa fuglelivet. Fugles reaktioner pa opfoerelse og ideftsattelsen af tjaereborgmoellen ved Det Danske Vadehav. *Danske Vildundersoegelser* 47: 44.

Percival S. 2000. Birds and wind turbines in Britain. *British Wildlife* 12 : 8-15.

Percival S. 2001. Assessment of the effects of offshore wind farms on birds. *Ecology consulting*. 66 p.

Pereira M., Peste F., Paula A., Pereira P., Bernardino J., Vieira J., Bastos C., Mascarenhas M., Costa H. & Fonseca C. 2016. Managing coniferous production forests towards bat conservation. *Wildlife Research*, 2016, 43, 80–92. <http://dx.doi.org/10.1071/WR14256>

Péron G., 2018. Process-based vs. ad-hoc methods to estimate mortality using carcass surveys data: A review and a note about evidence complacency. *Ecological Modelling* 384 (2018) 111-118

Perthuis A. 2002. L'avifaune de la région Centre-Val de Loire : synopsis des connaissances. *Recherches Naturalistes en Région Centre-Val de Loire*, 11 : 17-30.

Pratz. 2012. Note relative à la réalisation et au financement des suivis réglementaires de mortalité des parcs éoliens de la région Centre-Val de Loire.

Pravettoni R., UNEP/GRID-Arendal. 2015. En ligne : http://www.grida.no/graphicslib/detail/nathusius-pipistrelle-distribution-and-migration_18cb

Rasram L & al. 2009. Effect of wind farms on population trend and breeding success of Red Kites and other birds of prey. *Birds of prey and Wind farms : Analysis of problems and possible solutions. Documentation of an international workshop in Berlin 21-22 oct 2008.* (H. Hötter, red) s. 22-25. NABU, Berlin.

Reichenbach M. & Steinborn H. 2011. The role of wind turbines in the context of habitat quality – the case of Lapwing (*Vanellus vanellus*), Skylark (*Alauda arvensis*) and Meadow pipit (*Anthus pratensis*) in a cultivated raised bog in northern Germany: Results of a 7 year BACI-study. Présentation à la 'Conference on Wind energy and Wildlife impacts' du 2 au 5 mai 2011 à Trondheim (Norvège).

Richardson S, Lintott P, Hosken D, Theo Economou T & Mathews F. 2021. Peaks in bat activity at turbines and the implications for mitigating the impact of wind energy developments on bats. *Scientific Reports* (2021) 11: 3636. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-82014-9>

Rico P. & Lagrange H. 2011. Bilan des tests d'asservissement sur le parc du Mas de Leuze (commune de Saint Martin de Crau-13). *Biotope*. 39 p.

Rico P. & Lagrange H. 2016. Étude de l'activité et de la mortalité des chiroptères sur plusieurs parcs éoliens par trajectographie acoustique, imagerie thermique et recherché de cadavres au sol – Contribution aux évaluations des incidences sur l'environnement. Présentation orale et Powerpoint, 16èmes Rencontres nationales "chauves-souris" de la SFEPM, Muséum de Bourges, 25 mars 2016, http://www.sensoflife.com/wp-content/uploads/2015/05/Bourges_2016_SOL.pdf

Rodrigues L., Bach L., Dubourg-Sauvage M.J., Goodwin J. & Harbusch C. 2008. Lignes directrices pour la prise en compte des chauves-souris dans les projets éoliens. Publication Series No 3. PNUE/EUROBATS. 29p.

Rodrigues L., Bach L., Dubourg-Savage M.-J., Karapandza B., Kovac D., Kervyn T., Dekker J., Kepel A., Bach P., Collins J., Harbusch C., Park K., Micevski B. and Minderman J. 2015. Guidelines for consideration of bats in wind farm projects – Revision 2014. EUROBATS Publication Series No. 6 (English version). UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany. 133p.

Roeleke M., Blohm T., Kramer-Schadt S., Yovel Y. & Voigt C. 2016. Habitat use of bats in relation to wind turbines revealed by GPS tracking. Scientific reports 6, 28961 ; doi 10.1038/srep28961.

Roemer C., Discab T., Coulon A., Basa Y. 2017. Bat flight height monitored from wind masts predicts mortality risk at wind farms. Biological Conservation 215 (2017) 116–122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.09.002>

Rydell J. & al. 2012. The effect of wind power on birds and bats. Report 6511. Swedish Environmental Protection Agency, 152 p.

Santos S.M., Carvallho F. & Mira A. 2011. How long do the dead survive on the road ? Carcass Persistence Probability and Implications for Road-Kill Monitoring Surveys. PLoS ONE 6(9): e25383.

Schaub M. & Pradel R. 2004. Assessing the relative importance of different sources of mortality from recoveries of marked animals. Ecology 85 : 930–938.

Schober W. & Grimmberger E. 1991. Guide des Chauves-souris d'Europe. Delachaux & Niestlé, Neuchâtel-Paris, 223 p.

Smallwood K.S. & Thelander C.G. 2004. Developing methods to reduce bird mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area. Final Report. BioResource consultants to the California Energy Commission, Public Interest Energy Research- Environmental Area : 363 p. + annexes.

Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères (SFEPM) : Groupe Chiroptères. 2016. Diagnostic chiroptérologique des projets éoliens terrestres Actualisation 2016 des recommandations SFEPM. Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères. Paris : s.n., Version 2.1 (février 2016). p. 33.

Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères (SFEPM) : Groupe Chiroptères. 2016. Suivi des impacts des parcs éoliens terrestres sur les populations de Chiroptères, Version 2 (février 2016). Paris, 17p.

Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères (SFEPM) 2006. Recommandations pour une expertise chiroptérologique dans le cadre d'un projet éolien. Fasc. 7 p.

Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères (SFEPM). 1984. Atlas des Mammifères sauvages de France - Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères, 229 pp.

Strickland MD., Arnett EB., Erickson WP., Johnson DH., Johnson GD. & al. 2011. Comprehensive guide to studying wind energy/wildlife interactions. National Wind Coordinating Collaborative website. Available: http://www.nationalwind.org/assets/publications/Comprehensive_Guide_to_Studying_Wind_Energy_Wildlife_Interactions_2011_Updated.pdf

Syndicat des Energies Renouvelables, France Energie Eolienne, Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères & LPO, 2011. Protocole d'étude chiroptérologique sur les projets de parcs éoliens : document de cadrage. 7 p.

Telleria J.S. 2009. Potential impacts of wind farms on migratory birds crossing Spain. Bird Conservation International 19 : 131–136.

Thauront M., D'Agostino R. & Marchais G. 2015. Expertise chiroptères et suivi de mortalité - Parcs éoliens Lomont – Pays de Montbeliard. Ecosphère. 63 pages.

Thelander C.G. & Rugges D.L. 2001. Examining Relationships between Bird Risk Behaviours and Fatalities at the Altamont Wind Resource Area : a Second Year's Progress. Report. In : PNAWPPM IV, Proceeding of the National Avian-Wind Power Planning Meeting IV, Carmel, California, May 2001 : 5-14.

Thiollay J.-M. & Bretagnolle V. 2004. Rapaces nicheurs de France, Distribution, effectifs et conservation, Delachaux et Niestlé, Paris. 176p.

THONNERIEUX, Y. 1985. Coup d'œil sur la migration du Gobemouche noir *Ficedula hypoleuca* dans la région Rhône-Alpes. Bièvre 7 : 31-36.

Toronto Renewable Energy Co-operative. 2000. Wind Turbine environmental assessment. Vol. 1 : Screening document. Toronto Renewable Energy Co-operative, April 2000.

UICN FRANCE, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS. 2016. La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Oiseaux de France métropolitaine. Paris, France.

UICN FRANCE, MNHN, SFEPM & ONCFS. 2017. La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Mammifères de France métropolitaine. Paris, France.

UICN FRANCE. 2012. Liste rouge des chiroptères de la région Centre (validation CSRPN de 11/2013)

UICN FRANCE. 2012. Liste rouge des oiseaux nicheurs de la région Centre (validée au CSRPN en novembre 2013).

Villafranco D.O., Grace S. & Holt R. 2017. The effects of wind turbine wake turbulence on bat lungs. The Journal of the Acoustical Society of America 141, 3544. <https://doi.org/10.1121/1.4987497>

Voigt C.C., Popa-Lisseanu A.G., Niermann L. & Kramer-Schadt S. 2012. The catchment area of wind farm for European bats : a plea for international regulation. Biological Conservation, 153. 80-86p.

Whalen W. 1994. Siting Wind Plants and the Avian Issue. « Windpower '94 Conference/ Minneapolis. American Wind Energy Association.

Winkelman J. E. 1992. The impact of the Sep wind park near Oosterbierum (Fr.), the Netherlands, on birds, 1: collision victims. DLO-Instituut voor Bos-en Natuuronderzoek. RIN-rapport 92/2. 4 volumes. En hollandais avec résumé anglais.

Winkelman J.E. 1985. Impact of medium-sized wind turbines on birds : a survey on flight behaviour, victims and disturbance. Netherlands Journal of Agricultural Science 33 : 75-78.

Winkelman J.E. 1989. Vogels in het windpark nabij Urk (NOP): aanvaringslachtoffers en verstering van pleisternde eenden, ganzen en zwanen. RIN-rapport 89/15, Arnhem.

Zucca M. 2015. La migration des oiseaux : comprendre les voyageurs du ciel. Guide Nature. Editions Sud-Ouest. Mai 2015. 352



ANNEXE 1 : DATES DE PROSPECTION DU SUIVI DE MORTALITE ET DES TESTS ASSOCIES

Date	Tâche	Intervenant	Intervalle (j)
02/08/2021	Suivi mortalité	Bastien CORNIAUX	
04/08/2021	Suivi mortalité	Bastien CORNIAUX	2
09/08/2021	Suivi mortalité	Bastien CORNIAUX	5
12/08/2021	Suivi mortalité	Manon ACQUEBERGE	3
16/08/2021	Suivi mortalité	Maxime COLLET	4
18/08/2021	Suivi mortalité	Bastien CORNIAUX	2
23/08/2021	Suivi mortalité Test de persistance (dépôt)	Maxime COLLET	5
24/08/2021	Test de persistance (J+1)	Maxime COLLET	
26/08/2021	Suivi mortalité Test de persistance (J+3)	Maxime COLLET	3
30/08/2021	Suivi mortalité Test de persistance (J+7)	Bastien CORNIAUX	4
03/09/2021	Suivi de mortalité Test de persistance (J+11)	Bastien CORNIAUX	4
06/09/2021	Suivi mortalité Test de persistance (J+14)	Maxime COLLET	3
09/09/2021	Suivi mortalité	Bastien CORNIAUX	3
13/09/2021	Suivi mortalité	Maxime COLLET	4
16/09/2021	Suivi mortalité	Maxime COLLET	3
20/09/2021	Suivi mortalité	Bastien CORNIAUX	4
23/09/2021	Suivi mortalité	Maxime COLLET	3
28/09/2021	Suivi mortalité	Bastien CORNIAUX	5
30/09/2021	Suivi mortalité Test de performance	Bastien CORNIAUX + Maxime COLLET	2
04/10/2021	Suivi mortalité	Bastien CORNIAUX	4
07/10/2021	Suivi mortalité	Bastien CORNIAUX	3
12/10/2021	Suivi mortalité	Bastien CORNIAUX	5
15/10/2021	Suivi mortalité	Bastien CORNIAUX	3
18/10/2021	Suivi mortalité	Maxime COLLET	3
21/10/2021	Suivi mortalité	Bastien CORNIAUX	3
25/10/2021	Suivi mortalité	Maxime COLLET	4
28/10/2021	Suivi mortalité	Bastien CORNIAUX	3

ANNEXE 2 : SURFACES PROSPECTEES PAR EOLIENNE AU COURS DU SUIVI

Pour chaque éolienne, les surfaces prospectées ont été différenciées par classes de visibilité : **B** = Bonne ; **Moy** = Moyenne ; **Nulle**.

Temps	Nbr de passages	E1			E2			E3			E4			E5			% moyen de surface prospectée sur Guilleville
		Prospectée (B + Moy)	Non prospectée (Nulle)	% prospecté	Prospectée (B + Moy)	Non prospectée (Nulle)	% prospecté	Prospectée (B + Moy)	Non prospectée (Nulle)	% prospecté	Prospectée (B + Moy)	Non prospectée (Nulle)	% prospecté	Prospectée (B + Moy)	Non prospectée (Nulle)	% prospecté	
1	5	11 280	0	100%	8244	3033	73%	5701	5576	51%	2364	8912	21%	2472	8803	22%	53%
2	6	11 280	0	100%	8244	3033	73%	5701	5576	51%	2364	8912	21%	2472	8803	22%	53%
3	5	11 280	0	100%	8244	3033	73%	5701	5576	51%	2364	8912	21%	2472	8803	22%	53%
4	1	11 280	0	100%	11 277	0	100%	11 277	0	100%	2364	8912	21%	6295	4980	56%	75%
5	8	2269	9011	20%	11 277	0	100%	11 277	0	100%	2364	8912	21%	6295	4980	56%	59%
6	1	11 280	0	100%	11 277	0	100%	11 277	0	100%	11 276	0	100%	11 148	127	99%	100%
	Moyenne :			75%			83%			70%			24%			37%	58%

ANNEXE 3 : SYNTHÈSE DES CADAVRES DÉCOUVERTS LORS DU SUIVI DE MORTALITÉ

Groupe d'espèces	Nom français	Nom scientifique	Sexe	Date ramassage	Commune	Dpt	Coord_X_L93	Coord_Y_L93	Distance mât	Num éolienne	Modèle	H mat	Dia pales	Nbre eol parc	Découvreur	Identificateur	Etat	Occupation du sol	Visibilité
Oiseaux	Martinet noir	<i>Apus apus</i>	Ind	02/08/2021	Guilleville	28	613617,583	6791580,05	12m	E1	Nordex N100/3300	100	99,8	5	Bastien CORNIAUX	Bastien CORNIAUX	Avancé	Plateforme	Bonne
Chiroptères	Pipistrelle de Nathusius	<i>Pipistrellus nathusii</i>	Femelle	03/09/2021	Guilleville	28	613483,942	6792665,86	32m	E3	Nordex N117/3600	91	117	5	Bastien CORNIAUX	Bastien CORNIAUX	Avancé	Plateforme	Bonne
Oiseaux	Roitelet à triple-bandeau	<i>Regulus ignicapilla</i>	Ind	04/10/2021	Guilleville	28	613497,826	6792187,37	59m	E2	Nordex N117/3600	91	117	5	Bastien CORNIAUX	Bastien CORNIAUX	Décomposé	Labour enherbé	Moyenne
Oiseaux	Roitelet sp.	<i>Regulus sp.</i>	Ind	15/10/2021	Guilleville	28	613493,702	6792655,3	22m	E3	Nordex N117/3600	91	117	5	Bastien CORNIAUX	Bastien CORNIAUX	Plumée	Labour	Bonne

ANNEXE 4 : ESTIMATIONS DE LA MORTALITE REELLE OBTENUES A PARTIR D'EOLAPP

Exemple d'une capture d'écran.

➤ Résultats obtenus pour l'ensemble du suivi pour l'ensemble des cadavres. Résultats présentés dans le tableau en partie 4.3.1.

Sélectionner un fichier avec le nombre de cadavres trouvés :

Browse... Cadavres_tot_Guilleville_Eol_Sv.csv

Upload complete

Nb lignes lues = 27

Sélectionner un fichier avec la durée de persistance des cadavres déposés :

Browse... Persistence_tot_Guilleville_Eol_Sv.csv

Upload complete

Nombre de lignes lues = 18

Méthode de calcul des intervalles de confiance

Non-paramétrique

Paramétrique

Intervalle de temps entre les passages =

3,5

Nombre de cadavres déposé pour étude de la détection =

106

Nombre de cadavres trouvé pour étude de la détection =

94

Pourcentage de la surface prospectée =

0,58

CALCULER

Données en entrée

Nombre de cadavres trouvés sous les éoliennes (une valeur par visite de terrain) :

1, 0, 0, 0, 0, 0, ..., 0, 0, 0, 0, 0

Durée de présence de cadavres déposés par les expérimentateurs (une valeur par cadavre déposé)

3, 3, 0, 3, 1, ..., 14, 3, 7, 1, 0

Estimations avec leurs intervalles de confiance

Formule	Médiane	IC 2.5	IC 97.5	IC 0.10	IC 0.90
Erickson	6.41	1.29	16.67	2.64	11.99
Huso	11.43	2.64	24.50	5.28	19.35
Winkelmann	27.97	5.00	102.80	11.30	60.25
Jones	11.82	2.69	26.16	5.38	20.24

ANNEXE 5 : ESTIMATIONS DE LA MORTALITE REELLE OBTENUES A PARTIR DE GENEST

Présentation de quelques captures d'écran.

- Résultats obtenus par groupe impacté. Résultats présentés dans le tableau en partie 4.3.2.

General Inputs
Searcher Efficiency
Carcass Persistence
Mortality Estimation
Detection Probability

Model Inputs:

Carcass ID Column (CO)

Fraction of Facility Surveyed:

Density Weighted Proportion:

Date Found:

Splitting Mortality:
Max. two total splits, max. one schedule-based split

Search Schedule (SS) Variable:

Carcass Observation (CO) Variable:

Figures
Summary

Show entries Search:

	Group	X	10%	25%	50%	75%	90%
1	bat	1	1	1	2.39	3.75	4.87
2	bird	3	3	4.29	5.98	7.77	9.46

Showing 1 to 2 of 2 entries Previous Next



➤ Résultats obtenus pour l'ensemble des cadavres sur l'ensemble du suivi. Résultats présentés dans le tableau en partie 4.3.2.

General Inputs Searcher Efficiency Carcass Persistence **Mortality Estimation** Detection Probability

Model Inputs:

Carcass ID Column (CO)

Fraction of Facility Surveyed:

Density Weighted Proportion:

Date Found:

Splitting Mortality:
Max. two total splits, max. one schedule-based split

Search Schedule (SS) Variable:

Carcass Observation (CO) Variable:

Figures Summary

Show entries Search:

	X	10%	25%	50%	75%	90%
1	4	4.29	6.24	8.29	10.7	12.89

Showing 1 to 1 of 1 entries Previous Next



ANNEXE 6 : PARAMETRES SERVANT A L'ESTIMATION DE LA MORTALITE REELLE AVEC « GENEST »

	DATAFILES INPUTS :	<i>DWP_unique pour chaque éolienne</i>
GENERAL INPUTS	<i>Model inputs</i>	
	Number of iteration	1000
	Confidence level	0,8
	Carcass Class Column	Aucun
SEARCHER EFFICIENCY	<i>Model inputs</i>	
	Observations	Efficacite1
	Predictor variables	Size
	Fixed k	0,75
	<i>Selection</i>	
	p model / p ~	Size
	k model	0,75
CARCASS PERSISTENCE	<i>Model inputs</i>	
	Last time present	LastPresent
	First time absent	FirstAbsent
	Predictor variables	Size
	Distributions	exp ; weibull ; lognorm; loglog
	<i>Selection</i>	
	Distribution	exponential
	Location ~	constant
Scale ~	-	
MORTALITY ESTIMATION	<i>Model inputs</i>	
	Carcass ID	carclD
	Fraction of Facility Surveyed	1
	DWP	-
	Date found	DateFound
	<i>Split mortality</i>	
	Search Schedule (SS) Variable	Aucun
	Carcass Observation (CO) Variable	Group

ANNEXE 7 : DEMANDE DE DEROGATION POUR LA CAPTURE OU L'ENLEVEMENT DE CADAVRES DE CHIROPTERES PROTEGES



Direction Départementale des Territoires
d'Eure-et-Loir
Service de la Gestion des Risques, de
l'Eau et de la Biodiversité
Pôle Nature

ARRÊTÉ PRÉFECTORAL portant dérogation à l'interdiction de capture définitive, transport et détention de spécimens d'espèces animales protégées accordée à ÉCOSPHÈRE

Le Préfet d'Eure-et-Loir,
Chevalier de la Légion d'Honneur
Officier de l'ordre national du mérite

- VU le Code de l'environnement, notamment ses articles L411-1, L411-2, L415-3 et R411-1 et suivants ;
- VU le décret n° 97-34 du 15 janvier 1997 modifié relatif à la déconcentration des décisions administratives individuelles ;
- VU l'arrêté interministériel du 19 février 2007 modifié fixant les conditions de demande et d'instruction des dérogations définies au 4° de l'article L411-2 du Code de l'environnement portant sur des espèces de faune et de flore sauvages protégées ;
- VU l'arrêté ministériel du 29 octobre 2009 fixant la liste des oiseaux protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de protection ;
- VU l'arrêté ministériel du 23 avril 2007 fixant la liste des mammifères terrestres protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de protection ;
- VU l'arrêté ministériel du 6 janvier 2020 fixant la liste des espèces animales et végétales à la protection desquelles il ne peut être dérogé qu'après avis du Conseil national de la protection de la nature ;
- VU l'arrêté préfectoral en date du 25 janvier 2021 accordant délégation de signature à Guillaume BARRON, directeur départemental des territoires d'Eure-et-Loir ;
- Vu la subdélégation de signature en date du 19 février 2021 accordée à Cathy MONFORT, Responsable du Pôle Nature ;
- VU la demande de dérogation au régime de protection des espèces présentée le 15 mars 2021, par ECOSPHERE, Agence Centre-Bourgogne 112 rue du Nécotin 45000 ORLEANS, à l'effet que ses salariées soient autorisées à prélever, transporter et détenir des cadavres de chauves-souris et dans le cadre de suivis post-installation des parcs éoliens de Guilleville et d'Espiers situé sur les communes de Fresnay-l'Évêque, Ymonville, Guilleville et Trancrainville ;
- VU l'avis favorable de M. le Directeur Régional de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement du Centre-Val de Loire en date du 17 mars 2021 ;
- VU l'avis favorable tacite du Conseil National de la Protection de la Nature ;

CONSIDÉRANT que la demande de dérogation porte sur le prélèvement, le transport et la détention de cadavres de spécimens d'espèces animales protégées (chauves-souris et oiseaux) ;

CONSIDÉRANT que la demande est sollicitée dans le cadre d'un suivi chiroptérologique et ornithologique post-installation de parcs éoliens ;

CONSIDÉRANT que les cadavres collectés seront conservés dans les locaux d'ECOSPHERE, Agence Centre-Bourgogne, le temps de leur identification ;

CONSIDÉRANT la qualification des demandeurs et les objectifs scientifiques poursuivis ;

CONSIDÉRANT que la dérogation sollicitée ne nuit pas au maintien, dans un état de conservation favorable, des populations concernées dans leur aire de répartition naturelle ;

SUR la proposition du directeur départemental des Territoires d'Eure-et-Loir ;

ARRÊTÉ

ARTICLE 1 : Identité des bénéficiaires

Les bénéficiaires de la dérogation sont Mmes ACQUEBERGE Manon et BRUNET Elodie et Mrs AUCLAIR Hugo, COLLET Maxime, ESLINE Matthieu, chargé d'études écologue, et MARCHAIS Guillaume chef de projets chez ECOSPHERE.

ARTICLE 2 : Nature de la dérogation

Les bénéficiaires sont autorisés à déroger, dans le cadre de suivis de mortalités de l'avifaune et des chiroptères, à l'interdiction de capture, transport et détention de cadavre de spécimens des espèces suivantes :

Chiroptères	
Barbastelle d'Europe (<i>Barbastella barbastellus</i>)	Petit Rhinolophe (<i>Rhinolophus hipposideros</i>)
Sérotine commune (<i>Eptesicus serotinus</i>)	Grand Rhinolophe (<i>Rhinolophus Ferrumequinum</i>)
Sérotine bicolore (<i>Vespertilio murinus</i>)	Murin de Daubenton (<i>Myotis daubentonii</i>)
Noctule commune (<i>Nyctalus noctula</i>)	Murin de Brandt (<i>Myotis brandtii</i>)
Noctule de Leisler (<i>Nyctalus leisleri</i>)	Murin d'Alcathoe (<i>Myotis alcathoe</i>)
Grande Noctule (<i>Nyctalus lasiopterus</i>)	Murin à moustaches (<i>Myotis mystacinus</i>)
Pipistrelle commune (<i>Pipistrellus pipistrellus</i>)	Murin à oreilles échanquées (<i>Myotis emarginatus</i>)
Pipistrelle pygmée (<i>Pipistrellus pygmaeus</i>)	Murin de Natterer (<i>Myotis nattereri</i>)
Pipistrelle de Nathusius (<i>Pipistrellus nathusii</i>)	Murin de Bechstein (<i>Myotis bechsteinii</i>)
Pipistrelle de Kuhl (<i>Pipistrellus kuhlii</i>)	Grand Murin (<i>Myotis myotis</i>)
Oreillard roux (<i>Plecotus auritus</i>)	Barbastelle d'Europe (<i>Barbastellus barbastellus</i>)
Oreillard gris (<i>Plecotus austriacus</i>)	Sérotine de Nilsson (<i>Eptesicus nilssonii</i>)
AVIFAUNES	
Pour les espèces avifaune voir liste en annexe 1.	

ARTICLE 3 : Conditions de la dérogation

La présente dérogation est délivrée pour ldes parcs éoliens de Guilleville et d'Espiers situé sur les communes de Fresnay-l'Évêque, Ymonville, Guilleville et Trancrainville.

Les cadavres de spécimens des espèces susvisées seront collectés manuellement, transportés et conservés à ECOSPHERE, Agence Centre-Bourgogne, le temps de leur identification.

Les cadavres de chauves-souris devront être déposés au Muséum de Bourges, pour analyse isotopique, afin de compléter l'étude portant sur l'origine géographique des spécimens impactés.
ECOSPHER s'engage à appliquer le protocole de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres élaboré sous la responsabilité du MTES (contrôle de toutes les éoliennes pour les parcs de moins de 8 éoliennes, avec un minimum de 20 passages entre mi-mai et fin octobre).

ARTICLE 4 : Mesures de suivi

Un rapport de l'opération et les données géographiques recueillies seront adressés aux structures suivantes :

• Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement du Centre - Service de l'Eau et de la Biodiversité - Département Biodiversité - Unité Connaissance et Préservation de la Biodiversité - 5, avenue de Buffon - CS 96407 - 45064 ORLEANS Cedex 2 ;

• Direction Départementale des Territoires d'Eure et Loir - Service de la Gestion des Risques, de l'Eau et de la Biodiversité - Pôle Nature - 17, place de la République - CS 40517 - 28008 CHARTRES Cedex.

Ce bilan comprendra a minima : un rappel du contexte de la dérogation, les espèces concernées, les dates ou les périodes des suivis réalisés et les effectifs observés lors des relevés ainsi que les distances par rapport aux éoliennes et l'état des cadavres.

ARTICLE 5 : Durée de réalisation des activités bénéficiant de la dérogation

La présente dérogation est accordée pour la réalisation des activités visées aux articles 2 et 3 à compter de la date de notification du présent arrêté et jusqu'au 31 décembre 2021.

ARTICLE 6 : Autres procédures

La présente décision ne dispense pas de l'obtention d'autres accords ou autorisations par ailleurs nécessaires pour la réalisation des opérations sus-mentionnées.

ARTICLE 7 : Mesures de contrôle

La mise en œuvre des dispositions visées aux articles 3 et 4 du présent arrêté peut faire l'objet de contrôle par les agents chargés de constater les infractions mentionnées à l'article L. 415-3 du Code de l'environnement.

ARTICLE 8 : Sanctions

Le non-respect des dispositions du présent arrêté est puni des sanctions prévues à l'article L. 415-3 du Code de l'environnement.

ARTICLE 9 :

Le Directeur Départemental des Territoires, le Secrétaire Général de la Préfecture, le Colonel, Commandant du groupement de Gendarmerie d'Eure-et-Loir, les agents de l'Office Français de la Biodiversité sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution du présent arrêté.

Fait à Chartres, le 20 juillet 2021

P/ Le Directeur Départemental des Territoires
La Responsable du Pôle Nature

Cathy MONFORT

Dans un délai de deux mois à compter de la date de notification ou de publication du présent acte, les recours suivants peuvent être introduits, conformément aux dispositions de l'article R. 421-1 et suivants du code de justice administrative et du livre IV du code des relations entre le public et l'administration :

- un recours gracieux, adressé à : Mme le Préfet d'Eure-et-Loir, Service de la Coordination Interministérielle, Mission Affaires Générales - 181 rue de Bourgogne, 45042 ORLEANS CEDEX,

- un recours hiérarchique, adressé au(x) ministre(s) concerné(s) ;

Dans ces deux cas, le silence de l'Administration vaut rejet implicite au terme d'un délai de deux mois.

Cet arrêté peut faire l'objet d'un recours contentieux devant le tribunal administratif dans le délai de deux mois à compter de sa publication, explicite ou implicite de l'un de ces recours.

- un recours contentieux, en saisissant le Tribunal Administratif - 28, rue de la Bretonnerie 45057 Orléans Cedex I

Le tribunal administratif peut également être saisi par l'application informatique Télérecours accessible par le site internet www.telerecours.fr

ANNEXE 1- ARRÊTÉ PRÉFECTORAL portant dérogation à l'interdiction de capture définitive, transport et détention de spécimens d'espèces animales protégées accordée ECOSPHERE

LISTE DES ESPÈCES AVIFAUNES

Nom valide

Accipiter gentilis (Linnaeus, 1758)
Accipiter nisus (Linnaeus, 1758)
Acrocephalus arundinaceus (Linnaeus, 1758)
Acrocephalus palustris (Bechstein, 1798)
Acrocephalus schoenobaenus (Linnaeus, 1758)
Acrocephalus scirpaceus (Hermann, 1804)
Actitis hypoleucos (Linnaeus, 1758)
Aegithalos caudatus (Linnaeus, 1758)
Alcedo atthis (Linnaeus, 1758)
Anthus pratensis (Linnaeus, 1758)
Anthus spinoletta (Linnaeus, 1758)
Anthus trivialis (Linnaeus, 1758)
Apus apus (Linnaeus, 1758)
Ardea alba Linnaeus, 1758
Ardea cinerea Linnaeus, 1758
Ardea purpurea Linnaeus, 1766
Arenaria interpres (Linnaeus, 1758)
Asio flammeus (Pontoppidan, 1763)
Asio otus (Linnaeus, 1758)
Athene noctua (Scopoli, 1769)
Aythya nyroca (Güldenstädt, 1770)
Branta bernicla (Linnaeus, 1758)
Branta leucopsis (Bechstein, 1803)
Bubulcus ibis (Linnaeus, 1758)
Burhinus oedicnemus (Linnaeus, 1758)
Buteo buteo (Linnaeus, 1758)
Calandrella brachydactyla (Leisler, 1814)
Calidris alpina (Linnaeus, 1758)
Calidris ferruginea (Pontoppidan, 1763)
Calidris minuta (Leisler, 1812)
Caprimulgus europaeus Linnaeus, 1758
Carduelis carduelis (Linnaeus, 1758)
Certhia brachydactyla C.L. Brehm, 1820
Certhia familiaris Linnaeus, 1758
Cettia cetti (Temminck, 1820)
Charadrius dubius Scopoli, 1786
Charadrius hiaticula Linnaeus, 1758
Chlidonias hybrida (Pallas, 1811)
Chlidonias niger (Linnaeus, 1758)
Chloris chloris (Linnaeus, 1758)
Chroicocephalus ridibundus (Linnaeus, 1766)
Ciconia ciconia (Linnaeus, 1758)
Ciconia nigra (Linnaeus, 1758)
Circus gallicus (Gmelin, 1788)
Circus aeruginosus (Linnaeus, 1758)
Circus cyaneus (Linnaeus, 1766)
Circus pygargus (Linnaeus, 1758)

ANNEXE 1- ARRÊTÉ PRÉFECTORAL portant dérogation à l'interdiction de capture définitive, transport et détention de spécimens d'espèces animales protégées accordée ECOSPHERE

Cisticola juncidis (Rafinesque, 1810)
Coccothraustes coccothraustes (Linnaeus, 1758)
Corvus corax Linnaeus, 1758
Corvus monedula Linnaeus, 1758
Cuculus canorus Linnaeus, 1758
Cyanistes caeruleus (Linnaeus, 1758)
Cygnus olor (Gmelin, 1789)
Delichon urbicum (Linnaeus, 1758)
Dendrocopos major (Linnaeus, 1758)
Dendrocopos medius (Linnaeus, 1758)
Dendrocopos minor (Linnaeus, 1758)
Dryocopus martius (Linnaeus, 1758)
Egretta garzetta (Linnaeus, 1766)
Elanus caeruleus (Desfontaines, 1789)
Emberiza calandra Linnaeus, 1758
Emberiza cirius Linnaeus, 1766
Emberiza citrinella Linnaeus, 1758
Emberiza schoeniclus (Linnaeus, 1758)
Erithacus rubecula (Linnaeus, 1758)
Eudromias morinellus (Linnaeus, 1758)
Falco columbarius Linnaeus, 1758
Falco peregrinus Tunstall, 1771
Falco subbuteo Linnaeus, 1758
Falco tinnunculus Linnaeus, 1758
Ficedula hypoleuca (Pallas, 1764)
Fringilla coelebs Linnaeus, 1758
Fringilla montifringilla Linnaeus, 1758
Galerida cristata (Linnaeus, 1758)
Gavia arctica (Linnaeus, 1758)
Gavia immer (Brünnich, 1764)
Gavia stellata (Pontoppidan, 1763)
Grus grus (Linnaeus, 1758)
Hieraaetus pennatus (Gmelin, 1788)
Himantopus himantopus (Linnaeus, 1758)
Hippolais polyglotta (Vieillot, 1817)
Hirundo rustica Linnaeus, 1758
Ichthyaetus melanocephalus (Temminck, 1820)
Jynx torquilla Linnaeus, 1758
Lanius collurio Linnaeus, 1758
Lanius excubitor Linnaeus, 1758
Lanius senator Linnaeus, 1758
Larus argentatus Pontoppidan, 1763
Larus canus Linnaeus, 1758
Larus fuscus Linnaeus, 1758
Larus marinus Linnaeus, 1758
Larus michahellis Naumann, 1840
Linaria cannabina (Linnaeus, 1758)
Locustella luscinioides (Savi, 1824)

ANNEXE 1- ARRÊTÉ PRÉFECTORAL portant dérogation à l'interdiction de capture définitive, transport et détention de spécimens d'espèces animales protégées accordée ECOSPHERE

Locustella naevia (Boddaert, 1783)
Lophophanes cristatus (Linnaeus, 1758)
Loxia curvirostra Linnaeus, 1758
Lullula arborea (Linnaeus, 1758)
Luscinia megarhynchos C. L. Brehm, 1831
Mergellus albellus (Linnaeus, 1758)
Mergus merganser Linnaeus, 1758
Mergus serrator Linnaeus, 1758
Merops apiaster Linnaeus, 1758
Milvus migrans (Boddaert, 1783)
Milvus milvus (Linnaeus, 1758)
Motacilla alba alba Linnaeus, 1758
Motacilla alba Linnaeus, 1758
Motacilla cinerea Tunstall, 1771
Motacilla flava Linnaeus, 1758
Motacilla yarrellii Gould, 1837
Muscicapa striata (Pallas, 1764)
Nycticorax nycticorax (Linnaeus, 1758)
Oenanthe oenanthe (Linnaeus, 1758)
Oriolus oriolus (Linnaeus, 1758)
Otus scops (Linnaeus, 1758)
Pandion haliaetus (Linnaeus, 1758)
Parus major Linnaeus, 1758
Passer domesticus (Linnaeus, 1758)
Passer montanus (Linnaeus, 1758)
Periparus ater (Linnaeus, 1758)
Pernis apivorus (Linnaeus, 1758)
Phalacrocorax carbo (Linnaeus, 1758)
Phoenicurus ochruros (S. G. Gmelin, 1774)
Phoenicurus phoenicurus (Linnaeus, 1758)
Phylloscopus bonelli (Vieillot, 1819)
Phylloscopus collybita (Vieillot, 1817)
Phylloscopus sibilatrix (Bechstein, 1793)
Phylloscopus trochilus (Linnaeus, 1758)
Picus canus Gmelin, 1788
Picus viridis Linnaeus, 1758
Platalea leucorodia Linnaeus, 1758
Plectrophenax nivalis (Linnaeus, 1758)
Plegadis falcinellus (Linnaeus, 1766)
Podiceps auritus (Linnaeus, 1758)
Podiceps cristatus (Linnaeus, 1758)
Podiceps grisegena (Boddaert, 1783)
Podiceps nigricollis Brehm, 1831
Poecile montanus (Conrad von Baldenstein, 1827)
Poecile palustris (Linnaeus, 1758)
Porphyrio porphyrio (Linnaeus, 1758)
Porzana porzana (Linnaeus, 1766)
Prunella modularis (Linnaeus, 1758)

ANNEXE 1- ARRÊTÉ PRÉFECTORAL portant dérogation à l'interdiction de capture définitive, transport et détention de spécimens d'espèces animales protégées accordée ECOSPHERE

Pyrrhula pyrrhula (Linnaeus, 1758)
Recurvirostra avosetta Linnaeus, 1758
Regulus ignicapilla (Temminck, 1820)
Regulus regulus (Linnaeus, 1758)
Riparia riparia (Linnaeus, 1758)
Rissa tridactyla (Linnaeus, 1758)
Saxicola rubetra (Linnaeus, 1758)
Saxicola rubicola (Linnaeus, 1766)
Serinus serinus (Linnaeus, 1766)
Sitta europaea Linnaeus, 1758
Sterna hirundo Linnaeus, 1758
Sternula albifrons (Pallas, 1764)
Strix aluco Linnaeus, 1758
Sylvia atricapilla (Linnaeus, 1758)
Sylvia borin (Boddaert, 1783)
Sylvia cantillans (Pallas, 1764)
Sylvia communis Latham, 1787
Sylvia curruca (Linnaeus, 1758)
Sylvia undata (Boddaert, 1783)
Tachybaptus ruficollis (Pallas, 1764)
Tadorna tadorna (Linnaeus, 1758)
Tetrax tetrax (Linnaeus, 1758)
Tichodroma muraria (Linnaeus, 1766)
Tringa glareola Linnaeus, 1758
Tringa ochropus Linnaeus, 1758
Troglodytes troglodytes (Linnaeus, 1758)
Turdus torquatus Linnaeus, 1758
Tyto alba (Scopoli, 1769)
Upupa epops Linnaeus, 1758