



Parc éolien d'Espiers (28) Suivi post-implantation 2021

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

12/05/2022



INFORMATIONS & CONTACTS ●●●

Parc éolien d'Espiers (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 d'Espiers est constitué de 5 éoliennes de type Nordex N117/3600. Il a été mis en service en septembre 2018. Le parc se situe sur les communes d'Ymonville et de Fresnay-l'Evêque 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'Écosphère 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	7
1.1 CADRE REGLEMENTAIRE	7
1.2 DEFINITION DU PROTOCOLE NATIONAL	7
1.3 APPLICATION DU PROTOCOLE NATIONAL A L'ECHELLE DU PARC SUIVI	7
2. PRESENTATION DU PARC EOLIEN	8
2.1 LOCALISATION ET CONTEXTE ECOLOGIQUE.....	8
2.2 CARACTERISTIQUES GENERALES DU PARC EOLIEN ET CARACTERISTIQUES TECHNIQUES DES EOLIENNES	8
2.3 SITUATION ECOLOGIQUE ANTERIEURE – RAPPEL DE L'ETUDE D'IMPACT ET DU SUIVI POST-IMPLANTATION 2019	9
3. METHODES DE TRAVAIL	12
3.1 SUIVI DE MORTALITE DES CHAUVES-SOURIS ET DES OISEAUX	12
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 PARC	20
4. RESULTATS ET INTERPRETATIONS DU SUIVI DE MORTALITE	21
4.1 RESULTATS BRUTS	21
4.2 VARIABLES SERVANT A L'ESTIMATION DE LA MORTALITE REELLE	25
4.3 ESTIMATION DE LA MORTALITE REELLE	28
4.4 CONCLUSION SUR LE SUIVI DE MORTALITE	29
5. EVALUATION DES IMPACTS PAR COLLISION ET BAROTRAUMATISME	30
5.1 OISEAUX	30
5.2 CHAUVES-SOURIS	30
5.3 ELEMENTS DE COMPARAISON AVEC LE PREMIER SUIVI DE MORTALITE (2019)	31
6. MESURES DE REDUCTION DES RISQUES DE COLLISION	33
6.1 PROTECTION DES CHAUVES-SOURIS FREQUENTANT LE PARC PAR UN BRIDAGE NOCTURNE DIFFERENCIE	33
6.2 CONTROLE DE L'ECLAIRAGE NOCTURNE	34
6.3 GESTION DES HABITATS AUTOUR DES EOLIENNES	34
6.4 REDUCTION DES TURBULENCES AUX ABORDS DES PALES	34
7. MESURES DE SUIVI	35
8. BIBLIOGRAPHIE	36
ANNEXE 1 : DATES DE PROSPECTION DU SUIVI DE MORTALITE ET DES TESTS ASSOCIES	41
ANNEXE 2 : SURFACES PROSPECTEES PAR EOLIENNE AU COURS DU SUIVI	42
ANNEXE 3 : SYNTHESE DES CADAVRES DECOUVERTS LORS DU SUIVI DE MORTALITE	43
ANNEXE 4 : ESTIMATIONS DE LA MORTALITE REELLE OBTENUES A PARTIR D'EOLAPP	44
ANNEXE 5 : ESTIMATIONS DE LA MORTALITE REELLE OBTENUES A PARTIR DE GENEST	45
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 d'Espiers est situé sur les communes d'Ymonville et de Fresnay-l'Evêque, au sud-est du département de l'Eure-et-Loir (28) en région Centre-Val de Loire. Il se trouve à environ 25 km au sud-est de Chartres, et à 35 km au nord d'Orléans.

Le parc est constitué de 5 éoliennes implantées en cultures et mises en service en septembre 2018.

❖ Contexte du suivi post-implantation de 2021

Le parc d'Espiers a été mis en service en septembre 2018. Un premier suivi post-implantation, composé d'un suivi de la mortalité (avril à octobre) et d'un suivi acoustique à hauteur de nacelle (mi-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 02 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.

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 **16 individus** :

- **8 oiseaux appartenant à 5 espèces** : 2 Etourneaux sansonnets [locaux], 2 Faucons crécerelles [locaux probables], 2 Roitelets à triple-bandeau [migrateurs], 1 Bruant proyer [local] et 1 Gobemouche noir [migrateur] ;
- **8 chiroptères appartenant à au moins 3 espèces** : 3 Pipistrelles communes [locales], 2 Pipistrelles de Nathusius [migratrices], 1 Noctule commune [migratrice] et 2 pipistrelles indéterminées [statut indéterminé].

Les cadavres découverts sont distribués de manière relativement homogène entre les éoliennes, avec 2 à 4 découvertes par éolienne.

Date de découverte	Chiroptères	Oiseaux
02/08/2021		Bruant proyer (E1)
12/08/2021	Pipistrelle commune (E3) Pipistrelle indéterminée (E1, E4)	Etourneau sansonnet (E2)
30/08/2021		Etourneau sansonnet (E5)
03/09/2021	Pipistrelle commune (E4)	Gobemouche noir (E3)
06/09/2021	Pipistrelle commune (E3)	Roitelet à triple-bandeau (E4)
09/09/2021	Pipistrelle de Nathusius (E1)	
13/09/2021	Noctule commune (E1)	
16/09/2021	Pipistrelle de Nathusius (E2)	
28/09/2021		Faucon crécerelle (E3)
21/10/2021		Faucon crécerelle (E4) Roitelet à triple-bandeau (E5)

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.**

Déteabilité (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 d'Espiers en 2021.

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

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.

Surface prospectée

La surface moyenne de prospection est de 95 % sur l'intégralité du suivi, avec peu de 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 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 **13 chiroptères [IC 80 % : 10 - 18] et 13 oiseaux [IC 80 % : 9 - 18] sur l'ensemble du suivi** (août – octobre). Les estimations obtenues présentent peu de biais et peuvent être considérées comme fiables.

❖ Evaluation des impacts par collision

Pour les oiseaux, le niveau d'impact avéré est **faible pour le Faucon crécerelle et le Gobemouche noir**, ou négligeable pour les autres espèces dont des cadavres ont été découverts au niveau du parc. Le niveau d'impact global pour l'avifaune est négligeable en août et faible entre septembre et octobre.

Pour les chauves-souris, le niveau d'impact avéré est **moyen pour la Pipistrelle de Nathusius et la Noctule commune et faible pour la Pipistrelle commune**. Ce niveau d'impact est faible en août, **moyen en septembre** et négligeable en octobre pour l'ensemble des chiroptères.

❖ Mesures de réduction des risques de collision et de suivi

Bridage nocturne

La mortalité résiduelle constatée en 2021 est significative, avec un total de 8 chiroptères découverts appartenant à au moins trois espèces différentes. Un renforcement du bridage sur le parc d'Espiers est donc préconisé.

Aucun suivi de l'activité à hauteur de nacelle n'a été réalisé sur le parc d'Espiers en 2021. Il n'est donc pas possible de protéger un pourcentage de l'activité chiroptérologique globale par un bridage selon le niveau de risque mensuel évalué. Comme en 2019, les préconisations de bridage établies pour le présent suivi sont ajustées en se basant sur les lignes directrices et la bibliographie (en 2019, un suivi en nacelle a été réalisé, mais l'activité enregistrée était trop faible pour que la méthode classiquement employée par Ecosphère, consistant à protéger une proportion de l'activité chiroptérologique, soit robuste).

Le tableau ci-dessous détermine pour chaque mois les paramètres de bridage établis afin de réduire les risques de collision des chauves-souris à partir de 2022.

Préconisations de bridage pour réduire les risques de collision des chiroptères issues des suivis de 2019 (à gauche) et 2021 (à droite)

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

	Bridage nocturne en 2019 (vent à hauteur de nacelle)	Bridage nocturne en 2021 (vent à hauteur de nacelle)
Du 1 ^{er} janvier au 31 juillet	Aucun bridage	Aucun bridage

	Bridage nocturne en 2019 (vent à hauteur de nacelle)	Bridage nocturne en 2021 (vent à hauteur de nacelle)
Août	Mise en drapeau à 3 m/s toute la nuit	Mise en drapeau à 4 m/s toute la nuit
Septembre	Mise en drapeau à 3 m/s toute la nuit	Mise en drapeau à 5 m/s toute la nuit
Octobre	Mise en drapeau à 3 m/s toute la nuit	Mise en drapeau à 4 m/s toute la nuit
Du 1 ^{er} novembre au 31 décembre	Aucun bridage	Aucun bridage

Les paramètres de bridage préconisés cette année s'appliquent à l'ensemble des éoliennes du parc d'Espiers. **Un bridage préventif jusqu'à 5 m/s, tout au long de la nuit d'août à octobre, quelle que soit la température, est ainsi à mettre en place.**

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 d'Espiers 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 d'Espiers 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.**

Au vu des risques de collision pour les chauves-souris qui persistent sur le parc d'Espiers, **nous estimons qu'il est nécessaire de vérifier l'efficacité des mesures correctives préconisées en fin de suivi par un**

autre suivi de mortalité entre août et octobre 2022, couplé à un suivi chiroptérologique à hauteur de nacelle, afin d'ajuster au mieux les paramètres du bridage.



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 & SFEPM)

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 d'Espiers, 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 d'Espiers a été mis en service en septembre 2018. Un premier suivi post-implantation, composé d'un suivi de la mortalité (avril à octobre) et d'un suivi acoustique à hauteur de nacelle (mi-avril à mi-novembre) a été réalisé en 2019. Celui-ci a 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 d'Espiers est situé sur les communes d'Ymonville et de Fresnay-l'Evêque, au sud-est du département de l'Eure-et-Loir (28) en région Centre-Val de Loire. Il se trouve à environ 25 km au sud-est de Chartres, et à 35 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 longé à l'est par la RN154. Une carrière en exploitation est également située au sud du parc. Deux bosquets se trouvent à environ 350 m au nord de l'éolienne 5 (au nord du parc), entre lesquels une parcelle est laissée en friche et dont la gestion doit permettre l'établissement de l'œdicnème criard (mesure engagée par EDF dans le cadre de l'étude d'impact).



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



Vue du parc aux abords de l'éolienne E4 (B. Corniaux - Ecosphère)

2.2 CARACTERISTIQUES GENERALES DU PARC EOLIEN ET CARACTERISTIQUES TECHNIQUES DES EOLIENNES

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

Caractéristiques du parc d'« Espiers »

Date de mise en service	Septembre 2018
Modèle	Nordex N117/3600
Nombre d'éoliennes	5
Exploitant	SAS « Parc éolien d'Espiers »
Puissance cumulée	17,2 MW

Caractéristiques des éoliennes

Modèle	Nordex N117/3600
Hauteur du moyeu	91 m
Diamètre du rotor	117 m
Garde au sol	32,5 m
Zone de balayage du rotor	10 752 m ²
Puissance nominale	3,6 MW
Vitesse de connexion (cut-in wind speed)	3 m/s
Vitesse max d'arrêt (10 min en moyenne)	25 m/s
Vitesse de rotation maximale	14,1 tours/minute
Vitesse de rotation minimale	7,9 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

Les conclusions présentes dans le résumé non technique de l'étude d'impact écologique réalisé en amont de la construction du parc ont pu être consultées. 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)

L'EIE se base sur des inventaires de terrain réalisés entre 2005 et 2008. Une seconde phase d'inventaires datant de 2013-2014 a également été réalisée.

2.3.1.1 L'avifaune

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

La zone d'étude était fréquentée par le Busard Saint-Martin, la Bondrée apivore, l'Œdicnème criard, le Pluvier doré et le Vanneau huppé en période de migration pré et postnuptiales. Les enjeux pour ces espèces étaient considérés comme faibles, du fait de flux ou d'effectifs restreints.

Les enjeux étaient également faibles en hivernage, avec toutefois la présence du Busard Saint-Martin et du Vanneau huppé.

En période de reproduction, un enjeu moyen était donné à la zone d'étude pour :

- le **Busard cendré** et le **Busard des roseaux**, utilisant la zone d'étude comme territoire de chasse ;
- le **Busard Saint-Martin**, nicheur dans les 250 m autour de la Zone d'Implantation Potentielle (ZIP). L'enjeu était localisé au sud-ouest de l'aire d'étude, au lieu-dit « Sur le Chemin de Villermont », correspondant actuellement au sud-ouest de l'éolienne E1 ;
- l'**Œdicnème criard**, nicheur dans la ZIP. L'enjeu était localisé au sud-ouest et au centre de l'aire d'étude, aux lieux-dits « Sur le Chemin de Villermont » et « la Bretelle », correspondant actuellement au sud-ouest de l'éolienne E1 et au centre du parc.

Les zones de reproduction du Busard Saint-Martin et de l'Œdicnème criard sont dépendantes de l'assolement, pouvant varier d'une année à une autre. La localisation précise des sites de reproduction est donc variable selon les années. Ces espèces restent néanmoins attachées à un secteur donné, leurs déplacements interannuels se faisant en fonction du type de cultures présent.

2.3.1.2 Les chiroptères

La description des chiroptères était limitée, avec des enjeux faibles notés pour 5 espèces ou groupes d'espèces (Pipistrelle commune, Pipistrelle de Kuhl, Pipistrelle de Kuhl/Nathusius, Murin indéterminé, Sérotine commune), et un enjeu modéré pour 1 espèce, la **Noctule commune**.

Les enjeux pour les chiroptères étaient localisés au niveau du Bois de la Picharderie, en tant que territoire de chasse. Ce bois est situé 600 m au nord-ouest de l'éolienne E2.



2.3.1.3 Enjeux fonctionnels

Les enjeux fonctionnels précisés par l'EIE concernaient :

- pour les chiroptères : le Bois de la Picharderie comme territoire de chasse, les habitations (fermes et hameaux alentours) comme gîtes potentiels, ainsi que des axes de transit entre ces différents secteurs (axe orienté nord-est/sud-ouest entre le Bois de la Picharderie et Mérouvilliers) ;
- pour l'avifaune : l'ensemble de la zone d'étude constituée de cultures, où les espèces à enjeux étaient susceptibles de se déplacer pour l'alimentation (Busards Saint-Martin, des roseaux et cendré, Cedicnème criard), ou d'utiliser ce secteur comme zone de halte (Pluvier doré, Vanneau huppé).

En conclusion, la ZIP s'inscrivait dans un contexte d'agriculture intensive, très anthropisé, dans lequel les fonctionnalités et la diversité écologique étaient limitées.

2.3.2 ARRETE PREFECTORAL D'AUTORISATION D'EXPLOITER

L'arrêté préfectoral du 11 janvier 2016 ne stipule aucune mesure relative aux chiroptères et aux oiseaux en phase d'exploitation sur le parc éolien d'Espiers.

2.3.3 SUIVI POST-IMPLANTATION 2019

Le suivi réalisé en 2019 sur le parc d'Espiers était constitué de **45 passages répartis entre le 01/04 et le 31/10/2019**, à raison 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 sur l'ensemble de la période. Les recherches ont été réalisées dans un **rayon de 60 m** autour du mât. La **surface moyenne de prospection était de 66 % sur l'intégralité du suivi** (variant de 58 à 74 % selon l'éolienne). Les tests de détection réalisés pour les deux observateurs montraient une **déteabilité moyenne de 90 %**. Les tests de persistance réalisés à partir de 30 leurres révélaient une **persistance moyenne de 47 %** durant l'intervalle (4 j).

14 cadavres ont été découverts tout au long du suivi. Il s'agissait **uniquement d'oiseaux** :

- **1 rapace** (1 Faucon crécerelle [sédentaire probable]) ;
- **12 passereaux appartenant à 5 espèces, dont 7 roitelets** (2 Roitelets à triple bandeau [migrateurs], 5 roitelets non identifiés [migrateurs], 1 Hirondelle de fenêtre [migratrice probable], 1 Linotte mélodieuse [migratrice], 1 Gobemouche noir [migrateur], 2 Etourneaux sansonnets [migrateurs]) ;
- **1 apodiforme** (1 Martinet noir [migrateur]).

Les résultats bruts de mortalité ont été corrigés selon 3 modèles (Erickson, Huso et Jones) à partir des calculs d'Ecosphère et de l'application EolApp développée par Besnard et Bernard. Les estimations obtenues donnaient une valeur médiane de la mortalité d'environ **38 individus pour le modèle d'Huso (intervalle de confiance à 80 % compris entre 24 et 55,5) et 40 individus pour le modèle de Jones (intervalle de confiance à 80 % compris entre 25 et 59)**. Cette mortalité concernait **uniquement les oiseaux (passereaux principalement)**.

Les éoliennes les plus impactantes étaient les éoliennes 3, 4 et 5, pour lesquelles la mortalité estimée par éolienne variait d'environ 11 à 20 cadavres par an (valeurs médianes).

Ces estimations ne concernaient pas les chauves-souris, la mortalité brute des chiroptères étant nulle sur le parc d'Espiers en 2019.

Par ailleurs, un suivi à hauteur de nacelle a été réalisé en 2019 sur le parc d'Espiers, au niveau de l'éolienne E4. Les activités enregistrées étaient globalement faibles voire quasi-nulles selon les périodes de l'année et concernaient peu d'espèces (Pipistrelle commune, Pipistrelle de Kuhl/Nathusius et Noctule de Leisler).

Dans le détail, le micro a été opérationnel de la mi-avril jusqu'au 20 juillet en 2019. Il a ensuite accusé une période de défaillance jusqu'au 18 août (29 nuits). Une remise en route a permis de retrouver une période opérationnelle quasi continue après le 18 août, à l'exception de 7 nuits en septembre et 2 nuits en novembre.

L'activité chiroptérologique globale, nulle en avril, juillet et septembre, était dominée par la Pipistrelle commune en mai et juin. La Noctule de Leisler était majoritaire en août et octobre. Après octobre, l'activité était quasi nulle, mise à part deux contacts de Pipistrelles de Kuhl/Nathusius.

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

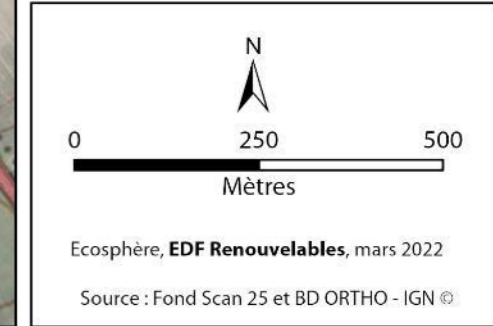
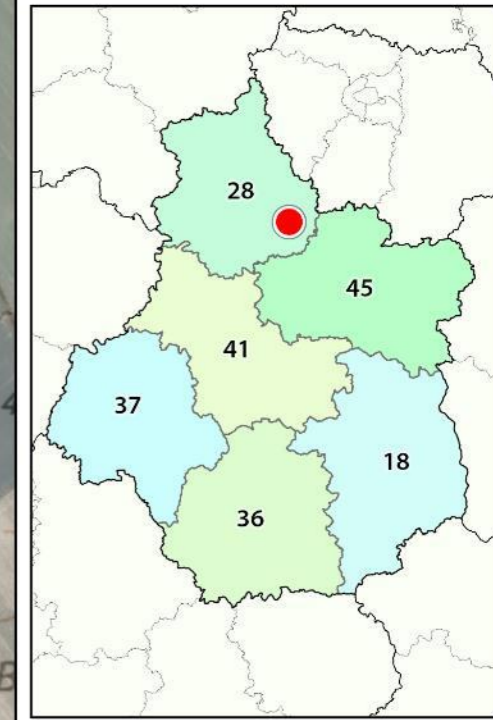
Activités mensuelles enregistrées du 11 avril au 17 novembre 2019 depuis la nacelle de E4

Espiers E4	Noctule de Leisler	Pipistrelle commune	Pipistrelles de Kuhl/Nathusius	Total
Avril (11 au 30)				
Mai (1er au 28)		4		4
Juin (3 au 30)		18		18
Juillet (1 au 19)				
Août (18 au 31)	4			4
Septembre (1 au 8 et 16 au 30)				
Octobre (1 au 31)	8	4	1	13
Novembre (1 au 21)			1	1
Total	12	26	2	40

La majorité de la quarantaine de contacts (82,5 %) a été enregistrée à des vitesses moyennes de vents inférieures à 7 m/s, et 62,5 % à 6 m/s. Il y a eu néanmoins 20 % d'activité enregistré (8 contacts) entre 6,5 et 7 m/s.

Tous les contacts ont été enregistrés à des températures nocturnes moyennes comprises entre 11 et 25°C.

Un premier bridage acoustique a été mis en place à la suite du suivi réalisé en 2019 sur le parc d'Espiers. Ainsi, une mise en drapeau a été préconisée à 3 m/s, sur l'ensemble de la nuit, entre août et octobre. 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 de grandes cultures, 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 2020, **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

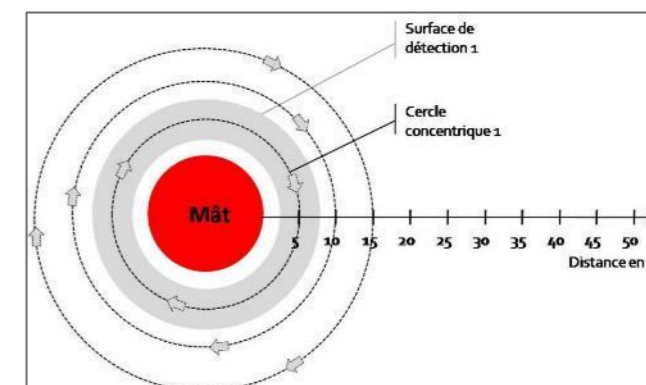
D'après la bibliographie, une majorité des cadavres tombe dans un rayon de 50 m autour des mâts (Grünkorn et al., 2005 ; Brinkmann et al., 2011), il s'agit du rayon minimal à suivre. Conformément aux recommandations du protocole de suivi environnemental actuellement en vigueur, dans le cas de machines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

démonstré 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 (oignons), 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 => pelouses, 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 d'Espiers en 2021.

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



Classe de visibilité 3 (bonne) : labour



Classe de visibilité 1 (faible à nulle) : oignons

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.

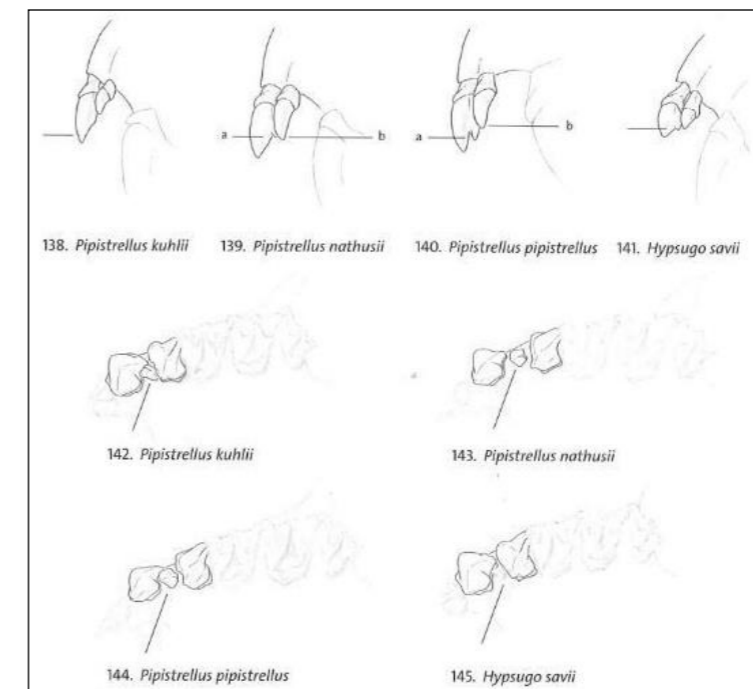
Dans ce cadre, la prise des différentes mesures biométriques nécessaires à l'identification n'est généralement possible qu'avec une manipulation du cadavre de chauve-souris, voire son prélèvement pour l'observation et les mesures de la dentition sous loupe binoculaire. S'agissant d'espèces protégées, **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
 \hat{I} : Intervalle effectif moyen
 \hat{e} : 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 \hat{e} 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, \hat{I} est donc égal à : $-\log(0,01) \times tm$. Dans le calcul, I prend la valeur minimale entre I et \hat{I} , notée \hat{e} .

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
 \hat{I} : Intervalle effectif moyen
 \hat{e} : 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.

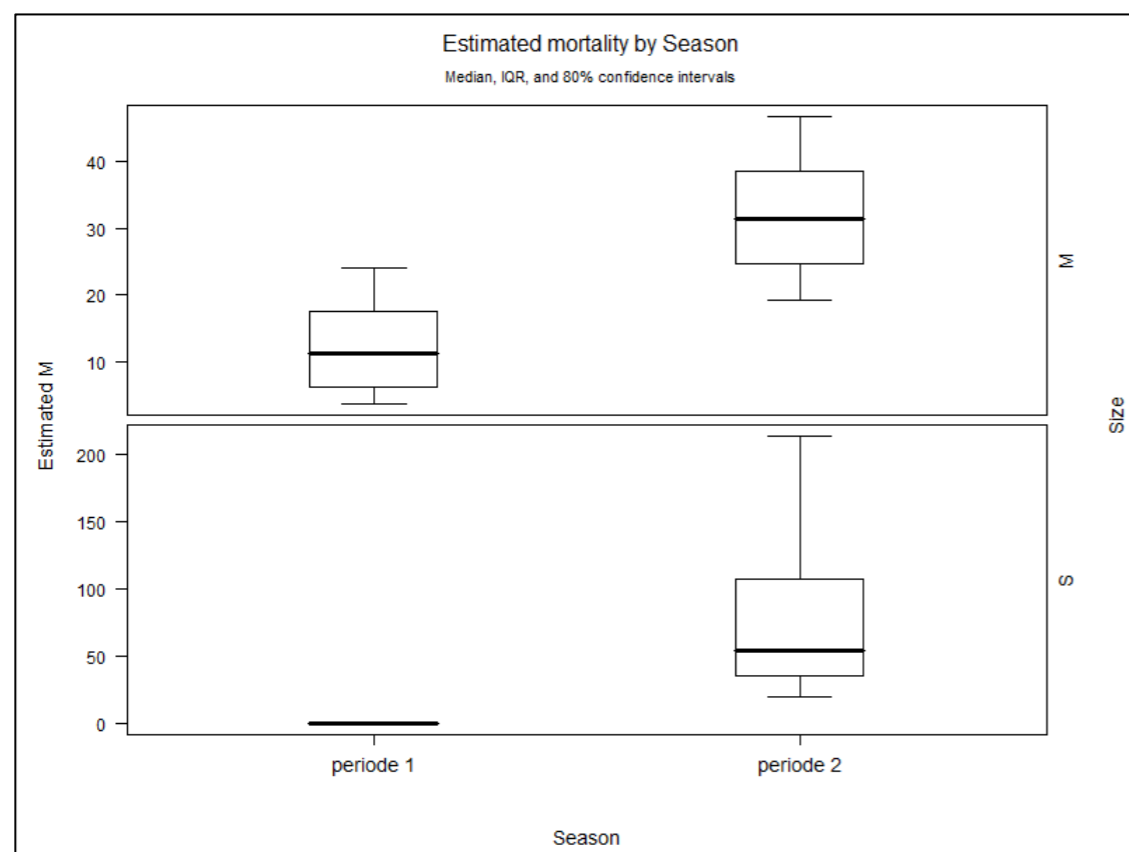
Comme pour EolApp, les calculs reposent sur les données existantes relevées sur le terrain. Ils se basent sur un protocole standardisé, à savoir un nombre de visites défini sur une ou plusieurs éoliennes, pendant lesquelles les cadavres sont recherchés. GenEst utilise également les données issues des 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			
			10760	
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 d'Espiers, dans un rayon de 60 m autour des mâts et au cours de 26 passages, un total de **15 cadavres** a été découvert, dont **7 oiseaux** et **8 chauves-souris**. Un cadavre d'oiseau supplémentaire a été détecté au-delà du rayon de prospection. Ce cadavre n'a pas été pris en compte pour les estimations de la mortalité globale mais sera néanmoins traité pour l'analyse des impacts.

4.1.1 REPARTITION SPATIALE

Voir la carte « Localisation des cadavres ».

Les cadavres découverts sur le parc d'Espiers sont globalement distribués de manière homogène entre les éoliennes. Ainsi, 2 à 4 cadavres ont été découverts autour de chaque machine. Les oiseaux et les chauves-souris sont également répartis de façon régulière sur le parc, avec une mortalité constatée de 1 ou 2 oiseaux et de 0 à 3 chiroptères par éolienne.

Le contexte paysager est homogène sur le parc, avec une topographie et une occupation du sol similaires entre les différentes machines, ce qui explique en partie les résultats obtenus.

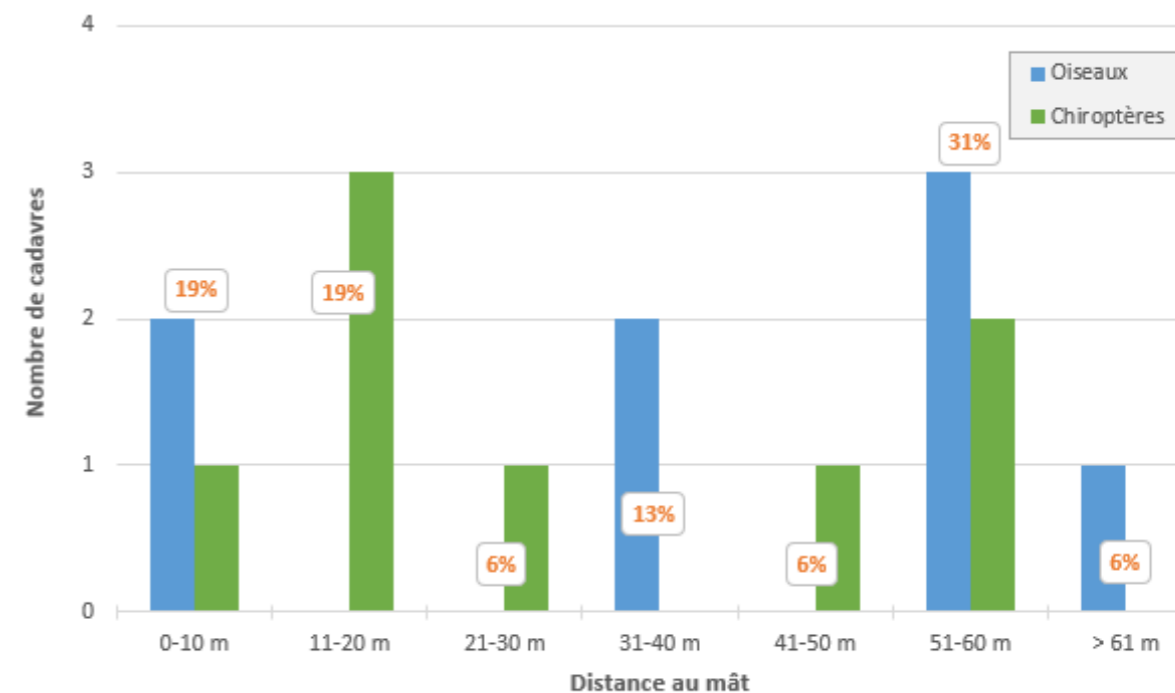
Répartition des cadavres découverts en 2021 (n = 16)

Éolienne n°	Nombre de cadavres découverts	Chiroptères	Oiseaux
1	4	3	1
2	2	1	1
3	4	2	2
4	4	2	2
5	2	0	2
	16	8	8

Par rapport à la distance au mât, les cadavres sont principalement disposés dans les 20 premiers mètres ainsi qu'entre 51 et 60 mètres, près de 70 % des cadavres ayant été retrouvés dans ces deux tranches. Les chiroptères sont répartis de manière plus homogène, avec 1 à 3 cadavres observés dans chacune des tranches de 10 mètres entre 0 et 60 mètres (à l'exception de la tranche 31-40 mètres). Les oiseaux ont été retrouvés soit dans les 10 premiers mètres autour du mât, soit à plus de 30 mètres (la moitié des cadavres d'oiseaux ont même été détectés à plus de 50 mètres).

Les résultats obtenus sont probablement fiables, les surfaces prospectées étant importantes sur le parc d'Espiers. 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 l'ensemble 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 n'est pas répartie de manière régulière au cours de la période de suivi comme le montrent les tableaux et les figures suivants.

Répartition temporelle de la mortalité (n = 16). 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 Bruant proyer (E1)	1
2	04/08/2021	0	0	0
3	09/08/2021	0	0	0
4	12/08/2021	3 Pipistrelle commune (E3) Pipistrelle indéterminée (E1, E4)	1 Etourneau sansonnet (E2)	4
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	1 Etourneau sansonnet (E5)	1
10	03/09/2021	1 Pipistrelle commune (E4)	1 Gobemouche noir (E3)	2
11	06/09/2021	1 Pipistrelle commune (E3)	1 Roitelet à triple-bandeau (E4)	2

N° de passage	Date	Chiroptères	Oiseaux	Total
12	09/09/2021	1 Pipistrelle de Nathusius (E1)	0	1
13	13/09/2021	1 Noctule commune (E1)	0	1
14	16/09/2021	1 Pipistrelle de Nathusius (E2)	0	1
15	20/09/2021	0	0	0
16	23/09/2021	0	0	0
17	28/09/2021	0	1 Faucon crécerelle (E3)	1
18	30/09/2021	0	0	0
19	04/10/2021	0	0	0
20	07/10/2021	0	0	0
21	12/10/2021	0	0	0
22	15/10/2021	0	0	0
23	18/10/2021	0	0	0
24	21/10/2021	0	2 Faucon crécerelle (E4) Roitelet à triple-bandeau (E5)	2
25	25/10/2021	0	0	0
26	28/10/2021	0	0	0



Gobemouche noir, sous E3 le 03 septembre 2021 (B. Corniaux - Ecosphère)



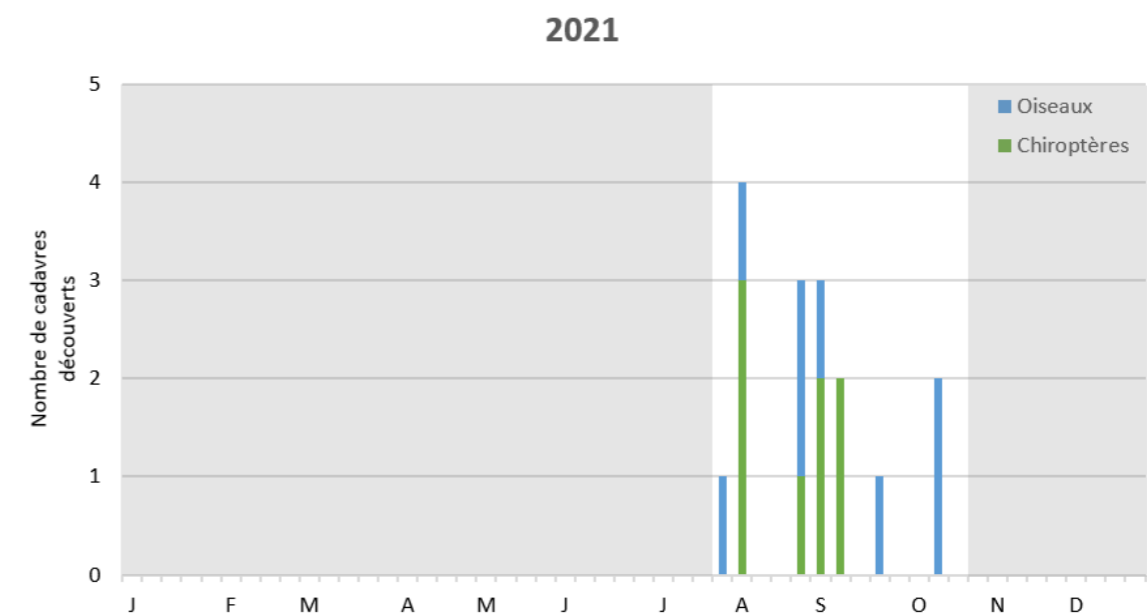
Roitelet à triple-bandeau, sous E4 le 06 septembre 2021 (M. Collet - Ecosphère)



Pipistrelle commune, sous E4 le 03 septembre 2021 (B. Corniaux - Ecosphère)



Pipistrelle de Nathusius, sous E1 le 09 septembre 2021 (B. Corniaux - Ecosphère)



Répartition de la mortalité au cours de l'année 2021 (n=16). La période non suivie apparaît grisée.

Des cadavres ont été trouvés durant la majorité du suivi, entre le 02 août et le 21 octobre 2021. Les oiseaux ont été détectés durant toute cette période. Les statuts des espèces trouvées sont variables, avec des individus locaux (Bruant proyer, Etourneaux sansonnets) et des migrants (Gobemouche noir, Roitelets à triple-bandeau). Les deux Faucons crécerelles détectés sont considérés dans le cas présent comme de probables individus locaux, bien que leur mortalité ait été constatée pendant la période de migration de l'espèce. En effet, quatre individus ont été régulièrement observés en chasse autour des éoliennes en août et en septembre. A partir de fin septembre, trois individus ont continué à être observés (après le premier cas de collision recensé pour l'espèce sur le parc). Fin octobre, seuls deux individus étaient encore présents autour du parc, après qu'un second cas de mortalité ait été constaté.

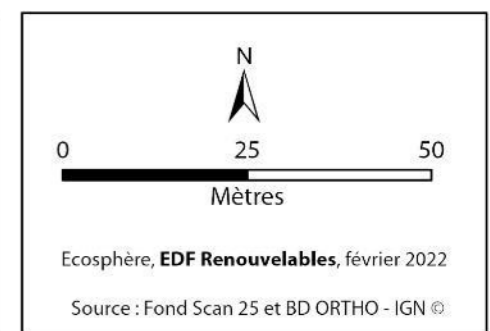
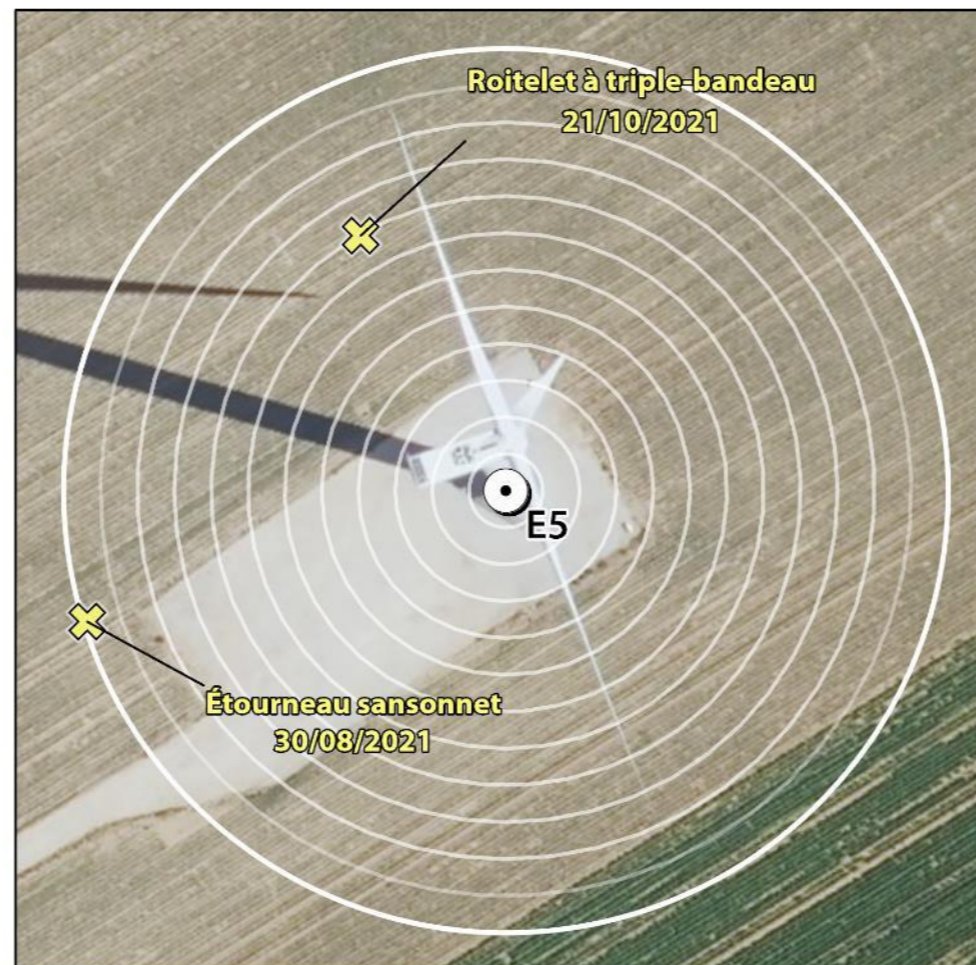
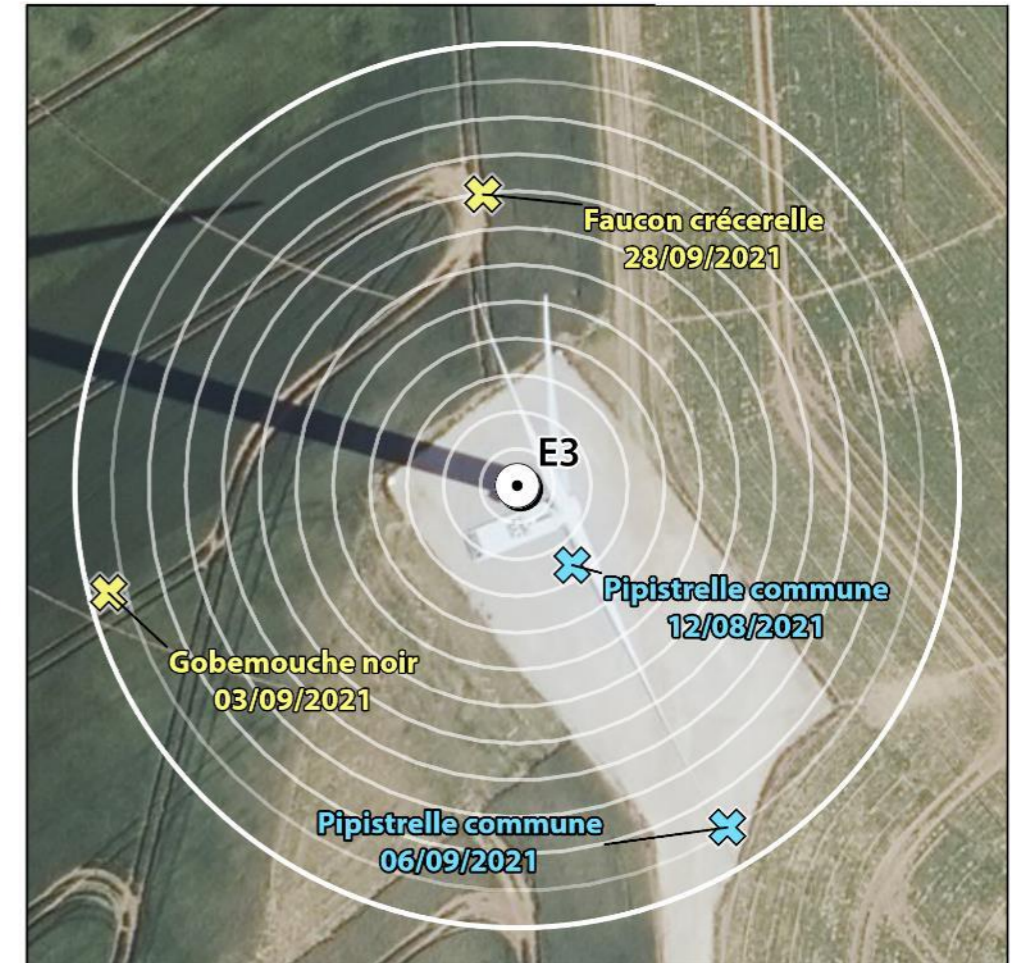
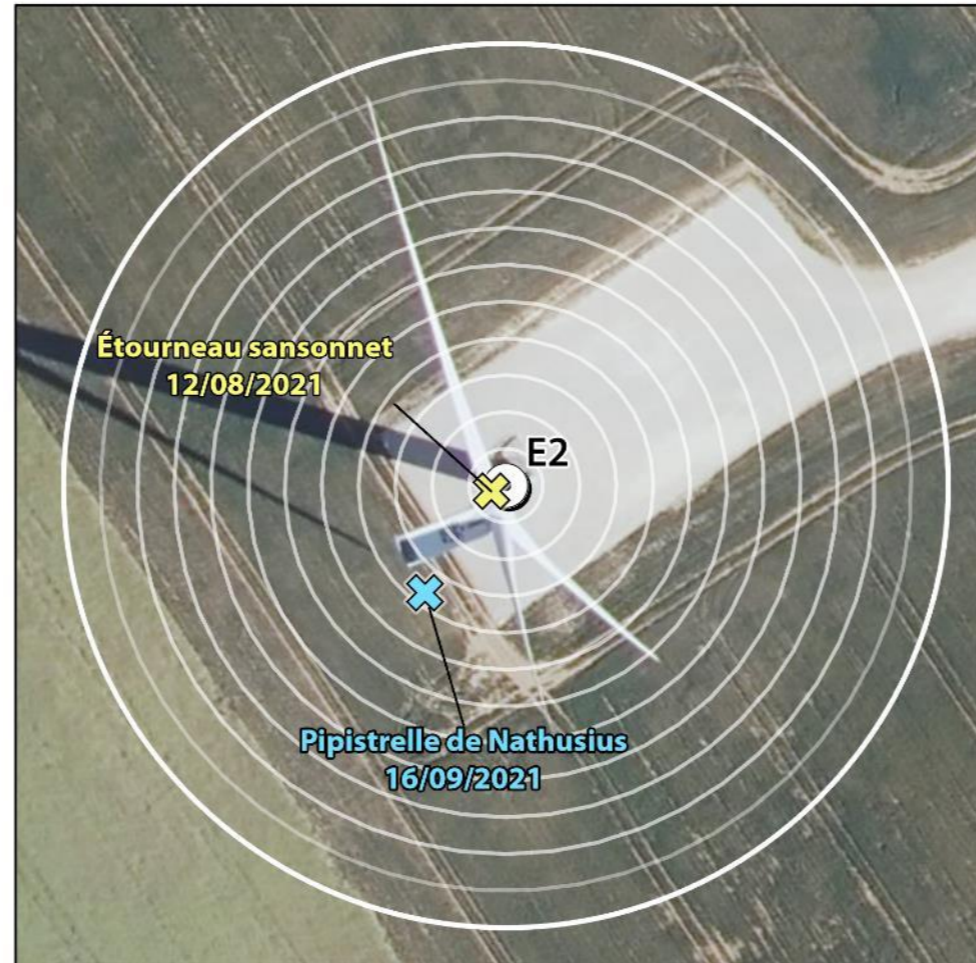
Les chauves-souris ont été impactées sur une période plus restreinte, entre mi-août et mi-septembre. Le ratio entre les individus migrants (Noctule commune, Pipistrelles de Nathusius) et ceux issus de populations locales (Pipistrelles communes) est relativement équilibré.

La mortalité constatée en 2021 se compose ainsi de :

- **8 oiseaux appartenant à 5 espèces** : 2 Etourneaux sansonnets [locaux], 2 Faucons crécerelles [locaux probables, 2 Roitelets à triple-bandeau [migrateurs], 1 Bruant proyer [local] et 1 Gobemouche noir [migrateur] ;
- **8 chiroptères appartenant à au moins 3 espèces** : 3 Pipistrelles communes¹² [locales], 2 Pipistrelles de Nathusius [migratrices], 1 Noctule commune [migratrice] et 2 pipistrelles indéterminées [statut indéterminé].

¹² La totalité des cadavres correspond très certainement à de la Pipistrelle commune, beaucoup plus abondante et commune que la Pipistrelle pygmée, par ailleurs jamais contactée sur le parc d'Espiers à hauteur de nacelle

(données de 2019). Les critères morphologiques, notamment dentaires, ne permettent généralement pas une distinction entre ces deux espèces proches : Pipistrelles commune et pygmée.



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.

	J+1		J+3		J+7		J+11		J+14	
	p	Tm	p	Tm	p	Tm	p	Tm	p	Tm
Moyenne (18 leurres)	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 vraisemblance¹³. 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 d'Espiers, mais également à partir des leurres mutualisés avec le parc de Guilleville (du fait d'un nombre peu important de leurres déposés sur le parc d'Espiers). 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

¹³ 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 pu être 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 d'Espiers 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. Ainsi, les variations de surfaces prospectables relevées sur le parc d'Espiers ne sont pas suffisamment importantes pour définir des périodes distinctes entre le début et la fin du suivi.

Le tableau ci-dessous synthétise ces résultats par éolienne.

Surface moyenne prospectée (%) par éolienne en 2021

Éolienne	Moyenne sur l'ensemble du suivi :
E1	100 %
E2	100 %
E3	98 %
E4	75 %
E5	100 %
Moyenne sur l'ensemble du parc :	95 %

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 **95 %**. 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 élevée. Elle est homogène entre les éoliennes, avec 75 à 100 % de surface prospectée sur l'ensemble du suivi. Toutes les éoliennes ont une surface moyenne prospectée supérieure à 40 %, ce qui autorise 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. Le nombre de cadavres est suffisamment important pour lancer des estimations, avec de plus grandes incertitudes pour les résultats séparant en plus le type de cadavre (oiseau / chauve-souris).

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 d'Espiers, la persistance est modérée et génère de légères incertitudes.

Enfin, s'agissant des **surfaces prospectées**, les biais sont limités. En effet, la surface de prospection moyenne est de 95 %, ce qui est très bon et permet des estimations suffisamment robustes. L'ensemble des éoliennes suivies présente une surface prospectée importante. Les interprétations faisant suite aux estimations prennent compte de ces biais, peu nombreux.

En conséquence de tous ces éléments, des estimations statistiques ont été poursuivies en scindant les estimations oiseaux de celles des chiroptères sur la période de suivi.

4.2.5 CORRECTIF LIE A LA PERIODE D'ETUDE

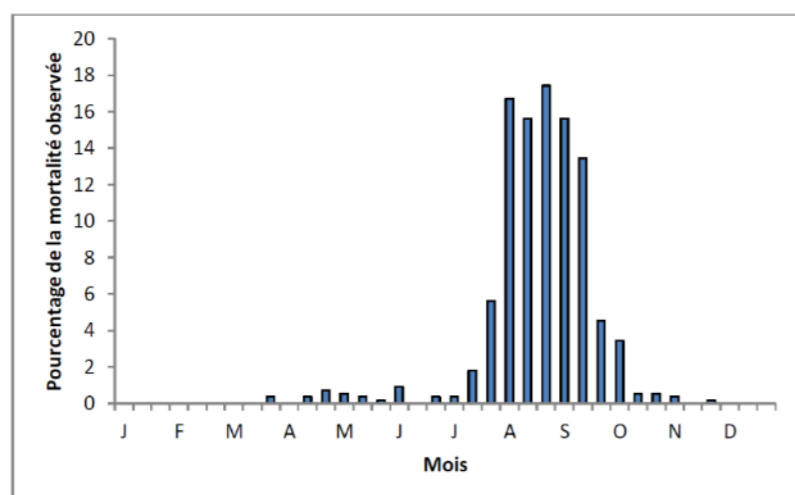
Les estimations de la mortalité ont été réalisées sur la base des 26 passages compris entre le 02/08 et le 28/10/2021 pour l'ensemble des éoliennes. Cette période correspond principalement à la migration postnuptiale des chauves-souris et des oiseaux. Toutefois, des cas de mortalité se produisent également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

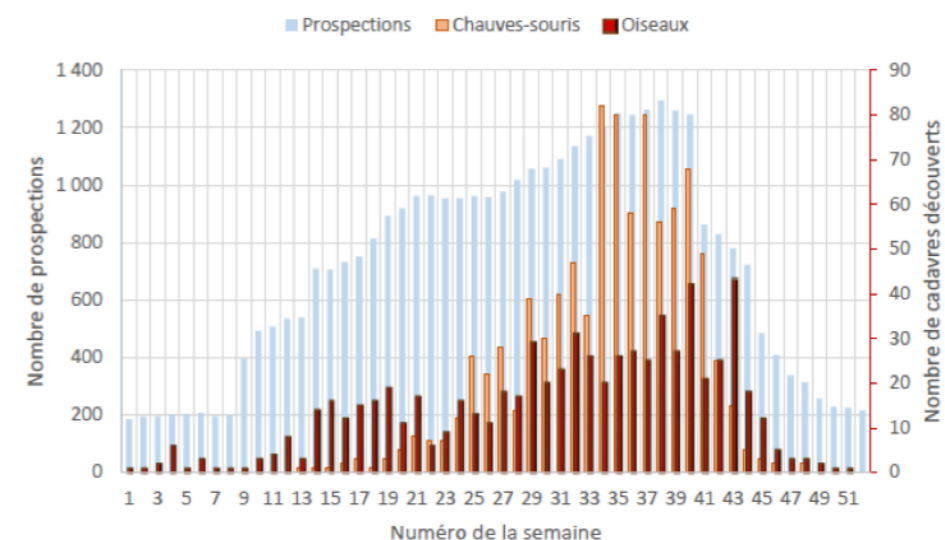


Répartition temporelle des cadavres de chauves-souris récoltés (données Dürr, 2007, in Jones & al., 2009 ; graphique Heitz & Jung, 2017)

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 (2nde colonne)

Pourcentage de mortalité (toutes espèces)	Chiroptères		Oiseaux	
Mi-mai à juillet (semaines 20 à 30) => période de reproduction	20 %	Pas de données entre mi-mai et juillet	25 %	Pas de données entre mi-mai et juillet
Août à octobre (semaines 31 à 43) => migration postnuptiale, mouvements locaux	75 %	8 cadavres entre août et octobre, soit 100 %	50 %	8 cadavres entre août et octobre, soit 100 %
Reste de l'année	5 %	Pas de données entre novembre et mi-mai	25 %	Pas de données entre novembre et mi-mai

Ainsi, sur la base des données bibliographiques et des résultats recueillis en 2021, **il apparaît que le suivi sur le parc d'Espiers 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 bridage¹⁴). Aucune extrapolation de la mortalité estimée ne peut être réalisée sur la période non suivie.**

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

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	Espiers
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)	16
d (taux de détection moyen)	0,89
p (taux de persistance durant l'intervalle)	0,56

Paramètres	Espiers
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)	95%

4.3.1 ESTIMATIONS DE LA MORTALITE AVEC EOLAPP

Les tableaux suivants présentent les résultats des estimations de la mortalité réelle pour le parc d'Espiers (5 éoliennes, du 2 août au 28 octobre 2021). La distinction par groupe impacté a également été réalisée.

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 ¹⁵)	Mortalité brute	Erickson		Huso			Jones		
		Médiane	[IC 10 - 90%]	Médiane	[IC 10 - 90%]	Médiane	[IC 10 - 90%]		
Chauves-souris (période totale)	8	7,7	3,6 - 14,4	13,7	6,8 - 23,0	14,2	6,9 - 24,0		
Oiseaux (période totale)	8	7,8	4,1 - 13,8	14,0	7,9 - 21,7	14,5	8,1 - 22,8		
TOTAL	16	15,7	8,8 - 26,9	28,0	17,2 - 41,8	29,0	17,7 - 43,9		

Le modèle d'Huso donne une valeur médiane de la mortalité d'environ **14 chiroptères [IC 80 % : 7 - 23] et 14 oiseaux [IC 80 % : 8 - 22] impactés sur l'ensemble du parc sur l'ensemble du suivi** (début août à fin octobre, sur 26 passages), **avec une médiane totale de 28 cadavres [IC 80 % : 17 - 42].**

Le modèle de Jones donne une valeur médiane de la mortalité d'environ **14 chiroptères [IC 80 % : 7 - 24] et 15 oiseaux [IC 80 % : 8 - 23] impactés sur l'ensemble du parc sur l'ensemble du suivi** (début août à fin octobre, sur 26 passages), **avec une médiane totale de 29 cadavres [IC 80 % : 18 - 44].**

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

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.

¹⁴ Pour rappel, le premier suivi post-implantation réalisé dans le cadre du suivi ICPE a couvert une plus large période (avril-octobre).

¹⁵ 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

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 d'Espiers (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	8	13,3	9,5	18,2
Oiseaux	8	13,0	9,3	17,6
Total	16	26,5	21,1	33,7

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 globalement fiables :

- **Chiroptères** : mortalité estimée de **13 chauves-souris [IC 80 % : 10 - 18]** entre début août et fin octobre ; la surface de prospection est élevée pour toutes les éoliennes (cette surface est comprise entre 75 % pour E4 et 100 % pour E1, E2 et E5), ce qui permet des estimations robustes (taux de prospection supérieur à 40 %). En outre, 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 ;
 - Faibles biais, **estimations fiables** présentant en particulier un intervalle de confiance resserré ;
- **Oiseaux** : mortalité estimée de **13 oiseaux [IC 80 % : 9 - 18]** entre début août et fin octobre ; comme pour les chiroptères, la surface de prospection et l'efficacité des observateurs sont bonnes et permettent des estimations présentant peu d'incertitudes, à l'exception d'un léger biais induit par la persistance modérée ;
 - Faibles biais, **estimations robustes** avec un faible intervalle de confiance ;
- **Mortalité globale** : mortalité estimée de **27 cadavres [IC 80 % : 21 - 34]** entre début août et fin octobre ; la surface de prospection importante, le taux d'efficacité élevé des observateurs et le taux de persistance modéré des cadavres engendrent des biais globalement légers ;
 - Légers biais surtout liés à la persistance des cadavres. **Les estimations peuvent 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 groupe sur l'ensemble des paramètres).

Pour le parc d'Espiers et au cours du suivi de 2021, les estimations de la mortalité réelle avec GenEst donnent une valeur médiane de la mortalité d'environ **13 chiroptères [IC 80 % : 10 - 18] et 13 oiseaux [IC 80 % : 9 - 18]**. Les estimations concernant la période suivie (août – octobre) sont fiables statistiquement et présentent peu d'incertitudes.

4.4 CONCLUSION SUR LE SUIVI DE MORTALITE

Ce second suivi réalisé sur le parc d'Espiers a fait l'objet de **26 passages répartis entre le 2 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 la période de migration postnuptiale des oiseaux et des chauves-souris, période sur laquelle des mesures de réduction des impacts doivent être vérifiées. 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 95 % 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).

16 cadavres ont été découverts, parmi lesquels :

- **8 oiseaux appartenant à 5 espèces** : 2 Etourneaux sansonnets [sédentaires], 2 Faucons crécerelles [sédentaires], 2 Roitelets à triple-bandeau [migrateurs], 1 Bruant proyer [sédentaire] et 1 Gobemouche noir [migrateur] ;
- **8 chiroptères appartenant à au moins 3 espèces** : 3 Pipistrelles communes [sédentaires], 2 Pipistrelles de Nathusius [migratrices], 1 Noctule commune [migratrice] et 2 pipistrelles indéterminées [statut indéterminé].

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 **13 chiroptères [IC 80 % : 10 - 18] et 13 oiseaux [IC 80 % : 9 - 18] sur l'ensemble du suivi** (août – octobre). Les estimations obtenues présentent peu de biais et peuvent être considérées comme fiables. Durant la période de suivi, la mortalité est partagée assez équitablement entre les individus locaux et migrants, autant pour les chauves-souris que pour les oiseaux.

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 Faucon crécerelle, la Corneille noire ou l'Etourneau sansonnet. Certains oiseaux locaux ont été impactés au cours du suivi (Bruant proyer, Etourneau sansonnet, Faucon crécerelle). La mortalité constatée concerne également des individus migrateurs (Gobemouche noir, Roitelet à triple-bandeau).

Les tableaux ci-dessous présentent le niveau d'impact avéré du parc d'Espiers 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
Bruant proyer <i>Emberiza calandra</i>	LC	LC	NA	NT	Faible (322 cas en Europe, dont 11 en France)	Faible (1 cadavre (E1, 02/08/21) [Local])	Faible	Faible	Négligeable
Etourneau sansonnet <i>Sturnus vulgaris</i>	LC	LC	NA	LC	Faible (216 cas en Europe, dont 48 en France ¹⁶)	Moyenne (2 cadavres (E2, 18/08/21 ; E5, 30/08/21) [Locaux])	Faible	Faible	Négligeable
Faucon crécerelle <i>Falco tinnunculus</i>	LC	NT	NA	LC	Assez forte (614 cas en Europe, dont 108 en France)	Moyenne (2 cadavres (E3, 28/09/21 ; E4, 21/10/21) [Locaux])	Assez forte	Faible	Faible
Gobemouche noir <i>Ficedula hypoleuca</i>	LC	VU	DD	EN	Faible (81 cas en Europe, dont 24 en France)	Faible (1 cadavre (E3, 03/09/21) [Migrateur])	Faible	Faible	Négligeable

	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
Roitelet à triple-bandeau <i>Regulus ignicapilla</i>	LC	LC	NA	LC	Faible (269 cas en Europe, dont 164 en France)	Moyenne (2 cadavres (E4, 06/09/21 ; E5, 21/10/21) [Migrateurs])	Faible	Faible	Négligeable

Bien que le niveau d'impact constaté par la mortalité soit faible ou négligeable, toutes ces espèces (à l'exception de l'Etourneau sansonnet) 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.

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 Bruant proyer 2 Etourneaux sansonnets	Période suivie : 13,0 oiseaux [IC 80 % : 9,3 – 17,6]	Négligeable
Septembre	1 Faucon crécerelle 1 Gobemouche noir 1 Roitelet à triple-bandeau		Faible
Octobre	1 Faucon crécerelle 1 Roitelet à triple-bandeau		Faible

5.2 CHAUVES-SOURIS

8 cadavres de chauves-souris ont été retrouvés 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.

¹⁶ 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.

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	2	1 x 2 = 3	4	3 x 4 = 5
				Sensibilité à l'impact (maximum entre Dürr, 2021 et Eurobats, juin 18)	Portée de l'impact	Intensité d'impact	Enjeu spécifique sur le site	Niveau d'impact par espèce
Pipistrelle commune <i>Pipistrellus pipistrellus</i>	LC	NT	LC	Forte (2 437 en Europe, dont 1012 en France)	Moyenne 3 cadavres (E3, 12/08/21 et 06/09/21 ; E4, 03/09/21) [Locales]	Assez forte	Faible	Faible
Pipistrelle de Nathusius <i>Pipistrellus nathusii</i>	LC	NT	NT	Forte (1 627 en Europe, dont 276 en France)	Moyenne 2 cadavres (E1, 09/09/21 ; E2, 16/09/21) [Migratrices]	Assez forte	Assez fort	Moyen
Pipistrelle indéterminée <i>Pipistrellus sp.</i>	-	-	-	Forte (741 en Europe, dont 305 en France)	Moyenne 2 cadavres (E1, 12/08/21 ; E4, 12/08/21) [Statut indéterminé]	Assez forte	Faible	Faible
Noctule commune <i>Nyctalus noctula</i>	LC	VU	NT	Forte (1 565 en Europe, dont 104 en France)	Faible 1 cadavre (E1, le 13/09/21) [Migratrice]	Moyenne	Assez fort	Moyen

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	1 Pipistrelle commune 2 pipistrelles indéterminées	Période suivie : 13,3 chiroptères [IC 80 % : 9,5 – 18,2]	Faible
Septembre	2 Pipistrelles communes 2 Pipistrelles de Nathusius 1 Noctule commune		Moyen
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. Le cas du parc d'Espiers illustre bien cet élément, aucune mortalité de chauve-souris n'ayant été constatée lors du premier suivi réalisé en 2019. Par ailleurs, la fréquentation du parc par les chauves-souris était très faible d'après les données en nacelle obtenues en 2019. La mortalité détectée en 2021 suggère une activité chiroptérologique plus importante cette année sur la période suivie. En effet, 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 (2019)

Pour rappel, les estimations de mortalité obtenues en 2019 avec EolApp donnaient une valeur médiane de la mortalité d'environ **38 individus pour le modèle d'Huso (intervalle de confiance à 80 % compris entre 24 et 55,5) et 40 individus pour le modèle de Jones (intervalle de confiance à 80 % compris entre 25 et 59)**. Cette mortalité concernait uniquement les oiseaux (passereaux principalement), aucune chauve-souris n'a été découverte.

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 (12 des 14 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 **14 chiroptères [IC 80 % : 7 - 23] et 14 oiseaux [IC 80 % : 8 - 22] impactés sur l'ensemble du parc sur l'ensemble du suivi** (début août à fin octobre, sur 26 passages), avec une médiane totale de **28 cadavres [IC 80 % : 17 - 42]**. Le modèle de Jones donne une valeur médiane de la mortalité d'environ **14 chiroptères [IC 80 % : 7 - 24] et 15 oiseaux [IC 80 % : 8 - 23] impactés sur l'ensemble du parc sur l'ensemble du suivi** (début août à fin octobre, sur 26 passages), avec une médiane totale de **29 cadavres [IC 80 % : 18 - 44]**.

La mortalité globale évaluée sur le parc est ainsi moindre en 2021, mais elle demeure conséquente. De plus, cette mortalité n'est pas du tout répartie de la même manière entre les deux suivis, concernant les oiseaux et les chiroptères. **La mortalité des chauves-souris est significative en 2021, alors qu'elle était nulle en 2019.** Cette différence est notamment due à la **variabilité interannuelle de la fréquentation du parc**, qui a très certainement été plus importante pour les chiroptères en 2021.

De la même manière, les résultats bruts obtenus sont différents entre ces deux suivis. En 2019, l'ensemble de la mortalité constatée concernait des oiseaux (14 cadavres au total, dont 13 trouvés entre fin juillet et fin octobre), alors qu'**aucun chiroptère n'avait été trouvé sur le parc**. De plus, les cadavres étaient principalement concentrés sur les éoliennes E3, E4 et E5. **La répartition de la mortalité**

est plus homogène sur le parc en 2021 (2 à 4 cadavres trouvés par éolienne) et concerne autant les oiseaux que les chauves-souris (8 cadavres ont été détectés pour chacun de ces deux groupes).

Quelques espèces déjà concernées par la mortalité en 2019 ont été recontactées en 2021 (Etourneau sansonnet, Faucon crécerelle, Gobemouche noir, Roitelet à triple-bandeau). Le fait que les chiroptères représentent 50 % de la mortalité constatée en 2021 révèle toutefois qu'une variabilité interannuelle existe sur le parc d'Espiers. La fréquentation du parc par l'avifaune et les chauves-souris dépend de nombreux facteurs (températures, vents, etc.), ce qui peut induire des différences de mortalité d'une année sur l'autre.

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, contextualisée par mois sur la base de la sensibilité des espèces et des cas de mortalité découverts en 2019

	Critères d'évaluation (Cas de mortalité, surfaces prospectées, observation d'activité)	Niveau d'impact en 2019
Avril	1 Faucon crécerelle potentiellement nicheur (E4)	Moyen
Mai	Aucun cadavre, mais surfaces prospectées < 50 % Edicnème criard nicheur à proximité d'une éolienne	Négligeable à faible potentiellement
Juin	Aucun cadavre, mais surfaces prospectées < 50 % Edicnème criard nicheur à proximité d'une éolienne	Négligeable à faible
Juillet	1 Hirondelle de fenêtre migratrice probable (E3)	Faible car espèce NT ou DD
Août	1 Martinet noir migrateur (E5). Passage ponctuel en migration de Busards des Roseaux, Bondrées apivores. Un Aigle botté observé à proximité du parc fin août.	Faible
Septembre	4 Roitelets, 1 Linotte mélodieuse, 1 Gobemouche noir et 1 Etourneau sansonnet (E1, E3, E4 et E5). Passage en migration d'un Busard des roseaux	Faible car cumul d'espèces dont une DD
Octobre	3 Roitelets et 1 Etourneau sansonnet (E2, E3 et E4)	Faible
Novembre	Pas de suivi	Négligeable probablement

Évaluation du niveau d'impact pour les chiroptères, contextualisée par mois sur la base des activités enregistrées et de la mortalité en 2019

	Critères d'évaluation	Niveau d'impact en 2019
Avril	Aucun contact, aucune mortalité	Négligeable
Mai	Seulement 4 contacts de Pipistrelle commune de niveau modéré sur une seule nuit, aucune mortalité	Négligeable

	Critères d'évaluation	Niveau d'impact en 2019
Juin	18 contacts de Pipistrelle commune répartis sur 3 nuits, dont 1 qui a atteint un niveau quasi fort d'activité le 16 ; l'absence de mortalité détectée en 2019 pourrait s'expliquer par des proportions de surface prospectées limitées (< 50 %) à cause des cultures, aucune mortalité	Faible
Juillet	Aucun contact, activité quasi nulle ; mais 12 nuits manquantes dû à une défaillance du micro, aucune mortalité	Faible à négligeable
Août	4 contacts de Noctule de Leisler seulement mais 18 nuits manquantes dû à une défaillance du micro, aucune mortalité	Faible
Septembre	Aucun contact, activité nulle malgré 8 nuits manquantes, aucune mortalité	Négligeable
Octobre	8 contacts de Noctule de Leisler, 4 contacts de Pipistrelle commune et 1 seul de P. Kuhl/Nathusius répartis sur 4 nuits ; avec des niveaux d'activités faibles à modérés ; aucune nuit manquante, aucune mortalité	Faible
Novembre	1 seul contact de P. Kuhl/Nathusius, aucune mortalité	Négligeable

Ainsi un premier bridage acoustique a été mis en place à la suite du suivi réalisé en 2019 sur le parc d'Espiers (mise en drapeau à 3 m/s toute la nuit entre août et octobre). 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 de constater que **le bridage mis en place sur le parc d'Espiers entre août et octobre à la suite du suivi de 2019 n'a pas permis de diminuer la mortalité**. Le niveau d'impact pour les oiseaux est passé de faible à négligeable en août, tandis qu'il demeure faible en septembre et octobre. Concernant les chiroptères, le niveau d'impact est resté constant en août (faible), il a augmenté en septembre (de négligeable à moyen) du fait de la variabilité interannuelle et a diminué en octobre (de faible à négligeable).

Le léger bridage mis en place sur le parc d'Espiers entre août et octobre, du fait d'une faible fréquentation du parc par les chiroptères en 2019, est donc insuffisant, car un impact résiduel demeure en août et en septembre pour les chauves-souris.

En conclusion, le niveau d'impact pour chacune des espèces dont la mortalité a été constatée en 2021 sur le parc d'Espiers 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 faible à négligeable pour les oiseaux, et moyen à faible pour les chiroptères (moyen pour la Pipistrelle de Nathusius et la Noctule commune et faible pour la Pipistrelle commune).**

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

Pour les chauves-souris, il est négligeable en octobre, faible en août et moyen en septembre.

Afin de réduire cet impact avéré, des mesures sont définies 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

Dans le cas du parc d'Espiers, le suivi acoustique à hauteur de nacelle, réalisé en 2019 sur l'éolienne E4, n'a pas permis d'appliquer cette méthode, les quantités de contacts étant trop faibles (moyennes mensuelles inférieures à 0,5 contacts par nuit). Cet indicateur n'est de fait pas suffisamment robuste. Notons que l'absence de mortalité de chauves-souris en 2019 est probablement liée à cette faible activité à hauteur de nacelle. Les conditions de 2021 ont probablement été très différentes avec des niveaux d'activité supérieurs.

Les préconisations de bridage détaillées ci-après sont ainsi ajustées en se basant sur les lignes directrices et la bibliographie.

6.1.2 RENFORCEMENT DE L'ALGORITHME DE BRIDAGE NOCTURNE PRECONISE

La mortalité résiduelle constatée en 2021 est significative, avec un total de 8 chiroptères découverts appartenant à au moins trois espèces différentes. **Les niveaux d'impact sont toujours faibles en août,**

ils ont augmenté de négligeable à moyen en septembre et ils ont diminué de faible à négligeable en octobre.

Pour rappel, les paramètres de bridage retenus en 2019 ont été appliqués à toutes les éoliennes du parc. Un bridage préventif jusqu'à 3 m/s tout au long de la nuit d'août à octobre, quelle que soit la température, a ainsi été mis en place sur le parc d'Espiers. Il faut préciser que ce modèle d'éolienne ne produit de l'énergie qu'à partir de 3 m/s, ainsi ce niveau de bridage n'entraîne pas de pertes financières significatives.

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

Rappel des préconisations de bridage pour réduire les risques de collision des chiroptères issues du suivi de 2019

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

	Bridage nocturne (vent à hauteur de nacelle)
Du 1 ^{er} janvier au 31 juillet	Aucun bridage
Du 1 ^{er} août au 31 octobre	Mise en drapeau à 3 m/s toute la nuit
Du 1 ^{er} novembre au 31 décembre	Aucun bridage

Aucun suivi de l'activité à hauteur de nacelle n'a été réalisé sur le parc d'Espiers en 2021. Il n'est donc pas possible de protéger un pourcentage de l'activité chiroptérologique globale par un bridage selon le niveau de risque mensuel évalué. Comme en 2019, les préconisations de bridage établies pour le présent suivi sont ajustées en se basant sur les lignes directrices et la bibliographie.

Le tableau ci-dessous détermine pour chaque mois les paramètres de bridage établis afin de réduire les risques de collision des chauves-souris à partir de 2022.

Préconisations de bridage pour réduire les risques de collision des chiroptères issues du suivi de 2021

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

	Bridage nocturne (vent à hauteur de nacelle)
Du 1 ^{er} janvier au 31 juillet	Aucun bridage
Août	Mise en drapeau à 4 m/s toute la nuit
Septembre	Mise en drapeau à 5 m/s toute la nuit
Octobre	Mise en drapeau à 4 m/s toute la nuit

	Bridage nocturne (vent à hauteur de nacelle)
Du 1^{er} novembre au 31 décembre	Aucun bridage

Les paramètres de bridage préconisés cette année s'appliquent à l'ensemble des éoliennes du parc d'Espiers. **Un bridage préventif jusqu'à 5 m/s, tout au long de la nuit d'août à octobre, quelle que soit la température, est ainsi à mettre en place.**

Pour mémoire, le déclenchement du bridage est conditionné à la validité des trois paramètres simultanément. Si un seul des trois n'est pas satisfait (vent supérieur au seuil, ou température inférieure au seuil, ou encore heure en dehors de la plage horaire), alors l'éolienne n'est pas bridée et continue donc de fonctionner normalement.

En cas de précipitations continues dans le temps pour une durée supérieure à 10 min et marquées en intensité (>5 mm/h soit 0,83 mm sur 10 min en moyenne), les mesures de bridage pourraient être levées quels que soient les autres paramètres étant donné que les chauves-souris sont généralement très peu actives dans ces conditions.

Il est à noter que le bridage nocturne sera aussi bénéfique, indirectement, aux oiseaux migrateurs de nuit, certaines de ces espèces étant des victimes avérées par collision du parc d'Espiers.

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...) et les micromammifères auront la possibilité de proliférer et donc d'attirer leurs

prédateurs que sont les chiroptères ou les rapaces. Une convention avec le propriétaire ou l'agriculteur exploitant des parcelles pourra permettre de mettre en œuvre cette mesure.



Friche agricole aux abords de l'éolienne E3 (B. Corniaux - Ecosphère)

Il est à noter que les plateformes du parc éolien d'Espiers ne présentent pas de surfaces significatives laissées volontairement en friche, réduisant déjà ce facteur de risque. Seule une petite portion de parcelle au nord de l'éolienne E3 était enfrichée 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 pales¹⁷ 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 d'Espiers sont équipées de générateurs de vortex.

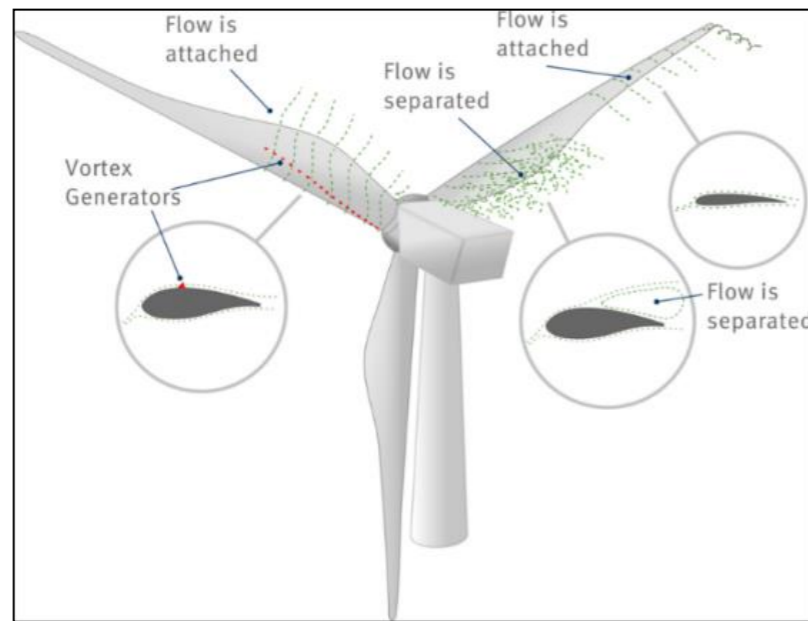
¹⁷ Exemple : <https://www.vestas.com/en/campaignsites/aerodynamicupgrades/home#> (consulté le 16.04.19)



Serrations sur le bord de fuite d'une pale (N. Flamand - 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>)

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.**

Au vu des risques de collision pour les chauves-souris qui persistent sur le parc d'Espiers, **nous estimons qu'il est nécessaire de vérifier l'efficacité des mesures correctives préconisées en fin de suivi par un autre suivi de mortalité entre août et octobre 2022, couplé à un suivi chiroptérologique à hauteur de nacelle afin d'ajuster au mieux les paramètres du bridage.**

Compte tenu d'un taux de persistance modéré des cadavres noté lors du suivi de 2021 et afin de pouvoir comparer les résultats des différentes années entre elles, il semble pertinent d'appliquer le même protocole pour le suivi de mortalité de 2022 (1 passage tous les 3,5 jours).





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 ? Vogelkd. 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-Weisshahn H. 2002. Welche Auswirkungen haben Windenergieanlagen auf Fledermäuse? *Der Flattermann* 14(2): 31-32

Brinkman R., Schauer-Weisshahn 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. Beauregard-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 Kollisions-risikos 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.

Kerbiriou 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. Plaquelette 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 tjareborgmoellen 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 pleisterende 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+10)	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 Espiers
		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%	11 274	0	100%	10 089	1176	90%	4538	6738	40%	11 271	0	100%	86%
2	6	11 280	0	100%	11 274	0	100%	11 265	0	100%	4538	6738	40%	11 271	0	100%	88%
3	5	11 280	0	100%	11 274	0	100%	11 265	0	100%	11 276	0	100%	11 271	0	100%	100%
4	1	11 280	0	100%	11 274	0	100%	11 265	0	100%	11 276	0	100%	11 271	0	100%	100%
5	8	11 280	0	100%	11 274	0	100%	11 265	0	100%	11 276	0	100%	11 271	0	100%	100%
6	1	11 280	0	100%	11 274	0	100%	11 265	0	100%	11 276	0	100%	11 271	0	100%	100%
Moyenne :				100%			100%			98%			75%			100%	95%

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

Groupe d'espèces	Nom français	Nom scientifique	Sexe	Date ramassage	Commune	D pt	Coord_X_L93	Coord_Y_L93	Distance mat	Num éolienne	Modèle	H mat	Dia pales	Nbre eol parc	Découvreur	Identificateur	Etat	Occupation du sol	Visibilité
Oiseaux	Bruant proyer	<i>Emberiza calandra</i>	Ind	02/08/2021	Fresnay-l'Évêque	28	608710,337	6793256,83	2m	E1	Nordex N117/3600	91	117	5	Bastien CORNIAUX	Bastien CORNIAUX	Avancé	Plateforme	Bonne
Chiroptères	Pipistrelle sp.	<i>Pipistrellus sp.</i>	Mâle	12/08/2021	Fresnay-l'Évêque	28	608754,477	6793228,28	52m	E1	Nordex N117/3600	91	117	5	Manon ACQUEBERGE	Manon ACQUEBERGE	Frais	Plateforme	Bonne
Oiseaux	Etourneau sansonnet	<i>Sturnus vulgaris</i>	Ind	12/08/2021	Fresnay-l'Évêque	28	608461,353	6793637,89	2m	E2	Nordex N117/3600	91	117	5	Manon ACQUEBERGE	Manon ACQUEBERGE	Plumée	Plateforme	Bonne
Chiroptères	Pipistrelle commune	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Mâle	12/08/2021	Fresnay-l'Évêque	28	609064,026	6793761,6	13m	E3	Nordex N117/3600	91	117	5	Manon ACQUEBERGE	Bastien CORNIAUX	Frais	Plateforme	Bonne
Chiroptères	Pipistrelle sp.	<i>Pipistrellus sp.</i>	Mâle	12/08/2021	Fresnay-l'Évêque	28	608744,305	6794172,87	42m	E4	Nordex N117/3600	91	117	5	Manon ACQUEBERGE	Manon ACQUEBERGE	Frais	Plateforme	Bonne
Oiseaux	Etourneau sansonnet	<i>Sturnus vulgaris</i>	Ind	30/08/2021	Ymonville	28	608480,87	6794536,73	59m	E5	Nordex N117/3600	91	117	5	Bastien CORNIAUX	Bastien CORNIAUX	Décomposé	Chaume	Bonne
Oiseaux	Gobemouche noir	<i>Ficedula hypoleuca</i>	Ind	03/09/2021	Fresnay-l'Évêque	28	609001,137	6793757,8	57m	E3	Nordex N117/3600	91	117	5	Bastien CORNIAUX	Bastien CORNIAUX	Avancé	Labour	Bonne
Chiroptères	Pipistrelle commune	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Femelle	03/09/2021	Fresnay-l'Évêque	28	608761,258	6794176,28	26m	E4	Nordex N117/3600	91	117	5	Bastien CORNIAUX	Bastien CORNIAUX	Frais	Plateforme	Bonne
Chiroptères	Pipistrelle commune	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Ind	06/09/2021	Fresnay-l'Évêque	28	609085,042	6793726	54m	E3	Nordex N117/3600	91	117	5	Maxime COLLET	Bastien CORNIAUX	Décomposé	Plateforme	Bonne
Oiseaux	Roitelet à triple-bandeau	<i>Regulus ignicapilla</i>	Ind	06/09/2021	Fresnay-l'Évêque	28	608728,752	6794193,13	54m	E4	Nordex N117/3600	91	117	5	Maxime COLLET	Maxime COLLET	Frais	Chaume	Bonne
Chiroptères	Pipistrelle de Nathusius	<i>Pipistrellus nathusii</i>	Femelle	09/09/2021	Fresnay-l'Évêque	28	608711,158	6793262,99	5m	E1	Nordex N117/3600	91	117	5	Bastien CORNIAUX	Bastien CORNIAUX	Frais	Plateforme	Bonne
Chiroptères	Noctule commune	<i>Nyctalus noctula</i>	Femelle	13/09/2021	Fresnay-l'Évêque	28	608720,874	6793273,26	15m	E1	Nordex N117/3600	91	117	5	Maxime COLLET	Bastien CORNIAUX	Avancé	Plateforme	Bonne
Chiroptères	Pipistrelle de Nathusius	<i>Pipistrellus nathusii</i>	Ind	16/09/2021	Fresnay-l'Évêque	28	608452,358	6793624,13	18m	E2	Nordex N117/3600	91	117	5	Maxime COLLET	Bastien CORNIAUX	Décomposé	Labour	Bonne
Oiseaux	Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	Femelle	28/09/2021	Fresnay-l'Évêque	28	609051,923	6793811,91	40m	E3	Nordex N117/3600	91	117	5	Bastien CORNIAUX	Bastien CORNIAUX	Avancé	Friche	Moyenne
Oiseaux	Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	Femelle	21/10/2021	Fresnay-l'Évêque	28	608838,755	6794228,16	63m	E4	Nordex N117/3600	91	117	5	Bastien CORNIAUX	Bastien CORNIAUX	Frais	Labour	Bonne
Oiseaux	Roitelet à triple-bandeau	<i>Regulus ignicapilla</i>	Mâle	21/10/2021	Ymonville	28	608517,951	6794589,13	40m	E5	Nordex N117/3600	91	117	5	Bastien CORNIAUX	Bastien CORNIAUX	Frais	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_Espiers_Eol_Sv.csv
Upload complete

Nb lignes lues = 27

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

Browse... Persistence_tot_Espiers_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 =

0,95

CALCULER

Données en entrée

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

1, 0, 0, 4, 0, ..., 0, 2, 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	15.72	6.41	36.26	8.82	26.93
Huso	28.02	12.67	51.04	17.23	41.84
Winkelmann	69.02	25.80	231.61	36.07	141.90
Jones	28.95	13.00	54.40	17.67	43.86

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	8	9.51	11.29	13.34	15.75	18.16
2	bird	8	9.34	10.93	13.04	15.34	17.56

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	16	21.12	23.32	26.45	29.61	33.69

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, 1815)
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