



Parc éolien de Plémy (22) Suivi post-implantation 2021

TBM Environnement (agence Ouest d'ÉCOSPHÈRE)
2 Rue de Suède - 56400 Auray

15/04/2022



INFORMATIONS & CONTACTS ●●●

Parc éolien de Plémy (22) Suivi post-implantation 2021

Étude réalisée pour : Iberdrola

🏠 9 Boulevard de Dunkerque
13002 Marseille, France

👤 **Lucia GALLEGU OLIVARES**
Chargée d'exploitation

📞 06 76 37 05 21

@ lgallego@iberdrola.es

Étude réalisée par : TBM Environnement (agence Ouest d'ÉCOSPHÈRE)

🏠 2 Rue de Suède - 56400 Auray

☎ 02 97 56 27 76

Coordination

Michaël ROCHE
Ecologue - Chargé de projet

Suivi de mortalité

Valentin GUIHO & Sarah PERRIN
Chargés d'études faune

Analyses faunistiques

Michaël ROCHE, Hugo AUCLAIR, Manon
Acqueberge & Maxime COLLET
Chargés d'études faune

SIG et cartographie

Mireille Lecoivre
Géomaticien

Contrôle qualité

Manon Acqueberge
Chargée d'étude faune

CONTEXTE ●●●

Le parc éolien de Plémy est constitué de 6 éoliennes, de type ENERCON E53 (E1 à E3) et ENERCON E70 (E3 à E4). Il a été mis en service en mai 2019. Le parc se situe sur la commune du même nom dans le département des Côtes d'Armor (22), en contexte agricole bocager.

Afin de se conformer à la réglementation ICPE, la société Iberdrola souhaite faire réaliser les suivis post-implantation selon le protocole national réglementaire 2018. Le suivi réalisé en 2021 vise à vérifier l'efficacité du bridage préventif mis en place selon les préconisations d'Ecosphère.

Mission d'Ecosphère :

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

- Réaliser un suivi acoustique en continu à hauteur de nacelle sur une éolienne sur l'ensemble de la période d'activité des chauves-souris (de fin février à mi-novembre, soit plus de 8 mois) ;
- Effectuer des recherches de cadavres au sol de mi-mai à début novembre (soit 5,5 mois) ;
- Évaluer les impacts par collision ou barotraumatisme ;
- Proposer le cas échéant des mesures de réduction proportionnées.

INFORMATIONS & CONTACTS 2

CONTEXTE 2

SOMMAIRE 3

RESUME NON TECHNIQUE..... 4

1. CADRE TECHNIQUE ET REGLEMENTAIRE D'UN SUIVI POST-IMPLANTATION..... 6

1.1 CADRE REGLEMENTAIRE6

1.2 DEFINITION DU PROTOCOLE NATIONAL6

1.3 APPLICATION DU PROTOCOLE NATIONAL A L'ECHELLE DU PARC SUIVI6

2. PRESENTATION DU PARC EOLIEN 7

2.1 LOCALISATION ET CONTEXTE ECOLOGIQUE.....7

2.2 CARACTERISTIQUES GENERALES DU PARC EOLIEN ET CARACTERISTIQUES TECHNIQUES DES EOLIENNES.....7

2.3 SITUATION ECOLOGIQUE ANTERIEURE - RAPPEL DE L'ETUDE D'IMPACT DE 20108

3. METHODES DE TRAVAIL10

3.1 SUIVI DE L'ACTIVITE CHIROPTEROLOGIQUE10

3.2 SUIVI DE MORTALITE DES CHAUVES-SOURIS ET DES OISEAUX11

3.3 METHODE D'EVALUATION DES ESPECES FREQUENTANT LE PARC.....18

3.4 METHODE DE DEFINITION DES IMPACTS ET DES MESURES DE REDUCTION ADAPTEES AU PARC20

4. RESULTATS ET INTERPRETATIONS DU SUIVI ACOUSTIQUE EN NACELLE21

4.1 VALIDITE DU MATERIEL UTILISE21

4.2 DESCRIPTION DES ACTIVITES ENREGISTREES21

4.3 SYNTHESE ET EVALUATION DES ACTIVITES.....24

4.4 DISTRIBUTION DE L'ACTIVITE SELON LES VITESSES DE VENT.....25

4.5 DISTRIBUTION DE L'ACTIVITE SELON LA TEMPERATURE25

4.6 CONCLUSION DU SUIVI ACOUSTIQUE A HAUTEUR DE NACELLE.....26

5. RESULTATS ET INTERPRETATIONS DU SUIVI DE MORTALITE27

5.1 RESULTATS BRUTS27

5.2 VARIABLES SERVANT A L'ESTIMATION DE LA MORTALITE REELLE30

5.3 ESTIMATION DE LA MORTALITE REELLE32

5.4 CONCLUSION DU SUIVI DE LA MORTALITE34

6. EVALUATION DES IMPACTS PAR COLLISION ET BAROTRAUMATISME35

6.1 OISEAUX35

6.2 CHAUVES-SOURIS35

7. BIBLIOGRAPHIE38

ANNEXE 1 : DATES DE PROSPECTION DU SUIVI DE MORTALITE ET DES TESTS ASSOCIES.....43

ANNEXE 2 : SURFACES PROSPECTEES PAR EOLIENNE AU COURS DU SUIVI45

ANNEXE 3 : SYNTHESE DES CADAVRES DECOUVERTS LORS DU SUIVI DE MORTALITE46

ANNEXE 4 : ESTIMATIONS DE LA MORTALITE REELLE OBTENUES A PARTIR D'EOLAPP47

ANNEXE 5 : ESTIMATIONS DE LA MORTALITE REELLE OBTENUES A PARTIR DE GENEST.....48





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 permettant de comprendre précisément les enjeux écologiques se trouve dans le corps du texte.

❖ Présentation du parc éolien suivi

Le parc éolien de Plémy se situe sur une crête secondaire des Monts du Mené dans le département des Côtes d'Armor (22).

Le parc éolien de Plémy est composé de 6 éoliennes, mises en service le 1^{er} mai 2019 et exploitées par Iberdrola.

❖ Méthodes de travail

Suivi à hauteur de nacelle

Un Batmode S+ a été installé sur l'éolienne E2 et a fonctionné du 2 février au 18 novembre 2021.

Le micro a été opérationnel du début à la fin.

Mortalité

Le suivi ayant débuté en mai 2021, les préconisations du protocole national de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres (avril 2018) s'appliquent au parc de Plémy.

Les **6 éoliennes du parc**, se trouvant toutes dans un contexte bocager de pâtures et parcelles cultivées entrecoupées de haies, ont été inspectées à chaque passage en appliquant la même méthodologie, selon un protocole standardisé. Un total de **34 passages a été réalisé entre le 17 mai et le 05 novembre 2021** (semaines 20 à 44), avec un intervalle entre les passages de 7 j jusqu'à fin juillet puis de 3,5 j jusqu'à la fin septembre pour revenir à 7j pour les dernières semaines, soit un **intervalle moyen entre les passages de 5,2 jours**.

Les pâles mesurant moins de 50 m, les prospections se sont donc effectuées dans un rayon de **50 mètres** autour des mâts des machines.

Deux tests de persistance ont été réalisés (les 17/05 et 06/09/21) avec un suivi de la persistance des 5 leurres répartis sur 3 éoliennes à J+1, J+3, J+7, J+10 et J+14. Les **deux tests d'efficacité** des observateurs (17/05 et 21/07/21) ont consisté en la dépose de 65 leurres sur les différentes zones prospectables autour des éoliennes.

Les résultats bruts sont corrigés grâce aux deux 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).

Au cours du suivi de 2021, les conditions de fonctionnement des éoliennes ont été variables. En effet, un algorithme de bridage différencié par mois était en place sur l'ensemble du parc notamment en raison du contexte bocager a priori très favorable à une forte densité en chiroptères. Ainsi, bien que non

imposé dans le cadre de l'autorisation d'exploitation du parc de Plémy, la société Aalto Power/Iberdrola, en concertation avec l'Agence Centre-Bourgogne d'Ecosphère, a mis en place un bridage préventif dès la mise en service en mai 2019.

❖ Résultats du suivi acoustique à hauteur de nacelle

Au total, durant ce suivi 2021, **3 538 contacts de chauves-souris** ont été enregistrés par le Batmode S+ au niveau de l'éolienne E2. Les espèces les plus contactées sont dans l'ordre **la Pipistrelle commune, la Pipistrelle de Kuhl, la Noctule de Leisler, la Noctule commune, la Pipistrelle de Nathusius, l'Oreillard gris et la Barbastelle d'Europe**. Le mois de septembre est le plus largement fréquenté par l'ensemble des espèces de chiroptères. Les espèces migratrices de haut vol (Noctule de Leisler, Noctule commune et Pipistrelle de Nathusius) sont peu représentées, avec une moyenne de contacts par nuit suivie de 0,5 à 4,6 selon le mois, le maximum étant observé en septembre.

❖ Résultats du suivi de la mortalité

Résultats bruts

La mortalité constatée entre mai et début-novembre 2021 se compose ainsi de **11 individus** :

- **8 oiseaux appartenant à 7 espèces** : 1 Epervier d'Europe [sédentaire], 1 Martinet noir [sédentaire], 2 Faucon crécerelle [sédentaire ou migrateur], 1 Goéland argenté [sédentaire, individu en transit], 1 Buse variable [sédentaire], 1 Rougegorge familier [migrateur ou sédentaire], 1 Etourneau sansonnet [Migrateur/Hivernant] ;
- **3 chiroptères appartenant à 2 espèces** : 2 Pipistrelles communes [sédentaire], 1 Pipistrelle de Nathusius [migratrice].

Les cadavres découverts sont distribués de manière relativement homogène entre les éoliennes, avec 1 à 3 découvertes par éolienne. Il est toutefois à noter la découverte des 3 cadavres de chiroptères au pied de l'éolienne E4.

Persistance des cadavres

Les tests de persistance réalisés à partir de 30 leurres montrent un **taux de persistance de 7 % (première période) à 67 % (seconde période)** durant l'intervalle (7 j pour la première période et 3,5 j pour la seconde).

Détectabilité (efficacité de l'observateur)

Le **taux d'efficacité (ou de détection) est de 0,81 pour la période 1 et de 0,70 pour la période 2**.

Le taux moyen de détection est considéré comme bon, avec une médiane de 75 % [IC 80 %¹ : 62 % - 84 %] de leurres découverts sur l'ensemble de la période de prospection. Toutefois, on notera que la détectabilité est clairement moindre dans les surfaces de moyenne visibilité.

Surface prospectée

La surface moyenne de prospection est de 62 % sur l'intégralité du suivi, avec une variabilité au cours de l'année et entre les éoliennes, ce qui est moyen mais permet des estimations suffisamment robustes.

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.

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

Estimations de la mortalité

Les résultats bruts de mortalité ont été corrigés selon 3 modèles statistiques (Erickson, Huso et Jones) à partir 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 **9 chiroptères [IC 80 % : 3 - 17] et 51 oiseaux [IC 80 % : 27 - 84] sur l'ensemble du suivi** (mai - début novembre). **La mortalité est comprise entre 6 et 21 cadavres par éolienne**, chauves-souris et oiseaux confondus. Ces valeurs sont faibles pour les chauves-souris mais moyennes à assez fortes pour les oiseaux, d'autant plus avec un bridage en place.

La mortalité est variable au cours des périodes du suivi, en fonction de l'écologie des espèces impactées mais également des conditions de fonctionnement des éoliennes (bridage préventif mis en place avant le suivi). **Ce bridage préventif semble être efficace**, principalement sur les chauves-souris et éventuellement sur les oiseaux migrateurs. L'ensemble de ces paramètres de bridage apparaît néanmoins suffisant au vu des estimations globales obtenues.

❖ Evaluation des impacts par collision

Pour les oiseaux, le niveau d'impact avéré est **faible pour le Faucon crécerelle**, à négligeable pour les autres espèces dont des cadavres ont été découverts sous le parc. Il est négligeable sur la période de suivi à l'exception des mois de juillet et octobre où il apparaît faible.

Pour les chauves-souris, le niveau d'impact avéré est **faible pour la Pipistrelle de Nathusius** et négligeable pour les autres espèces. **Le niveau d'impact par mois est ainsi négligeable sur la période suivie hormis pour le mois de septembre où il apparaît faible.**



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 permis alors 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, des risques d'impact identifiés et de la présence ou non d'un suivi en hauteur dans l'étude d'impact.

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

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

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

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

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

Dans le cas du parc éolien de Plémy, le suivi ayant été contractualisé en janvier 2020 et débuté en février 2021, les préconisations du protocole national de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres (avril 2018) s'y appliquent.

² Décision du 5 avril 2018, NOR : TREP1807992S

2. PRESENTATION DU PARC EOLIEN

2.1 LOCALISATION ET CONTEXTE ECOLOGIQUE

Voir les cartes « Localisation du parc éolien » en fin de chapitre.

Le parc éolien de Plémy se situe sur une crête secondaire des Monts du Mené dans le département des Côtes d’Armor (22), à mi-chemin entre les agglomérations de Saint-Brieuc (22) et Loudéac (22).

Le site est entouré d’un maillage bocager fermé à semi-ouvert qui se caractérise par la présence de haies arborées et de boisements répartis sur le territoire. Les plateaux, plus facile à cultiver, ont connu des remembrements qui en font des paysages plus ouverts.



Contexte écologique aux abords des éoliennes (M. Roche - TBM environnement)



Vue aérienne du parc depuis la nacelle de l'éolienne E2 (G. Marchais - Ecosphère)



2.2 CARACTERISTIQUES GENERALES DU PARC EOLIEN ET CARACTERISTIQUES TECHNIQUES DES EOLIENNES

Le parc éolien de Plémy est composé de 6 éoliennes, mises en service le 1er mai 2019.

Modèle	ENERCON E53 (E1 à E3)	ENERCON E70 (E4 à E6)
Puissance nominale	0,8 MW	2,3 MW
Puissance cumulée du parc	9,3 MW	
Date de mise en service	01/05/2019	
Hauteur du moyeu	58,95 m	55,85 m
Diamètre du rotor	53 m	71 m
Garde au sol	32,45 m	20,85 m
Zone de balayage du rotor	2 205 m²	3 957 m²
Vitesse de connexion (cut-in wind speed)	2,5 m/s	3 m/s
Vitesse max d'arrêt (10 min en moyenne)	34 m/s	34 m/s
Vitesse de rotation maximale	29 tours/minute	29 tours/minute
Vitesse de rotation minimale	12 tours/minute	12 tours/minute

Au cours du suivi de 2021, les conditions de fonctionnement des éoliennes ont été variables. En effet, un algorithme de bridage différencié par mois était mis en place sur l’ensemble des éoliennes notamment en raison du contexte bocager a priori très favorable à une forte densité en chiroptères. Ainsi, bien que non imposé dans le cadre de l’autorisation d’exploitation du parc de Plémy, la société Aalto Power/Iberdrola, en concertation avec l’Agence Centre-Bourgogne d’Ecosphère, a mis en place un bridage préventif **dès la mise en service en mai 2019**. L’algorithme de bridage par tranches et mois de l’année mis en place est présenté dans le tableau ci-après.

Algorithmes de bridage par tranches et mois de l’année sur le parc de Plémy

Janvier	Aucun bridage
Février	Aucun bridage
Mars	Aucun bridage
Avril	≤ 3 m/s -0h30 à +10h30 ≥ 9°C
Mai	≤ 4 m/s -0h30 à +9h30 ≥ 11°C
Juin	≤ 5 m/s -0h30 à +8h30 ≥ 13°C
Juillet	≤ 6 m/s -0h30 à +8h30 ≥ 13°C
Août	≤ 5 m/s -0h30 à +9h30 ≥ 13°C
Septembre	≤ 6 m/s -0h30 à +10h30 ≥ 11°C
Octobre	≤ 6 m/s -0h30 à 10h30 ≥ 9°C
Novembre	≤ 4 m/s -0h30 à +10h30 ≥ 9°C
Décembre	Aucun bridage



Eolienne 1



Eolienne 2



Eolienne 3



Eolienne 4



Eolienne 5



Eolienne 6

Contexte écologique aux abords des éoliennes (V. Guiho & S. Perrin, TBM environnement)

2.3 SITUATION ECOLOGIQUE ANTERIEURE - RAPPEL DE L'ETUDE D'IMPACT DE 2010

2.3.1 FREQUENTATION PAR L'AVIFAUNE

Le suivi de l'avifaune réalisé en 2007 recensait 40 espèces d'oiseaux en période de nidification aux abords du parc. Parmi elles, 5 étaient remarquables (la Tourterelle des bois, l'Alouette des champs, le Bruant jaune, l'Effraie des clochers et le Faucon crécerelle) et 8 sont considérées comme sensibles au risque de collision (le Héron cendré, l'Epervier d'Europe, la Buse variable, la Mouette rieuse, le Goéland brun et l'Effraie des clochers (sensibilité moyenne) ; le Faucon crécerelle et le Goéland argenté (sensibilité assez forte)). 26 espèces étaient notées en migration, en hivernage ou erratiques.

En conclusion, le site présentait une sensibilité ornithologique faible, au vu des espèces recensées et de sa configuration paysagère.

2.3.2 FREQUENTATION PAR LES CHIROPTERES

Le suivi des chiroptères réalisé en 2007 recensait 3 espèces aux abords du parc sur la durée d'un cycle annuel. Une seule de ces trois espèces, le Murin de Natterer, possédait un statut de vulnérabilité particulier, les deux autres (Pipistrelle commune et Oreillard gris) sont cependant protégées au niveau national.

En conclusion, l'identification de 3 espèces lors du diagnostic initial montrait que le site a une diversité chiroptérologique assez faible à l'échelle du département des Côtes d'Armor.

Toutefois, le site 1 hébergeait des habitats susceptibles d'abriter 7 espèces. Il atteignait de plus un des trois niveaux fixant la sensibilité d'un site par rapport aux chauves-souris de par la présence de boisements et d'un réseau de prairies qui constituent autant d'habitats favorables pour la plupart des espèces présentes en Bretagne. Le site 2 ne présentait pas d'habitat d'intérêt particulier pour les chauves-souris.



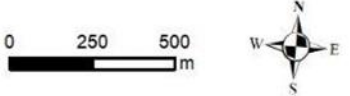
Vue de localisation des sites 1 et 2 (in Nordex, 2010)

Au vu de ces particularités en termes d'habitats pour les chauves-souris, le site 1 devait faire l'objet d'une vigilance particulière dans le choix des emplacements des éoliennes. Plus généralement, un éloignement maximum des zones boisées et prairies humides sera appliqué sur les sites.

LOCALISATION DU PARC ÉOLIEN ÉTUDIÉ



- Limites communales
- Eoliennes



Carte réalisée par TBM, 2021
Sources : TBM, DGFIP, IGN
Fond cartographique : Sacn25 ©,
BD Ortho 2016 © IGN

Carte 1 : Localisation du parc éolien de Plémy



3. METHODES DE TRAVAIL

3.1 SUIVI DE L'ACTIVITE CHIROPTEROLOGIQUE

Un suivi d'activité chiroptérologique en altitude a été mené en continu depuis la nacelle de l'éolienne E2. Cette méthode permet d'enregistrer l'activité à hauteur de pales, soit dans la zone la plus à risque pour les chauves-souris.



Batmode S+ installé dans la nacelle de l'éolienne E2 (Guillaume Marchais - Écosphère)

L'éolienne E2 a été équipée d'un système de détection/enregistrement des ultrasons du 26 février au 18 novembre 2021. L'appareil utilisé est un Batmode S+ de Bioacoustics technology GmbH™. Cet appareil enregistre les ultrasons au format WAV non compressé avec le micro de haute qualité « Ultrasound gate » d'Avisoft Bioacoustics™ et permet la connexion et le contrôle à distance du suivi (accès via internet, réseau mobile, Wifi). Les données recueillies ont ainsi permis d'apprécier le peuplement chiroptérologique présent sur le site sur plus de 8 mois consécutifs.

Ce détecteur-enregistreur automatique permet de capter dans toute la bande d'émission des chauves-souris. Dès qu'un ultrason est détecté, il est automatiquement enregistré. Les sonagrammes sont ensuite analysés par des experts à l'aide de logiciels de tri et de mesures de paramètres (Kaléidoscope pro et Batsound 4). Précisons que Kaléidoscope pro a été utilisé uniquement comme outil de tri de données et non comme système d'identification automatique car ce système peut facilement induire en erreur, malgré des avancées récentes pour certaines espèces³. En effet, des problèmes de discrimination des signaux de chauves-souris par rapport aux bruits existent encore et nécessitent de longues vérifications. Ce système manque donc encore de précision dans la détermination des espèces et les risques d'erreurs sont importants sans contrôle fin.

Simultanément aux enregistrements ultrasonores, les équipements intégrés de l'éolienne ont permis d'enregistrer les données météorologiques à hauteur de nacelle, telles que les vitesses de vent et la température. Celles-ci ont été utilisées dans les analyses de corrélation avec les activités afin de d'évaluer les paramètres de bridage visant à protéger les chauves-souris volant dans la zone de rotation des pales.

3.1.1 LIMITES LIEES AU MATERIEL UTILISE

De manière générale, les résultats obtenus par le suivi d'activité chiroptérologique ne représentent qu'un échantillon pour un volume d'espace aérien donné d'une activité réelle quelle qu'elle soit. Dans le cadre de ce suivi, le micro était placé à environ 55 m de hauteur et orienté dans une direction pointant vers le sol. Cela signifie que les cris venant d'autres directions n'ont pas forcément été perçus. De plus, le micro a un volume de détection qui dépend de plusieurs variables, mais dont les plus importantes sont les suivantes :

- **La sensibilité du micro** (prérégulée afin d'éviter la saturation et les bruits de fond par le fabricant) ;
- **La puissance et la fréquence des cris d'écholocation selon les espèces** : l'atténuation du signal sonore dans l'air est un facteur prépondérant considérant que plus un signal est élevé en fréquence plus il s'atténue vite dans l'air. Ainsi, les Noctules émettent des ultrasons à basse fréquence (15-25 kHz) qui parcourent d'assez grandes distances en milieu ouvert, tandis que les petites espèces (Pipistrelles) émettent des ultrasons de moyenne fréquence (35-55 kHz) qui parcourent des distances plus courtes. Les distances maximales de détection des espèces ne sont qu'approximatives car les mesures dépendent de nombreux paramètres environnementaux et ne peuvent être chiffrées avec précision à la dizaine de mètres près. Bio Acoustic Technology annonce une distance de captation de 30 m environ pour les pipistrelloïdes et de 70 m environ pour les nyctaloïdes (cf. Figure 1).
- **Les conditions météorologiques** : le micro du BATMODE S+, et notamment sa capsule exposée aux intempéries extérieures, peut montrer des variations de sensibilité et ainsi affecter la bonne détectabilité des ultrasons émis par les chauves-souris (cf. Figure 2). Un test de calibration quotidien a automatiquement été effectué pour vérifier la qualité du micro tout au long du suivi.

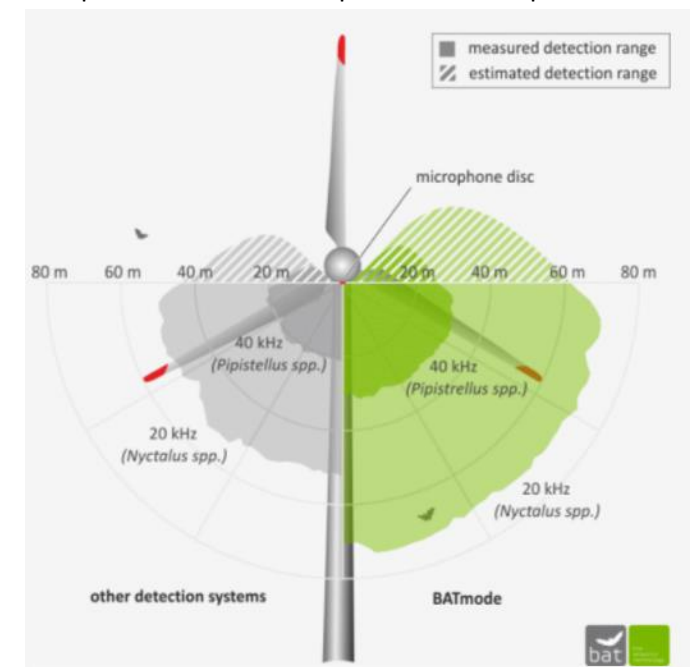


Figure 1. Variation du volume de captation du micro en fonction de la fréquence d'émission des signaux ultrasonores, de l'hygrométrie et de la température. Source : <http://www.bioacousticstechnology.de/nacelle-monitoring-of-bats-at-wind-turbines/?lang=en>

³ www.plume-de-naturalistes.fr/wp-content/uploads/2018/11/08_JAY_10-2018_Identification-chiropteres-SonoChiro_Plume2_99-118.pdf

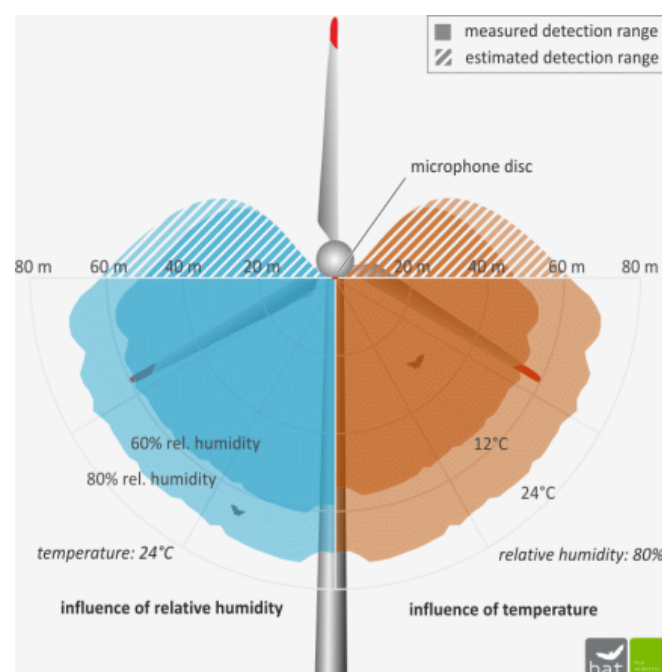


Figure 2. Schéma présentant les volumes de détection du micro « Ultrasoundgate » d'Avisoft Bioacoustics™ selon les conditions de température et d'humidité. Les couleurs foncées correspondent à la détection d'espèces émettant dans les 40 kHz (Pipistrelles), tandis que les couleurs plus claires correspondent à la détection d'espèces émettant dans les 20 kHz (Noctules, Sérotines).

3.1.2 LIMITES LIEES A L'IDENTIFICATION DES ESPECES

Les chiroptères, et tout particulièrement les murins, font varier la nature et la structure de leurs émissions ultrasonores en fonction de la distance par rapport aux obstacles et, dans certains cas, ils adoptent des signaux très semblables, rendant impossible toute discrimination spécifique. Ainsi, des associations d'espèces ont pu être constituées lorsque l'analyse des signaux n'a pu déboucher sur une identification spécifique :

- « **Sérotule** » pour la Sérotine commune et les Noctules commune et de Leisler : ces trois espèces émettent des émissions sonores régulièrement similaires entre 20 et 30 kHz et sont, par conséquent, difficiles à discriminer. Pour certains cas, le terme « Noctule indéterminée » a été employé lorsque la Sérotine commune peut être écartée avec certitude ;
- « **Pipistrelle de Kuhl/Nathusius** » (PipKN) et « **Pipistrelle commune/de Nathusius** » (PipPN), associées aux Pipistrelles commune, de Kuhl et de Nathusius, correspondent aux individus émettant des cris en fréquence modulée compris entre 35 et 44 kHz. Seules les séquences caractéristiques présentant des cris avec une largeur de bande très faible (QFC) et les cris sociaux (servant à discriminer les Pipistrelles) ont généralement permis une distinction efficace des trois espèces.

Les autres espèces de bas vol comme les murins, rhinolophes et oreillards sont plus rarement contactés sur des suivis en altitude.

On ajoutera enfin que **l'identification des chauves-souris par l'acoustique est encore en développement**. Les méthodes de détermination sont récentes et reposent pour certains groupes (les murins en particulier) sur des probabilités. Une des méthodes les plus robustes en Europe a été définie par Michel Barataud et repose partiellement sur des éléments subtils liés à l'écoute. Une typologie des types de signaux acoustiques a été produite mais les limites atteintes par chaque espèce font encore l'objet de découvertes régulières, qui remettent parfois en question la méthodologie d'identification.

Les méthodes d'identification automatique en sont quant à elles à leurs balbutiements et leur fiabilité est faible (risques d'erreurs non négligeables). Elles n'ont pas été utilisées dans le cadre de cette étude.

Malgré ces limites cette étude permet de bien comprendre les modalités d'utilisation du site par les espèces et de qualifier la diversité du peuplement chiroptérologique.

3.2 SUIVI DE MORTALITE DES CHAUVES-SOURIS ET DES OISEAUX

3.2.1 PRESSION D'ECHANTILLONNAGE

3.2.1.1 Éoliennes suivies

Les **6 éoliennes du parc** ont été inspectées à chaque passage en appliquant la même méthodologie, selon un protocole standardisé conforme au protocole ministériel de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres en vigueur depuis avril 2018.

3.2.1.2 Calendrier du suivi

Les préconisations du Protocole de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres (avril 2018) recommandent 20 passages au minimum par éolienne par an.

Au vu du contexte bocager favorable à la faune volante, un suivi de base avec 25 passages réparties entre la semaine 20 et la semaine 44, à raison d'un passage par semaine, a été entrepris. De plus, un passage supplémentaire par semaine en août et septembre a été réalisé du fait des risques à cette période pour les populations de chauves-souris en migration.

Ainsi, un total de 34 passages a été réalisé pour chaque éolienne. Ces passages sont répartis des semaines 20 à 44 (de mi-mai à début novembre) à raison d'1 à 2 passages par semaine. Les 2 passages par semaine ont été réalisés entre les semaines 31 et 39.

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

Le suivi de la mortalité a ainsi été réalisé sur la quasi-totalité de la période de plus forte activité de la faune volante. En effet, l'étude d'impact ne fait état d'aucun enjeu ou impact particulier sur la période hivernale, cette période n'est donc pas étudiée au cours du suivi de 2021. Les 3 périodes d'activité faunistique couvertes sont les suivantes :

- **entre mi-mai et mi-juin**, période correspondant principalement à la période de reproduction des oiseaux et à la parturition des chauves-souris mais également liée aux mouvements pré-nuptiaux notamment des noctules et de la Pipistrelle de Nathusius et à la fin de la migration pré-nuptiale des oiseaux ;
- **entre mi-juin et juillet**, période liée à la dispersion des juvéniles et aux mouvements post-nuptiaux précoces des oiseaux (martinets...). Quelques espèces tardives achèvent leur reproduction en juillet. Courant juillet, les premiers vols des juvéniles d'oiseaux et de chauves-souris constituent une période à risque, ces animaux étant inexpérimentés ;
- **entre août et début novembre**, période liée à la migration post-nuptiale. 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/octobre, 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 (Alouette des champs...), alors que l'activité des chiroptères diminue fortement avec les premiers coups de froids.

La fréquence des passages a été constante sur la majorité de la période suivie mais avec une pression plus importante entre les semaines 31 et 39.

Par ailleurs, deux périodes d'études ont été définies dans le but d'affiner l'analyse et l'interprétation des résultats :

- **la période 1** : ici, de mai à fin-juillet. Elle correspond principalement à la période de reproduction des oiseaux et à la parturition des chauves-souris.
- **la période 2** : ici, de début-août à début novembre. Elle correspond principalement à la période de migration postnuptiale et aux dispersions des jeunes.

3.2.2 RECUEIL DES DONNEES BRUTES DE MORTALITE

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

3.2.2.1 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 pâles autour des mâts des machines.

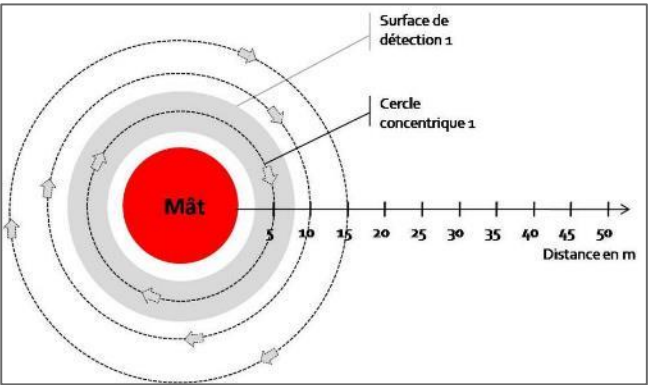
Pour le parc éolien de Plémy, dont les pâles des deux modèles d'éoliennes mesurent moins de 50m, les prospections ont donc été effectuées dans un rayon de 50 mètres autour des mâts des machines.

Cette surface a été prospectée en réalisant des transects autour des mâts des éoliennes suivies. Chaque transect est espacé de 5 mètres ce qui permet à l'observateur de rechercher la présence de cadavre sur une largeur de 2,5 mètres de part et d'autre de sa ligne de déplacement. En effet, [Arnett et al., \(2005\)](#) ont démontré que l'efficacité chute fortement au-delà d'une distance de 3 mètres. De la sorte, l'observateur a réalisé **10 transects pour s'éloigner au maximum mâts des machines**. 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 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 également 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, pâture à végétation haute, haies	Visibilité nulle ou mauvaise = non prospectée
Classe 2	Végétation recouvrante mais de hauteur faible à moyenne ou végétation peu couvrante mais pouvant être haute => friches, herbe des plateforme, pâture rase	Visibilité moyenne = prospectée
Classe 3	Végétation de faible hauteur, peu couvrante à absence de végétation => plateformes, chemins	Visibilité bonne = prospectée



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



Classe de visibilité 3 (bonne) : plateforme



Classe de visibilité 2 (moyenne) : pâture à vaches dont l'herbe est de hauteur variable et dont la présence de nombreuses déjections perturbent la visibilité



Classe de visibilité 1 (faible à nulle ; non prospectées) : boisement, végétation haute (V. Guiho & S. Perrin, TBM environnement)



niveau national a été faite sans résultat auprès de la Direction Départementale des Territoires et de la Mer des Côtes d'Armor.

Tous les cadavres ont été 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. \(2011\)](#)).

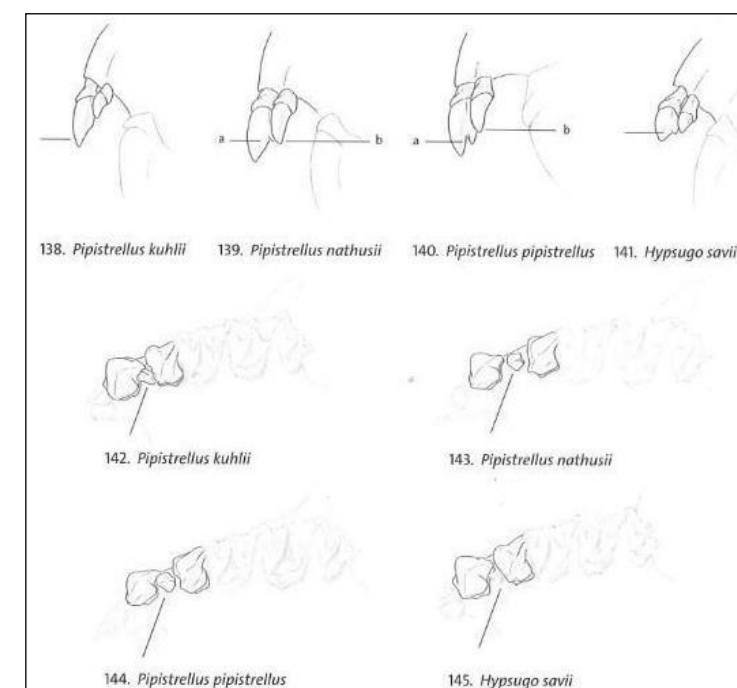
Après avoir identifié et photographié les cadavres découverts autour des éoliennes suivies, les informations suivantes ont été notées :

- 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 3^e et/ou du 5^e doigt, etc. pour les chiroptères).

3.2.2.2 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



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. Celles-ci possèdent pour la plupart des caractéristiques particulières permettant de spécifier l'individu. Dans ce cas, les guides suivants peuvent aider à l'identification :

- Fraigneau 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.

3.2.3 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 (fatigue, 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 la mortalité (sauf pour des

temps de persistances 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, comme c'est généralement le cas, 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 persistances 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.

3.2.3.1 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 »⁴ et « GenEst⁵ » (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

⁴ <https://shiny.cefe.cnrs.fr/eolapp/>

⁵ <https://www.usgs.gov/centers/fresc/science/a-generalized-estimator-estimating-bird-and-bat-mortality-renewable-energy>

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 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 consécutifs⁶.

En 2011, [Niermann et al.](#) ont réalisé ces tests avec des souris de laboratoires de couleur foncée qu'ils ont disposées 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, et en accord avec les recommandations du protocole de suivi environnemental, un test de persistance a été effectué à deux reprises. Le premier test a eu lieu au printemps (date de dépose des cadavres : 17/05/2021), le second en fin d'été (date de dépose des cadavres : 06/09/2021).

Le test a consisté à déposer **5 cadavres de poussins** fraîchement décongelés **autour de 3 éoliennes sur les 6 du parc** (soit 15 cadavres par session soit, 30 au total sur l'année pour le parc). Aussi, **les poussins 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+4, J+7, J+10 et J+14. (*Voir l'annexe 1 pour le détail des dates de suivi*).

⁶ 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.



Poussins disposés sur les différentes surfaces prospectées (V. Guiho, TBM environnement)

❖ 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 à deux reprises, les 17/05 et 21/07/2021. Pour ce faire, des leurres en caoutchouc (mimant des chauves-souris, sombres) et des pommes de terre (mimant des oiseaux de plus grosse taille) ont été déposés aléatoirement dans le périmètre prospecté en amont des recherches de mortalité, au sein des classes de végétation praticable (visibilité bonne et moyenne). **Chaque personne testée l'a été sur un total de 65 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.



Exemple de leurres déposés dans différents habitats pour le test d'efficacité des observateurs (M. Acqueberge, Ecosphère)

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

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 le parc étudié, 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 et bonne.

3.2.3.2 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) était 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.

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

Avec :

C : nombre de cadavres découverts

a : coefficient de correction surfacique (cf. 3.2.3.1)

d : efficacité de l'observateur (cf. 3.2.3.1)

tm = durée moyenne de persistance en jours

I : Intervalle moyen entre deux visites

Î : Intervalle effectif moyen

ê : coefficient correcteur moyen de l'intervalle équivalent à $\frac{\text{Min}(I; \hat{I})}{I}$

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

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

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

❖ [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. 3.2.3.1)

d : efficacité de l'observateur (cf. 3.2.3.1)

tm = durée moyenne de persistance en jours

I : Intervalle moyen entre deux visites

Î : Intervalle effectif moyen

ê : Le coefficient correcteur moyen de l'intervalle équivalent à $\frac{\text{Min}(I; \hat{I})}{I}$

3.2.3.3 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 serveur⁷. 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_0.csv
Upload complete

Nb lignes lues = 27
Sélectionner un fichier avec la durée de persistance des cadavres déposés :
Browse... persistance_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 déposés pour étude de la détection = 20

Nombre de cadavres trouvés 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, 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 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 la sous-estimation (Winkelmann/Erickson).

3.2.3.4 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 logiciel⁸ open source R nommée « **GenEst** »⁹. 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...).**

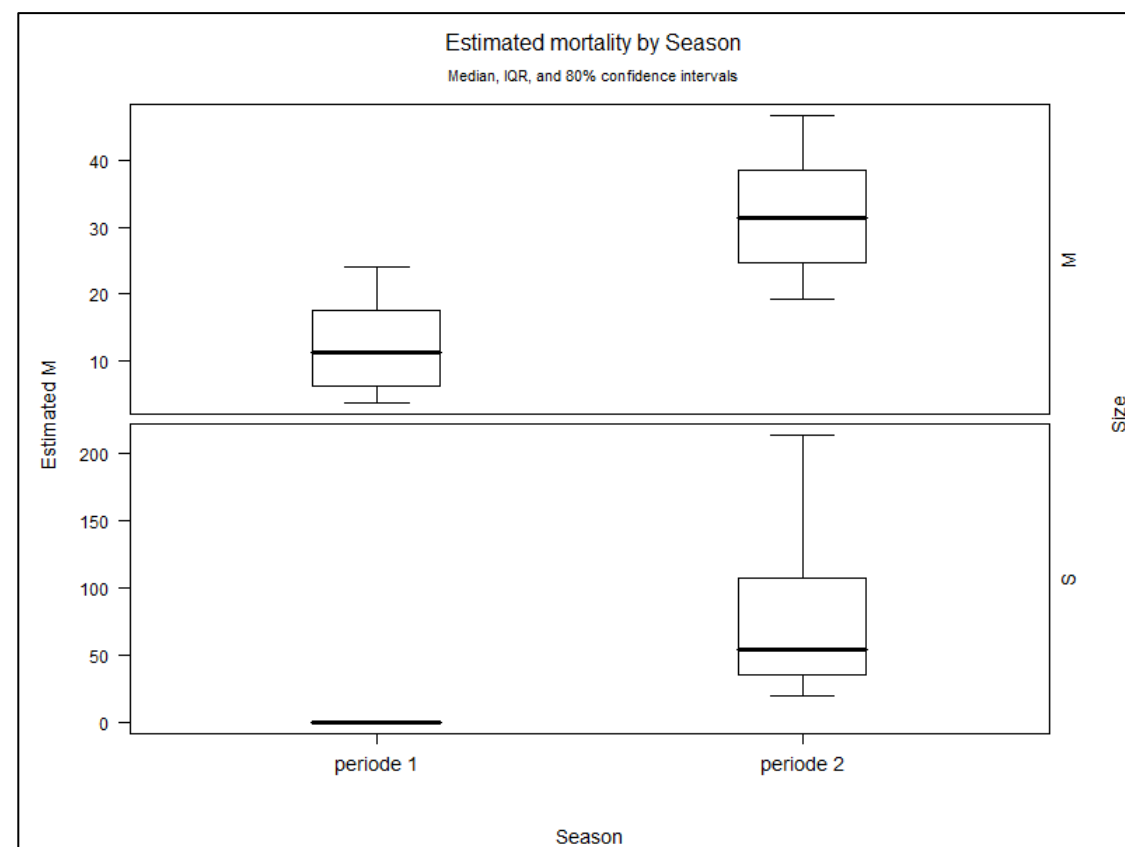
Comme demandé par le protocole national 2018, **cette application permet d'obtenir une médiane et des intervalles de confiance à 80 % ou 95 % pour les estimations de mortalité ainsi obtenues.**

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. Elle utilise également les données issues des tests d'évaluation de la persistance des cadavres et de la détection des observateurs mais ces données peuvent être intégrées de manière plus fine avec des variations possibles sans que cela soit trop pénalisant sur la justesse des estimations (par période et par taille de cadavres selon les classes de visibilités des zones prospectées, par exemple).

⁷ <https://shiny.cefe.cnrs.fr/eolapp/>

⁸ <https://www.r-project.org/>

⁹ <https://www.usgs.gov/centers/fresc/science/a-generalized-estimator-estimating-bird-and-bat-mortality-renewable-energy>



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>)

3.3 METHODE D'EVALUATION DES ESPECES FREQUENTANT LE PARC

3.3.1 ÉVALUATION DE L'ENJEU DE CONSERVATION DES ESPECES

Un enjeu de conservation est attribué principalement à partir des listes rouges régionales, nationales et européennes¹⁰ 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 ¹¹ 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 ¹² 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).

3.3.2 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 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.

¹¹ Certaines espèces vulnérables communes ou très communes peuvent voir leur enjeu abaissé au niveau moyen.

¹² Certaines espèces quasi menacées communes ou très communes peuvent voir leur enjeu abaissé au niveau faible.

¹⁰ 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 tition, 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.

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

Hierarchisation 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, Œdicnème 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 SFEPM (SFEPM, 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 mai 2021		Pourcentage total de cadavres en Europe : 10760	Sensibilité
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.

3.3.3 ÉVALUATION DE LA PORTEE DE L'IMPACT

La portée de l'impact correspond à l'ampleur de l'impact sur une composante des populations de 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 impactée, 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.

3.3.4 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

3.4 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 ou l'évaluation 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 déroulent cette activité (vitesse du vent et température).





4. RESULTATS ET INTERPRETATIONS DU SUIVI ACOUSTIQUE EN NACELLE

4.1 VALIDITE DU MATERIEL UTILISE

Le micro du Batmode S+, et notamment sa capsule exposée aux intempéries extérieures, peut montrer des variations de sensibilité et ainsi affecter la bonne détectabilité des ultrasons émis par les chauves-souris. Un test de calibration quotidien à midi a automatiquement été effectué pour vérifier la qualité du micro tout au long du suivi. Des baisses de sensibilité peuvent s’expliquer notamment par la présence de poussière ou d’humidité (brouillard, condensation) sur la capsule du micro.

Pour le suivi acoustique sur l’éolienne E2, le micro a été opérationnel du début à la fin.

4.2 DESCRIPTION DES ACTIVITES ENREGISTREES

4.2.1 BILAN PAR MOIS ET PAR ESPECE

Le tableau suivant compile les totaux de contacts par mois pour chaque espèce ou groupe d’espèces enregistrés au niveau de la nacelle de l’éolienne 2, soit à environ 60m de hauteur.

Activités mensuelles enregistrées du 26 février au 18 novembre 2021 depuis la nacelle de E2

Mois	Noctule de Leisler	Noctule commune	Sérotules	Pipistrelle commune	Pipistrelle de Kuhl	Pipistrelle de Nathusius	Barbastelle d’ Europe	Oreillard gris	Total
Février (3 nuits)									0
Mars (31 nuits)									0
Avril (30 nuits)				7					7
Mai (31 nuits)	13		1	61	4				79
Juin (30 nuits)	23		10	353	155	7			548
Juillet (31 nuits)	22	1	15	347	46	5			436
Août (31 nuits)	35	3	15	295	31	2			381
Septembre (30 nuits)	48	60	21	1196	133	9		17	1484
Octobre (31 nuits)		3		380	209	1	3	7	603
Novembre (7 nuits)									0
Total général	141	67	62	2639	578	24	3	24	3538

Au total, durant ce suivi 2021, 3538 contacts de chauves-souris ont été enregistrés par notre Batmode S+ placé au niveau de l’éolienne E2.

La **Pipistrelle commune** est largement majoritaire en nombre de contacts entre avril et octobre avec 74,6% de l’activité globale enregistrée. La **Pipistrelle de Kuhl** arrive en second avec 16,3% des contacts. Suit le groupe des **Sérotules** (Noctules commune, Noctule de Leisler et Sérotules) avec 7,63% de l’activité et loin derrière la **Pipistrelle de Nathusius** avec 24 contacts (0,68% de l’activité globale).

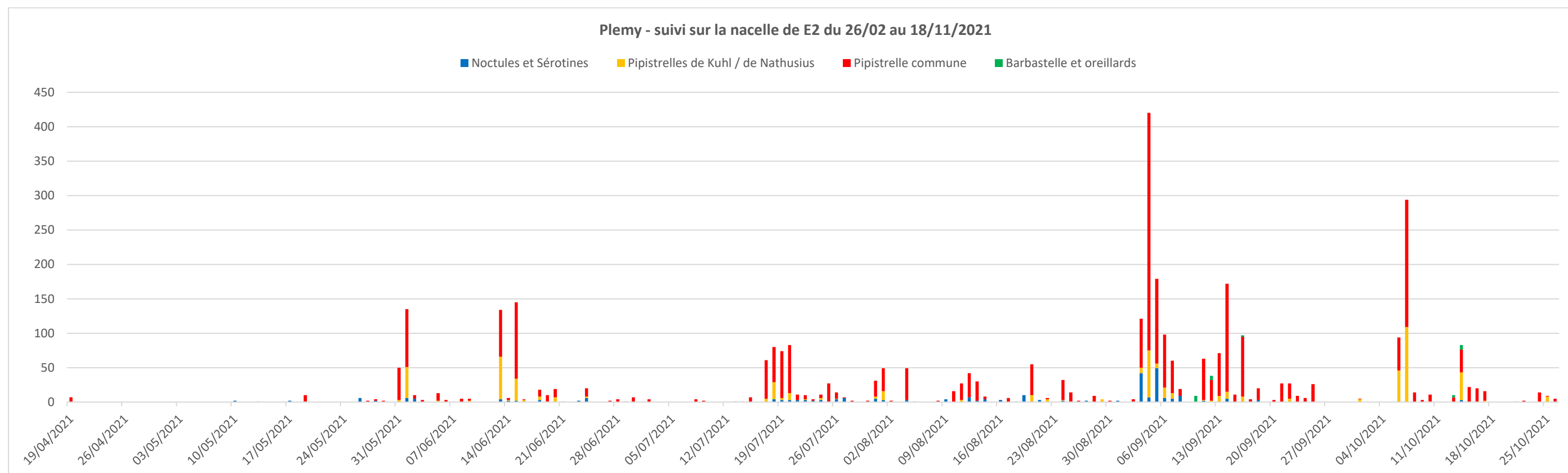
La **Noctule de Leisler** est régulière entre mai et septembre et plus abondante en août et septembre. A contrario, la **Noctule commune** a été quasi-exclusivement détectée au cours du mois de septembre.

A noter également, les contacts de Barbastelle d’Europe et d’Oreillard gris notés seulement en octobre pour la première et en septembre/octobre pour le second. Ces deux dernières espèces sont globalement très peu détectée lors des suivis acoustiques en nacelle mais la proximité d’une haie et la faible hauteur de la nacelle expliquent qu’elles aient été contactée à plusieurs reprises.

Les mois les plus riches en contacts de chiroptères aux alentours de l’éolienne E2 sont en ordre décroissant : **septembre**, octobre, juin, juillet, août mai et avril.

4.2.2 CHRONOLOGIE DE L’ACTIVITE

Le graphique suivant présente la chronologie quotidienne du suivi de E2. La plupart des nuits restent sous la barre d’une cinquantaine de contacts, à l’exception de pics ponctuels : 3 nuits lors de la première quinzaine de juin (forte activité de Pipistrelle commune et de Pipistrelle de Kuhl) mais surtout **début septembre avec un pic de noctules** (sérotines moins probables) et surtout **de Pipistrelles sur 3 nuits consécutives** et enfin un pic d’activité de Pipistrelles (commune et Kuhl) début octobre. Aucun contact n’a été enregistré après le 26 octobre.



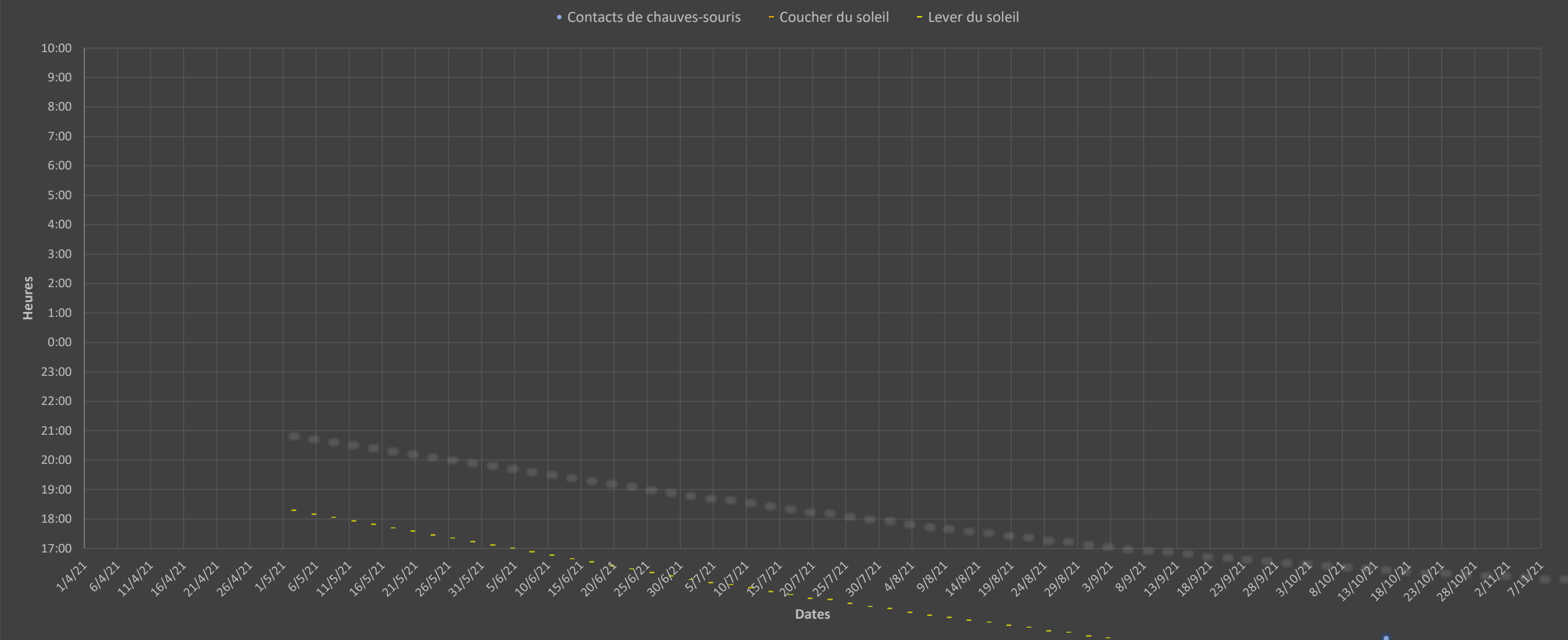
E2 : Chronologie de l'activité quotidienne du suivi acoustique depuis la nacelle

4.2.3 DISTRIBUTION DES CONTACTS DE CHAQUE ESPECE SELON LA DATE ET L'HEURE

Le graphique ci-dessous présente la distribution de tous les contacts en fonction de l'heure après le coucher du soleil.

L'activité était globalement très étalée sur quasiment l'ensemble de la nuit entre fin mai à début octobre. Les « vagues » de forte densité des contacts la première quinzaine de juin, début septembre et début octobre correspondent aux pics. A une seule reprise, un contact a aussi été enregistré avant le coucher du soleil. Tout au long du suivi, il y a eu plusieurs fois des nuits consécutives sans contact du tout.

Plémy - Répartition des contacts sur la nacelle de E2 du 26/02 au 08/11/2021



E2 : Distribution des contacts en fonction de la date et de l'heure après le coucher du soleil



4.3 SYNTHÈSE ET ÉVALUATION DES ACTIVITÉS

4.3.1 INDICATEURS DE LA FRÉQUENTATION

Le tableau suivant synthétise l'ensemble de ces résultats à l'aide de plusieurs indicateurs qui seront analysés dans les chapitres suivants :

- le nombre de nuits où le suivi a été opérationnel ;
- le nombre de nuits avec au moins 1 contact enregistré (nuit positive) ;
- la moyenne par nuit des contacts (toutes espèces confondues) sur toutes les nuits suivies ;
- la moyenne par nuit des contacts des espèces dites migratrices* (noctules et Pipistrelle de Nathusius) sur toutes les nuits suivies ;
- le maximum de contact par nuit obtenu sur le mois.

Bilan du suivi de E2 entre le 26 février et le 18 novembre 2021

Mois	Nuits suivies	Nuits "positives" avec au moins un contact	Moyenne de contacts par nuit suivie	Moyenne de contacts d'espèces migratrices de haut vol par nuit suivie	Maximum de contacts en une nuit
Février	3	0	0	0	0
Mars	31	0	0	0	0
Avril	30	1	0,2	0,0	7
Mai	31	9	2,5	0,5	50
Juin	30	22	18,3	1,3	145
Juillet	31	20	14,1	1,4	83
Août	31	26	12,3	1,8	55
Septembre	30	22	49,5	4,6	420
Octobre	31	16	19,5	0,1	294
Novembre	7	0	0	0	0

Les moyennes de contacts par nuit enregistrées en 2021 par le Batmode S+ sur le parc de Plémy atteignent un niveau élevé de presque 50 contacts en septembre, et apparaît relativement importante en juin et octobre (moyennes de 18,3 et 19,5 contacts par nuit respectivement). **La part des espèces de haut vol (noctules, sérotines et Pipistrelle de Nathusius) n'apparaît jamais dominante.**

La moyenne arithmétique est donc un indicateur statistique simple avec une bonne robustesse si l'échantillonnage est conséquent (le cas ici), malgré des différences selon le type d'appareil utilisé (capacité de détection des micros selon leur gain et qualité). Cependant, elle a tendance à lisser grandement les valeurs du fait qu'il y ait souvent une majorité de nuits sans aucun contact enregistré et au contraire quelques-unes avec beaucoup de contacts (grande variance).

4.3.2 ÉVALUATION PAR COMPARAISON AVEC UN RÉFÉRENTIEL D'ACTIVITÉ (COMPILATION DES RÉSULTATS EN CONTACTS PAR NUIT) ISSUS D'AUTRES SUIVIS EN NACELLE

Écosphère a produit un référentiel d'activité en altitude (« Altisphère ») compilant de nombreux suivis réalisés entre 2011 et 2019. Ce référentiel a été décliné en plusieurs modules selon le type de suivi en altitude (mât, canopée, nacelle), la hauteur du micro (35-60m, >60m, etc...), le secteur concerné (nord-ouest, nord-est, littoral...) et le type de milieu (ouvert ou fermé).

Dans notre secteur géographique et pour les milieux ouverts (plaine agricole) :

- Les moyennes mensuelles **inférieures à 2 contacts par nuit** correspondent à une **activité de fond** considérée comme relativement commune.
- Les moyennes mensuelles comprises **approximativement entre 2 et 5 contacts par nuit** sont considérées comme des activités significatives (au-dessus de l'activité de fond) mais restant **modérées**.
- Les moyennes mensuelles comprises approximativement entre 5 et 10 contacts par nuit sont considérées comme des activités supérieures à la moyenne, et donc assez importantes.
- Les moyennes mensuelles **supérieures à 10 contacts par nuit** sont donc considérées comme des activités **importantes**, sans être néanmoins exceptionnelles (supérieures à 15, voire 20 contacts par nuit).

Pour les milieux forestiers : les moyennes peuvent rapidement atteindre plus de **10 contacts par nuit**, et des **maxima supérieurs à 30 contacts par nuit**. Néanmoins, le nombre de suivis réalisés à ce jour étant encore trop limités, il est difficile d'obtenir des seuils distinctifs pour les différents niveaux d'activité.

Le graphique ci-après présente les données du référentiel d'Ecosphère (601 nuits d'écoute au cours desquelles au moins 1 contact a été enregistré ; données pour 12 éoliennes réparties sur 9 sites différents implantés à plus de 50m d'altitude en milieu ouvert (2016-19) classés en ordre croissant, et les valeurs correspondant aux quantiles 25 %, 50 % (= médiane), 75 % et 90 %. Différentes valeurs ont par conséquent été obtenues pour les seuils des quantiles 25 %, 50 %, 75 % et 90 %. Ces 4 seuils permettent ainsi d'établir 5 classes d'activités pour chaque espèce allant de faible (nombre de contacts inférieurs au nombre défini pour le quantile 25 %) à très forte (nombre de contacts supérieurs au quantile 90 %).

La même logique peut alors être appliquée par espèce, ce qui a l'avantage de prendre en compte de manière empirique les différences de détectabilité et de comportement de vol de chacune.

Référentiel d'activité pour les suivis en nacelle dans le nord-ouest de la France en milieu ouvert 2016-2019 (contacts /nuit)

Valeurs issues d'une compilation de 601 nuits d'écoute réparties sur 12 éoliennes de 9 sites différents implantés à plus de 50m d'altitude en milieu ouvert (2016-19) Contacts par nuit				
Espèce	Q25 %	Q50 %	Q75 %	Q90 %
TOUTES ESPECES	2	4	10	28
Pipistrelle commune	1	3	7	15
Pipistrelle de Nathusius	1	1	4	4
Pipistrelle de Kuhl	1	3	5	9
Noctule commune	2	4	9	34
Noctule de Leisler	1	3	5	12
Sérotines	2	3	7	21
Oreillard indéterminé	0	0	0	1
Barbastelle	0	0	0	1

Dans le tableau ci-dessous, les résultats de ce suivi ont ainsi été **classés mois par mois sur la base des contacts de toutes espèces confondues**. Le nombre de nuits « positives » supérieures au quantile 75 % est indicateur d'une **activité particulièrement forte et remarquable**. C'est principalement le cas en septembre sur ce parc.

E2 : Évaluation des résultats du suivi (toutes espèces) en fonction du référentiel d'activité des suivis nacelles en milieu ouvert dans le nord-ouest de la France (Ecosphère, 2016-2019)

Mois	Q1-25	Q25-50	Q50-75	Q75-90	Q90-100
Avril			1		
Mai	5	1	2		1
Juin	5	4	6	4	3
Juillet	5	3	3	4	5
Août	8	4	5	3	6
Septembre		3	3	6	10
Octobre	2	1	4	6	3

Le tableau suivant résume le nombre de nuits « positives » par classe d'activité et par espèce. Les cas d'activité forte sont largement dominés par la Pipistrelle commune avec un cumul de 54 nuits supérieures au quantile 75 % et la Pipistrelle de Kuhl avec un cumul de 19 nuits supérieures au quantile 75 % sur les 116 nuits avec au moins un contact. Les nuits de forte fréquentation des Noctules commune et de Leisler sont exceptionnelles.

E1 : Évaluation des résultats du suivi pour chaque espèce en fonction du référentiel d'activité des suivis nacelles en milieu ouvert dans le nord-ouest de la France (Ecosphère, 2016-2019)

Espèce(s)	Q1-25	Q25-50	Q50-75	Q75-90	Q90-100
Noctule commune	3	3	2		1
Noctule de Leisler	17	19	5	4	1
Sérotine/Noctules	25	5	4		
Pipistrelle commune	13	17	15	17	37
Pipistrelle de Kuhl	9	11	6	8	11
Pipistrelle de Nathusius		8	4		1
Barbastelle					1
Oreillard gris					4
Toutes espèces confondues	25	16	24	23	28

Il est important de rappeler :

- que le raisonnement porte sur des nombres de contacts, et non sur des nombres d'individus. De fait, des contacts enregistrés en début et fin de nuit peuvent potentiellement correspondre aux mêmes individus transitant dans le parc éolien ;
- **que des variations interannuelles peuvent survenir** (conditions météorologiques, activité des chauves-souris...) et que le principe de précaution est de mise quant aux conclusions de l'étude.

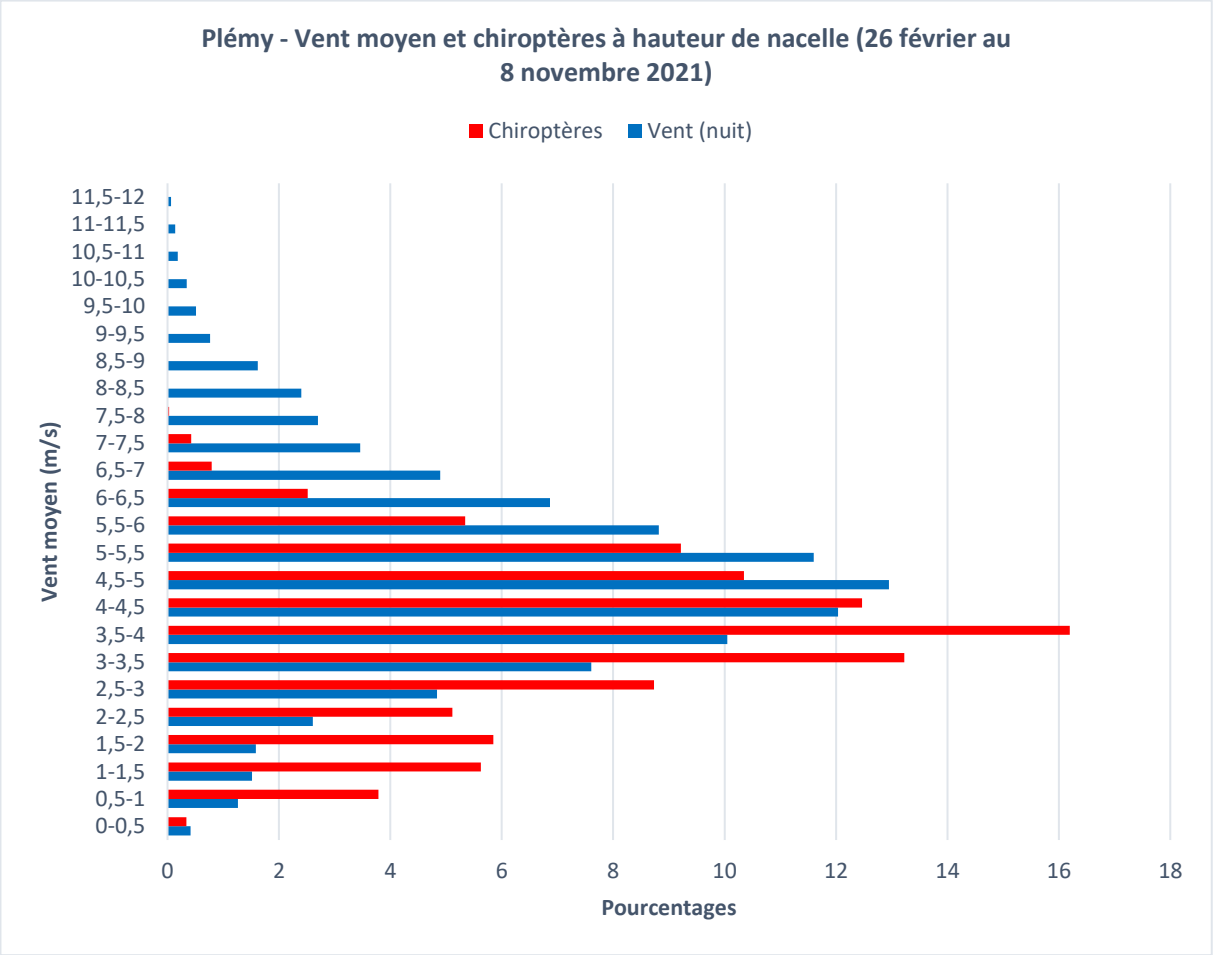
A ces niveaux de fréquentation détaillés, il faut ensuite analyser quelles conditions météorologiques locales ont été favorables à l'activité chiroptérologique à hauteur de nacelle.

4.4 DISTRIBUTION DE L'ACTIVITE SELON LES VITESSES DE VENT

Le graphique ci-dessous montre comment les contacts de chauves-souris se distribuent par rapport aux vitesses moyennes de vent enregistrées la nuit sur l'ensemble de la période de suivi.

Environ 99 % de l'activité a été enregistrée pour des vents moyens inférieurs à 6,5 m/s, alors que les mesures de vent enregistrées la nuit ont atteint des maxima supérieurs à 6,5 m/s (17,8 % des données).

En effet, la répartition des contacts montre bien une préférence pour les vitesses comprises entre 0 et 6,5 m/s, avec un pic entre 2,5 et 5,5 m/s (61 % des contacts).

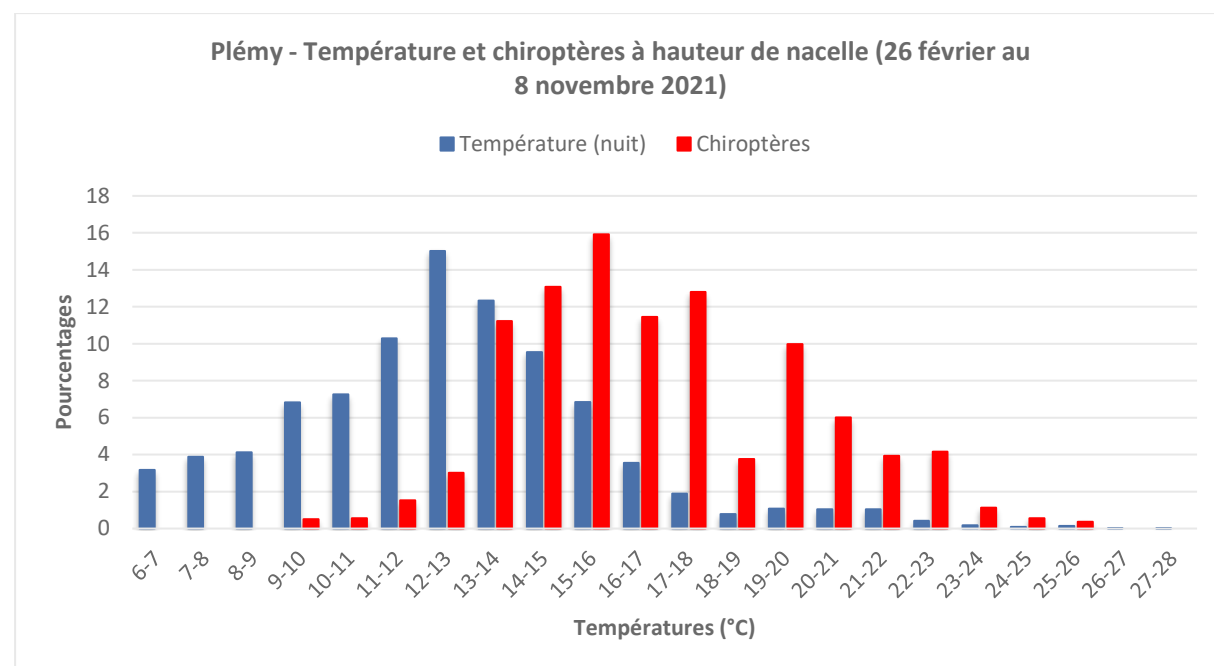


E2 : Distribution de l'activité selon les vitesses moyennes de vent (de nuit seulement)

4.5 DISTRIBUTION DE L'ACTIVITE SELON LA TEMPERATURE

Le graphique ci-dessous montre comment les contacts de chauves-souris se distribuent par rapport aux températures moyennes enregistrées la nuit sur l'ensemble de la période de suivi.

97 % de l'activité globale était enregistrée pour des températures supérieures à 12°C et jusqu'à 26°C (pour 54% des données de vent disponibles), alors que l'activité enregistrée pour des températures inférieures à 12°C mesurées la nuit comptent pour 3 % des données (pour 46 % des données de vent disponibles).



E2 : Distribution de l'activité selon les températures (de nuit seulement)

4.6 CONCLUSION DU SUIVI ACOUSTIQUE A HAUTEUR DE NACELLE

Sur l'ensemble du suivi en nacelle de l'année 2021, on peut retenir les informations importantes suivantes :

- Les **Pipistrelles commune et de Kuhl** représente plus de 90 % de l'activité enregistrée, avec un pic au mois de septembre ;
- Les **espèces de haut vol (Noctule de Leisler, Noctule commune, Sérotules et Pipistrelle de Nathusius)** représentent 8,3 % de l'activité enregistrée, soit 294 contacts sur l'année ;
- La **première quinzaine du mois de septembre** est la période de l'année avec la plus grande densité de contacts enregistrés notamment pour la Noctule de Leisler et plus particulièrement la Noctule commune quasi-exclusivement contactée à cette période (60 contacts sur les 67 enregistrés au cours de l'année) ;
- La **répartition des contacts au cours de la nuit est globalement assez homogène** (tous mois confondus) ;
- **99 % de l'activité a été enregistrée pour des vents moyens inférieurs à 6,5 m/s**, soit des valeurs de vents globalement faibles au vu des conditions de vent disponibles ;
- **97 % de l'activité globale était enregistrée pour des températures comprises entre 12°C et 26°C.**



5.RESULTATS ET INTERPRETATIONS DU SUIVI DE MORTALITE

5.1 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 6 éoliennes du parc de Plémy et dans un rayon de 50 m autour des mâts, un total de **11 cadavres** a été découvert, dont **8 oiseaux** et **3 chauves-souris**.

5.1.1 REPARTITION SPATIALE

Voir la carte « Localisation des cadavres ».

Pour l'ensemble de la période de suivi, les cadavres découverts sur le parc de Plémy sont distribués de manière relativement homogène entre les éoliennes, avec 1 à 2 découvertes pour les éoliennes E1, E2, E5 et E6 et 3 découvertes pour les éoliennes E3 et E4. Il est à noter que les 3 cadavres de chauves-souris ont été trouvés sous l'éolienne E4.

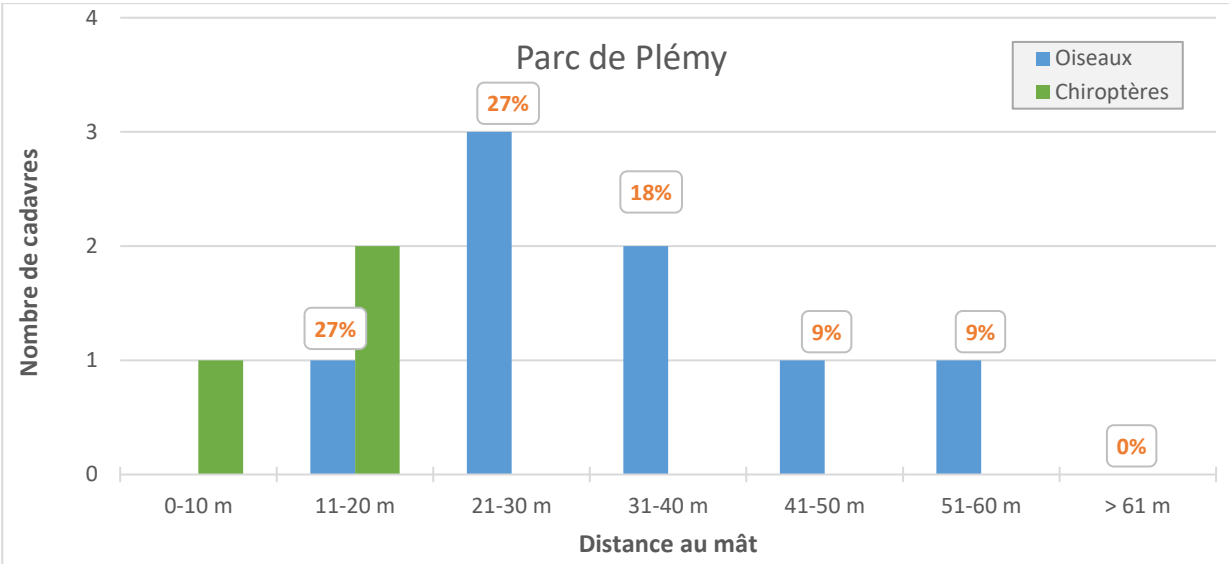
Cette homogénéité met en valeur des conditions locales elles aussi homogènes sur le parc, avec une topographie et un contexte local assez similaires entre les différentes machines.

Répartition des cadavres découverts en 2021 (n = 11)

Éolienne n°	Surface prospectée (moyenne sur les 34 passages)	Nombre de cadavres découverts	Chiroptères	Oiseaux
1	51%	1	0	1
2	47%	1	0	1
3	45%	3	0	3
4	78%	3	3	0
5	70%	2	0	2
6	61%	1	0	1
TOTAL		11	3	8

Par rapport à la distance au mât, l'ensemble des cas de mortalité est globalement réparti sur l'ensemble de la zone de recherche. 56 % des cadavres ont été découverts entre 10 et 30 mètres autour du mât, soit 6 individus sur 11 au total pour le parc. Le reste des cadavres est principalement réparti entre 30 et 60 m, avec 1 à 2 cadavres par classe de distance. Un cadavre a également été découvert dans la classe comprise entre 0 et 10 m. Un cas de mortalité a été trouvé au-delà des 50 m de prospection théorique ; il s'agit d'un Faucon crécerelle localisé à 52 m du mât. Les cadavres de chiroptères ont été découverts entre 5 et 20 m.

Ces résultats sont néanmoins quelque peu biaisés du fait qu'une partie des surfaces n'a pu être prospectée lors des passages.



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

Ces éléments de distribution dans l'espace doivent toutefois être relativisés au vu de la quantité limitée de données de mortalité relevées sur le terrain, limitant l'interprétation des résultats.

5.1.2 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 = 11)

Date	Chiroptères	Oiseaux	Total
17/05/2021	0	1 Epervier d'Europe (E5)	1
24/05/2021	0	0	0
31/05/2021	0	0	0
08/06/2021	0	0	0
14/06/2021	0	0	0
23/06/2021	0	0	0
30/06/2020	0	1 Martinet noir (E5)	1
06/07/2021	0	0	0
12/07/2021	0	0	0
21/07/2020	0	2 Faucon crécerelle (E6) Goéland argenté (E3)	2
28/07/2021	0	0	0
03/08/2021	0	0	0
06/08/2021	0	0	0
10/08/2021	0	0	0
13/08/2021	0	0	0
16/08/2021	0	0	0
19/08/2021	0	0	0
23/08/2021	0	0	0

Date	Chiroptères		Oiseaux		Total
27/08/2021	0		0		0
30/08/2021	1	Pipistrelle commune (E4)	1	Buse variable (E3)	2
02/09/2021	0		0		0
07/09/2021	1	Pipistrelle commune (E4)	0		1
10/09/2021	1	Pipistrelle de Nathusius (E4)	0		1
14/09/2021	0		0		0
17/09/2021	0		0		0
20/09/2021	0		0		0
24/09/2020	0		0		0
28/09/2020	0		0		0
01/10/2021	0		0		0
06/10/2021	0		0		0
15/10/2021	0		0		0
22/10/2021	0		1	Rouge-gorge familier (E2)	1
29/10/2021	0		1	Faucon crécerelle (E3)	1
05/11/2021	0		1	Etourneau sansonnet (E1)	1



Pipistrelle commune, sous E4 le 30 août 2021
(S. Perrin, TBM environnement)



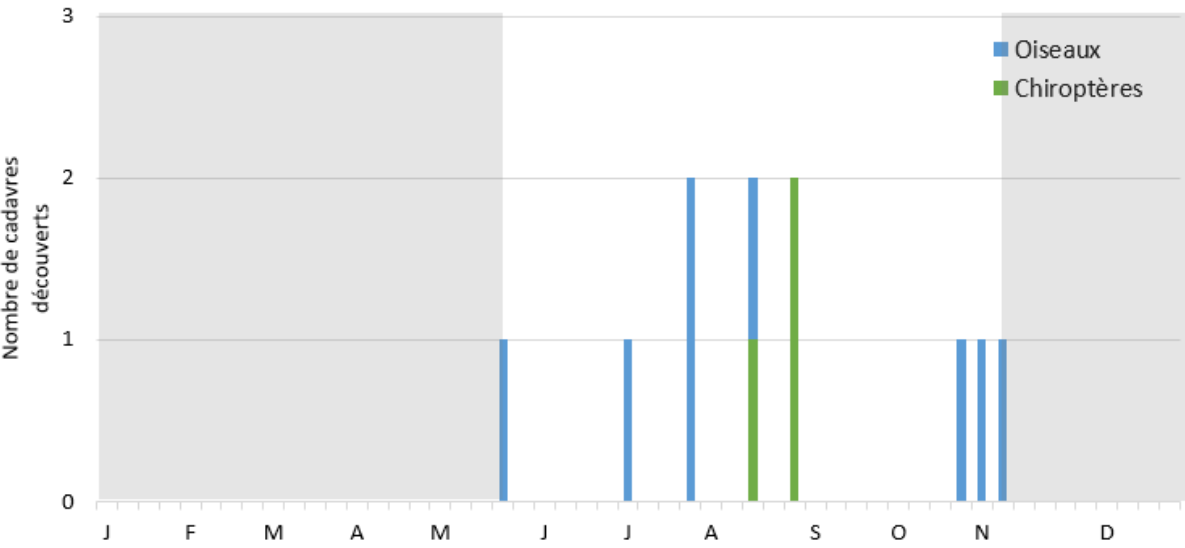
Martinet noir, sous E5 le 30 juin 2021
(S. Perrin, TBM environnement)



Goéland argenté, sous E3 le 21 juillet 2021
(V. Guiho, TBM environnement)



Rouge-gorge familier, sous E2 le 22 octobre 2021
(S. Perrin, TBM environnement)



Répartition de la mortalité au cours de l'année 2021 (n=11). La période non suivie apparaît grisée.

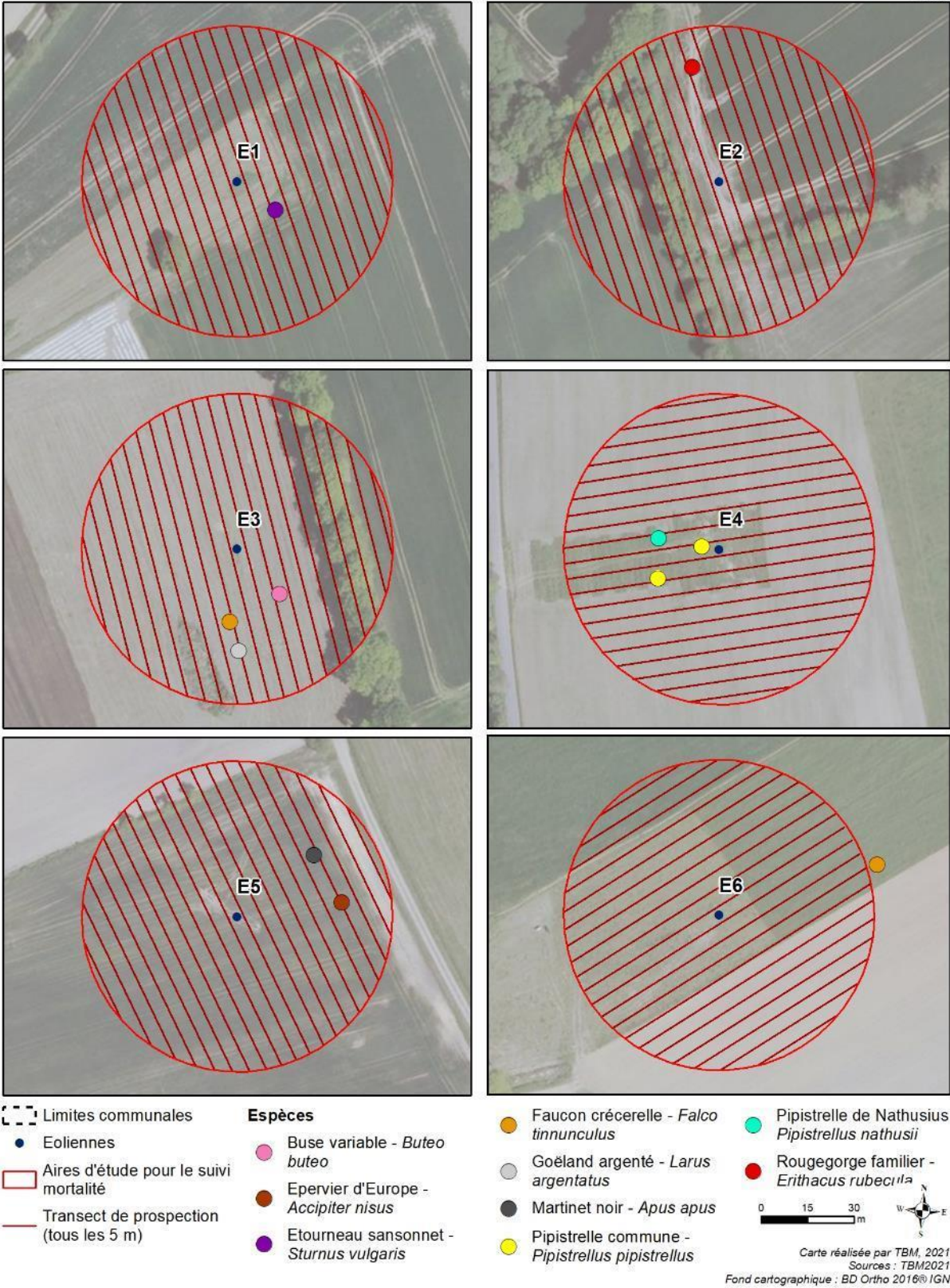
Les cadavres ont été trouvés sur l'ensemble du suivi, entre le 17 mai et le 05 novembre 2021. Les cadavres d'oiseaux ont été trouvés régulièrement au cours de l'année. Il s'agit vraisemblablement pour la plupart d'individus locaux. Les chauves-souris ont été impactée entre fin-août et mi-septembre, correspondant à des individus reproducteurs probables pour la Pipistrelle commune notamment où à des migrants (Pipistrelle de Nathusius).

CADAVRES RECENSÉS EN 2021



La mortalité constatée en 2021 se compose ainsi de :

- **8 oiseaux appartenant à 7 espèces** : 1 Epervier d’Europe [sédentaire], 1 Martinet noir [sédentaire], 2 Faucon crécerelle [sédentaire ou migrateur], 1 Goéland argenté [sédentaire, individu en transit], 1 Buse variable [sédentaire], 1 Rougegorge familier [migrateur ou sédentaire], 1 Etourneau sansonnet [Migrateur/Hivernant] ;
- **3 chiroptères appartenant à 2 espèces** : 2 Pipistrelles communes [sédentaire], 1 Pipistrelle de Nathusius [migratrice].



Carte 2 : Localisation des cadavres

5.2 VARIABLES SERVANT A L'ESTIMATION DE LA MORTALITE REELLE

5.2.1 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 une fréquence de prospection trop élevée, les carcasses disparaissent avant le passage des observateurs. Dans ce cas, le temps moyen de persistance est faible et la mortalité certainement sous-évaluée. Ce paramètre engendrera un biais dans le calcul de l'estimation de la mortalité.

Les résultats des deux tests de persistance sont présentés dans les tableaux ci-dessous.

Taux de persistance des leurres déposés au pied des éoliennes.

		J+1		J+4		J+7/J+8		J+11		J+14	
		p	Tm	p	Tm	p	Tm	p	Tm	p	Tm
Moyenne (30 leurres)	P1	0,53	0,8 j	0,13	1,6 j	0,07	2,1 j	0,07	2,3 j	0,07	2,5 j
	P2	1,00	1,0 j	0,67	2,7 j	0,07	4,1 j	0,00	4,5 j	0,00	4,5 j
	Moy	0,77	0,9 j	0,40	2,2 j	0,07	3,1 j	0,03	3,4 j	0,03	3,5 j

Tm j+7 = temps moyen de persistance (en jours) durant un intervalle de 7 jours

p j+7 = taux de persistance durant l'intervalle (proportion de cadavres présents après 7 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. La variable « Période » a été considérée et retenue comme variable influençant la persistance dans le cas de ce parc. Ces valeurs sont ensuite utilisées par l'application pour les estimations globales présentées au chapitre 5.3.2.

Probabilité de persistance r calculée avec GenEst

GenEst	Période 1			Période 2		
	Médiane	[IC 10 - 90%]		Médiane	[IC 10 - 90%]	
Probabilité de persistance (r)	0,38 à j+7	0,28	0,48	0,66 à j+4	0,57	0,74

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

- **Temps moyen de persistance (Tm) = 2,1 j à j+7 (première période) et 2,7 à j+4 (seconde période)**, pour un temps moyen sur l'année de 3,1 j à j+7 et 2,2 j à j+4 ;
- **Taux de persistance (p) = 7 % à j+7 (première période) et 67% à j+4 (seconde période)**, pour un taux moyen sur l'année de 7 % à j+7 et 40 % à j+4 ;

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>.

- **Probabilité de persistance (r) = 0,38 [IC 80 % : 0,28 - 0,48] (première période ; j+7) et r = 0,66 [IC 80 % : 0,57 - 0,74] (seconde période ; j+4).**

La persistance est équivalente au cours de l'année, mais grâce à la réduction de l'intervalle entre les prospections, elle apparaît comme inférieure en première partie de suivi meilleure en seconde partie de suivi.

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

L'efficacité des observateurs a été testée au sein des parcelles prospectables, à deux reprises. L'efficacité n'a pas été testée au sein des parcelles non échantillonnées appartenant à la classe de visibilité nulle.

Dans des conditions normales de recherche, 45 leurres ont été retrouvés par les observateurs sur les 65 disposés en deux sessions 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 plus un cadavre est ancien et donc dégradé.

L'efficacité de l'observateur a été modélisée pour chaque période et pour les deux niveaux de visibilité prospectés en période 2 (en période 1, le modèle le plus adapté est constant et n'intègre pas de différence entre les visibilité). Les résultats sont présentés dans le tableau ci-après :

Résultats des tests de détectabilité par classe de visibilité et par période obtenus avec GenEst

Niveau de visibilité	Période 1			Période 2		
	Médiane	[IC 10 - 90%]		Médiane	[IC 10 - 90%]	
Bonne				0,87	0,64	0,96
Moyenne				0,53	0,41	0,64
TOTAL	0,81	0,71	0,89	0,7	0,53	0,8

En moyenne, il en ressort un **taux d'efficacité (ou de détection) de 0,81 pour la période 1 et de 0,70 pour la période 2.**

Le taux moyen de détection est considéré comme bon sur l'ensemble de la période de prospection. Toutefois, on notera que la détectabilité est moindre dans les surfaces de moyenne visibilité.

5.2.3 AJUSTEMENT DE LA SURFACE REELLEMENT CONTROLEE (VARIABLE A)

Les surfaces de prospection étant variables selon la période de l’année, les coefficients ont été calculés sur deux périodes principales ; présentés en annexe 2.

Les surfaces de prospection sont globalement variables au cours de l’année sans distinction de périodes majeures. Ceci est lié à l’occupation du sol et à la présence de cultures agricoles (céréales & maïs) et de prairies. Toutefois, les coefficients ont été calculés sur deux périodes pour être en cohérence avec les deux périodes clef du cycle biologique des oiseaux et chiroptères défini précédemment.

Le tableau ci-dessous synthétise ces résultats par éolienne et par période.

Surface moyenne prospectée (%) par éolienne et par période en 2021

Éolienne	Surface moyenne prospectée (%)		
	Période 1	Période 2	Période globale
E1	69 %	46 %	57,5 %
E2	29 %	53 %	41 %
E3	84 %	34 %	59 %
E4	98 %	72 %	85 %
E5	83 %	67 %	75 %
E6	55 %	63 %	59 %
Moyenne sur l'ensemble du parc :	70 %	56 %	63 %

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 **63 %**. C’est cette surface moyennée à l’ensemble du parc pour l’ensemble de la période suivie, ainsi que celles correspondant aux deux grandes périodes (70 % et 56 %) qui sont renseignées dans l’application EolApp. L’application GenEst, quant à elle, différencie la surface moyenne prospectée pour chaque éolienne et par période.

La surface de prospection apparaît bonne pour la période 1 avec une valeur de 70 %. Elle apparaît plus faible pour la période 2 avec une valeur de 56 %, ce qui reste statistiquement robuste.

Elle est par ailleurs hétérogène entre les périodes par éolienne avec un minimum à 29 % pour E2 en période 1 ou encore à 34 % pour E3 en période 2. Ceci diminue la probabilité de découverte des cadavres autour de ces machines et pourra engendrer un biais dans les estimations de mortalité. Cependant, sur l’ensemble du suivi, les éoliennes ont une surface moyenne prospectée supérieure à 40 % (57 % pour E1, 41 pour E2, 58 % pour E3, 85 % pour E4, 74 % pour E5 et 58 % pour E6), ce qui autorise des estimations statistiques suffisamment robustes (Behr *et al.*, 2011).

5.2.4 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 de la période 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. Si estimation statistique il y avait, il serait nécessaire de traiter les données des 2 périodes indépendamment pour des raisons strictement mathématiques (différences d’intervalle entre les passages, de surface prospectée, de persistance, voire d’efficacité) mais également d’analyse des résultats (écologie des espèces différente). Des cadavres ont été détectés à chacune des deux périodes, et au sein des deux groupes. Le nombre de cadavres est suffisamment important pour lancer des estimations par période, 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 moyenne de recherche est assez bonne et les incertitudes générées globalement faibles.

S’agissant de la persistance, les deux tests ont été effectués de façon standardisée aux deux phases suivies. L’échantillon de cadavres posés est suffisamment grand pour considérer que les tests sont suffisamment représentatifs. 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.

Enfin, s’agissant des surfaces prospectées, des biais importants doivent être considérés. La surface de prospection moyenne est de 62%, ce qui est permet, malgré les manques, des estimations suffisamment robustes. Toutefois, une variabilité importante par éolienne et période existe (occupation du sol, prairie pâturée, etc.). Les interprétations faisant suite aux estimations prennent compte de ces biais.

En conséquence de tous ces éléments, des estimations statistiques ont été poursuivies à l’échelle de chacune des deux périodes, en scindant les estimations oiseaux de celles des chiroptères. Des estimations par éolienne, tous groupes et toutes périodes confondues, ont également pu être produites.

5.2.5 CORRECTIF LIE A LA PERIODE D’ETUDE

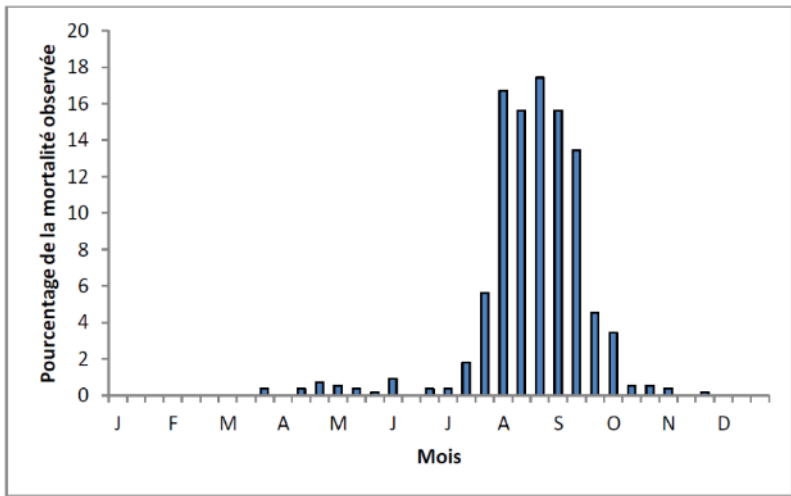
Les estimations de la mortalité ont été réalisées sur la base des 34 passages compris entre le 17/05 et le 05/11/2021 pour l’ensemble des éoliennes. Cette période correspond à la période principale d’activité pour les chauves-souris et, pour les oiseaux, couvre une partie des migrations pré et postnuptiale, et toute la période de reproduction. Toutefois, des cas de mortalité se produisent également en dehors de cette période, notamment pour les oiseaux, actifs toute l’année.

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

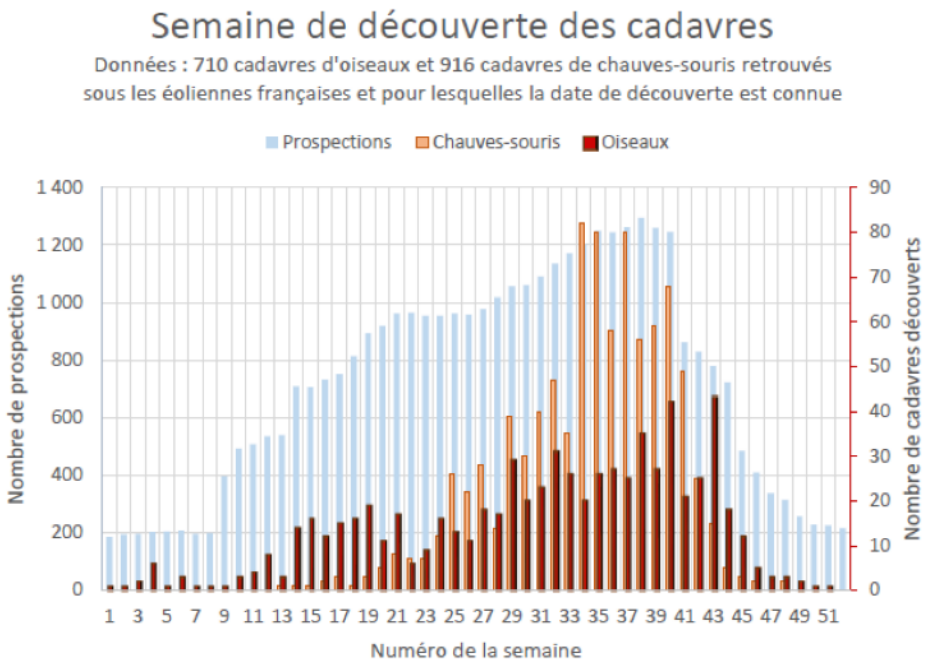
Référence	Proportion de cadavres découverts
Lepercq (2018)	86 % entre fin juillet et début octobre
Beucher & al., 2013	73 % entre le 15 juillet et le 31 octobre
Cornut & Vincent, 2010	80 à 83 % entre le 15 juillet et le 31 octobre
Biotope, 2011	83 % entre le 1er août et le 31 octobre
Dulac, 2008	91 %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



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 des cadavres découverts (2nde colonne) en 2021

Pourcentage de mortalité (toutes espèces)	Chiroptères		Oiseaux	
Mi-mai à juillet (semaines 20 à 30) => période de reproduction	20 %	NA	25 %	4 cadavres
Août à octobre (semaines 31 à 43) => migration postnuptiale, mouvements locaux	75 %	3 cadavres	50 %	3 cadavres
Reste de l’année (semaine 44 prospectée)	5 %	NA	25 %	1 cadavre

Ainsi, sur la base des données bibliographiques et les résultats recueillis en 2021, **il apparaît que les résultats de suivi obtenus sur le parc de Plémy sont représentatifs quant à la répartition temporelle des cadavres de chauves-souris, mais absolument pas concernant les oiseaux.**

Le suivi couvre une période correspondant théoriquement à :

- Un peu plus de 95 % de la mortalité des chiroptères :
- Un peu plus de 75 % 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 concernent uniquement la période suivie. Aucune extrapolation de la mortalité estimée ne peut néanmoins être réalisée sur la période non suivie.**

5.3 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 3.2.3.2), 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 (Oikostat)). 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	Dossier		
Période du suivi	mi Mai - début Novembre 2021	Période 1 mi Mai- fin Juillet 2021	Période 2 début Août - début Novembre 2021
Nbre d'éoliennes suivies	6	6	6
C (nombre de cadavres brut découverts sous les éoliennes dans un rayon de 50 m)	11	4	7
d (taux de détection moyen)	0,69	0,82	0,56
p (taux de persistance durant l'intervalle)	0,1	0,1	0,7
Tm (durée moyenne de persistance durant l'intervalle)	3,1 jours (intervalle 7j)	2,1 jours (intervalle 7j)	2,7 jours (intervalle 3j)
r (probabilité de persistance – calcul GenEst)	/	0,38 [IC 80% : 0,28 - 0,38] (à j+7)	0,66 [IC 80% : 0,57 - 0,74] (à j+3)
I (intervalle moyen entre 2 visites)	5,2	7,1	4,3
n (nombre de passage)	34	11	23
Sk (surface prospectée moyenne)	63 %	70 %	56 %

5.3.1 ESTIMATIONS DE LA MORTALITE AVEC EOLAPP

Le tableau suivant présente les résultats des estimations de la mortalité réelle pour le parc de Plémy (6 éoliennes, du 17 mai au 05 novembre 2021). Au vu du faible jeu de données, la distinction par période et par groupe impacté n’a pas 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 ¹⁴)	Mortalité brute	Erickson			Huso			Jones		
		Médiane	[IC 10 - 90%]		Médiane	[IC 10 - 90%]		Médiane	[IC 10 - 90%]	
TOTAL	11	25,2	15,1	37,9	39,8	24,2	58,2	41,6	25,2	60,9

¹⁴ EolApp permet de sélectionner le principe méthodologique utilisé pour le calculer les intervalles de confiance : « bootstrap non-paramétrique » ou « bootstrap paramétrique ». La première option est la plus fiable avec un nombre limité de passages ou de cadavres détectés. La deuxième méthode est pertinente uniquement pour des

Le modèle d’Huso donne une valeur médiane totale de la mortalité d’environ **40 oiseaux et chiroptères [IC 80 % : 24 - 58] impactés sur l’ensemble du parc sur l’ensemble du suivi** (mi-mai à début novembre, sur 34 passages).

Le modèle de Jones donne une valeur médiane totale de la mortalité d’environ **41 oiseaux et chiroptères [IC 80 % : 25 - 60] impactés sur l’ensemble du parc sur l’ensemble du suivi** (mi-mai à début novembre, sur 34 passages).

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

5.3.2 ESTIMATIONS DE LA MORTALITE AVEC GENEST

Les tableaux suivants présentent les résultats des estimations de la mortalité réelle pour le parc de Plémy (6 éoliennes, du 17 mai au 05 novembre 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	Période ou visibilité	Mortalité brute	Période 1			Période 2			Ensemble du suivi		
			Médiane	[IC 10 - 90%]		Médiane	[IC 10 - 90%]		Médiane	[IC 10 - 90%]	
Chiroptères	PERIODE 1	0	NA	NA	NA				8,7	3,2	16,2
	PERIODE 2	3				8,7	3,2	16,2			
Oiseaux	PERIODE 1	4	18,2	7,9	32,8				51,4	27,3	84,1
	PERIODE 2	4				31,0	12,1	60,8			
			18,2	7,9	32,8	39,9	20,1	71,5			

Chacun des résultats correspond à des analyses statistiques indépendantes réalisées par catégories (par période et par groupe, uniquement par groupe et uniquement par période). C'est pourquoi les résultats pouvant correspondre à des totaux ne s'additionnent pas.

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.

Résultats des estimations de la mortalité réelle par éolienne obtenus avec GenEst

	Médiane	[IC 10 - 90%]	
E1	5,9	1	15,8
E2	7,4	1	19,1
E3	21,28	5,4	44,4
E4	9,1	3	16,4
E5	7,29	2	14,6
E6	6,5	1	16,6

Les résultats obtenus par groupes ou périodes présentent des intervalles de confiance plus ou moins resserrés selon les estimations, mais ceux-ci montrent néanmoins une bonne fiabilité globalité.

Les différences observées entre les estimations par éoliennes mettent en relief une **mortalité brute et estimée supérieure pour l'éolienne E3** (niveau de prospection moyen de 58 %, tous les cadavres ayant par ailleurs été trouvés en seconde partie du suivi, lorsque le taux de prospection est tombé à 34%), il s'agit a priori de la **machine ayant le plus d'impact sur les oiseaux**. Cependant, au vu de la taille limitée du jeu de données par éolienne, il convient d'être prudent dans une éventuelle interprétation quantitative des résultats.

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 éolienne, par période et par groupe sur l'ensemble des paramètres).

Pour le parc de Plémy et au cours du suivi de 2021, les estimations de la mortalité réelle avec GenEst donnent une valeur médiane de la mortalité d'environ **9 chiroptères [IC 80 % : 3 - 16] et 51 oiseaux [IC 80 % : 27 - 84]**.

La mortalité estimée des **chiroptères** apparaît nulle en première partie, cela reflète un biais dû à l'absence de données brutes de mortalité sur cette période. Il est plus probable que la mortalité soit négligeable sur cette période, mais non pas nulle. La mortalité des chiroptères, concentrée sur la période d'août et septembre, est faible sur le parc de Plémy.

Dans le même sens, la mortalité des **oiseaux** apparaît supérieure en deuxième période de suivi (18 entre mai et juillet contre 31 entre août et début novembre). Elle est de niveau moyen.

La mortalité est comprise entre 6 et 21 cadavres par éolienne, chauves-souris et oiseaux confondus.

- **8 oiseaux appartenant à 7 espèces** : 1 Epervier d'Europe [sédentaire], 1 Martinet noir [sédentaire], 2 Faucon crécerelle [sédentaire ou migrateur], 1 Goéland argenté [sédentaire, individu en transit], 1 Buse variable [sédentaire], 1 Rougegorge familier [migrateur ou sédentaire], 1 Etourneau sansonnet [Migrateur/Hivernant] ;
- **3 chiroptères appartenant à 2 espèces** : 2 Pipistrelles communes [sédentaire], 1 Pipistrelle de Nathusius [migratrice].

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

Ils ont également été analysés à partir de l'application « GenEst », développée par Huso & Dalthorp (USGS). Les résultats obtenus avec cette seconde méthode ont été conservés car elle permet un ajustement plus fin aux conditions réelles de suivi. Ainsi, l'estimation de la mortalité réelle aboutit à des valeurs médianes de la mortalité d'environ **9 chiroptères [IC 80 % : 3 - 16] et 51 oiseaux [IC 80 % : 27 - 84] sur l'ensemble du suivi** (mai - début novembre). La mortalité est variable au cours des périodes du suivi, en fonction de l'écologie des espèces impactées mais reste **globalement faible pour les chiroptères à moyenne pour les oiseaux**. Le bridage préventif mis en place montre une certaine efficacité, principalement sur les chauves-souris et sur les oiseaux migrateurs (la plupart des oiseaux impactés sont très majoritairement diurnes). **L'ensemble des paramètres de bridage semblent suffisant au vu des estimations globales obtenues.**

5.4 CONCLUSION DU SUIVI DE LA MORTALITE

Ce premier suivi réalisé sur le parc de Plémy a fait l'objet de **34 passages répartis entre le 17 mai et le 11 novembre 2021**, avec un intervalle entre les passages de 7 j jusqu'à fin juillet puis de 3,5 j jusqu'à fin août, soit un **intervalle moyen entre les passages de 5,2 jours**. Les **6 éoliennes** du parc ont été suivies selon le protocole national (2018) sur l'ensemble de la période. Les recherches ont été réalisées dans un **rayon de 50 m** autour du mât. La **surface moyenne de prospection est de 62 % sur l'intégralité du suivi**, avec une variabilité au cours de l'année et entre les éoliennes. Les tests de détection réalisés montrent une **détectabilité moyenne de 75 %**. Les tests de persistance réalisés à partir de 30 leurres montrent un **taux de persistance de 7 % (première période) à 67 % (seconde période)** durant l'intervalle (7 j pour la première période et 3,5 j pour la seconde).

11 cadavres ont été découverts, parmi lesquels :



6. EVALUATION DES IMPACTS PAR COLLISION ET BAROTRAUMATISME

6.1 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 de ces espèces susceptibles d'être impactées, par exemple le la Buse variable et le Faucon crécerelle, cette dernière espèce étant la plus fortement impactée. Les oiseaux locaux (Epervier, Martinet noir, Goéland argenté) sont également impactés.

En revanche, les risques de collisions sont anecdotiques pour les passereaux migrateurs.

Les tableaux ci-dessous présentent le niveau d'impact avéré du parc de Plémy 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 2) 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
Epervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i>	LC	LC	NA	LC	Faible (72 en Europe, dont 13 en France)	Faible 1 cadavre (E5, 17/05/21) [Reproducteur]	Faible	Faible	Négligeable
Martinete noir <i>Apus apus</i>	NT	NT	DD	LC	Faible (412 en Europe, dont 121 en France ¹⁵)	Faible 1 cadavre (E5, 30/06/21) [Reproducteur]	Faible	Faible	Négligeable
Faucon crécerelle <i>Falco tinnunculus</i>	LC	NT	NA	LC	Assez fort (614 en Europe dont 108 en France)	Moyen 2 cadavres (E6, 21/07/21 et E3, 29/10/21) [Reproducteur ou migrateur possible]	Assez fort	Faible	Faible
Goéland argenté <i>Larus argentatus</i>	LC	NT	NA	VU	Assez fort (1123 en Europe dont 7 en France)	Faible 1 cadavre (E3, 21/07/21) [Reproducteur]	Faible	Faible	Négligeable
Buse variable <i>Buteo buteo</i>	LC	LC	NA	LC	Moyenne (865 cas en Europe, dont 81 en France)	Faible 1 cadavre (E3, 30/08/21) [Reproducteur]	Faible	Faible	Négligeable

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

	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
Rougegorge familial <i>Erithacus rubecula</i>	LC	LC	NA	LC	Faible (164 en Europe, dont 34 en France)	Faible 1 cadavre (E2, 22/10/21) [Sédentaire ou Migrateur]	Faible	Faible	Négligeable
Etourneau sansonnet <i>Sturnus vulgaris</i>	LC	LC	LC	LC	Faible (216 en Europe dont 48 en France)	Faible 1 cadavre (E1, 05/11/21) [Migrateur/Hivernant]	Faible	Faible	Négligeable

A l'exception de l'Etourneau sansonnet, toutes ces espèces sont néanmoins 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 pâles d'éoliennes pour chaque mois du suivi.

Evaluation du niveau d'impact par période de l'année

	Mortalité brute - 2021	Mortalité estimée avec GenEst par périodes - 2021	Niveau d'impact par mois
Mai	1 Epervier d'Europe	Période 1 : 18,1 oiseaux [IC 80 % : 7,9 - 32,8]	Négligeable
Juin	1 Martinet noir		Négligeable
Juillet	1 Faucon crécerelle 1 Goéland argenté		Faible
Août	1 Buse variable	Période 2 : 30,9 oiseaux [IC 80 % : 12,1 - 60,8]	Négligeable
Septembre	-		Négligeable
Octobre	1 faucon crécerelle 1 Rougegorge familial		Faible
Novembre (pro parte)	1 Etourneau sansonnet		Négligeable

6.2 CHAUVES-SOURIS

3 cadavres de chauves-souris ont été retrouvés au cours des 34 passages réalisés de mai à début novembre 2021. L'évaluation ci-dessous se base sur les résultats du suivi de la mortalité et du suivi



acoustique à hauteur de nacelle. Les tableaux ci-dessous présentent le niveau d’impact par espèce puis par mois.

Statuts et enjeux des espèces de chauves-souris impactées en 2021 et niveaux d’impacts associés

				1	2	1 x 2 = 3	4	3 x 4 = 5
	LRE	LRN	LRR	Sensibilité à l'impact (maximum entre Dürr, mai 21 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)	Faible ----- 2 cadavres (E4, 30/08/21, ; E4, 07/09/21) ----- Activité nacelle Mai : 1 nuit de forte activité Juin : 1 nuits de forte et 2 nuits de très forte activité Juillet : 6 nuits de forte activité Août : 8 nuits de forte activité Septembre : 9 nuits de forte activité et 5 nuits de très forte activité Octobre : 4 nuits de forte activité et 1 nuit de très forte activité ----- [Locale, migratrice possible]	Faible	Faible	Négligeable
Pipistrelle de Nathusius <i>Pipistrellus nathusii</i>	LC	NT	NT	Forte (1 627 en Europe, dont 276 en France)	Faible ----- 1 cadavre (E4, 10/09/21) ----- Activité nacelle Septembre : 1 nuits d'intense activité (14/09/21) ----- [Migratrice]	Moyen	Moyen	Faible

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.

Ces deux 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.

Les tableaux ci-dessous détaillent les risques de collision pour chaque mois du suivi.

Évaluation du niveau d’impact par période de l’année

	Activité à hauteur de nacelle - 2021	Mortalité brute - 2021	Mortalité estimée avec GenEst par périodes - 2021	Niveau d’impact
Mars	Activité nulle (aucun contact)	RAS	Période 1 : Absence de données brutes permettant la réalisation d’estimations	Nul
Avril	Activité faible (< 50 contacts par mois),	RAS		Négligeable
Mai	Activité modérée (< 90 contacts par mois), 1 nuit de forte activité de Pipistrelle commune et 1 nuit d’activité forte de Noctule de Leisler	RAS		Négligeable
Juin	Activité très élevée dominée par les Pipistrelles communes et de Kuhl (moyenne de 16,9 contacts/nuit pour ces deux espèces) avec 3 pics (à plus de 50 contacts/nuit), 7 nuits avec Q>75%. 7 contacts de Pipistrelle de Nathusius	RAS		Négligeable
Juillet	Activité très élevée avec une moyenne de 14,1 contacts/nuit et 4 pics. 9 nuits avec Q>75%. 5 contacts de Pipistrelle de Nathusius. 22 contacts de Noctule de Leisler et 1 de Noctule commune. Activité des Pipistrelles communes élevée (8 nuits Q>75%). Activité des Pipistrelles de Kuhl moyenne (2 nuits Q>75%)	RAS		Négligeable
Août	Activité élevée avec une moyenne de 12,3 contacts/nuit. 9 nuits avec Q>75%. 2 contacts de Pipistrelle de Nathusius.	1 Pipistrelle commune	Période 2 : 8,7 chiroptères [IC 80 % : 3,1 - 16,2]	Négligeable
Septembre	Activité très élevée avec 16 nuits Q>75% (toutes espèces). Activité des Pipistrelles de Nathusius faible (9 contacts) dont une nuit de forte activité.	1 Pipistrelle de Nathusius 1 Pipistrelle commune		Faible
Octobre	Activité très élevée (moyenne de 19,5 contacts/nuit) largement dominée par les Pipistrelles communes et de Kuhl	RAS		Négligeable
Novembre	Activité nulle (aucun contact)	Pas de suivi		Nul

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

Pour rappel, un bridage préventif a été mis en place avant le suivi 2021. Ce bridage a très certainement eu une influence bénéfique pour les chiroptères et permet d'expliquer les niveaux d'impacts faible à négligeable observés.

Afin de mettre en exergue l'utilité du bridage préventif appliqué sur le parc de Plémy, le tableau ci-dessous présentent les pourcentages des activités globales protégées toutes espèces confondues en fonction des vitesses de vent et des températures.

Echelle d'interprétation du niveau d'activité globale protégé

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

Niveau d'activité globale protégé par le bridage actuel sur le parc de Plémy

Mois	Bridage en cours Taux de protection global obtenu grâce au bridage	Toutes espèces confondues		
		Nombre contacts total	Nombre contacts protégés	Activité globale protégée
Janvier	Aucun bridage	-	-	-
Février	Aucun bridage	0	-	-
Mars	Aucun bridage	0	-	-
Avril	≤ 3 m/s -0h30 à +10h30 ≥ 9°C 0 %	7	0	NA
Mai	≤ 4 m/s -0h30 à +9h30 ≥ 11°C 68 %	79	54	NA
Juin	≤ 5 m/s -0h30 à +8h30 ≥ 13°C 76 %	548	415	NA
Juillet	≤ 6 m/s -0h30 à +8h30 ≥ 13°C	436	403	NA

Mois	Bridage en cours Taux de protection global obtenu grâce au bridage	Toutes espèces confondues		
		Nombre contacts total	Nombre contacts protégés	Activité globale protégée
	92 %			
Août	≤ 5 m/s -0h30 à +9h30 ≥ 13°C 87 %	381	331	NA
Septembre	≤ 6 m/s -0h30 à +10h30 ≥ 11°C 97 %	1484	1420	50 à 70 %
Octobre	≤ 6 m/s -0h30 à 10h30 ≥ 9°C 99 %	603	595	NA
Novembre	≤ 4 m/s -0h30 à +10h30 ≥ 9°C -	0	-	NA
Décembre	Aucun bridage	-	-	-

Au vu des résultats, les niveaux de protection supérieurs de l'activité globale des chiroptères sur le parc de Plémy sont atteints ici grâce au bridage, ce dernier étant parfaitement efficace.

En conclusion, un niveau d'impact pour chacune des espèces impactées constaté par la mortalité en 2021 (et, en complément, par l'activité à hauteur de nacelle pour les chauves-souris) sur le parc de Plémy 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 de niveau faible à négligeable pour les oiseaux et de niveau négligeable à faible pour les chauves-souris (faible pour la Pipistrelle de Nathusius, négligeable pour la Pipistrelle commune).**

Le risque de collision qui en découle est, pour les oiseaux, de niveau faible à négligeable sur l'ensemble de la période suivie en 2021.

Pour les chauves-souris, il est négligeable pour l'ensemble de la période suivie en 2021 hormis pour le mois de septembre où il apparaît faible.

Au vu des niveau d'impacts négligeable à faible, il n'apparaît pas nécessaire de proposer des mesures complémentaires au bridage déjà appliqué sur ce parc. Toutefois, il conviendra de maintenir le bridage actuel afin de minimiser l'impact des machines sur les oiseaux et les chiroptères, notamment sur les espèces migratrices comme la Pipistrelle de Nathusius dont un cadavre a été retrouvé au pied de l'éolienne E4.



7.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.

Arnett 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-Patraca 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 Parthénopé, éditions Biotopé, Mèze. MNHN, Paris, 2^{ème} éd. 544 p.

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

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

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

Azam C., Le Viol I., Julien J-F., Bas Y. & Kerbiriou C. 2016. Disentangling the relative effect of light pollution, impervious surfaces and intensive agriculture on bat activity with a national scale monitoring program. Landscape Ecology, 31 (10). 2471-2483.

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

Bach L., Bach P. & Niemann 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 sensing 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. Biotopé, 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, Niemann 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-Westfalendans Windenergie und vogel : Ausmass und bewaltigung 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 Threeee 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 conflics 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-Weissbahn H. 2002. Welche Auswirkungen haben Windenergieanlagen auf Fledermäuse? Der Flattermann 14(2): 31-32

Brinkman R., Schauer-Weissbahn 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 fatalies 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.crpfr.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 Windkrafttopfern. 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.

TBm environnement. 2021. Liste des Mammifères de la région Bretagne et statut de rareté. Document interne actualisé.

TBM environnement. 2021. Liste des Oiseaux nicheurs de la région Bretagne 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 Martys. 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 Windenergieranlagen. Rapport inédit pour Landes-amt 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 Windenergieranlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMW) 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 10.10007/978-3-319-51272-3_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.

Hötker 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.

Hötker 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 RM. 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.

Huttrer 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 developmentat 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. & Dziock 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-Weissshahn 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 Dompaire (88). Biotope 107p.

Korner-Nievergelt F., Behr O., Brinkmann R, Etterson 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.

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. Plaquette 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

Mathews 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.

Mathews F, Richardson S, Lintott P, Hosken D. 2021. Understanding the Risk to European Protected Species (bats) at Onshore Wind Turbine Sites to inform Risk Management. 127p. University of Exeter.

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.

Nado 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 på fuglelivet. Fugles reaktioner på opførelse og ideoftsaettelsen af tjaereborgmoellen ved Det Danske Vadehav. Danske Vildundersoegelser 47: 44.

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

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

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

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

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

Rasram I. & 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. Hötker, 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., Micevli 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’Etude 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 Montbéliard. *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. 2015. Liste rouge des Mammifères de la région Bretagne (validée au CSRPN de 11 juin 2015)

UICN FRANCE. 2015. Liste rouge des oiseaux nicheurs de la région Bretagne (validée au CSRPN en 11 juin 2015).

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): aanvaringsslachtoffers en verstoring van pleisternde eenden, ganzen en zwanen. RIN-rapport 89/15, Arnhem.

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



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

Semaine	Date	Tâche	Intervalle (j)
20	17/05/2021	Suivi mortalité Test efficacité / détectabilité Test persistance (dépôt poussins)	-
	18/05/2021	Test persistance (vérif poussins J+1)	-
	21/05/2021	Test persistance (vérif poussins J+4)	-
21	24/05/2021	Suivi mortalité Test persistance (vérif poussins J+7)	7
	28/05/2021	Test persistance (vérif poussins J+11)	-
22	31/05/2021	Suivi mortalité Test persistance (vérif poussins J+14)	7
23	08/06/2021	Suivi mortalité	7
24	14/06/2021	Suivi mortalité	6
25	23/06/2021	Suivi mortalité	9
26	30/06/2021	Suivi mortalité	7
27	06/07/2021	Suivi mortalité	6
28	12/07/2021	Suivi mortalité	6
29	21/07/2021	Suivi mortalité Test efficacité / détectabilité	9
30	28/07/2021	Suivi mortalité	7
31	03/08/2021	Suivi mortalité	6
	06/08/2021	Suivi mortalité	3
32	10/08/2021	Suivi mortalité	4
	13/08/2021	Suivi mortalité	3
33	16/08/2021	Suivi mortalité	3
	19/08/2021	Suivi mortalité	3
34	23/08/2021	Suivi mortalité	4
	27/08/2021	Suivi mortalité	4
35	30/08/2021	Suivi mortalité	3
	02/09/2021	Suivi mortalité	3
36	06/09/2021	Test persistance (dépôt poussins)	-
	07/09/2021	Suivi mortalité Test persistance (vérif poussins J+1)	5
	10/09/2021	Suivi mortalité Test persistance (vérif poussins J+4)	3
37	14/09/2021	Suivi mortalité Test persistance (vérif poussins J+8)	4
	17/09/2021	Suivi mortalité Test persistance (vérif poussins J+11)	3
38	20/09/2021	Suivi mortalité Test persistance (vérif poussins J+14)	3
	24/09/2020	Suivi mortalité	4
39	28/09/2020	Suivi mortalité	4

Semaine	Date	Tâche	Intervalle (j)
	01/10/2021	Suivi mortalité	3
40	06/10/2021	Suivi mortalité	5
41	15/10/2021	Suivi mortalité	9
42	22/10/2021	Suivi mortalité	7
43	29/10/2021	Suivi mortalité	7
44	05/11/2021	Suivi mortalité	7



ANNEXE 2 : SURFACES PROSPECTEES PAR EOLIENNE AU COURS DU SUIVI

Pour chaque éolienne, les surfaces prospectées et non prospectées ont été différenciées.

PERIODE	Nbr de passages	E1			E2			E3			E4			E5			E6			% moyen de surface prospectée sur l'ensemble du parc :
		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	Prospectée (B + Moy)	Non prospectée (Nulle)	% prospecté	
1 (mi mai - fin juillet)	11	5396	2431	69%	2241	5585	29%	6551	1279	84%	7683	150	98%	6483	1344	83%	4300	3533	55%	69%
2 (début août - début novembre)	23	3602	4231	46%	4131	3720	53%	2625	5206	34%	5638	2194	72%	5218	2617	67%	4919	2918	63%	56%



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

Ordre	Nom_français	Nom_scientifique	Age	Sexe	Date_ramassage	Commune	Dpt	Coord_X_L93	Coord_Y_L93	Distance mat	Num_eolienne	Modele	H_mat	Dia_pales	Decouvreur	Identificateur	Moyen identification
Accipitriformes	Epervier d'Europe	<i>Accipiter nisus</i>	1A	M	17/05/2021	PLEMY	22	278568,65	6816642,55	34 m	E5	Enercon E70	54,5	70m	M. ROCHE	V. GUIHO	Visuel
Apodiformes	Martinet noir	<i>Apus apus</i>	+1A	?	30/06/2021	PLEMY	22	278559,78	6816657,83	32 m	E5	Enercon E70	54,5	70m	S.PERRIN	V. GUIHO	Visuel
Laridae	Goëland argenté	<i>Larus argentatus</i>	+1A	?	21/07/2021	PLEMY	22	279785,64	6816798,25	32 m	E3	Enercon E53	60	53m	M. ROCHE	M. ROCHE	Visuel
Falconidae	Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	+1A	F	21/07/2021	PLEMY	22	278233,89	6816756,26	52 m	E6	Enercon E70	54,5	70m	V.G et S.P	V.G et S.P	Visuel
Accipitriformes	Buse variable	<i>Buteo buteo</i>	+1A	?	30/08/2021	PLEMY	22	279798,69	6816816,63	19 m	E3	Enercon E53	60	53m	S.PERRIN	S.PERRIN	Visuel
Chiroptera	Pipistrelle commune	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	+1A	F	30/08/2021	PLEMY	22	278883,55	6816548,78	5 m	E4	Enercon E70	54,5	70m	S.PERRIN	S.PERRIN	Identification en labo
Chiroptera	Pipistrelle commune	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	+1A	F	07/09/2021	PLEMY	22	278869,57	6816538,52	21 m	E4	Enercon E70	54,5	70m	V.GUIHO	S.PERRIN	Identification en labo
Chiroptera	Pipistrelle de Nathusius	<i>Pipistrellus nathusii</i>	+1A	?	10/09/2021	PLEMY	22	278869.64	6816551.52	19 m	E4	Enercon E70	54,5	70m	V.GUIHO	S.PERRIN	Identification en labo
Passériformes	Rougegorge familier	<i>Erithacus rubecula</i>	VOL	?	22/10/2021	PLEMY	22	280020,51	6817063,68	37 m	E2	Enercon E53	60	53m	S.PERRIN	V.GUIHO	Visuel
Falconidae	Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	VOL	?	29/10/2021	PLEMY	22	279782,73	6816807,58	23,5 m	E3	Enercon E53	60	53m	V.GUIHO	V. GUIHO	Visuel
Passériformes	Etourneau sansonnet	<i>Sturnus vulgaris</i>	VOL	?	05/11/2021	PLEMY	22	280268,4626	6817199,85	15 m	E1	Enercon E53	60	53m	S.PERRIN	S.PERRIN	Visuel

*Age : +1A = adulte ; 1A = 1^{ère} année ; VOL = volant, âge non identifiable

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 5.3.1.

Sélectionner un fichier avec le nombre de cadavres trouvés :

Browse...

cadavres_tot.csv

Upload complete

Nb lignes lues = 34

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

Browse...

persistence_tot.csv

Upload complete

Nombre de lignes lues = 30

Méthode de calcul des intervalles de confiance

☒ Non-paramétrique

☐ Paramétrique

Intervalle de temps entre les passages =

5,2

Nombre de cadavres déposé pour étude de la détection =

65

Nombre de cadavres trouvé pour étude de la détection =

45

Pourcentage de la surface prospectée =

0,63

CALCULER

Données en entrée

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

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

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

7, 1, 1, 1, 1, ..., 8, 8, 8, 8, 8

Estimations avec leurs intervalles de confiance

Formule	Médiane	IC 2.5	IC 97.5	IC 0.10	IC 0.90
Erickson	25.21	10.93	46.05	15.13	37.93
Huso	39.85	17.59	69.67	24.26	58.17
Winkelman	63.05	25.71	135.89	36.10	103.68
Jones	41.61	18.32	72.90	25.26	60.95

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

Présentation de quelques captures d'écran.

- Résultats obtenus par groupe impacté et par période. Résultats présentés dans le tableau en partie 5.3.2.

General Inputs

Searcher Efficiency

Carcass Persistence

Mortality Estimation

Detection Probability

Model Inputs:

Carcass ID Column (CO)

carclD

Fraction of Facility Surveyed:

1

Date Found:

DateFound

Estimate

Clear Estimate

Splitting Mortality:

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

Search Schedule (SS) Variable:

Season

Carcass Observation (CO) Variable:

Group

Split Estimate

Transpose

Clear Split

Figures

Summary

Show 25 entries

Search:

	Group	Season	X	10%	25%	50%	75%	90%
1	bat	periode_1	0	0	0	0	0	0
2	bat	periode_2	3	3.19	5.78	8.67	12.33	16.23
3	bird	periode_1	4	7.89	12.34	18.15	25.64	32.76
4	bird	periode_2	4	12.14	20.03	30.95	44.29	60.79

Showing 1 to 4 of 4 entries

Previous

1

Next

Download

Iberdrola | Parc éolien de Plémy (22) - Suivi post-implantation 2021 | 15/04/2022

48

écosphère

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

GENERAL INPUTS	Test 1	
	DATAFILES INPUTS :	DWP_PERIODE
	Model inputs	
	Number of iteration	1000
SEARCHER EFFICIENCY	Confidence level	0,8
	Carcass Class Column	Season
	Model inputs	
	Observations	Efficacite1
	Predictor variables	Visibility
	Fixed k	0,75
CARCASS PERSISTENCE	Selection	
	p model /p ~	constant
	k model	0,75
	Model inputs	
	Last time present	LastPresent
	First time absent	FirstAbsent
MORTALITY ESTIMATION	Predictor variables	-
	Distributions	-
	Selection	
	Distribution	lognormal
	Location ~	constant
	Scale ~	constant
	Model inputs	
	Carcass ID	carcID
	Fraction of Facility Surveyed	1
	DWP	
	Date found	DateFound
	Split mortality	
	Search Schedule (SS) Variable	Season
	Carcass Observation (CO) Variable	Groupe

