



EOLIENNES DE L'ORMEAU



ENERGIE QUINCY



Parc éolien de Quincy-le-Vicomte 1 et 2 (Côte-d'Or)

Suivi post-implantation 2022

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

10/03/2023, modifié le 09/05/2023

INFORMATIONS & CONTACTS ●●●

Parc éolien de Quincy-le-Vicomte 1 et 2 (21) Suivi post-implantation 2022

Étude réalisée pour : Éoliennes de l'Ormeau / Énergie Quincy

🏠 29 rue des Rosati
62000 Arras

👤 **François TARAUD**
wpd windmanager
Responsable Environnement

📞 06 28 61 50 04

✉ gestion-environnement@wpd.fr

Étude réalisée par : ÉCOSPHÈRE Agence Centre-Bourgogne

🏠 112 rue du Nécotin, 45000 ORLEANS

☎ 02 38 42 12 90

Coordination	Laurent SPANNEUT Chef de projets
Suivi de mortalité	Élise ANDRÉ, Iserette ANDRÉ (tests), Loïc ROBERT Chargés d'études faune
Analyses faunistiques	Manon ACQUEBERGE, Hugo AUCLAIR, Bastien CORNIAUX Chargés d'études faune
SIG et cartographie	Ulysse BOURGEOIS Géomaticien
Contrôle qualité	Guillaume VUITTON Directeur de l'agence Centre-Bourgogne

CONTEXTE ●●●

Le parc éolien de Quincy-le-Vicomte est constitué de 7 éoliennes de type Vestas V100. Il a été mis en service en janvier 2019. Ce parc se situe sur la commune de Quincy-le-Vicomte dans le département de la Côte-d'Or (21). Il s'inscrit dans un contexte cultivé, à proximité de milieux boisés.

Afin de se conformer à la réglementation ICPE, les sociétés Éoliennes de l'Ormeau et Énergie Quincy, exploitantes des éoliennes, souhaitent faire réaliser un troisième suivi post-implantation. Conformément au protocole national réglementaire de 2018 et aux engagements des suivis post-implantation précédents, ce suivi permettra notamment de vérifier l'efficacité de la mesure de bridage chauves-souris mise en place en 2022 sur toutes les éoliennes en réponse aux résultats du second suivi réalisé en 2021.

Mission d'Écosphère :

Dans ce contexte, la mission d'Écosphère 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 début mai à début décembre, soit 7 mois) ;
- effectuer des recherches de cadavres au sol de début juin à début novembre (soit 5 mois) afin d'évaluer les mesures de réduction mises en place sur cette période ;
- évaluer les impacts par collision ou barotraumatisme ;
- proposer le cas échéant des mesures de réduction proportionnées.

Citation recommandée :

Écosphère, 2023. Parc éolien de Quincy-le-Vicomte 1 et 2 (Côte-d'Or). Suivi post-implantation 2022. Éoliennes de l'Ormeau / Énergie Quincy, Écosphère, Orléans, 52 p. + annexes

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle, hors du cadre des besoins de la présente étude, et faite sans le consentement de l'entreprise auteur est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L.122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal.

Référence interne étude : « Quincy-V Eol Sv 22 ».

SOMMAIRE

INFORMATIONS & CONTACTS	2
CONTEXTE	2
SOMMAIRE	3
RÉSUMÉ	4
1. CADRE TECHNIQUE ET RÉGLEMENTAIRE D'UN SUIVI POST-IMPLANTATION.....	7
1.1 CADRE RÉGLEMENTAIRE	7
1.2 DÉFINITION DU PROTOCOLE NATIONAL	7
1.3 APPLICATION DU PROTOCOLE NATIONAL À L'ÉCHELLE DU PARC SUIVI	7
2. PRÉSENTATION DU PARC ÉOLIEN	8
2.1 LOCALISATION ET CONTEXTE ÉCOLOGIQUE.....	8
2.2 CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DU PARC ÉOLIEN	8
2.3 DÉNOMINATION DES ÉOLIENNES	8
2.4 CARACTÉRISTIQUES TECHNIQUES DES ÉOLIENNES EN SERVICE	8
2.5 SITUATION ÉCOLOGIQUE ANTÉRIEURE – RAPPEL DE L'ÉTUDE D'IMPACT	9
2.6 RÉSULTATS DU PREMIER SUIVI POST-IMPLANTATION (2020)	9
2.7 RÉSULTATS DU DEUXIÈME SUIVI POST-IMPLANTATION (2021)	12
3. MÉTHODES DE TRAVAIL	16
3.1 SUIVI DE L'ACTIVITÉ CHIROPTÉROLOGIQUE	16
3.2 SUIVI DE MORTALITÉ DES CHAUVES-SOURIS ET DES OISEAUX	17
3.3 MÉTHODE D'ÉVALUATION DES ESPÈCES FRÉQUENTANT LE PARC.....	24
3.4 MÉTHODE DE DÉFINITION DES IMPACTS ET DES MESURES DE RÉDUCTION ADAPTÉES AU PARC	26
4. RÉSULTATS ET INTERPRÉTATIONS DU SUIVI ACOUSTIQUE EN NACELLE	27
4.1 VALIDITÉ DU MATÉRIEL UTILISÉ	27
4.2 DESCRIPTION DES ACTIVITÉS ENREGISTRÉES	27
4.3 SYNTHÈSE ET ÉVALUATION DES ACTIVITÉS.....	30
4.4 DISTRIBUTION DE L'ACTIVITÉ SELON LES VITESSES DE VENT.....	31
4.5 DISTRIBUTION DE L'ACTIVITÉ SELON LA TEMPÉRATURE	32
4.6 CONCLUSION DU SUIVI ACOUSTIQUE À HAUTEUR DE NACELLE EN 2022.....	32
4.7 COMPARAISON AVEC LES SUIVIS ACOUSTIQUES DE 2020 ET 2021	33
5. RÉSULTATS ET INTERPRÉTATIONS DU SUIVI DE MORTALITÉ	34
5.1 RÉSULTATS BRUTS	34
5.2 VARIABLES SERVANT À L'ESTIMATION DE LA MORTALITÉ RÉELLE	37
5.3 ESTIMATION DE LA MORTALITÉ RÉELLE (2022)	40
5.4 CONCLUSION DU SUIVI DE LA MORTALITÉ 2022	41
5.5 COMPARAISON AVEC LES SUIVIS DE LA MORTALITÉ DE 2020 ET 2021	42
6. ÉVALUATION DES IMPACTS PAR COLLISION ET BAROTRAUMATISME	44
6.1 OISEAUX	44
6.2 CHAUVES-SOURIS	45
7. MESURES DE RÉDUCTION DES RISQUES DE COLLISION.....	47
7.1 PROTECTION DES CHAUVES-SOURIS FRÉQUENTANT LE PARC PAR UN BRIDAGE NOCTURNE DIFFÉRENCIÉ	47
8. SUIVI DE L'EFFICACITÉ DES MESURES	48
9. BIBLIOGRAPHIE	49

ANNEXE 1 : DATES DE PROSPECTION DU SUIVI DE MORTALITÉ ET DES TESTS ASSOCIÉS	53
ANNEXE 2 : SURFACES PROSPECTÉES PAR ÉOLIENNE AU COURS DU SUIVI	54
ANNEXE 3 : SYNTHÈSE DES CADAVRES DÉCOUVERTS LORS DU SUIVI DE MORTALITÉ	55
ANNEXE 4 : ESTIMATIONS DE LA MORTALITÉ RÉELLE OBTENUES À PARTIR D'EOLAPP.....	56
ANNEXE 5 : ESTIMATIONS DE LA MORTALITÉ RÉELLE OBTENUES À PARTIR DE GENEST	57
ANNEXE 6 : PARAMÈTRES SERVANT À L'ESTIMATION DE LA MORTALITÉ RÉELLE AVEC GENEST 58	
ANNEXE 7 : ACTIVITÉ MENSUELLE SELON LA VITESSE DU VENT (2020, 2021 ET 2022)	59
ANNEXE 8 : ACTIVITÉ MENSUELLE SELON LA TEMPÉRATURE (2020, 2021 ET 2022).....	68

RÉSUMÉ

Ce résumé présente les éléments essentiels à retenir, exposés de manière synthétique. Il se veut pédagogique mais certains sujets restent très techniques. 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 Quincy-le-Vicomte est situé dans le département de la Côte-d'Or. Il est composé de 7 éoliennes implantées en cultures. La vallée de l'Armançon s'écoule à environ 2 km à l'est.

Ce parc a été mis en service en 2019 et deux suivis post-implantation ont été réalisés successivement, en 2020 et 2021. Le premier a conclu à un **impact significatif** sur la faune volante et a débouché sur des **mesures de réduction des impacts**. Des mesures de régulation nocturne ont été **mises en place à partir de l'année 2021**, entre juin et octobre. Le second suivi a mis en évidence que le plan de bridage instauré en 2021 a permis de rendre négligeables les niveaux d'impacts sur les chiroptères. Mais, compte tenu de sa vulnérabilité, **la Noctule commune a fait l'objet d'un renforcement du bridage afin de protéger environ 90 % de son activité, pour chaque mois de présence.** De nouvelles mesures de régulation nocturne ont ainsi été **mises en place en 2022**, entre juin et octobre.

Conformément à l'arrêté du 22/06/2020, un troisième suivi post-implantation a été réalisé au cours de l'année 2022 afin de vérifier l'efficacité des mesures correctives. Bien que les protocoles de suivi réglementaire soient respectés et qu'une interprétation globale des résultats soit effectuée, il s'agit notamment dans le cas présent de **vérifier l'absence de mortalité de Noctule commune** (suivi de mortalité), de même que l'absence de risque lié à un pic d'activité de la même espèce alors que le bridage serait inactif (suivi d'activité en nacelle).

❖ Méthodes de travail

Suivi à hauteur de nacelle

Comme en 2021, un suivi d'activité chiroptérologique en altitude a été mené. Il a été réalisé **en continu du 5 mai au 6 décembre 2022** depuis la nacelle de l'éolienne **Quin2**. L'appareil utilisé est un Batmode S+ de Bioacoustics technology GmbH™.

Le micro a été opérationnel du début à la fin du suivi.

Mortalité

Tout comme pour les suivis de 2020 et 2021, les **7 éoliennes du parc** ont été inspectées à chaque passage en appliquant la même méthode standardisée conforme au protocole ministériel de suivi environnemental des parc éoliens terrestres en vigueur depuis avril 2018.

L'objectif de ce troisième suivi post-implantation était de vérifier l'efficacité des modifications apportées aux mesures de régulation mises en place entre juin et octobre 2022. Aussi, le calendrier de suivi a été calqué sur ces exigences, avec **un total de 36 passages réalisés pour chaque éolienne et répartis des semaines 22 à 44 (de début juin à début novembre) comme suit :**

- 1 passage par semaine en juin et en juillet 2022 (intervalle moyen de 7 j) ;
- 2 passages par semaine entre début août et début novembre 2022 (intervalle moyen de 3,5 j afin prendre en compte la faible persistance constatée lors des suivis précédents sur cette période, celle-ci présentant le risque d'impact le plus important).

Les pales mesurant 50 m, les prospections ont été effectuées dans un rayon équivalent autour des mâts des machines.

Deux tests de persistance ont été réalisés (les 03/07 et 29/08/22) avec un suivi de la persistance à J+1, J+2, J+3, J+7 et J+14. Les **deux tests d'efficacité** des observateurs (27/06 et 12/09/22) ont consisté en la dépose de 97 leurres sur les différentes zones prospectables autour des éoliennes.

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

❖ Résultats du suivi acoustique à hauteur de nacelle

Au total, durant ce suivi 2022, **2 489 contacts de chauves-souris** ont été enregistrés par le Batmode sur l'éolienne Quin2. Les espèces les plus contactées sont dans l'ordre la **Noctule de Leisler (59 %)**, la **Noctule commune (23 %)** et la **Pipistrelle commune (5 %)**. La première est régulière entre juillet et octobre et abondante en août. La Noctule commune, contactée ponctuellement en juin, juillet, septembre et octobre, est plus régulière en août.

La plupart des nuits du mois de mai à fin juillet restent sous la barre de la cinquantaine de contacts par nuit. **À partir d'août, l'activité est globalement plus importante, avec plusieurs pics à plus de 120 contacts par nuit. L'activité y est régulière tout au long du mois.** De septembre à octobre, l'activité descend progressivement et ne dépasse qu'exceptionnellement 50 contacts/nuit (on note un pic exceptionnel à 343 contacts la nuit du 25/09/2022).

La répartition des contacts montre une préférence **pour les vitesses comprises entre 0 et 6 m/s, avec 82 % de l'activité totale (98 % sous 8 m/s)**, et pour des **températures supérieures à 13°C, avec 97 % des contacts.**

En 2022, l'activité a été nettement supérieure à 2021, principalement du fait d'une forte présence de Noctule de Leisler au cours du mois d'août. L'activité de Noctule commune, légèrement plus importante en 2022, reste irrégulière dans le temps (concentrée en août). Cette activité était concentrée au mois de septembre en 2021.

❖ Résultats du suivi de la mortalité

Résultats bruts

La mortalité constatée entre juin et novembre 2022 se compose de **4 individus :**

- **3 oiseaux appartenant à 3 espèces :** 1 Alouette des champs [locale], 1 Gobemouche noir [migrateur] et 1 Roitelet triple-bandeau [migrateur] ;
- **1 chiroptère :** 1 Noctule de Leisler [locale ou migratrice].

Les cadavres découverts sur le parc sont distribués de manière relativement homogène entre les éoliennes, avec 0 ou 1 découverte par éolienne pour l'ensemble de la période de suivi.

Les cadavres ont été trouvés entre le 11 juillet et le 27 octobre 2022. Toutefois, **3 des 4 cadavres ont été découverts entre le 11 juillet et le 25 août. Un seul cadavre d'oiseau a été découvert par la suite, fin octobre.**

Persistence des cadavres

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

- **temps moyen de persistance (Tm)** : 0,6 j (première période) et 1,3 j (seconde période) ;
- **taux de persistance (p)** : 0 % à j+3 comme à j+7 (première et seconde période) ;
- **probabilité de persistance (r)** : 0,12 à j+7 [IC 80 % : 0,10 – 0,14] (première période) et 0,45 à j+3 [IC 80 % : 0,38 – 0,52] (seconde période).

La persistance est extrêmement faible tout au long du suivi. Les biais liés à la disparition rapide des cadavres sont majeurs, tout particulièrement en première partie du suivi. Les probabilités de découverte de cadavre sont quasi nulles 2 à 3 j après leur collision (dans l'hypothèse d'une corrélation parfaite entre cadavres déposés lors des tests et cadavres provoqués par les collisions). La réduction de l'intervalle entre deux passages à partir de début août permet de réduire les biais sur cette période. Néanmoins, ces derniers restent très significatifs entre début août et début novembre.

Déteabilité (efficacité de l'observateur)

Le taux d'efficacité (ou de détection) est considéré comme moyen, avec une médiane de 63 % [IC 80 % : 56 % - 69 %] de leurres découverts sur l'ensemble de la période de prospection. Classiquement, on notera que la déteabilité est moins bonne dans les surfaces de moyenne visibilité.

Surface prospectée

La surface de prospection est bonne (67 %) bien qu'hétérogène entre les périodes. Elle est de 55 % en première période et de 71 % en seconde période. Il est à noter que toutes les éoliennes ont été prospectées à plus de 40 % pendant les périodes considérées. L'obtention d'estimations statistiques suffisamment robustes est généralement associée à cette moyenne de surface prospectée selon Behr *et al.*, 2011.

Elle est également considérée comme bonne pour l'ensemble des éoliennes, avec des taux variant entre 55 % et 75 %. Les biais liés à ce paramètre sont donc globalement limités, tout particulièrement en seconde partie du suivi, qui concerne la majeure partie des passages.

Estimations de la mortalité

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

Ils ont également été analysés à partir de l'application « GenEst », développée par Huso & Dalthorp (USGS). Les résultats obtenus avec cette seconde méthode ont été conservés car elle permet un ajustement plus fin aux conditions réelles de suivi. Ainsi, l'estimation de la mortalité réelle aboutit à des valeurs médianes théoriques de la mortalité d'environ **30 individus sur l'ensemble du parc [IC 80 % : 10 – 57]**.

Comparaison avec les résultats de 2020 et 2021

Malgré les forts biais, principalement liés à une très faible persistance et à un faible nombre de cadavres, l'estimation de la mortalité globale sur l'ensemble du suivi semble réaliste en 2022. Ainsi, la mortalité estimée est nettement inférieure à celle de 2020 et 2021, avec une répartition temporelle différente des précédentes années de suivi.

Pour les chauves-souris, les estimations obtenues ne peuvent pas être comparées, celles réalisées en 2021 et 2022 étant basées sur un échantillon statistique trop faible. Il est toutefois probable que les

estimations de 2022 soient plus proches de la réalité que celles de 2021, ces dernières étant vraisemblablement surestimées. L'absence de données brutes en première partie du suivi en 2022 est certainement liée non pas à une absence mais à un faible nombre réel de cas de mortalité sur cette période. L'activité enregistrée à hauteur de nacelle permet d'étoffer cette analyse. **Les niveaux d'activité ont été supérieurs en 2022 mais surtout en seconde partie du suivi. Le bridage suffisamment protecteur, défini fin 2021 à partir des données acoustiques de 2021 et effectif en 2022, est très efficace selon les données recueillies durant cette année.** Seul un cadavre de chauve-souris a été découvert durant le suivi 2022, et les taux de protection se sont révélés satisfaisants et suffisamment protecteurs par rapport aux estimations faites en fin 2021.

Pour les oiseaux, les estimations statistiques obtenues en 2022 présentent des biais majeurs. Cependant, les estimations de 2021 étaient probablement surestimées, notamment au regard de la mortalité brute constatée ces deux dernières années (7 cadavres trouvés sur 71 passages). Comme pour les chauves-souris, les estimations de 2022 sont vraisemblablement plus proches de la réalité que celles de 2021.

❖ Évaluation des impacts par collision

En conclusion, un niveau d'impact pour chacune des espèces dont des cas de mortalité ont été constatés en 2022 sur le parc de Quincy-le-Vicomte 1 et 2 a été défini, à partir du croisement entre l'intensité de l'impact et l'enjeu de conservation des espèces (en complément, l'activité à hauteur de nacelle a été prise en compte pour les chauves-souris). **Ce niveau d'impact est de niveau négligeable pour les oiseaux en 2022, tout comme en 2020 et 2021. Il est également négligeable pour les chauves-souris en 2022, grâce à la mise en place d'un plan de bridage efficace ayant permis d'abaisser les niveaux d'impacts évalués en 2020.**

L'amélioration des algorithmes de bridage pour l'année 2022, visant une protection maximale de la Noctule commune (espèce la plus sensible et dont les effectifs diminuent à l'échelle nationale), permet une bonne protection de l'espèce. De ce fait, bien que des variations interannuelles d'activité soient observées sur le parc de Quincy-le-Vicomte, la mortalité brute et estimée constatée en 2022 permet de conclure à un impact résiduel négligeable du parc sur la mortalité de l'avifaune et des chiroptères.

❖ Mesures de réduction des risques de collision, de suivi et d'accompagnement

Bridage nocturne

Le tableau ci-après récapitule, pour chaque mois, les paramètres des différents bridages effectifs durant l'année 2022. Il expose également les pourcentages de protection évalués en 2021, et ceux constatés avec le suivi de 2022.

Les paramètres sont tout particulièrement calculés pour tenir compte de la présence, rare mais quasi mensuelle, de la **Noctule commune**, espèce de haut vol en régression. Il est visé plus de 90 % de protection de son activité, ce qui maximise également la protection de l'activité des autres espèces. Les résultats mesurés en 2022 sont satisfaisants, 94 % des contacts étant obtenus en période de bridage. À noter un pourcentage plus faible en juin mais pour des résultats peu exploitables, l'espèce étant très peu présente sur cette période (9 contacts sur le mois en 2022).

Les pourcentages de protection restant très convenables, le même bridage sera recommandé pour 2023 et les années suivantes.

Mois	Bridage effectif pendant le suivi de 2022, à conserver pour 2023
Juin Durée de la nuit [8h30-8h]	$\leq 3,5$ m/s nuit complète $> 14^{\circ}\text{C}$ Protection estimée toutes espèces : 95 % (2021) ou 83 % (2022) Protection estimée Noctule commune : 89 % (2021) ou 67 % (2022)
Juillet Durée de la nuit [8h-9h]	$\leq 4,5$ m/s nuit complète + 1 heure avant le coucher du soleil $> 16^{\circ}\text{C}$ Protection estimée toutes espèces : 99 % (2021) ou 90 % (2022) Protection estimée Noctule commune : 100 % (2021) ou 97 % (2022)
Août Durée de la nuit [9h-11h30] Septembre Durée de la nuit [11h30-12h30]	≤ 5 m/s nuit complète $> 11^{\circ}\text{C}$ Protection estimée toutes espèces : 97 % (2021) ou 95 % (2022) Protection estimée Noctule commune : 95 % (2021) ou 94 % (2022)
Octobre Durée de la nuit [12h30-14h]	≤ 6 m/s nuit complète $> 8^{\circ}\text{C}$ Protection estimée toutes espèces : 97 % (2021) ou 94 % (2022) Protection estimée Noctule commune : 89 % (2021) ou 100 % (2022)

Suivi de l'efficacité des mesures

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

Sur le parc de Quincy-le-Vicomte 1 et 2, le bridage nocturne ne sera pas modifié en 2023, en raison de l'impact non significatif du parc sur l'avifaune et les chiroptères. De ce fait, **il n'est pas nécessaire d'effectuer un nouveau suivi de mortalité et d'écoute à hauteur de nacelle en 2023.**

Le suivi de 2022 a permis de confirmer le niveau d'impact avéré de niveau faible à négligeable défini en 2021.

On ajoutera que les **suivis 2022 de fréquentation de l'avifaune** (Cigogne noire, Milan royal) font l'objet de rapports séparés.

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

1.1 CADRE RÉGLEMENTAIRE

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 DÉFINITION DU PROTOCOLE NATIONAL

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

Entre 2016 et 2017, ce protocole national s'est avéré inadapté à l'usage et généralisait des mesures qui n'avaient en fait de sens que pour certains parcs. Des travaux associant les administrations, les professionnels de l'éolien (FEE & SER), les associations de protection de la biodiversité (LPO & SFPEM) et le Muséum National d'Histoire Naturelle ont permis alors d'aboutir à un nouveau consensus. Sur cette base, une décision ministérielle a été publiée le **5 avril 2018¹ avec un nouveau protocole national de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres.**

¹ Décision du 5 avril 2018, NOR : TREP1807992S

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 a minima des semaines 31 à 43,** 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 À L'ÉCHELLE DU PARC SUIVI

Dans le cas du parc éolien de Quincy-le-Vicomte, le suivi ayant été contractualisé et débuté en 2022, les préconisations du protocole national de suivi environnemental des parcs éoliens terrestres (avril 2018) s'y appliquent.

Le parc de Quincy-le-Vicomte a été mis en service en 2019 et deux suivis post-implantation ont été réalisés successivement, en 2020 et 2021. Le premier a conclu à un **impact significatif** sur la faune volante et a débouché sur des **mesures de réduction des impacts.** Des mesures de régulation nocturne ont été **mises en place à partir de l'année 2021,** entre juin et octobre. Le second suivi a mis en évidence que le plan de bridage instauré en 2021 a permis de rendre négligeables les niveaux d'impacts sur les chiroptères. Mais, compte tenu de sa vulnérabilité, **la Noctule commune a fait l'objet d'un renforcement du bridage afin de protéger environ 90 % de son activité, pour chaque mois de présence.** De nouvelles mesures de régulation nocturne ont ainsi été **mises en place en 2022,** entre juin et octobre.

Conformément à l'arrêté du 22/06/2020, un troisième suivi post-implantation a été réalisé au cours de l'année 2022 afin de vérifier l'efficacité des mesures correctives.

2. PRÉSENTATION DU PARC ÉOLIEN

2.1 LOCALISATION ET CONTEXTE ÉCOLOGIQUE

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

Situé à environ 6 km à l'ouest de Montbard, le parc éolien se trouve sur la commune de Quincy-le-Vicomte (Côte-d'Or), en cultures et lisière sud du Bois de Quincy. La vallée de l'Armançon est à environ 2 km à l'est.

Le parc est constitué de 7 éoliennes, toutes implantées en cultures.

Ce parc s'inscrit dans un contexte d'openfield, dominé par l'agriculture intensive. Il est situé sur un plateau calcaire bordé par deux vallées encaissées, le Ruisseau de Bornant à l'ouest et l'Armançon à l'est. Il n'y a pas d'habitations sur le plateau.



Contexte écologique aux abords des éoliennes (I. André - Écosphère)



Culture aux abords de l'éolienne Quin7 (I. André - Écosphère)

2.2 CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DU PARC ÉOLIEN

Le parc éolien de Quincy-le-Vicomte est composé de 7 éoliennes mises en service le 1^{er} janvier 2019.

Caractéristiques du parc éolien de Quincy-le-Vicomte

Date de mise en service	Janvier 2019	
Modèle	Vestas V100	
Nombre d'éoliennes	4 (Quin1 à Quin4)	3 (Quin5 à Quin7)
Exploitant	Éoliennes de l'Ormeau	Énergie Quincy
Puissance cumulée	8,8 MW	6,6 MW

2.3 DÉNOMINATION DES ÉOLIENNES

Les éoliennes sont numérotées de 1 à 7 du nord-ouest vers le sud-est avec par convention le préfixe Quin (**Quin1 à Quin7, le cas échéant abrégé en Q1 à Q7**). Le nom est apposé à la porte de chaque éolienne.

Une autre dénomination existe du fait de l'existence de deux exploitants. Les correspondances sont données par le tableau suivant.

Dénomination des éoliennes du parc éolien de Quincy-le-Vicomte

Exploitant	Éoliennes de L'Ormeau		Énergie Quincy	
Nom de l'éolienne	Quin1	EI-1	Quin5	EII-1
	Quin2	EI-2	Quin6	EII-2
	Quin3	EI-3	Quin7	EII-3
	Quin4	EI-4		

2.4 CARACTÉRISTIQUES TECHNIQUES DES ÉOLIENNES EN SERVICE

Caractéristiques des éoliennes Vestas V100

Hauteur du moyeu	100 m
Diamètre du rotor	100 m
Garde au sol	50 m
Zone de balayage du rotor	7 854 m ²
Puissance nominale	2,2 MW
Vitesse de connexion (cut-in wind speed)	3 m/s
Vitesse max d'arrêt (10 min en moyenne)	22 m/s
Vitesse de rotation maximale	17,8 tr/min
Vitesse de rotation minimale	9 tr/min en production

2.5 SITUATION ÉCOLOGIQUE ANTÉRIEURE – RAPPEL DE L'ÉTUDE D'IMPACT

Les volets avifaune (Gonzalez, 2006) et chiroptères (Gonzalez, 2007) de l'étude d'impact écologique réalisée en amont de la construction du parc ont pu être consultés.

Une analyse du contenu de l'étude d'impact écologique datant de 2007 est réalisée conformément aux objectifs du suivi, afin de pouvoir mesurer la conformité ou l'éventuel écart avec la situation écologique actuelle.

L'étude d'impact écologique se base sur des inventaires de terrain réalisés en 2006, pour les oiseaux, et 2007, pour les chauves-souris.

2.5.1 ENJEUX FAUNE

Les enjeux concernant la faune étaient globalement faibles à modérés.

2.5.1.1 L'avifaune

Les enjeux concernant les oiseaux nicheurs étaient faibles au droit des éoliennes, avec une diversité spécifique restreinte. Les lisières dans un rayon de 500 m présentaient un enjeu moyen pour l'avifaune.

En migration, les effectifs de rapaces étaient notables, avec par exemple des groupes de 14 Milans royaux le 20 mars ou de 13 Bondrées apivores le 13 mai. Des observations ponctuelles de Balbuzard pêcheur, Milan noir (13 en tout au printemps), Busard saint-Martin et Busard cendré ont été effectuées. Les grands voiliers ont également été notés : Cigogne blanche, Grue cendrée (plusieurs vols). Les risques d'impacts étaient moins bien connus à l'époque. Le danger pour les migrants était jugé peu important.

Concernant la perte d'habitat, la Caille des blés était identifiée comme pouvant subir un recul significatif, facilement compensé par la mise en jachère d'une bande de terre.

2.5.1.2 Les chiroptères

Aucune voie de déplacement marquée n'a pu être mise en évidence sur le site, alors qu'un intérêt fonctionnel a été identifié à Quincy et à la ferme de Bornant, où des gîtes d'Oreillard indéterminé et de Pipistrelle commune ont été respectivement découverts. Les espèces recensées sur la zone d'étude étaient la Noctule commune, le Murin de Natterer, le Murin de Daubenton, la Pipistrelle commune, la Barbastelle d'Europe, la Sérotine commune et l'Oreillard indéterminé. L'activité ne dépassait pas quelques contacts par heure.

Les risques de collision étaient évalués comme assez faibles pour les espèces résidentes. Bien que l'évaluation ne soit pas effectuée pour la migration, il est précisé qu'aucune voie migratoire ou de transit marqué n'a pu être identifiée au printemps comme à l'automne.

2.5.2 SYNTHÈSE

La zone d'implantation s'inscrit dans un contexte d'agriculture intensive, très anthropisé, dans lequel les fonctionnalités et la diversité écologique sont limitées.

2.6 RÉSULTATS DU PREMIER SUIVI POST-IMPLANTATION (2020)

À la suite de sa mise en service en 2019 et afin de se conformer à la réglementation ICPE, les sociétés Éoliennes de l'Ormeau et Énergie Quincy ont fait réaliser de manière conjointe, au cours de l'année 2020, **les suivis post-implantation selon le protocole national réglementaire 2018, mais également un suivi avifaune complémentaire afin d'adapter ce suivi au contexte du site.**

Dans ce contexte, différentes missions ont été réalisées :

- **un suivi acoustique en altitude** sur l'éolienne Quin2 entre mi-mai et mi-novembre 2020 (6 mois), équipée avec un Batmode S+ de Bioacoustics technology GmbH™ ;
- **un suivi de la mortalité** sur les 7 éoliennes sur une base de 39 passages répartis entre mi-mai et début novembre ;
- **un suivi migratoire et de fréquentation de l'avifaune ciblé sur les déplacements du Milan royal et de la Cigogne noire** (mission complémentaire du protocole national) ;
- une évaluation des impacts par collision ou barotraumatisme ;
- des propositions de mesures de réduction proportionnées.

2.6.1 SUIVI DE L'ACTIVITÉ CHIROPTÉROLOGIQUE EN ALTITUDE

2.6.1.1 Évaluation des niveaux d'activité au cours du suivi

Entre mi-mai et mi-novembre 2020, un total de 1 095 contacts a été enregistré. **La Noctule commune était l'espèce dominante** (370 contacts), suivie de près par la **Noctule de Leisler** (354 contacts), puis par les Pipistrelles de Kuhl (146 contacts) et commune (124 contacts). La présence de Pipistrelle de Nathusius était anecdotique (4 contacts). Les contacts restants correspondaient à des « Sérotules » (noctules ou sérotines) ou Pipistrelles indéterminées.

L'activité la plus importante a été enregistrée en **septembre** (313 contacts), en **août** (266 contacts), puis en juin-juillet-octobre (autour de 170 contacts par mois). **La Noctule commune était principalement présente en juillet et en août.**

Entre juillet et octobre, les moyennes des contacts par nuit des espèces migratrices de haut vol étaient importantes. Elles étaient toutes comprises entre 5 et 8, avec un pic à 8,1 pour le mois d'août.

Écosphère a produit un référentiel d'activité en altitude (« Altisphère ») compilant de nombreux suivis réalisés entre 2011 et 2019. À partir de ce référentiel et sur la période du suivi 2020 (186 nuits suivies, dont 68 « positives »), **28 nuits (soit 15 % des nuits suivies, et 41 % des nuits « positives ») ont été classées comme ayant une activité chiroptérologique globale sensiblement importante, de juin à octobre inclus.**

2.6.1.2 Répartition de l'activité en fonction de l'heure de la nuit et des conditions météorologiques

Plus de 96 % de l'activité globale sur l'ensemble du suivi a été enregistrée entre une heure avant le coucher du soleil et 9 heures après.

La très grande majorité des contacts (97,8 %) a été enregistrée à des vitesses de vent moyennes inférieures à 5,5 m/s, et 92 % à des vitesses moyennes inférieures à 4 m/s.

Tous les contacts ont été enregistrés à des températures nocturnes moyennes comprises entre 7 et 33°C, avec une répartition différente selon les périodes considérées (**mai : 18-26°C ; juin-juillet : 15-29°C ; août-septembre : 11-33°C ; octobre-novembre : 7-18°C**).

2.6.2 SUIVI DE LA MORTALITÉ

2.6.2.1 Méthodes de travail

Les 7 éoliennes du parc ont été prospectées dans un rayon de 50 m.

Elles ont été suivies entre mi-mai et mi-novembre 2020 (soit 6 mois). L'intervalle entre les passages était de 7 jours de mi-mai à début août (13 passages) puis de 3,5 j jusqu'à la fin du suivi (26 passages), pour un total de 39 passages. Deux tests de persistance ont été réalisés (15/06/20 et 24/08/20) avec 24 leurres. Les observateurs ont été testés à deux reprises.

Des estimations de la mortalité ont été réalisées à partir des applications EolApp et GenEst. Comme demandé par le protocole national 2018, ces applications permettent d'obtenir une médiane et les intervalles de confiance à 80 % ou 95 % des estimations de mortalité obtenues.

2.6.2.2 Résultats

Un total de **25 cadavres** a été découvert en 2020, **12 chauves-souris** (Pipistrelles commune/pygmée, de Kuhl et de Nathusius, Noctules commune et de Leisler) et **13 oiseaux** (Alouette des champs, Gobemouche noir, Grive musicienne, Martinet noir et Roitelet triple-bandeau). 3 cadavres supplémentaires ont été découverts hors protocole : une Pipistrelle commune/pygmée, une Pipistrelle indéterminée et une Alouette des champs.

Les cadavres découverts n'étaient pas distribués de manière homogène entre les éoliennes : **les éoliennes centrales : Quin3, Quin4, Quin5 et Quin6 étant celles ayant le plus de mortalité constatée** (entre 4 et 9 cadavres par éolienne contre 2 pour les 3 autres machines).

La mortalité se concentrait en **deuxième partie du suivi**, plus particulièrement à **partir de fin juillet pour les chauves-souris et de mi-septembre pour les oiseaux** (période de migration postnuptiale).

Le temps moyen de persistance Tm pour ce parc en 2020 était de 2,25 j en période 1 (pour un intervalle de 7 j) et de 1,5 j en période 2 (pour un intervalle de 3 j), ce qui est faible.

Le taux d'efficacité moyen était de 0,90, ce qui est très bon et représentatif d'un parc avec des surfaces prospectables ayant une bonne visibilité.

La surface de prospection moyenne était de 78 %, ce qui est également très bon. Cette surface était néanmoins très hétérogène entre la première période (29 %) et la seconde période (93 %) qui concernait une majorité des passages. Elle était globalement homogène entre les éoliennes (entre 65 et 84 %).

Des estimations ont été réalisées à partir de l'application EolApp pour l'ensemble du parc. **Une mortalité totale sur le parc de l'ordre de 100 individus, tous groupes confondus sur tout le suivi, a été estimée par les modèles d'Huso et Jones. Cette mortalité était cependant concentrée sur la seconde partie du suivi et répartie équitablement entre oiseaux et chauves-souris.**

Des estimations pour l'ensemble du parc sur la période de suivi ont également été réalisées à partir de l'application GenEst, plus fiable qu'EolApp. Les résultats sont présentés dans le tableau ci-dessous. **Une mortalité totale sur le parc de l'ordre de 70 individus a été estimée, tous groupes confondus sur tout le suivi. Cette mortalité était répartie équitablement entre oiseaux et chauves-souris et concentrée en seconde partie du suivi (environ 53 individus, soit les ¾).**

	Groupe	Période	Mortalité brute	Médiane	[IC 10 - 90%]		Ensemble du suivi
GenEst	Chiroptères	P1	1	8,4	1,0	21,0	33 [IC 80 : 20 - 52]
		P2	11	23,3	16,5	34,1	
	Oiseaux	P1	1	7,4	1,0	19,4	38 [IC 80 : 25 - 57]
		P2	12	29,4	19,8	43,9	
	Chiroptères et oiseaux	P1	2	16,8	2,0	39,5	69 [IC 80 : 38 - 118]
		P2	23	52,9	39,8	72,4	

Chacun des résultats correspond à des analyses statistiques indépendantes (bootstrap 1000). C'est pourquoi les résultats pouvant correspondre à des totaux ne s'additionnent pas.

Néanmoins, les estimations par périodes et par groupes sont issues des estimations globales divisées (« split ») en intégrant les variables disponibles. Elles informent plus sur une répartition de la mortalité que sur une valeur fixe de celle-ci. Le résultat primordial à interpréter est le résultat global oiseaux et chauves-souris, sur l'ensemble de la période suivie.

Les cellules barrées correspondent à des estimations statistiques présentées à titre informatif, mais qui présentent des biais majeurs généralement liés au très faible nombre de cadavres utilisés (échantillon statistique trop faible).

2.6.3 SUIVI DE FRÉQUENTATION DE L'AVIFAUNE

Un suivi de la migration active et un suivi spécifique portant sur la Cigogne noire et le Milan royal en période de reproduction ont été effectués en 2020.

Pour la migration, les effectifs observés étaient faibles et le parc semblait, d'après les observations réalisées, situé à l'écart de voies de passage privilégiées, ce qui atténuait fortement le risque de collision pour les migrateurs.

L'échantillonnage effectué ne permettait toutefois pas de généraliser le risque, certaines conditions météorologiques pouvant en particulier provoquer des afflux plus importants au droit du parc. Par ailleurs, le passage des rapaces diurnes apparaissait comme significatif, alors qu'il s'agit des principales espèces à risque de collision marqué. Le suivi de mortalité de 2020 n'a quant à lui permis de découvrir que des espèces migratrices nocturnes, exception faite du Martinet noir.

Pour la Cigogne noire, le nombre d'observations n'était pas significatif (une seule observation pour 68 h de suivi) et probablement lié à une désaffection du proche ruisseau de Bornant en 2020, à mettre en relation avec un éloignement significatif du nid vers le nord-ouest (changement de zones d'alimentation). La mise à disposition d'autres données provenant d'une étude d'impact en cours permettait de conclure à une absence de perturbation et à un risque très faible de collision. Ce risque était toutefois à réévaluer régulièrement, l'espèce pouvant se rapprocher, par exemple dans le cas d'un changement de site de nidification.

Une collision accidentelle ne pouvait être éliminée mais était jugée extrêmement improbable pour un adulte et très improbable pour un juvénile. Dans tous les cas, une collision juvénile ne remettrait pas en cause l'état de conservation de l'espèce à un niveau supralocal, celle-ci, bien que restant très vulnérable, étant en expansion et en augmentation modérée en Bourgogne.

Pour le Milan royal, qui nichait à environ 6 km du parc, plusieurs situations à risque ont été notées et ce, à deux périodes distinctes. Au printemps, en avril et jusque début mai, des oiseaux en chasse sont passés sous les pales (une fois à hauteur de pale). En été, pendant et après les moissons, des oiseaux ont été vus suivant les engins agricoles pour bénéficier des proies dérangées. Les milans planent à diverses hauteurs en compagnie d'autres rapaces (Buse variable et Milan noir), concentrés sur le sol et sur leurs concurrents. Jusqu'à 3 Milans royaux ont été notés au même moment. La période critique est la moisson mais le griffage du sol (début août en 2020) a également permis de noter un oiseau suivant le tracteur. Les périodes de labour n'ont pas été suivies mais pourraient présenter aussi un danger.

Une mesure de bridage a été recommandée aux périodes de travaux agricoles et un suivi complémentaire au printemps-été a été engagé en 2021 afin de préciser si possible le risque printanier. Le bridage agricole consiste en un arrêt des éoliennes situées dans un rayon de 300 m autour des parcelles concernées, durant les travaux et jusqu'au soir.

2.6.4 ÉVALUATION DES IMPACTS

Pour les chiroptères, le niveau d'impact était :

- **fort en août et septembre** : activité importante à assez importante, avec respectivement 251 et 157 contacts de sérotules + respectivement 2 et 7 cadavres de noctules et pipistrelles ;
- **assez fort en juillet et octobre** : activité assez importante, avec respectivement 140 et 168 contacts de sérotules + 2 cadavres de pipistrelles sur chacun des mois ;
- **moyen en juin** : activité modérée, avec 81 contacts de sérotules mais sans cadavre ;
- **négligeable en mars, avril, mai et novembre** : activité faible à quasi nulle.

Pour les oiseaux, le niveau d'impact constaté par la mortalité en 2020, issu du croisement entre l'intensité de l'impact et de l'enjeu de conservation des espèces, était globalement de niveau négligeable au vu des importantes populations des espèces concernées.

2.6.5 MESURES DE RÉDUCTION DES RISQUES DE COLLISION POUR LES CHIROPTÈRES

Afin de réduire l'impact sur les chiroptères de manière proportionnée, le niveau de protection est adapté au niveau d'impact défini par mois selon le tableau suivant.

Niveau d'impact global	Négligeable	Faible	Moyen	Assez fort	Fort	Très fort
Type de mesure	Pas d'obligation de mesure de régulation	Réduction pour protection de la biodiversité ordinaire	Réduction	Réduction	Réduction	Quasi-évitement
% contacts à protéger	N/A	50-70	70-80	80-90	90-95	95-100

Ainsi, les algorithmes de bridage proposés étaient les suivants :

Période	Régulation nocturne (vent et température à hauteur de nacelle)
1 ^{er} janvier au 31 mai	Aucun bridage
1 ^{er} au 30 juin	≤ 3 m/s du coucher du soleil à 5 h après > 17°C Protection estimée toutes espèces : 74%

Période	Régulation nocturne (vent et température à hauteur de nacelle)
	Protection estimée Noctule commune : 91%
1 ^{er} au 30 juillet	≤ 4,5 m/s nuit complète > 10°C Protection estimée toutes espèces : 80% Protection estimée Noctule commune : 72%
1 ^{er} août au 30 septembre	≤ 4,5 m/s nuit complète > 10°C Protection estimée toutes espèces : 92% Protection estimée Noctule commune : 93%
1 ^{er} au 31 octobre	≤ 3,5 m/s nuit complète > 9°C Protection estimée toutes espèces : 84% Protection estimée Noctule commune : 83%
1 ^{er} novembre au 31 décembre	Aucun bridage

2.6.6 MESURES DE RÉDUCTION DES RISQUES DE COLLISION POUR LES OISEAUX

Deux mesures décrites plus haut peuvent être bénéfiques à diverses espèces d'oiseaux :

- la **mesure de régulation nocturne** peut bénéficier indirectement aux oiseaux migrateurs nocturnes (passereaux), principales victimes avérées des collisions en 2020 ;
- la **mesure d'arrêt des éoliennes lors des moissons** et du travail du sol par les engins agricoles vise tout particulièrement le Milan royal mais peut également bénéficier à d'autres rapaces diurnes tels que le Milan noir et la Buse variable.

2.7 RÉSULTATS DU DEUXIÈME SUIVI POST-IMPLANTATION (2021)

Le premier suivi post-implantation réalisé sur le parc de Quincy-le-Vicomte dans le courant de l'année 2020 a conclu à un **impact significatif** sur la faune volante et a débouché sur des **mesures de réduction des impacts**. Des mesures de régulation nocturne ont été **mises en place à partir de l'année 2021**, entre juin et octobre.

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

Dans ce contexte, différentes missions ont été réalisées :

- un **suivi acoustique en altitude** sur l'éolienne Quin2 entre mi-avril et mi-novembre 2021 (7 mois), équipée avec un Batmode S+ de Bioacoustics technology GmbH™ ;
- un **suivi de la mortalité** sur les 7 éoliennes sur une base de 35 passages répartis entre début juin et fin octobre (soit 5 mois), dans le but d'évaluer les mesures de réduction mises en place sur cette période ;
- une évaluation des impacts par collision ou barotraumatisme ;
- des propositions de mesures de réduction proportionnées ;
- en complément, un suivi spécifique du Milan royal a été mené, faisant suite aux préconisations du suivi réglementaire précédent.

2.7.1 SUIVI DE L'ACTIVITÉ CHIROPTÉROLOGIQUE EN ALTITUDE

2.7.1.1 Évaluation des niveaux d'activité au cours du suivi

Entre mi-avril et mi-novembre 2021, un total de 1 882 contacts a été enregistré. **La Noctule de Leisler était l'espèce dominante** (1 074 contacts, ce qui représentait plus de la moitié des contacts enregistrés), suivie par la **Noctule commune** (413 contacts), puis par les Pipistrelles commune (283 contacts) et de Nathusius (53 contacts). La Pipistrelle de Kuhl (29 contacts) et la Sérotine commune (7 contacts) étaient occasionnelles. Les contacts restants correspondaient à des « Sérotules » (noctules ou sérotines) ou Pipistrelles indéterminées.

L'activité la plus importante a été enregistrée en **septembre** (1 141 contacts, soit 60 % des contacts de l'ensemble du suivi), puis en **août** (241 contacts) et en **octobre** (204 contacts), tandis que l'activité était plus faible en juin-juillet (autour de 140 contacts par mois) et anecdotique en avril, mai et novembre (4 à 8 contacts par mois). **La Noctule de Leisler était régulière entre juillet et octobre, avec un pic en septembre.**

En 2021, les moyennes des contacts par nuit des espèces migratrices de haut vol étaient importantes en juillet, août et octobre. Au mois de septembre, cette moyenne était très importante (32,2 contacts par nuit suivie).

Écosphère a produit un référentiel d'activité en altitude (« Altisphère ») compilant de nombreux suivis réalisés entre 2011 et 2019. À partir de ce référentiel et sur la période du suivi 2021 (215 nuits suivies, dont 79 « positives »), **39 nuits (soit 18 % des nuits suivies, et 49 % des nuits « positives ») ont été classées comme ayant une activité chiroptérologique globale sensiblement importante, de juin à octobre inclus.** C'est surtout en septembre que les niveaux d'activité étaient importants, avec 19 nuits classées dans les quantiles 75 à 100. Le mois d'août présentait également des niveaux d'activité très corrects au regard de nos connaissances sur ce type de milieu.

2.7.1.2 Répartition de l'activité en fonction de l'heure de la nuit et des conditions météorologiques

100 % de l'activité a été enregistrée pour des vents moyens inférieurs à 8,5 m/s, alors que les mesures de vent enregistrées la nuit ont atteint régulièrement des valeurs supérieures à 11 m/s. Toutefois, la répartition des contacts montre une préférence **pour les vitesses comprises entre 0 et 5 m/s, comprenant 97 % de l'activité totale.**

99,5 % de l'activité globale a été enregistrée pour des températures comprises entre 10 et 29°C, alors que l'activité enregistrée pour des températures inférieures à 10°C mesurées la nuit comptait pour 0,5 % des données. **L'activité principale se trouvait toutefois au-delà de 15°C, avec 87 % des contacts enregistrés.**

2.7.2 SUIVI DE LA MORTALITÉ

2.7.2.1 Méthodes de travail

Les 7 éoliennes du parc ont été prospectées dans un rayon de 50 m.

Elles ont été suivies entre début juin et fin octobre 2021 (soit 5 mois). L'intervalle entre les passages était de 7 jours de début juin à fin juillet (9 passages) puis de 3,5 j jusqu'à la fin du suivi (26 passages), pour un total de 35 passages. Deux tests de persistance ont été réalisés (14/06/21 et 20/09/21) avec 24 heures. Les observateurs ont été testés à deux reprises.

Des estimations de la mortalité ont été réalisées à partir des applications EolApp et GenEst. Comme demandé par le protocole national 2018, ces applications permettent d'obtenir une médiane et les intervalles de confiance à 80 % ou 95 % des estimations de mortalité obtenues.

2.7.2.2 Résultats

Un total de **6 cadavres** a été découvert en 2021, **2 chauves-souris** (Pipistrelles communes) et **4 oiseaux** (Alouette des champs, Buse variable, Martinet noir et Roitelet triple-bandeau).

Contrairement à 2020, les cadavres découverts étaient distribués de manière relativement homogène entre les éoliennes en 2021, avec 0 à 2 découvertes par éolienne pour l'ensemble de la période de suivi.

3 cadavres d'oiseaux ont été découverts entre le 28 juin et le 5 août, le dernier ayant été découvert fin octobre. Les deux cadavres de chauves-souris ont été trouvés pendant la seconde quinzaine de juillet.

Le temps moyen de persistance Tm pour ce parc en 2021 était de 1,0 j en période 1 (pour un intervalle de 7 j) et de 0,9 j en période 2 (pour un intervalle de 3 j), ce qui est très faible.

Le taux d'efficacité moyen était de 0,93, ce qui est très bon et représentatif d'un parc avec des surfaces prospectables ayant une bonne visibilité.

La surface de prospection moyenne était de 71 %, ce qui est très bon. Cette surface était néanmoins très hétérogène entre la première période (38 %) et la seconde période (83 %) qui concernait une majorité des passages. Elle était globalement homogène entre les éoliennes (entre 61 et 80 %).

Des estimations ont été réalisées à partir de l'application EolApp. Le modèle d'Huso donnait une valeur médiane de la mortalité d'environ **26 cadavres [IC 80 % : 12 - 44] impactés sur l'ensemble du parc sur l'ensemble du suivi** (début juin à fin octobre, sur 35 passages).

Le modèle de Jones donnait une valeur médiane de la mortalité d'environ **33 cadavres [IC 80 % : 15 - 62] impactés sur l'ensemble du parc sur l'ensemble du suivi** (début juin à fin octobre, sur 35 passages).

Le tableau suivant présente les résultats des estimations de la mortalité réelle pour le parc de Quincy-le-Vicomte (7 éoliennes, du 1^{er} juin au 28 octobre 2021) obtenus à partir des modélisations faites avec GenEst (Huso & Dalthorp).

Résultats des estimations de la mortalité réelle obtenus avec GenEst

	Groupe	Période	Mortalité brute	Médiane	[IC 10 - 90%]		Ensemble du suivi
GenEst	Chiroptères	P1	2	35,4	2,0	90,7	35,4 [IC 80% : 2 – 90,7]
		P2	0	NE	NE	NE	
	Oiseaux	P1	2	34,4	7,9	83,8	47,2 [IC 80% : 17,1 – 95,0]
		P2	2	11,1	2,0	24,5	
	Chiroptères et oiseaux	P1	4	73,6	26,5	154,0	86,4 [IC 80% : 39,4 – 164,8]
		P2	2	11,1	2,0	24,5	

Chacun des résultats correspond à des analyses statistiques indépendantes (bootstrap 1000). C'est pourquoi les résultats pouvant correspondre à des totaux ne s'additionnent pas (sauf en cas d'addition d'un résultat avec un NE (non estimé)).

Néanmoins, les estimations par périodes et par groupes sont issues des estimations globales divisées (« split ») en intégrant les variables disponibles. Elles informent plus sur une répartition de la mortalité que sur une valeur fixe de celle-ci. Le résultat primordial à interpréter est le résultat global oiseaux et chauves-souris, sur l'ensemble de la période suivie.

Les cellules barrées correspondent à des estimations statistiques présentées à titre informatif, mais qui sont fortement biaisées (voir 5.2.4).

Les résultats obtenus avec cette seconde méthode ont été conservés car elle permet un ajustement plus fin aux conditions réelles de suivi. Toutefois, **cela a impliqué de manière inhabituelle une forte imprécision dans les résultats (intervalles de confiance très importants), principalement liée au faible jeu de données brutes (très peu de cadavres)**. En règle générale, au moins 3 cadavres sont nécessaires pour obtenir des estimations fiables. **Les résultats obtenus sont probablement fortement surestimés**. Ainsi, l'estimation de la mortalité réelle pour l'ensemble du parc aboutissait à des valeurs médianes théoriques de la mortalité d'environ **86 individus [IC 80 % 39 – 165] sur l'ensemble du suivi** (juin - octobre). **La mortalité réelle était probablement bien inférieure**.

2.7.3 SUIVI DE FRÉQUENTATION DE L'AVIFAUNE

Un suivi complémentaire **du Milan royal** a eu lieu de mi-avril à mi-août 2021, à raison de 3 passages par mois. Les résultats obtenus étaient très différents de ceux de 2020 : il n'y a eu en 2021 aucune fréquentation des abords du parc éolien. Le risque de collision était donc très faible en 2021, mais cela signifie également qu'il existe des variations interannuelles dans la fréquentation du parc de Quincy-le-Vicomte.

En 2021, les milans ont très nettement occupé les abords sud du plateau de Quincy, avec de rares incursions jusqu'à 2 km du parc éolien. Les milieux fréquentés étaient uniquement les pâtures au printemps (très peu d'observations), tandis que l'espèce a prospecté équitablement les prairies et les cultures moissonnées en été.

En conclusion, le risque de collision pour des Milans royaux en prospection alimentaire s'est avéré quasi nul en 2021. En revanche, les données de 2020 montrent que ce risque peut exister, au moins en période printanière. Il pourrait s'agir d'oiseaux recherchant les lombrics lorsque les proies sont peu accessibles dans les fonds de vallée ; les conditions de tels transferts restent à élucider.

Les données de 2020 et 2021 étant trop décorréliées, il a été conseillé de poursuivre l'étude des déplacements du Milan royal à proximité du parc en 2022. Il apparaît probable que le risque de collision

soit aléatoire mais plus fort certaines années et qu'il n'est pas possible pour l'instant de l'appréhender avec précision. Un système de bridage dynamique par détection-arrêt des éoliennes pourrait être envisagé à terme afin de réduire le risque quelles que soient les conditions annuelles. Il subsiste bien évidemment un risque de collision défini lors des travaux agricoles, qui continue à faire l'objet d'une mesure de bridage, accompagné d'un suivi.

2.7.4 ÉVALUATION DES IMPACTS

Pour les chiroptères, le niveau d'impact était négligeable en 2021, grâce à la mise en place d'un plan de bridage efficace ayant permis d'abaisser les niveaux d'impacts évalués en 2020.

Pour les oiseaux, le niveau d'impact constaté par la mortalité en 2021, issu du croisement entre l'intensité de l'impact et de l'enjeu de conservation des espèces, était de niveau négligeable, tout comme en 2020.

2.7.5 MESURES DE RÉDUCTION DES RISQUES DE COLLISION POUR LES CHIROPTÈRES

Afin de réduire l'impact sur les chiroptères de manière proportionnée, le niveau de protection est adapté au niveau d'impact défini par mois selon le tableau suivant.

Niveau d'impact global	Négligeable	Faible	Moyen	Assez fort	Fort	Très fort
Type de mesure	Pas d'obligation de mesure de régulation	Réduction pour protection de la biodiversité ordinaire	Réduction	Réduction	Réduction	Quasi-évitement
% contacts à protéger	N/A	50-70	70-80	80-90	90-95	95-100

La mise en place du plan de bridage en 2021 a permis de rendre négligeables les niveaux d'impacts sur les chiroptères. Mais, compte tenu de sa vulnérabilité, **la Noctule commune a fait l'objet d'un renforcement du bridage afin de protéger environ 90 % de son activité, pour chaque mois de présence**.

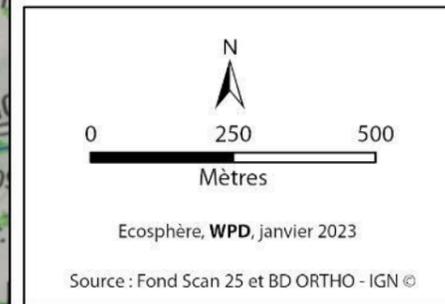
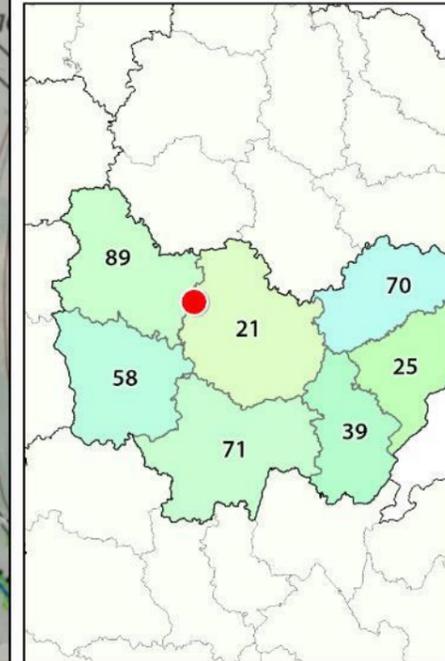
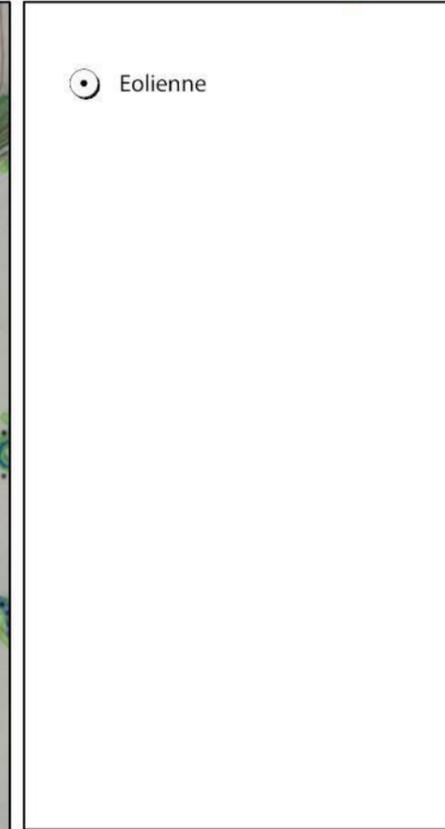
Afin d'intégrer les variations interannuelles d'activité constatées au cours des deux suivis et avec pour objectif de **réduire autant que possible la mortalité résiduelle, un ajustement des algorithmes de bridage a été proposé**.

Le tableau ci-dessous récapitule, pour chaque mois, d'une part les paramètres des différents bridages effectifs durant l'année 2021, et d'autre part les paramètres mensuels de la proposition de bridage validée à appliquer dès l'année 2022.

Rappel des préconisations de bridage pour réduire les risques de collision des chiroptères au cours du suivi 2021, et algorithmes de bridage par mois préconisés pour le parc de Quincy-le-Vicomte, issus du suivi à hauteur de nacelle et du suivi de mortalité réalisé en 2021

Mois	Bridage effectif pendant le suivi de 2021	Bridage à appliquer à partir de 2022
Janvier à mai	Aucun bridage	Aucun bridage
Juin Durée de la nuit [8h30-8h]	≤ 3 m/s du coucher du soleil à 5 h après $> 17^{\circ}\text{C}$ Protection estimée toutes espèces : 74% (2020) ou 49% (2021) Protection estimée Noctule commune : 91% (2020) ou 11% (2021)	$\leq 3,5$ m/s nuit complète $> 14^{\circ}\text{C}$ Protection estimée toutes espèces : 96% (2020) ou 95 % (2021) Protection estimée Noctule commune : 100% (2020) ou 89% (2021)
Juillet Durée de la nuit [8h-9h]	$\leq 4,5$ m/s nuit complète $> 10^{\circ}\text{C}$ Protection estimée toutes espèces : 80% (2020) ou 99% (2021) Protection estimée Noctule commune : 72% (2020) ou 100 % (2021)	$\leq 4,5$ m/s nuit complète + 1 heure avant le coucher du soleil $> 16^{\circ}\text{C}$ Protection estimée toutes espèces : 93% (2020) ou 99 % (2021) Protection estimée Noctule commune : 94% (2020) ou 100% (2021)
Août Durée de la nuit [9h-11h30] Septembre Durée de la nuit [11h30-12h30]	$\leq 4,5$ m/s nuit complète $> 10^{\circ}\text{C}$ Protection estimée toutes espèces : 92% (2020) ou 86 % (2021) Protection estimée Noctule commune : 93% (2020) ou 90% (2021)	≤ 5 m/s nuit complète $> 11^{\circ}\text{C}$ Protection estimée toutes espèces : 95% (2020) ou 97 % (2021) Protection estimée Noctule commune : 94% (2020) ou 95% (2021)
Octobre Durée de la nuit [12h30-14h]	$\leq 3,5$ m/s nuit complète $> 9^{\circ}\text{C}$ Protection estimée toutes espèces : 84% (2020) ou 66 % (2021) Protection estimée Noctule commune : 83% (2020) ou 44% (2021)	≤ 6 m/s nuit complète $> 8^{\circ}\text{C}$ Protection estimée toutes espèces : 98% (2020) ou 97 % (2021) Protection estimée Noctule commune : 100% (2020) ou 89% (2021)
Novembre et décembre	Aucun bridage	Aucun bridage

Le renforcement du bridage nocturne peut aussi être bénéfique, indirectement, aux oiseaux migrant de nuit.



3. MÉTHODES DE TRAVAIL

3.1 SUIVI DE L'ACTIVITÉ CHIROPTÉROLOGIQUE

Tout comme en 2020 et 2021, un suivi d'activité chiroptérologique en altitude a été mené en continu depuis la nacelle de l'éolienne Quin2. 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 en nacelle d'éolienne (Écosphère)

L'éolienne Quin2 a été équipée d'un système de détection/enregistrement des ultrasons du 5 mai au 6 décembre 2022. 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 7 mois consécutifs.

Les paramètres d'enregistrement étaient les suivants : Micro Ultrasoundgate 116 Hnbm ; Freq 12-80 kHz ; Gain 37 dBFS ; Hold time 1.0 s ; Pre trigger 300 ms ; -60 min coucher à +60 min lever soleil.

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 espèces. 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.

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 déterminer des paramètres de bridage visant à protéger les chauves-souris volant dans la zone de rotation des pales.

3.1.1 LIMITES LIÉES AU MATÉRIEL UTILISÉ

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 100 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 peuvent 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.

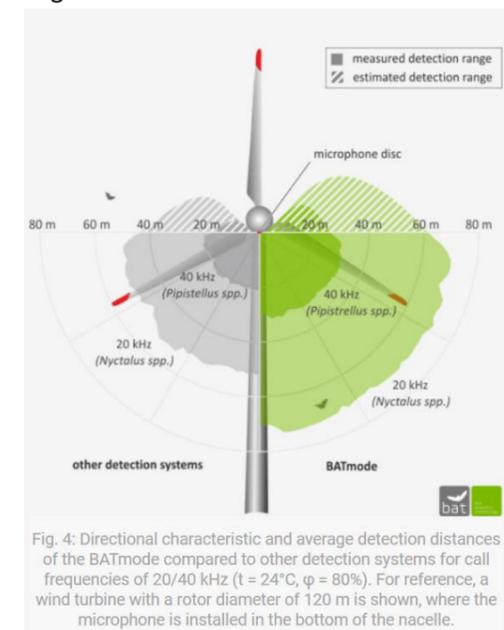


Fig. 4: Directional characteristic and average detection distances of the BATmode compared to other detection systems for call frequencies of 20/40 kHz (t = 24°C, φ = 80%). For reference, a wind turbine with a rotor diameter of 120 m is shown, where the microphone is installed in the bottom of the nacelle.

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>

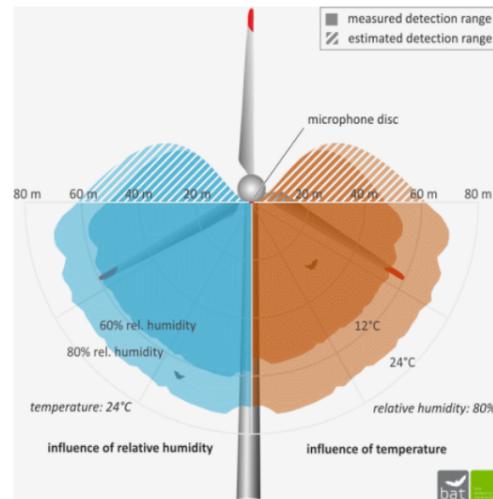


Figure 2. Schéma présentant les volumes de détection du micro Ultrasoundgate d'Avisoft Bioacoustics selon les conditions de température et d'humidité. Les couleurs foncées correspondent à la détection d'espèces émettant dans les 40 kHz (Pipistrelles), les claires aux espèces émettant dans les 20 kHz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

3.1.2 LIMITES LIÉES À L'IDENTIFICATION DES ESPÈCES

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 dans les extrêmes, les séquences 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 oreillard 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 MORTALITÉ DES CHAUVES-SOURIS ET DES OISEAUX

3.2.1 PRESSION D'ÉCHANTILLONNAGE

3.2.1.1 Éoliennes suivies

Tout comme pour les suivis de 2020 et 2021, les **7 éoliennes du parc** ont été inspectées à chaque passage en appliquant la même méthodologie, selon un standard conforme au protocole ministériel de suivi environnemental des parc 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 répartis entre les semaines 20 et 43 (mi-mai à fin octobre). **Toutefois, l'objectif de ce troisième suivi post-implantation était de vérifier l'efficacité des modifications apportées aux mesures de régulation mises en place entre juin et octobre 2022.** Aussi, le calendrier de suivi a été calqué sur ces exigences, avec **un total de 36 passages réalisés pour chaque éolienne et répartis des semaines 22 à 44 (de début juin à début novembre) comme suit :**

- 1 passage par semaine en juin et en juillet 2022 (intervalle moyen de 7 j) ;
- 2 passages par semaine entre début août et début novembre 2022 (intervalle moyen de 3,5 j afin prendre en compte la faible persistance constatée lors des suivis précédents sur cette période, celle-ci présentant le risque d'impact le plus important).

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

3.2.2 RECUEIL DES DONNÉES BRUTES DE MORTALITÉ

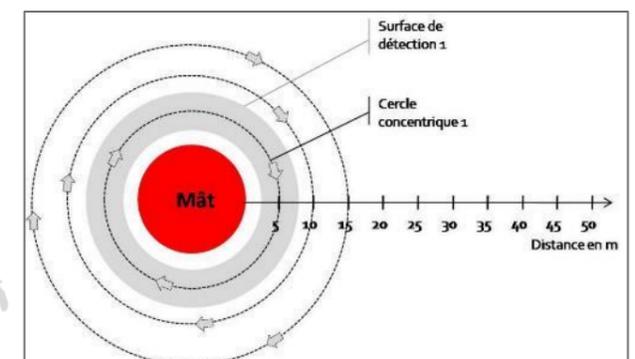
Le protocole d'étude directe de la mortalité implique la recherche de cadavres d'oiseaux et de chiroptères au sol.

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 Quincy-le-Vicomte, dont les pales mesurent 50 m, les prospections ont donc été effectuées dans un rayon de 50 m autour des mâts des éoliennes.

Cette surface a été prospectée en réalisant des transects autour des mâts. Chaque transect est espacé de 5 m, 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 de 50 mètres des mâts**. Précisons que ces itinéraires ont été réalisés d'un pas lent et régulier pour une détectabilité optimale et quand les conditions lumineuses sont suffisantes.

Si le suivi direct de la mortalité se révèle pertinent pour évaluer les effets d'un parc, il peut s'avérer extrêmement difficile, voire impossible dans les cas où le couvert végétal est trop dense (Cornut & Vincent, 2010). Durant la période échantillonnée, les surfaces prospectables ont varié selon l'assolement autour des éoliennes (blé, luzerne, sarrasin, exploitant en activité dans les parcelles...). Le tableau suivant décrit les 3 classes de végétation utilisées pour définir les niveaux de visibilité. À 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	Visibilité nulle ou mauvaise = non prospectée
Classe 2	Végétation recouvrante mais de hauteur faible à moyenne ou végétation peu couvrante mais pouvant être haute => chaume, reprise de végétation	Visibilité moyenne = prospectée
Classe 3	Végétation de faible hauteur, peu couvrante à absence de végétation => plateformes, route, labours, céréales moissonnées	Visibilité bonne = prospectée

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



Classe de visibilité 3 (bonne) ; labour, route et plateforme
(L. Robert)



Classe de visibilité 2 (moyenne) ; reprise de végétation
(L. Robert)



Classe de visibilité 1 (mauvaise) ; cultures à végétation dense (blé et luzerne)
(I. André)

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

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

3.2.2.2 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.

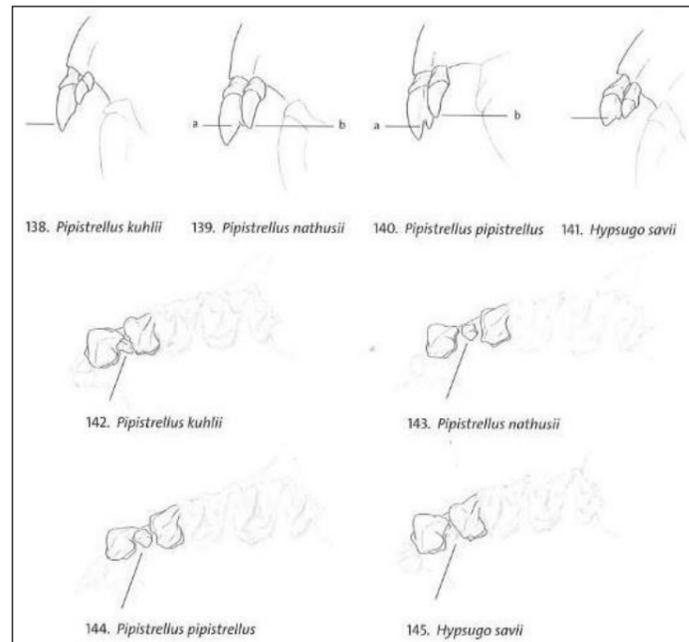
Tous les cadavres ont été identifiés à l'espèce.

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 des Mammifères de Suisse : clés de 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. Muséum 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^e molaire) et la distance entre la 1^{re} et la 3^e molaire, puis en vérifiant les autres critères discriminants (présence/absence de protoconule, de métalophe/paralophe) et distinctifs (matrice présente dans la clé des crânes, Marchesi et al. (2011)).



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

Pour les oiseaux, les ouvrages suivants ont été consultés :

- Svensson I., Grant P., Mullarney K. & Zetterström D. (2010) - Le guide ornitho. Delachaux & Niestlé, Paris, 2^e 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, 4^e édition, 368 p.

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 MORTALITÉ RÉELLE À PARTIR DES DONNÉES 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 de 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 persistance longs ; Korner-Nievergelt et al., 2011) comparativement aux différentes méthodes les plus modernes présentées ci-dessous (Jones, Huso et Korner).

En fait, **l'utilisation d'une relation exponentielle (Jones, Huso) ou d'une relation statistique complexe (Korner) rendent l'analyse plus fine** avec en particulier un poids plus important donné à la probabilité de disparition des cadavres. La formule de Korner-Nievergelt et al., (2011) est en général la méthode la plus fiable lorsque l'efficacité du chercheur et le taux d'enlèvement des cadavres par les prédateurs sont constants. Lorsque ces paramètres varient, 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, la mortalité est mal estimée pour des durées de persistance courtes et des intervalles de recherches supérieurs à 7 jours** (Korner-Nievergelt et al., 2011).

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

3.2.3.1 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 EolApp² et GenEst³ (détaillées ci-après) se basent sur des moyennes de surfaces prospectées durant une période considérée et/ou par éolienne.

❖ Taux de persistance journalière des cadavres (p)

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

Il existe **une grande variabilité de persistance des carcasses** dans le temps et dans l'espace. En effet, celle-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 consécutifs⁴.

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

Dans le cadre de cette étude 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 début juillet (date de dépose des cadavres : 03/07/2022), le second fin août – début septembre (date de dépose des cadavres : 29/08/2022).

² <https://shiny.cefe.cnrs.fr/eolapp/>

³ <https://www.usgs.gov/centers/fresc/science/a-generalized-estimator-estimating-bird-and-bat-mortality-renewable-energy>

Le test a consisté à déposer **3 cadavres de souris ou rats** fraîchement décongelés **autour de 4 des 7 éoliennes du parc** (soit 24 cadavres au total sur l'année). Aussi, **les leurres ont été déposés aléatoirement sur l'emprise de la surface théorique à prospecter, et répartis sur l'ensemble des types d'habitats présents.**

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



Rat et souris disposés sur les différentes surfaces prospectées (L. Robert)

❖ 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.



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

L'efficacité de l'observateur à détecter des cadavres a été testée à deux reprises, les 27/06 et 12/09/2022. 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

⁴ Dans l'idéal, des cadavres de chauves-souris ou de petits passereaux préalablement décongelés devraient être utilisés. Pour des raisons juridiques (espèces protégées), de commodité, d'approvisionnement et sanitaires, ils sont couramment remplacés par des poussins d'un jour ou des rongeurs.

mortalité, au sein des classes de végétation praticable (visibilité bonne et moyenne). **L'observateur testé l'a été sur 3 éoliennes lors de la première session et sur l'ensemble des éoliennes lors de la seconde. Un total de 97 leurres a été déposé.** Selon le nombre de leurres artificiels retrouvés par l'observateur, le taux d'efficacité a pu être calculé par le rapport entre le nombre de leurres découverts et le nombre de leurres déposés.

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

Cette efficacité dépend des classes de végétation définies par la combinaison de la hauteur de végétation, de la visibilité du site et de la topographie (Rodrigues *et al.*, 2008). Sur 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 :

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

Avec :

C : nombre de cadavres découverts

a : coefficient de correction surfacique (cf. 3.2.3.1)

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

tm : durée moyenne de persistance (en jours)

I : intervalle moyen entre deux visites (en jours)

\hat{I} : intervalle effectif moyen (en jours)

\hat{e} : coefficient correcteur moyen de l'intervalle

équivalent à $\frac{\text{Min}(I; \hat{I})}{I}$

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

L'intervalle effectif moyen, \hat{I} est donc égal à : $-\log(0,01) \times tm$. Dans le calcul, I prend la valeur minimale entre I et \hat{I} , notée \hat{e} .

❖ [Modèle de Huso \(2010\)](#)

Huso *et al.* (2010) considèrent également une mortalité globalement constante mais, dans leur 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 de 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 (en jours)

\hat{I} : intervalle effectif moyen (en jours)

\hat{e} : 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 serveur⁵. 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) de Montpellier.

⁵ <https://shiny.cefe.cnrs.fr/eolapp/>

L'utilisation de cette application permet notamment d'éviter les éventuelles erreurs d'application 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 %).

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 de la mortalité 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 %. Cela 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 et du type des carcasses sur leur probabilité de disparition et de détection, ainsi que de l'occupation du sol et de la visibilité associée, que cela soit pour les cadavres comme pour les leurres ;
- les résultats du test d'efficacité des observateurs sont également globalisés ;
- les estimateurs utilisés se basent sur des fonctions simples ou exponentielles de la même manière sur l'ensemble des données, ce qui peut avoir tendance soit à la surestimation (Huso/Jones), soit à la sous-estimation (Winkelmann/Erickson).

3.2.3.4 GenEst : estimateur international standardisé

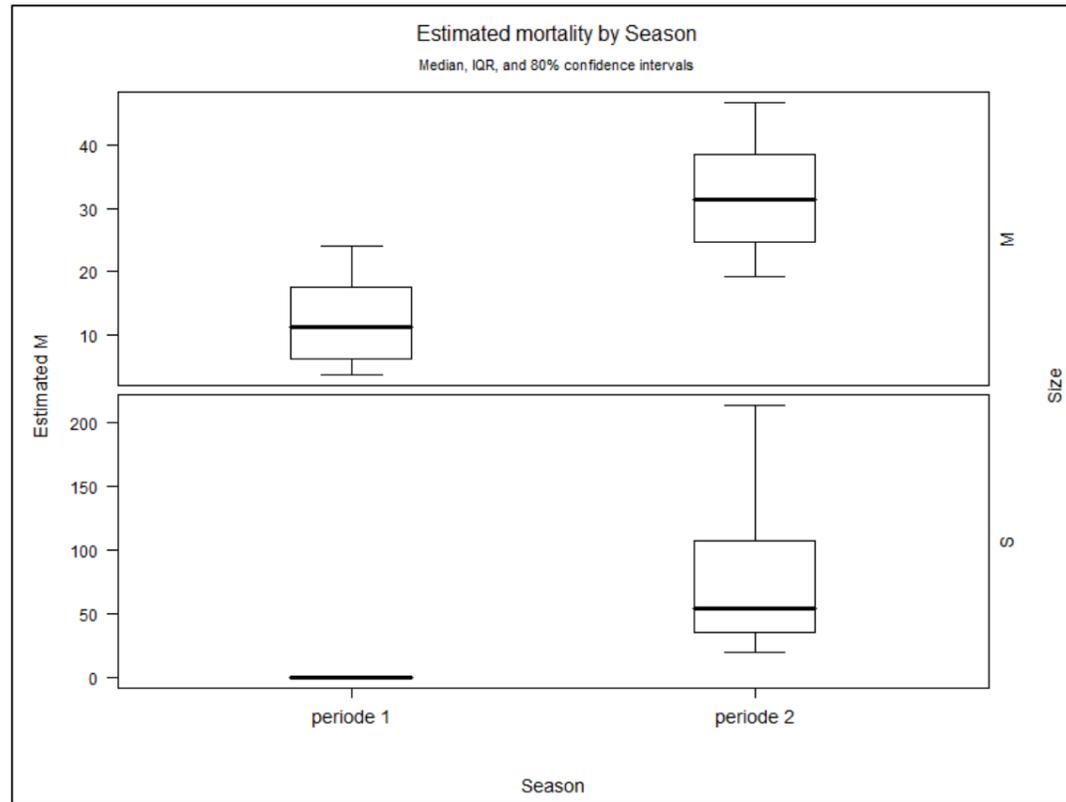
Plus récemment, les spécialistes internationaux que sont **Huso & Dalthorp (USGS) et Korner-Nievergelt (Oikostat)**, **trois auteurs cités dans le protocole national 2018**, se sont associés avec d'autres pour mettre à disposition gratuitement une solution informatique (« package ») nommée « **GenEst** »⁶ et fonctionnant sous le logiciel⁷ open source R. 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. GenEst 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).

⁶ <https://www.usgs.gov/centers/fresc/science/a-generalized-estimator-estimating-bird-and-bat-mortality-renewable-energy>

⁷ <https://www.r-project.org/>



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 MÉTHODE D'ÉVALUATION DES ESPÈCES FRÉQUENTANT LE PARC

3.3.1 ÉVALUATION DE L'ENJEU DE CONSERVATION DES ESPÈCES

Un enjeu de conservation est attribué principalement à partir des listes rouges régionales, nationales et européennes⁸ 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 ⁹ 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 ¹⁰ 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 SENSIBILITÉ DES ESPÈCES À L'ÉOLIEN

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 juin 2022. On a ainsi un total maximal de **16 557 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.

⁸ Protocole national, 2015, p 5 : « Le protocole national en vigueur à ce jour stipule que l'enjeu de conservation s'appuie sur les Listes Rouges préparées sur la base des principes édictés par l'UICN. La liste rouge est utilisée et complétée, au besoin, par une liste rouge régionale, si celle-ci existe. ». Par extrapolation, la liste rouge européenne est également prise en compte pour l'analyse. Le protocole actualisé en 2018 ne revient 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.

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

Classe	Sensibilité	Proportion des cas de collisions connus au regard des effectifs européens (Birdlife, 2021)	Exemples d'espèces concernées
4	Forte	Supérieure à 1 % : les cas de mortalité représentent une proportion élevée et significative de leur population.	Milan royal, Pygargue à queue blanche, Vautour fauve
3	Assez forte	Comprise entre 0,1 et 1 % : les cas de mortalité représentent une proportion significative de leur population, sans qu'elle soit très élevée. Ce sont généralement des espèces dont les tailles de populations sont peu importantes.	Faucon pèlerin, Balbuzard pêcheur, Buse variable, Circaète Jean-le-Blanc, Aigle botté, Faucon crécerelle
2	Moyenne	Comprise entre 0,01 et 0,1 % : les cas de mortalité représentent une faible proportion de leur population. Ce sont : - soit des espèces communes avec de nombreux cas de collisions, - soit des espèces plus rares ou à répartition restreinte, mais dont les cas de collision restent peu nombreux. Dans ces deux cas, le maintien des populations n'est pas remis en question à l'échelle européenne.	Mouette rieuse, Canard colvert Cigogne blanche, Milan noir, Busard cendré, Busard des roseaux, 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, Grimpeur 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 (voir ci-avant). La dernière mise à jour est de juin 2018 pour Eurobats et juin 2022 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 **11 065 cadavres de chiroptères recensés dans toute l'Europe**. Ceci permet ensuite d'obtenir comme donnée de référence le pourcentage entre « nombre de cadavres pour une espèce donnée » par rapport au « nombre total de cadavres en Europe toutes espèces confondues ». Cette information a été complétée par une analyse bibliographique reposant en particulier sur les avis de la SFPEM (2016) et d'Eurobats.

⁹ Certaines espèces vulnérables communes ou très communes peuvent voir leur enjeu abaissé au niveau moyen.

¹⁰ Certaines espèces quasi menacées communes ou très communes peuvent voir leur enjeu abaissé au niveau faible.

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, juin 2022 & Eurobats, juin 2018)

Espèce	Données de mortalité constatée		Pourcentage total de cadavres en Europe : 11065	Sensibilité
	nb cadavres Europe/France	juin 2022		
Pipistrelle commune	2 571	1 124	23,2%	Forte
Pipistrelle de Nathusius	1 666	303	15,1%	
Pipistrelle pygmée	457	176	4,1%	
(P. commune / pygmée)	414	40	3,7%	
Pipistrelle de Kuhl	471	221	4,3%	
(Pipistrelle sp.)	759	316	6,9%	
Vespère de Savi	370	57	3,3%	
Grande Noctule	41	10	0,4%	
Noctule commune	1 616	147	14,6%	
Noctule de Leisler	755	186	6,8%	
Sérotine commune	130	38	1,2%	Moyenne
Sérotine bicolore	217	11	2,0%	
Molosse de Cestoni	84	2	0,8%	
Minioptère de Schreibers	13	7	0,12%	Faible à négligeable
Murin de Daubenton	11	1	0,10%	
Grand Murin	7	3	<0,1%	
Murin de Bechstein	2	2	<0,1%	
Murin de Brandt	2	0	<0,1%	
Murin à oreilles échancrées	5	3	<0,1%	
Murin à moustaches	6	2	<0,1%	
Murin de Natterer	4	1	<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, forestière et 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 PORTÉE DE L'IMPACT

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

La 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.
- Les intermédiaires sont étudiés au cas par cas.

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 fort	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 MÉTHODE DE DÉFINITION DES IMPACTS ET DES MESURES DE RÉDUCTION ADAPTÉES AU PARC

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

Des algorithmes de bridage sont ainsi définis en fonction des périodes d'activité des espèces (mois de l'année, heures de la nuit) et des conditions météorologiques dans lesquelles se déroule cette activité (vitesse du vent et température). L'analyse est effectuée de façon multifactorielle pour l'ensemble des espèces ou pour certaines espèces cibles, telle que présentée dans le tableau ci-dessous.

Exemple de matrice de calcul de la proportion d'activité protégée

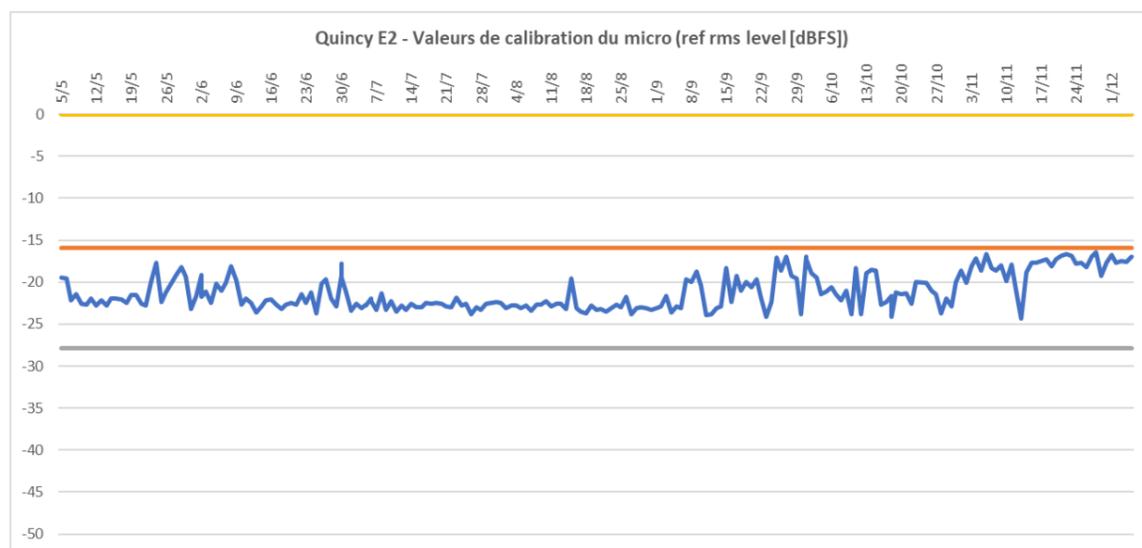
Options	Résultats 2e période - TOUTES ESPECES					
	Vent (m/s)	Temp (°C)	Heure après le coucher du soleil	Nb contacts protégés	Nb contacts total	Activité protégée du risque éolien
1	3,5	10	3:00	93	2773	3,4%
2	5,5	10	3:00	706	2773	25,5%
3	7	10	6:00	1834	2773	66,1%
4	5,5	20	3:00	706	2773	25,5%
5	7	20	6:00	1719	2773	62,0%



4. RÉSULTATS ET INTERPRÉTATIONS DU SUIVI ACOUSTIQUE EN NACELLE

4.1 VALIDITÉ DU MATÉRIEL UTILISÉ

Le micro du Batmode S+ et notamment sa capsule exposée aux intempéries extérieures peuvent 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. Le graphique ci-dessous présente les variations des résultats de la sensibilité mesurée du micro. Les horizontales orange et grise représentent les limites supérieures et inférieures de valeurs considérées comme bonnes selon le constructeur (± 6 dBFS autour de la valeur initiale de la calibration certifiée). Les baisses ponctuelles 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 Quin2, le micro a été opérationnel du début à la fin, soit entre le 5 mai et le 6 décembre 2022.**



Valeurs de calibration quotidienne du micro du Batmode S+ placé dans Quin2 (ref rms level [dBFS])

4.2 DESCRIPTION DES ACTIVITÉS ENREGISTRÉES

4.2.1 BILAN PAR MOIS ET PAR ESPÈCE

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 Quin2, soit à environ 100 m de hauteur.

Activités mensuelles enregistrées du 5 mai au 6 décembre 2022 depuis la nacelle de Quin2

Mois	Noctule de Leisler	Noctule commune	Sérotules	Pipistrelle commune	Pipistrelle de Kuhl	Pipistrelle de Nathusius	Total
Mai (27 nuits)	26	10	5	10	-	-	51
Juin (30 nuits)	76	9	20	31	-	-	136
Juillet (31 nuits)	163	40	5	13	13	-	234
Août (31 nuits)	579	451	214	6	10	-	1 260
Septembre (30 nuits)	427	60	9	14	8	-	518
Octobre (31 nuits)	216	9	5	48	9	3	290
Novembre (30 nuits)	-	-	-	-	-	-	0
Décembre (5 nuits)	-	-	-	-	-	-	0
Total général	1 487	579	258	122	40	3	2 489

Au total, durant ce suivi 2022, 2 489 contacts de chauves-souris ont été enregistrés par le Batmode S+ placé sur l'éolienne Quin2.

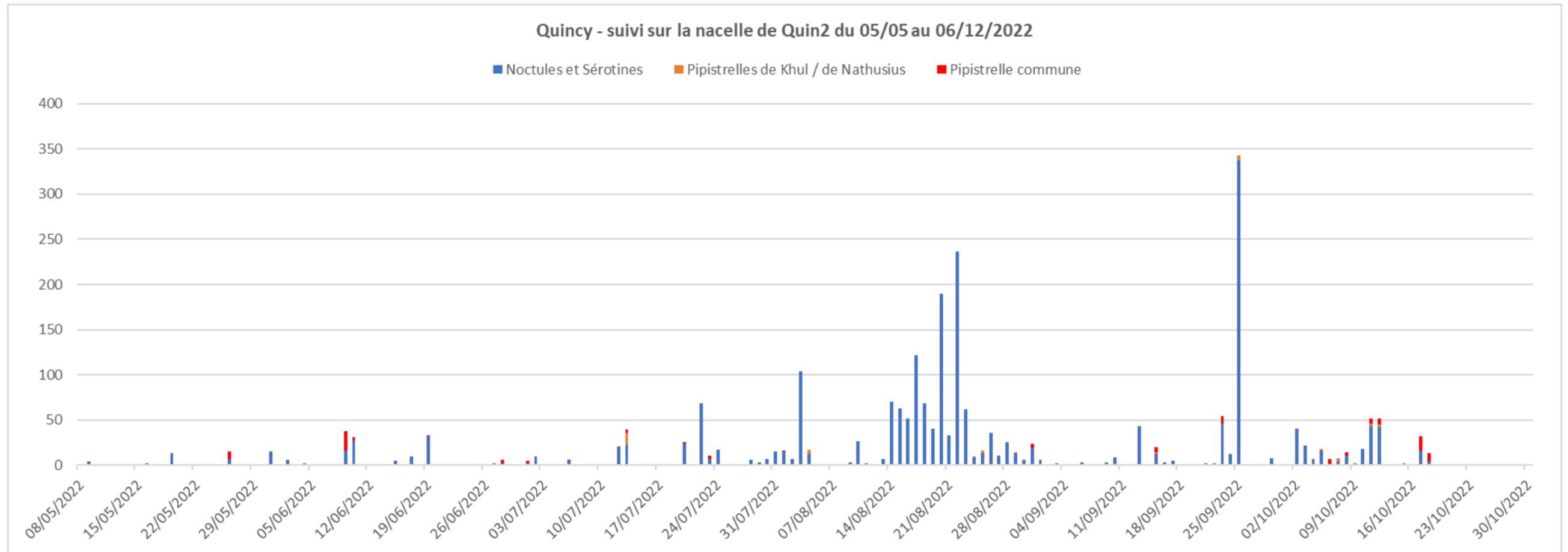
Un nombre important de contacts de **Noctule de Leisler** a été recueilli durant l'année, avec un total de 1 487 contacts, soit plus de la moitié des contacts de chauves-souris. Elle est régulière entre juin et octobre et abondante en août et septembre.

La **Noctule commune** est contactée entre mai et octobre, mais est surtout régulière entre juillet et septembre et même abondante en août. Les contacts de Noctule commune représentent 23 % des contacts (soit plus de la moitié des contacts non associés à la Noctule de Leisler).

La **Pipistrelle commune** ne représente que 5 % des contacts annuels, avec 122 contacts répartis entre mai et octobre. La **Pipistrelle de Kuhl** n'est contactée qu'occasionnellement de juillet à octobre. La **Pipistrelle de Nathusius** est encore moins représentée, avec à peine 0,1 % des contacts totaux (3 contacts en octobre).

4.2.2 CHRONOLOGIE DE L'ACTIVITÉ

Le graphique suivant présente la chronologie quotidienne du suivi. La plupart des nuits du mois de mai à mi-août restent sous la barre de la cinquantaine de contacts par nuit, à l'exception d'une nuit mi-juillet à 68 contacts et d'une seconde début août à 102 contacts. **À partir de mi-août, l'activité est plus importante, avec plusieurs pics à plus de 100 contacts.** En septembre, l'activité descend et ne dépasse qu'exceptionnellement 50 contacts, à l'exception d'une nuit à 368 contacts (25/09/2022).

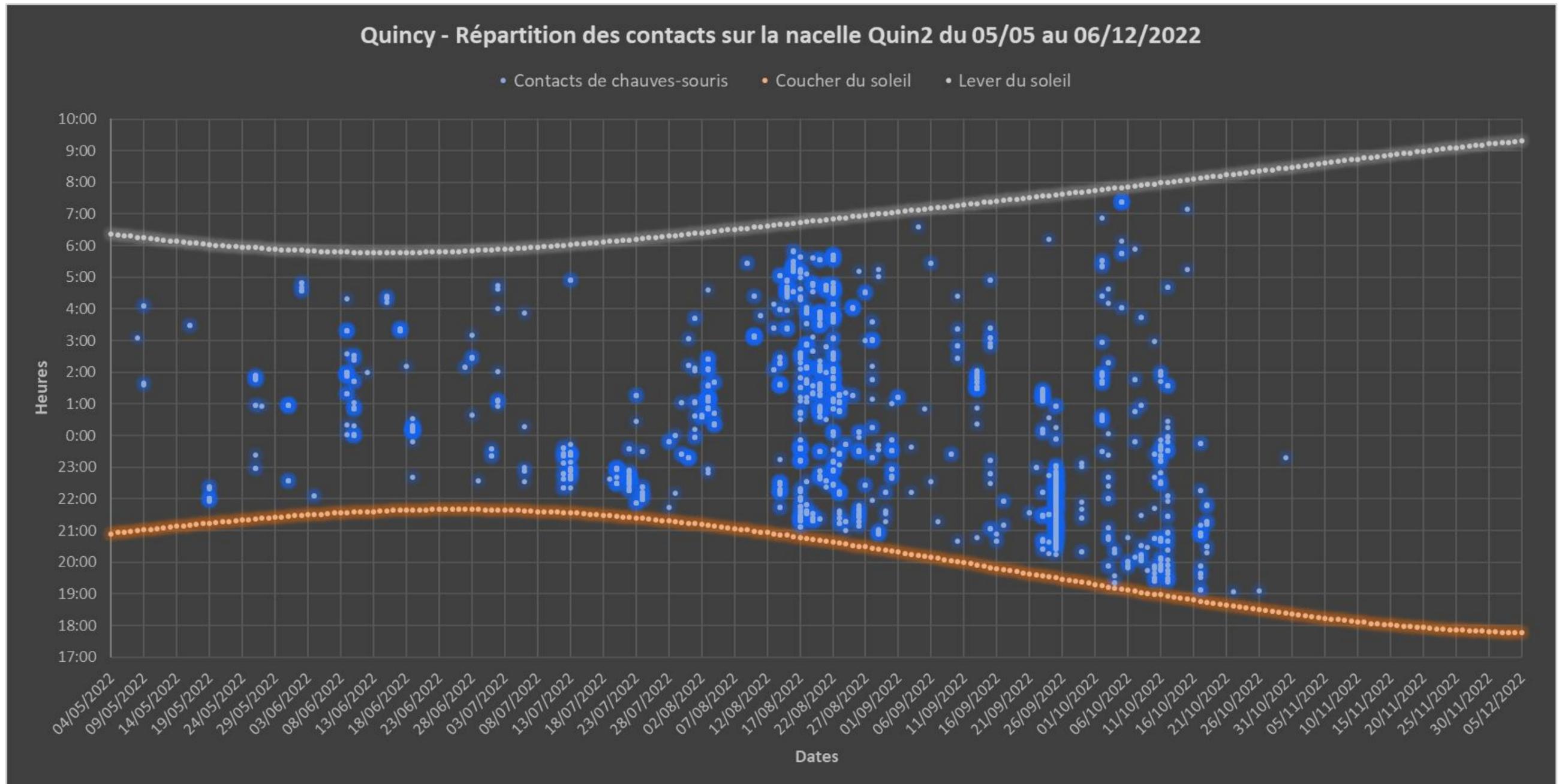


Quin2 : Chronologie de l'activité quotidienne du suivi acoustique depuis la nacelle

4.2.3 DISTRIBUTION DES CONTACTS DE CHAQUE ESPÈCE 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 étalée sur l'ensemble de la nuit. Les « vagues » de forte densité des contacts courant août correspondent aux plus importants niveaux d'activité. On observe une répartition préférentielle pour les premières heures de la nuit entre juillet et mi-septembre, sans que cela soit très marqué durant les autres mois. Aucun contact n'a été enregistré avant le coucher ou après le lever du soleil.



Quin2 : 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

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 (35-60 m, > 60 m, etc.), le secteur concerné (Nord-Ouest, Nord-Est, littoral...) et le type de milieu (ouvert ou fermé).

Le graphique ci-après présente les données du référentiel d'Écosphère (1 054 nuits d'écoute recueillies de 2014 à 2019 sur 13 suivis différents) 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 inférieur au nombre défini pour le quantile 25 %) à très forte (nombre de contacts supérieur 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 quart nord-est de la France en milieu ouvert 2014-2019 (contacts / nuit)

Valeurs issues d'une compilation de 1 054 nuits réparties sur 18 éoliennes de 13 parcs différents implantés en milieu ouvert (2014-19) Contacts par nuit				
NACELLE >50 m Nord-est de la France				
Espèce	Seuils de nombre de contacts par nuit			
	Q25 %	Q50 %	Q75 %	Q90 %
TOUTES ESPECES	2	4	10	25
Noctule commune	1	3	6	14
Noctule de Leisler	1	3	8	21
Sérotine / Noctules	2	4	10	27
Pipistrelle commune	1	3	6	12
Pipistrelle de Kuhl	1	1	2	3
Pipistrelle de Nathusius	1	1	2	2
Pipistrelle de Kuhl/Nathusius	1	2	3	6
Oreillard indéterminé	1	3	4	4

Dans notre secteur géographique (nord-est de la France) 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 4 contacts par nuit** sont considérées comme des activités significatives (au-dessus de l'activité de fond) mais restant **moyennes** ;
- les moyennes mensuelles comprises approximativement **entre 4 et 10 contacts par nuit** sont considérées comme des activités supérieures à la moyenne, et donc **assez fortes** ;
- les moyennes mensuelles **supérieures à 10 contacts par nuit** sont donc considérées comme des activités **fortes**, pouvant atteindre des niveaux **très forts** (supérieures à 25 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 limité, il est difficile d'obtenir des seuils distinctifs pour les différents niveaux d'activité.

4.3.2 ÉVALUATION DE LA FRÉQUENTATION SUR LE PARC DE QUINCY-LE-VICOMTE 1 ET 2

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 Quin2 entre le 5 mai et le 6 décembre 2022

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
Mai	27	7	1,9	1,5	15
Juin	30	12	4,5	3,5	38
Juillet	31	14	7,5	6,7	68
Août	31	26	40,6	40,1	236
Septembre	30	18	17,3	16,5	343
Octobre	31	17	9,4	7,4	52
Novembre	30	0	0,0	0,0	0
Décembre	5	0	0,0	0,0	0

Les moyennes de contacts par nuit enregistrées en 2022 par le Batmode S+ sur le parc de Quincy-le-Vicomte atteignent des **valeurs assez fortes en juin, juillet et octobre, fortes en septembre et très fortes en août.**

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).

Dans les tableaux suivants, les résultats de ce suivi ont ainsi été **classés mois par mois sur la base des contacts de toutes les espèces confondues. Le nombre de nuits « positives » supérieures au quantile 75 % est indicateur d'une activité particulièrement forte et remarquable.**

Quin2 : Évaluation des résultats du suivi (toutes espèces) en fonction du référentiel d'activité des suivis nacelles en milieu ouvert dans le quart nord-est de la France (Écosphère, 2014-2019)

Mois	Q1-25	Q25-50	Q50-75	Q75-90	Q90-100
Mai	3	3	-	2	-
Juin	2	1	3	2	3
Juillet	3	2	6	4	2
Août	1	2	3	6	15
Septembre	9	2	5	2	2
Octobre	4	-	6	4	4
Novembre	-	-	-	-	-
Décembre	-	-	-	-	-

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 les deux espèces de noctules.**

Quin2 : Évaluation des résultats du suivi pour chaque espèce en fonction du référentiel d'activité des suivis nacelles en milieu ouvert dans le quart nord-est de la France (Écosphère, 2014-2019)

Nacelle Quin2	Q1-25	Q25-50	Q50-75	Q75-90	Q90-100
Noctule commune	7	11	6	13	8
Noctule de Leisler	13	22	18	23	16
Sérotine/Noctules	15	18	2	4	2
Pipistrelle commune	7	3	6	5	2
Pipistrelle de Kuhl	-	3	3	1	4
Pipistrelle de Nathusius	-	-	1	1	-
Toutes espèces confondues	22	10	23	20	26

Sur le parc de Quincy-le-Vicomte et la période du suivi 2022 (215 nuits suivies, dont 101 positives), quelques nuits présentent de bonnes activités entre mai et octobre, mais **c'est surtout en août que les niveaux d'activité sont importants, avec 21 nuits classées dans les quantiles 75 à 100.**

La Noctule de Leisler, puis la Noctule commune, sont les deux espèces avec les plus fortes activités. On constate que la Pipistrelle de Nathusius, malgré sa faible présence annuelle, a ponctuellement une forte activité.

Il est important de rappeler :

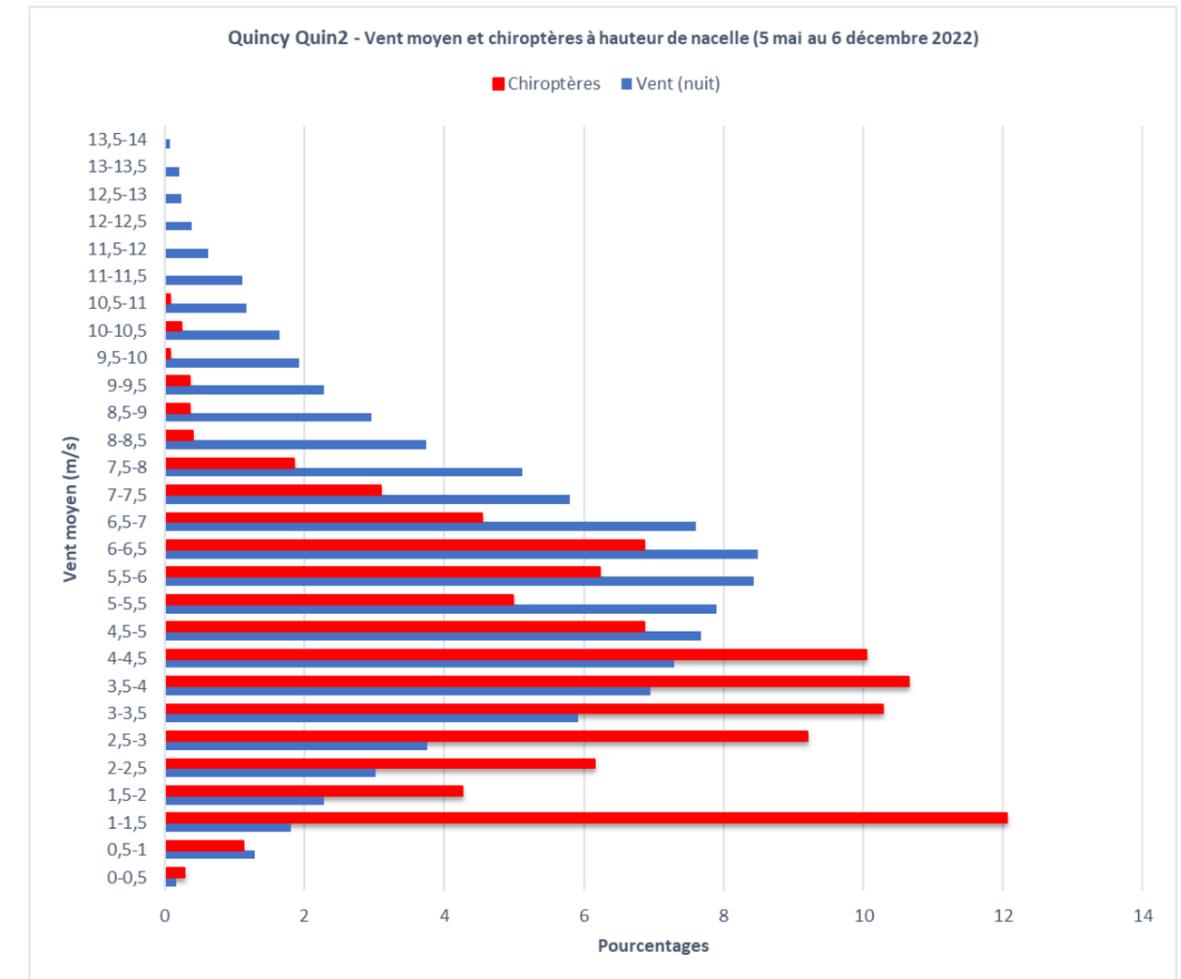
- que le raisonnement porte sur des nombres de contacts, et non sur des nombres d'individus. De fait, des contacts enregistrés en début et fin de nuit peuvent potentiellement correspondre aux mêmes individus transitant dans le parc éolien ;
- **que des variations interannuelles peuvent survenir** (conditions météorologiques, activité des chauves-souris...) et que le principe de précaution est de mise quant aux conclusions de l'étude. Ce suivi étant néanmoins le troisième, l'analyse conjointe des 3 années lors des éventuelles propositions de mesures de régulation permet d'intégrer en partie ces variations interannuelles.

À 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'ACTIVITÉ SELON LES VITESSES DE VENT

Le graphique ci-dessous présente la distribution des contacts de chauves-souris par rapport aux vitesses moyennes de vent enregistrées la nuit sur l'ensemble de la période de suivi.

98 % de l'activité a été enregistrée pour des vents moyens inférieurs à 8 m/s, alors que cela ne correspond qu'à 84 % des mesures de vent enregistrées la nuit. Par ailleurs, la répartition des contacts montre une préférence **pour les vitesses comprises entre 0 et 6 m/s, avec 82 % de l'activité totale.**



Quin2 : Distribution de l'activité selon les vitesses moyennes de vent (de nuit seulement)

Les graphiques mensuels sont présentés en annexe 8 (juin à octobre, trop peu de données aux autres mois) et la synthèse est dans le tableau suivant.

Vitesses de vent maximales relevées sur site et vitesse de vent maximale avec activité des chiroptères en 2020, 2021 et 2022 (en gras apparaissent les vitesses de vent maximales avec activité, prises sur les 3 années)

Mois	Année	Vitesse de vent maximale relevée sur site	Vitesse de vent maximale avec activité des chauves-souris	Différentiel annuel
Juin	2020	14,5 m/s	9 m/s	5,5 m/s
	2021	12 m/s	8 m/s	4 m/s
	2022	15,5 m/s	8 m/s	7,5 m/s
Juillet	2020	22 m/s	7,5 m/s	14,5 m/s
	2021	13,5 m/s	6,5 m/s	7 m/s
	2022	10 m/s	7,5 m/s	2,5 m/s
Août & septembre	2020	15,5 m/s	7,5 m/s	8 m/s
	2021	13 m/s	8,5 m/s	4,5 m/s
	2022	16 m/s	7,5 m/s	8,5 m/s
Octobre	2020	17,5 m/s	8,5 m/s	9 m/s
	2021	20 m/s	8 m/s	12 m/s
	2022	14,5 m/s	7,5 m/s	7 m/s

constatée à des températures plus chaudes que les minima. L'absence d'activité par temps frais ou froid est bien liée à celle des chauves-souris (qui restent près du gîte à partir d'un certain seuil de rafraîchissement).

Les graphiques mensuels sont présentés en annexe 9 (juin à octobre, trop peu de données aux autres mois) et la synthèse est dans le tableau suivant.

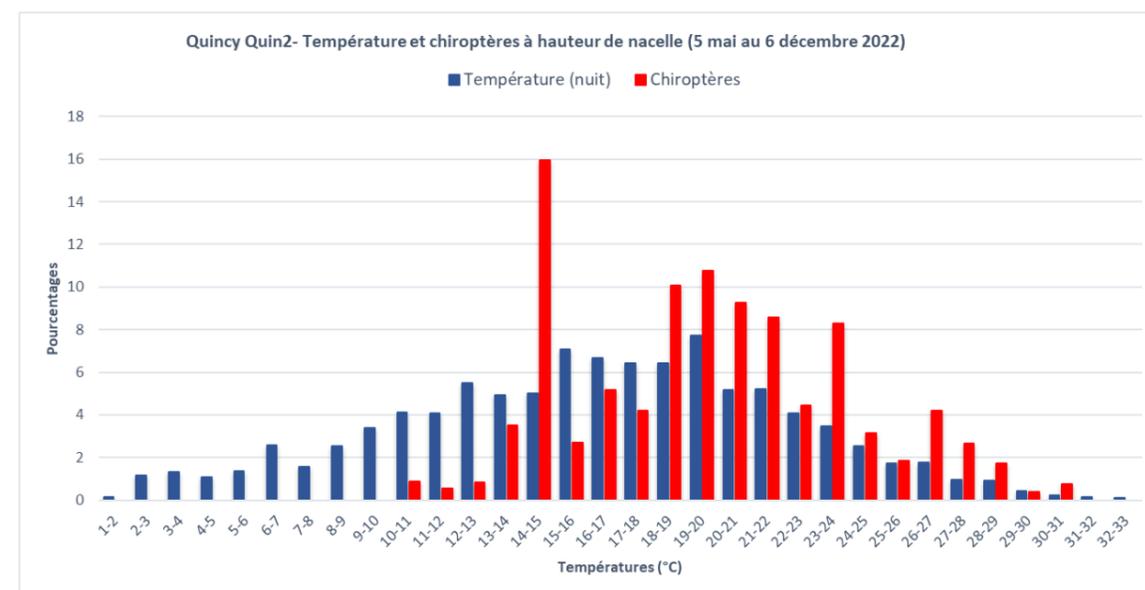
Températures minimales relevées sur site et température minimale avec activité des chiroptères en 2020, 2021 et 2022 (en gras apparaissent les températures minimales avec activité, prises sur les 3 années)

Mois	Année	Température minimale relevée sur site	Température minimale avec activité des chauves-souris	Différentiel annuel
Juin	2020	10°C	15°C	5°C
	2021	12°C	14°C	2°C
	2022	12°C	12°C	0°C
Juillet	2020	13°C	18°C	5°C
	2021	13°C	16°C	3°C
	2022	11°C	16°C	5°C
Août & septembre	2020	6°C	11°C	5°C
	2021	10°C	12°C	2°C
	2022	6°C	10°C	4°C
Octobre	2020	6°C	7°C	1°C
	2021	5°C	5°C	0°C
	2022	9°C	12°C	3°C

4.5 DISTRIBUTION DE L'ACTIVITÉ SELON LA TEMPÉRATURE

Le graphique ci-dessous présente la distribution des contacts de chauves-souris par rapport aux températures moyennes enregistrées la nuit sur l'ensemble de la période de suivi.

93 % de l'activité globale était enregistrée pour des températures nocturnes comprises entre 14 et 29°C et seulement 6 % pour des températures inférieures à 14°C.



Quin2 : Distribution de l'activité selon les températures (de nuit seulement)

Il est possible d'affiner ces résultats à l'échelle mensuelle. Les valeurs sont moins significatives (nombre de données plus réduit) mais permettent de constater l'évolution des valeurs extrêmes de températures au cours de la saison et de **valider les paramètres de températures choisis pour le bridage**.

Des températures inférieures aux températures minimales d'activité des chauves-souris ont été relevées sur site, sauf en octobre 2021 (où l'activité est négligeable par temps froid) et en juin 2022. L'activité est

4.6 CONCLUSION DU SUIVI ACOUSTIQUE À HAUTEUR DE NACELLE EN 2022

Sur l'ensemble du suivi en nacelle de l'année 2022, les informations importantes suivantes peuvent être retenues :

- un nombre exceptionnel de **Noctule de Leisler** a été contacté (1 487 contacts), avec une activité concentrée sur le mois d'août et de septembre ;
- un nombre important de **Noctule commune** a été contacté (579 contacts), avec une activité concentrée sur le mois d'août ;
- l'activité est très forte en août, forte en septembre et assez forte en juin, juillet et octobre ;
- la répartition des contacts au cours de la nuit est assez homogène, bien qu'une légère tendance montre un préférentiel pour le début de nuit entre juillet et mi-septembre ;
- 98 % de l'activité a été enregistrée pour des vents moyens inférieurs à 8 m/s et 82 % sous 6 m/s, tous mois confondus ;
- 94 % de l'activité globale était enregistrée pour des températures comprises entre 14 et 29°C.

4.7 COMPARAISON AVEC LES SUIVIS ACOUSTIQUES DE 2020 ET 2021

	2020	2021	2022	Comparaison
Périodes suivies	Du 12/05 au 17/11, soit 186 nuits	Du 22/04 au 23/11, soit 215 nuits	Du 05/05/2022 au 06/12/2022, soit 215 nuits	Nombre équivalent de nuits suivies en 2022 par rapport à 2021.
Nombre de nuits « positives »	68 nuits	79 nuits, quasiment toutes entre juin et octobre	94 nuits, toutes entre mai et octobre	Le nombre de nuits « positives » est en augmentation constante sur ces trois dernières années.
Nombre de contacts totaux	1 095 contacts	1 882 contacts	2 489 contacts	32 % de contacts en plus en 2022 par rapport à 2021, principalement liés à la Noctule de Leisler. Bien que le nombre de nuits suivies soit plus faible en 2020, l'activité est en augmentation constante ces trois dernières années.
Espèces dominantes	Noctule commune (370 contacts), Noctule de Leisler (354 contacts), Pipistrelles commune et de Kuhl peu abondantes (<150 contacts chacune)	Noctule de Leisler (1 074 contacts), Noctule commune (413 contacts), Pipistrelle commune (283 contacts)	Noctule de Leisler (1 487 contacts), Noctule commune (579 contacts), Pipistrelle commune (122 contacts)	38 % de contacts de Noctule de Leisler en plus en 2022 par rapport à 2021. Noctule commune légèrement plus présente en 2022 qu'en 2021. Diminution des contacts de Pipistrelle commune en 2022 (on revient sur une activité plus proche de celle de 2020).
Autres espèces de haut vol	Pipistrelle de Nathusius anecdotique (4 contacts)	Pipistrelle de Nathusius assez abondante (53 contacts), Sérotine commune anecdotique (7 contacts)	Pipistrelle de Nathusius anecdotique (3 contacts)	Pipistrelle de Nathusius nettement moins présente en 2022 (uniquement contactée en octobre). On revient à une activité plus proche de celle de 2020.
Répartition temporelle globale	Activité maximale en septembre (313 contacts) et en août (266 contacts), inférieure en juin, juillet et octobre (autour de 170 contacts)	Activité maximale en septembre (1 141 contacts), puis en août (241 contacts) et en octobre (204 contacts), inférieure entre juin et juillet (entre 130 et 150 contacts)	Activité maximale en août (1 260 contacts), puis en septembre (518 contacts), en octobre (290 contacts) et en juillet (234 contacts), inférieure en mai et juin (51 et 136 contacts)	L'activité maximale est au mois d'août en 2022, mais assez équivalente à celle enregistrée en septembre en 2021. Elle est dominée par la Noctule de Leisler (46 % des contacts), puis par la Noctule commune (35 % des contacts). Activité de septembre nettement dominée par la Noctule de Leisler (52 et 82 % des contacts en 2021 et 2022) et la Noctule commune (28 et 11 % des contacts en 2021 et 2022).
Répartition temporelle de la Noctule commune	Principalement présente en juillet et en août (28 % de ses contacts sur chacun de ces mois), reste régulière en juin et en septembre	Principalement présente en septembre (77 % de ses contacts) et en août (15 % de ses contacts), occasionnelle les autres mois	Principalement présente en août (78 % de ses contacts), occasionnelle les autres mois.	Répartition au cours de l'année inversée entre le mois de septembre 2021 et le mois d'août 2022.
Moyenne de contacts par nuit pour les espèces migratrices	Importante entre juillet et octobre (entre 5 et 8, avec un pic à 8,1 pour le mois d'août)	Importante en juillet, août et octobre (entre 4 et 6,7) et très importante en septembre (32)	Importante en juin, juillet, et octobre (entre 3,5 et 7,4) et très importante en août et septembre (40,1 et 16,5)	On constate une augmentation des moyennes des mois d'août et de septembre (activité très importante). Le mois de juin s'est également ajouté aux moyennes importantes.
Nombre de nuits à activité importante (Q75 – 100, Altisphère)	28 nuits, soit 41 % des nuits « positives »	39 nuits, soit 49 % des nuits « positives »	46 nuits, soit 49 % des nuits « positives »	Augmentation de l'activité en 2022. L'année 2022 est également marquée par une augmentation des nuits remarquables.
Influence du vent	98 % des contacts à des vitesses moyennes < 5,5 m/s	97 % des contacts à des vitesses moyennes < 5 m/s	71 % des contacts à des vitesses moyennes < 5 m/s	Légère augmentation des contacts enregistrés à des valeurs supérieures à 5 m/s.
Influence de la température	100 % des contacts entre 7 et 33°C	99,5 % des contacts entre 10 et 29°C	98,5 % des contacts entre 10 et 29°C	Influence de la température moyenne sur la période de suivi équivalente entre 2021 et 2022.

En 2022, l'activité a donc été supérieure à 2021, principalement du fait d'une forte présence de Noctule de Leisler au cours du mois d'août. L'activité de Noctule commune est légèrement plus importante en 2022, mais est toujours aussi irrégulière dans le temps (concentrée cette année en août).

5. RÉSULTATS ET INTERPRÉTATIONS DU SUIVI DE MORTALITÉ

5.1 RÉSULTATS 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 7 éoliennes du parc de Quincy-le-Vicomte et dans un rayon de 50 m autour des mâts, **4 cadavres ont été découverts, 3 oiseaux et 1 chauve-souris.**

5.1.1 RÉPARTITION SPATIALE

Voir la carte « Localisation des cadavres ».

Les cadavres découverts sur le parc sont distribués de manière relativement homogène entre les éoliennes, avec 0 ou 1 découverte par éolienne pour l'ensemble de la période de suivi. Aucune éolienne du parc de Quincy-le-Vicomte ne génère de surmortalité comparativement aux autres machines.

Cette homogénéité met en valeur des conditions locales elles aussi homogènes sur le parc, avec une topographie et un contexte local similaires entre les différentes machines. Il est toutefois à noter que les analyses sur la répartition spatiale des cadavres sont limitées par le faible nombre de cadavres découverts.

Répartition des cadavres découverts en 2022 (n = 4)

Éolienne	Nombre de cadavres découverts	Chiroptères	Oiseaux
Quin1	0	0	0
Quin2	1	0	1
Quin3	1	1	0
Quin4	1	0	1
Quin5	0	0	0
Quin6	0	0	0
Quin7	1	0	1
TOTAL	4	1	3



Alouette des champs, sous Quin2 le 11 juillet 2022
(L. Robert)



Noctule de Leisler, sous Quin3 le 4 août 2022
(L. Robert)



Gobemouche noir, sous Quin7 le 25 août 2022
(L. Robert)



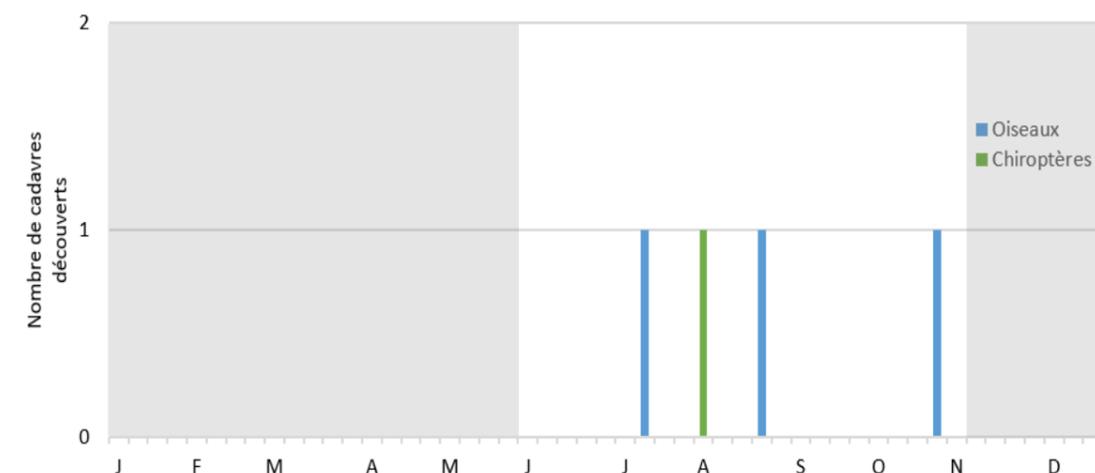
Roitelet triple-bandeau, sous Quin4 le 27 octobre 2022
(L. Robert)

5.1.2 RÉPARTITION TEMPORELLE ET ESPÈCES CONCERNÉES

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 = 4)

Période	Semaine	Date	Chiroptères	Oiseaux	Total	
1	22	01/06/2022	0	0	0	
	23	07/06/2022	0	0	0	
	24	13/06/2022	0	0	0	
	25	20/06/2022	0	0	0	
	26	27/06/2022	0	0	0	
	27	04/07/2022	0	0	0	
	28	11/07/2022	0	1	Alouette des champs (Quin2)	1
	29	18/07/2022	0	0		0
	30	25/07/2022	0	0		0
	2	31	01/08/2022	0	0	0
04/08/2022			1	Noctule de Leisler (Quin3)	1	
32		08/08/2022	0	0	0	
		11/08/2022	0	0	0	
33		15/08/2022	0	0	0	
		18/08/2022	0	0	0	
34		22/08/2022	0	0	0	
		25/08/2022	0	1	Gobemouche noir (Quin 7)	1
35		29/08/2022	0	0	0	
		01/09/2022	0	0	0	
36		05/09/2022	0	0	0	
		08/09/2022	0	0	0	
37		12/09/2022	0	0	0	
		15/09/2022	0	0	0	
38		19/09/2022	0	0	0	
		22/09/2022	0	0	0	
39		26/09/2022	0	0	0	
		29/09/2022	0	0	0	
40		03/10/2022	0	0	0	
		06/10/2022	0	0	0	
41	10/10/2022	0	0	0		
	13/10/2022	0	0	0		
42	17/10/2022	0	0	0		
	20/10/2022	0	0	0		
43	24/10/2022	0	0	0		
	27/10/2022	0	1	Roitelet triple-bandeau (Quin4)	1	
44	01/11/2022	0	0	0		

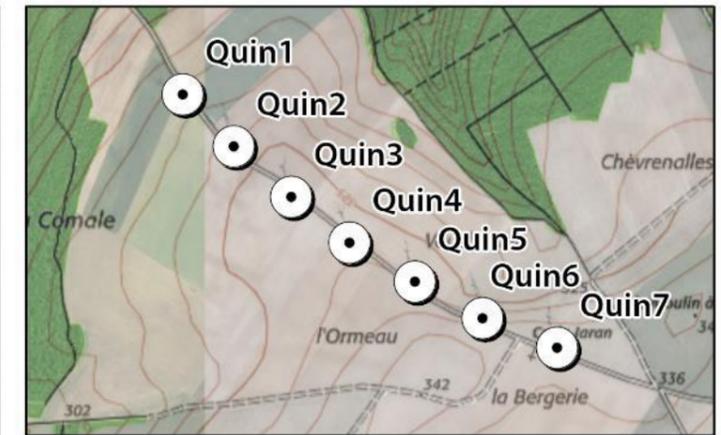
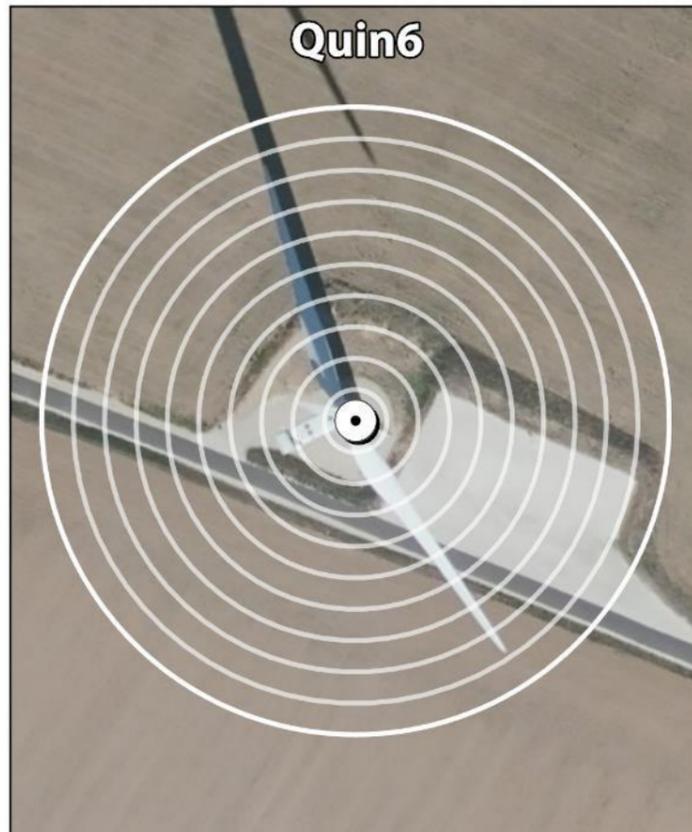
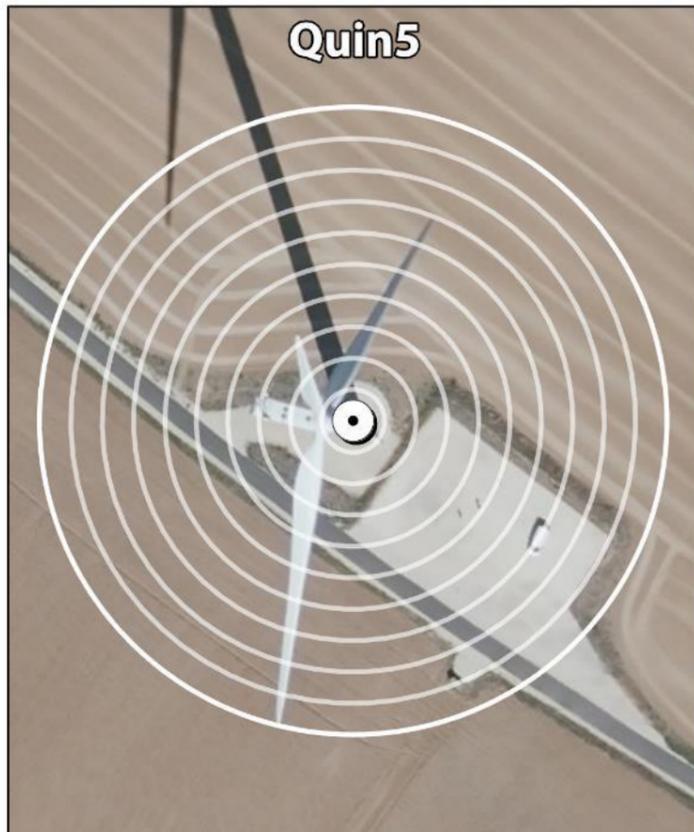
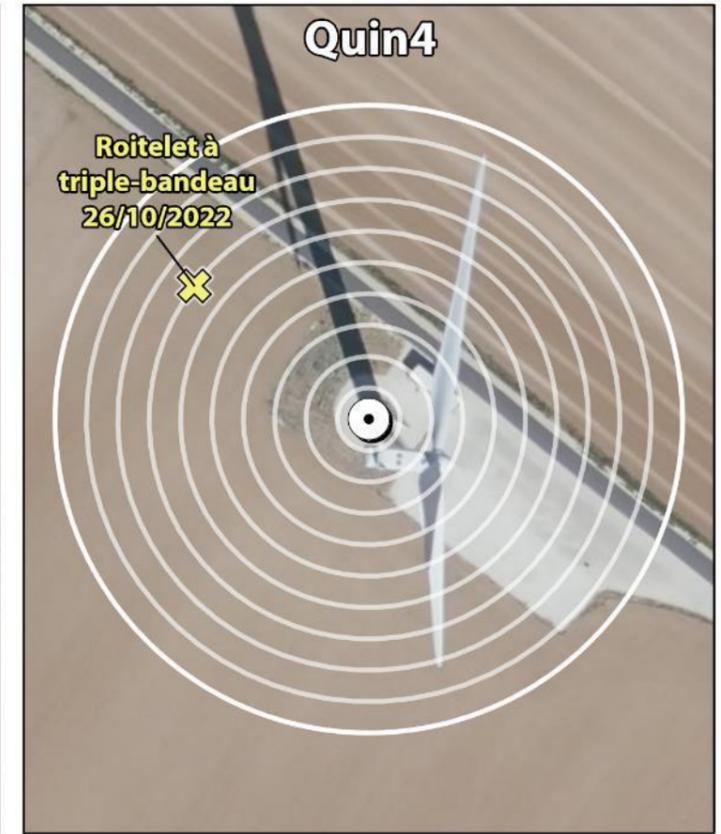
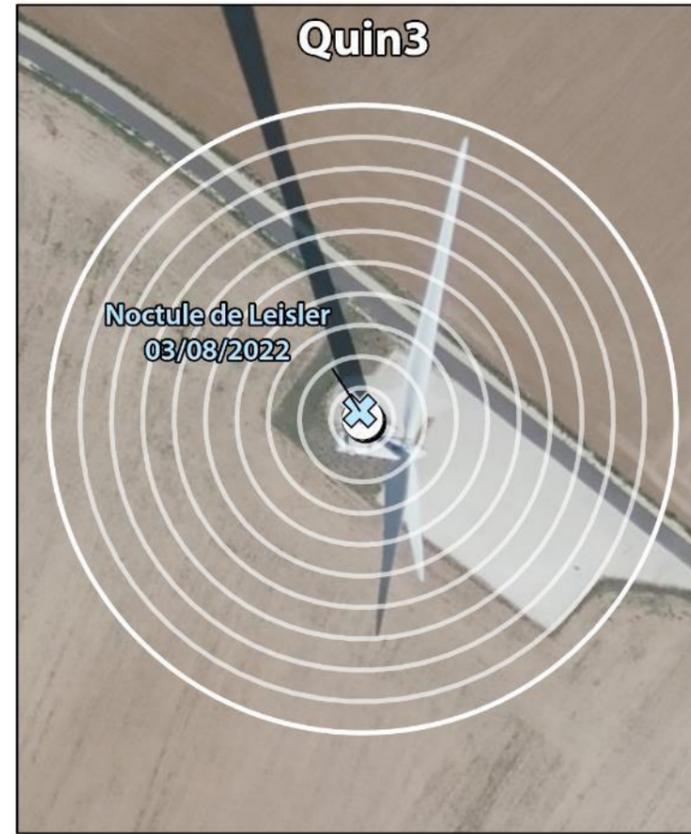
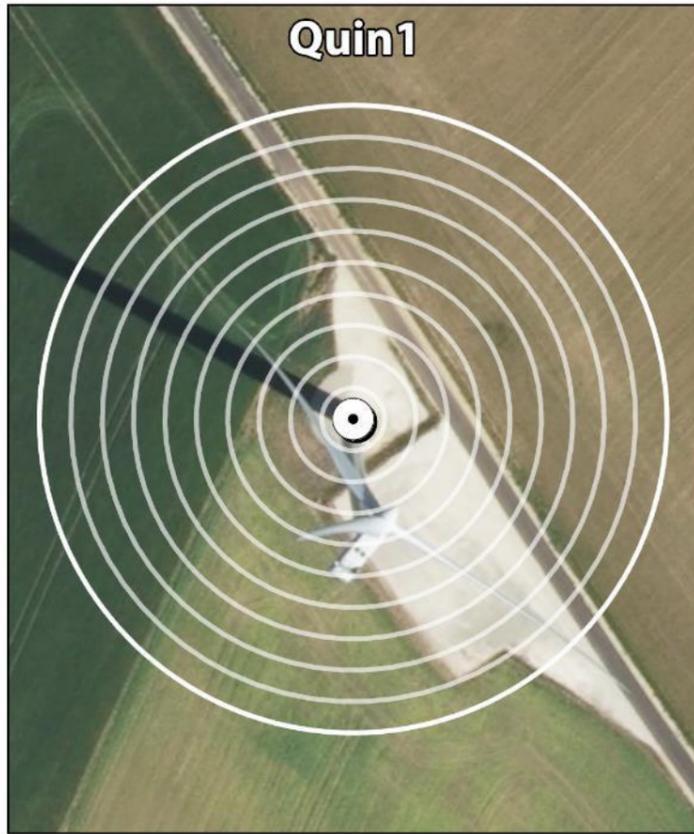


Répartition de la mortalité au cours de l'année 2022 (n=4). La période non suivie apparaît grisée.

Les cadavres ont été trouvés entre le 11 juillet et le 27 octobre 2022. Toutefois, **3 des 4 cadavres ont été découverts entre le 11 juillet et le 25 août**, avec un individu probablement local, un individu migrateur et un individu au statut indéterminé (soit local, soit migrateur). **Un seul cadavre d'oiseau a été découvert par la suite, fin octobre** ; il s'agit également d'un migrateur.

La mortalité constatée en 2022 se compose ainsi de :

- **3 oiseaux appartenant à 3 espèces** : 1 Alouette des champs [locale], 1 Gobemouche noir [migrateur] et 1 Roitelet triple-bandeau [migrateur] ;
- **1 chiroptère** : 1 Noctule de Leisler [locale ou migratrice].



Eolienne
 Cadavre
 Chiroptère
 Oiseau

N
 0 20 40 Mètres
 Ecosphère, WPD, janvier 2023
 Source : Fond Scan 25 et BD ORTHO - IGN ©

5.2 VARIABLES SERVANT À L'ESTIMATION DE LA MORTALITÉ RÉELLE

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 un intervalle trop important entre les prospections, les carcasses disparaissent avant le passage des observateurs. Dans ce cas, le temps moyen de persistance est faible. Ce paramètre engendrera un biais dans le calcul de l'estimation de 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+2		J+3		J+7		J+14	
		p	Tm								
Moyenne (24 leurres)	P1	0,08	0,5 j	0,00	0,6 j						
	P2	0,50	0,8 j	0,33	1,2 j	0,00	1,3 j	0,00	1,3 j	0,00	1,3 j
	Moy	0,29	0,6 j	0,17	0,9 j	0,00	1,0 j	0,00	1,0 j	0,00	1,0 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 vraisemblance¹¹. 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			Toutes périodes		
	Médiane	[IC 10 - 90%]		Médiane	[IC 10 - 90%]		Médiane	[IC 10 - 90%]	
Probabilité de persistance à j+3	0,28	0,23	0,33	0,45	0,38	0,52	0,36	0,32	0,42
Probabilité de persistance à j+7	0,12	0,10	0,14	0,19	0,16	0,23	0,16	0,14	0,18

¹¹ Dalthorp, D., Madsen, L., Huso, M., Rabie, P., Wolpert, R., Studyvin, J., Simonis, J., and Mintz, J., 2018. GenEst statistical models—A generalized estimator of mortality: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 7, chap. A2, 13 p., <https://doi.org/10.3133/tm7A2>.

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

- **temps moyen de persistance (Tm)** : 0,6 j à j+7 (première période) et 1,3 j à j+3 (seconde période) ;
- **taux de persistance (p)** : 0 % à j+3 comme à j+7 (première et seconde période) ;
- **probabilité de persistance (r)** : 0,12 à j+7 [IC 80 % : 0,10 – 0,14] (première période) et 0,45 à j+3 [IC 80 % : 0,38 – 0,52] (seconde période).

La persistance est extrêmement faible tout au long du suivi. **Les biais liés à la disparition rapide des cadavres sont majeurs**, tout particulièrement en première partie du suivi. Les probabilités de découverte de cadavre sont quasi nulles 2 à 3 j après leur collision. **La réduction de l'intervalle entre deux passages à partir de début août permet de réduire les biais sur cette période**. Néanmoins, ces derniers restent particulièrement significatifs entre début août et début novembre.

5.2.2 EFFICACITÉ DE L'OBSERVATEUR OU DÉTECTABILITÉ (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, 61 leurres ont été retrouvés par l'unique observateur sur les 97 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, liée au fait que plus un cadavre est ancien, plus il est dégradé.

L'efficacité de l'observateur a été modélisée pour chaque période, pour les deux niveaux de visibilité prospectés. 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 Début juin – fin juillet		Période 2 Début août – début novembre	
	Médiane	[IC 10 - 90%]	Médiane	[IC 10 - 90%]
Bonne	0,77	0,65 - 0,86	0,66	0,56 - 0,74
Moyenne	0,61	0,44 - 0,75	0,47	0,35 - 0,59
TOTAL	0,72	0,61 - 0,82	0,59	0,51 - 0,66

Il en ressort un **taux d'efficacité (ou de détection) de 0,72 pour la période 1 et de 0,59 pour la période 2.**

Le taux d'efficacité (ou de détection) est considéré comme moyen, avec une médiane de 63 % [IC 80 % : 56 % - 69 %] de leurres découverts sur l'ensemble de la période de prospection. Classiquement, on notera que la détectabilité est moins bonne dans les surfaces de moyenne visibilité.

5.2.3 AJUSTEMENT DE LA SURFACE RÉELLEMENT CONTRÔLÉE (VARIABLE A)

Les surfaces de prospection étant variables selon la période de l'année (avant et après moisson), les coefficients ont été calculés sur ces différentes périodes et sont présentés en annexe 2.

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

Surface moyenne prospectée (%) par éolienne et par période en 2022

PÉRIODE	Quin1	Quin2	Quin3	Quin4	Quin5	Quin6	Quin7	Ensemble du parc
1 (début juin - fin juillet) <i>9 passages</i>	48 %	57 %	44 %	51 %	55 %	65 %	66 %	55 %
2 (début août – début novembre) <i>27 passages</i>	80 %	76 %	58 %	82 %	58 %	79 %	63 %	71 %
Ensemble du suivi <i>36 passages</i>	72 %	71 %	55 %	74 %	57 %	75 %	64 %	67 %

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 **67 %**. C'est cette surface moyennée à l'ensemble du parc pour l'ensemble de la période suivie qui est renseignée dans l'application EolApp. L'application GenEst, quant à elle, différencie la surface moyenne prospectée pour chaque éolienne et par période.

La surface de prospection est bonne (67 %) bien qu'hétérogène entre les périodes. Elle est de **55 % en première période** et de **71 % en seconde période**. Il est à noter que toutes les éoliennes ont été prospectées à plus de 40 % pendant les périodes considérées. L'obtention d'estimations statistiques suffisamment robustes est généralement associée à cette moyenne de surface prospectée selon Behr *et al.*, 2011.

Elle est également considérée comme bonne pour l'ensemble des éoliennes, avec des taux variant entre 55 % et 75 %. Les biais liés à ce paramètre sont donc globalement limités, tout particulièrement en seconde partie du suivi, qui concerne la majeure partie des passages.

5.2.4 FAISABILITÉ DES ESTIMATIONS DE LA MORTALITÉ

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

Le nombre brut de cadavres est tout d'abord analysé, indépendamment de la représentativité des surfaces échantillonnées et de la persistance locale. Si estimation statistique il y avait, il serait nécessaire de **traiter les données des 2 périodes indépendamment** pour des raisons strictement mathématiques (éventuelles différences d'intervalle entre les passages, de surface prospectée, de persistance, voire d'efficacité) mais également d'analyse des résultats (paramètres de bridage variables entre les périodes, écologie des espèces différente). De la même façon, il est intéressant de **traiter indépendamment oiseaux et chauves-souris** (écologies et mesures différentes). Cela implique un éclatement du jeu de données brut qui peut s'avérer trop faible pour des estimations fiables.

Des cadavres d'oiseaux ont été détectés sur les deux périodes suivies, tandis qu'un seul cadavre de chiroptère a été trouvé, sur la seconde période. **Le nombre total de cadavres est faible, d'autant plus lorsque l'on distingue les périodes ou les groupes. Ainsi, les estimations présenteront des incertitudes majeures lorsqu'il s'agira de distinguer les périodes suivies et les oiseaux des chiroptères. Ces incertitudes seront également importantes pour le jeu de données global.** Aucune estimation pour les chiroptères en première partie du suivi ne pourra être réalisée, étant donné l'absence de données brutes. Par ailleurs, les estimations statistiques effectuées avec un unique cadavre (oiseaux et mortalité globale en période 1, chauves-souris en période 2 et sur la totalité du suivi) présentent des incertitudes importantes, du fait d'un échantillon statistique très faible.

Concernant **l'efficacité de la recherche**, l'observateur ayant réalisé l'ensemble des passages du suivi de la mortalité a été testé à deux reprises. Une méthodologie standardisée a été suivie. L'efficacité de recherche est moyenne. Les incertitudes générées sont faibles pour la première période et modérées pour la seconde, cette période présentant un taux d'efficacité inférieur à la première.

S'agissant de **la persistance**, les deux tests ont été effectués de façon standardisée aux deux phases suivies. L'échantillon de cadavres posés est correct et permet de considérer que les tests sont suffisamment représentatifs. Différents types de leurres ont été posés (souris et rats) pour intégrer une différence de persistance entre les chauves-souris et les oiseaux, ainsi qu'entre différentes tailles de cadavres. Comme en 2021, les résultats montrent une persistance extrêmement faible. **Les biais liés à la disparition rapide des cadavres sont majeurs, tout particulièrement en première partie du suivi, l'intervalle étant de 7 j entre deux passages en juin et juillet.** La réduction de l'intervalle entre deux passages à partir de début août permet de réduire les biais durant la seconde période, la persistance étant en outre un peu plus importante en période 2. Les biais restent néanmoins conséquents.

Enfin, s'agissant des **surfaces prospectées**, le niveau est globalement bon et permet des estimations suffisamment robustes. Toutefois, une variabilité existe entre les deux périodes, avec une plus forte incertitude en période 1. Les interprétations faisant suite aux estimations prennent compte de ces biais.

En conséquence de tous ces éléments, les estimations statistiques ne sont pas souhaitables à l'échelle de chacune des phases, ou en scindant les estimations oiseaux de celles des chiroptères. Elles ont néanmoins été réalisées à titre informatif, mais il convient de garder à l'esprit que des

biais forts sont à prévoir pour l'ensemble des résultats (valeurs médianes comme intervalles de confiance).

5.2.5 CORRECTIF LIÉ À LA PÉRIODE D'ÉTUDE

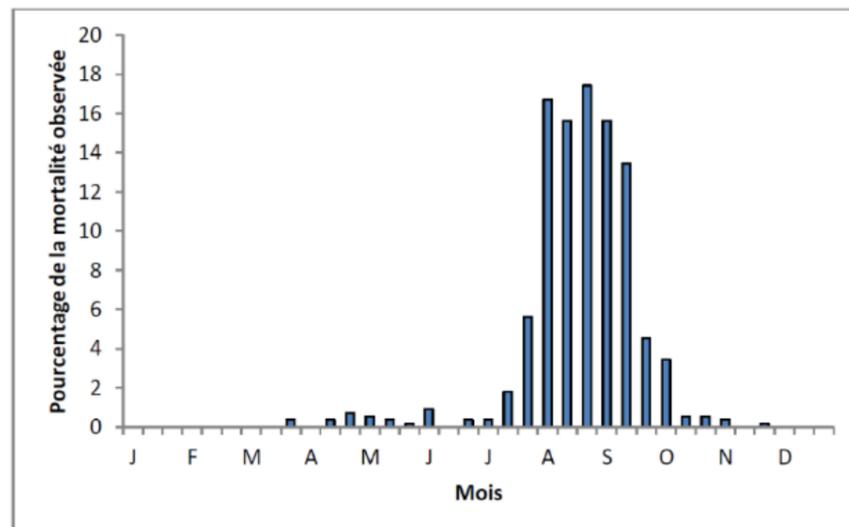
Les estimations de la mortalité ont été réalisées sur la base des 36 passages compris entre le 01/06 et le 01/11/2022 pour l'ensemble des éoliennes. Cette période correspond à la période principale d'activité pour les chauves-souris et, pour les oiseaux, couvre une partie importante de la migration postnuptiale et de la période de reproduction. Toutefois, des cas de mortalité se produisent également en dehors de la période suivie, 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 <i>et al.</i> , 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 1 ^{er} août et le 31 octobre
Dulac, 2008	91 % entre le 1 ^{er} juillet et le 31 octobre
Rydell & al., 2010	90 % entre fin juillet et début octobre

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

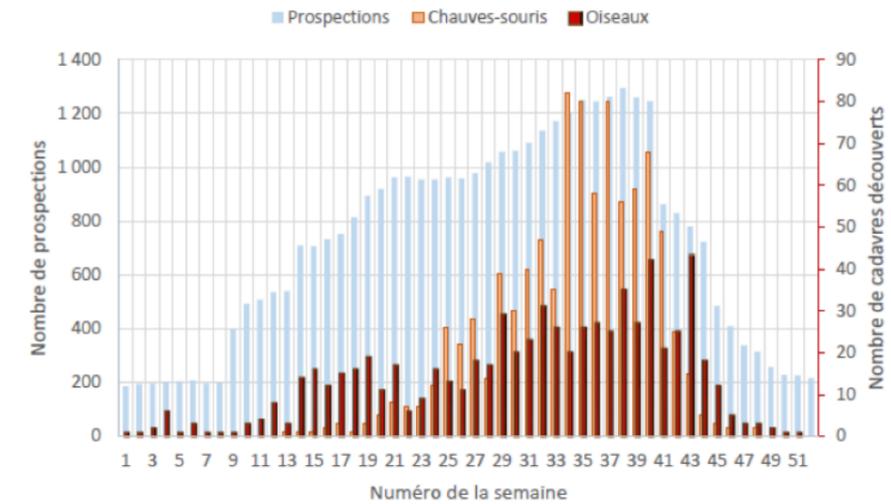


Répartition temporelle des cadavres de chauves-souris récoltés (données Dürr, 2007 in Jones & al., 2009 ; graphique Heitz & Jung, 2017)

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

Semaine de découverte des cadavres

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



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

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

Répartition temporelle de la mortalité selon la bibliographie (1^{ère} colonne) et les cadavres découverts (2^{ème} colonne) en 2022

Pourcentage de mortalité (toutes espèces)	Chiroptères		Oiseaux	
Mi-mai à juillet (semaines 20 à 30) => période de reproduction	20 %	Aucun cadavre (la période suivie commence ici début juin)	25 %	1 cadavre, soit 33 % (la période suivie commence ici début juin)
Août à octobre (semaines 31 à 43) => migration postnuptiale, mouvements locaux	75 %	1 cadavre, soit 100 %	50 %	2 cadavres, soit 67 %
Reste de l'année (novembre à mi-mai)	5 %	Pas de données entre début novembre et mi-mai	25 %	Pas de données entre début novembre et mi-mai

Ainsi, sur la base des données bibliographiques et des résultats recueillis en 2022, **il apparaît que les résultats de suivi obtenus sur le parc de Quincy-le-Vicomte ne sont pas totalement représentatifs de la répartition temporelle des cadavres de chauves-souris et d'oiseaux.**

Néanmoins, le suivi couvre une période correspondant théoriquement à :

- 95 %¹² de la mortalité des chiroptères ;
- 75 % de la mortalité des oiseaux.

¹² Ou légèrement moins, le suivi ne commençant que début juin et non pas mi-mai.

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 (correspondant à la période présentant le risque d'impact majeur, selon la bibliographie, l'étude d'impact du parc et les précédents suivis post-implantation, voir chapitres 2.5, 2.6 et 0). Aucune extrapolation de la mortalité estimée ne peut être réalisée sur la période non suivie.**

5.3 ESTIMATION DE LA MORTALITÉ RÉELLE (2022)

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 (Ökostat)). Celle-ci permet d'imbriquer les différents paramètres pour modéliser finement la mortalité (persistance des cadavres, efficacité de la détection, correction surfacique) et **fournir des estimations ajustées selon les variables prises en compte (taille des cadavres, période de l'année, distinction oiseaux / chauves-souris...)**.

En outre, ces deux applications 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	Quincy-le-Vicomte 2022		
	Début juin – début novembre 2022	P1 Début juin - fin juillet 2022	P2 Début août – début novembre 2022
n (nombre de passage)	36	9	27
l (intervalle moyen entre 2 visites)	4,4 jours	6,8 jours	3,7 jours
Nombre d'éoliennes suivies	7	7	7
C (nombre de cadavres brut découverts sous les éoliennes dans un rayon de 50 m)	4 (3 oiseaux et 1 chauve-souris)	1 (1 oiseau)	3 (2 oiseaux et 1 chauve-souris)

¹³ 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

Paramètres	Quincy-le-Vicomte 2022		
d (taux de détection moyen)	0,63	0,72	0,59
p (taux de persistance durant l'intervalle)	0,00 (j+3)	0,00 (j+7)	0,00 (j+3)
Tm (durée moyenne de persistance durant l'intervalle)	1 jour (intervalle 3 j)	0,6 jour (intervalle 7 j)	1,3 jour (intervalle 3 j)
r (probabilité de persistance)	0,36 [IC 80 % : 0,32 - 0,42] (intervalle 3 j)	0,12 [IC 80 % : 0,10 - 0,14] (intervalle 7 j)	0,45 [IC 80 % : 0,38 - 0,52] (intervalle 3 j)
Sk (surface prospectée moyenne)	67 %	55 %	71 %

5.3.1 ESTIMATIONS DE LA MORTALITÉ AVEC EOLAPP

Le tableau suivant présente les résultats des estimations de la mortalité réelle pour le parc de Quincy-le-Vicomte (7 éoliennes, du 1^{er} juin au 1^{er} novembre 2022). La décomposition en deux périodes principales (avant et après le 31 juillet) a été réalisée, mais aucune estimation exploitable n'a pu être obtenue (jeu de données de taille trop réduite, persistance très faible). De la même manière, la distinction par groupe impacté a été réalisée, mais ces estimations ne sont pas exploitables.

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 ¹³)	Mortalité brute	Erickson			Huso			Jones		
		Médiane	[IC 10 - 90%]		Médiane	[IC 10 - 90%]		Médiane	[IC 10 - 90%]	
Tous cadavres (période 1)	1	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Tous cadavres (période 2)	3	31,1	10,2	69,0	34,0	10,4	95,0	62,5	17,9	283,0
Chauves-souris (période totale)	1	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Oiseaux (période totale)	3	66,2	21,2	149,9	131,2	34,8	408,8	340,8	3,0	754,0
Tous cadavres (période totale)	4	89,9	34,6	191,2	178,3	56,1	490,5	413,7	105,0	830,8

NE = Non estimé. Les cellules barrées correspondent à des estimations statistiques présentées à titre informatif, mais qui sont fortement biaisées (voir 5.2.4).

jeux de données très conséquents (dans le cas de petits jeux de données elle fournit des résultats trop optimistes sur la précision des estimations de mortalité). Les deux méthodes fournissent les mêmes résultats lorsque les jeux de données sont grands.

Le modèle d'Huso donne une valeur médiane de la mortalité d'environ **178 cadavres [IC 80 % : 56 - 491] impactés sur l'ensemble du parc sur l'ensemble du suivi** (début juin à début novembre, sur 36 passages).

Le modèle de Jones donne une valeur médiane de la mortalité d'environ **414 cadavres [IC 80 % : 105 - 831] impactés sur l'ensemble du parc sur l'ensemble du suivi** (début juin à début novembre, sur 36 passages).

Les intervalles de confiance obtenus pour Jones et Huso attestent d'une importante imprécision de l'estimation statistique. Cela sous-entend que ces valeurs estimées sont à prendre avec de fortes précautions. Par ailleurs, les médianes semblent hautes, tout particulièrement avec le modèle de Jones.

Les biais induit dans les estimations (persistance très faible tout au long du suivi, efficacité moyenne, faible nombre de cadavres, l'absence d'intégration des différences de surfaces prospectées entre les éoliennes pouvant également être citée) conduisent à des estimations peu précises et probablement très surestimées dans le cas présent. Une intégration détaillée des variables dans les modélisations peut permettre d'affiner ces estimations et ainsi les rendre plus justes, c'est la méthode de GenEst présentée au chapitre suivant.

5.3.2 ESTIMATIONS DE LA MORTALITÉ AVEC GENEST

Le tableau suivant présente les résultats des estimations de la mortalité réelle pour le parc de Quincy-le-Vicomte (7 éoliennes, du 1^{er} juin au 1^{er} novembre 2022) obtenus à partir des modélisations faites avec GenEst (Huso & Dalthorp). En annexe 6 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	Période	Mortalité brute	Médiane	[IC 10 - 90%]		Ensemble du suivi
Chiroptères	Période 1	0	NE	NE	NE	6,0 [IC 80% : 1,0 – 14,5]
	Période 2	1	6,0	1,0	14,5	
Oiseaux	Période 1	1	14,6	1,0	38,5	23,3 [IC 80% : 5,2 – 47,5]
	Période 2	2	9,5	2,0	18,3	
Chiroptères et oiseaux	Période 1	1	14,6	1,0	38,5	29,5 [IC 80% : 10,1 – 56,7]
	Période 2	3	15,2	5,7	27,3	

Chacun des résultats correspond à des analyses statistiques indépendantes (bootstrap 1000). C'est pourquoi les résultats pouvant correspondre à des totaux ne s'additionnent pas (sauf en cas d'addition d'un résultat avec un NE (non estimé)).

Néanmoins, les estimations par périodes et par groupes sont issues des estimations globales divisées (« split ») en intégrant les variables disponibles. Elles informent plus sur une répartition de la mortalité que sur une valeur fixe de celle-ci. Le résultat primordial à interpréter est le résultat global oiseaux et chauves-souris, sur l'ensemble de la période suivie.

Les cellules barrées correspondent à des estimations statistiques présentées à titre informatif, mais qui sont fortement biaisées (voir 5.2.4).

Les estimations obtenues ne peuvent pas être considérées comme fiables en raison des biais identifiés :

- **la persistance est très faible**, même si elle est compensée en partie par une réduction de l'intervalle entre les passages en période 2 (intervalle entre les passages abaissé de moitié) ;

- **le nombre de cadavres découverts est très restreint**, ce qui peut s'expliquer soit par l'influence du paramètre cité précédemment, soit par une faible mortalité réelle sur le parc ; ces deux éléments ont probablement tous les deux une influence ;
- **l'efficacité de recherche est moyenne**, notamment en période 2, même si ce paramètre ne génère probablement pas d'importante imprécision dans les estimations.

Les deux hypothèses formulées en 2021 quant à l'interprétation des résultats sont également valables en 2022 :

- soit la mortalité réelle est faible en 2022 ; la persistance très faible engendre dans ce cas de figure des résultats potentiellement surestimés ;
- soit la mortalité est plus importante en 2022 mais plusieurs cadavres n'ont pas pu être trouvés en raison de cette persistance très faible. Dans ce cas de figure, les estimations proposées par GenEst se rapprocheraient de la réalité.

En comparaison du suivi de 2021 et malgré les biais majeurs identifiés, les estimations obtenues en 2022 sont probablement plus représentatives de la mortalité réelle sur le parc de Quincy-le-Vicomte.

Les analyses réalisées avec GenEst donnent des résultats plus précis dans l'intégration des conditions d'estimation, pour finement s'adapter aux conditions locales du site (variabilité par période et par groupe sur l'ensemble des paramètres).

Ainsi, l'estimation de la mortalité réelle aboutit à des valeurs médianes théoriques de la mortalité d'environ **30 individus sur l'ensemble du parc [IC 80 % : 10 – 57] et sur l'ensemble du suivi** (début juin – début novembre).

5.4 CONCLUSION DU SUIVI DE LA MORTALITÉ 2022

Ce troisième suivi réalisé sur le parc de Quincy-le-Vicomte a fait l'objet de **36 passages répartis entre début juin et début novembre 2022**, avec un intervalle entre les passages de 6,8 j jusqu'à fin juillet puis de 3,7 j jusqu'à début novembre, soit un **intervalle moyen entre les passages de 4,4 jours**. Les **7 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 67 % sur l'intégralité du suivi**, avec une variabilité au cours de l'année. Les tests de détection réalisés montrent une **déteabilité moyenne de 63 %**. Les tests de persistance montrent une **probabilité de persistance de 0,36 [IC 80 % : 0,32 – 0,42] en moyenne sur l'ensemble du suivi (à j+3)**.

4 cadavres ont été découverts, parmi lesquels :

- **3 oiseaux appartenant à 3 espèces** : 1 Alouette des champs [locale], 1 Gobemouche noir [migrateur] et 1 Roitelet triple-bandeau [migrateur] ;
- **1 chiroptère** : 1 Noctule de Leisler [locale ou 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 théoriques de la mortalité d'environ **30 individus sur l'ensemble du parc [IC 80 % : 10 – 57]**.

5.5 COMPARAISON AVEC LES SUIVIS DE LA MORTALITÉ DE 2020 ET 2021

5.5.1 RÉSULTATS BRUTS ET VARIABLES ÉTUDIÉES

Paramètres	Suivi 2020	Suivi 2021	Suivi 2022	Comparaison
Période du suivi	Mi-mai à mi-novembre	Début juin à fin octobre	Début juin à début novembre	Suivi réduit en 2021 et 2022 pendant les périodes de moindre impact
Nombre de passage	39	35	36	Légèrement inférieur en 2021 et 2022 mais directement lié à la période suivie, légèrement réduite
Intervalle moyen entre 2 visites	7 j (période 1) 3,5 j (période 2)	7 j (période 1) 3,5 j (période 2)	6,8 j (période 1) 3,7 j (période 2)	Identique
Nbre d'éoliennes suivies	7	7	7	Identique
Nombre de cadavres brut découverts	25 cadavres (13 oiseaux et 12 chauves-souris) + 3 hors protocole	6 cadavres (4 oiseaux et 2 chauves-souris)	4 cadavres (3 oiseaux et 1 chauve-souris)	4 fois moins d'oiseaux et 12 fois moins de chauves-souris en 2 ans
Taux de détection moyen	0,90	0,93	0,63	Moins bon en 2022 mais néanmoins exploitable
Probabilité de persistance (r)	0,36 [IC 80 % : 0,26 - 0,48] (période 1) 0,59 [IC 80 % : 0,49 - 0,70] (période 2)	0,13 [IC 80 % : 0,09 - 0,19] (période 1) 0,32 [IC 80 % : 0,27 - 0,38] (période 2)	0,12 [IC 80 % : 0,10 - 0,14] (période 1) 0,45 [IC 80 % : 0,38 - 0,52] (période 2)	Toujours inférieure et très faible en période 1 (intervalle entre les passages réduit en période 2)
Surface prospectée moyenne	29 % (période 1) 93 % (période 2)	38 % (période 1) 83 % (période 2)	55 % (période 1) 71 % (période 2)	Toujours inférieure en période 1 mais plus homogène en 2022 sur l'ensemble du suivi que les années précédentes

5.5.2 RÉSULTATS CORRIGÉS AVEC EOLAPP

En 2020, la mortalité totale sur le parc était de l'ordre de **90 à 112 individus (Huso ou Jones) tous groupes confondus sur tout le suivi**. Cette mortalité était en réalité **concentrée sur la seconde partie du suivi et répartie équitablement entre oiseaux et chauves-souris**. Il faut noter que la précision des estimations était moyenne au regard de la taille des intervalles (de l'ordre de 30 pour les estimations globales et de 18 pour les estimations par groupe pour Huso ; le double pour Jones).

En 2021, la mortalité totale sur le parc était de l'ordre de **26 à 33 individus (Huso ou Jones) tous groupes confondus sur tout le suivi**. Cette mortalité était **répartie équitablement entre oiseaux et chauves-**

souris (8 à 11 cadavres par groupe en fonction du modèle). Aucune séparation par période n'a pu être réalisée étant donné la faible quantité de données brutes. Il faut noter que la précision des estimations était moyenne au regard de la taille des intervalles (de l'ordre de 32 pour les estimations globales et de 14 pour les estimations par groupe pour Huso ; moitié plus pour Jones).

En 2022, la mortalité totale sur le parc est de l'ordre de **178 à 414 individus (Huso ou Jones) tous groupes confondus sur tout le suivi**. Aucune séparation précise par période ou par groupe n'a pu être réalisée étant donné la faible quantité de données brutes. Il faut par ailleurs noter que la précision des estimations est mauvaise au regard de la taille des intervalles (de l'ordre de 435 pour les estimations globales pour Huso et près du double pour Jones). Les intervalles de confiance obtenus pour Jones et Huso attestent d'une importante imprécision de l'estimation statistique. Cela sous-entend que **ces valeurs estimées sont très mauvaises**.

La mortalité estimée en 2021 avec EolApp était environ 3,5 fois moins importante qu'en 2020. Les estimations obtenues en 2022 avec EolApp ne sont pas comparables aux années précédentes, étant donné les forts biais et l'absence de fiabilité des résultats obtenus.

5.5.3 RÉSULTATS CORRIGÉS AVEC GENEST

En 2020, la mortalité totale sur le parc, tous groupes confondus, était estimée à environ **69 individus [IC 80 % : 38 – 118]**. L'estimation était de **33 chiroptères [IC 80 % : 20 – 52]** et **38 oiseaux [IC 80 % : 25 – 57]** impactés. La mortalité en deuxième période concernait environ 70 % des chiroptères, 75 % des oiseaux et 75 % des estimations globales.

Rappel des estimations de mortalité de 2020

Groupe	Période	Mortalité brute	Période 1			Période 2			Ensemble du suivi
			Médiane	[IC 10 - 90%]		Médiane	[IC 10 - 90%]		
Chiroptères	P1	1	8,4	1,0	21,0			33 [IC80 : 20 - 52]	
	P2	11			23,3	16,5	34,1		
Oiseaux	P1	1	7,4	1,0	19,4			38 [IC80 : 25 - 57]	
	P2	12			29,4	19,8	43,9		
Chiroptères et oiseaux	P1	2	16,8	2,0	39,5			69 [IC80 : 38 - 118]	
	P2	23			52,9	39,8	72,4		

Pour rappel, les estimations par périodes et par groupes sont issues des estimations globales divisées (« split ») en intégrant les variables disponibles. Elles informent plus sur une répartition de la mortalité que sur une valeur déterminée de celle-ci. Le résultat primordial à interpréter est le résultat global oiseaux et chauves-souris, sur l'ensemble de la période suivie. Les cellules barrées correspondent à des estimations statistiques présentées à titre informatif, mais qui présentent des biais majeurs liés au très faible nombre de cadavres utilisé (échantillon statistique trop faible).

En 2021, la mortalité totale sur le parc, tous groupes confondus, était estimée à environ **86 individus [IC 80 % : 39 – 165]**. La première période concernait 85 % des estimations globales.

Rappel des estimations de mortalité de 2021

Groupe	Période	Mortalité brute	Période 1			Période 2			Ensemble du suivi
			Médiane	[IC 10 - 90%]		Médiane	[IC 10 - 90%]		
Chiroptères	P1	2	35,4	2,0	90,7				35 [IC 80% : 2 – 91]
	P2	0				NE	NE	NE	
Oiseaux	P1	2	34,4	7,9	83,8				47 [IC 80% : 17 – 95]
	P2	2				11,1	2,0	24,5	
Chiroptères et oiseaux	P1	4	73,6	26,5	154,0				86 [IC 80% : 39 – 165]
	P2	2				11,1	2,0	24,5	

Ainsi, malgré la mise en place d'un premier bridage, la mortalité estimée en 2021 était du même ordre de grandeur que celle de 2020, voire légèrement supérieure, avec une répartition temporelle totalement différente et malgré une nette diminution de la mortalité brute constatée. Par conséquent, les caractéristiques du bridage ont été revues à la hausse.

En 2022, la mortalité totale sur le parc, tous groupes confondus, est estimée à environ **30 individus [IC 80 % : 10 – 57]**.

Résultats des estimations de la mortalité réelle obtenus avec GenEst

Estimation	Période	Mortalité brute	Période 1			Période 2			Ensemble du suivi
			Médiane	[IC 10 - 90%]		Médiane	[IC 10 - 90%]		
Chiroptères	Période 1	0	NE	NE	NE				6,0 [IC 80% : 1,0 – 14,5]
	Période 2	1				6,0	1,0	14,5	
Oiseaux	Période 1	1	14,6	1,0	38,5				23,3 [IC 80% : 5,2 – 47,5]
	Période 2	2				9,5	2,0	18,3	
Chiroptères et oiseaux	Période 1	1	14,6	1,0	38,5				29,5 [IC 80% : 10,1 – 56,7]
	Période 2	3				15,2	5,7	27,3	

Malgré les forts biais, principalement liés à une très faible persistance et à un faible nombre de cadavres, l'estimation de la mortalité globale sur l'ensemble du suivi semble réaliste. Ainsi, la mortalité estimée en 2022 est nettement inférieure à celle de 2020 et 2021, avec une répartition temporelle différente des précédentes années de suivi.

Pour les chauves-souris, les estimations obtenues ne peuvent pas être comparées, celles réalisées en 2021 et 2022 étant basées sur un échantillon statistique trop faible. Il est toutefois probable que les estimations de 2022 soient plus proches de la réalité que celles de 2021, ces dernières étant vraisemblablement surestimées. L'absence de données brutes en première partie du suivi en 2022 est certainement liée non pas à une absence mais à un faible nombre réel de cas de mortalité sur cette période. L'activité enregistrée à hauteur de nacelle permet d'étoffer cette analyse. **Les niveaux d'activité ont été supérieurs en 2022 mais surtout en seconde partie du suivi. Le bridage suffisamment protecteur, défini fin 2021 à partir des données acoustiques de 2021 et effectif en 2022, est très efficace selon les données recueillies durant cette année.** 94 % de l'activité de la Noctule commune est protégée et aucun cadavre de l'espèce n'est à déplorer depuis la mise en place d'une régulation. Seul

un cadavre de chauve-souris a été découvert durant le suivi 2022, et les taux de protection se sont révélés satisfaisants et suffisamment protecteurs par rapport aux estimations faites en fin 2021.

Mois	Bridage effectif pendant le suivi de 2022
Juin Durée de la nuit [8h30-8h]	$\leq 3,5$ m/s nuit complète > 14°C Protection estimée toutes espèces : 96 % (2020) ou 95 % (2021) ou 83 % (2022) Protection estimée Noctule commune : 100 % (2020) ou 89 % (2021) ou 66 % (2022)
Juillet Durée de la nuit [8h-9h]	$\leq 4,5$ m/s nuit complète + 1 heure avant le coucher du soleil > 16°C Protection estimée toutes espèces : 93 % (2020) ou 99 % (2021) ou 90 % (2022) Protection estimée Noctule commune : 94 % (2020) ou 100 % (2021) ou 97 % (2022)
Août Durée de la nuit [9h-11h30] Septembre Durée de la nuit [11h30-12h30]	≤ 5 m/s nuit complète > 11°C Protection estimée toutes espèces : 95 % (2020) ou 97 % (2021) ou 95 % (2022) Protection estimée Noctule commune : 94 % (2020) ou 95 % (2021) ou 94 % (2022)
Octobre Durée de la nuit [12h30-14h]	≤ 6 m/s nuit complète > 8°C Protection estimée toutes espèces : 98 % (2020) ou 97 % (2021) ou 94 % (2022) Protection estimée Noctule commune : 100 % (2020) ou 89 % (2021) ou 100 % (2022)

Pour les oiseaux, les estimations statistiques obtenues en 2022 présentent des biais majeurs. Cependant, les estimations de 2021 étaient probablement surestimées, notamment au regard de la mortalité brute constatée ces deux dernières années (7 cadavres trouvés sur 71 passages). Comme pour les chauves-souris, les estimations de 2022 sont vraisemblablement plus proches de la réalité que celles de 2021.

6. ÉVALUATION DES IMPACTS PAR COLLISION ET BAROTRAUMATISME

6.1 OISEAUX

6.1.1 IMPACTS DÉFINIS POUR LE SUIVI DE 2022

L'impact des éoliennes est très faible par rapport aux effets des énergies dites fossiles ou encore des structures vitrées, qui tuent des oiseaux par millions (Sovacool, 2013) mais le risque de collision des oiseaux avec les pales d'éoliennes existe. Les espèces les plus concernées par ce risque sont les rapaces de jour et les passereaux de nuit. Au cours du suivi réalisé en 2022, certaines espèces observées au sein ou aux abords du parc font partie des espèces susceptibles d'être impactées. C'est par exemple le cas de la Buse variable ou du Faucon crécerelle. Toutefois, en 2022, seuls des passereaux ont été impactés de manière certaine sur le parc de Quincy-le-Vicomte.

Les tableaux ci-dessous présentent le niveau d'impact avéré du parc de Quincy-le-Vicomte sur les oiseaux dont des cas de collision ont été relevés en 2022, par espèce puis par mois.

Statuts et enjeux des espèces d'oiseaux impactées en 2022 (méthode détaillée au chapitre 3.3) et niveaux d'impacts associés

	LRE	LRN nich	LRN migr	LRR	Sensibilité à l'impact (Dürr, 2022)	Portée de l'impact	Intensité d'impact	Enjeu spécifique sur le site	Niveau d'impact par espèce
Alouette des champs <i>Alauda arvensis</i>	LC	NT	NA	NT	Faible (395 cas de mortalité en Europe, dont 97 en France)*	Faible 1 cadavre (Q2, 11/07/22) [Individu local]	Faible	Faible	Négligeable
Gobemouche noir <i>Ficedula hypoleuca</i>	LC	VU	DD	NA	Faible (89 cas de mortalité en Europe, dont 31 en France)*	Faible 1 cadavre (Q7, 25/08/22) [Individu migrateur]	Faible	Faible	Négligeable
Roitelet triple-bandeau <i>Regulus ignicapilla</i>	LC	LC	NA	LC	Faible (302 cas de mortalité en Europe, dont 196 en France)*	Faible 1 cadavre (Q4, 27/10/22) [Individu migrateur]	Faible	Faible	Négligeable

* Chiffres probablement inférieurs à la réalité mais, comparativement à la taille des populations européennes des espèces concernées, cela ne représente qu'une faible proportion des individus.

À l'exception de l'Alouette des champs, toutes ces espèces sont protégées à l'échelle nationale en vertu de l'arrêté du 29 octobre 2009 (publié au J.O. du 5 décembre 2009) modifiant celui du 3 mai 2007, lui-même issu de l'arrêté du 17 avril 1981. Cette protection concerne les individus ainsi que les sites de reproduction et de repos des espèces.

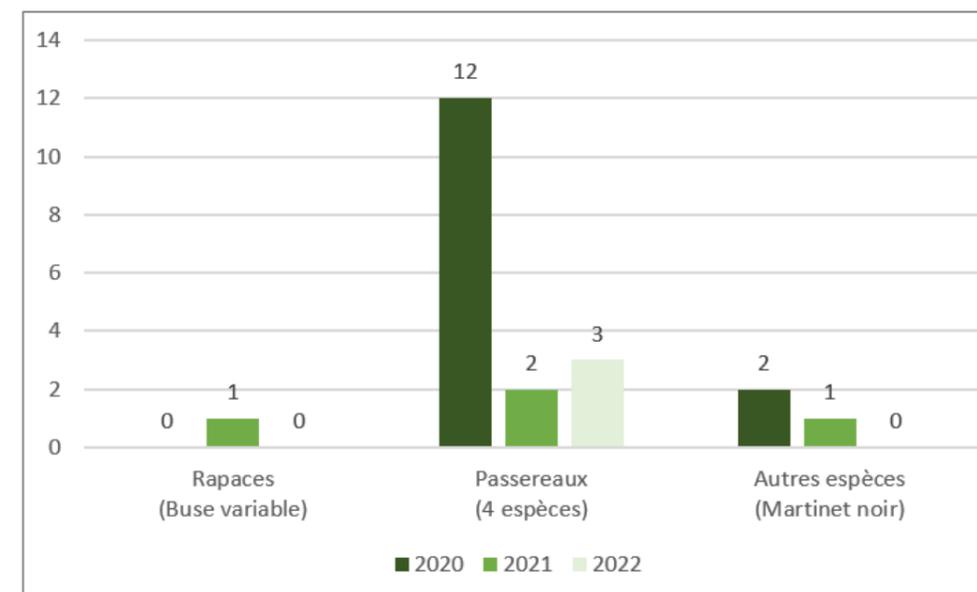
Le tableau ci-dessous synthétise, à partir du tableau précédent, les niveaux d'impacts liés à la collision avec les pales d'éoliennes pour chaque mois du suivi (2020 et 2021 pour rappel, puis 2022 avec bridage actif).

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

	Mortalité brute - 2022	Mortalité estimée avec GenEst - 2022	Niveau d'impact 2020 (par mois)	Niveau d'impact 2021 (par mois)	Niveau d'impact résiduel 2022 (par mois)
Juin	RAS		Négligeable	Négligeable	Négligeable
Juillet	1 Alouette des champs		Négligeable	Négligeable	Négligeable
Août	1 Gobemouche noir		Négligeable	Négligeable	Négligeable
Septembre	RAS		Négligeable	Négligeable	Négligeable
Octobre	1 Roitelet triple-bandeau		Négligeable	Négligeable	Négligeable
Novembre	RAS		Négligeable	Négligeable	Négligeable

6.1.2 ÉVOLUTION DE L'IMPACT DU PARC AU COURS DES SUIVIS

Le graphique ci-dessous montre l'évolution du nombre de cadavres d'oiseaux découverts sous les éoliennes du parc au cours des différents suivis.



Evolution de la mortalité brute des oiseaux entre 2020 et 2022

La mortalité brute des oiseaux a fortement diminué entre 2020 et 2021, tandis qu'elle est à peu près équivalente en 2021 et en 2022. Il existe certainement une variabilité interannuelle qui induit des différences de mortalité constatée pour les différents groupes d'oiseaux observés sur le parc (passereaux, rapaces et autres espèces). Dans tous les cas, la mortalité de l'avifaune demeure négligeable sur le parc de Quincy-le-Vicomte, pour l'ensemble des mois de suivi.

Le groupe d'espèces le plus impacté sur l'ensemble des suivis réalisés est celui des passereaux. Des cas de mortalité ont été constatés lors des trois suivis pour l'Alouette des champs (2 cadavres en 2020, 1 en 2021, 1 en 2022) et le Roitelet triple-bandeau (7 cadavres en 2020, 1 en 2021, 1 en 2022). Le Gobemouche noir a été impacté de manière avérée en 2020 et 2022 (respectivement 2 et 1 cadavres) et 1 cas de mortalité a été constaté pour la Grive musicienne en 2020.

Le Martinet noir, trouvé sous les éoliennes du parc en 2020 (2 cadavres) et 2021 (1 cadavre), n'a pas été observé lors du suivi de mortalité de 2022. Entre 2020 et 2022, l'impact avéré du parc sur les rapaces est négligeable, avec un unique cadavre observé lors des trois années de suivi (1 Buse variable en 2021).

Le bridage nocturne établi pour les chiroptères est une variable d'influence susceptible de réduire la mortalité globale sur les oiseaux. Toutefois, cette régulation ne concerne que les oiseaux nocturnes et tout particulièrement les migrateurs nocturnes tels que les roitelets et gobemouches.

6.2 CHAUVES-SOURIS

6.2.1 IMPACTS DÉFINIS POUR LE SUIVI DE 2022

1 cadavre de chauve-souris a été retrouvé au cours des 36 passages réalisés en 2022. L'évaluation ci-après 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. Il est à noter que des espèces non détectées en 2022 et donc non présentées ci-dessous ont été impactées au cours des suivis précédents. La révision éventuelle des mesures de réduction des impacts intègre l'impact défini sur ces espèces dans le passé.

Statuts et enjeux des espèces de chauves-souris impactées en 2022 et niveaux d'impacts associés

	LRE	LRN	LRR	1	2	1 x 2 = 3	4	3 x 4 = 5
				Sensibilité à l'impact (maximum entre Dürr, 2022 et Eurobats, juin 2018)	Portée de l'impact	Intensité d'impact	Enjeu spécifique sur le site	Niveau d'impact par espèce
Noctule de Leisler <i>Nyctalus leisleri</i>	LC	NT	NT	Forte (755 cas de mortalité en Europe, dont 186 en France)	Faible ----- 1 cadavre (Q3, 04/08/22) ----- Activité nacelle 23 nuits d'intense activité et 16 nuits d'activité exceptionnelle sur l'ensemble de la période suivie mais principalement en août ----- [Individu local ou migrateur]	Faible	Moyen	Négligeable

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

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

Le tableau ci-dessous détaille les risques de collision pour chaque mois du suivi (2020 et 2021 pour rappel, puis 2022 avec bridage actif).

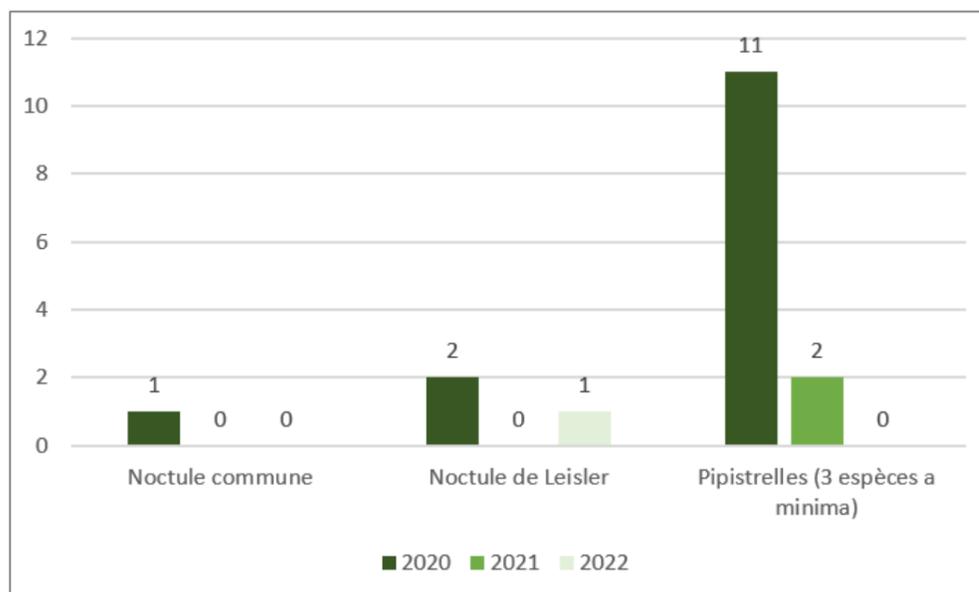
Évaluation du niveau d'impact par période de l'année

	Activité à hauteur de nacelle - 2022	Mortalité brute - 2022	Mortalité estimée avec GenEst par période - 2022	Niveau d'impact 2020 (par mois)	Niveau d'impact 2021 (par mois)	Niveau d'impact résiduel 2022 (par mois)
Mai	Activité faible ; 26 contacts de Noctule de Leisler sur les 51 contacts totaux.	Pas de suivi		Négligeable	Négligeable	Négligeable
Juin	Activité assez forte ; 136 contacts sur le mois, pour moitié des espèces migratrices de haut vol (principalement la Noctule de Leisler).	RAS	Période 1 : Estimations non réalisables en l'absence de données brutes	Moyen	Négligeable	Négligeable
Juillet	Activité assez forte ; 234 contacts sur le mois, 88 % d'espèces migratrices de haut vol (dont 69 % de Noctule de Leisler).	RAS		Assez fort	Négligeable	Négligeable
Août	Très forte activité avec une moyenne de contacts par nuit suivie de 40,6 ; 1260 contacts sur le mois, 98 % d'espèces migratrices de haut vol (45 % Noctule de Leisler, 35 % Noctule commune) ; 2 pics > 180 contacts	1 Noctule de Leisler	Période 2 : 6 chiroptères [IC 80 % : 1 – 15]	Fort	Négligeable	Négligeable
Septembre	Activité forte ; 518 contacts sur le mois, 95 % d'espèces migratrices de haut vol (82 % Noctule de Leisler, 11 % Noctule commune) ; 1 pc à 343 contacts.	RAS		Fort	Négligeable	Négligeable
Octobre	Activité assez forte ; 290 contacts sur le mois, dont 80 % d'espèces migratrices de haut vol (74 % Noctule de Leisler, Noctule commune anecdotique).	RAS		Assez fort	Négligeable	Négligeable
Novembre	Aucune activité enregistrée	RAS (1 passage)		Négligeable	Négligeable	Négligeable

Note importante : Toutes ces données ont été recueillies sur trois années et permettent de jauger les variabilités interannuelles mais pas de prévoir avec certitudes les activités futures. Cela permet seulement d'évaluer a priori les conditions du risque de collision/barotraumatisme.

6.2.2 ÉVOLUTION DE L'IMPACT DU PARC AU COURS DES SUIVIS

Le graphique ci-dessous montre l'évolution du nombre de cadavres de chauves-souris découverts sous les éoliennes du parc au cours des différents suivis.



Évolution de la mortalité brute des chauves-souris entre 2020 et 2022

En conclusion, un niveau d'impact pour chacune des espèces dont des cas de mortalité ont été constatés en 2022 sur le parc de Quincy-le-Vicomte 1 et 2 a été défini, à partir du croisement entre l'intensité de l'impact et l'enjeu de conservation des espèces (en complément, l'activité à hauteur de nacelle a été prise en compte pour les chauves-souris). **Ce niveau d'impact est de niveau négligeable pour les oiseaux en 2022, tout comme en 2020 et 2021. Il est également négligeable pour les chauves-souris en 2022, grâce à la mise en place d'un plan de bridage efficace ayant permis d'abaisser les niveaux d'impacts évalués en 2020.**

L'amélioration des algorithmes de bridage pour l'année 2022, visant une protection maximale de la Noctule commune (espèce la plus sensible et dont les effectifs diminuent à l'échelle nationale), permet une bonne protection de l'espèce. De ce fait, bien que des variations interannuelles d'activité soient observées sur le parc de Quincy-le-Vicomte, **la mortalité brute et estimée constatée en 2022 permet de conclure à un impact résiduel négligeable du parc sur la mortalité de l'avifaune et des chiroptères.**

Ainsi, aucune mesure correctrice ne nous paraît nécessaire.

La mortalité brute des chauves-souris a fortement diminué entre 2020 et 2021, tandis qu'elle est à peu près équivalente en 2021 et en 2022. Comme pour les oiseaux, la variabilité interannuelle peut induire des différences de mortalité constatée pour les différentes espèces observées sur le parc (noctules et pipistrelles). Le niveau d'impact du parc sur les chiroptères, diminué significativement par le bridage mis en place en 2021, demeure négligeable pour l'ensemble des mois de suivi à Quincy-le-Vicomte, excepté en août, où ce niveau d'impact est faible.

11 cadavres de pipistrelles ont été trouvés sous les éoliennes en 2020 (3 Pipistrelles communes/pygmées, 1 Pipistrelle de Kuhl, 5 Pipistrelles de Nathusius et 2 Pipistrelles indéterminées), tandis que 2 cadavres de Pipistrelle commune ont été détectés en 2021. Aucune mortalité de pipistrelle n'a été constatée en 2022.

En 2020, 1 cas de mortalité de Noctule commune et 2 cas de mortalité de Noctule de Leisler ont été observés. Aucune noctule n'a été impactée de manière avérée en 2021, tandis qu'un cadavre de Noctule de Leisler a été trouvé en 2022. L'activité n'ayant fait qu'augmenter durant ces trois dernières années, on peut donc estimer que le bridage établi pour 2022 est efficace.

Ainsi, les mortalités brutes sont de même ordre de grandeur en 2021 et 2022 pour les chauves-souris et peuvent être considérées comme globalement négligeables durant la période d'activité des chauves-souris (variabilité interannuelle en août).

7. MESURES DE RÉDUCTION DES RISQUES DE COLLISION

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

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

7.1 PROTECTION DES CHAUVES-SOURIS FRÉQUENTANT LE PARC PAR UN BRIDAGE NOCTURNE DIFFÉRENCIÉ

7.1.1 PRINCIPE GÉNÉRAL

Le moyen technique le plus communément utilisé par les exploitants pour brider les éoliennes est la **mise en drapeau des pales (« blade feathering »)** : les pales peuvent pivoter sur leur axe de rotation pour ne plus avoir de prise au vent (90°) et ainsi s'arrêter en moins d'une minute en général. **Le bridage a pour objectif de réduire les risques de collision, tout en maintenant l'éolienne active, en augmentant le seuil de vent (« cut-in speed ») à partir duquel elle commence à produire.**

L'unité élémentaire retenue est 0,5 m/s de vitesse moyenne sur 10 min, car cela suffit pour avoir un impact notable sur la production sur une période de plusieurs mois.

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

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

Niveau d'impact global	Négligeable	Faible	Moyen	Assez fort	Fort	Très fort
% contacts à protéger (toutes espèces confondues)	NA	50-70	70-80	80-90	90-95	95-100

La mise en place du plan de bridage en 2021 a permis de rendre négligeables les niveaux d'impacts sur les chiroptères. Mais, compte tenu de sa vulnérabilité, **la Noctule commune a fait l'objet en 2022 d'un renforcement du bridage, afin de protéger environ 90 % de son activité, pour chaque mois de présence.**

7.1.2 MAINTIEN DE L'ALGORITHME DE BRIDAGE NOCTURNE PRÉCONISÉ

En 2022, un ajustement des algorithmes de bridage a été proposé, afin d'intégrer les variations interannuelles d'activité constatées au cours des deux premiers suivis et avec pour objectif de réduire autant que possible la mortalité résiduelle.

En raison de la mortalité brute et estimée constatée en 2022 et des niveaux d'impacts définis par mois, tous non significatifs, il est préconisé de conserver l'algorithme de bridage établi lors du précédent suivi pour les années à venir.

Le tableau ci-dessous récapitule, pour chaque mois, d'une part les paramètres des différents bridages effectifs durant l'année 2021, et d'autre part les paramètres mensuels du bridage appliqué en 2022 et à conserver en 2023.

Rappel des préconisations de bridage pour réduire les risques de collision des chiroptères au cours du suivi 2021, et algorithmes de bridage par mois préconisés pour le parc de Quincy-le-Vicomte, issus des suivis à hauteur de nacelle et des suivis de mortalité réalisés en 2021 et 2022

Mois	Bridage effectif pendant le suivi de 2021	Bridage appliqué en 2022, à conserver pour 2023
Janvier à mai	Aucun bridage	Aucun bridage
Jun Durée de la nuit [8h30-8h]	≤ 3 m/s du coucher du soleil à 5 h après > 17°C Protection estimée toutes espèces : 74% (2020) ou 49% (2021) Protection estimée Noctule commune : 91% (2020) ou 11% (2021)	≤ 3,5 m/s nuit complète > 14°C Protection estimée toutes espèces : 96% (2020) - 95 % (2021) – 83 % (2022) Protection estimée Noctule commune : 100% (2020) - 89% (2021) – 66 % (2022)
Juillet Durée de la nuit [8h-9h]	≤ 4,5 m/s nuit complète > 10°C Protection estimée toutes espèces : 80% (2020) ou 99% (2021) Protection estimée Noctule commune : 72% (2020) ou 100 % (2021)	≤ 4,5 m/s nuit complète + 1 heure avant le coucher du soleil > 16°C Protection estimée toutes espèces : 93% (2020) - 99 % (2021) – 90 % (2022) Protection estimée Noctule commune : 94% (2020) - 100% (2021) – 97 % (2022)
Août Durée de la nuit [9h-11h30] Septembre Durée de la nuit [11h30-12h30]	≤ 4,5 m/s nuit complète > 10°C Protection estimée toutes espèces : 92% (2020) ou 86 % (2021) Protection estimée Noctule commune : 93% (2020) ou 90% (2021)	≤ 5 m/s nuit complète > 11°C Protection estimée toutes espèces : 95% (2020) - 97 % (2021) – 95 % (2022) Protection estimée Noctule commune : 94% (2020) - 95% (2021) – 94 % (2022)
Octobre Durée de la nuit [12h30-14h]	≤ 3,5 m/s nuit complète > 9°C Protection estimée toutes espèces : 84% (2020) ou 66 % (2021) Protection estimée Noctule commune : 83% (2020) ou 44% (2021)	≤ 6 m/s nuit complète > 8°C Protection estimée toutes espèces : 98% (2020) - 97 % (2021) – 94 % (2022) Protection estimée Noctule commune : 100% (2020) - 89% (2021) – 100 % (2022)
Novembre et décembre	Aucun bridage	Aucun bridage

Il faut noter la faible significativité des résultats pour la Noctule commune en dehors des mois d'août et de septembre. L'espèce est très peu présente sur les autres périodes (19 contacts par mois en moyenne en juin, juillet et octobre). Le niveau de protection annuel atteint 94 % en 2022, avec 535 contacts concernés sur 569.

8. SUIVI DE L'EFFICACITÉ DES MESURES

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

Sur le parc de Quincy-le-Vicomte 1 et 2, le bridage nocturne ne sera pas modifié en 2023, en raison de l'impact non significatif du parc sur l'avifaune et les chiroptères et du taux de protection de la Noctule commune restant au-dessus de 90 % (94 % en 2022). De ce fait, **il n'est pas nécessaire d'effectuer un nouveau suivi de mortalité et d'écoute à hauteur de nacelle en 2023.** Le prochain suivi sera donc à renouveler la dixième année d'exploitation du parc.

Le suivi de 2022 a permis de confirmer le niveau d'impact avéré de niveau faible à négligeable défini en 2021.



9. BIBLIOGRAPHIE

- 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 aérois (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 eólicos sobre las poblaciones de murciélagos – Barbastela 2 : 3-6.
- Altringham J.D. 1996.** Bats: biology and behaviour. Oxford University Press, Inc., New York, 262 p.
- Arnet E. 2005.** Relationships between Bats and Wind Turbines in Pennsylvania and West Virginia : An Assessment of Fatality Search Protocols, Patterns of Fatality, and Behavioral Interactions with Wind Turbines. Final report prepared for the Bats and Wind Energy Cooperative. 187p.
- Arnett E., Johnson G.D., Erickson W.P. & Hein C.D. 2013.** A synthesis of operational mitigation studies to reduce bat fatalities at wind energy facilities in North America. A report submitted to the National Renewable Energy Laboratory. The National Renewable Energy Laboratory. Austin, Texas, USA : Bat Conservation International, 2013. 38 p.
- Arnett E., Baerwald E. F., Mathews F., Rodrigues L., Rodriguez-Duran A., Rydell J., Villegas-Patracca R. & Voigt C. C. 2016.** Impacts of wind energy development on bats: a global perspective. In Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world (C. C. Voigt and T. Kingston, eds.). Springer-Verlag, Berlin.
- Arnett E., Huso M., Hayes J.P. & Schirmacher M. 2010.** Effectiveness of changing wind turbine cut-in speed to reduce bat fatalities at wind facilities. A final report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Austin, Texas, USA : Bat Conservation International, 2010. 58 p.
- Arnett E., Schirmacher M., Huso M. & Hayes J. 2009.** Effectiveness of changing wind turbine cut-in speed to reduce bat fatalities at wind facilities – Bats and Wind Energy Cooperative, 44p.
- Arthur L. & Lemaire M. 2015.** Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Collection Parthénope, éditions Biotope, Mèze. MNHN, Paris, 2^{ème} éd. 544 p.
- Avel pen Ar Bed. 2000.** Avifaune et projets éoliens, approche bibliographique. ADEME.
- Azam C., Kerbiriou C., Vernet A., Julien J-F., Bas Y., Plichard L. & Le Viol I. 2015.** Is part-night lighting an effective measure to limit the impacts of artificial lighting on bats ? Global change biology, 21 (12). 4333-4341.
- Azam C., Le Viol I., Julien J-F., Bas Y. & Kerbiriou C. 2016.** Disentangling the relative effect of light pollution, impervious surfaces and intensive agriculture on bat activity with a national scale monitoring program. Landscape Ecology, 31 (10). 2471-2483.
- Bach L. 2001.** Fledermause und Windenergienutzung, reale Probleme oder Einbildung ? Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 33 : 19-124.
- Bach L., Bach P. & Niermann I. 2011.** Impact of wind speed on the activity of bats. In: NINA Report 693 Conference on Wind energy and Wildlife impacts, 2-5 May 2011, Trondheim, Norway, 2011. p. 59.
- Bach L., Bach P. & Tillmann M. 2011.** What does bat activity inside the forest tell us about the activity above the canopy? A method for 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. 2015.** Écologie acoustique des chiroptères d'Europe, identification des espèces, étude de leurs habitats et comportements de chasse. Biotope, Mèze; MNHN, Paris, 344 p.
- Barataud M., Barataud J., Giosa S., Jemin J., Vittier J. & Besnard A. 2017.** Suivi temporel acoustique des chiroptères forestiers du Limousin (2014-2016). Plume de naturalistes n°1 (déc. 2017). 42-66p.
- Barclay R., 2013.** It is Time to Stop Counting Bat Fatalities per Wind Turbine. In: Abstracts 16th International Bat Research Conference & 43rd North American Symposium on bat Research. San Jose, Costa Rica, 11 au 15 août 2013. p.16
- Barré K., 2017.** Mesurer et compenser l'impact de l'éolien sur la biodiversité en milieu agricole. Thèse sous la direction de Romain Julliard et de Christian Kerbiriou et de Isabelle Le Viol. Museum national d'histoire naturelle - MNHN PARIS, 2017. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01714548>
- Barríos L. & Rodríguez 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. & Cabral J.A. 2013.** A new stochastic dynamic tool to improve the accuracy of mortality estimates for bats killed at wind farms. Ecological Indicators, 34: 428-440. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.003>
- Behr O., Brinkmann R., Niermann I., Korner-Nievergelt F. 2011.** Akustische Erfassung der Fledermausaktivität an Windenergieanlagen. In BRINKMANN R, BEHR O, NIERMANN I, Reich Michael (eds.), 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. Umwelt und Raum, Cuvillier Verlag, Göttingen, Bd. 4: 177-286.
- Behr O., Eder D., Marckmann U., Mette-Christ H., Reisinger N., Runkel V. & Von Helversen O. 2007.** Akustisches Monitoring im Rotorbereich von Windenergieanlagen und methodische Probleme beim Nachweis von Schlagopfern – Ergebnisse aus Untersuchungen im mittleren und südlichen Schwarzwald. Nyctalus (N.F.) 12 (2/3): 115-127

- Bergen F. 2001.** Windkraftanlagen und Frühjahrsdurchzug des Kiebitz (Vanellus vanellus): eine Vorher-Nachher-Studie an einem traditionellen Rastplatz in Nordrhein-Westfalens Windenergie und vogel : Ausmass und bewältigung eines konfliktes, TUB, 2001.
- Bernardino J. & al. 2011.** Attesting bird displacement in Portuguese wind farms. Poster in Conference in Wind energy and Wildlife impacts. Trondheim, Norvège, 2 au 5 mai 2011.
- Bernardino J. & al. 2011.** Enhancing Carcass Removal Trials at Three Wind Energy Facilities in Portugal. Portuguese Wildlife Society. In: Wildlife Biologie Practice, 2011 Décembre 7(2): 1-14.
- Bernardino J., Bispo R., Costa H. & Mascarenhas M. 2013.** Estimating bird and bat fatality at wind farms: a practical overview of estimators, their assumptions and limitations. New Zealand Journal of Zoology 41(1) : 63-74.
- Besnard A. 2017.** L'estimation des mortalités : éléments clés pour leur réalisation... et leur bon usage. Présentation Séminaire Éolien et biodiversité 21 et 22 novembre 2017. Bordeaux. 40p.
- Beucher Y., Kelm V., Albespy F., Geyelin M., Nazon L. & Pick D. 2013.** Parc éolien de Castelnau-Pégayrols (12). Suivi pluriannuel des impacts sur les chauves-souris. Bilan des campagnes des 2^{ème}, 3^{ème} et 4^{ème} années d'exploitation (2009-2011). EXEN & KJM Conseil Environnement, 111 p.
- Bevanger K. & al. 2010.** Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal 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. 2021.** European Red List of Birds. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Bispo R. & al. 2011.** A web based application to estimate wildlife fatality: from the bias correction factors to the corrected fatality estimates. In: NINA Report 693 Conference on Wind energy and Wildlife impacts, 2-5 May 2011, Trondheim, Norway, 2011. p. 13
- Borner L., Duriez O., Besnard A., Robert A., Carrere V. & Jiguet F. 2017.** Bird collision with power lines: estimating carcass persistence and detection associated with ground search surveys. Ecosphere 8(11):e01966. 10.1002/ecs2.1966
- Bouchard C. 2003.** Le développement de l'énergie éolienne représente-t-il une réelle menace pour l'avifaune ? ENSAT. WWF-France
- Bouguey K. L., Lake I. R., Haysom K. A. & Dolman P. M. 2011.** Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. Biological Conservation 144 : 1790-1798.
- Briggs B. 1996.** Birds and wind turbine: The Royal society for the protection of Birds policy and practice. In: Birds and wind turbines: can they co-exist? 10p. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon
- Brinkman R. & Schauer-Weissahn H. 2002.** Welche Auswirkungen haben Windenergieanlagen auf Fledermäuse? Der Flattermann 14(2): 31-32
- Brinkman R., Schauer-Weissahn H. & Bontadina F. 2006.** Untersuchungen zu möglichen betriebsbedingten Auswirkungen von Windkraftanlagen auf Fledermäuse im Regierungsbezirk. Rapport pour le Conseil gouvernemental de Fribourg à la demande du Fonds pour la protection de la nature du Bade-Wurtemberg 66 p.
- Brinkmann R. & al. 2011.** Zusammenfassung der praxisrelevanten Ergebnisse und offene Fragen. In: Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. Cuvillier Verlag, Göttingen 2011, p. 425-453.
- Brown R., Ferguson J., Lawrence M., Lees D. & Cuisin M. 1989.** Reconnaître les plumes, les traces et les indices des oiseaux. Bordas, Paris, 232 p.
- Bruderer B., Peter D. & Korner-Nievergelt F. J. 2018.** Vertical distribution of bird migration between the Baltic Sea and the Sahara. Ornithol. <https://doi.org/10.1007/s10336-017-1506-z>
- Cade T.J. 1994.** Industry research : kenetech windpower. In : proceeding of the national avian-wind power planning meeting, Denver, Colorado, July 1994. 179 p.
- Camina A. 2011.** The effect of wind farms on vultures in Northern Spain : fatalities, behaviour and correction measures. Power point presented in Conference in Wind energy and Wildlife impacts. Trondheim, Norvège, 2 au 5 mai 2011.
- Camina A. 2012.** Bat fatalities at wind farms in northern Spain — lessons to be learned. In: Acta Chiropterologica, Volume 14, Number 1, June 2012 , pp. 205-212(8) Museum and Institute of Zoology, Polish Academy of Sciences.
- Carl G., Thelander C.G. & Rugges D.L. 2001.** Examining relationships between bird risk behaviours and fatalities at the altamont wind resource area : a second year's progress report. In : proceeding of the national avian-wind power planning meeting, Carmel, California : 5-14.
- Carrette M. & al. 2009.** Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. Biological Conservation, 8 p.
- 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. & 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>.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Dubois Ph.-J., Le Marechal P., Olivoso 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.

Ecosphère. 2021. Liste des Mammifères de la région Bourgogne et statut de rareté. Document interne actualisé.

Ecosphère. 2021. Liste des Oiseaux nicheurs de la région Bourgogne 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.

Etude et Protection des Oiseaux en Bourgogne (EPOB). 2015. Plan régional d'actions pour l'étude et la conservation du Milan royal *Milvus milvus* en Bourgogne. Document pdf, 8p.

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

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

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

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

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

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

Fraigneau C. 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/Cpepesc Lorraine, rapport pour la DREAL Lorraine, 60 p. + annexes.

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

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

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

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

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

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

Grünkorn, T., Blew, J., Krüger, O., Potiek, A., Reichenbach, M., von Rönn, J., Timmermann, H., Weitekam, S. & Nehls, G. 2017. A large-scale, multispecies assessment of avian mortality rates at land-based wind turbines in Northern Germany. In: Köppel, J. (ed.) Wind Energy and Wildlife Interactions, DOI 10.10007/978-3-319-51272-3_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.

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

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

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

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

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

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

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

Jouve L. 2011. Plan Régional d'Actions pour les Chiroptères en Bourgogne 2011-2015. Société d'histoire naturelle d'Autun, 126 p. et annexes.

Kelm D. H., Lenski J., Kelm V., Toelch U. & Dziocck 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-Weishahn 2006), p. 24-95.

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

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

Korner-Nievergelt F., Behr O., Brinkmann R., Etterson M., Huso M., Dalthorp D., Korner-Nievergelt P., Roth T. & Niermann I. 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 murcielagos en los parques eolicos de Navarra durante un ciclo annual. 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. Plaque 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.

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, 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.

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

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

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

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

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

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

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

Michel L. 2012. Plan régional d'actions pour l'étude et la conservation du Milan royal *Milvus milvus* en Bourgogne. EPOB, 50p. + annexes.

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>

MINISTERE DE LA TRANSITION ECOLOGIQUE ET SOLIDAIRE, 2018. Protocole de suivi environnemental des parcs éoliens terrestre – Révision du protocole de 2015. 19p.

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.

Nadò 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.

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

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

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

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

Pedersen M. N. & Poulsen E. 1991. En 90m/2 MW vindmoelles invirkning pa fuglelivet. Fugles reaktioner pa opfoerelse og ideftsaaetelsen 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

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

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

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

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

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

Rico P. & Lagrange H. 2011. Bilan des tests d'assèchement sur le parc du Mas de Leuze (commune de Saint Martin de Crau-13). Biotopie. 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 SFPEM, 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. PNU/EUROBATS. 29p.

Rodrigues L., Bach L., Dubourg-Sauvage 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 d'Histoire Naturelle d'Autun (SHNA) & Comité Français de l'UICN. 2015. Liste rouge régionale des Chiroptères de Bourgogne. 1 p.

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

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

Sovacool B. 2013. The avian benefits of wind energy: A 2009 update. Renewable Energy 49:19-24. 5p.

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

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

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

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

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, SFPEM & ONCFS. 2017. La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Mammifères de France métropolitaine. Paris, France.

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

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

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

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

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

Winkelman J.E. 1989. Vogels in het windpark nabij Urk (NOP): aanvaringslachtoffers en 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 MORTALITÉ ET DES TESTS ASSOCIÉS

Période	Semaine	Date	Tâche	Intervenant	Intervalle (j)
1	22	01/06/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	
	23	07/06/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	6
	24	13/06/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	6
	25	20/06/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	7
	26	27/06/2022	Suivi mortalité Test d'efficacité	Loïc Robert Iserette André	7
		03/07/2022	Test de persistance (dépôt)	Loïc Robert	
	27	04/07/2022	Suivi mortalité Test de persistance (J+1)	Loïc Robert Élise André	7
		05/07/2022	Test de persistance (J+2)	Élise André	
		06/07/2022	Test de persistance (J+3)	Élise André	
	28	11/07/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	7
	29	18/07/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	7
	30	25/07/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	7
	2	31	01/08/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert
04/08/2022			Suivi mortalité	Loïc Robert	3
32		08/08/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	4
		11/08/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	3
33		15/08/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	4
		18/08/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	3
34		22/08/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	4
		25/08/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	3
35		29/08/2022	Suivi mortalité Test de persistance (dépôt)	Loïc Robert	4
		30/08/2022	Test de persistance (J+1)	Loïc Robert	
		31/08/2022	Test de persistance (J+2)	Loïc Robert	
		01/09/2022	Suivi mortalité Test de persistance (J+3)	Loïc Robert	3
36		05/09/2022	Suivi de mortalité	Loïc Robert	4
		08/09/2022	Suivi de mortalité	Loïc Robert	3
37		12/09/2022	Suivi mortalité Test d'efficacité	Loïc Robert Elise André	4
		15/09/2022	Suivi de mortalité	Loïc Robert	3
38		19/09/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	4
	22/09/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	3	
39	26/09/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	4	
	29/09/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	3	
40	03/10/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	4	

Période	Semaine	Date	Tâche	Intervenant	Intervalle (j)
	41	06/10/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	3
		10/10/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	4
		13/10/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	3
	42	17/10/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	4
		20/10/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	3
	43	24/10/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	4
		27/10/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	3
	44	01/11/2022	Suivi mortalité	Loïc Robert	5

ANNEXE 2 : SURFACES PROSPECTÉES PAR ÉOLIENNE AU COURS DU SUIVI

Pour chaque éolienne, les surfaces prospectées (en m²) ont été différenciées par classes de visibilité : **B** = Bonne ; **M** = Moyenne ; non prospecté = **Nulle**.

PERIODE	Quin1			Quin2			Quin3			Quin4			Quin5			Quin6			Quin7			% moyen de surface prospectée sur l'ensemble du parc :
	Prospectée (B + M)	Non prospectée (Nulle)	% prospecté	Prospectée (B + M)	Non prospectée (Nulle)	% prospecté	Prospectée (B + M)	Non prospectée (Nulle)	% prospecté	Prospectée (B + M)	Non prospectée (Nulle)	% prospecté	Prospectée (B + M)	Non prospectée (Nulle)	% prospecté	Prospectée (B + M)	Non prospectée (Nulle)	% prospecté	Prospectée (B + M)	Non prospectée (Nulle)	% prospecté	
1 (début juin - fin juillet) 9 passages	3786	4067	48%	4447	3406	57%	3490	4363	44%	4013	3840	51%	4347	3506	55%	5140	2713	65%	5167	2686	66%	55%
2 (début août - fin novembre) 27 passages	6302	1551	80%	5997	1856	76%	4582	3271	58%	6444	1409	82%	4546	3307	58%	6168	1685	79%	4976	2877	63%	71%
Moyenne	5673	2180	72%	5609	2244	71%	4309	3544	55%	5837	2017	74%	4496	3357	57%	5911	1942	75%	5024	2829	64%	67%

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

Groupe	Nom français	Nom scientifique	Age	Sexe	Date ramassage	Coord_X_L93	Coord_Y_L93	Distance mat	Num éolienne	Découvreur	Nom parc	État	Occupation du sol	Visibilité	Cause morta
Oiseau	Alouette des champs	<i>Alauda arvensis</i>	VOL	?	11/07/2022	792062,885	6725266,53	25	Quin2	Loïc Robert	Quincy-le-Vicomte	Frais	Route	Bonne	Inconnue
Chiroptère	Noctule de Leisler	<i>Nyctalus leisleri</i>	Ad	M	04/08/2022	792252,599	6725115,31	1	Quin3	Loïc Robert	Quincy-le-Vicomte	Sec	Plateforme	Bonne	Collision ou barotraumatisme
Oiseau	Gobemouche noir	<i>Ficedula hypoleuca</i>	Ad	F	25/08/2022	793001,799	6724656,68	30	Quin7	Loïc Robert	Quincy-le-Vicomte	Frais	Labour	Bonne	Collision
Oiseau	Roitelet triple-bandeau	<i>Regulus ignicapilla</i>	VOL	?	27/10/2022	792394,194	6725002,25	35	Quin4	Loïc Robert	Quincy-le-Vicomte	Frais	Labour	Bonne	Collision

*Âge : Ad = adulte ; 1A = 1^{re} année ; VOL = volant, âge non identifiable

ANNEXE 4 : ESTIMATIONS DE LA MORTALITÉ RÉELLE OBTENUES À 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.



Estimation des mortalités induites par les éoliennes

Sélectionner un fichier avec le nombre de cadavres trouvés :

Browse... Cadavres_tot_QuincySv22.csv

Upload complete

Nb lignes lues = 36

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

Browse... Persistence_tot_QuincySv22.csv

Upload complete

Nombre de lignes lues = 24

Méthode de calcul des intervalles de confiance

Non-paramétrique

Paramétrique

Intervalle de temps entre les passages =

4,4

Nombre de cadavres déposé pour étude de la détection =

97

Nombre de cadavres trouvé pour étude de la détection =

61

Pourcentage de la surface prospectée =

0,67

CALCULER

Données en entrée

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

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

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

0, 0, 0, 0, 0, ..., 2, 1, 0, 0, 0

Estimations avec leurs intervalles de confiance

Formule	Médiane	IC 2.5	IC 97.5	IC 0.10	IC 0.90
Erickson	89.93	16.19	303.61	34.59	191.20
Huso	178.26	22.21	762.43	56.13	490.54
Winkelmann	NA	NA	NA	NA	NA
Jones	413.65	0.00	963.67	105.02	830.76

ANNEXE 5 : ESTIMATIONS DE LA MORTALITÉ RÉELLE OBTENUES À PARTIR DE GENEST

Exemple d'une capture 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)

Fraction of Facility Surveyed:

Density Weighted Proportion:

Date Found:

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

Search Schedule (SS) Variable:

Carcass Observation (CO) Variable:

Figures
Summary

Show entries Search:

	Group	Season	X	10%	25%	50%	75%	90%
1	bat	periode_1	0	0	0	0	0	0
2	bat	periode_2	1	1	1	5.99	8.76	14.51
3	bird	periode_1	1	1	1	14.64	22.78	38.46
4	bird	periode_2	2	2	5.09	9.47	13.83	18.29

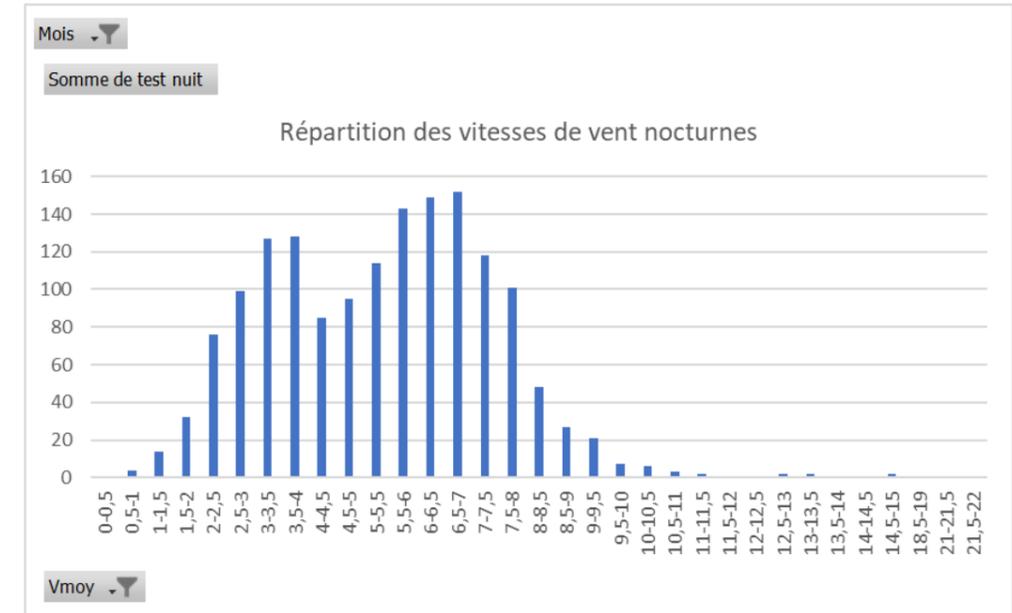
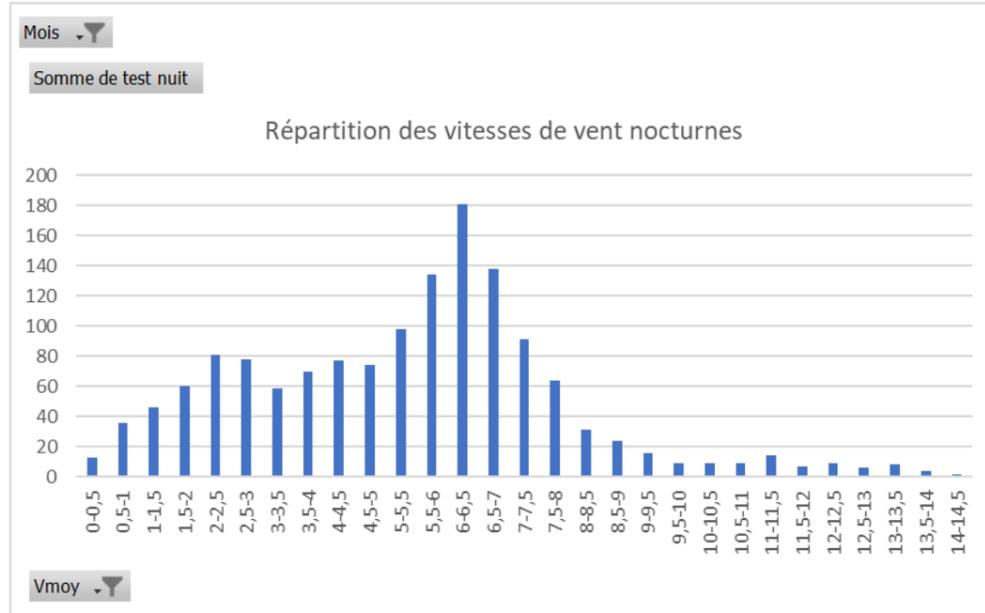
Showing 1 to 4 of 4 entries Previous Next

ANNEXE 6 : PARAMÈTRES SERVANT À L'ESTIMATION DE LA MORTALITÉ RÉELLE AVEC GENEST

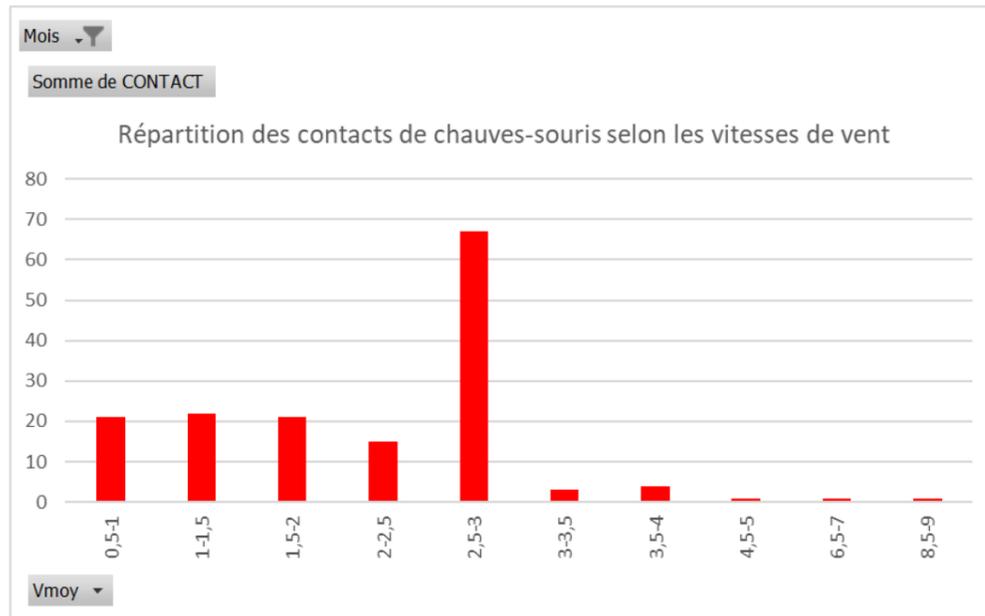
		Test 1	Test 2
	DATAFILES INPUTS :	DWP_période tot	DWP_par période
GENERAL INPUTS	<i>Model inputs</i>		
	Number of iteration	1000	1000
	Confidence level	0,8	0,8
	Carcass Class Column	-	SEASON
SEARCHER EFFICIENCY	<i>Model inputs</i>		
	Observations	Efficacite1	Efficacite1
	Predictor variables	Season, Visibility	Visibility
	Fixed k	0,75	0,75
	<i>Selection</i>		
	p model /p ~ k model	Season + Visibility 0,75	Visibility 0,75
CARCASS PERSISTENCE	<i>Model inputs</i>		
	Last time present	LastPresent	LastPresent
	First time absent	FirstAbsent	FirstAbsent
	Predictor variables	Season	Aucune
	Distributions	exp ; weibull ; lognormal ; loglogistic	exp ; weibull ; lognormal ; loglogistic
	<i>Selection</i>		
	Distribution Location ~ Scale ~	lognormal Season constant	lognormal constant constant
MORTALITY ESTIMATION	<i>Model inputs</i>		
	Carcass ID	carcID	carcID
	Fraction of Facility Surveyed	1	1
	DWP	periode_tot	-
	Date found	DateFound	DateFound
	<i>Split mortality</i>		
	Search Schedule (SS) Variable Carcass Observation (CO) Variable	Season Group	Season Group

ANNEXE 7 : ACTIVITÉ MENSUELLE SELON LA VITESSE DU VENT (2020, 2021 ET 2022)

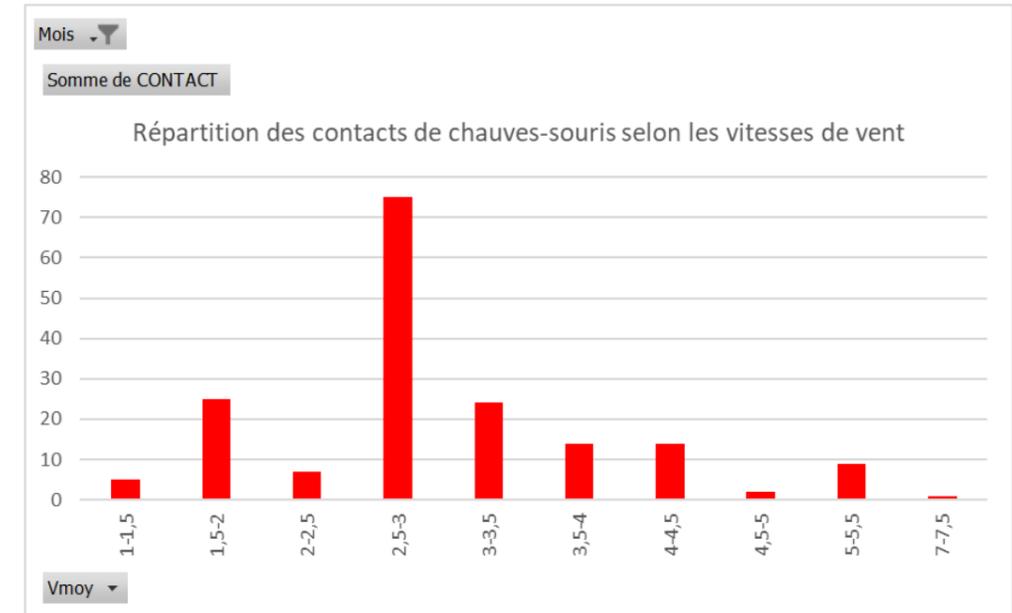
Histogramme 1 : Juin 2020 – Répartition des vitesses de vent nocturnes relevées sur site



Histogramme 2 : Juin 2020 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la vitesse du vent



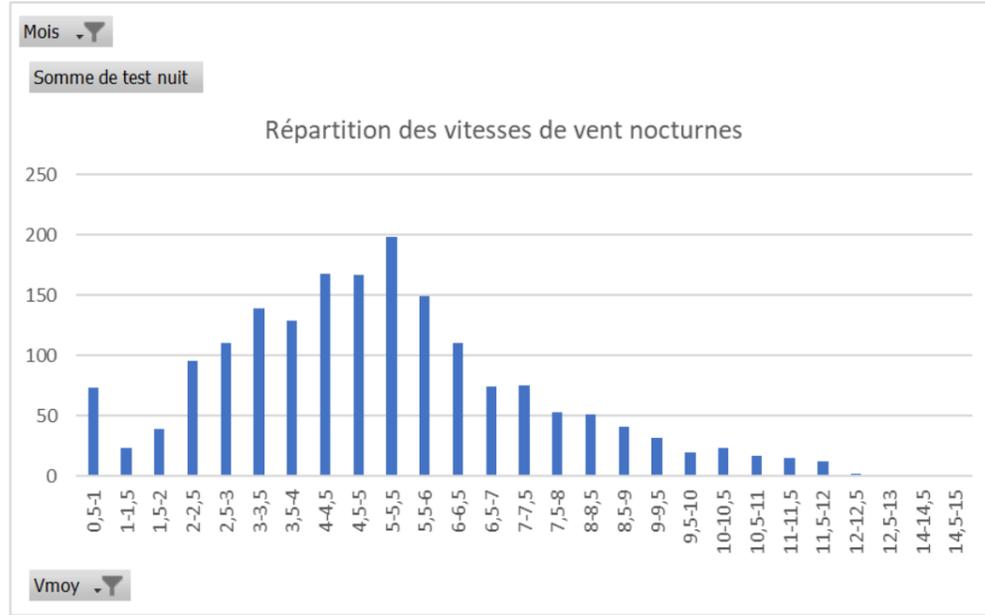
Histogramme 4 : Juillet 2020 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la vitesse du vent



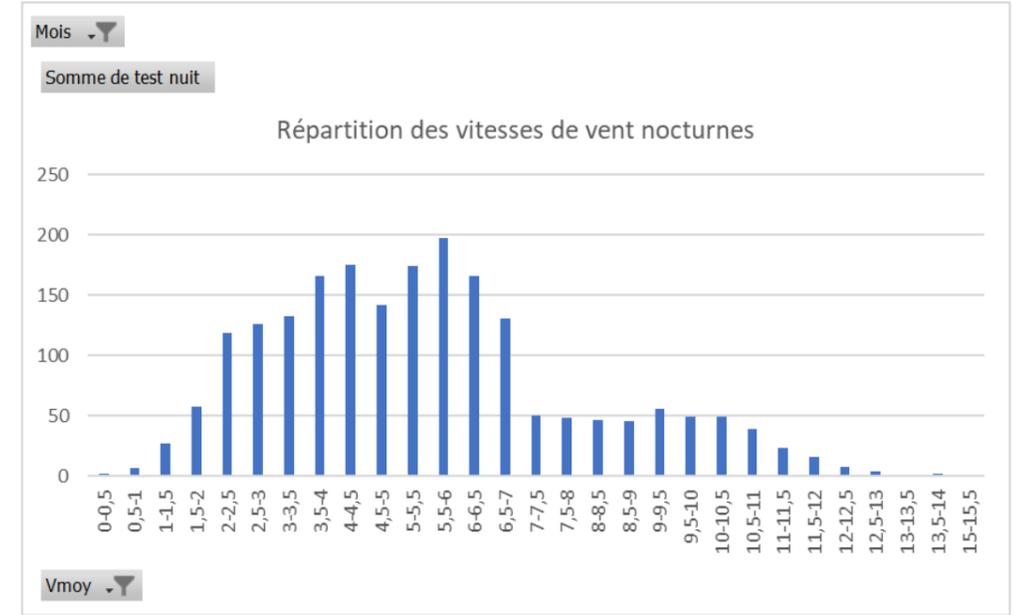
Histogramme 3 : Juillet 2020 – Répartition des vitesses de vent nocturnes relevées sur site



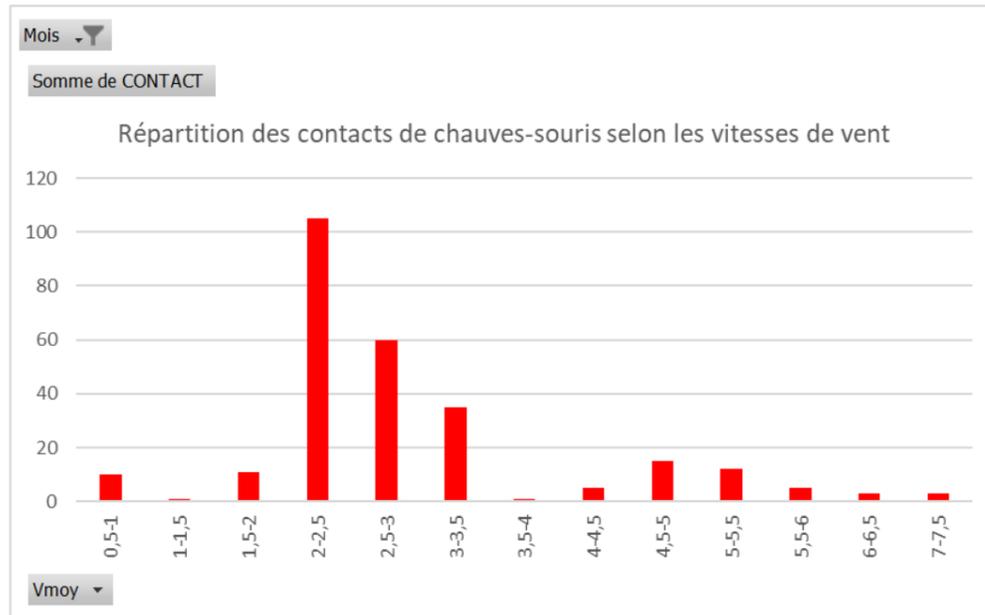
Histogramme 5 : Août 2020 – Répartition des vitesses de vent nocturnes relevées sur site



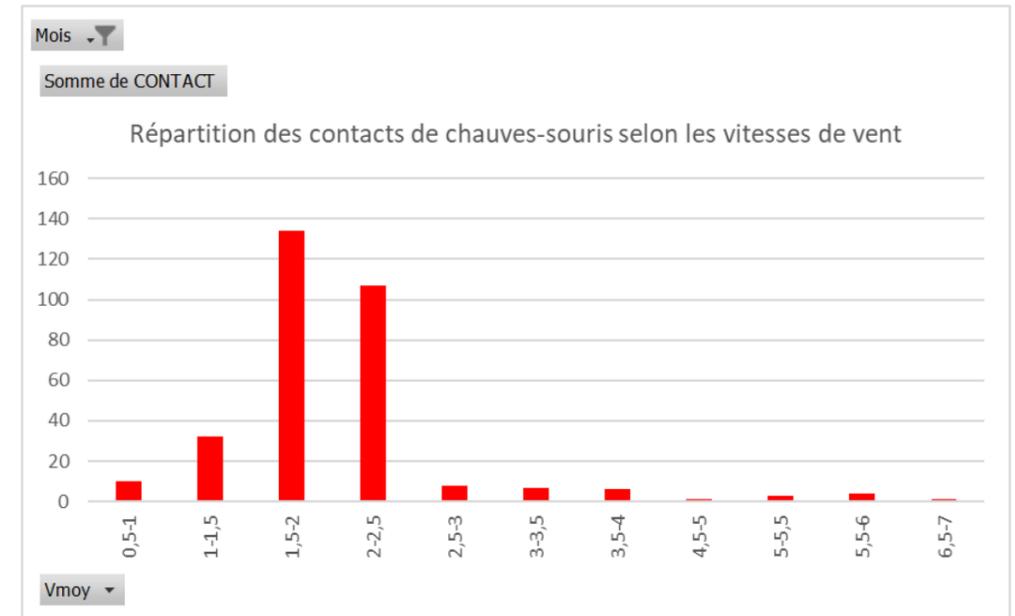
Histogramme 7 : Septembre 2020 – Répartition des vitesses de vent nocturnes relevées sur site



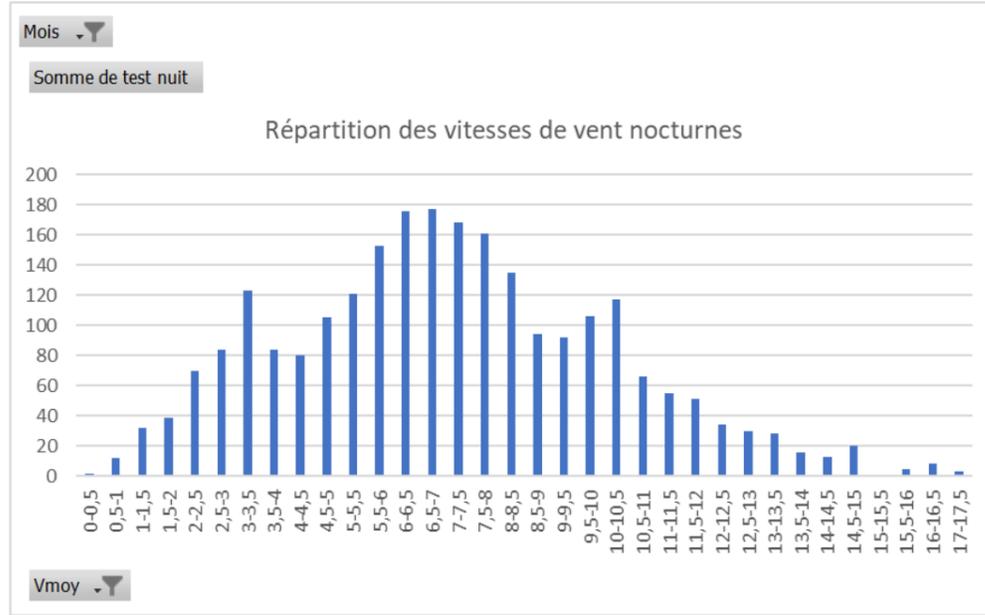
Histogramme 6 : Août 2020 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la vitesse du vent



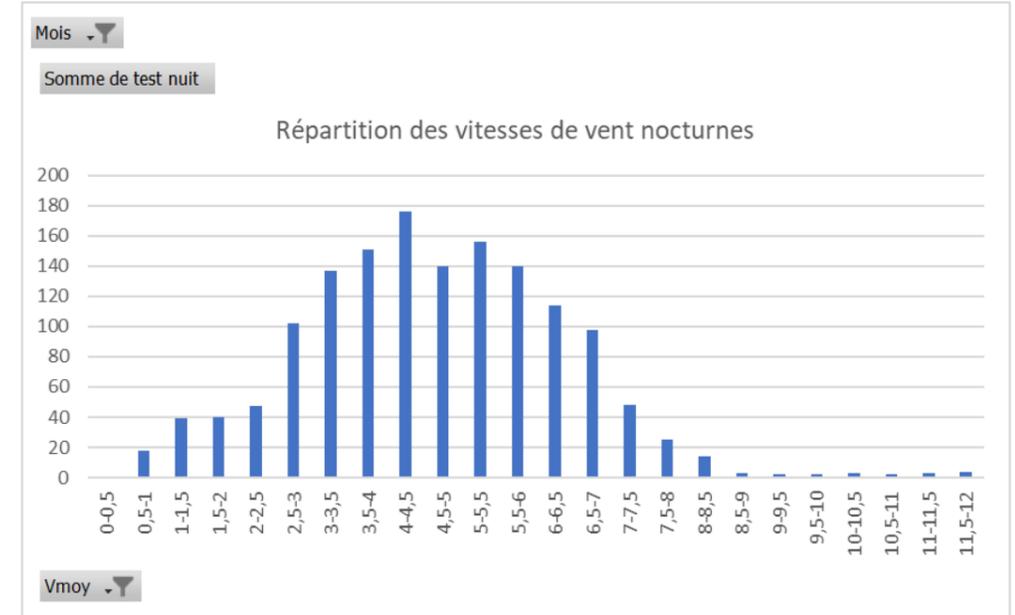
Histogramme 8 : Septembre 2020 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la vitesse du vent



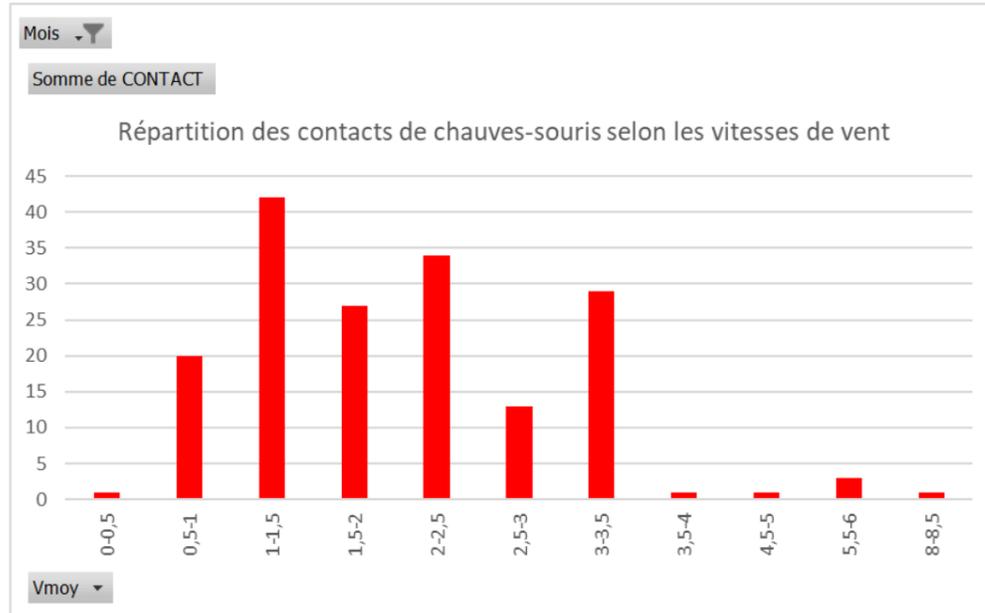
Histogramme 9 : Octobre 2020 – Répartition des vitesses de vent nocturnes relevées sur site



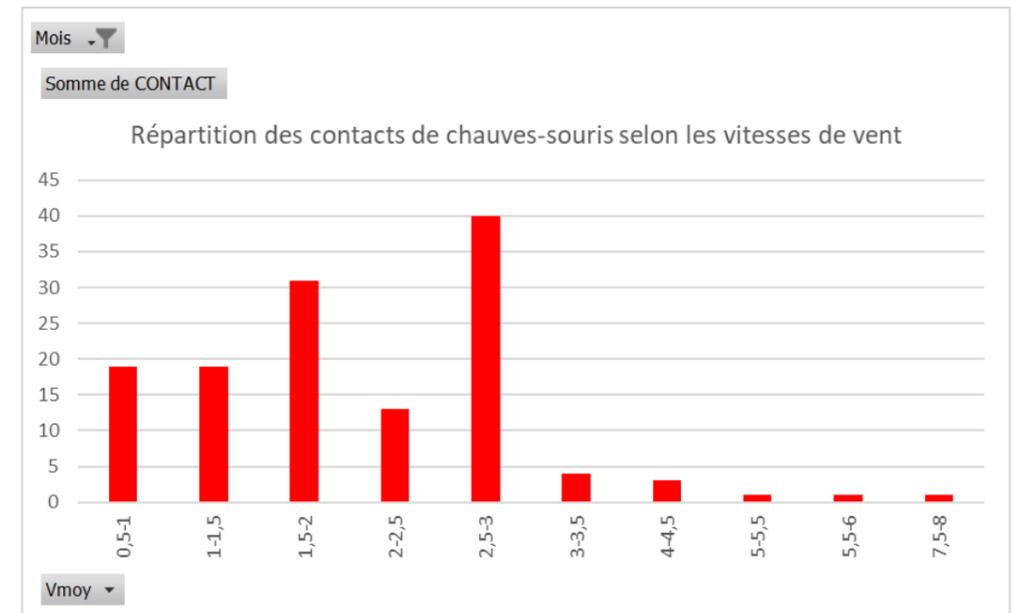
Histogramme 11 : Juin 2021 – Répartition des vitesses de vent nocturnes relevées sur site



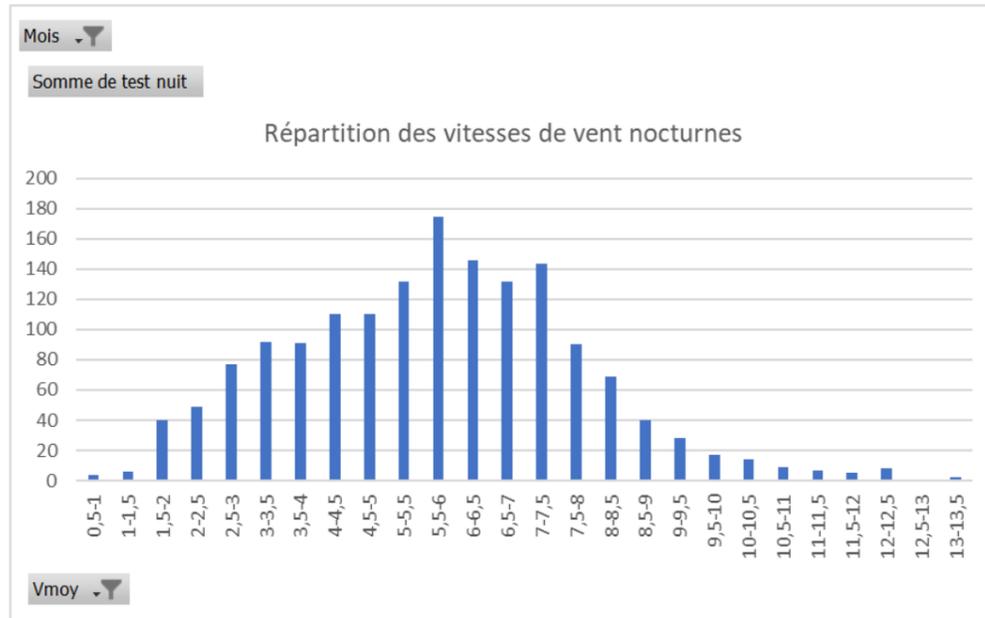
Histogramme 10 : Octobre 2020 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la vitesse du vent



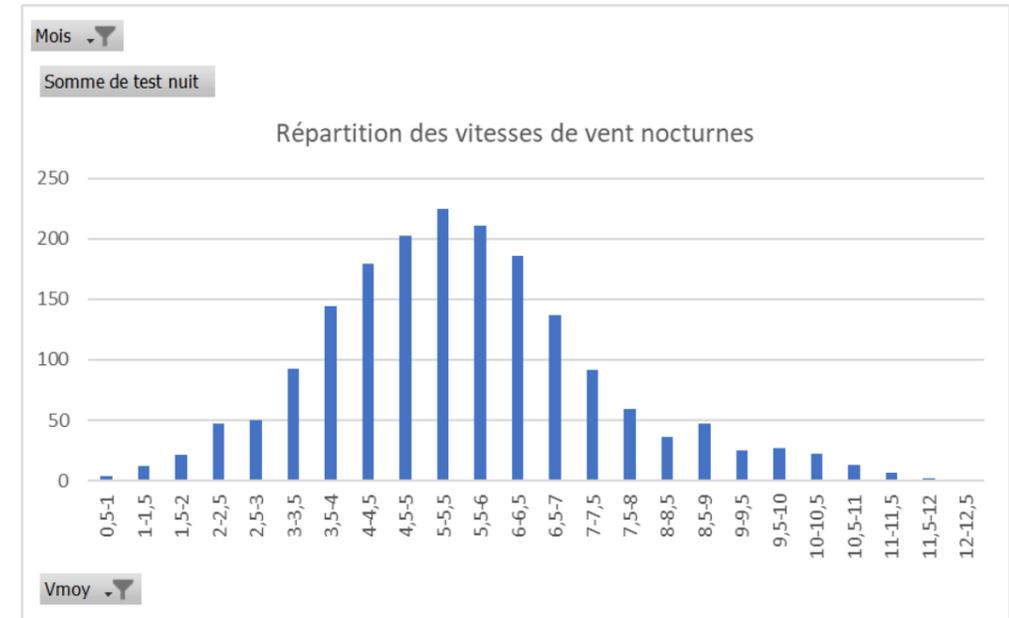
Histogramme 12 : Juin 2021 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la vitesse du vent



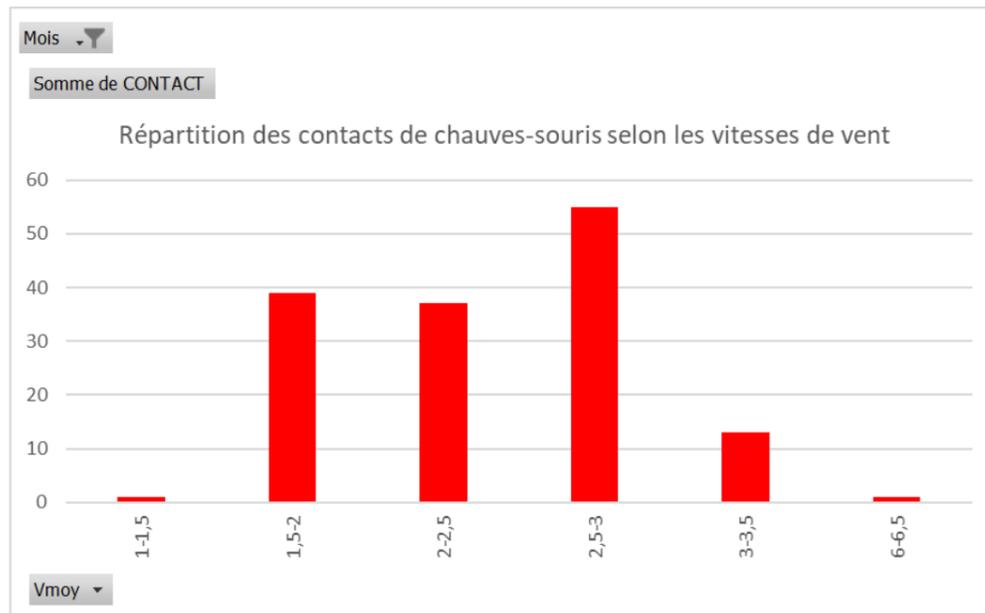
Histogramme 13 : Juillet 2021 – Répartition des vitesses de vent nocturnes relevées sur site



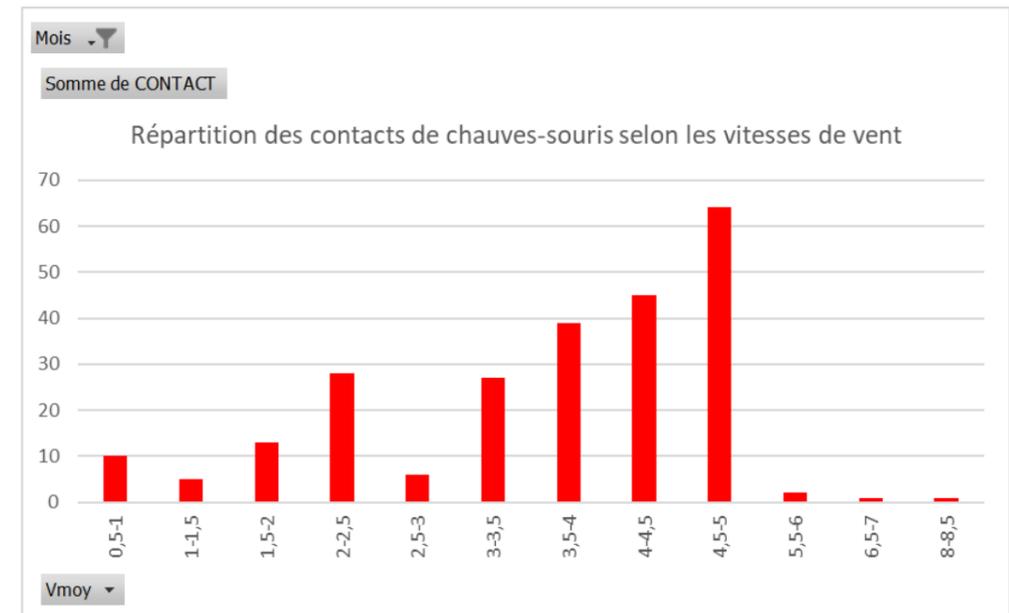
Histogramme 15 : Août 2021 – Répartition des vitesses de vent nocturnes relevées sur site



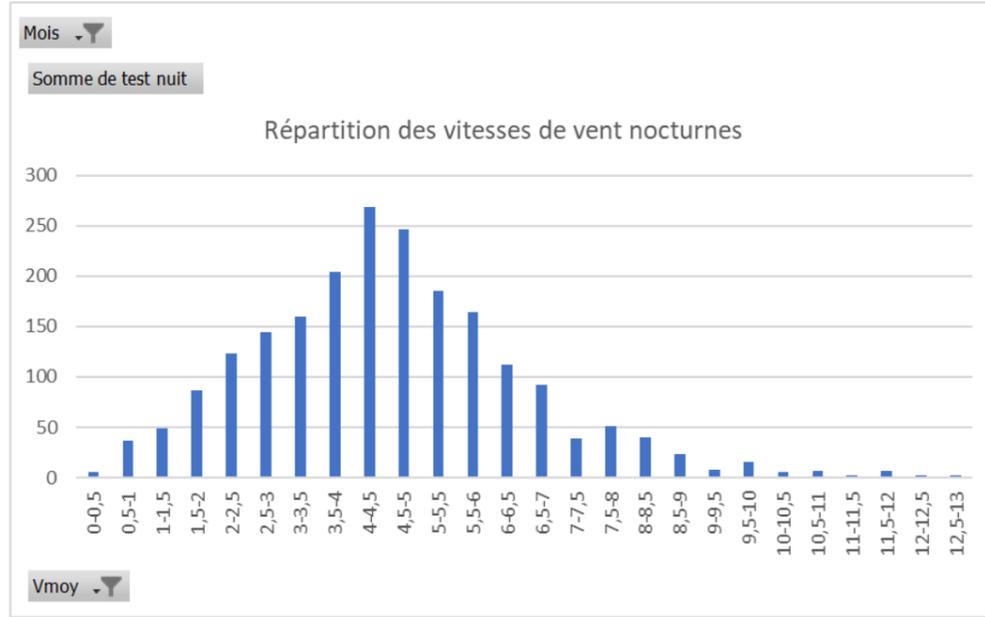
Histogramme 14 : Juillet 2021 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la vitesse du vent



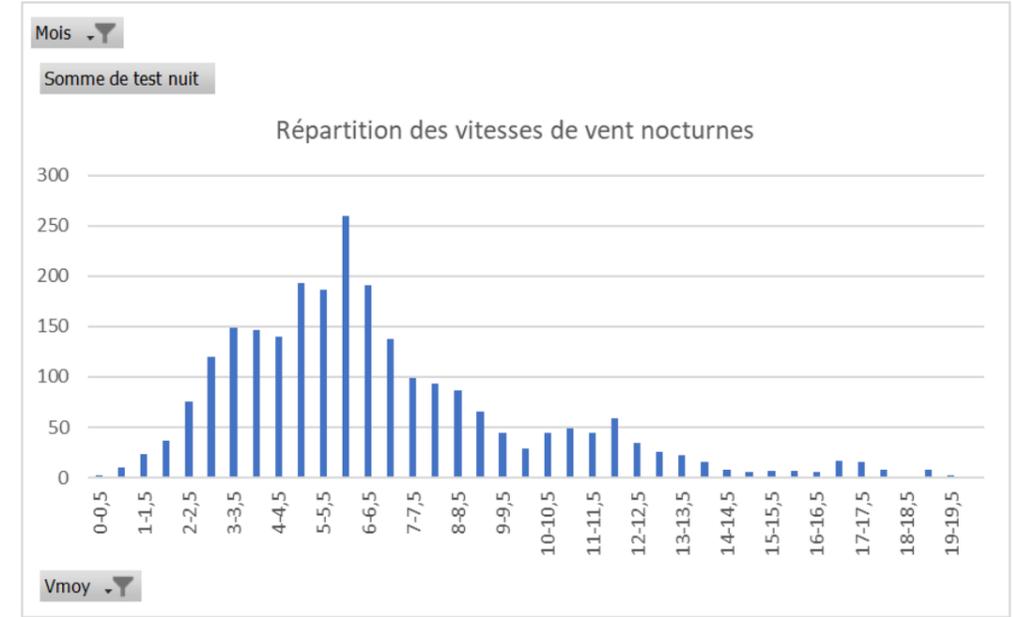
Histogramme 16 : Août 2021 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la vitesse du vent



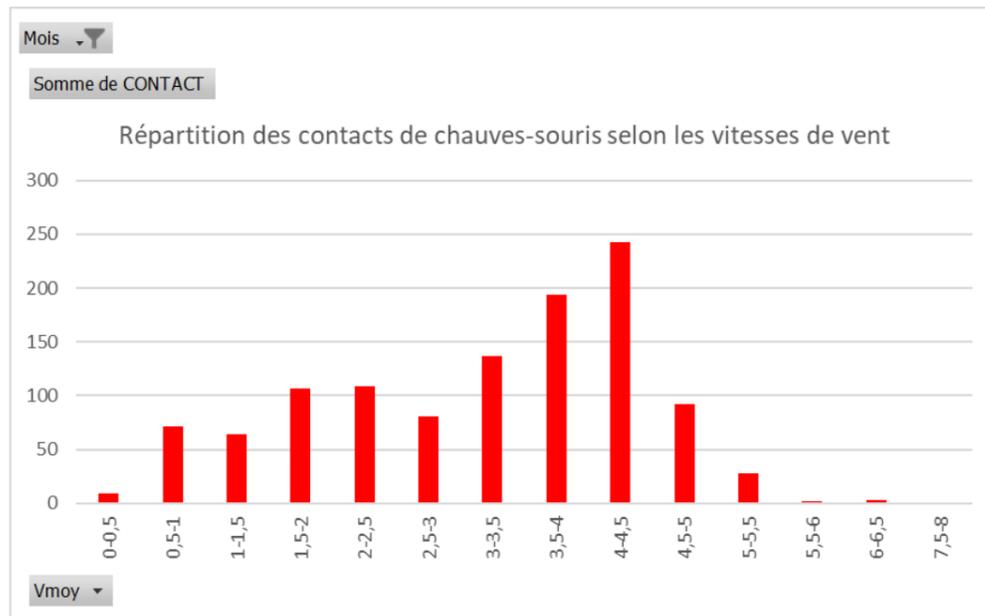
Histogramme 17 : Septembre 2021 – Répartition des vitesses de vent nocturnes relevées sur site



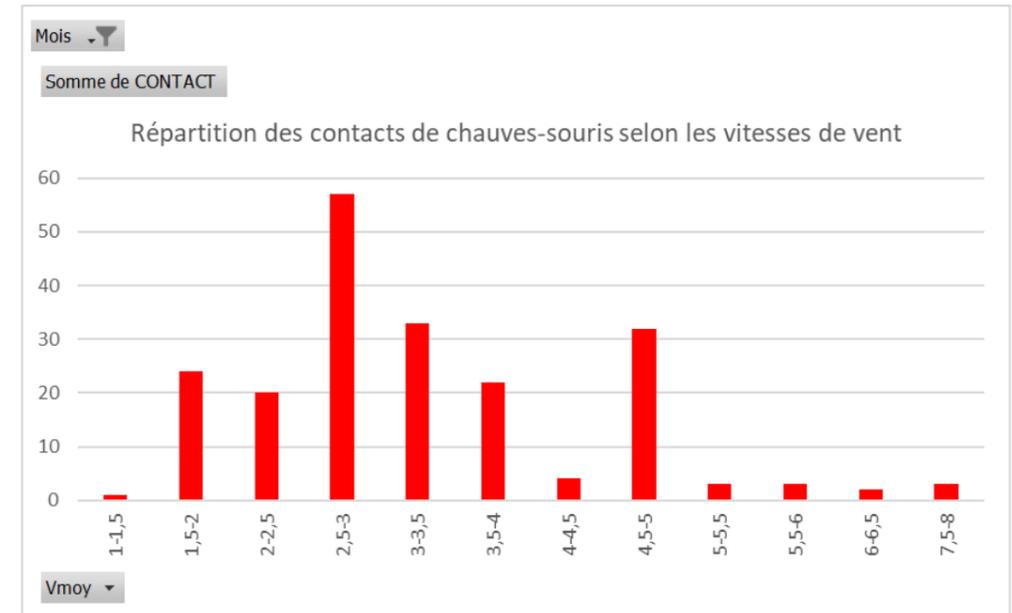
Histogramme 19 : Octobre 2021 – Répartition des vitesses de vent nocturnes relevées sur site



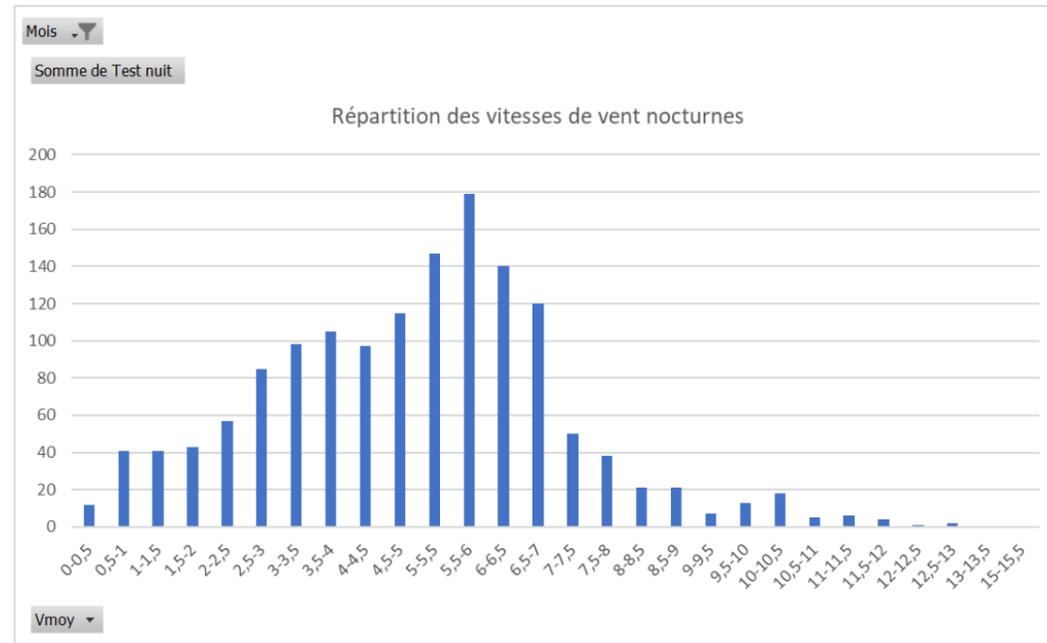
Histogramme 18 : Septembre 2021 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la vitesse du vent



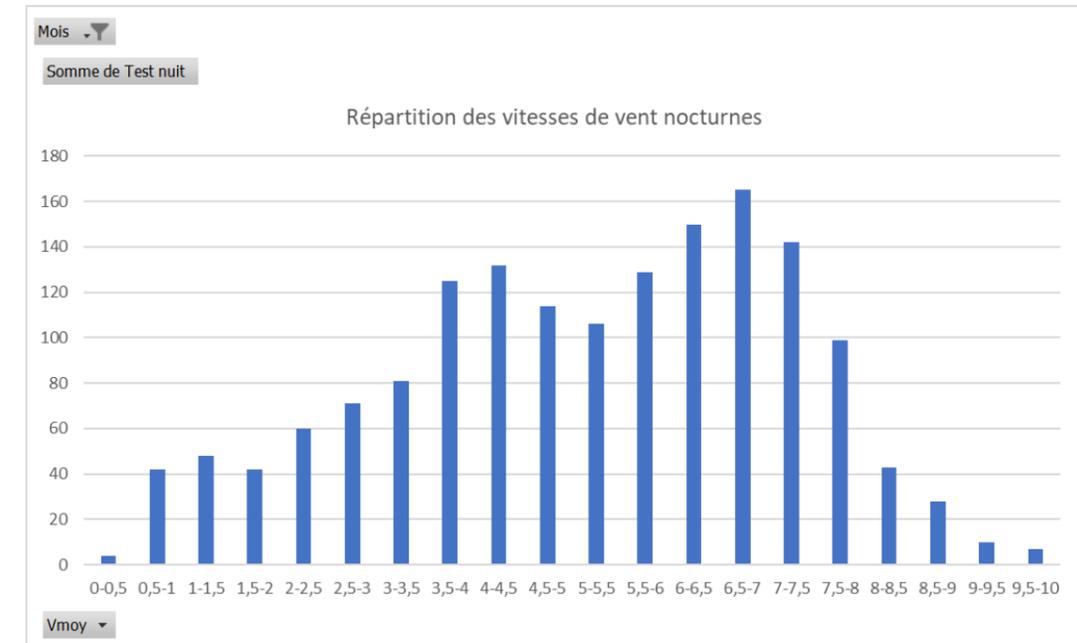
Histogramme 20 : Octobre 2021 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la vitesse du vent



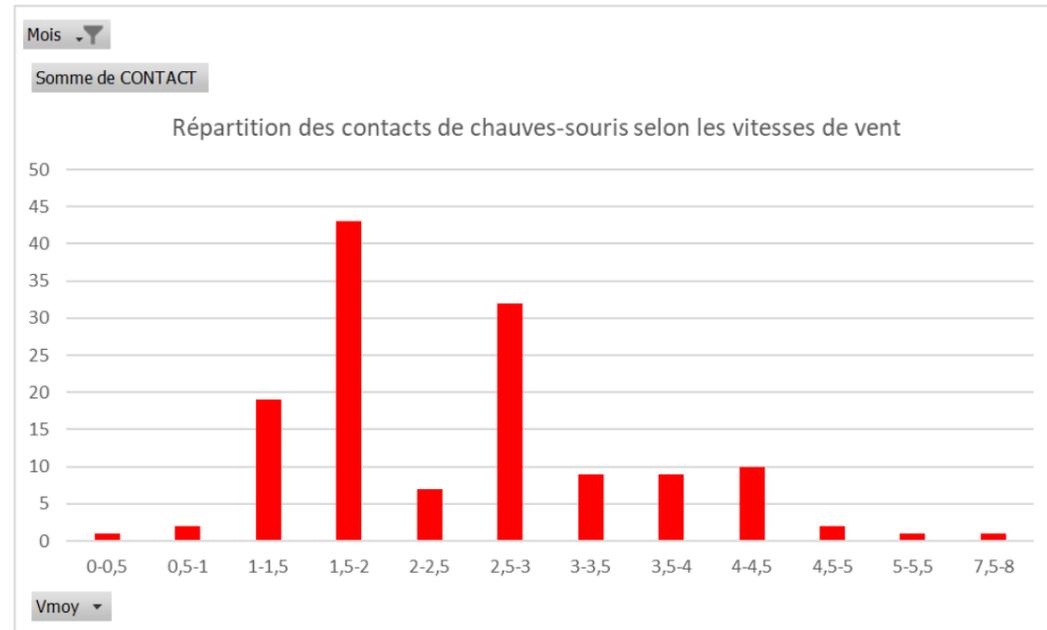
Histogramme 21 : Juin 2022 – Répartition des vitesses de vent nocturnes relevées sur site



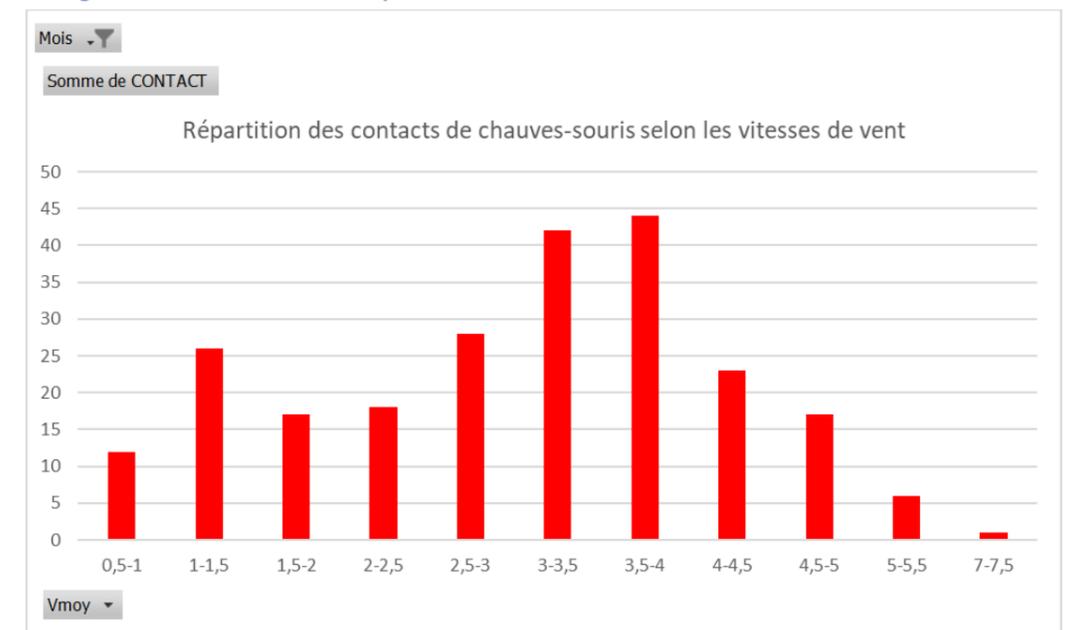
Histogramme 23 : Juillet 2022 – Répartition des vitesses de vent nocturnes relevées sur site



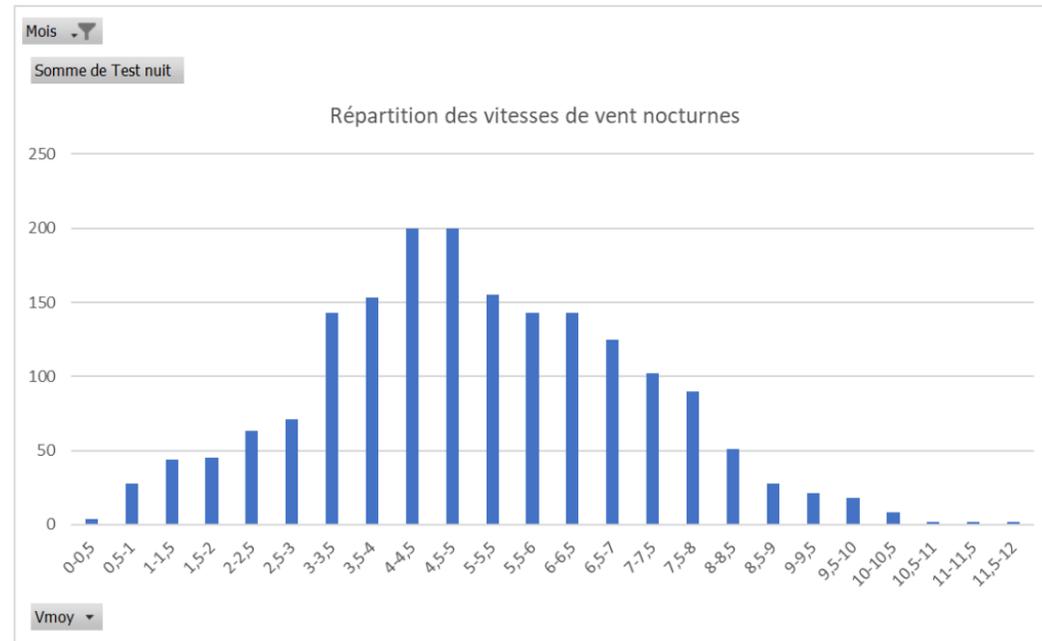
Histogramme 22 : Juin 2022 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la vitesse du vent



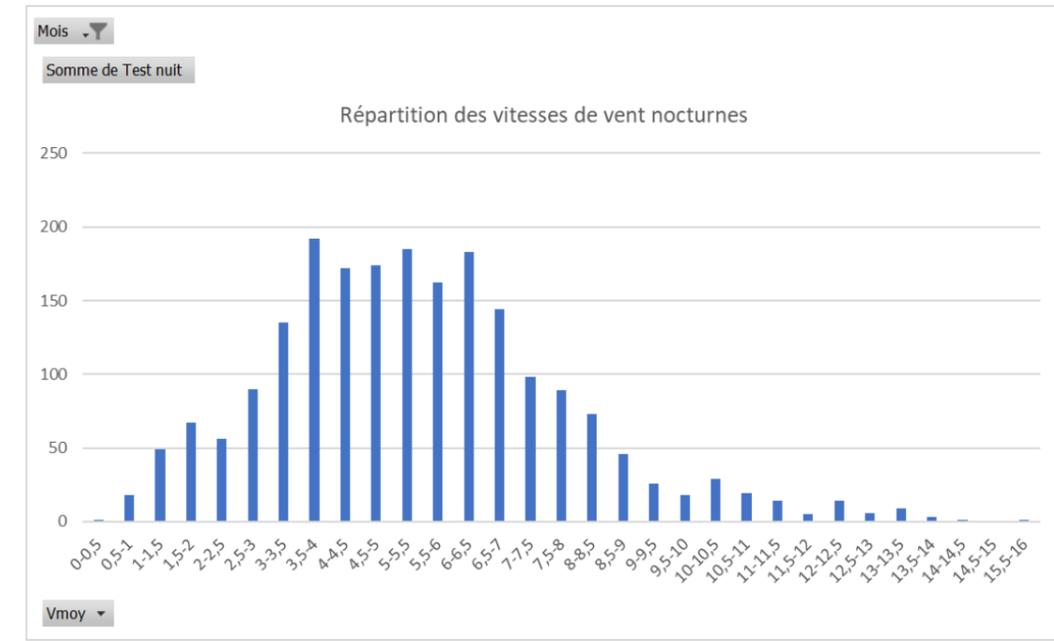
Histogramme 24 : Juillet 2022 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la vitesse du vent



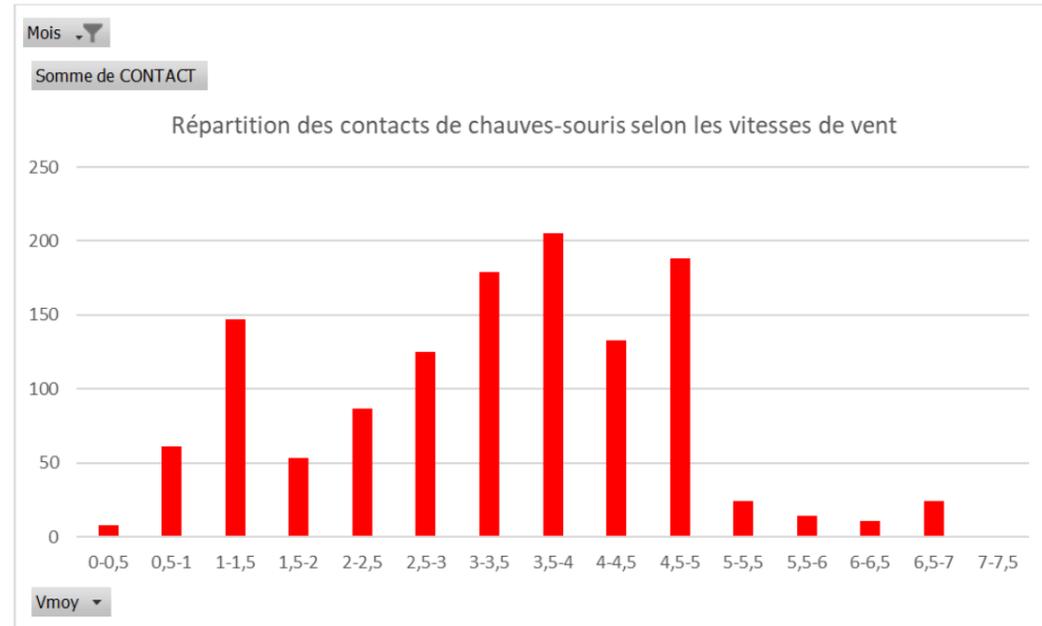
Histogramme 25 : Août 2022 – Répartition des vitesses de vent nocturnes relevées sur site



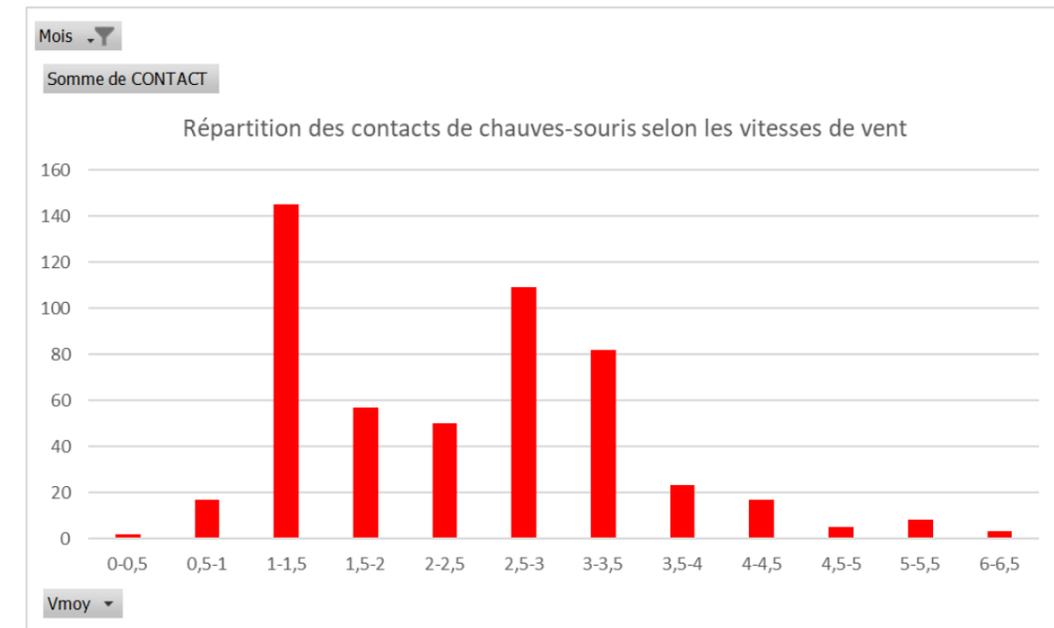
Histogramme 27 : Septembre 2022 – Répartition des vitesses de vent nocturnes relevées sur site



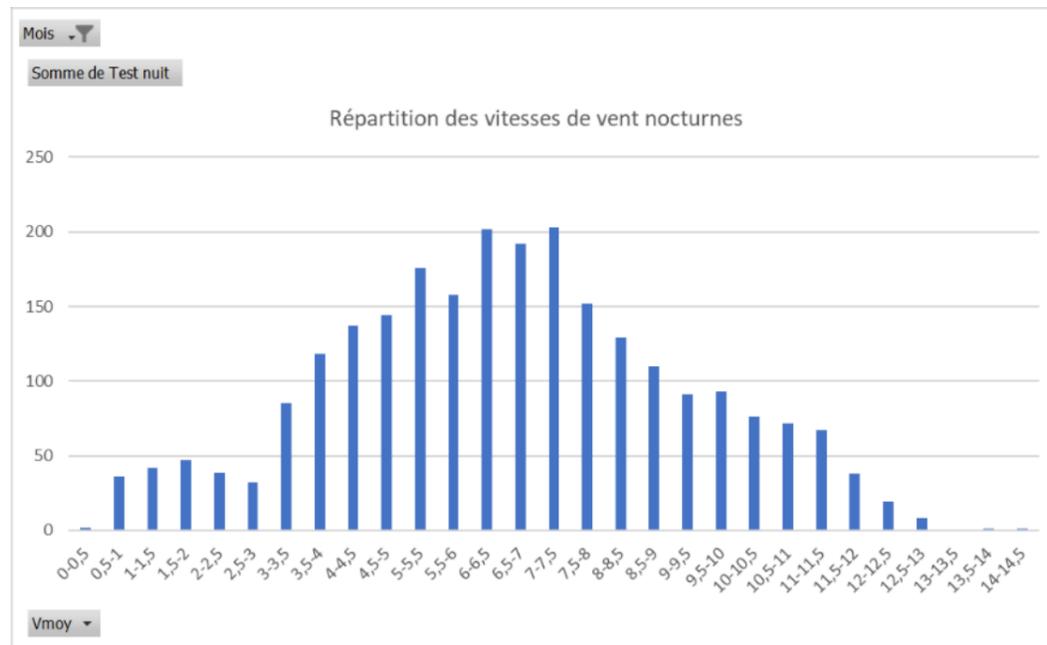
Histogramme 26 : Août 2022 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la vitesse du vent



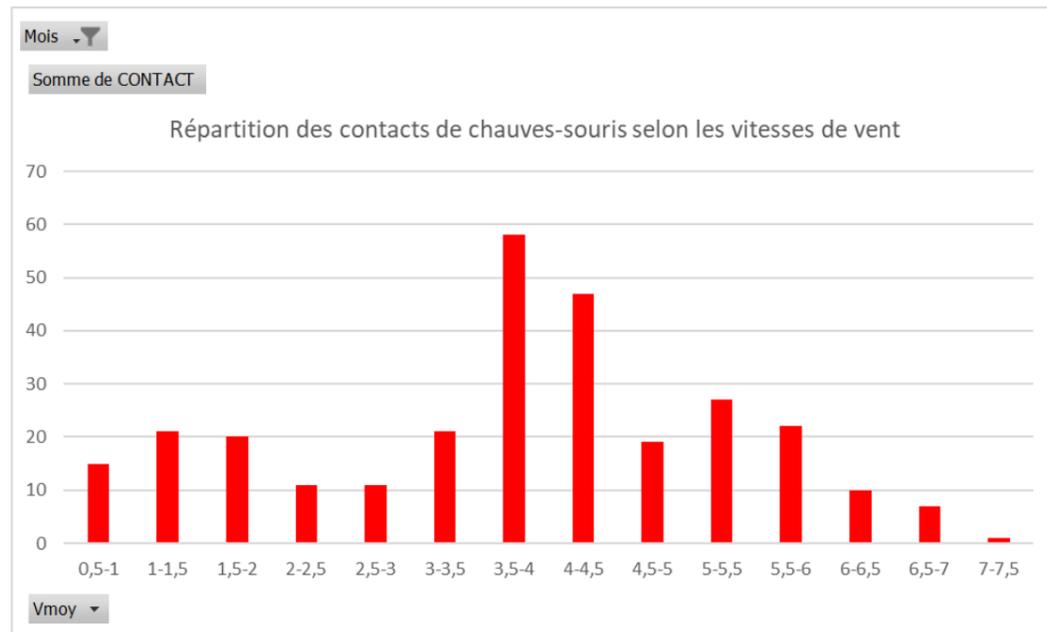
Histogramme 28 : Septembre 2022 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la vitesse du vent



Histogramme 29 : Octobre 2022 – Répartition des vitesses de vent nocturnes relevées sur site



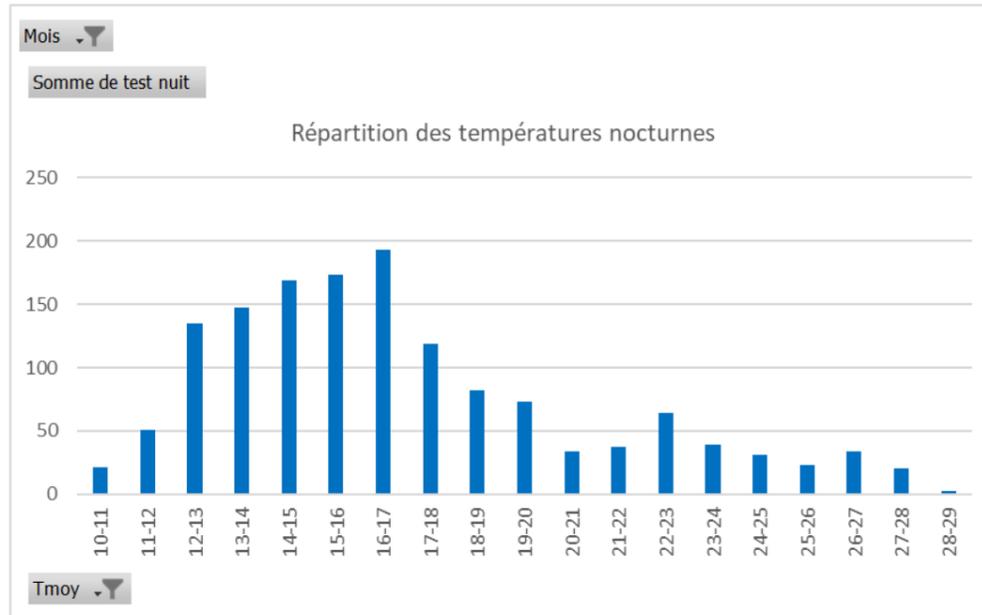
Histogramme 30 : Octobre 2022 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la vitesse du vent



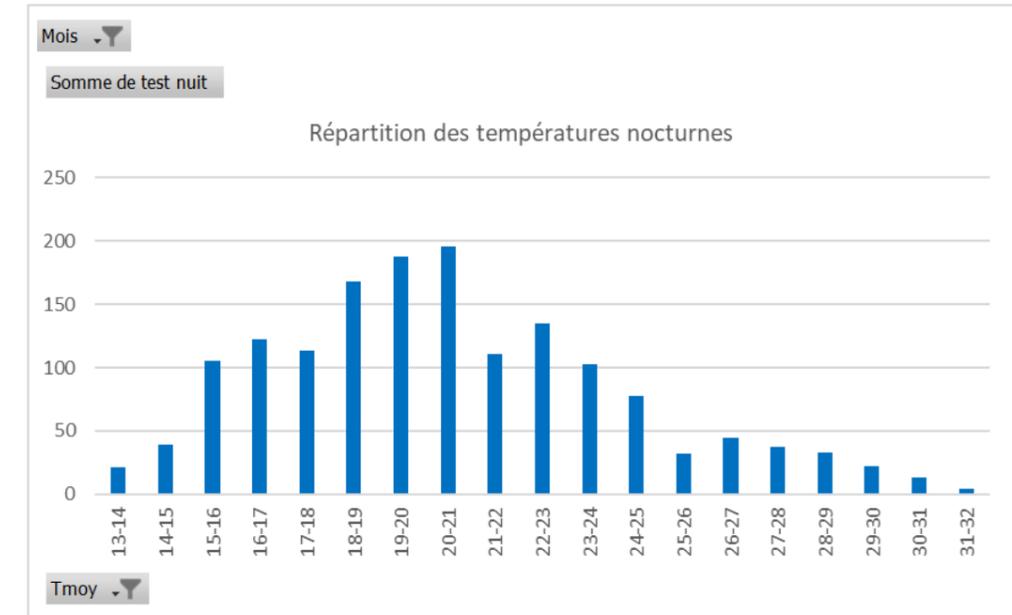


ANNEXE 8 : ACTIVITÉ MENSUELLE SELON LA TEMPÉRATURE (2020, 2021 ET 2022)

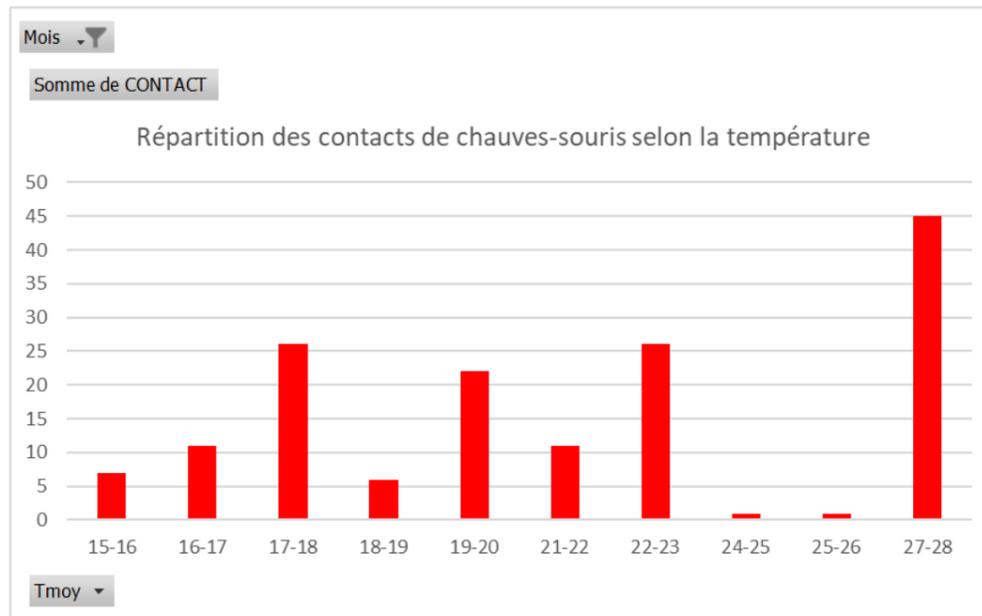
Histogramme 1 : Juin 2020 – Répartition des températures nocturnes relevées sur site



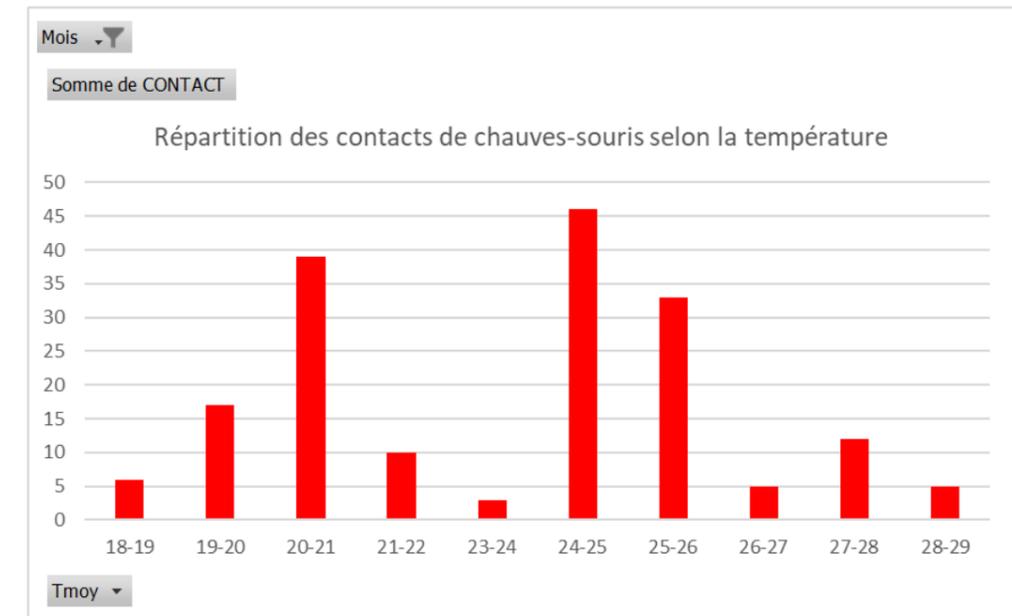
Histogramme 3 : Juillet 2020 – Répartition des températures nocturnes relevées sur site



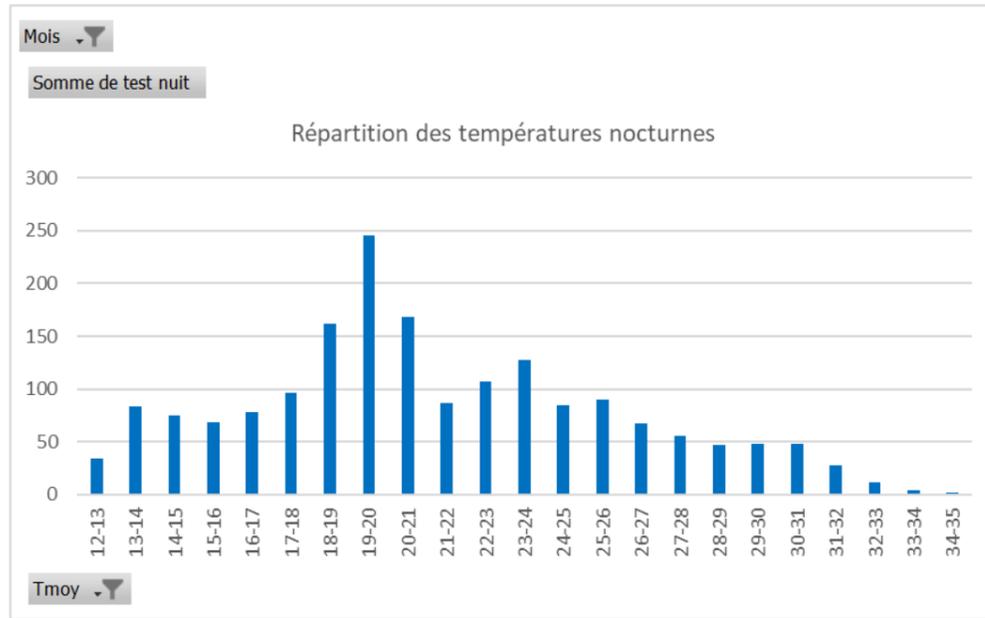
Histogramme 2 : Juin 2020 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la température



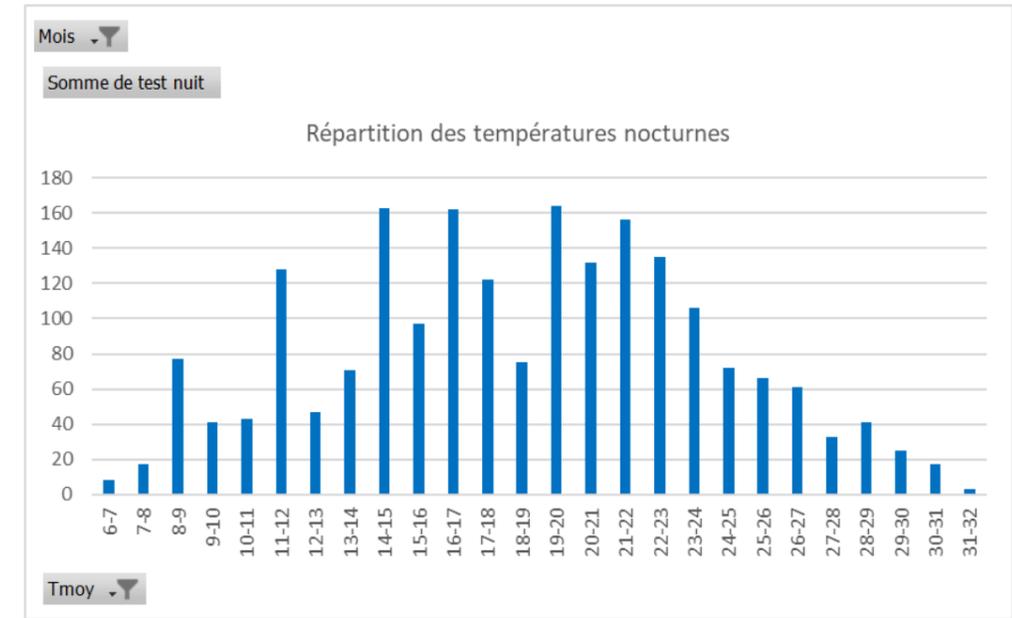
Histogramme 4 : Juillet 2020 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la température



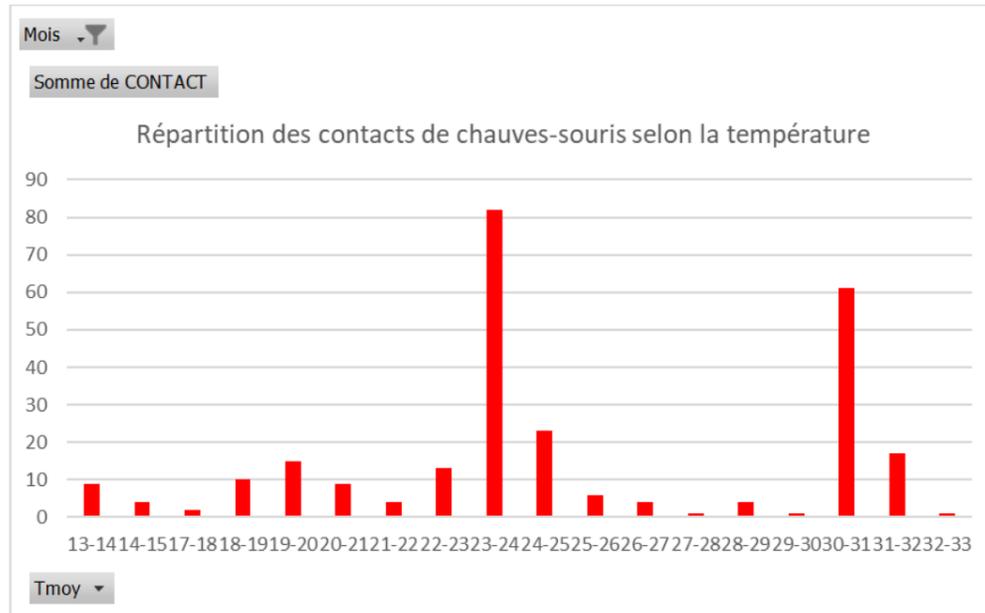
Histogramme 5 : Août 2020 – Répartition des températures nocturnes relevées sur site



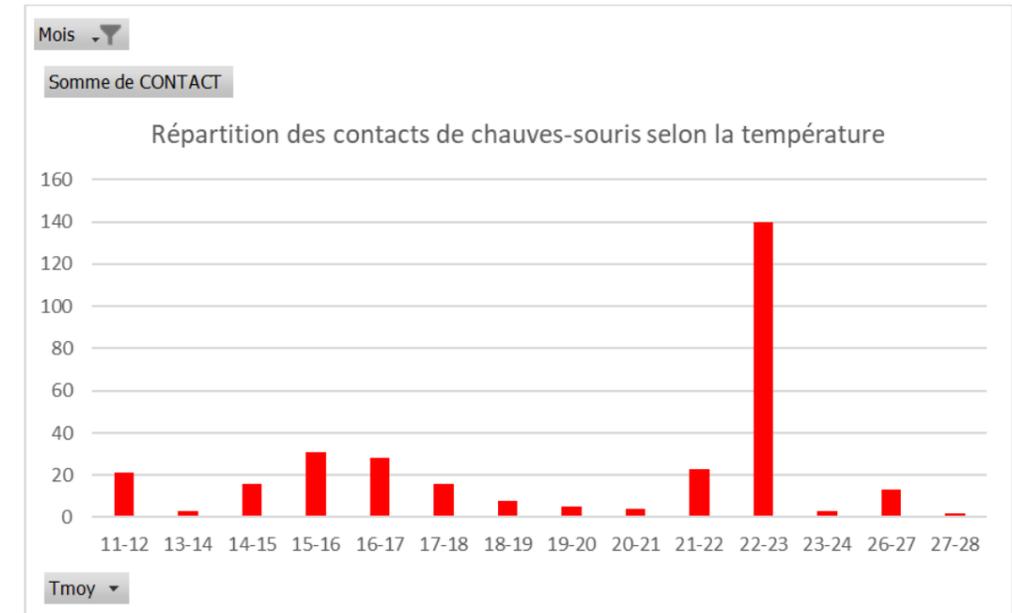
Histogramme 7 : Septembre 2020 – Répartition des températures nocturnes relevées sur site



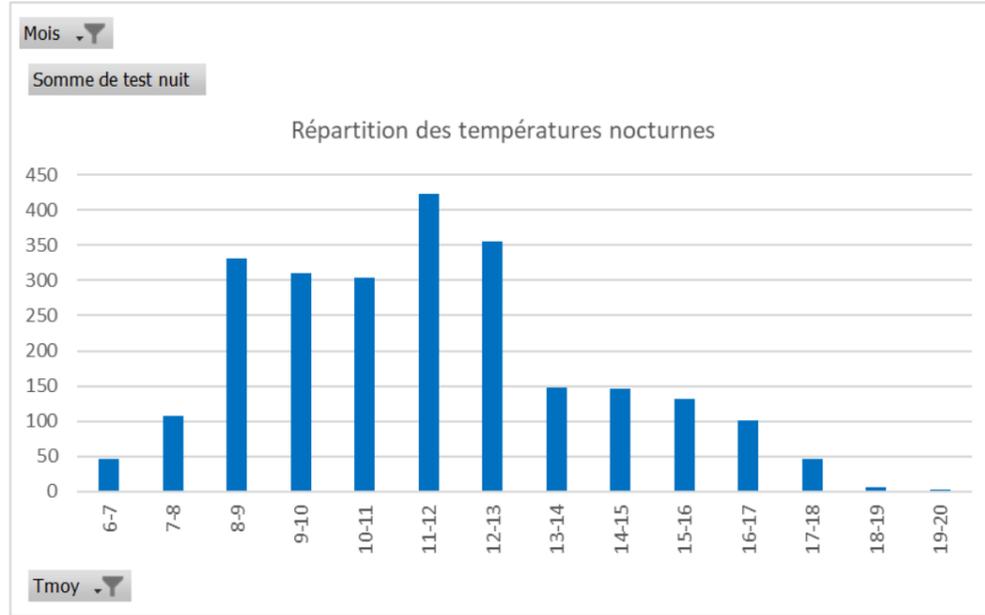
Histogramme 6 : Août 2020 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la température



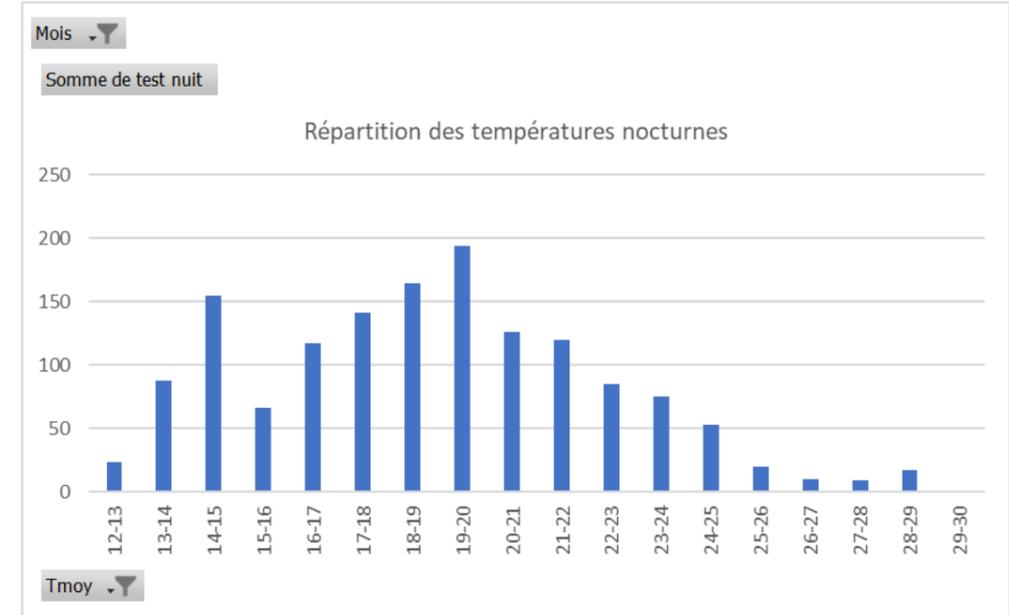
Histogramme 8 : Septembre 2020 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la température



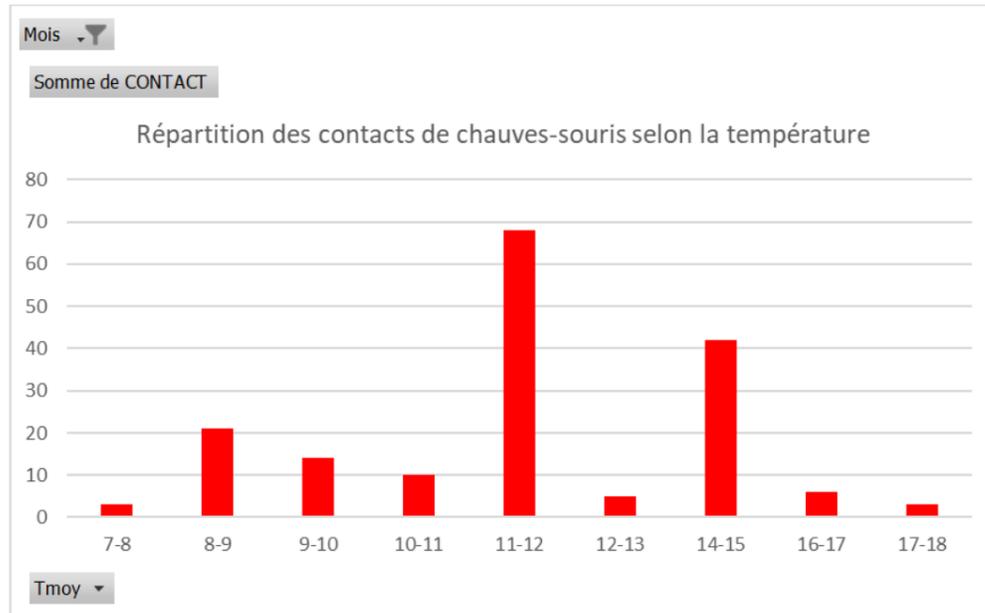
Histogramme 9 : Octobre 2020 – Répartition des températures nocturnes relevées sur site



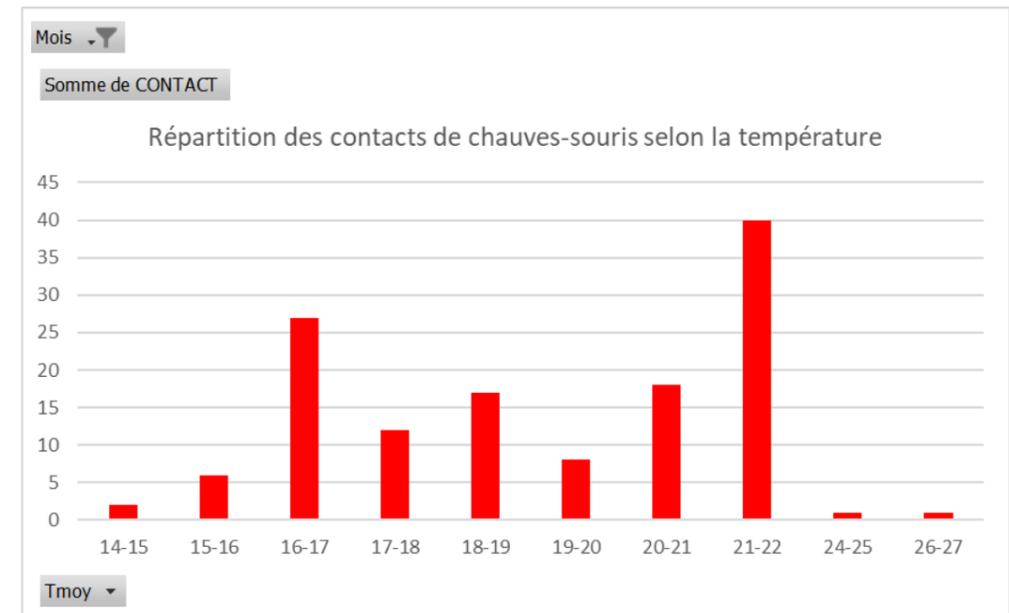
Histogramme 11 : Juin 2021 – Répartition des températures nocturnes relevées sur site



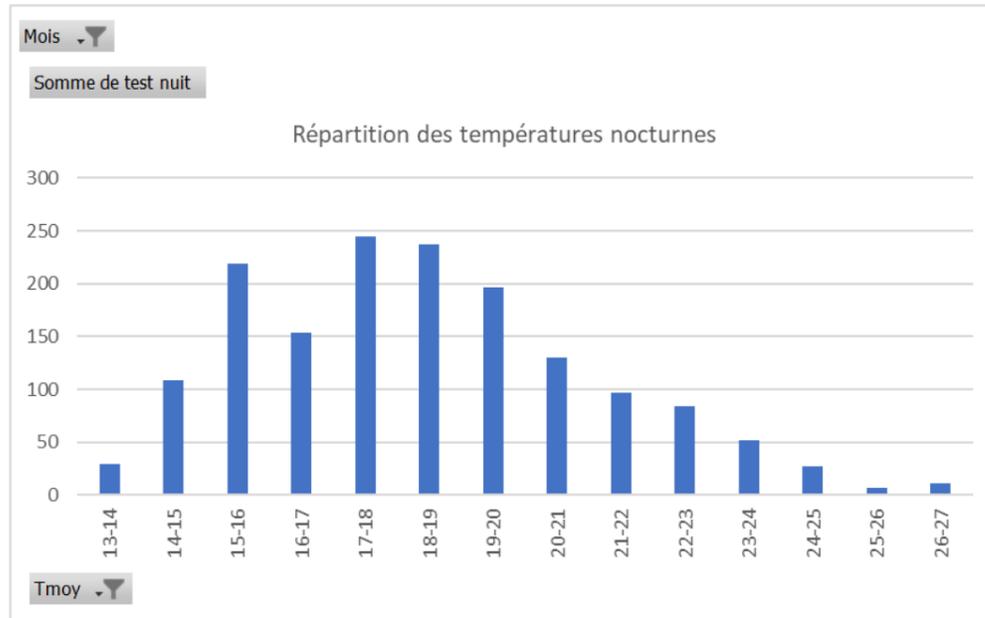
Histogramme 10 : Octobre 2020 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la température



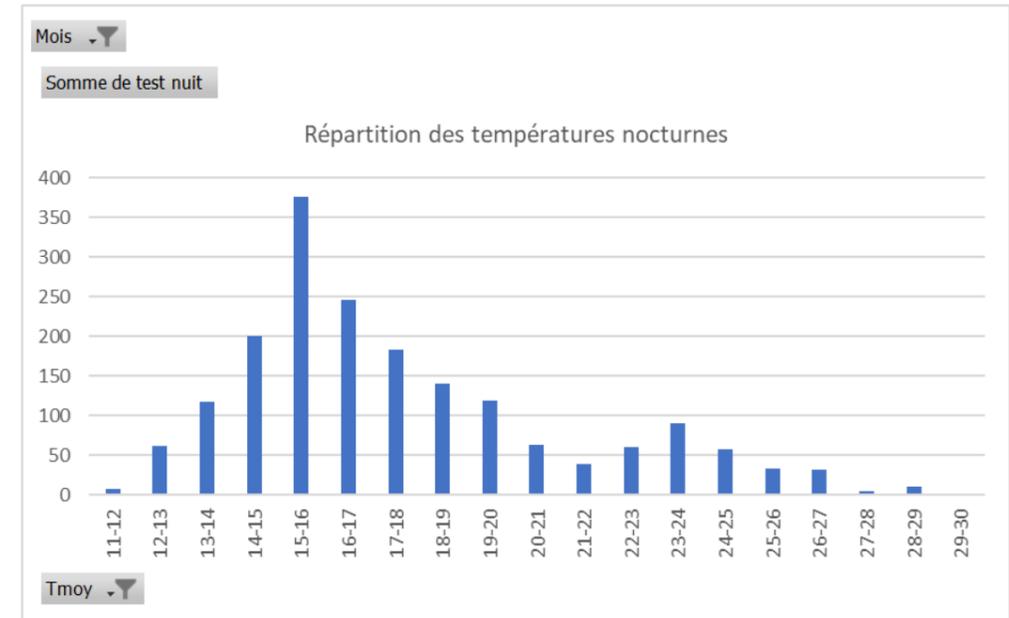
Histogramme 12 : Juin 2021 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la température



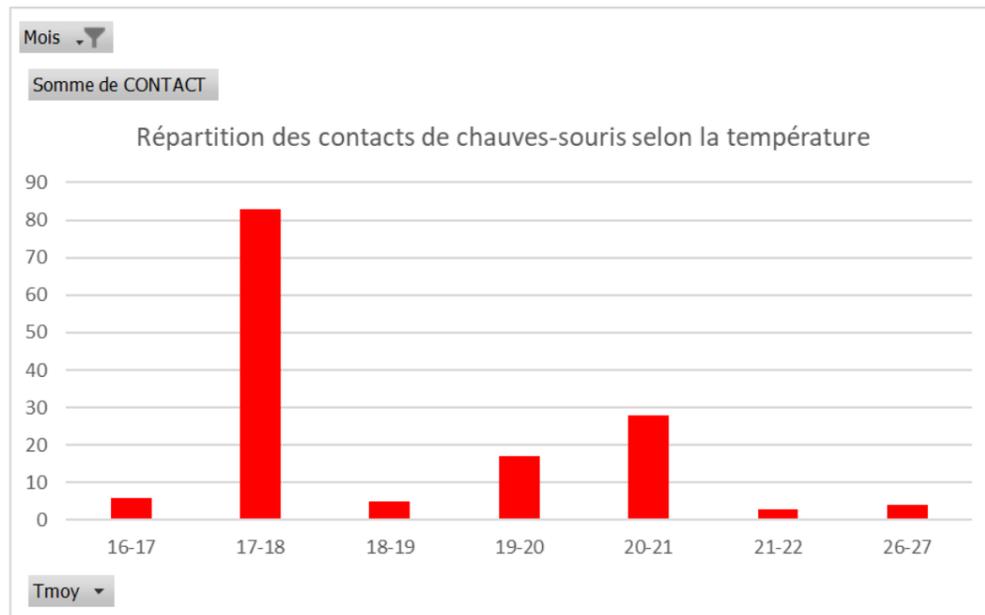
Histogramme 13 : Juillet 2021 – Répartition des températures nocturnes relevées sur site



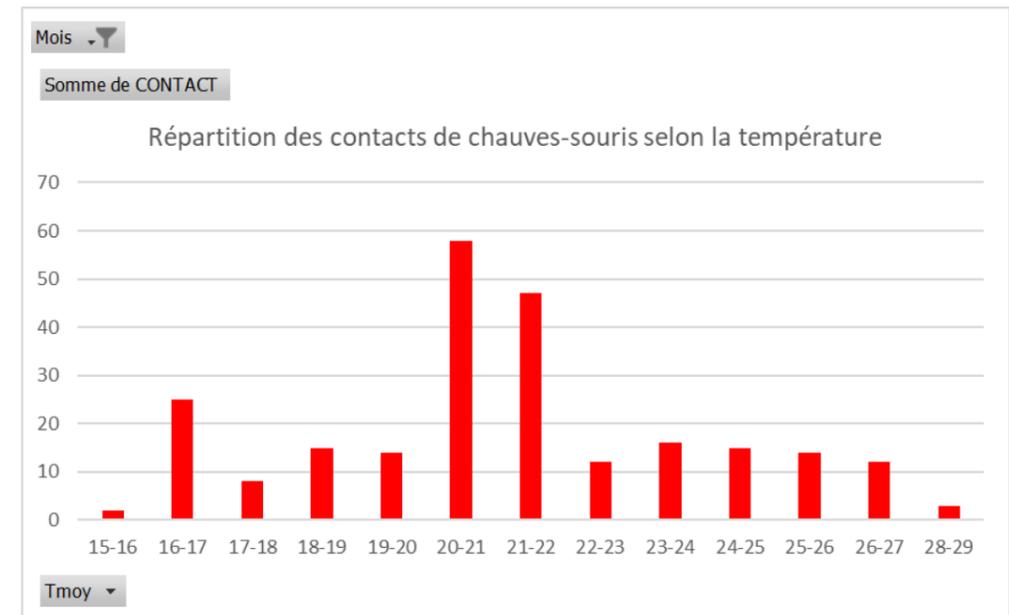
Histogramme 15 : Août 2021 – Répartition des températures nocturnes relevées sur site



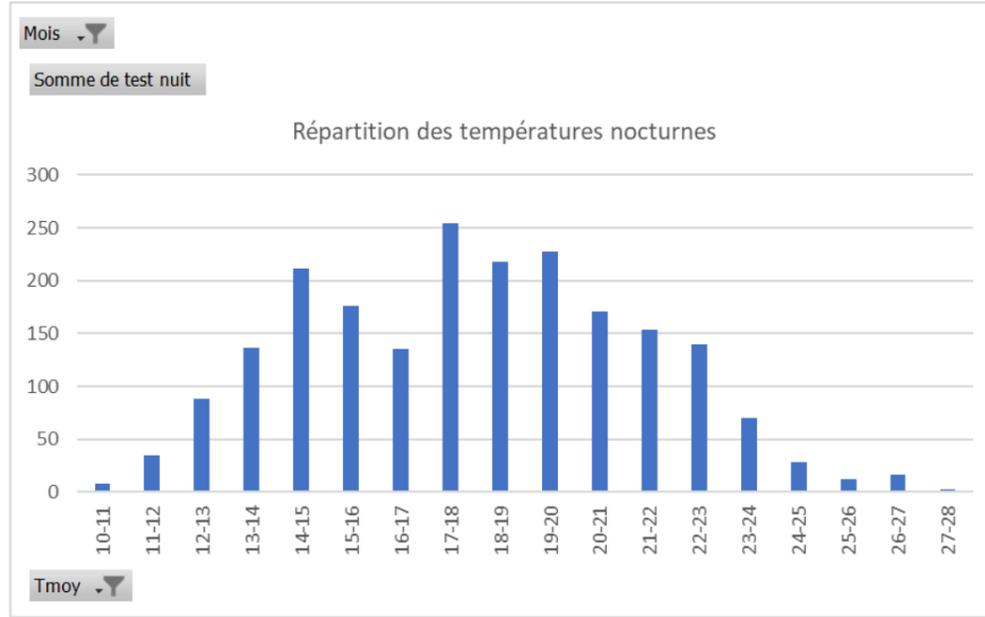
Histogramme 14 : Juillet 2021 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la température



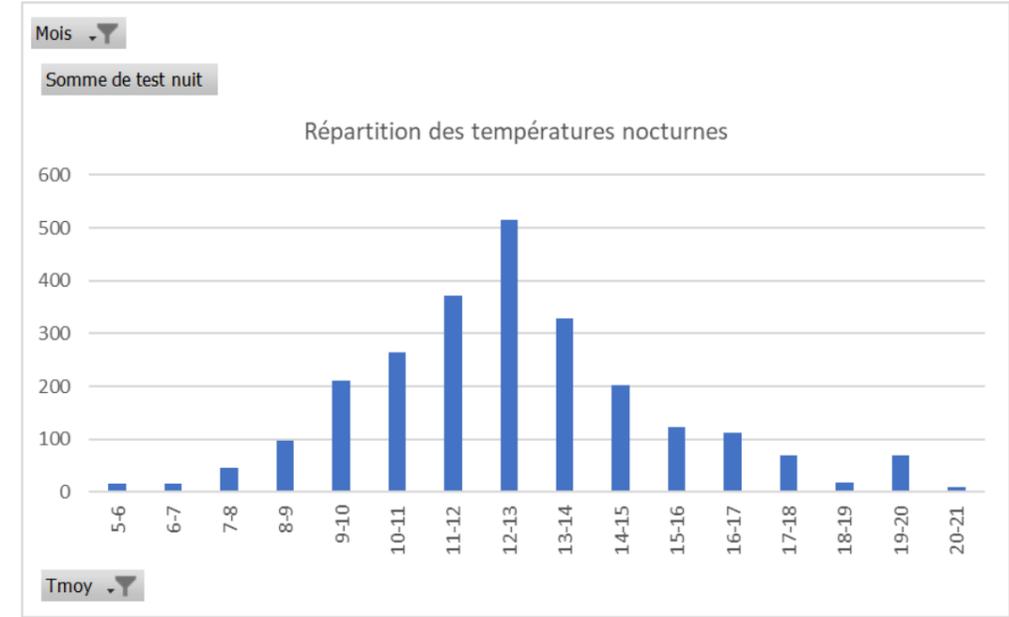
Histogramme 16 : Août 2021 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la température



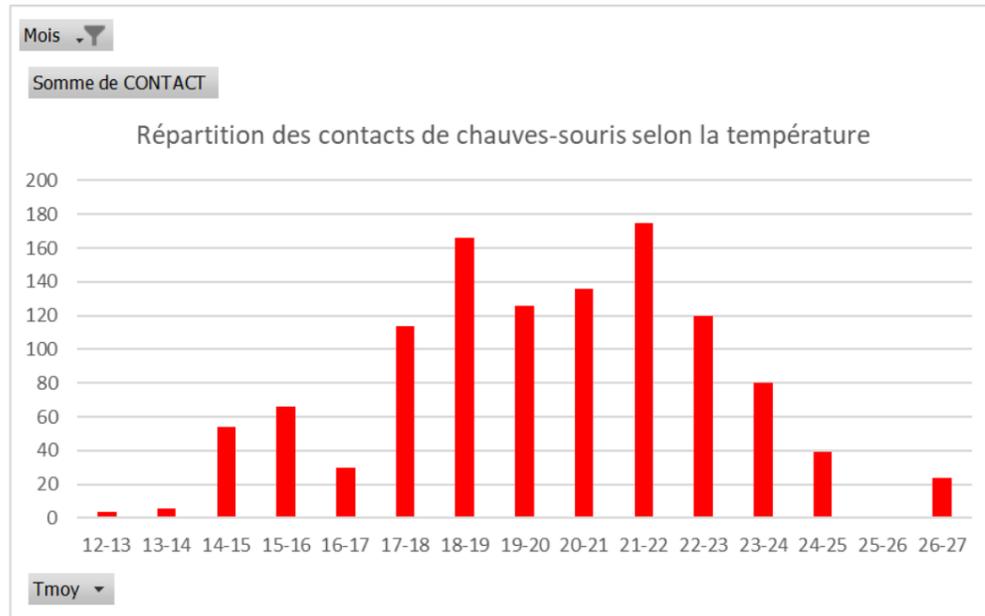
Histogramme 17 : Septembre 2021 – Répartition des températures nocturnes relevées sur site



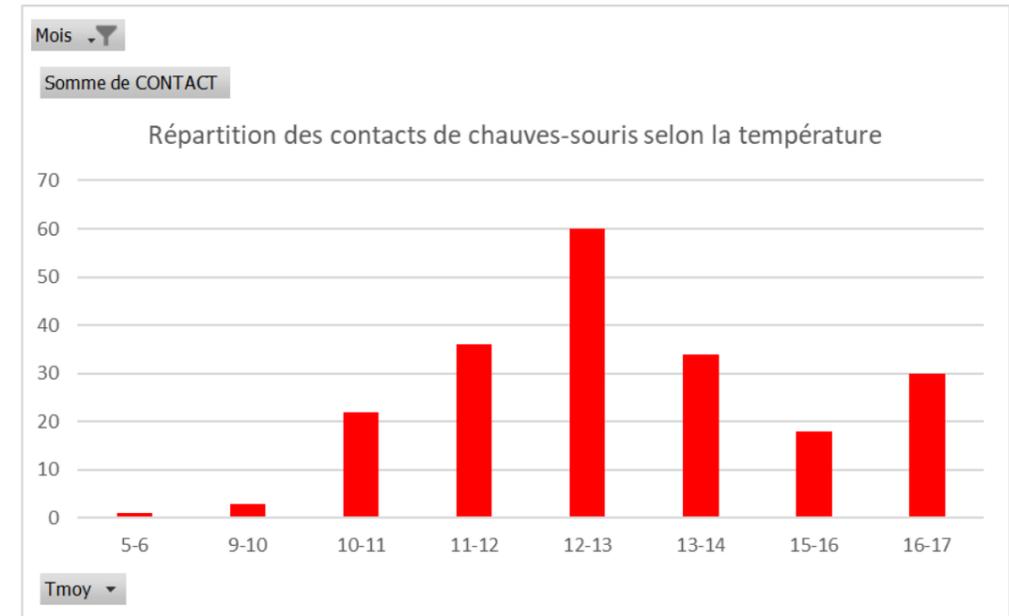
Histogramme 19 : Octobre 2021 – Répartition des températures nocturnes relevées sur site



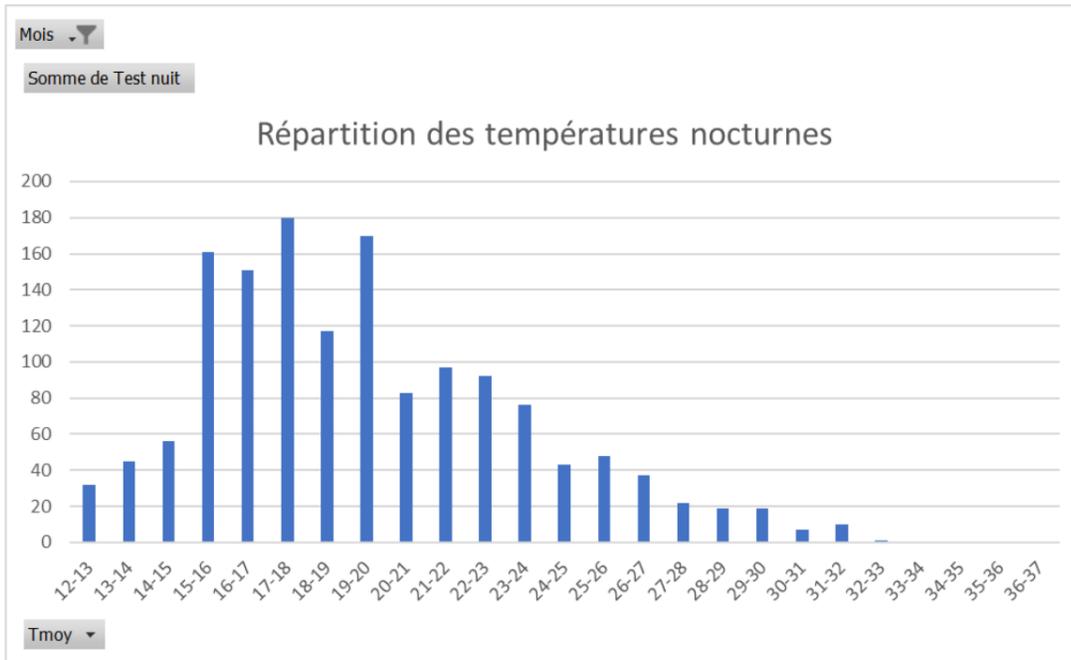
Histogramme 18 : Septembre 2021 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la température



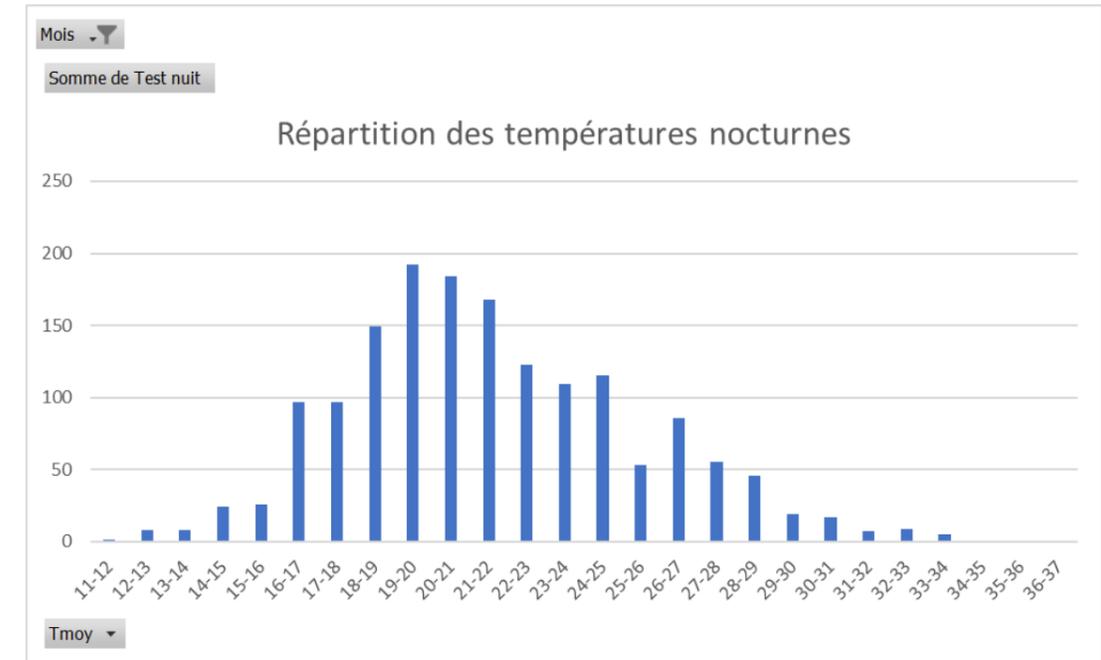
Histogramme 20 : Octobre 2021 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la température



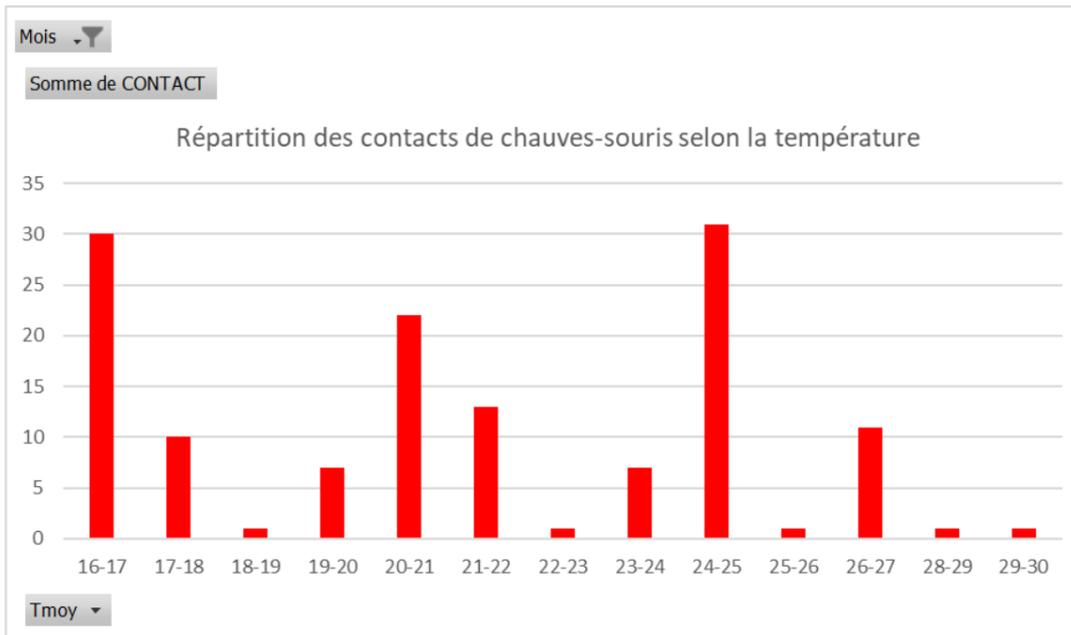
Histogramme 21 : Juin 2022 – Répartition des températures nocturnes relevées sur site



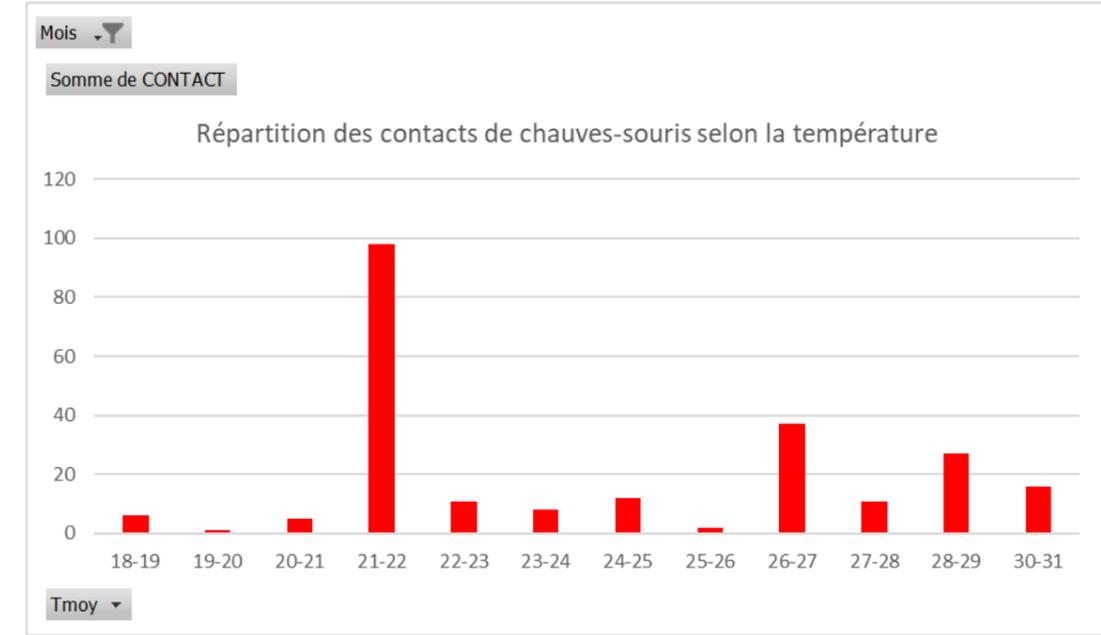
Histogramme 23 : Juillet 2022 – Répartition des températures nocturnes relevées sur site



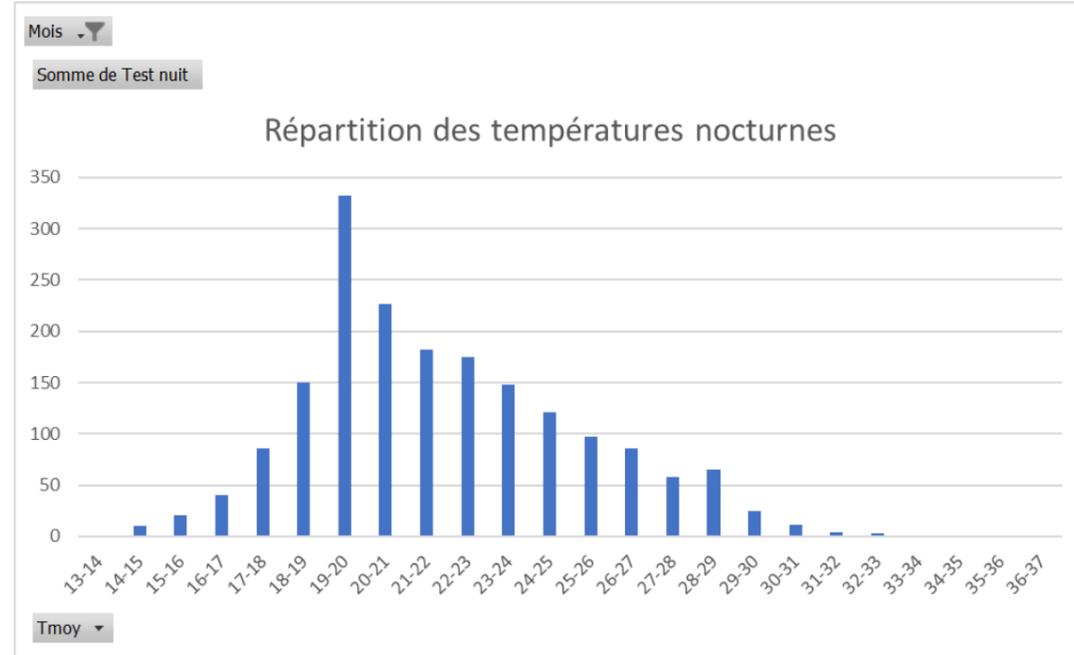
Histogramme 22 : Juin 2022 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la température



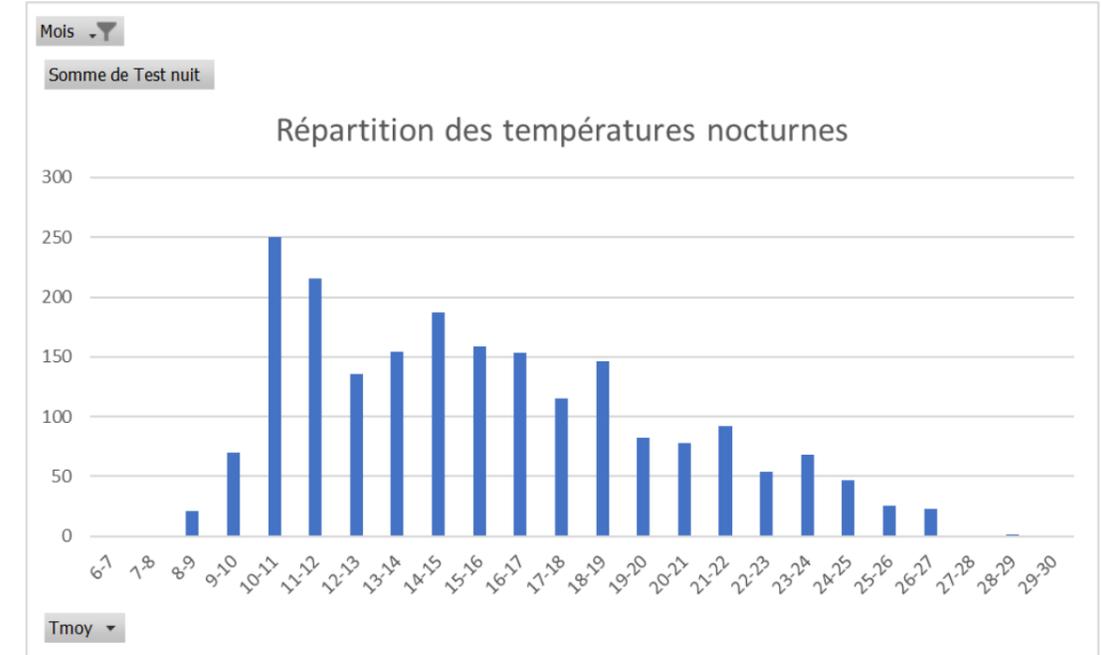
Histogramme 24 : Juillet 2022 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la température



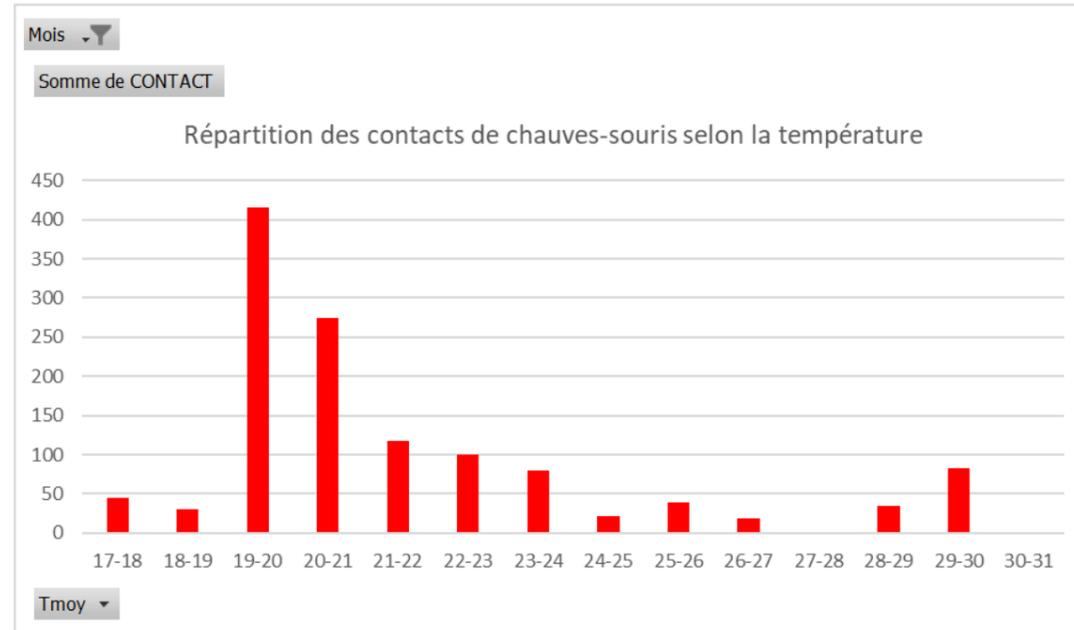
Histogramme 25 : Août 2022 – Répartition des températures nocturnes relevées sur site



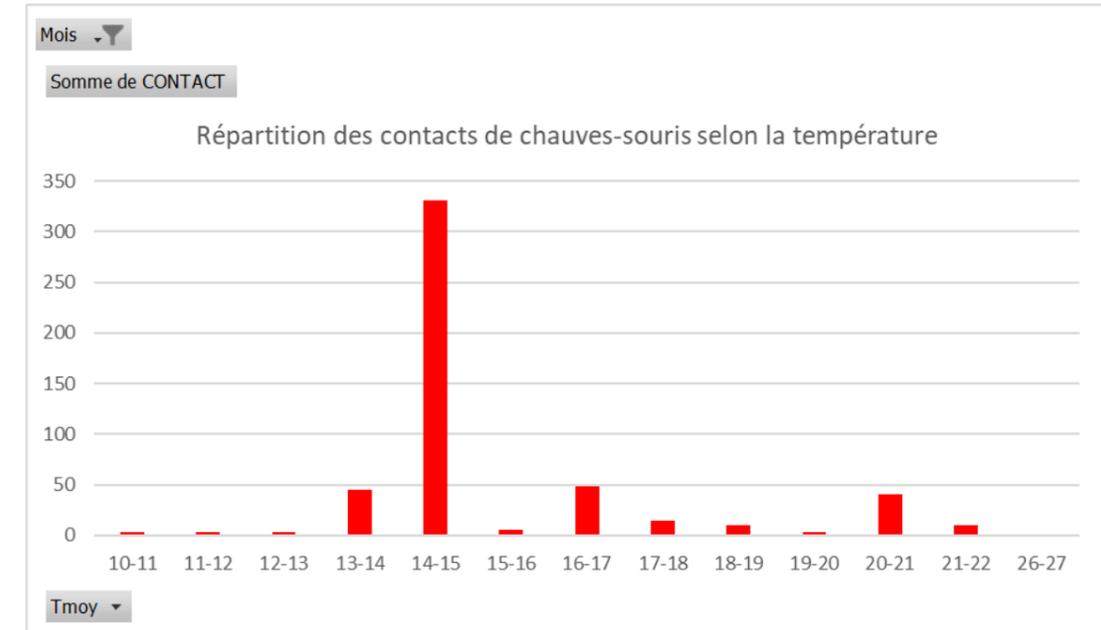
Histogramme 27 : Septembre 2022 – Répartition des températures nocturnes relevées sur site



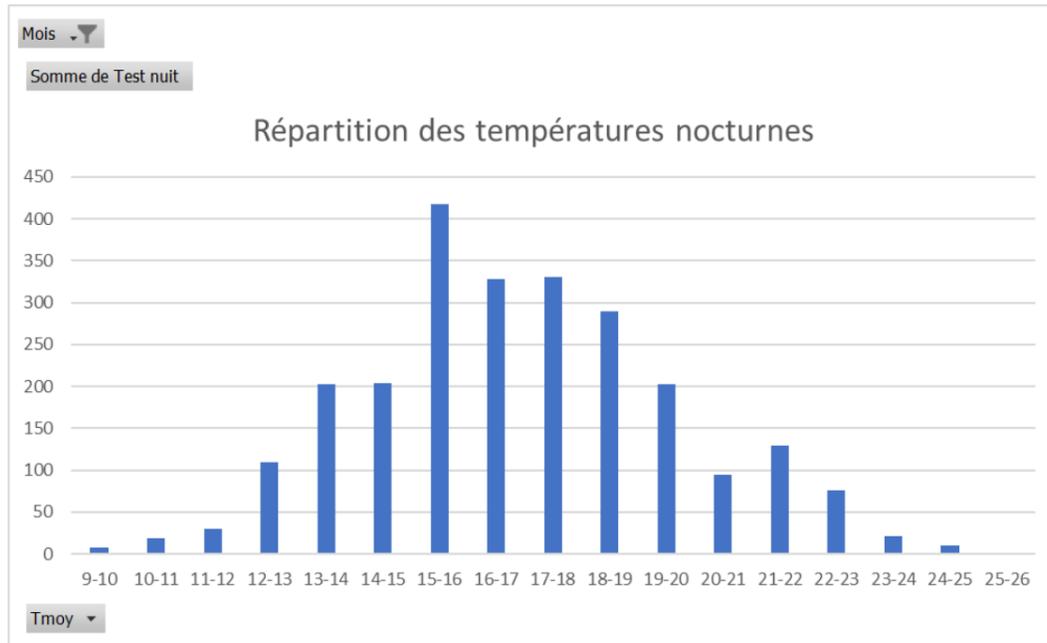
Histogramme 26 : Août 2022 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la température



Histogramme 28 : Septembre 2022 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la température



Histogramme 29 : Octobre 2022 – Répartition des températures nocturnes relevées sur site



Histogramme 30 : Octobre 2022 – Répartition des contacts de chauves-souris en fonction de la température

