

## ORIGINAL ARTICLE

## Impacto en los quirópteros de dos parques eólicos en el Valle del Ebro (Zaragoza) y propuesta de mitigación

Álvaro Camiña<sup>1</sup>, José Antonio Pinzolas<sup>2</sup>, María Inmaculada Ibañez<sup>2</sup>, Nana Vicente<sup>1</sup>, Hernando García-Albi<sup>1</sup>

1ACRENASL Consultores, Apartado de Correos 339, 28220 Majadahonda, España.

2 ANSAR-Asociación Naturalista de Aragón, C/ Armisén, 10, 50007 Zaragoza, España.

\*Corresponding author:  
[acamia@acrenasl.eu](mailto:acamia@acrenasl.eu)

DOI: <https://doi.org/10.14709/BarbJ.15.1.2022.03>

**Palabras clave:** Aragón, análisis de mortalidad, eólico, impacto, mitigación, murciélagos.

received: April, 4th 2021  
 accepted: June, 27th 2022

## RESUMEN

Este trabajo analiza la siniestralidad de murciélagos (27,09 ae/año) y aves (10,09 ae/año) en dos parques eólicos de cinco y seis aerogeneradores en Aragón a lo largo de un ciclo anual en el Valle del Ebro. Comparamos los resultados de este estudio con los del promotor, profundizando en los errores de detectabilidad y tasa de permanencia asociados que afectan a la estima de mortalidad. Se identificaron cinco especies *Pipistrellus pipistrellus*, *Pipistrellus pygmaeus* y *Pipistrellus kuhlii*, *Eptesicus serotinus* e *Hypsugo savii* que colisionaron principalmente entre junio y octubre. La mortalidad anual de quirópteros se estimó entre 388-5.460 ejemplares al año, una de las mayores mortalidades detectadas a nivel mundial. A pesar de ser especies comunes de distribución amplia el impacto cuantitativo no es asumible. Con las conclusiones obtenidas del Plan de Vigilancia Ambiental (PVA) no se evaluaron correctamente los impactos que pasaron desapercibidos por la utilización errónea de la metodología de seguimiento referida a la frecuencia de visitas o área de búsqueda, y su análisis posterior de las tasas de predación, eficiencia del observador y estima de la mortalidad. Proponemos un programa de mitigación basado en el retraso de la velocidad de arranque de los aerogeneradores hasta los 6 m/s en ese período que reduciría la siniestralidad de quirópteros observada en torno al 46-54%. Además, es urgente por el Gobierno de Aragón revisar el protocolo de seguimiento de parques eólicos en lo referente a su duración, frecuencia de visitas y errores mencionados anteriormente, así como las Declaraciones de Impacto Ambiental. Los promotores y sus consultoras deben demostrar con análisis robustos las conclusiones de sus trabajos en vez de limitarse a trabajos descriptivos. Los parques también afectaron a las aves, especialmente rapaces como el buitre leonado *Gyps fulvus* o el cernícalo primilla *Falco naumanni*, los aláudidos e incluso grullas (*Grus grus*). En estas especies, las colisiones se asociaron a aspectos concretos de la ecología de estas especies como la presencia de carroña, el hábitat de cultivo o la presencia en época de migración e invernada.

## INTRODUCCION

La energía eólica empezó a implantarse en España en la década de los 90, hasta contar en la actualidad con 27.446 MW y 1.267 parques eólicos instalados (AEE 2021). Este crecimiento no ha sido constante en el tiempo, con una disminución a partir de 2007-2008 hasta fechas recientes, cuando sendas subastas en 2016-2017 y 2020, y también la construcción de instalaciones sin ayudas gubernamentales, han hecho despegar nuevamente al sector (AEE 2018, IRENA 2018). Aragón no ha sido ajeno a este desarrollo y cuenta con 4.159,25 MW, el 15,15% de la potencia nacional, y unos 130 parques eólicos (AEE 2021). Este impulso a la energía eólica viene también recogido en el recientemente aprobado *Plan Nacional Integrado de Energía y Clima* PNIEC 2021-2030 (Boletín Oficial del Estado 2021), que plantea reducir para 2030 un 23% las emisiones

de gases de efecto invernadero (GEI) respecto a 1990 y llegar a una generación eléctrica renovable de un 74%. El Plan aboga por minimizar la afección a la biodiversidad, los espacios naturales protegidos, la Red Natura 2000 y el patrimonio natural, garantizando la conectividad ecológica, limitando la fragmentación territorial y las barreras a los desplazamientos de las especies. Pero presenta interpretaciones cuestionables como que los impactos se circunscribirán a las áreas afectadas por las obras o que los quirópteros apenas colisionan con los aerogeneradores al detectar objetos en movimiento, y sólo suelen morir por barotrauma. Tampoco tiene en cuenta, aunque quiera promoverlo, la experiencia acumulada en España referente a las interacciones fauna-energía eólica ni las buenas prácticas internacionales en la materia; ver por ejemplo De Lucas et al. (2007) e IFC & BID Invest (2019) respectivamente. A todo lo anterior, la crisis de la COVID19 hace que se perciba la

transición ecológica como la solución de la recuperación económica, solicitándose desde la industria eólica y algunas administraciones públicas la simplificación de trámites ambientales que aceleren la aprobación de los proyectos. Sin embargo, estos estudios ambientales de contenido, análisis y extensión adecuados, son más que necesarios para que este desarrollo a gran escala no provoque efectos perjudiciales para la biodiversidad (Serrano et al. 2020).

El impacto de la energía eólica en murciélagos está ampliamente constatado a escala mundial (Kunz et al. 2007, Arnett et al. 2015, O'Shea et al. 2016), habiéndose invertido cantidades desiguales en su investigación, sobre todo en la aplicación de medidas de mitigación, con grandes diferencias entre países y promotores, especialmente Estados Unidos frente al resto del mundo (Baerwald et al. 2009, Arnett et al. 2013, Department of Energy 2019). En Europa, destacan un mayor número de estudios en la Región Eurosiberiana, especialmente Alemania (Rydell et al. 2010, Brinkmann et al. 2011, Korner-Nievergelt et al. 2013, Lehnert et al. 2014), mientras que en la Mediterránea, y salvo Portugal (ICNB 2010, Amorim et al. 2012, Santos et al. 2013, Ferreira et al. 2015, Peste et al. 2015, Silva et al. 2017), no se ha pasado de un análisis más puntual. En Italia (Ferri et al. 2011, Roscioni et al. 2013), Croacia (Zagmajster et al. 2007), Grecia (Georgiakakis et al. 2012) e incluso España (Alcalde & Sáenz 2004, de la cruz Sánchez et al. 2020, Muñoz & Farfán 2020), mayoritariamente se recogen listados de número de individuos y especies afectadas sin entrar en cuestiones metodológicas (a pesar del seguimiento post-construcción más continuado que se desarrolla en España). Pocos trabajos han tenido como objetivo los murciélagos en sentido más amplio, analizando los múltiples factores que inciden en la evaluación objetiva de los impactos, seguramente por la dificultad de accesibilidad y transparencia de la información; ver no obstante Camiña (2012) y Sánchez-Navarro et al. (2020).

Los Planes de Vigilancia Ambiental-PVA establecen los requisitos de seguimiento y evaluación de los impactos en la fase operacional y la adopción de medidas correctoras o compensatorias a tener en cuenta. Sin embargo, su eficacia, robustez y demostración real para los que se han diseñado está en muchos casos por determinar, y debe basarse en una evaluación externa y acurada de los mismos. Este trabajo audita la ejecución de un PVA por una consultora para el promotor mediante el análisis de los datos obtenidos en sus informes y la constatación en campo del trabajo realizado. En 2014 y 2018 el Gobierno de Aragón, mediante las Declaraciones de Impacto Ambiental-DIA, autorizó la instalación de los Parques eólicos "Los Cierzos" (LC) y "La Nava" (LN) en los municipios de Gallur y Magallón en Zaragoza (Boletín Oficial de Aragón 2014, 2018a, 2018b). A partir de su entrada en operación, en febrero de 2020, el promotor quedó obligado a desarrollar un PVA durante cinco años, condicionando su ampliación a los resultados que se obtuvieran. Se reconocía la importancia de la zona y su posible afección negativa para los quirópteros y algunos grupos de aves como las rapaces y los aláudidos, solicitando estudios complementarios como el seguimiento de la siniestralidad y la adopción de medidas correctoras en su caso. Este estudio analiza el impacto de dichos proyectos en los murciélagos en particular, a través de tres objetivos que

consideramos relevantes desde la perspectiva ambiental de las fases pre- y post-construcción de un parque eólico: 1) la idoneidad de mapas de sensibilidad ambiental 2) la comparación de los resultados obtenidos en el PVA por el promotor con los de un estudio independiente paralelo y 3) la propuesta de una estrategia de mitigación basada en los resultados encontrados.

Para evaluar la idoneidad y potenciales riesgos de un territorio, algunos países o regiones han desarrollado herramientas como los mapas de sensibilidad para la avifauna (Bradbury et al. 2014, Mc Guinness et al. 2015, BirdLife International 2021). En España han aparecido recientemente dos aplicaciones on-line de fácil manejo e interpretación: el mapa de sensibilidad ambiental del MITECO (2020a) "Zonificación Ambiental para la Implantación de Energías Renovables: Eólica y Fotovoltaica" y la aplicación BioDiv de la Universidad Complutense de Madrid (2020) "Análisis del valor faunístico del territorio en base a la biodiversidad de vertebrados en España", que analiza el valor faunístico del territorio en base a la biodiversidad de vertebrados seleccionados en el área de ocupación de un proyecto dado. Ambas, constituyen sistemas de evaluación ambiental cualitativa previa, indicando qué zonas son más sensibles. En este contexto, aplicamos estas herramientas a la zona de implantación de estos dos parques eólicos para evaluar su sensibilidad potencial antes de la construcción. Posteriormente, comparamos los datos obtenidos/generados por el promotor en el PVA, a través de su consultora, con los recopilados de manera independiente por los autores de este estudio, considerando aspectos metodológicos como el número de visitas, las siniestralidades observadas y estimadas, y sus sesgos asociados. Algunas investigaciones con aves y murciélagos sugieren que los Estudios de Impacto Ambiental (EIA) no predicen las afecciones de la fase operacional correctamente, y que éstas no se corresponden con los resultados de monitoreo post-construcción debido entre otras causas, a aspectos metodológicos, ver Ferrer et al. (2011) y Solick et al. (2020) para aves y murciélagos respectivamente. Por último, en función de los resultados detectados, proponemos un sistema de mitigación teórico y planteamos las mejoras necesarias del protocolo de seguimiento existente en la Comunidad Autónoma de Aragón, que incorporen el estado actual de las investigaciones sobre interacciones energía eólica y fauna.

## MATERIAL Y METODOS

### Área de estudio

El área de estudio ocupa unos 10 km<sup>2</sup> que engloba el mínimo polígono convexo formado por los aerogeneradores de los dos parques eólicos LN (17,16 MW) y LC (15MW) (Fig. 1). Si bien a efectos empresariales y de evaluación ambiental se trata de dos instalaciones diferentes, biológicamente deben considerarse una sola. Las turbinas se sitúan en dos alineaciones casi paralelas en orientación SW-NE, conectadas por líneas subterráneas de 30 kV, y a su vez otra línea subterránea similar que evacúa la energía hasta la subestación Valcardera (30/220 kV) situada a 1.500 m, por lo que no existen tendidos eléctricos aéreos. Los once aerogeneradores pertenecen al modelo de Siemens-

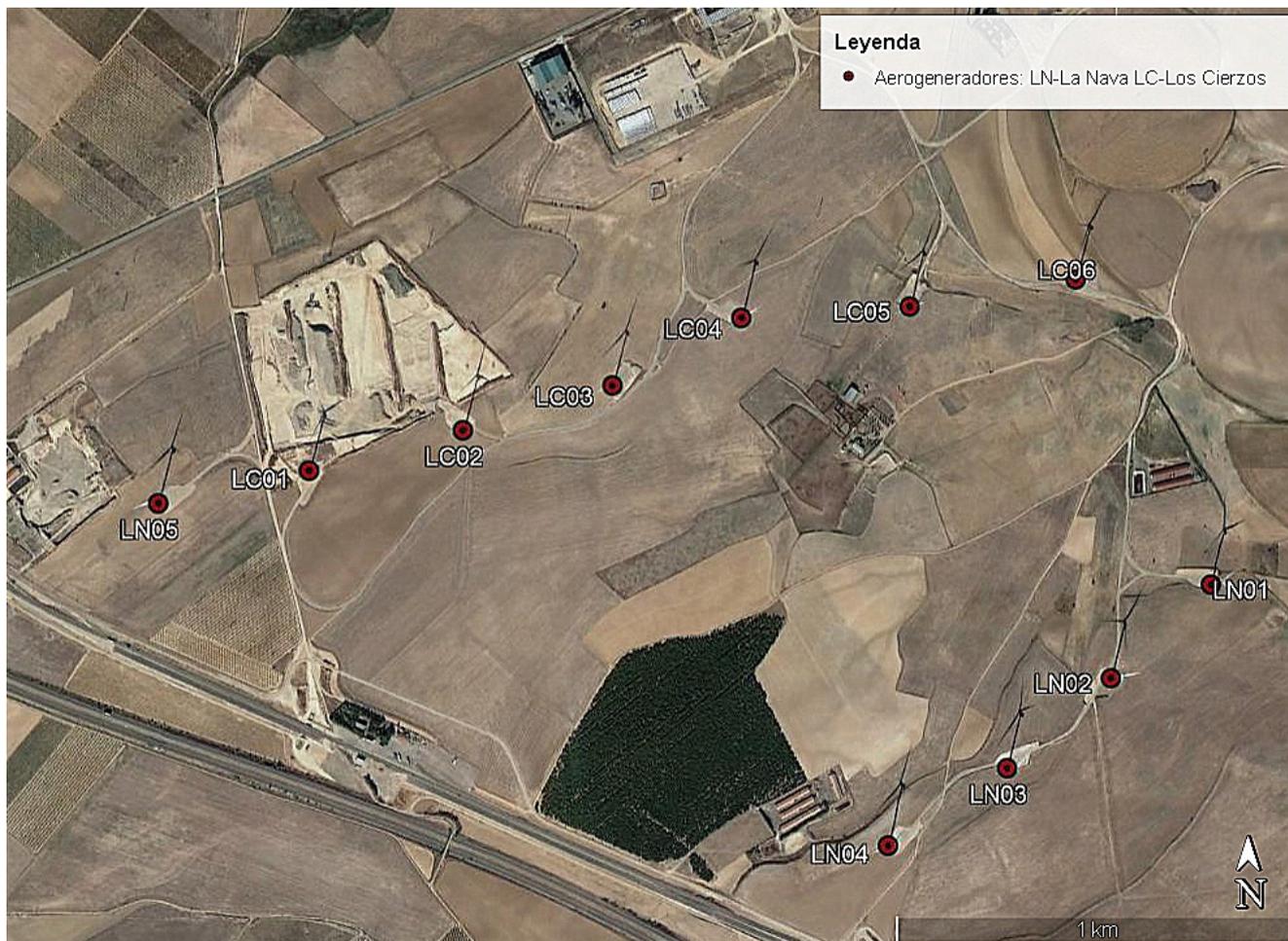


Fig. 1 - Área de estudio mostrando los aerogeneradores de los Parques Eólicos Los Cierzos (LC) y La Nava (LN).

Gamesa SG3.3-132 de 84 m de altura y 132 m de diámetro de rotor y potencia nominal de 3.3 MW.

Los parques se localizan entre las Comarcas de la Ribera Alta del Ebro y el Campo de Borja junto a las carreteras A-127 Borja-Gallur, la AP-68 y la nacional N-232, entre Pedrola y Mallén. El clima presenta una gran continentalidad con un fuerte viento frío en invierno y desecante que sopla en dirección N-NW a S-SW denominado "Cierzo". La zona es árida con precipitaciones con máximos en primavera y otoño pero por lo regular menores a los 400 mm. Las temperaturas también presentan gran oscilación entre verano e invierno con unas temperaturas medias de 25°C y 6°C respectivamente. El paisaje está formado por terrenos de cultivo de secano, además de granjas de porcino y vacuno bravo y dos pequeñas repoblaciones de 23,77 y 7,33 Ha respectivamente de pino carrasco (*Pinus halepensis*) con una altura máxima de 5 metros. Además del cereal de secano, en las inmediaciones hay cultivos de regadío, principalmente alfalfa (*Medicago sativa*) a medida que nos acercamos a la Ribera del Río Ebro, cuyo cauce está a 2,1 km del aerogenerador más cercano. Otras zonas húmedas existentes próximas son el Embalse de la Loteta y las Lagunas de Agón y Plantados, éstas últimas Lugar de Importancia Comunitaria (LIC), a unos 3-4 km de distancia.

Debido a la disposición de los aerogeneradores, los resultados se han analizado desde el punto de vista biológico como un único parque y no como dos separados, método

habitual en los estudios requeridos por la administración. Se han considerado dos alineaciones paralelas, una de 2.350 metros de longitud, constituida por el parque "Los Cierzos" más el aerogenerador LN5 de "La Nava", y otra de 1.100 metros formada por los aerogeneradores LN1 a LN4 de éste último, ver Fig. 1. Ambas se encuentran separadas por unos 750-1900 m en sus zonas más próximas y distantes respectivamente.

#### Valoración inicial de la zona para la implantación de aerogeneradores

El valor ambiental del programa *BioDiv* se aplicó seleccionando todas las especies de murciélagos en el área de 10 km<sup>2</sup>, a través de la web de la UCM <http://web.bioucm.es/cont/biodiv/> y la del MITECO (2020a) en el Geo-portal <https://sig.mapama.gob.es/geoportal/> donde se seleccionó la misma superficie. Ésta última herramienta no sólo valora los vertebrados sino múltiples aspectos adicionales como Planes de recuperación de especies amenazadas, los lugares de Interés geológico o la visibilidad de los aerogeneradores. Ambas calculan índices, no comparables entre sí, que determinan el valor ambiental, proporcionando explicaciones detalladas de los procedimientos de cálculo al aplicar los criterios respectivos, ver por ejemplo MITECO (2020b).

## Búsqueda de siniestralidades

Entre febrero de 2020 y 2021, salvo abril debido a las restricciones del COVID19, realizamos 52 visitas semanales, en un radio de 150 m centrado en la base de todos los aerogeneradores buscando aves y murciélagos siniestrados. Cuando no fue posible visitar todos los aerogeneradores en el mismo día, se continuó el siguiente; esto fue necesario en invierno debido a las limitadas horas de luz. El trabajo de campo lo realizaron dos personas simultáneamente empleando entre 30-45 minutos por persona y aerogenerador. Para cada colisión se tomaron fotografías panorámicas y de detalle, se identificó la especie si fue posible y se reflejó su estado como reciente, en descomposición o momificado, anotándose el número de aerogenerador y sus coordenadas ETRS89 con un GPS Garmin E-TREX Venture HC. Con el programa ArcGIS 10.0 (ESRI 2011) calculamos la distancia de cada colisión a la torre del aerogenerador más cercano, organizándose toda la información en una base de datos. Durante el tiempo de crecimiento del cereal hasta su cosecha, entre abril y junio, las búsquedas se limitaron a zonas en barbecho, plataformas, caminos y superficies no afectadas por cultivos. Una vez cosechado se amplió el muestreo a la parcela completa hasta el radio considerado. La consultora por su parte llevó a cabo visitas de acuerdo con el protocolo del [Gobierno de Aragón-SODEMASA \(Inédito\)](#), al menos quincenal y semanal en los períodos migratorios de marzo-abril y agosto-noviembre, sin que sus informes expliquen el área de búsqueda empleada. Las colisiones que detectamos se dejaron *in situ* para comprobar si las encontraba y recogía la consultora, cotejándolas con su inclusión en los informes. Esto no ocurrió, permaneciendo muchas en visitas sucesivas. Decidimos entonces marcar el lugar de cada hallazgo para evitar duplicidades, pero desaparecían en pocos días y/o el viento terminaba por arrastrarlas, por lo que procedimos a comunicar a los Agentes forestales al menos aquellas colisiones de especies protegidas para su retirada.

El acceso a la información Ambiental está regulado en Europa por la Directiva 2003/4/CE, de aplicación a España por la Ley 27/2006 ([Boletín Oficial del Estado 2006](#)). Previa solicitud al Gobierno de Aragón, accedimos a los informes cuatrimestrales obligatorios del PVA para el mismo período de estudio ([Satel 2020a](#), [2020b](#), [2020c](#), [2021](#)). Uno de los requisitos de las vigilancias por las consultoras ambientales es el traslado de los ejemplares colisionados al Centro de Recuperación de La Alfranca ([Gobierno de Aragón 2020](#)) donde se registran e identifican los restos. Para evitar la pérdida de información, al haber notificado a la Administración y retirado colisiones la consultora, solicitamos oficialmente los ingresos procedentes de estos parques y así cotejamos los datos encontrados en nuestro estudio con los de la consultora.

## Dispersión de los cadáveres alrededor de los aerogeneradores

Para calcular la probabilidad de detección de los cadáveres de murciélagos respecto a la localización de los aerogeneradores analizamos las distancias y orientaciones a las que los encontramos. Aplicamos funciones de densidad a las distancias y la probabilidad de detección hasta la

distancia de detección máxima. Previamente, comparamos las distancias de localización antes (febrero-junio) y después de la cosecha del cereal (julio-octubre) por el posible sesgo en los datos. Después de la cosecha el área de búsqueda es mayor, al visitar zonas de cereal que anteriormente no se podían pisar sin causar daños al cultivo. Aplicamos distribuciones canónicas semi-normales y "hazard-rate" a la distribución de distancias, añadiendo términos coseno para un ajuste más fino, eligiendo de entre todos los modelos el de mayor parsimonia en base al Criterio de Información de Akaike (AIC) ([Akaike 1973](#)). Estas funciones distribuyen gráficamente, de mayor a menor número, las siniestralidades en función de la distancia a la base del aerogenerador. Con un script del programa Distance ([Miller et al. 2019](#)), obtuvimos la curva de probabilidad de encontrar un quiróptero a una distancia dada de los aerogeneradores. Las orientaciones se asignaron a dieciséis puntos cardinales de acuerdo con la Rosa de los vientos. Estas dos variables son relevantes a la hora de diseñar un programa de seguimiento estableciendo el radio alrededor del cual buscar las colisiones; ver [Carrascal et al. \(2016\)](#) para una aproximación similar, pero con tendidos eléctricos.

## Eficiencia del observador

El protocolo de seguimiento de la mortalidad en parques eólicos elaborado del Gobierno de Aragón-SODEMASA de principio de 2000, requiere un análisis de la detectabilidad (eficiencia) de los observadores, una prueba de permanencia de las colisiones y una estima de la mortalidad. Nosotros no realizamos un estudio propio de los dos primeros sesgos por limitaciones del propio trabajo, pero analizamos los datos proporcionados en los informes del PVA para medir la bondad de la información de la consultora con una metodología más elaborada. La eficiencia del observador y la prueba de permanencia son los dos sesgos principales a la hora de calcular la mortalidad estimada en cualquier estudio de impacto en parques eólicos. Este trabajo reanaliza la información de los informes con una metodología más adecuada.

En marzo de 2020 la consultora dispuso 20 señuelos, seis gallinas y 14 codornices en todos los aerogeneradores de ambos parques, con uno o dos ejemplares por aerogenerador ([Satel 2020a](#), [2020b](#)). Las muestras se situaron en lugares que hemos clasificado de visibilidad alta, por estar en plataformas o yermos, o baja en el caso de los cultivos, ya que para esas fechas el cereal ya está creciendo, influyendo en la detectabilidad. Una persona los depositaba sin conocimiento del observador quien recorría posteriormente los aerogeneradores simulando la búsqueda de colisiones. Acabado el experimento se comprobaba que los señuelos no detectados continuaban en su lugar. En la discusión se desarrolla el efecto en el observador de la utilización de las gallinas, una especie no propia de la zona, en estos experimentos. La consultora estimó dicha eficiencia directamente como el número de señuelos detectados/total de señuelos expresada en tanto por uno. Nosotros utilizamos el módulo que calcula la eficiencia del observador mediante el programa *GenEst v 1.4.0.1 Generalized Mortality Estimator* ([Dalthorp et al. 2018](#), [Simonis et al. 2018](#)) cada vez más utilizado en trabajos sobre fauna y parques eólicos y que proporciona cálculos más precisos al considerar las

incertidumbres en las que se incurre en los muestreos. *GenEst* consta de cinco módulos que pueden utilizarse por separado, salvo la estima de mortalidad, que requiere del input de todos ellos. La selección del modelo más plausible en cada módulo se basa en el criterio de información de Akaike ( $\Delta$  AICc) que corrige los sesgos debidos al pequeño tamaño muestral (Burnham & Anderson 2004).

### Estima de la tasa de permanencia

La tasa de permanencia es la probabilidad de que una siniestralidad aparecida en el tiempo 0 permanezca en el tiempo  $t$  días después. Depende de la especie y número de predadores en la zona de estudio, el tipo y tamaño de dicha colisión, la estación del año o la vegetación circundante. La consultora controló las gallinas y codornices del apartado anterior hasta su desaparición cada 48 horas desde el día 2 hasta el día 10, y luego a los 15 días (Satel 2020a, 2020b) sin visitas entre esas dos últimas fechas. En cada visita anotaron si el cadáver había desaparecido o no, de acuerdo con las categorías de visibilidad y tipo de señuelo. Previa normalización de la tasa de permanencia en días, realizamos un ANOVA factorial con la visibilidad y tipo de carroña para explorar las diferencias de desaparición dependiendo de tamaño y hábitat. Estas tasas de permanencia no son reales tal y como aparecen en Satel (2020a, 2020b), al no considerar el efecto de la desaparición en los días intermedios entre dos visitas consecutivas o más espaciadas donde no hubo controles, como fue el caso del día uno, tres, o del once al catorce. Un señuelo no encontrado en la visita del día dos, por ejemplo, ha podido desaparecer bien el día uno, que hubo visita, o el mismo día dos. Al igual que para la eficiencia del observador, recalculamos la permanencia a valores más ajustados para los días uno, tres y siete, con sus intervalos de confianza respectivos del 90%. Para ello, empleamos el módulo correspondiente de *GenEst* (Simonis et al. 2018) que considera los días que no hay búsqueda de control. Fijamos la tasa de permanencia para un período de siete días por ser la frecuencia habitual mínima requerida en las visitas de los PVA.

### Estima de la siniestralidad

Conocidas la eficiencia del observador y la tasa de permanencia podemos calcular la estima de siniestralidad. También hace falta conocer el área no prospectada debido a la mala visibilidad, donde el observador no puede buscar. No dispusimos de estos valores específicos para animales muy pequeños como los murciélagos, no comparables a los señuelos utilizados, por lo que no pudimos aplicar *GenEst* con los datos de la consultora, ni realizamos una prueba específica en nuestro trabajo. Para su detectabilidad hemos utilizado una solución alternativa utilizando el ratio de murciélagos detectados por la consultora con los de este estudio (0,20). En otro trabajo actualmente en curso (datos propios inéditos) es incluso mucho menor 0,07. Recientemente, Voigt et al. (2022) obtuvieron valores entre 0,15 y 0,18 y Salguero Pérez et al. (2018) y Sánchez & Ibañez (2011) utilizan 0,17 según lo encontrado en el Campo de Gibraltar. Con este valor de 0,20 hemos calculado las mortalidades mínimas y máximas mensuales para un año completo, incluyendo una tasa de permanencia media obtenida en este estudio de 2.3 días en verano que es la época con más colisiones (ver resultados).

Elegimos el estimador de Erickson et al. (2000) a pesar de su antigüedad, ya que presenta gran simplificación de cálculo siempre que se conozcan sus parámetros, habiendo testado su precisión con anterioridad en un estudio bajo control estricto de los sesgos asociados en Abad (2012) también en parques eólicos. Su fórmula es:

$$\hat{M} = \frac{(n i C)}{(n' t p)}$$

Donde  $n$  es el número de aerogeneradores,  $i$  el intervalo entre dos visitas sucesivas expresado en días,  $C$  es el número total de cadáveres encontrados,  $n'$  el número de aerogeneradores muestreados (se visitaron todos en este trabajo),  $t$  es la tasa de permanencia media y  $p$  es la probabilidad de detección del cadáver por los observadores. En el caso de la consultora, emplearon los estimadores de Winkelman (1989) en los informes cuatrimestrales y el de Erickson et al. (2000) en el anual. Sin embargo, sólo los utilizaron para calcular la mortalidad en aves.

### Propuesta de mitigación

La actividad de los murciélagos tiene relación, entre otras variables, con la velocidad de viento y la temperatura (Weller & Baldwin 2012, González et al. 2013). Hasta la fecha no conocemos de ningún estudio publicado en España sobre una estrategia de mitigación de la mortalidad mediante la reducción de la velocidad de arranque de los aerogeneradores (aumento de la *cut-in speed*). Hemos tratado una aproximación a esta cuestión que sirva de ejemplo a administraciones, promotores y consultoras, ya que contábamos con datos diarios de velocidad de viento y dirección, temperaturas medias, máximas y mínimas, presión atmosférica y precipitación de una estación meteorológica Oregon Scientific en Gallur. Los aerogeneradores se sitúan entre los 1,8-4,2 km en línea recta y dentro del mismo tipo de paisaje, por lo que estos datos se consideran representativos de las condiciones del área de estudio. Se anotaron sus valores a diario, dentro de las cinco horas posteriores al anochecer, seleccionando las mediciones correspondientes a las dos noches precedentes a la visita de campo, calculándose la media en caso de ser diferentes. Para medir la influencia de las variables meteorológicas en la siniestralidad de quirópteros recientes detectados al día siguiente, se realizaron análisis bivariantes mediante el coeficiente de correlación de Pearson con STATISTICA 10 (StatSoft Inc. 2008).

Obtuvimos el régimen de viento en la comarca de un proyecto cercano situado a unos 5 km al SW, contrastándolo además con el *Mapa eólico Nacional* (CENER 2021). Dibujamos la rosa de vientos y el diagrama de frecuencias de viento en %, utilizando los datos técnicos del fabricante para estimar la energía anual producida por cada aerogenerador (<https://www.siemensgamesa.com/>). Al no disponer de datos desglosados por horas y meses, asumimos que el régimen de viento, y por tanto la producción de energía, eran constantes a lo largo del día, ya fueran horas diurnas o nocturnas y meses del año. Puesto que la siniestralidad en la zona ocurre mayoritariamente entre junio y octubre (este estudio y Camiña 2012), calculamos las horas de oscuridad

y de luz para dichos meses con la página [www.timeanddate.com](http://www.timeanddate.com). De la energía total producida calculamos el porcentaje que suponen las horas de oscuridad en esos meses sobre dicha producción anual, así como la pérdida de energía anual que supondría el arranque de los aerogeneradores en función de tres umbrales de velocidad de viento a 4, 5 y 6 m/s y la reducción de mortalidad en % bajo dichos escenarios y basada en los resultados de este estudio.

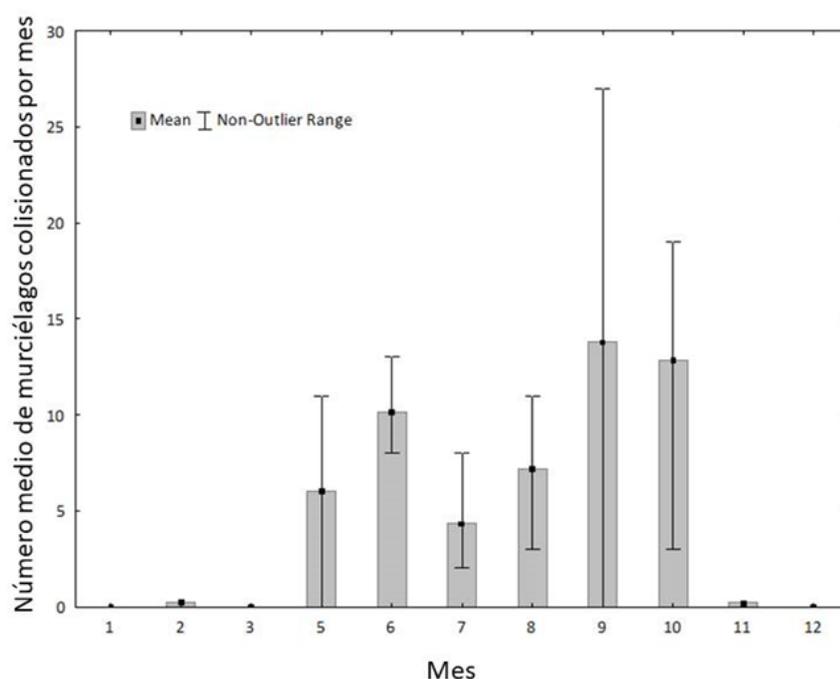
## RESULTADOS

Tanto la aplicación *BioDiv* de la UCM como el índice de sensibilidad ambiental del MITECO resultaron en índices que definen la zona como de valor muy bajo para los murciélagos: 0,185 y 9,380 respectivamente (ver ambas aplicaciones para la explicación de estos valores). En la valoración del MITECO el único factor relevante fue la visibilidad de los aerogeneradores, posiblemente debido a los municipios cercanos. No obstante, dos de ellos – LN05 y LC01- se localizan dentro del área crítica para la conservación de Cernícalo primilla (*Falco naumanni*) en Aragón. Alrededor de estos aerogeneradores el Geo-portal valoró esa parte como de sensibilidad elevada sólo por dicha especie.

Salvo que se indique lo contrario, los datos presentados se refieren a los tomados por los autores de este estudio. Visitamos los aerogeneradores significativamente con mayor frecuencia (media  $\pm$  SD) cada  $6,26 \pm 3,84$  días, frente a los  $12,33 \pm 4,99$  días de la consultora (Test de Wilcoxon  $Z= 2,84$  y  $p < 0.01$ ). Globalmente, y excluyendo abril, registramos 415 colisiones a lo largo de los doce meses, 297 murciélagos (tasa de siniestralidad observada bruta sin corrección de 27,09 por aerogenerador y año) y 111 aves (10,09 aves/ae/año). De los murciélagos identificados a nivel de especie en el Centro de La Alfranca ( $n = 60$ ), el más abundante fue el Murciélago enano *Pipistrellus pipistrellus* (80.64%), seguido del de Borde claro *P. kuhlii* (9.67%), de Cabrera *P. pygmaeus* (4.83%), Hortelano *Eptesicus serotinus* (3.22%) y Montañero

*Hypsugo savii* (1.61%). Un 49,54% de los cadáveres que detectamos fueron recientes, el 33,02% en descomposición y sólo un 17,43% momificados. Además, un 75,23% de los recientes y en descomposición estaban siendo predados activamente por hormigas, comprobándose *in situ* su desaparición en 48 horas desde el momento del hallazgo en verano. La siniestralidad bruta observada en este estudio fue cuatro veces más elevada que la encontrada por la consultora en el mismo período, [Tabla 1](#). Temporalmente, los quirópteros se distribuyeron desigualmente a lo largo del año como muestra la [Fig. 2](#). La primera en 2020 tuvo lugar en febrero, concentrándose entre junio y octubre (86%), con un mínimo en julio, apenas un 4,11% del total, y una última colisión en noviembre. Globalmente, la consultora reportó en sus informes un 30% de las colisiones detectadas en este estudio, un 20% de los murciélagos y un 40% de las aves. La [Tabla 1](#) muestra los datos comparativos de la siniestralidad detectada por los autores y por la consultora. En la base de datos de La Alfranca, [Tabla 1](#), y sólo para 2020, ingresaron un mínimo de 116 colisiones (56 aves y 60 murciélagos), procedentes de ambos parques y de ambos equipos, muchos menos de los realmente encontrados por nosotros o los valores intermedios registrados por la consultora en el PVA.

Espacialmente, nuestros datos no mostraron diferencias significativas en la siniestralidad de las dos líneas de aerogeneradores (Chi-cuadrado = 0.91 1 g.l., y  $p = 0.33$ ), aunque sí las hubo entre aerogeneradores (Chi-cuadrado = 101.30 1 g.l., y  $p < 0.001$ ). Todos los aerogeneradores tuvieron colisiones, desde un mínimo de 13 a un máximo de 71. Aquellos con más colisiones fueron el LN04, cercano a una de las granjas y la repoblación de pino carrasco y el LC06. Las colisiones se distribuyeron a una distancia (media  $\pm$  SD) de  $25,58 \pm 15,56$  m y rango 1,83-115,94 m ( $n = 297$ ) desde la base de los aerogeneradores y no uniformemente, sino mostrando una distribución *hazard-rate* con ajuste coseno (AIC=2403,24), como representa la [Fig. 3](#), que además muestra el histograma de la distribución de las colisiones.



**Fig. 2** - Distribución de la siniestralidad media mensual (media del número de murciélagos por mes) a lo largo del año y su intervalo de confianza al 95%.

**Tabla 1** - Resultados del número de colisiones mensuales de aves y murciélagos en 2020-2021 en los Parques eólicos La Nava y Los Cierzos de acuerdo a: a) este estudio b) la consultora en los informes y c) los ingresos en el Centro de recuperación de la Alfranca.

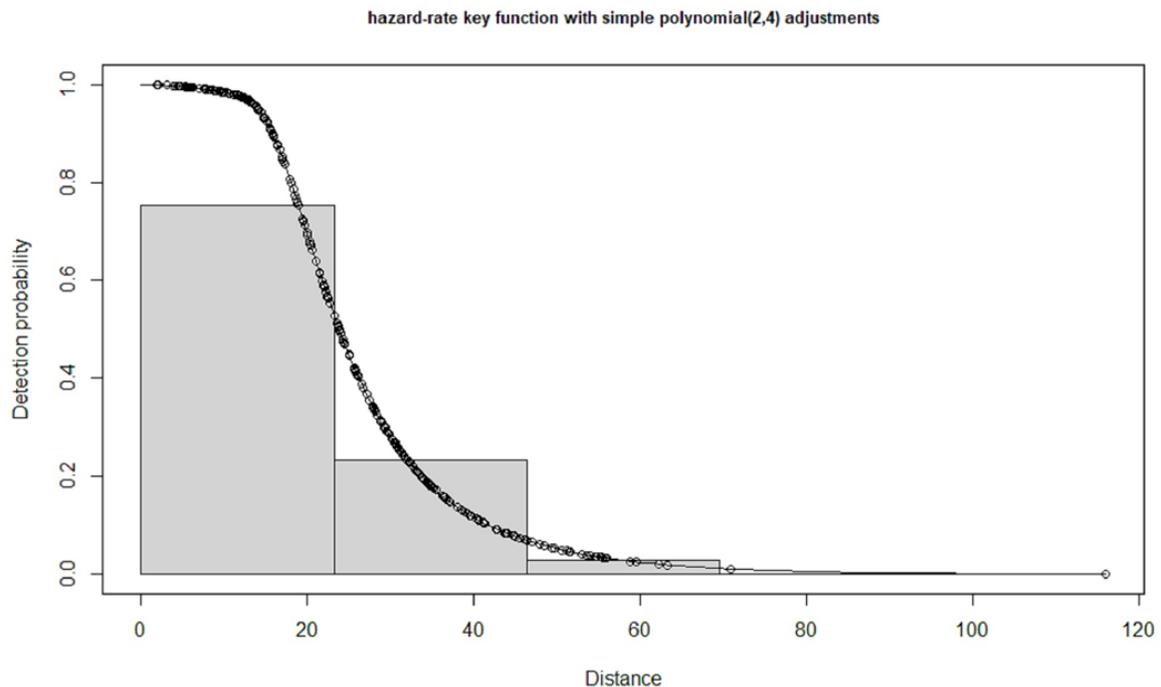
		Este estudio													
		Mes	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	TOTAL
Aves	La Nava		8	2	-	4	7	7	6	4	3	3	3		47
	Los Cierzos		11	5	-	7	5	6	8	10	7	4	1		64
Murciélagos	La Nava		2	0	-	26	48	9	20	40	32	0	0		177
	Los Cierzos		0	0	-	12	17	4	14	31	41	1	0		120
<b>Total</b>			21	7	-	50	81	26	50	91	86	8	4		424

		Consultoria													
		Mes	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	TOTAL
Aves	La Nava		3	0	0	1	2	1	0	1	2	5	0		15
	Los Cierzos		2	1	1	2	1	2	1	4	3	7	0		24
Murciélagos	La Nava		0	0	2	3	6	1	0	8	4	0	0		24
	Los Cierzos		0	0	2	9	3	0	1	9	18	2	0		44
<b>Total</b>			5	1	5	15	12	4	2	22	27	14	0		107

		Centro de la Alfranca													
		Mes	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	TOTAL
Aves	La Nava		1	3	2	1	0	7	0	2	4	2	3	0	25
	Los Cierzos		1	7	4	1	2	1	2	1	1	4	7	0	31
Murciélagos	La Nava		0	2	0	0	0	43	2	0	3	0	0	0	50
	Los Cierzos		0	0	0	0	0	0	0	0	8	1	1	0	10
<b>Total</b>			2	12	6	2	2	51	4	3	16	7	11	0	116



**Fig. 3** - Histograma de frecuencias y función "hazard-rate" de probabilidad de detección de los murciélagos en base a su distancia (Distance) a la base del aerogenerador.

El test de bondad de ajuste del modelo de probabilidad de detección indicó un buen ajuste (test de Cramer-von Mises no significativo; estadístico de C-vM = 0.30,  $p = 0.13$ ). Aunque prospectamos hasta una distancia de 150 m desde la torre, los cadáveres se localizaron a una distancia mucho menor. Tampoco hubo diferencias significativas entre las distancias medias antes o después de la cosecha de cereal (test de Mann-Whitney,  $Z = -0.50$  y  $p = 0.61$ ) aunque el rango de variación fue más amplio después de la misma. A menos de 20 m de la torre se encontró un 41,97% de los murciélagos, aumentando al 84,26% hasta los 40 m, y sólo el 15,75% de las colisiones se detectaron más allá de los 40 metros. En cuanto a la dirección de las colisiones de murciélagos respecto al aerogenerador predominaron de manera significativa las orientaciones NE, SW y SE (Chi cuadrado = 241,28 7 g.l., y  $p < 0,001$ ) ver Fig. 4, en comparación con el cierzo predominante del noroeste como muestra la misma figura. Las colisiones se localizaron predominantemente en las direcciones de barrido de las palas en relación con el viento existente.

### Eficiencia del observador

La consultora la estimó directamente (cadáveres puestos/detectados) en un 0.40 en LN y 0.50 en LC. Los informes no aportaron más detalles sobre este tipo de sesgo, ni del efecto de alerta en el observador de hallarse ante un test de eficiencia y no búsqueda de siniestralidad tras encontrar la primera gallina, especie no habitual en parques eólicos. Tampoco tuvieron en cuenta la visibilidad. Con sus mismos datos y para ambos parques, no encontramos diferencias significativas en la detectabilidad respecto al tamaño gallina-codorniz (test Chi-cuadrado= 1.63 para 1 g.l., y  $p = 0.20$ ) pero sí en cuanto a la visibilidad buena-mala (Chi-cuadrado = 9,90 para 1 g.l., y  $p < 0.01$ ). Sólo localizaron uno de los diez señuelos en zona de mala visibilidad, no encontrando uno en buena. No se pudo realizar un análisis factorial debido a la distribución no balanceada de los datos de detección, con una sola muestra para la clase “gallina” en zona de “mala” visibilidad. El programa *GenEst* detectó el mismo problema respecto al tamaño de los señuelos, mostrando también diferencias significativas en la detectabilidad referidas a la visibilidad del hábitat, con una probabilidad media de detección de 0,8 (intervalo de confianza al 90% 0,52-0,94) en zonas de buena y de 0,10 (0,02-0,38) en de mala visibilidad. En el material suplementario se muestran los resultados detallados de los análisis con *GenEst*.

### Estima de la tasa de permanencia

La consultora obtuvo permanencias por separado para LN (5,2 días) y LC (4,8 días), a lo largo de los 15 días de control, pero sin considerar los días intermedios sin visitas donde no supervisaron la permanencia. Nuestro ANOVA factorial no encontró diferencias significativas para la permanencia en días respecto al tipo de señuelo, la visibilidad o su interacción ( $p > 0.05$  en todos los casos). Este resultado coincidió con el modelo obtenido con *GenEst*, donde la permanencia disminuyó exponencialmente en el tiempo siendo el valor de la mediana 2,31 días, y su intervalo de confianza al 90% de 1,18 - 4,52 días, valor claramente inferior a las permanencias detectadas por la consultora. La permanencia de los señuelos para el día uno fue del 93%, del 42% para

el día tres y entre el 18-34% para el día siete. Ninguno de los cadáveres permaneció más allá de los quince días, independientemente de no haberse controlado los señuelos entre los días once y catorce. Los resultados detallados se muestran igualmente en el material suplementario.

### Estima de la siniestralidad

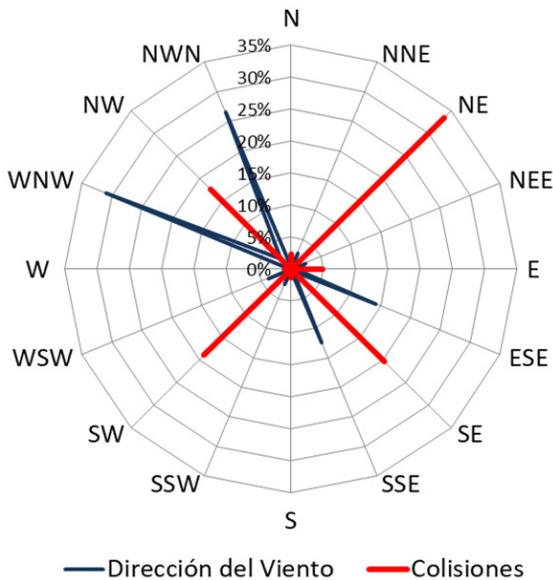
Solamente los datos de campo – siniestralidad observada – mostraron una gran diferencia entre los quirópteros retirados al centro de recuperación en el período de estudio (68 individuos), frente a los 297 encontrados por nosotros. Nuestra estima de la siniestralidad anual en los once aerogeneradores según el estimador de Erickson et al. (2000) mediante la suma de las siniestralidades mensuales, una detectabilidad de 0,2 y permanencia media de 2,3 días estaría en 1867 murciélagos por año, equivalente a una tasa de mortalidad de 167 murciélagos/ae/año (57,1 por MW instalado). Considerando que nuestra detectabilidad es mayor que la de la consultora, debido a la mayor frecuencia de visitas, con un valor de detectabilidad 0,4, la siniestralidad estimada sería de 436 murciélagos/año (42 murciélagos por aerogenerador y año, equivalente a 14,3 por MW/año). Como ya mencionamos en la metodología, la consultora sólo aportó una estima de siniestralidad para las aves.

### Propuesta de mitigación

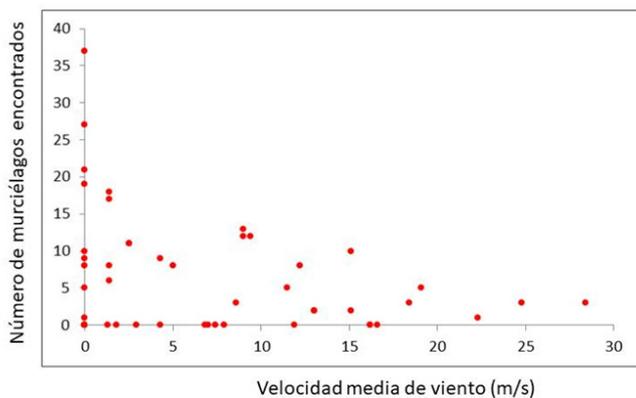
Las colisiones de quirópteros mostraron una relación significativa y positiva con la temperatura media (coeficiente de correlación de Pearson  $r_s = 0,39$  y  $p < 0,01$ ), y casi significativa y negativa con la velocidad media del viento medida con la estación meteorológica ( $r_s = -0,27$  y  $p = 0,05$ ) en las dos noches previas a la búsqueda, mientras que no hubo tal relación con la presión ( $p = 0,08$ ) o la pluviometría ( $p = 0,77$ ). De acuerdo con CENER (2021) el viento sopla predominantemente del NW (Fig. 4). No obstante, la relación con la velocidad de viento sí que fue significativa e inversa al excluir del análisis los meses de hibernación de los murciélagos, de noviembre a marzo ( $r_s = -0,31$  y  $p < 0,05$ ) (Fig. 5).

La Fig. 5 debe interpretarse como la tendencia de la siniestralidad en función de las velocidades medias de viento. Es evidente que a velocidad cero las aspas no giran por lo que no existiría la posibilidad de colisión. Pero debemos tener en cuenta que la estación meteorológica está situada a 8 m de altura en el casco urbano de Gallur, mientras que los aerogeneradores lo están en campo abierto con una altura de torre de entre 82-114 metros. Considerando el perfil vertical de viento (Cucó 2010, CENER 2021) los registros en Gallur de velocidad 0 m/s pueden ser de 2 m/s o más en la zona de estudio y a diferente altura, o lo que es lo mismo, existir viento suficiente, aunque sea a baja velocidad, como para producirse colisiones.

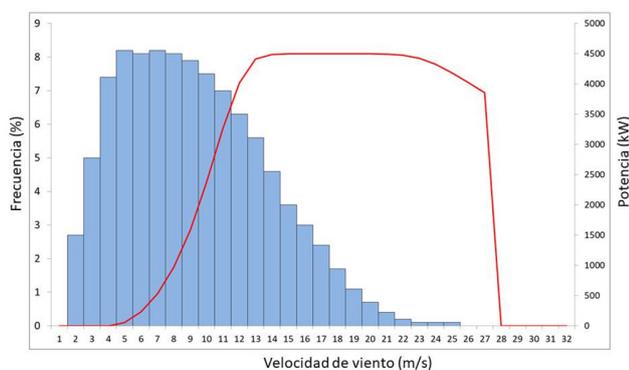
Para los cálculos de pérdida de energía como consecuencia del incremento de la velocidad de arranque, establecimos tres umbrales de velocidad de viento de 4, 5 y 6 m/s. El período de oscuridad diaria en el área de estudio oscila entre 9 y 14 horas en junio y octubre respectivamente. La suma diaria de horas de oscuridad fue 1.350 horas a lo largo de los 153 días y 3.672 horas totales. Esto da como



**Fig. 4** - Distribución en porcentaje de las orientaciones a las que se encontraron los murciélagos respecto a la base del aerogenerador y direcciones predominantes del viento en la zona de estudio según CENER (2021).



**Fig. 5** - Relación entre los murciélagos colisionados encontrados por día y la velocidad media del viento en las noches precedentes (ver métodos para la explicación).



**Fig. 6** - Frecuencia de viento en la zona de estudio y curva de potencia del aerogenerador SG3.3-132 para cada velocidad de viento.

resultado que la oscuridad supone un 36.76% del tiempo. El modelo de aerogenerador SG3.3-132 comienza a producir energía – que no la rotación de las palas - a velocidades de 3 m/s, (Fig. 6). La producción anual de energía de un aerogenerador de este modelo y para las condiciones simuladas es de 13,39 GW. Por tanto, el porcentaje de pérdida anual de producción estimado bajo los umbrales de mitigación propuestos se incrementaría desde los cuatro (pérdida del 0,17%), cinco (0.53%) y hasta los seis m/s (1.20%) con un máximo para los cinco meses de 0,16 GW. Traducido a reducción de la siniestralidad de quirópteros, con las limitaciones por los datos empleados en los cálculos (ver métodos), la siniestralidad se reduciría en un 46-54%.

### Impacto en las aves

Una cuarta parte del total de colisiones (111) fueron aves, principalmente rapaces (25.89%): los cernícalos Común y Primilla *Falco tinnunculus* y *Falco naumanni* con 13 colisiones, siete buitres leonados *Gyps fulvus* y seis Milano negros *Milvus migrans*, un Aguilucho lagunero *Circus aeruginosus*, un Esmerejón *Falco columbarius*. Los Cernícalos primilla colisionaron fuera de los aerogeneradores incluidos en el área crítica para la especie, a finales de verano durante la dispersión pre-migratoria y después de la cosecha del cereal. Los buitres se concentraron en las turbinas alrededor de la explotación de vacas bravas sin un patrón definido, pero relacionados siempre con la presencia de carroña que necesitaba ser retirada. Los alúridos constituyeron el segundo grupo con un 8,92%: Alondra común *Alauda arvensis* (10), Cogujada común *Galerida cristata* (6) y Calandria común *Melanocorypha calandra* (4), concentrándose el 45% en febrero-marzo. Destacan también dos colisiones de grullas comunes *Grus grus* en los dos aerogeneradores más próximos a La Loteta. El resto de colisiones involucraron diferentes grupos como aves de medios acuáticos: gaviotas (3), ánade *Anas platyrhynchos* (1) y pollas de agua *Gallinula chloropus* (2), 16 palomas *Columba sp.* Y *Columba palumbus*, o aves de pequeño tamaño como vencejos *Apus apus*, gorriónes *Passer sp.*, o estorninos *Sturnus sp.*

## DISCUSIÓN

En primer lugar, los mapas de sensibilidad del MITECO (2020a) o la evaluación del valor del territorio para los murciélagos con la aplicación *BioDiv* (UCM), demostraron infravalorar los impactos potenciales en la zona de estudio. A pesar de no realizar seguimiento en abril, solamente la siniestralidad observada sin corrección alguna fue muy elevada. Todas las especies de murciélagos están incluidas en el régimen de protección especial estatal (Boletín Oficial de Estado 2011), clasificadas como de “preocupación menor” en la Lista Roja de la UICN (<https://www.iucnredlist.org> versión 3 de mayo de 2017), y recogidas en el Anexo IV de la Directiva Hábitats (DOCE 1992), referente a la protección estricta de ciertas especies incluso fuera de la Red Natura 2000. De las cuadrículas UTM 10x10 km del Inventario Español de Especies Terrestres del MITECO, un 52% jamás se han muestreado para murciélagos, y en la cuadrícula que afecta al proyecto, 30TXM33 sólo se cita el Murciélago de cueva *Myotis schreibersii* y ninguna de las encontradas en este estudio. Esta información a escala nacional que ahora falta es la que se debería incluir en el

Mapa de Sensibilidad Ambiental preparado por el MITECO. Aunque el impacto cualitativo podría considerarse menor, el impacto cuantitativo no es asumible. La sola categorización de una zona sólo en base a una composición faunística de la que falta información puede revelar grandes sesgos como los encontrados en este estudio incluso para un hábitat humanizado y altamente modificado como la zona de estudio. Ya O'shea et al. (2016) detectaron que los parques eólicos constituyen desde el año 2000 la mayor amenaza para la conservación de los quirópteros. Con la información existente, las dos herramientas actuales consideradas son insuficientes para estudios preoperacionales para los que han sido diseñados.

La proporción de individuos identificados a nivel de especie fue baja, en torno al 20%, pero sólo hemos utilizado los datos confirmados del Centro de Recuperación de La Alfranca dada la dificultad de hacerlo en campo y la necesidad de estudios moleculares (Salguero Pérez et al. 2018). Los murciélagos colisionados pertenecen a las mismas especies encontradas por Alcalde & Sáenz (2004), fisurícolas, propias de espacios abiertos y generalistas, ampliamente distribuidas en Aragón. No obstante, las DIA ya señalaban la importancia de la zona de estos parques para los quirópteros (Boletín Oficial de Aragón 2014, 2018a, 2018b), e incluso requerían un estudio post-construcción de su actividad, pero desconocemos si se está realizando y con qué metodología. La comparación de los datos de colisiones de este estudio, los aportados por el PVA de la consultora, y los registrados en el Centro de Recuperación de la Alfranca muestran diferencias significativas relacionadas con la pérdida de información desde la detección en campo hasta su ingreso en el centro de recuperación, al no trasladarse todos los cadáveres hasta el mismo, quedando en campo descomponiéndose y, por tanto, no siendo contabilizados en la base de datos del Gobierno de Aragón. Esta base de datos debería basarse en la comunicación directa ente el consultor/promotor y el Departamento de Biodiversidad, y no ser el Centro de Recuperación quien compile esa información, que requiere de datos adicionales más allá de la simple identificación.

Podemos concluir que los impactos no se están evaluando correctamente, comenzando por el régimen de visitas de campo en el tiempo (días transcurridos entre visitas). La frecuencia de las visitas debería ser semanal e incluso menor (González et al. 2013, Smallwood 2020 y este estudio). Los períodos utilizados por la empresa y requeridos por la Administración aragonesa, aspecto no considerado en las conclusiones de los informes cuatrimestrales, favorecen la pérdida de información relevante. Además, se subestima la siniestralidad real debido a la tasa de desaparición de cadáveres de menor tamaño, muy inferior a una semana e incluso horas en los murciélagos. No hay un área de búsqueda definida para cada aerogenerador ni se explica en los informes, no analizando el efecto de la diferente visibilidad dentro de dicha área de búsqueda y el tiempo invertido por aerogenerador en la búsqueda se desconoce. Los datos de la consultora refieren a 45 minutos/ae pero un simple cálculo matemático ( $45 \text{ min} \times 11 \text{ Ae} = 8.5 \text{ horas}$  para ambos parques) y la comprobación en campo demuestra que suele ser mucho menor. Los tests de permanencia llevados a cabo sólo se hicieron con carroñas de especies de

mucho mayor tamaño y permanencia en campo que añaden sesgos considerables al no ser propias de la zona de estudio.

El estudio de detectabilidad de la consultora presentó carencias, con demasiados cadáveres por aerogenerador, que pudieron sobresaturar la disponibilidad de presas potenciales y atraer más carroñeros. Además, se realizó en marzo, mes inapropiado para los murciélagos por su menor siniestralidad, y en cambio no se llevó a cabo por ejemplo en agosto. Hubiese sido deseable realizar el test con más cadáveres, pero más separados especialmente en tiempo y espacio, y sobre todo, con un tamaño de carroña pequeño, quirópteros o pequeños paseriformes, que suelen ser el grupo con mayores problemas de detección. Para ello se podrían emplear modelos estadísticos más avanzados, considerando variables como la visibilidad del terreno, que afecta a la detección, o las propias colisiones encontradas durante las vigilancias al ser una muestra más que suficiente para este tipo de test, ver por ejemplo cómo emplear *GenEst* (Simonis et al. 2018) para estas cuestiones. Además ayudarían las facilidades logísticas existentes, como es el tiempo y la distancia de desplazamiento necesarios a la zona de estudio desde Zaragoza. Aunque la mayoría de los murciélagos aparecieron entre junio y octubre, el seguimiento semanal se vería justificado también para las aves, como en el caso de la invernada de grulla común, especie Sensible a la Alteración de su hábitat en Aragón, y presente en el Embalse de la Loteta en gran número. No menos importante es el control del área de búsqueda cuando la altura del cereal impide el trabajo de campo, al menos temporalmente. La falta de diferencias en las distancias a las que localizamos los murciélagos antes y después de la cosecha pudo deberse al tamaño de las plataformas de los dos parques estudiados y que poseen áreas de buena visibilidad. Unido a que estos mamíferos no caerían al suelo muy alejados de la base de las turbinas (Camiña 2012, Sánchez-Navarro et al. 2020) más el escaso desarrollo del cereal por las condiciones climáticas de la zona, disminuiría la posibilidad de que numerosas colisiones pasaran desapercibidas.

Todas las carencias apuntadas influyen en la estima de mortalidad real. Los valores calculados por este estudio entre 460-1837 murciélagos/ae/año (14,3-57,1 MW/año) se encuentran dentro de las mayores mortalidades detectadas a nivel mundial (Arnett et al. 2008). En Canadá los valores más elevados son de 23-24 murciélagos/ae/año (Zimmerling & Francis 2016). En Europa, en Alemania, Black Forest 41 murciélagos/ae/año (Rydell et al. 2010), y en Estados Unidos hasta 69,6 murciélagos/ae/año (Arnett et al. 2008) El principal estimador utilizado por la consultora a lo largo del año (Winkelman 1989) está obsoleto y presenta grandes sesgos (Abad 2012), pero es que la consultora sólo estimó la mortalidad para las aves. Estudios como Smallwood (2020) y referencias en dicho trabajo, sugieren una mayor siniestralidad de quirópteros que aves. Recientemente, se han desarrollado herramientas más potentes, por ejemplo Huso (2011) o Korner-Nievergelt et al. (2011), y *GenEst* (Simonis et al. 2018) considerado en este estudio y el más utilizado en la actualidad en los PVA en el extranjero. Que la mortalidad detectada en este estudio sea cuatro veces la de la consultora, implicaría que al evaluar la Administración el impacto en la fase operacional de estos parques a partir de la información disponible, las conclusiones irían desde

un impacto “bajo o moderado” (Satel 2020a, 2020b, 2020c, 2021) a uno “muy elevado” (este estudio). Faltaría considerar el impacto acumulativo con otros parques muy próximos existentes en la comarca, incluso algunos donde la vigilancia ambiental ha cesado hace tiempo. Por último, y como hemos hecho, es más conveniente considerar a todos los efectos ambos parques como un solo proyecto, elaborando un informe conjunto. Simplificaría trámites, reduciendo el tiempo de revisión, pero sobre todo aportaría información de mayor utilidad desde el punto de vista de la conservación.

No menos importante es la urgente, completa y profunda revisión del protocolo de seguimiento de parques eólicos en Aragón (Gobierno de Aragón-SODEMASA, Inédito). El documento existente es muy antiguo, induciendo a las empresas a caer en las carencias mencionadas. Su revisión debería incorporar el conocimiento de expertos en su desarrollo, por ejemplo, González et al. (2013), guías metodológicas específicas (IFC & BID Invest 2019) en la que alguno de los autores de este trabajo ha colaborado, o literatura científica reciente, ver referencias bibliográficas. En esta línea están las directrices de la Subdirección General de Biodiversidad Terrestre y Marina (MITECO 2020c), documento que revisa buena parte de la bibliografía incluida en este trabajo, pero que al igual que la herramienta de sensibilidad ambiental, no es vinculante para las Comunidades Autónomas. A pesar del tiempo y experiencia acumulada en el seguimiento ambiental de Parques eólicos en España, la situación en Aragón y en otras regiones apenas ha variado, cesando el seguimiento después de unos pocos años, por lo general tres o cinco, sin una justificación técnica demostrada (Camiña 2012). Las administraciones no solicitan, y las consultoras no los incluyen por iniciativa propia, los análisis necesarios que evalúen correctamente los impactos, una tarea que es obligación de tres partes simultáneamente: la Administración que establece los criterios, los promotores y las consultoras, quienes justifican no aplicar las buenas prácticas en energía eólica porque no se lo piden. La ruptura de este bucle es más que urgente y necesaria. Los informes de seguimiento deben revisarse por personal especializado y cualificado en las interacciones entre fauna y energías renovables (IFC & BID Invest 2019), y establecer cambios adaptativos en cada emplazamiento en caso de ser necesario. Las consultoras deben aportar experiencia contrastada en el análisis y robustez de los resultados, y someterse a una mayor formación técnica y control de la realización real de su trabajo. Por último, los PVA deberían contar con los recursos económicos necesarios para su revisión en profundidad por terceras partes (*due diligence*), especialistas que confirmen la validez de las metodologías empleadas, los resultados y sus recomendaciones.

Las DIA de estos parques (Boletín Oficial de Aragón 2018a, 2018b) contemplan adoptar medidas adicionales de protección ambiental en función de la siniestralidad detectada. Con las conclusiones de este estudio es urgente un programa de mitigación que reduzca la siniestralidad de los quirópteros entre junio y octubre. Con las frecuencias de viento de la zona y la producción de energía, consideramos factible como punto de partida, la parada de aerogeneradores y el incremento de su velocidad de arranque a 6 m/s

(*curtailment*) desde una hora antes de anochecer hasta una hora después del amanecer, en línea con lo sugerido por Arnett et al. (2011). Sugerimos en principio un umbral aplicado por igual a todos los aerogeneradores (“*blanket curtailment*” en inglés). Bajo este supuesto, la pérdida teórica de producción estimada es de sólo el 1,20% anual y la reducción de siniestralidad del 54%. A partir de este punto, puede llevarse a cabo un estudio más detallado que implique el desarrollo de un “*smart curtailment*”, ver Hayes et al. (2019) y referencias allí incluidas, un sistema variable en tiempo real en función de varias condiciones ambientales, no sólo la velocidad de viento, y de la actividad de los quirópteros. Este sistema se integraría en el software de control SCADA (Supervisión, Control y Adquisición de Datos). La revisión y análisis periódico de los resultados debería informar a través del manejo adaptativo, de la necesidad de tomar nuevas medidas y la frecuencia de estas hasta mantener la siniestralidad en niveles aceptables (Rodrigues et al. 2015). Se da la paradoja que un mismo desarrollador actúa de diferente manera en diferentes países dependiendo de los requisitos a los que se ve sometido. Medidas como la aquí propuesta funcionan en diversos parques del Mediterráneo o América (pers. obs.), lo que no justifica su no aplicación en nuestro ejemplo por la simple pérdida de energía.

La transición ecológica es necesaria pero no a cualquier precio. Establecer objetivos de MW a cierto número de años vista no debe ser el único criterio a tener en cuenta, sino siguiendo los requisitos, realizando los estudios, y aportando los recursos económicos y humanos necesarios a cada situación. Existen mecanismos para compatibilizar la energía eólica y la conservación de la biodiversidad, pero falta una clara predisposición y sobran justificaciones para no hacerlo (EU technical expert group on sustainable finance 2020). Los estudios previos tienen una duración determinada y muchos de los parques eólicos están planificados con mucho tiempo de antelación, por ejemplo, la DIA del Gobierno de Aragón fechada en 2014 referida a LC y modificada cuatro años después, lo que no es impedimento para completar adecuadamente y con tiempo las carencias de información de cualquier proyecto.

## AGRADECIMIENTOS

Sofía Morcelle aportó detalles de las características de la zona de estudio y su avifauna asociada. José Antonio Domínguez de Amigos de la Tierra apoyó en el diseño y alguno de los seguimientos, revisión de protocolos y solicitud de la información a la Administración Aragonesa. Dos revisores anónimos aportaron muchos pero interesantes comentarios que contribuyeron a la mejora del manuscrito.

## REFERENCIAS

- ABAD, M. (2012). Efecto de los carroñeros en la estimación de la tasa de mortalidad de aves en parques eólicos. Caso de estudio parques eólicos Sierra de la Hez y Préjano, La Rioja. Universidad Complutense de Madrid. Madrid, Spain. Universidad Complutense de Madrid.
- AEE (2018). Asociación Empresarial eólica.

- AEE (2021). Asociación Empresarial eólica. La eólica alcanza los 27.446 MW instalados y supera su aportación al mix de generación en España tras un año de intensa actividad. Febrero 2021.
- AKAIKE, H. (1973, 2-8 September). Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. *II International symposium on information theory*. Tsahkadsor, Armenia, USSR.
- ALCALDE, J. T. & SÁENZ, J. (2004). First data on bat mortality in wind farms of Navarre (northern Iberian peninsula). *Le Rhinolophe*, 17: 1-5.
- AMORIM, F., REBELO, H. & RODRIGUES, L. (2012). Factors influencing bat activity and mortality at a wind farm in the Mediterranean region. *Acta Chiropterol*, 14(2): 439-457. <https://doi.org/10.3161/150811012X661756>
- ARNETT, E. B., BROWN, W. K., ERICKSON, W. P., FIEDLER, J. K., HAMILTON, B. L., HENRY, T. H., JAIN, A., JOHNSON, G. D., KERNS, J., KOFORD, R. R., et al. (2008). Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. *J Wildlife Manage*, 72(1): 61-78. <https://doi.org/10.2193/2007-221>
- ARNETT, E. B., HUSO, M. M., SCHIRMACHER, M. R. & HAYES, J. P. (2011). Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Front Ecol Environ*, 9(4): 209-214. <https://doi.org/10.1890/100103>
- ARNETT, E. B., HEIN, C. D., SCHIRMACHER, M. R., HUSO, M. M. P. & SZEWCZAK, J. M. (2013). Evaluating the effectiveness of an ultrasonic acoustic deterrent for reducing bat fatalities at wind turbines. *Plos One*, 8(6): e65794. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065794>
- ARNETT, E. B., BAERWALD, E. F., MATHEWS, F., RODRIGUES, L., RODRÍGUEZ-DURÁN, A., RYDELL, J., VILLEGAS-PATRACA, R. & VOIGT, C. C. (2015). Impacts of wind energy development on bats: a global perspective. In: *Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world*. ed.: Springer, Cham. eBook, p.295-323. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-25220-9\\_11](https://doi.org/10.1007/978-3-319-25220-9_11)
- BAERWALD, E. F., EDWORTHY, J., HOLDER, M. & BARCLAY, R. M. R. (2009). A large-scale mitigation experiment to reduce bat fatalities at wind energy facilities. *J Wildlife Manage*, 73(7): 1077-1081. <https://doi.org/10.2193/2008-233>
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2021, 11th January). The Soaring Bird Sensitivity Map tool.
- BOLETÍN OFICIAL DE ARAGÓN (2014). Resolución del Instituto Aragonés de Gestión Ambiental por la que se formula la declaración de impacto ambiental del proyecto de parque eólico "Los Cierzos" y su línea eléctrica subterránea de evacuación, ubicado en los términos municipales de Gallur y Magallón (Zaragoza), promovido por Energías Eólicas y Ecológicas 53, S.L. (N.º Expte: INAGA 500201/01/2013/2575). *BOA*, 38 (24/02/2014): 7704-7711.
- BOLETÍN OFICIAL DE ARAGÓN (2018a). Resolución de 10 de enero de 2018, del Instituto Aragonés de Gestión Ambiental, por la que se adopta la decisión de no someter al procedimiento de evaluación de impacto ambiental ordinaria y se emite el Informe de Impacto Ambiental del proyecto de modificación del parque eólico "Los Cierzos", en los términos municipales de Gallur y Magallón (Zaragoza), promovido por Energías Eólicas y Ecológicas 53, S.L. (Número Expte. INAGA/500201/01/2017/08671. *BOA* (25): 05/02/2018.
- BOLETÍN OFICIAL DE ARAGÓN (2018b). Resolución del Instituto Aragonés de Gestión Ambiental de fecha 05 de junio de 2018. Resolución por la que se formula declaración de impacto ambiental del proyecto de Parque Eólico "La Nava", en los términos municipales de Gallur y Magallón (Zaragoza), promovido por 8 metros por segundo, S.L. Número expediente INAGA: 500201/01/2018/01134. *BOA* 145, 25/07/2018: 24454-24468.
- BOLETÍN OFICIAL DEL ESTADO (2006). Ley 27/2006, de 18 de julio, por la que se regulan los derechos de acceso a la información, de participación pública y de acceso a la justicia en materia de medio ambiente (incorpora las Directivas 2003/4/CE y 2003/35/CE). *BOE* (171): 27109-27123.
- BOLETÍN OFICIAL DEL ESTADO (2011). Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. *BOE* (46), de 23 de febrero de 2011.
- BOLETÍN OFICIAL DEL ESTADO (2021). Resolución de 30 de diciembre de 2020, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, por la que se formula la declaración ambiental estratégica del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030. *BOE*, 9: 2681-2741.
- BRADBURY, G., TRINDER, M., FURNESS, B., BANKS, A. N., CALDOW, R. W. G. & HUME, D. (2014). Mapping seabird sensitivity to offshore wind farms. *Plos One*, 9(9): e106366. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0106366>
- BRINKMANN, R., BEHR, O., KORNER-NIEVERGELT, F., MAGES, J., NIERMANN, I. & REICH, M. (2011). Entwicklung von methoden zur untersuchung und reduktion des kollisionsrisikos von fledermäusen an onshore-windenergieanlagen. ed.: Cuvillier Verlag. Göttingen, Germany, 457 pp.
- BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. (2004). Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Social Method Res*, 33(2): 261-304. <https://doi.org/10.1177/0049124104268644>
- CAMIÑA, A. (2012). Bat fatalities at wind farms in northern Spain - Lessons to be learned. *Acta Chiropterol*, 14(1): 205-212. <https://doi.org/10.3161/150811012X654402>
- CARRASCAL, L. M. (2016). Cuantificación del impacto que los tendidos eléctricos propiedad de Red Eléctrica de España en las Islas Orientales Canarias tienen sobre la mortandad de aves. Convenio para la realización de actividades de apoyo tecnológico. Madrid, 114 pp.
- CENER (2021, 1st April). Mapa Eólico Ibérico. Accessed: 01 April 2021.
- CUCÓ, S. (2010). Master Ejecutivo. Gestor de proyectos e instalaciones energéticas. Módulo de Energía Eólica. ed.: Instituto Tecnológico de la Energía. Paterna, Spain, 448 pp.
- DALTHORP, D., MADSEN, L., HUSO, M. M., RABIE, P. A., WOLPERT, R., STUDYVIN, J., SIMONIS, J. & MINTZ, J. (2018). GenEst statistical models - A generalized estimator of mortality. *Techniques and Methods*, 7(A2): 13. <https://doi.org/10.3133/tm7A2>
- DE LA CRUZ SÁNCHEZ, A., MEIJIDE FUENTES, M. & MEIJIDE FUENTES, F. (2020). Nuevas citas e incidencias en parques eólicos de Nótulo pequeño (*Nyctalus leisleri*, Khul 1817), Nótulo mediano (*Nyctalus noctula*, Schreber 1774) y Nótulo grande (*Nyctalus lasiopterus*, Schreber 1780) en la provincia de Soria (España). *JBRC*, 13(1): 12-19. <https://doi.org/10.14709/BarBJ.13.1.2020.03>
- DE LUCAS, M., JANSSE, G. F. E. & FERRER, M. (2007). Birds and wind farms. Risk assessment and mitigation. ed.: Quercus. Madrid, Spain, 275 pp.
- DEPARTMENT OF ENERGY (2019). Energy department awards \$6.8 million in wind energy research 343 projects. Accessed: 2 February 2020.
- DOCE (1992). Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. DOCE núm. 206, de 22 de julio de 1992: 7-50.

- ERICKSON, W. P., JOHNSON, G. D., STRICKLAND, M. D. & KRONNER, K. (2000). Avian and bat mortality associated with the Vansycle wind project, Umatilla County, Oregon. 1999 study year. ed.: Umatilla County Department of Resource Services and Development. Pendleton, Oregon, USA, 25 pp.
- EU TECHNICAL EXPERT GROUP ON SUSTAINABLE FINANCE (2020). Taxonomy report: technical annex. Updated methodology & updated technical screening criteria. 593 pp.
- FERREIRA, D., FREIXO, C., CABRAL, J. A., SANTOS, R. & SANTOS, M. (2015). Do habitat characteristics determine mortality risk for bats at wind farms? Modelling susceptible species activity patterns and anticipating possible mortality events. *Ecol Inform*, 28: 7-18. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.04.001>
- FERRER, M., DE LUCAS, M., JANSS, G. F. E., CASADO, E., MUÑOZ, A. R., BECHARD, M. J. & CALABUIG, C. P. (2011). Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. *J Appl Ecol*, 49(1): 38-46. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02054.x>
- FERRI, V., LOCASCIULLI, O., SOCCINI, C. & FORLIZZI, E. (2011). Post construction monitoring of wind farms: first records of direct impact on bats in Italy. *Hystrix*, 22(1): 199-203. <https://doi.org/10.4404/hystrix-22.1-4525>
- GEORGIAKAKIS, P., KRET, E., CÁRCAMO, B., DOUTAU, B., KAFKALETOUTIEZ, A., VASILAKIS, D. & PAPADATOU, E. (2012). Bat fatalities at wind farms in north-eastern Greece. *Acta Chiropterol*, 14(2): 459-468. <https://doi.org/10.3161/150811012X661765>
- GOBIERNO DE ARAGÓN (2020). Protocolo sobre recogida de cadáveres en Parques eólicos. ed.: Servicio Provincial de Medio Ambiente, Subdirección de Medio Ambiente. Departamento de Agricultura, Ganadería, y Medio Ambiente. Documento Inédito. 3 pp.
- GOBIERNO DE ARAGÓN-SODEMASA (Inédito). Protocolo metodológico propuesto para el seguimiento de la mortalidad de aves y murciélagos en Parques Eólicos. ed.: Gobierno de Aragón-SODEMASA. Documento Inédito. 25 pp.
- GONZÁLEZ, F., ALCALDE, J. T. & IBÁÑEZ, C. (2013). Directrices básicas para el estudio del impacto de instalaciones eólicas sobre poblaciones de murciélagos en España. *Barbastella*, 6 (núm. especial): 1-31.
- HAYES, M. A., HOOTON, L. A., GILLAND, K. L., GRANDGENT, C., SMITH, R. L., LINDSAY, S. R., COLLINS, J. D., SCHUMACHER, S. M., RABIE, P. A., GRUVER, J. C., et al. (2019). A smart curtailment approach for reducing bat fatalities and curtailment time at wind energy facilities. *Ecol Appl*, 29(4): e01881. <https://doi.org/10.1002/eap.1881>
- HUSO, M. M. P. (2011). An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. *Environmetrics*, 22(3): 318-329. <https://doi.org/10.1002/env.1052>
- ICNB (2010). Avaliação do efeito dos parques eólicos sobre os morcegos em Portugal continental (análise dos dados disponíveis em Outubro de 2009). Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade. Unpublished report.
- IFC & BID INVEST (2019). Guía de buenas prácticas para el desarrollo eólico en Argentina: gestión de impactos en aves y murciélagos. ed.: Subsecretaría de energías renovables y eficiencia energética & Ministerio de hacienda, presidencia de la nación. eBook, 87 pp.
- IRENA (2018). Global energy transformation: a roadmap to 2050. International Renewable Energy Agency, Abu Dhabi.
- 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 Biol*, 17(4): 350-363. <https://doi.org/10.2981/10-121>
- KORNER-NIEVERGELT, F., BRINKMANN, R., NIERMANN, I. & BEHR, O. (2013). Estimating bat and bird mortality occurring at wind energy turbines from covariates and carcass searches using mixture models. *Plos One*, 8(7): e67997. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067997>
- KUNZ, T. H., ARNETT, E. B., ERICKSON, W. P., HOAR, A. R., JOHNSON, G. D., LARKIN, R. P., STRICKLAND, M. D., THRESHER, R. W. & TUTTLE, M. D. (2007). Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. *Front Ecol Environ*, 5(6): 315-324. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[315:EIOWED\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[315:EIOWED]2.0.CO;2)
- LEHNERT, L. S., KRAMER-SCHADT, S., SCHÖNBORN, S., LINDECKE, O., NIERMANN, I. & VOIGT, C. C. (2014). Wind farm facilities in Germany kill noctule bats from near and far. *Plos One*, 9(8): e103106. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103106>
- MC GUINNESS, S., MULDOON, C., TIERNEY, N., CUMMINS, S., MURRAY, A., EGAN, S. & CROWE, O. (2015). Bird sensitivity mapping for wind energy developments and associated infrastructure in the republic of Ireland. Guidance Document. ed.: BirdWatch Ireland. Kilcoole, Ireland, 127 pp.
- MILLER, D. L., REXSTAD, E., THOMAS, L., MARSHALL, L. & LAAKE, J. L. (2019). Distance sampling in R. *J Stat Softw*, 89(1): 1-28. <https://doi.org/10.18637/jss.v089.i01>
- MITECO (2020a). Zonificación ambiental para la implantación de energías renovables: eólica y fotovoltaica. Sensibilidad ambiental y clasificación del territorio. Memoria. ed.: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. 65 pp.
- MITECO (2020b). Zonificación ambiental para la implantación de energías renovables: eólica y fotovoltaica. Sensibilidad ambiental y clasificación del territorio. Anexos. ed.: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. 458 pp.
- MITECO (2020c). Propuesta de directrices para la evaluación y corrección de la mortalidad de quirópteros en parques eólicos. ed.: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. 18 pp.
- MUÑOZ, A. -R. & FARFÁN, M. Á. (2020). European free-tailed bat fatalities at wind farms in southern Spain. *Anim Biodiv Conserv*, 43(1): 37-41. <https://doi.org/10.32800/abc.2020.43.0037>
- O'SHEA, T. J., CRYAN, P. M., HAYMAN, D. T., PLOWRIGHT, R. K. & STREICKER, D. G. (2016). Multiple mortality events in bats. *Mammal Rev*, 46(3): 175-190. <https://doi.org/10.1111/mam.12064>
- PESTE, F., PAULA, A., DA SILVA, L. P., BERNARDINO, L., PEREIRA, P., MASCARENHAS, M., COSTA, H., VIEIRA, J., BASTOS, C., FONSECA, C., et al. (2015). How to mitigate impacts of wind farms on bats? A review of potential conservation measures in the European context. *Environ Impact Asses*, 51: 10-22. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.11.001>
- RODRIGUES, L., BACH, L., DUBOURG-SAVAGE, M. J., KARAPANDZA, B., KOVAC, D., KERVYN, T., DEKKER, J., KEPEL, A., BACH, P., COLLINS, J., et al. (2015). Guidelines for consideration of bats in wind farm projects - Revision 2014. Publication Series No6. ed.: UNEP/EUROBATS Secretariat. Bonn, Germany, 133 pp.
- ROSCIONI, F., RUSSO, D., DI FEBBRARO, M., FRATE, L., CARRANZA, M. L. & LOY, A. (2013). Regional-scale modelling of the cumulative impact of wind farms on bats. *Biodivers Conserv*, 22: 1821-1835. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0515-3>

- RYDELL, J., BACH, L., DUBOURG-SAVAGE, M-J, GREEN, M., RODRIGUES, L. & HEDENSTRÖM, A. (2010). Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. *Acta Chiropterol*, 12(2): 261-274. <https://doi.org/10.3161/150811010X537846>
- SALGUERO PÉREZ, M. M., MUÑOZ ARROYO, G. & ROMAN MUÑOZ GALLEGO, A. (2018). Incidencia de los parques eólicos sobre las poblaciones de quirópteros del Campo de Gibraltar. *Almoraima: revista de estudios campogibraltares*, 49: 159-169.
- SÁNCHEZ-NAVARRO, S., RYDELL, J. & IBÁÑEZ, C. (2020). Bat fatalities at wind-farms in the lowland Mediterranean of southern Spain. *Acta Chiropterol*, 21(2): 349-358. <https://doi.org/10.3161/15081109ACC2019.21.2.010>
- SÁNCHEZ, S. & IBÁÑEZ, C. (2011). Aeroecología de murciélagos en parques eólicos: medidas para reducir el impacto en sus poblaciones. Estación Biológica de Doñana.
- SANTOS, H., RODRIGUES, L., JONES, G. & REBELO, H. (2013). Using species distribution modelling to predict bat fatality risk at wind farms. *Biol Conserv*, 157: 178-186. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.017>
- SATEL (2020a). Informe cuatrimestral enero-abril 2020. Vigilancia Ambiental Fase de explotación Parque eólico "Los Cierzos", en los términos municipales de Gallur y Magallón (Zaragoza), promovido por energías eólicas y ecológicas 53 S.L. Junio 2020. Documento Inédito. 47 pp.
- SATEL (2020b). Informe cuatrimestral enero-abril 2020. Vigilancia Ambiental Fase de explotación Parque eólico "La Nava", en los términos municipales de Gallur y Magallón (Zaragoza), promovido por 8 metros por segundo S.L. Junio 2020. Documento Inédito. 45 pp.
- SATEL (2020c). Informe cuatrimestral mayo-agosto 2020. Vigilancia Ambiental Fase de explotación Parque eólico "Los Cierzos", en los términos municipales de Gallur y Magallón (Zaragoza), promovido por energías eólicas y ecológicas 53 S.L. Septiembre 2020. Documento Inédito. 88 pp.
- SATEL (2021). Informe cuatrimestral enero-abril 2021. Vigilancia Ambiental Fase de explotación Parque eólico "La Nava", en los términos municipales de Gallur y Magallón (Zaragoza), promovido por 8 metros por segundo S.L. Septiembre 2020. Documento Inédito. 84 pp.
- SERRANO, D., MARGALIDA, A., PÉREZ-GARCÍA, L. M., JUSTE, J., TRABA, J., VALERA, F., CARRETE, M., AIHARTZA, J., REAL, J., MAÑOSA, S., et al. (2020). Renewables in Spain threaten biodiversity. *Science*, 370(6522): 1282-1283. <https://doi.org/10.1126/science.abf6509>
- SILVA, C., CABRAL, J. A., HUGHES, S. J. & SANTOS, M. (2017). A modelling framework to predict bat activity patterns on wind farms: An outline of possible applications on mountain ridges of North Portugal. *Sci Total Environ*, 581-582: 337-349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.135>
- SIMONIS, J., DALTHORP, D., HUSO, M., MINTZ, J., MADSEN, L., RABIE, P. & STUDYVIN, J. (2018). GenEst (v 0.2.0) software user guide. ed.: U.S. Geological Survey. Reston, Virginia, USA.
- SMALLWOOD, K. S. (2020). USA wind energy-caused bat fatalities increase with shorter fatality search intervals. *Diversity*, 12(3): 98. <https://doi.org/10.3390/d12030098>
- SOLICK, D., PHAM, D., NASMAN, K. & BAY, K. (2020). Bat activity rates do not predict bat fatality rates at wind energy facilities. *Acta Chiropterol*, 22(1): 135-146. <https://doi.org/10.3161/15081109ACC2020.22.1.012>
- STATSOFT INC (2008). STATISTICA (Data Analysis Software System), Release 10.
- VOIGT, C. C., KAISER, K., LOOK, S., SCHARNWEBER, K. & SCHOLZ, C. (2022). Wind turbines without curtailment produce large numbers of bat fatalities throughout their lifetime: a call against ignorance and neglect. *GECCO*, 37: e02149. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02149>
- WELLER, T. J. & BALDWIN, J. A. (2012). Using echolocation monitoring to model bat occupancy and inform mitigations at wind energy facilities. *J Wildlife Manage*, 76(3): 619-631. <https://doi.org/10.1002/jwmg.260>
- WINKELMAN, J. E. (1989). Birds and the wind park near Urk: collision victims and disturbance of ducks, geese, and swans. *RIN Rep*, 89/15.
- ZAGMAJSTER, M., JANCAR, T. & MLAKAR, J. (2007). First records of dead bats (Chiroptera) from wind farms in Croatia. *Nyctalus*, 2-3: 234-237.
- ZIMMERLING, J. R. & FRANCIS, C. M. (2016). Bat mortality due to wind turbines in Canada. *J Wildlife Manage*, 80(8): 1360-1369. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21128>