

Revisión de los planes de vigilancia ambiental y siniestralidad en parques eólicos del País Vasco.

Review of environmental surveillance plans and fatality rates in wind farms in the Basque Country.

Alvaro Camiña-Cardenal^{1*}, Nana Vicente-Illoro¹, Justo Martín-Martín¹



Resumen

Este trabajo estudia el impacto de la siniestralidad de aves y murciélagos en cuatro parques eólicos del País Vasco con una potencial total de 153,3 MW y 153 aerogeneradores. Entre 1999 y 2023 se han registrado, muertos por colisión, 829 aves y 28 quirópteros de 80 y 6 especies, respectivamente. Las especies más afectadas fueron la gaviota patiamarilla *Larus michahellis* Naumann, 1840 (232 colisiones), y el buitre leonado *Gyps fulvus* Hablitzl, 1783 (199 colisiones). De acuerdo al Catálogo de especies protegidas del País Vasco, dos especies están en peligro de extinción, el milano real *Milvus milvus*, L. 1758, y el murciélagos de cueva *Miniopterus schreibersii* Kuhl, 1817, y una es vulnerable, el águila pescadora *Pandion haliaetus* L., 1758. Sin embargo, existen errores de muestreo que precisan de una modificación urgente para ajustar la metodología aplicada a los estándares internacionales de manera que se garantice que los impactos se midan adecuadamente y obtengan unas estimas de siniestralidad más realistas. Los tiempos por aerogenerador, las áreas de búsqueda, los sesgos en la eficiencia del observador y en la permanencia de cadáveres no se ajustan a los estándares, y tampoco se tienen en cuenta las zonas donde no se busca o no se puede muestrear. Es necesario el control por la administración y la elaboración de un protocolo de vigilancia, que permitan una correcta implementación de la jerarquía de mitigación mediante la adecuada evitación, mitigación y compensación de los impactos residuales. Todas las medidas anteriores son de urgente revisión en una época en la que

¹ACRENasl, Consultores Ambientales, Apartado de Correos 339 28220 Majadahonda.

*Correspondencia: acamia@acrenasl.eu
<https://orcid.org/0000-0001-6414-5856>



<https://doi.org/10.21630/mcn.2025.73.07>

se está apostando por el desarrollo de la energía eólica para luchar contra el cambio climático y la conservación de la biodiversidad.

Palabras clave: aerogenerador, aves, colisiones, impacto, monitoreo, quirópteros, renovables.

Abstract

This study analyzes bird and bat fatalities at wind energy facilities in the Basque country. We studied four wind farms which have a total output of 153.3MW and 153 turbines. Between 1999 and 2023, 829 bird and 28 bat fatalities were recorded, involving 80 and 6 species, respectively. The most numerous affected species were the yellow-legged gull, *Larus michahellis* Naumann, 1840 (232 collisions), and the Eurasian griffon vulture *Gyps fulvus* Hablizl, 1783 (199 fatalities). According to the regional endangered species regulations, species found to be at risk of extinction are the red kite *Milvus milvus*, L. 1758, the Schreiber's Bent-wing bat *Miniopterus schreibersii* Kuhl, 1817, and one species was vulnerable: the osprey *Pandion haliaetus* L., 1758. However, there have been monitoring gaps related to wind energy and wildlife interactions that need urgent improvement to ensure that the methods applied followed international standards. Search time per turbine and search plots are poorly defined and surveyed, whilst bias corrections for searcher efficiency and carcass persistence should be implemented according to the best international practices. No searchable and not-searched areas should be accounted for. All these would allow for more realistic fatality estimates, in contrast to those currently recorded, which are weak. There is an overall need for administrative supervision of the consultancy companies and a well-established fatality monitoring protocol. All these should allow a proper mitigation hierarchy, which ensures wind energy development and wildlife protection through avoidance, mitigation, and compensation of residual impacts. These are urgent needs in an era where wind deployment is being pushed forward to fight against climate change and biodiversity conservation.

Key words: bird, fatalities, impact, monitoring, Chiroptera, renewables, turbine.

Laburpena

Lan honek Euskal Autonomia Erkidegoko lau parke eolikotan hegaztien eta saguzarren ezbetarik kopuruaren eraginak aztertzen ditu, denera 153,3 MW-ko indarreko 153 aeroturbina multzoan. 1999 eta 2023 urte bitartean, talken ondorioz, hil dira 80 hegazi espezieetako 829 ale eta 6 kiroptero espezieetako 28 ale. Espezie kaltetuenak izan dira kaio hanka-horia *Larus michahellis* Naumann, 1840 (232 talka) eta sai arrea *Gyps fulvus* Hablizl, 1783 (199 talka). Euskadiko Espezie Babestuen Katalogoaren arabera, galzorian diren bi espezie daude zerrendan: miru gorria *Milvus milvus*, L. 1758, eta Schreiber sagusarra *Miniopterus schreibersii*, 1817; eta bat egoera zaurgarrian dena, arrano arrantzalea *Pandion haliaetus* L., 1758. Hala ere, laginketan badira hutsegite batzuk eta horrek premiazko aldaketa eskatzen du erabilitako metodologia nazioarteko estandarretara egokitzeko, bermatzeko ezen inpaktuak behar bezala neurituko direla eta ezbetarik tasa errealagoak lortuko

direla. Izan ere, ez datoaz estandarrekin bat airesorgailu bakoitzeko denborak, bilaketa eremuak, ezta behatzalearen eraginkortasun alborapenak eta gorpuen iraupenari dagozkionak, edota ez dira kontuan hartzen bilaketarik egin ez den edo laginketarik egin ezin den eremuak. Beharrezkoa da administrazioak kontrola ezartzea eta behaketa protokolo bat egitea, ahalbidetzeo gutxitze-hierarkia bat, albo-ondorioak ekiditeko, arintzeko eta kontentsatzeko. Aurreko neurri guztiak premiaz berrikusi beharrekoak dira, energia eolikoaren garaparen aldeko apustua egiten ari den garai honetan, klima aldaketari aurre egiteko eta biodibertsitateari eusteko.

Gako hitzak: haize-sorgailua, hegaztiak, talkak, inpaktu, monitorizazioa, kiropteroak, berriztagarriak.



Introducción

La crisis climática se ha erigido en el gran reto ambiental del siglo XXI en Europa. La transición hacia energías renovables es clave para reducir la dependencia de los combustibles fósiles, contribuyendo a una reducción significativa de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), ver REPowerEU Plan (Comisión Europea 2022). Entre las renovables, y desde finales de los años 90 hasta diciembre de 2023, la eólica ha instalado en España 30.425 MW, o el equivalente de 1.371 parques eólicos y 22.210 aerogeneradores, ocupando el sexto puesto mundial de países en potencia instalada (AEE, 2024). En 2021 se aprobó el Plan Nacional Integrado de Energía y Clima PNIEC 2021-2030 (BOE, 2021), revisado apenas dos años después (PNIEC 2023-2030), que propone una reducción del 23% respecto a 1990 de las emisiones de GEI para 2030, y una generación eléctrica renovable del 81%. El PNIEC aboga por minimizar la afectación 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, aunque la eólica juega un papel determinante en el PNIEC, no está exenta de impactos a la biodiversidad, siendo las colisiones de vertebrados voladores –aves y quirópteros- el más patente y conocido desde hace tiempo (Sánchez-Navarro *et al.*, 2021, Thaxter *et al.*, 2017, Kunz *et al.*, 2007, Lekuona y Ursúa, 2007, Drewitt y Langston, 2006).

En este contexto, el País Vasco cuenta con sólo cuatro parques operativos (AEE, 2024). El reciente Plan Territorial Sectorial de Energías Renovables (PTS EERR) en Euskadi (Gobierno Vasco-Saitec, 2024) establece la zonificación ambiental del despliegue renovable y la aptitud del territorio, sosteniendo que uno de los principales causantes de la pérdida de la biodiversidad es el cambio climático, y su implantación mejorará hábitats y especies al reducirse los combustibles fósiles. Numerosos estudios demuestran que la lucha contra el cambio climático y la conservación de la biodiversidad no van de la mano a pesar de su interacción (Petorelli *et al.*, 2021, O'Connor *et al.*, 2020), generándose el dilema denominado “green-green” (Voigt *et al.*, 2023), donde pre-

domina la dedicación y recursos ante el cambio climático en detrimento de la biodiversidad, que incluso se ha traspuesto al marco legislativo europeo (Durá-Alemañ *et al.* 2023). En este sentido, el PTS EERR en Euskadi, ha evolucionado desde sus versiones preliminares, reduciendo paulatinamente los riesgos sobre aves y quirópteros, aduciendo el bajo impacto de los parques eólicos (PPEE) en el País Vasco. Para ello, se basa en los resultados de los Planes de Vigilancia Ambiental-PVA (Gobierno Vasco-Ekolur 2021a) y en la aplicación de tecnologías como los sistemas de detección y paradas. Sin embargo, no existe un análisis técnico exhaustivo estatal o internacional que valide ambas cuestiones de manera robusta (Gobierno Vasco-Saitec, 2021, 2023, Gobierno Vasco-Ekolur 2021a, 2021b).

Un PVA tiene como objetivo verificar la magnitud real de las medidas ambientales de un proyecto en todas sus fases, consistentes en evitar, corregir, mitigar, y en caso de no ser posible, compensar los impactos negativos. Cada una de estas definiciones está claramente detallada en la Ley de Administración ambiental de Euskadi (BOPV, 2021) y de modo más general, en la Ley de Evaluación Ambiental (BOE, 2013). Las fases mencionadas y sus pasos consecutivos y no excluyentes, constituyen la denominada jerarquía de mitigación, cuyo objetivo es que no haya una pérdida, o incluso se produzca una ganancia neta de biodiversidad en la implantación de un proyecto determinado (Business and Biodiversity Offsets Programme-BBOP, 2012).

Las interacciones entre energía eólica y fauna constituyen una disciplina dentro del campo de la biología de la conservación (Bulling y Köppel 2016, Soulé y Wilcox, 1980). Sólo mediante una revisión crítica y robusta se puede valorar la magnitud del impacto, y en su caso, corregir métodos o adoptar las medidas y recursos necesarios para su adecuada mitigación. El objeto de este estudio es la revisión metodológica de los PVA y de los resultados en PPEE del País Vasco referentes a su impacto por colisión en aves y quirópteros durante la fase operacional. Estos trabajos son elaborados para los promotores por diferentes consultoras ambientales como requisito de las DIA correspondientes, y deben presentarse periódicamente ante el órgano sustantivo.

Métodos

Descripción de los parques eólicos del País Vasco.

Los cuatro PPEE del País Vasco cuentan con una potencia total instalada de 153,3 MW y 153 aerogeneradores, comenzando sus fases de operación entre 1999 y 2006. La Tabla 1 resume las características y los períodos analizados de cada uno. Elgea-Urkilla, Badaia, y Oiz son típicas instalaciones “onshore” por definición, y el del Puerto de Bilbao, con objeto de diferenciarlo de los anteriores, lo hemos considerado “offshore”, ver su localización en la Figura 1, aunque se sitúa a lo largo de un elemento no natural (espigón) unido a la costa.

| Tipo | Parque eólico | Potencia (MW) | Aeros | Modelos | Long. Pala (m) | Años |
|----------|---------------|---------------|------------|------------------|----------------|-----------|
| Onshore | Badaia | 50 | 30 | Ecotecnica 80 | 40 | 2005-2023 |
| | Elgea-Urkilla | 27 y 32,3 | 40 + 38 | Gamesa G47 y G52 | 23.5/ 26 | 1999-2023 |
| | Oiz | 34 | 30 + 10 | Gamesa G52 y G58 | 26/29 | 2003-2023 |
| Offshore | Puerto Bilbao | 10 | 5 | Gamesa G58 | 29 | 2005-2023 |
| | TOTAL | 153,37 | 153 | | | |

Tabla 1.- Parques eólicos existentes en el País Vasco. Se indica su clasificación en este estudio (onshore/offshore), potencia instalada, número, tipo y características de los aerogeneradores, y periodo en operación.

Table 1.- Existing operational wind farms in the Basque Country and their classification in this study (onshore/offshore), total power output, number and characteristics of the wind turbines and operational time period.

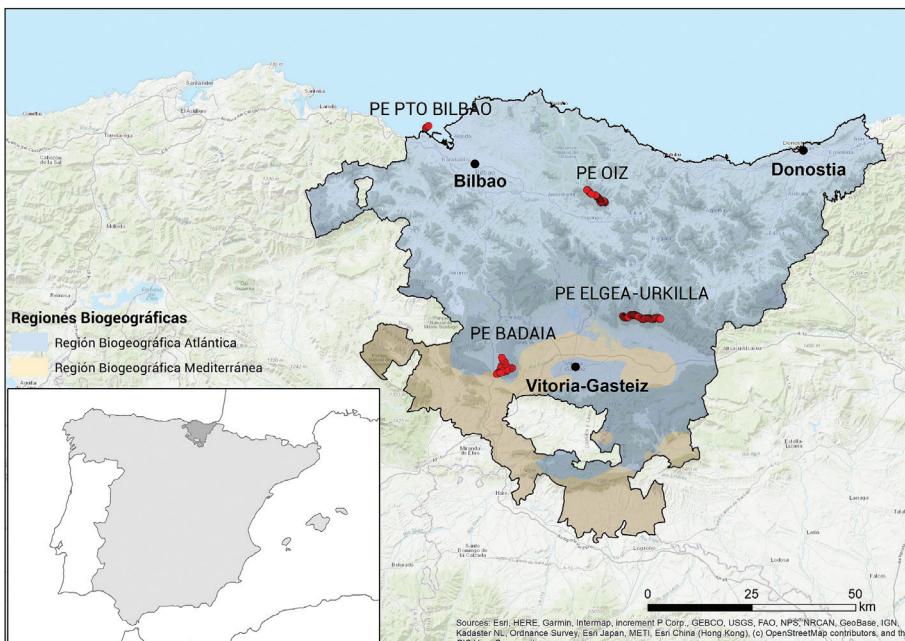


Fig. 1.- Mapa del País Vasco con la localización de los cuatro parques eólicos.

Fig. 1.- Map of the Basque Country showing the location of the four wind farms.

Recogida y procesado de los datos

En primer lugar, se revisaron las Declaraciones de Impacto Ambiental (DIA) de cada uno de los parques, comprobando los condicionados ambientales referidos a la fauna (BOPV, 1998, 2003a, 2003b, y 2004) con objeto de confirmar posteriormente su cumplimiento. A continuación, se procedió a una revisión por pares (peer-review) de los PVA desde sus respectivas entradas en operación hasta 2023, basándonos en metodologías estandarizadas ampliamente aceptadas internacionalmente (Atienza *et al.* 2012; IFC-IDB, 2019; IFC-EBRD-KfW, 2023). El número de informes disponible por parque fue variable, dependiendo de su disponibilidad y accesibilidad. No se pudieron revisar tres informes del Parque Eólico (PE) Badaia (2010, 2013, y 2020) y dos de Oiz (2009 2017), que no estuvieron disponibles, aunque esto no significa necesariamente que las consultoras no los hubieran realizado. Se creó una base de datos de siniestralidad atendiendo a la fecha, especie, parque, aerogenerador y, cuando las hubo, coordenadas. A esta información se sumó la clasificación de las especies por su grado de amenaza, según su inclusión en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre y Marina del País Vasco (BOPV, 2011, 2013, 2022a, 2022b), el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas (BOE, 2011) y las Directivas Aves y Hábitats (DOCE 1992, 2009).

Se calcularon las mortalidades observadas por parque en cinco grupos de especies (buitres, aves grandes, medianas, pequeñas y murciélagos). La categoría de aves grandes la constituyó cualquier especie que no fuera buitre hasta aves del tamaño de un gavilán *Accipiter nisus*, L. 1758 hembra. Las aves medianas incluyeron todas aquellas especies menores que las incluidas en la categoría anterior, tales como palomas *Columba* sp., halcones *Falco* sp., córvidos o Cuculiformes, y las pequeñas, los paseriformes y otras especies similares en tamaño como los vencejos *Apus* sp. Finalmente, los quirópteros se consideraron en un quinto grupo. Se analizaron de manera concreta los patrones mensuales para aquellas especies o grupos con una mayor mortalidad registrada por número de colisiones. Se calculó el área de barrido total de cada parque en metros cuadrados, teniendo en cuenta las ampliaciones respectivas en Oiz y Elgea, y las mortalidades medias y sus correspondientes errores estándar mediante el número de aves del grupo i / (área parque j / 1000), con objeto de estandarizar y comparar los datos a una misma unidad de medida, además de facilitar su presentación frente a otras posibles métricas, el área de barrido permite una mejor comparación entre instalaciones con diferentes tipos y número de aerogeneradores, ver Camiña (2012) y Barclay *et al.* (2007).

Análisis de los datos

Para analizar si los PVA se adecuaban a las metodologías sobre impactos de la energía eólica y fauna, ver por ejemplo Atienza *et al.* (2012) a nivel nacional y, más reciente-

mente, IFC-BID (2019) e IFC-EBRD-KfW (2023) a nivel internacional, se extrajeron de los informes de vigilancia las siguientes variables:

- 1) El número anual de visitas tal y como aparece en las DIA, el calendario e intervalo de días entre las mismas a lo largo de los años de vigilancia, el tiempo invertido en cada una y número de técnicos que las realizaban, asumiendo que la jornada de trabajo era de 8 horas diarias ($60 \times 8 = 480$ minutos) y que la vigilancia comenzaba a la llegada al parque.
- 2) Si se estableció un área de búsqueda mínima, un espaciado de transectos y la anchura concreta de los mismos, el tiempo por aerogenerador, y una velocidad de muestreo adecuada. Como área de búsqueda mínima en este estudio se ha considerado una parcela circular de radio la longitud de la pala del aerogenerador y centrada en el aerogenerador: área búsqueda = longitud pala $i^2 \times \pi$.
- 3) Si se realizaron test de eficiencia del observador y permanencia de cadáveres (incluyendo con qué especies y en qué época/s del año), y si se tuvieron en cuenta zonas de “no búsqueda” y la visibilidad (es decir, zonas donde el relieve, la vegetación densa, o el mar en el Puerto de Bilbao dificultaban o impedían el tránsito y/o capacidad de detección del observador). Con los datos de los informes, se replicaron los test de eficiencia del observador y permanencia de cadáveres mediante el paquete de R GenEst (Simonis *et al.* 2018), que permite estimar las muertes de aves y murciélagos en instalaciones de energía renovable, incluyendo la eólica.
- 4) Si se utilizó un estimador de siniestralidad adecuado.
- 5) Cuál fue la evolución de la mortalidad observada a lo largo del tiempo dependiendo de las clases de tamaño consideradas para aves y quirópteros.
- 6) Si existía un sistema de gestión de cadáveres para las especies amenazadas.

Salvo en el Puerto de Bilbao, donde el personal ha sido siempre el mismo desde su inicio en 2005 hasta 2023, en Elgea-Urkilla, Badaia y Oiz participaron cuatro consultoras diferentes en los siguientes cinco períodos de tiempo: 2000-2008, 2009-2011, 2012-2015, 2016-2019, y 2019-2023. Por este motivo, las comparaciones en el tiempo de las metodologías de los PVA y los resultados de mortalidad, se han dividido en intervalos similares. Debido a la heterogeneidad de los métodos de vigilancia utilizados hasta 2015, ver resultados, los análisis del tiempo por visita y aerogenerador se han limitado a los parques *onshore*, y en los períodos más recientes de 2016-2018 y 2019-2023. En el Puerto de Bilbao no existía limitación de tiempo, aunque sí de área de búsqueda, ver más adelante. El tamaño de muestra varió en los diferentes análisis debido, bien a la falta de los informes, o por no aportarse los datos requeridos en los informes disponibles. Con la intención de utilizar datos representativos de los períodos, parques y consultoras, se utilizaron diferentes estadísticos no paramétricos (test

de la Chi-cuadrado, Kruskal-Wallis), previa evaluación de las muestras y su no adecuación a los requisitos de normalidad (Zuur *et al.*, 2009). Además, se cuantificó el coeficiente de correlación de Pearson para explorar las tendencias temporales. Se revisaron los estimadores de siniestralidad utilizados comparándose en su caso con Abad (2012) y su análisis comparativo de diferentes estimadores de mortalidad (Orloff y Flannery, 1992; Erickson, 2001; y Schoenfeld 2004). Todos los análisis se realizaron con R, versión 3.6.2 (R-Core Team, 2023).

Resultados

Siniestralidad

En total desde su entrada en operación, y a falta de los informes no disponibles, en los cuatro PPEE se han registrado 857 colisiones, 829 aves (96,7%) de 80 especies y 28 quirópteros (3,2%) de 6 especies, Tabla 2. El mayor número correspondió a la gaviota patiamarilla *Larus michahellis* Naumann, 1840, con 232 individuos, seguida del buitre leonado *Gyps fulvus* Hablizl, 1783 con 199; ambas suponen el 52% de las bajas. En los quirópteros destacó el murciélagos enano *Pipistrellus pipistrellus* Schreber, 1774 con 18 (64,2%) de las 28 colisiones en este grupo, ver Tabla 3. A continuación, y por este orden, aparecen la alondra común *Alauda arvensis* Linnaeus, 1758, el zorzal común *Turdus philomelos* Brehm, 1831 y el petirrojo europeo *Erythacus rubecula* L., 1758, con varias decenas cada uno y globalmente un 14,48% de las colisiones, seguidos de una serie de especies habituales en instalaciones de otras zonas peninsulares como el cernícalo vulgar *Falco tinnunculus* L., 1758, mosquiteros, curruca y bisbitas conjuntamente con un 9,17%. El resto estuvo representado por un número inferior, y muchas especies por un solo individuo cada una, de manera que nunca llegaron al 1% del total. Si atendemos al Catálogo Vasco de especies amenazadas, dentro de las especies En Peligro de Extinción, aparecieron cuatro milanos reales *Milvus milvus* L., 1758 y dos tórtolas europeas *Streptopelia turtur* L., 1758, y de las Vulnerables un alimoche común *Neophron percnopterus* L., 1758 y un águila pescadora *Pandion haliaetus* L., 1758. El 58,7% de las aves se incluyeron en el Listado Estatal de Especies en Régimen de Protección Especial, así como todos los murciélagos. Las especies en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas gozan de la misma protección que en el País Vasco, salvo la tórtola europea, que no está protegida estatalmente. Por último, 34 de las especies de aves (42,5%) se incluyeron en algún anexo de la Directiva Aves y todos los murciélagos (100%) en la Directiva Hábitats.

Si excluimos las especies típicamente sedentarias: córvidos, buitres y cernícalos vulgares, busardo ratonero *Buteo buteo* L., 1758, o paseriformes como el gorrión común *Passer domesticus* L., 1758, se observan dos picos de siniestralidad, tanto en número

de especies como en porcentaje de colisiones sobre el total contabilizado, ambos coincidentes con la migración pre- (marzo-abril) y post- (octubre-noviembre) nupcial, ver Figura 1 del material suplementario. Estos cuatro meses concentran el 50,20% de las bajas. Simultáneamente, tras el abandono de las especies transaharianas, aumentaron las colisiones de sedentarias con contingentes invernantes procedentes de latitudes norteñas como el petirrojo europeo y otras puramente invernantes, caso del bisbita pratense *Anthus pratensis* L., 1758 y los zorzales reales *Turdus pilaris* L., 1758 y alirrojo *T. iliacus* L., 1766. Por parques, Elgea-Urkilla y el Puerto de Bilbao por los buitres y gaviotas patiamarillas respectivamente, son los que registraron más colisiones. En cuanto a especies de aves por parque, de nuevo Elgea-Urkilla es donde más se detectaron (53), frente a las 27-32 del resto de parques.

| Parques | Número de Aerogeneradores (A) | Minutos jornada de trabajo | Min/A (B/A) | Área parque en m ² (C) | m ² /min (C/B) | Radio equivalente en m (D) | Tiempo (hr) consultora (2016-2019) 80 x 80 m/A | Tiempo (hr) consultora (2019-2023) 15 min/A | Tiempo (hr) consultora (2019-2023) 20 min/A |
|----------|-------------------------------|----------------------------|-------------|-----------------------------------|---------------------------|----------------------------|--|---|---|
| | | B | | | | | E | F | G |
| EU | 78 | 480 | 6,15 | 170.963,52 | 356,17 | 10,65 | 18,64 | 19,50 | 26,00 |
| Ba | 30 | 480 | 16,00 | 150.796,80 | 314,16 | 10,00 | 7,17 | 7,50 | 10,00 |
| Oi | 40 | 480 | 12,00 | 105.683,42 | 220,17 | 8,37 | 9,56 | 10,00 | 13,33 |
| EU-Ba | 108 | 480 | 4,44 | 321.760,32 | 670,33 | 14,61 | 25,81 | 27,00 | 36,00 |
| EU-Oi | 118 | 480 | 4,07 | 276.646,94 | 576,35 | 13,54 | 28,20 | 29,50 | 39,33 |
| Oi-Ba | 70 | 480 | 6,86 | 256.480,22 | 534,33 | 13,04 | 16,73 | 17,50 | 23,33 |
| Eu-Ba-Oi | 148 | 480 | 3,24 | 427.443,74 | 890,51 | 16,84 | 35,37 | 37,00 | 49,33 |

Tabla 2.- Estimaciones del esfuerzo de muestreo por parque eólico visitado (según se apliquen los PVA a cada parque por separado, combinaciones de dos parques simultáneamente, o los tres parques a la vez) durante el seguimiento de la siniestralidad realizado en la fase operacional: número de aerogeneradores (A), tiempo de la jornada de trabajo (B), minutos por aerogenerador (A/B), área del parque- (C) (área de los aerogeneradores x el número de aerogeneradores de cada modelo), metros cuadrados a monitorizar por minuto (C/B), radio de la circunferencia equivalente a cubrir por minuto (D), y estimas de tiempo necesario para realizar una vigilancia del parque al completo, según las metodologías aportadas en los informes de los parques revisados (E, F, G).

Table 2.- Estimated effort time to perform the post-construction fatality monitoring (PCFM) per wind farm for monitoring one, two or three wind farms combined in the same survey within the same day: number of turbines (A), normal daily schedule (B), minutes per turbine (A/B), wind farm area (C) (rotor swept area X number of each model turbine, sq. meters to monitor per minute (C/B), equivalent circle radius to survey per minute (C/B), and estimated time to perform a full PCFM of the entire wind farm according to the methodologies described in the reports (E, F, and G).

Tabla 3.- Listado de especies, aves y quirópteros, colisionados en los cuatro PPEE del País Vasco 1999-2023. Nombre común y científico, individuos por parque y categoría de protección en el Catálogo Vasco de especies Amenazadas (CVEA), en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESRPE), en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (CCEEA), y en los Anexos de la Directivas Aves y Hábitats (DAVES).

Table 3.- List of fatalities sorted per species at the four wind farms in the Basque Country 1999-2023. Common and scientific names, fatalities per wind farm and threat category in the Basque catalogue of endangered species (CVEA), the Spanish National list of protected and endangered species (CCEEA) and the Annexes of the Bird and habitats Directives (DAVES).

| Nombre Común | Nom. Científico | OIZ | ELGEA-URKILLA | ELABRA | BADAIA | CVEA | CCEEA | DAVES |
|-----------------------|------------------------------|-----|---------------|--------|--------|------|--------|-------|
| AVES | | | | | | | | |
| PELECANIFORMES | | | | | | | | |
| Sulidae | | | | | | | | |
| Alcatraz atlántico | <i>Morus bassanus</i> | | 0 | 4 | 0 | - | LESRPE | |
| ANSERIFORMES | | | | | | | | |
| Anatidae | | | | | | | | |
| Ánade azulón | <i>Anas platyrhynchos</i> | 0 | 3 | 0 | 0 | - | | III |
| Ansar común | <i>Anser anser</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | - | | II |
| FALCONIFORMES | | | | | | | | |
| Pandionidae | | | | | | | | |
| Águila pescadora | <i>Pandion haliaetus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | VU | VU | I |
| Accipitridae | | | | | | | | |
| Gavilán común | <i>Accipiter nisus</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | IE | LESRPE | |
| Buitre leonado | <i>Gyps fulvus</i> | 29 | 139 | 1 | 30 | | LESRPE | I |
| Milano real | <i>Milvus milvus</i> | 1 | 3 | 0 | 0 | PE | PE | I |
| Milano negro | <i>Milvus migrans</i> | 0 | 1 | 0 | 1 | - | LESRPE | I |
| Alimoche común | <i>Neophron percnopterus</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | VU | VU | I |
| Culebrera europea | <i>Circaetus gallicus</i> | 0 | 1 | 0 | 2 | R | LESRPE | I |
| Busardo ratonero | <i>Buteo buteo</i> | 2 | 2 | 0 | 2 | - | LESRPE | |
| Falconidae | | | | | | | | |
| Halcón peregrino | <i>Falco peregrinus</i> | 0 | 0 | 8 | 0 | R | LESRPE | I |
| Cernicalo primilla | <i>Falco naumanni</i> | 0 | 3 | 0 | 0 | - | LESRPE | I |
| Cernicalo vulgar | <i>Falco tinnunculus</i> | 4 | 6 | 0 | 2 | - | LESRPE | I |
| Alcotán europeo | <i>Falco subbuteo</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | R | LESRPE | |

| Nombre Común | Nom. Científico | OIZ | ELGEA-URKILLA | ELABRA | BADAIA | CVEA | CCEEAA | DAVES |
|------------------------|----------------------------|-----|---------------|--------|--------|------|--------|-------|
| AVES | | | | | | | | |
| GALLIFORMES | | | | | | | | |
| Phasianidae | | | | | | | | |
| Perdiz roja | <i>Alectoris rufa</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | - | | |
| GRUIFORMES | | | | | | | | |
| Rallidae | | | | | | | | |
| Rascón europeo | <i>Rallus aquaticus</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | R | | |
| Polluela pintoja | <i>Porzana porzana</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | IE | LESRPE | |
| CHARADRIIFORMES | | | | | | | | |
| Charadriidae | | | | | | | | |
| Avefría europea | <i>Vanellus vanellus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | - | | |
| Scolopacidae | | | | | | | | |
| Andarríos chico | <i>Actitis hypoleuca</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | R | LESRPE | |
| Correlimos gordo | <i>Calidris canutus</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | - | | |
| Chocha perdiz | <i>Scolopax rusticola</i> | 1 | 1 | 1 | 0 | - | | |
| Lariidae | | | | | | | | |
| Gaviota patiamarilla | <i>Larus michahellis</i> | 0 | 0 | 232 | 0 | - | | |
| Gaviota argéntea | <i>Larus argentatus</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | - | | |
| Gaviota tridáctila | <i>Rissa tridactyla</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | - | LESRPE | |
| Gaviota sombría | <i>Larus fuscus</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | IE | | |
| Gavión atlántico | <i>Larus marinus</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | - | LESRPE | |
| Alciidae | | | | | | | | |
| Alca común | <i>Alca torda</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | - | LESRPE | |
| COLUMBIFORMES | | | | | | | | |
| Columbidae | | | | | | | | |
| Paloma torcáz | <i>Columba palumbus</i> | 1 | 4 | 0 | 0 | - | | |
| Paloma bravía | <i>Columba livia</i> | 1 | 0 | 1 | 0 | - | | |
| Tórtola europea | <i>Streptopelia turtur</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | EN | | |
| CUCULIFORMES | | | | | | | | |
| Cuculidae | | | | | | | | |
| Cuco común | <i>Cuculus canorus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | - | LESRPE | |

| Nombre Común | Nom. Científico | OIZ | ELGEA-URKILLA | ELABRA | BADAIA | CVEA | CCEEAA | DAVES |
|----------------------|--------------------------------|-----|---------------|--------|--------|------|--------|-------|
| AVES | | | | | | | | |
| STRIGIFORMES | | | | | | | | |
| Strigidae | | | | | | | | |
| Búho campestre | <i>Asio flammeus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | R | LESRPE | I |
| Autillo europeo | <i>Otus scops</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | - | LESRPE | |
| APODIFORMES | | | | | | | | |
| Apodidae | | | | | | | | |
| Vencejo común | <i>Apus apus</i> | 0 | 10 | 1 | 1 | - | LESRPE | |
| PICIFORMES | | | | | | | | |
| Picidae | | | | | | | | |
| Pito real ibérico | <i>Picus sharpei</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | - | LESRPE | |
| Pico picapinos | <i>Dendrocopos major</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | - | LESRPE | |
| PASSERIFORMES | | | | | | | | |
| Acrocephalidae | | | | | | | | |
| Carricero común | <i>Acrocephalus scirpaceus</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | R | LESRPE | |
| Zarcero común | <i>Hypolais polyglota</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | - | LESRPE | |
| Alaudidae | | | | | | | | |
| Alondra común | <i>Alauda arvensis</i> | 8 | 58 | 0 | 0 | - | | II |
| Alondra totovía | <i>Lullula arborea</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | - | LESRPE | I |
| Hirundinidae | | | | | | | | |
| Avión roquero | <i>Ptyonoprogne rupestris</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | - | LESRPE | |
| Golondrina común | <i>Hirundo rustica</i> | 0 | 0 | 2 | 1 | - | LESRPE | |
| Motacillidae | | | | | | | | |
| Bisbita pratense | <i>Anthus pratensis</i> | 1 | 7 | 1 | 1 | IE | LESRPE | |
| Bisbita arbóreo | <i>Anthus trivialis</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | - | LESRPE | |
| Bisbita alpino | <i>Anthus spinoletta</i> | 2 | 7 | 0 | 1 | - | LESRPE | |
| Lavandera blanca | <i>Motacilla alba</i> | 1 | 2 | 1 | 0 | - | LESRPE | |
| Troglodytidae | | | | | | | | |
| Chochín | <i>Troglodytes troglodytes</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | - | LESRPE | |
| Prunellidae | | | | | | | | |
| Acentor común | <i>Prunella modularis</i> | 1 | 1 | 0 | 1 | - | LESRPE | |

Tabla 3, continuación

| Nombre Común | Nom. Científico | OIZ | ELGEA-URKILLA | EL ABRA | BADAIA | CVEA | CCEEA | DAVES |
|-----------------------|-------------------------------|-----|---------------|---------|--------|------|--------|-------|
| AVES | | | | | | | | |
| Turdidae | | | | | | | | |
| Zorzal común | <i>Turdus philomelos</i> | 2 | 18 | 6 | 3 | - | | II |
| Zorzal charlo | <i>Turdus viscivorus</i> | 4 | 10 | 0 | 3 | - | | II |
| Zorzal alirrojo | <i>Turdus iliacus</i> | 1 | 3 | 0 | 0 | - | | II |
| Zorzal real | <i>Turdus pilaris</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | - | | II |
| Mirlo común | <i>Turdus merula</i> | 1 | 2 | 1 | 7 | - | | |
| Phylloscopidae | | | | | | | | |
| Mosquitero musical | <i>Phylloscopus trochilus</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | R | LESRPE | |
| Mosquitero común | <i>Phylloscopus collybita</i> | 2 | 6 | 6 | 0 | - | LESRPE | |
| Mosquitero ibérico | <i>Phylloscopus ibericus</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | - | LESRPE | |
| Regulidae | | | | | | | | |
| Reyezuelo listado | <i>Regulus ignicapilla</i> | 3 | 5 | 7 | 0 | - | LESRPE | |
| Reyezuelo Sencillo | <i>Regulus regulus</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | IE | LESRPE | |
| Sylviidae | | | | | | | | |
| Curruca capirotada | <i>Curruca atricapilla</i> | 1 | 11 | 4 | 0 | - | LESRPE | |
| Curruca cabecinegra | <i>Curruca melanocephala</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | - | LESRPE | |
| Curruca rabilarga | <i>Curruca undata</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | - | LESRPE | I |
| Muscicapidae | | | | | | | | |
| Papamoscas cerrojillo | <i>Ficedula hypoleuca</i> | 0 | 7 | 2 | 0 | R | | |
| Petirrojo europeo | <i>Erithacus rubecula</i> | 2 | 19 | 2 | 2 | - | LESRPE | |
| Colirrojo tizón | <i>Phoenicurus ochruros</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | - | LESRPE | |
| Ruiseñor común | <i>Luscinia megarhynchos</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | - | LESRPE | |
| Collalba gris | <i>Oenanthe oenanthe</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | - | LESRPE | |
| Paridae | | | | | | | | |
| Carbonero común | <i>Parus major</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | - | LESRPE | |
| Laniidae | | | | | | | | |
| Alcaudón dorsirrojo | <i>Lanius collurio</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | - | LESRPE | I |
| Corvidae | | | | | | | | |
| Corneja negra | <i>Corvus corone</i> | 3 | 6 | 0 | 0 | - | | II |
| Arrendajo | <i>Garrulus glandarius</i> | 0 | 1 | 0 | 1 | - | | II |
| Passeridae | | | | | | | | |
| Gorrión común | <i>Passer domesticus</i> | 0 | 1 | 0 | 1 | - | | |
| Triguero | <i>Miliaria calandra</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | - | | |

| Nombre Común | Nom. Científico | OIZ | ELGEA-URKILLA | EL ABRA | BADAIA | CVEA | CCEEA | DAVES |
|----------------------------|----------------------------------|-----|---------------|---------|--------|------|--------|-------|
| AVES | | | | | | | | |
| Fringillidae | | | | | | | | |
| Pinzón vulgar | <i>Fringilla coelebs</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | - | | |
| Jilguero europeo | <i>Carduelis carduelis</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | - | | |
| Verderón común | <i>Chloris chloris</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | - | | |
| Lúgano | <i>Spinus spinus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | IE | | |
| Pardillo común | <i>Linaria cannabina</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | - | | |
| Sturnidae | | | | | | | | |
| Estornino pinto | <i>Sturnus vulgaris</i> | 1 | 2 | 0 | 1 | - | | II |
| Emberizidae | | | | | | | | |
| Escribano cerillo | <i>Emberiza citrinella</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | - | LESRPE | |
| NO IDENTIFICADOS | | | | | | | | |
| Cernícalo sp. | <i>Falco sp.</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | - | - | |
| Rapaz no ID | | 0 | 0 | 2 | 0 | - | - | |
| Mosquitero no id. | <i>Phylloscopus</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | - | - | |
| Reyezuelo sp. | <i>Regulus sp.</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | - | - | |
| Paseriforme no ID | | 3 | 6 | 2 | 0 | - | - | |
| CHILOPTERA | | | | | | | | |
| Verpestilionidae | | | | | | | | |
| Murciélagos enano | <i>Pipistrellus pipistrellus</i> | 0 | 1 | 14 | 3 | IE | LESRPE | IV |
| Murciélagos de borde claro | <i>Pipistrellus kuhlii</i> | 1 | 0 | 1 | 1 | IE | LESRPE | IV |
| Murciélagos montañeros | <i>Hypsugo savii</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | IE | LESRPE | IV |
| Nóctulo menor | <i>Nyctalus leisleri</i> | 0 | 0 | 1 | 1 | IE | LESRPE | IV |
| Murciélagos de Nathusius | <i>Pipistrellus nathusii</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | IE | LESRPE | IV |
| Miniopteridae | | | | | | | | |
| Murciélagos de cueva | <i>Miniopterus schreibersii</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | EN | VU | |
| NO IDENTIFICADO | | | | | | | | |
| Pipistrellus no ID | <i>Pipistrellus sp.</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | - | - | |

Tabla 3, continuación

La Figura 2 del material suplementario muestra los patrones mensuales del buitre leonado y la gaviota patiamarilla, las especies que registraron una mayor siniestralidad en los parques. Ambas especies mostraron diferencias significativas en el número de aves colisionadas por mes: Chi-cuadrado = 38,14 y $p < 0,001$ para los buitres y Chi-cuadrado = 22,97 y $p < 0,05$ para gaviotas. De la inspección visual de la Figura 2 del material suplementario se concluye que los siniestros de buitres aumentaron de enero a mayo, descendiendo durante el verano, alcanzando el máximo en septiembre, retro-

nando a valores mínimos a final del año. La gaviota por su parte mantuvo valores constantes gran parte del año (Figura 2 del material suplementario), salvo los máximos entre agosto y noviembre. Entre los paseriformes destaca la alondra común, con 43 colisiones, sólo presente en Elgea-Urkilla, y donde el 65,11% de los casos, ocurrieron entre marzo y mayo, coincidentes con la época de reproducción.

Por último, colisionaron seis especies de quirópteros, todas de interés especial en el País Vasco salvo una en peligro, el murciélagos de cueva *Miniopterus schreibersii* Kuhl 1817. Las 28 colisiones se detectaron entre mayo y octubre, con un máximo en septiembre (38,1%). El número total de siniestros fue de apenas dos en Elgea-Urkilla y Oiz y cinco en Badaia, concentrándose las 19 restantes (67,85%), y cuatro de las seis especies, en el Puerto de Bilbao.

Frecuencia y tiempo de las visitas

Como se define en las DIAs y en los Estudios de Impacto Ambiental-EIA de cada parque, en el Puerto de Bilbao se llevaron a cabo 72 visitas anuales, con una periodicidad de diez días entre diciembre-febrero y mayo-julio, aumentando a dos semanales en los períodos de migración. En Badaia, Elgea-Urkilla y Oiz fueron quincenales. La revisión mostró en cambio, una gran heterogeneidad en estos tres últimos parques en cuanto al número de observadores. Hasta 2010 se hicieron búsquedas selectivas en algunos aerogeneradores con un solo observador, y “batidas” con hasta 10 personas en períodos concretos. A partir de 2011 se monitorearon todos los aerogeneradores en cada visita, pero sin especificar el equipo en campo hasta 2015. Cuando se compararon los períodos más recientes 2016-2019 (consultora 1) y 2019-2023 (consultora 2), la media de visitas anuales fue prácticamente quincenal (media = 14,09 días \pm 1,01 SD) con un total de 24,23 \pm 1.48 SD visitas/año en los tres parques. Sin embargo, se observó una heterogeneidad intra-anual creciente en los días transcurridos entre dos visitas consecutivas a lo largo de todos los períodos. Este intervalo en la periodicidad se incrementó o se redujo (desvío de los 15 días establecidos) arbitrariamente, lo que se reflejó en el aumento del coeficiente de variación de la variable “intervalo de días entre visitas” de 2016 a 2023, existiendo una fuerte correlación positiva y significativa con el paso de los años, medida a través del coeficiente de correlación entre la variable y los años, esta última como variable independiente (coeficiente de correlación de Pearson para Elgea-Urkilla $r= 0,96$ $p < 0,001$; Badaia $r= 0,92$ $p < 0,001$; Oiz $r=0,92$ $p <0,01$). Para cumplir con las DIAs, en conjunto los tres parques requieren de la misma consultora 72 visitas al año. Según los calendarios, cada consultora invirtió entre dos y tres días/mes en recorrer 148 aerogeneradores. Entre 2016-2018, en un 10,67% de las visitas ($n=206$) se hizo la vigilancia en dos parques el mismo día. Entre 2019-2023 siempre trabajó una persona en solitario, y sólo en el 1,35% de las 222 visitas participaron dos. Sin embargo, aumentaron al 22,37% las vigilancias que simultanearon dos parques un mismo día con el mismo

técnico; y como caso extremo, en una ocasión en 2023, el mismo técnico visitó los tres parques en el mismo día.

En ningún caso las empresas detallaron el tiempo por aerogenerador o las horas de entrada y salida a los parques. Con la jornada laboral estimada tal y como se describe en la metodología, la Tabla 2 resume los tiempos teóricos según se vigilaran diariamente uno, dos (se muestran las tres combinaciones posibles), o tres parques por día. Los técnicos buscaron bajo los aerogeneradores en espiral (2016-2019) o mediante círculos concéntricos (2019-2023) a intervalos de distancia determinados. El área mínima de búsqueda (una circunferencia centrada en el aerogenerador con radio la longitud de la pala, ver Métodos) que figura en la Tabla 2, se multiplicó por los aerogeneradores con iguales características en cuanto a longitud de la pala, (Tabla 1) obteniendo los metros cuadrados totales a visitar (valor C en la Tabla 2).

Como se consideró que la jornada laboral (B en la Tabla 2) comenzaba al llegar a la subestación del parque, sin incluir el desplazamiento hasta la misma, y que el tiempo de trabajo incluía el dedicado a desplazarse entre aerogeneradores. De la misma Tabla 2 (A/B) se deduce que los observadores sólo podrían invertir entre 4-6 minutos en aquellos días con visitas a dos parques, y entre 6-16 minutos para uno sólo. Además, en los informes se describen dos áreas de búsqueda. En 2016-2019 el área de búsqueda fue un cuadrado de 80 x 80 m con transectos cada 5 metros que, equiparándolo con el área circular considerada en el presente estudio, equivaldría a un radio de 40 metros y $40/5 = 8$ transectos equidistantes. Calculando las longitudes de cada circunferencia, estos ocho transectos suman una distancia total de 1.194 m, que a 5 km/h de velocidad máxima de búsqueda a pie, precisan 14,34 minutos por aerogenerador y sus horas equivalentes (E). En 2019-2023 las áreas de búsqueda fueron circulares, sin especificar la anchura del transecto, pero dedicando un esfuerzo de 15-20 minutos por aerogenerador si el rotor excedía 74 m de diámetro (Badaia) y de 10-15 minutos en el caso de ser inferior (Elgea-Urkilla y Oiz); según esta metodología los tiempos totales en horas equivalentes serían los que se muestran en (F) y (G) en la Tabla 2. El PE del Puerto de Bilbao difiere en cuanto a la aplicación de esta metodología, al limitarse el área de búsqueda al dique de Zierbena. Aquí, el radio de búsqueda fue de 100 m, lo que equivaldría a un área total de 157.080 m². Teniendo en cuenta la anchura del dique (32 m) y que el resto es mar o escollera, resulta un área de búsqueda efectiva de 32.000 m², reduciéndose la superficie real muestreada al 20,37% de la teórica por causas de fuerza mayor.

Sesgos en el esfuerzo de muestreo: anchura del transecto de búsqueda, zonas de no búsqueda, eficiencia del observador y tasa de permanencia

Encontrar una colisión depende de diversas variables. En el Puerto de Bilbao, si los animales caen en el mar son imposibles de detectar al ser arrastrados por la corriente,

por lo que muchas colisiones pasan desapercibidas necesariamente, puesto que estas son áreas de “no búsqueda” donde el observador no puede transitar. Otras circunstancias que afectan a la detectabilidad se deben a la vegetación, caso de Oiz en zonas arboladas, o al terreno inaccesible. Sólo una consultora en 2009-2011 y 2012-2015 cuantificó y describió estas áreas por aerogenerador, pero sin analizar su efecto.

De los tiempos por aerogenerador y las áreas a muestrear por visita de la Tabla 2, pueden obtenerse los metros cuadrados por minuto que abarcaría el observador (C/B): en un minuto, el técnico debería muestrear 220-356 m² por visita diaria a un parque y 534-670 m² en las simultáneas a dos. Trasladándolo a un punto de observación imaginario, el radio mínimo equivalente de una circunferencia con esas superficies sería de entre 8 y 17 metros (D en la Tabla 2), donde se habrían buscado y localizado todas las colisiones producidas. Esto, no concuerda con las metodologías explicadas en los informes.

La Tabla 4 muestra los resultados obtenidos en los experimentos de eficiencia de búsqueda y tasas de permanencia desde el inicio de las vigilancias en los parques del interior. Cada consultora llevó a cabo al menos un experimento el primer año de cada

| Eficiencia | 2000-2008 | 2009-2011 | 2012-2015 | 2016-2018 | 2019-2023 |
|-----------------------------|-----------|--------------------|---|--------------------|-------------------------------|
| Eu | n.d. | 0,35-0,65 | 0,37 - 0,39 | 0,60 | 0,46 |
| Ba | 0,16-0,22 | n.d. | 0,40 | 0,80 | 0,46 |
| Oi | n.d. | n.d. | 0,33 - 0,50 | 0,60 | 0,46 |
| Pu | - | - | - | - | - |
| Este estudio Eu | - | 0,11 - 0,54 | 0,12 - 0,54 | 0,54 - 0,87 | - |
| Este estudio Oi | - | 0,35 - 0,50 | 0,24 - 0,58 | 0,60 | - |
| Permanencia | | | | | |
| Eu | n.d. | 0,41 ¹⁵ | 0,33 ¹⁵ - 0,31 ¹⁵ | 0,20 ¹⁵ | 0,267 ⁷ |
| Ba | n.d. | n.d. | 0,44 ¹⁵ | 0,10 ¹⁵ | 0,267 ⁷ |
| Oi | n.d. | n.d. | 0,37 ¹⁵ - 0,42 ¹⁹ | 0,10 ¹⁵ | 0,267 ⁷ |
| Pu | - | - | - | - | - |
| Este estudio Eu | - | 0,06 ¹⁵ | 0,06 ¹⁵ | 0,06 ¹⁵ | - |
| Este estudio Oi | - | 0,05 ¹⁵ | 0,05 ¹⁵ | 0,08 ¹⁵ | - |
| Estimador de siniestralidad | n.d. | Bevanger (1999) | Bevanger (1999) | Erickson (2001) | Estimador propio ¹ |

Tabla 4.- Resultados de los test de eficiencia del observador y permanencia de acuerdo a la revisión y a los re-análisis realizados (este estudio) para los cuatro períodos de estudio, y estimador de siniestralidad empleado en los informes. Los superíndices se refieren al cálculo de la tasa de permanencia a 15 días, 19 días (en un caso), o 7 días. (Eu: Elgea-Urkilla, Ba: Badaia, Oi: Oiz; n.d.: no disponible).

Table 4.- Results of the searcher efficiency and carcass persistence tests according to the peer-review of the reports for the four study periods and own analyses, and fatality estimator used per period in the reports. Superscripts show carcass persistence at 15 days, 19 (in one case), or 7 days. (Eu: Elgea-Urkilla, Ba: Badaia, Oi: Oiz; n.d.: not available).

período en el que se hicieron cargo del seguimiento. Posteriormente no los repitieron, sino que utilizaron esos datos en años sucesivos. Sin embargo, en 2019 no se realizó ninguno. Aquí, la consultora a cargo de los tres parques del interior manifestó utilizar “*valores promedio de los resultados obtenidos a lo largo del tiempo que llevaban realizando el seguimiento ambiental*”. Como no llevaron a cabo test de 2019 a 2023, se desconoce el origen de estos datos, que además se referían a permanencias ajustadas a una frecuencia semanal. En el Puerto de Bilbao la consultora asumió que encontraba lo presente en cada visita, pero señalando la potencial desaparición de cadáveres por los operarios del parque eólico entre dos visitas sucesivas o debida a la caída al mar tras colisionar.

La Tabla 4 muestra los resultados de los test eficiencia y permanencia de cada parque aportados en los informes. También, los de sus correspondientes réplicas realizadas en el presente estudio con GenEst (solo en los parques en los que había datos para su cálculo, i.e., Elgea-Urkilla y Oiz). En el material suplementario pueden consultarse los análisis completos por parque y período correspondiente. En todos los casos, se trató de muestras pequeñas de 10 a 20 individuos, insuficientes para proporcionar resultados robustos. Los test de eficiencia incluyeron la visibilidad (brezal frente a pastizal) aunque la muestra en uno y otro tipo de terreno no estuvo debidamente balanceada. Los valores de la eficiencia fueron similares cuando no se tenía en cuenta la visibilidad (0,54-0,58 en 2012-2105 y 0,60-0,87 en 2016-2018); pero al incluirla, aquella disminuyó hasta el 0,12-0,24% en 2012-2015. Por otra parte, los test de permanencia no incluyeron la variable visibilidad. Con los mismos datos, y para una frecuencia de visitas quincenal, obtuvimos valores de permanencia más bajos (0,05-0,08) que los obtenidos por las consultoras (valor mínimo de 0,10). En las comparaciones y resultados de la Tabla 4 hay que tener en cuenta que en Elgea-Urkilla utilizaron codornices de granja *Coturnix sp.* (2009-2011) y en Oiz estorninos *Sturnus sp.* (2016-2018) aves de tamaño mediano y pequeño, y los test se hicieron en primavera y en otoño, respectivamente, aunque en ambos casos los resultados fueran similares.

Evolución y estimas de la siniestralidad

La Figura 2 muestra la mortalidad observada a escala de parque comparando los tres parques onshore entre sí. La siniestralidad fue significativamente mayor en Elgea-Urkilla para los buitres ($K-W$ Chi-cuadrado = 9,97, df = 2, $p < 0,01$) y aves pequeñas ($K-W$ Chi-cuadrado = 7,76, df = 2, $p < 0,05$), con diferencias casi significativas en aves medianas ($K-W$ Chi-cuadrado = 5,25, df = 2, $p = 0,07$) pero no para las grandes y los murciélagos, donde la mortalidad media por parque fue prácticamente nula en los tres, Tabla 5. Seguidamente los comparamos con el Puerto de Bilbao, excluyendo buitres y aves grandes debido a que los buitres están presentes, predominantemente, en el interior, y las gaviotas en la costa. En este parque eólico, la siniestralidad media

| | N años | Buitres | SD | A. Grandes | SD | A. Medianas | SD | A. Pequeñas | SD | Murciélagos | SD |
|-----|--------|---------|-------|------------|-------|-------------|-------|-------------|-------|-------------|-------|
| Elu | 24 | 0.034 | 0.026 | 0.003 | 0.004 | 0.007 | 0.007 | 0.046 | 0.045 | 0.000 | 0.002 |
| Ba | 15 | 0.013 | 0.014 | 0.003 | 0.004 | 0.002 | 0.004 | 0.012 | 0.012 | 0.002 | 0.005 |
| Oi | 19 | 0.014 | 0.017 | 0.001 | 0.004 | 0.006 | 0.006 | 0.019 | 0.020 | 0.001 | 0.003 |
| Pu | 17 | 0.002 | 0.008 | 0.498 | 0.149 | 0.029 | 0.042 | 0.075 | 0.059 | 0.035 | 0.038 |

Tabla 5.- Mortalidad media observada por parque en 2000-2023: colisiones/(área parque / 1000) y desviación estándar. N años: número de años revisados. Elu: Elgea-Urkilla, Ba: Badaia, Oi: Oiz y Pu: Pto. de Bilbao.

Table 5.- Average observed fatality rates per wind farm in 2000-2023: fatalities/(wind farm area / 1000) and standard deviation. N: number of years reviewed. Elu: Elgea-Urkilla wind farm, Ba: Badaia, Oi: Oiz and Pu: Puerto de Bilbao.

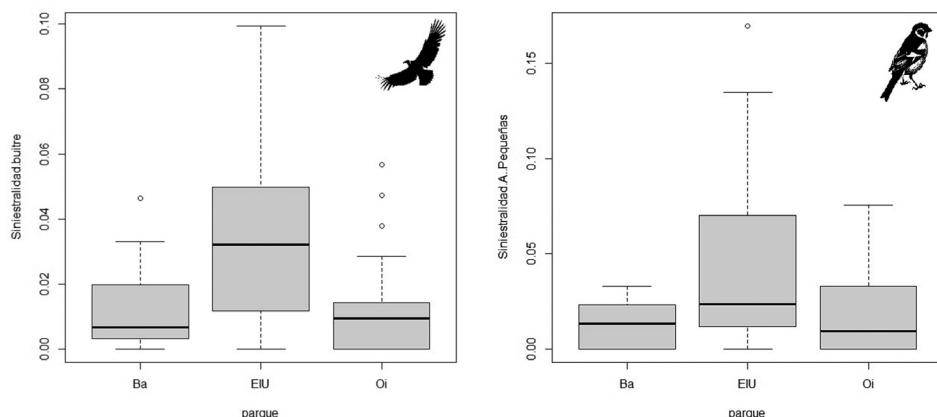


Fig. 2.- Diagrama de caja y bigotes con las mortalidades medias globales observadas para buitres (izda.) y aves pequeñas (derecha) en los PPEE de Badaia (Ba), Elgea-Urkilla (ElU), y Oiz (Oi). Mortalidad calculada como individuos/área de impacto del parque, ver Métodos. La línea negra representa la mediana y la caja los percentiles del 25 y 75 (IQR). Los intervalos presentan la varianza de los datos ($1,5 \times \text{IQR}$). Se muestran también los valores atípicos.

Fig. 2.- Boxplots for the global observed median fatality rates for vultures (left) and small birds (right) for the Badaia (Ba), Elgea-Urkilla (ElU), and Oiz (Oi) wind farms. The black line represents the median and the box the IQR (percentiles 25-75). The whiskers refer to the variance ($1.5 \times \text{IQR}$) and the points to the outliers.

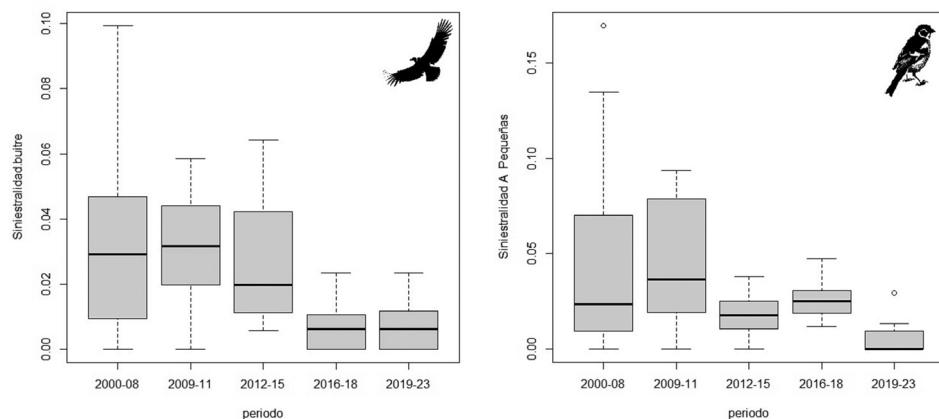


Fig. 3.- Diagrama de caja y bigotes para la tendencia temporal en la mortalidad media observada - cinco períodos - de buitres (izquierda) y aves pequeñas (derecha) para los PPEE de Badaia (Ba), Elgea-Urkilla (ElU), y Oiz (Oi). La línea negra representa la mediana y la caja los percentiles del 25 y 75 (IQR). Los intervalos presentan la varianza de los datos ($1.5 \times \text{IQR}$). Se muestran también los valores atípicos.

Fig. 3.- Boxplots of the observed median fatality rate trends -five periods- for vultures (left) and small birds (right) for the Badaia (Ba), Elgea-Urkilla (ElU), and Oiz (Oi) wind farms. The black line represents the median and the box the IQR (percentiles 25-75). The whiskers refer to the variance ($1.5 \times \text{IQR}$) and the points to the outliers.

fue siempre significativamente mayor en aves medianas ($\text{K-W Chi-cuadrado} = 8,59$, $df = 3$, $p < 0,05$), pequeñas ($\text{K-W Chi-cuadrado} = 14,41$, $df = 3$, $p < 0,01$) y quirópteros ($\text{K-W Chi-cuadrado} = 27,90$, $df = 3$, $p < 0,001$); Tabla 5.

En cuanto a las escalas temporales, en los parques onshore, también existieron diferencias significativas entre períodos para buitres ($\text{K-W Chi-cuadrado} = 17,83$, $df = 4$, $p < 0,01$), y aves pequeñas ($\text{K-W Chi-cuadrado} = 17,86$, $df = 4$, $p < 0,001$), Figura 3; y casi significativa en aves medianas ($\text{K-W Chi-cuadrado} = 8,92$, $df = 4$, $p = 0,06$) pero no para las grandes y los quirópteros (ambos K-W; $p > 0,05$). Por último, y de la tendencia observada en la Figura 3, en el caso del buitre leonado, existió una disminución constante y significativa de la siniestralidad a lo largo del tiempo (coeficiente de correlación de Pearson $r = -0,64$ y $p < 0,05$). Esto no ocurrió ni con las aves grandes, medianas y pequeñas, ni murciélagos. En cambio, en el Puerto de Bilbao no hubo diferencias entre ninguno de los cinco intervalos de años para ninguna de las clases de tamaño de aves y quirópteros consideradas ($\text{K-W} p > 0,05$) ni tendencias a la disminución de la mortalidad a lo largo del tiempo. Si atendemos a las mortalidades medias globales para cada grupo, Tabla 5, en el Puerto de Bilbao, excluyendo buitres y gaviotas, se observa que siempre resultaron valores medios de siniestralidad mucho mayores que en el resto.

Finalmente, debido a los diferentes esfuerzos de muestreo y a los sesgos detallados anteriormente, no se pudieron comparar directamente las estimas de mortalidad de

cada parque/consultora. Los estimadores descritos para estos fines en cada período (Tabla 4), son los que se conocían en cada momento, excepto entre 2019 y 2023, cuando una de las dos consultoras encargadas del PVA estableció uno propio.

Discusión

Este estudio demuestra que el impacto real de la energía eólica en la mortalidad de aves y murciélagos en PPEE del País Vasco se está subestimando debido a que en las vigilancias en campo no se desarrollan de acuerdo con los estándares internacionales para evaluar este tipo de impacto. Esto genera múltiples carencias, algunas apuntadas en Gobierno Vasco-Ekolur (2021). En cuanto a las especies detectadas, si la especie es rara, lo habitual es que también lo sean sus colisiones. Esto afecta particularmente a las aves de pequeño tamaño, y los murciélagos, que son más difíciles de detectar y que tienen una mayor tasa de remoción por carroñeros. Por ello, el listado de especies aportadas en este estudio, puede ser representativo de las especies afectadas por la siniestralidad, pero la relativamente pequeña magnitud de las muertes, no debe llevar a la conclusión de que el impacto sea bajo (Gobierno Vasco-Saitec2024, Gobierno Vasco-Ekolur 2021a). A pesar de existir taxones clasificados en peligro de extinción como el milano real o el murciélagos troglodita, y vulnerables como el alimoche común y el águila pescadora, no pueden inferirse necesidades de mitigación, correctoras o de conservación específicas. Para el resto de aves colisionadas, los patrones de siniestralidad coinciden con la distribución biogeográfica en el País Vasco de las especies afectadas (Arizaga *et al.*, 2023, Gainzarain, 2006, Tellería y Santos, 1982).

Como líneas adicionales de trabajo, los PVA deberían profundizar en las causas de mortalidad de algunas especies, abordando la interacción con otras actividades humanas en el área de influencia de los proyectos durante la fase operacional. Por ejemplo, el mayor número de siniestros en la gaviota patiamarilla en Zierbena (ver material suplementario) se produce entre agosto a noviembre, lo que coincide con el período posterior a la cría (Arizaga *et al.*, 2012) pero, además, la mortalidad podría relacionarse con la interacción parque-actividad pesquera, que favorece el flujo de aves alrededor de las turbinas, aspecto apuntado por R. Garaita (ver informes del Puerto de Bilbao). En esta especie podría haber un efecto a nivel de población de los parques, pues al declive poblacional causado por la clausura de vertederos, se uniría la mortalidad por los aerogeneradores en colonias cercanas (Arizaga *et al.*, 2022, Galarza, 2015). Un segundo caso es el buitre leonado y su interacción con el ganado, especialmente en Elgea-Urkilla. La población nidificante de esta especie en el País Vasco ha aumentado, especialmente en las colonias próximas de Aizkorri (Olano *et al.*, 2024, Del Moral y Molina, 2018a). En buitres, la mortalidad es menor en el invierno, al haber menos ganado en la montaña, y debido a las puestas e incubación, los buitres realizan desplazamientos cortos. A medida que necesitan más alimento para criar el pollo, los

adultos incrementan dichos movimientos, aumentando las colisiones. Con el buen tiempo de fin de primavera y verano se reduciría el riesgo de colisión, debido a las condiciones favorables de vuelo debidas a una mayor temperatura, que propicia la generación de corrientes térmicas. El riesgo volvería a aumentar con el principio del otoño y la migración (Camiña, 2011).

En cuanto a los quirópteros, llama la atención que sólo haya habido 5 colisiones de tres especies en el PE Badaia en 15 años, cuando en zonas inmediatamente adyacentes se han registrado hasta 19 especies (Abascal, 2022, Alcalde *et al.*, 2022). El impacto de la energía eólica en los quirópteros se ha constatado en todo el mundo desde hace mucho tiempo, incluida España (Camiña *et al.*, 2022a, Sánchez-Navarro *et al.*, 2021, Arnett *et al.*, 2011, Kunz *et al.* 2007) y el País Vasco no debería ser la excepción. Además, como una excepción al ser el único parque “offshore”, en el PE Puerto de Bilbao, se podría apuntar la proximidad a la costa de zonas de migración, tal como observan Reusch *et al.* (2022) y True *et al.* (2023) en Alemania y Estados Unidos respectivamente. Los quirópteros hacen uso del mar abierto y la costa en sus migraciones, por lo que se precisan medidas de mitigación similares a la de parques *onshore* (Bach *et al.*, 2022, Brabant *et al.*, 2021).

En cuanto a los PVA, revisada la metodología, y tal y como se realizan actualmente en el País Vasco, cubren un mero trámite legal y no una vigilancia real. A pesar del largo tiempo que los PPEE llevan operativos, existe falta de una vigilancia ambiental y de mecanismos de control adecuados a los estándares internacionales, ver IFC (2023), IDB-IFC (2019).

El esfuerzo dedicado varía dependiendo de los calendarios de visita, los tiempos por parque y aerogenerador. Nuestros resultados ponen de manifiesto que en ningún caso se debieron cumplir los tiempos descritos en la metodología de los PVA, especialmente entre 2016 y 2023. De hacerlo, y por el número de aerogeneradores, solamente el tiempo total de vigilancia en cada parque por separado hubiese supuesto más de una jornada laboral, lo que no se refleja en los calendarios de visita aportados y con el personal dedicado a esta tarea. Sólo visitando Badaia e invirtiendo lo mínimo por aerogenerador, se estaría en el límite con 7,15-7,5 horas de vigilancia por día. La tendencia temporal en la reducción de la mortalidad apuntada por Gobierno Vasco-Ekolur (2021b) no refleja la tendencia real en el número de colisiones, sino que está influida por la consultora a cargo de la vigilancia en los tres parques *onshore*. Las actuales áreas de búsqueda son muy amplias para que un solo técnico las prospete debidamente. A medida que aumenta la distancia entre el observador y un cadáver, especialmente en las aves pequeñas y los quirópteros, la probabilidad de detección es menor, lo que hace que se pasen por alto, y se subestime la mortalidad, cuestión que se infiere de los análisis de este estudio. Las visitas simultáneas a dos instalaciones el mismo día obligan al desplazamiento entre ambas. Entre Badaia y Elgea-Urkilla hay

44 km, entre Badaia y Oiz 86 km, y lo mismo entre Oiz y Elgea-Urkilla, trayectos que consumen alrededor de una hora de conducción, y sin considerar limitaciones como las horas de luz disponibles, especialmente en invierno. A esto se añade realizar los experimentos de eficiencia y permanencia que incluyan un número de días consecutivos, la visibilidad de la vegetación, las áreas donde no es posible buscar, y utilizar muestras suficientes y adecuadas para cada una de las clases de tamaño establecidas (Urquhart *et al.*, 2015). En el caso de aves grandes como águilas, que son territoriales, o los milanos y cigüeñas, que conviven en el territorio en densidades bajas, se traduce en pocas colisiones, con la percepción de no haber impactos significativos cuando realmente lo pueden ser por afectar a la fracción adulta de las poblaciones (Martín *et al.*, 2018). A esto se une la carencia de flujos migratorios relevantes en el País Vasco y los pocos parques actualmente operativos. Todo lo anterior redunda en estimas sesgadas de la siniestralidad. La falta de diferencias significativas en la siniestralidad de Badaia, Oiz y Elgea-Urkilla, no se debería a que no haya colisiones, sino que no se buscan ni detectan, tal como sugieren los resultados del análisis. Al contrario, el PE Puerto de Bilbao, que posee una magnitud de siniestralidad mucho mayor comparada con los parques *onshore*, sólo puede deberse a una mejor vigilancia, incluida la frecuencia de visitas ya que, a pesar de ser un espigón con buena visibilidad, presenta una menor área de búsqueda. Deben utilizarse estimadores contrastados como el de Erickson (2000) cuando la limitación de datos no permita el uso de GenEst (Simonis *et al.* 2018), evitando la introducción de otros métodos de estimación no debidamente contrastados, caso de los parques *onshore* en 2019-2023, que sólo contribuyen aumentar los errores de cálculo (Marques *et al.*, 2018, Abad, 2012).

Los informes tampoco mencionan el monitoreo de las líneas de evacuación, al menos requeridas para Badaia y Oiz (BOPV, 2003, 2004), e imposibles de cubrir de acuerdo con el esfuerzo de seguimiento estimado en este trabajo; desconocemos si el requisito se ha modificado con posterioridad a las DIA. Ambas líneas se citan exclusivamente en los informes de 2012-15, en Badaia sin aportar información de muestreos ni resultados, y en Oiz para justificar su inaccesibilidad (zona de “no búsqueda”) por la fuerte pendiente.

La consideración de metodologías robustas y actualizadas es indispensable para una evaluación adecuada del impacto de la mortalidad. Su comprensión profunda es esencial para la instalación de nuevos parques, ver el PTS EERR (Gobierno Vasco-Saitec, 2024b). Desde la Administración hay una falta de control real y efectivo del trabajo de las consultoras, tanto en campo como de los informes. Esto sucede también en otras regiones (Camiña *et al.*, 2022a, Sánchez-Navarro *et al.*, 2021, Camiña, 2012) lo que no es óbice para que la administración del País Vasco, mediante el conocimiento científico adquirido y la experiencia de las vigilancias en otros territorios, incorpore modificaciones de oficio en la metodología de seguimiento, incrementando y contro-

lando el número mínimo de personas o los tiempos por aerogenerador. Las propias DIA de los parques aquí estudiados (BOPV, 1998, 2003a, 2003b, y 2004), o la Ley de Evaluación Ambiental (BOE, 2013) incluyen legalmente la posibilidad de modificar los PVA en sus condicionados ambientales en función de los resultados obtenidos previamente. Revisiones como la aquí realizada han contribuido a la protección de los quirópteros mediante limitación de la velocidad de arranque de los aerogeneradores, o a mejoras en los protocolos de recogida y almacenamiento de las especies protegidas en Aragón (Camiña *et al.*, 2022b, Gobierno de Aragón, 2022). Es indispensable que la Administración vasca elabore un protocolo de vigilancia estandarizado y detallado, con objetivos medibles, asesorado por expertos y basado en los conocimientos ya existentes en esta materia. Debe revisarse con cuidado la bibliografía existente, evitando caer recurrentemente en aspectos que se ha demostrado ya que no funcionan. Por ejemplo, en Gobierno Vasco-Saitec (2024) se recomienda seguir a Atienza *et al.* (2012) en el caso concreto de los veinte minutos de búsqueda por turbina que, con los aerogeneradores existentes en el mercado, es un tiempo claramente insuficiente. Al menos para los requisitos ambientales, deberían eliminarse definiciones arbitrarias de lo que se considera un parque eólico de “pequeña” o “gran escala” (Gobierno Vasco-Saitec, 2024) que no tienen sentido a la hora de valorar impactos en aves y murciélagos. El PE Puerto de Bilbao, de apenas cinco máquinas y 10MW, considerado de “pequeña escala”, estaría causando el mismo o mayor impacto que otros como Elgea-Urkilla de “gran escala”, sólo por constar por definición con más de cinco turbinas y más de 30 MW de potencia instalada.

Por último, debe considerarse a corto plazo la repotenciación de los parques existentes y la implicación que los resultados de los PVA aquí revisados pueden tener en la estimación de su impacto futuro. Oiz, Elgea-Urkilla y Badaia están cercanos al fin de su vida útil (Gobierno Vasco-Saitec, 2024). De los estudios realizados hasta la fecha por Garvin *et al.* (2024) y Ceballos (2024) se desprende que el aumento del tamaño de los aerogeneradores llevaría aparejado un aumento de la siniestralidad, debido al incremento de las áreas de barido totales en contra de lo apuntado por Gobierno Vasco-Ekoulur (2021). Según el PTR EERR 2024 (Gobierno Vasco-Saitec, 2024), este aumento sería de entre 1,5 y 2,8 veces la situación actual, a pesar de la reducción en el número de aerogeneradores (de 148 a 67) y al aumento de la distancia entre los mismos. Como hemos visto, el problema radica en el protocolo de búsqueda, especialmente en el tiempo invertido por aerogenerador como variable determinante. De no diseñarse e implementarse los PVA adecuadamente se seguirían obteniendo datos e interpretaciones sesgadas.

Globalmente, tanto las consultoras como la Administración, necesitan de equipos dimensionados y con conocimientos adecuados, tanto en campo como de gabinete. A partir de la aplicación del protocolo de vigilancia y de la revisión independiente de los resultados, deben obtenerse conclusiones robustas y tomar decisiones de acuerdo

con el promotor que, mediante un manejo adaptativo, compatibilicen la inversión de manera eficiente, a la vez que salvaguarden los valores de biodiversidad mediante los recursos adecuados.

Agradecimientos

A la Editora asociada de Munibe, y a dos revisores anónimos por las sugerencias y aportaciones que han contribuido a mejorar sustancialmente el manuscrito. El trabajo ha sido financiado por los autores, sin financiación externa.

Material Suplementario – Anexos:

https://www.aranzadi.eus/fileadmin/docs/Munibe/mcn.2025.73.07_anexo.pdf



Bibliografía

- 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. TFM Biología de la Conservación. Universidad Complutense de Madrid.
- Abascal, G. (Coord.), 2022. Colonias y principales refugios de quirópteros de la Zona Especial Conservación de Arkamo-Gibijo-Arrastaria y localidades adyacentes. Asociación Salvaguarda Elkartea. Gobierno Vasco.
- AEE, 2024. Estudio macroeconómico del Impacto del Sector Eólico en España 2023. Asociación Empresarial Eólica, Madrid.
- Aihartza, J., Garin, I., 2002. Distribución de los murciélagos de los géneros *Pipistrellus*, *Hypsugo* y *Eptesicus* (Mammalia, Chiroptera) en el País Vasco Occidental. Munibe Cienc. nat. 53, 229-244.
- Alcalde, J. T., Martínez, I., Górriz, L., 2022. Análisis de la comunidad de quirópteros de la zona de especial conservación del río Zadorra en el tramo perteneciente al del municipio de Vitoria-Gasteiz. Unidad de Anillo Verde y Biodiversidad Departamento de Territorio y Acción por el Clima. Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz.
- Alcalde, J. T., Luengo, A., Etxaniz, M., Azpeitia, N., Ruiz de Azua, E., Martínez, I., 2019. Presencia regular del murciélagos de *Nathusius*, *Pipistrellus nathusii* (Keyserling & Blasius, 1839) en la costa cantábrica. Munibe, Cienc. nat. 67, 123-132.

Arizaga, J., Laso, M., Rodríguez-Pérez, J., Aizpurua, O., García-Serna, I., González, H., Olano, M., Webster, B., Belamendia, G., Zuberogoitia, I., Carrascal, L. M., 2023. Euskadi. Hegazti habiagileen Atlasa / Atlas de aves nidificantes. Aranzadi Zientzia Elkartea, Donostia.

Arizaga, J., Galarza, A., Delgado, S., Zorrozua, N., Aldalur, A., Carazo, O., Zubiaur, J., 2022. Declive de la población reproductora de gaviota patiamarilla *Larus michahellis* en la costa vasca (Cantábrico oriental) durante el periodo 2000-2021. *Munibe, Cienc. nat.* 70, 7-19.

Arizaga, J., Galarza, A., Herrero, A., Hidalgo, J., Aldalur, A., 2009. Distribución y tamaño de la población de la Gaviota Patiamarilla *Larus michahellis lusitanus* en el País Vasco: tres décadas de estudio. *Revista Catalana d'Ornitología* 25, 32-42.

Arnett, E. B., Huso, M. M. P., Schirmacher, M. R., Hayes, J. P., 2011. Altering turbine speed reduces bat fatalities at wind-energy facilities. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9, 209-214. <https://doi.org/10.1890/100103>.

Atienza, J. C., Fierro, I. M., Infante, O., Valls, J., Domínguez, J., 2011. Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (versión 3.0). SEO/BirdLife, Madrid.

Bach, P., Voigt, C. C., Götsche, M., Bach, L., Brust, V., Hill, R., Hüppop, O., Lagerveld, S., Schmaljohann, H., Seebens- Hoyer, A., 2022. Offshore and coastline migration of radio-tagged *Nathusius'* pipistrelles. *Conservation Science and Practice* 4(10), e12783. <https://doi.org/10.1111/csp2.12783>

Barclay, R. M. R., Baerwald, E. F., Gruver, J. C., 2007. Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Can. J. Zool.* 85, 381-387.

BOE, 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 Ameazadas. BOE n. 46, de 23/02/2011.

BOE, 2013. Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental. BOE n. 296, de 11/12/2013. <https://www.boe.es/eli/es/l/2013/12/09/21/con>

BOE, 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 n. 9, 2681-2741.

Boletín Oficial de Aragón, 2022. RESOLUCIÓN de 18 de mayo de 2022, del Instituto Aragonés de Gestión Ambiental, por la que se modifica la declaración de impacto ambiental formulada con fecha 27 de julio de 2018, del Instituto Aragonés de Gestión Ambiental, por la que se formula la declaración de impacto ambiental del proyecto de parque eólico "Tinajeros" de 20,7 MW en los términos municipales de Agón, Bisimbre y Magallón (Zaragoza), promovido por Saggita Ventum, SL. (Número de Expediente: INAGA 500201/01A/2018/01765), n. 2016, 8 de noviembre de 2022, 41239-41245.

BOPV, 1998. RESOLUCIÓN de 1 de julio de 1998, de la Viceconsejera de Medio Ambiente, por la que se formula la Declaración de Impacto Ambiental del «Proyecto del Parque Eólico de Elgea». BOPV n. 144 viernes 31 de julio de 1998, 14353-14362.

BOPV, 2003a. RESOLUCIÓN de 16 de abril de 2003, del Viceconsejero de Medio Ambiente, por la que se formula la Declaración de Impacto Ambiental del Proyecto de Parque eólico de Elgea- Urkilla, en los términos municipales de Oñati (Territorio Histórico de Gipuzkoa) y San Millán y Barrundia (Territorio Histórico de Álava). BOPV n. 103 miércoles 28 de mayo de 2003, 9696-9709.

BOPV, 2003b. RESOLUCIÓN de 8 de mayo de 2003, del Viceconsejero de Medio Ambiente, por la que se formula la Declaración de Impacto Ambiental del Proyecto de Parque eólico de Oiz, en los términos municipales de Mallabia y Berriz. BOPV - 23 de junio de 2003, 11935-11946.

BOPV, 2004a. RESOLUCIÓN de 4 de mayo de 2004, del Viceconsejero de Medio Ambiente, por la que se formula la Declaración de Impacto Ambiental del Proyecto de parque eólico de Badaia, en los términos municipales de Ribera Alta, Iruña de Oca y Kuartango. BOPV n. 132 martes 13 de julio de 2004, 13649-13662.

BOPV, 2004b. RESOLUCIÓN de 16 de julio de 2004, del Viceconsejero de Medio Ambiente, por la que se formula la Declaración de Impacto Ambiental del Proyecto de parque eólico denominado «Parque de energías renovables del Puerto de Bilbao», promovido por Guascor Renovables, S.A. en el término municipal de Zierbena. BOPV - martes 26 de octubre de 2004, 19315-19323.

BOPV, 2011. ORDEN de 10 de enero de 2011, de la Consejera de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca, por la que se modifica el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre y Marina, y se aprueba el texto único. BOPV n. 37- miércoles 23 de febrero de 2011.

BOPV, 2013. ORDEN de 18 de junio de 2013, de la Consejera de Medio Ambiente y Política Territorial, por la que se modifica el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre y Marina. BOPV n. 28, viernes 5 de julio de 2013.

BOPV, 2021. LEY 10/2021, de 9 de diciembre, de Administración Ambiental de Euskadi. BOPV n. 262, 31 de diciembre de 2021.

BOPV, 2022a. ORDEN de 3 de marzo de 2022, de la Consejera de Desarrollo Económico, Sostenibilidad y Medio Ambiente, por la que se actualiza el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre y Marina, en lo relativo a varias especies de fauna. BOPV n. 54, miércoles 16 de marzo de 2022.

BOPV, 2022b. ORDEN de 24 de mayo de 2022, de la Consejera de Desarrollo Económico, Sostenibilidad y Medio Ambiente, por la que se modifica el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre y Marina, y se incluye a la tórtola europea (*Streptotelia turtur*) en la categoría de especie «en peligro de extinción». BOPV n. 113, lunes 13 de junio de 2022.

BOPV, 2024. ORDEN de 26 de noviembre de 2024, del Consejero de Industria, Transición Energética y Sostenibilidad, por la que se actualiza y aprueba el Listado Vasco de Tecnologías Limpias.

Brabant, R., Laurent, Y., Jonge Poerink, B., Degraer, S., 2021. The Relation between Migratory Activity of Pipistrellus Bats at Sea and Weather Conditions Offers Possibilities to Reduce Offshore Wind Farm Effects. *Animals* 11, 3457. <https://doi.org/10.3390/ani11123457>

- Bulling, L., Köppel., 2016. Exploring the trade- offs between wind energy and biodiversity conservation. In: Geneletti, D. (Ed.), *Handbook on Biodiversity and Ecosystem Services in Impact Assessment*, 2990-320 . Edward Elgar Publishing Limited, Londres.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP), 2012. Standard on Biodiversity Offsets. <http://bbop.forest-trends.org/guidelines/Standard.pdf>
- Camiña, A., 2011. The effect of wind farms on vultures in northern Spain – fatalities behavior and correction measures. In: May, R., Bevanger, K. (eds.), *Proceedings Conference on Wind energy and Wildlife impacts*, 2-5 May 2011, Trondheim, Norway.
- Camiña, A., 2012. Bat fatalities in Northern Spain, lessons to be learned. *Acta Chiropterologica* 14(1), 205-212. <https://doi.org/10.3161/150811012X654402>
- Camiña, A., Pinzolas, J.A., Ibáñez, M. I., Vicente, N., García-Albi, H., 2022a. Impacto en los quirópteros de dos parques eólicos en el Valle del Ebro (Zaragoza) y propuesta de mitigación. *Journal of Bat Research and Conservation*. <https://doi.org/10.14709/BarbJ.15.1.2022.03>
- Camiña, A., Pinzolas, J.A., Ibáñez, M. I., Vicente, N., García-Albi, H., 2022b. Addendum: Camiña, A... (2022) Impacto en los quirópteros de dos parques eólicos en el Valle del Ebro (Zaragoza) y propuesta de mitigación. *Journal of Bat Research and Conservation*. <https://doi.org/10.14709/BarbJ.15.1.2022.11>
- Ceballos, P., 2024. Estudio de la siniestralidad observada de aves y quirópteros en parques eólicos de la provincia de Soria. TFM Universidad Complutense de Madrid. Curso 2023-2024. Facultad de Ciencias Biológicas.
- Comisión Europea, 2022. Comunicación de la comisión al Parlamento Europeo, al Consejo Europeo, al Consejo, al Comité económico y social europeo y al Comité europeo de las regiones Plan REPowerEU. Bruselas.
- Del Moral, J. C. (Ed.), 2009. El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo. SEO/BirdLife, Madrid.
- Del Moral, J. C., Molina, B., 2018a. El buitre leonado en España, población reproductora en 2018 y método de censo. SEO/BirdLife, Madrid.
- Del Moral, J. C. y Molina, B. (Eds.), 2018b. El alimoche común en España, población reproductora en 2018 y método de censo. SEO/BirdLife, Madrid.
- 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 n. 206, de 22 de julio de 1992, 7-50.
- DOCE, 2009. Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres. DOUE n. 20, de 26 de enero de 2010, DOUE-L-2010-80052.
- Drewitt, A. L., Langston, R. H. 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148, 29-42. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00516.x>
- Durá-Alemañ, C. J., Moleón, M., Pérez García, J. M., Serrano, D., Sánchez-Zapata, J.A., 2023. Climate change and energy crisis drive an unprecedented EU environmental law regression. *Conservation letters* <https://doi.org/10.1111/conl.12958>

Erickson, W.P., Johnson, G. D., Strickland, M. D., Young, D. P., Sernka, K. J., Good, R. E., 2001. Avian collisions with wind turbines: a summary of existing studies and comparisons to other sources of avian collision mortality in the United States. National Wind Coordinating Committee.

Gainzarain, J. A., 2006. Atlas de las aves invernantes en Álava (2002-2005). Diputación Foral de Álava, Vitoria-Gasteiz.

Galarza, A., 2015. ¿Está disminuyendo la población de gaviota patiamarilla cantábrica *Larus michahellis lusitanus* Naumann, 1840? Censo 2013/2014 de Bizkaia (País Vasco). Munibe, Cienc. nat. 63, 135-143.

Garvin, J. C., Simonis, J. L., Taylor J.E., 2024. Does size matter? Investigation of the effect of wind turbine size on bird and bat mortality. Biological Conservation. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110474>

Gobierno Vasco-Ekolur, 2021a. ANEXO I Programas de vigilancia ambiental de los parques eólicos de la CAPV. Informe para la Dirección de Patrimonio Natural y Cambio Climático. Departamento de Desarrollo económico, Sostenibilidad y Medio Ambiente Gobierno Vasco.

Gobierno Vasco-Ekolur, 2021b. Contenido de los estudios de impacto ambiental de los parques eólicos. Dirección de Patrimonio Natural y Cambio Climático. Departamento de Desarrollo Económico, Sostenibilidad y Medio Ambiente, Gobierno Vasco.

Gobierno Vasco-Saitec, 2021. Plan territorial sectorial de las energías renovables en Euskadi (PTS EERR) documento inicial estratégico Documento I: Memoria, Octubre 2021. <https://www.euskadi.eus/proceso-para-la-elaboracion-del-plan-territorial-sectorial-de-las-energias-renovables-en-euskadi/web01-a2energi/es/>

Gobierno Vasco-Saitec, 2023. Plan territorial sectorial de energías renovables en Euskadi documento para aprobación inicial. Estudio Ambiental Estratégico, Octubre 2023. <https://www.euskadi.eus/proceso-para-la-elaboracion-del-plan-territorial-sectorial-de-las-energias-renovables-en-euskadi/web01-a2energi/es/>

Gobierno Vasco-Saitec, 2024. Plan Territorial Sectorial de energías renovables en Euskadi. Documento para aprobación provisional. Departamento de Industria, Transición Energética y Sostenibilidad. Gobierno Vasco. <https://www.euskadi.eus/proceso-para-la-elaboracion-del-plan-territorial-sectorial-de-las-energias-renovables-en-euskadi/web01-a2energi/es/>

IFC-EBRD-KfW, 2023. Post-Construction Bird and Bat Fatality Monitoring for Onshore Wind Energy Facilities in Emerging Markets Countries - Good Practice Handbook and Decision Support Tool (English). Washington, D.C.: World Bank Group. Available from: <https://documents.worldbank.org/curated/en/099646309222331631/IDU05e0083df0f09e0404d0862c028de9dc910c>

IFC-IDB, 2019. Good Practice Guidelines for the Wind Energy Sector in Argentina: Management of Impacts on Birds and Bats. 87 pp. Available from: https://www.ifc.org/wps/wcm/connect/topics_ext_content/ifc_external_corporate_site/sustainability-at-ifc/publications/publications_handbook_guiadebuenaspracticas

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, 315–324.

- Lekuona, J. M., Ursúa C., 2007. Avian mortality in wind power plants of Navarra (Northern Spain). In: Birds and Wind Farms. Lucas, M.D., Janss, G., Ferrer, M. (Eds), Risk Assessment and Mitigation, 177-192. Quercus, Madrid.
- Marques, J., Rodrigues, L., Silva, M. J., Santos, J., Bispo, R., Bernardino, J., 2018. Estimating bird and bat fatality at wind farms: From formula-based methods to models to assess impact significance. Biodiversity and Wind Farms in Portugal: Current knowledge and insights for an integrated impact assessment process, 151-204.
- Martín, B., Perez-Bacalu, C., Onrubia, A., De Lucas, M., Ferrer, M., 2018. Impact of wind farms on soaring bird populations at a migratory bottleneck. Eur. J. Wildl. Res. 64, 33. <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1192-z>
- O'Connor, B., Bojinskib, S., Rööslid, C., Schaeppman, M. E., 2020. Monitoring global changes in biodiversity and climate essential as ecological crisis intensifies. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.101033>
- Olano, M., Aierbe, T., Ugarte, J., Vázquez, J., Lekuona, A., Arizaga, J., 2024. Actualización sobre la distribución y tamaño poblacional del buitre leonado *Gyps fulvus* en Gipuzkoa: censo de 2023. Munibe, Cienc. nat. 72, 95-110.
- Orloff, S., Flannery, F., 1992. Wind turbine effects on avian activity, habitat use and mortality in Altamont Pass and Solano County wind resource areas, 1989-1991, para BioSystems Analysis, Inc. Tiburon (California).
- Osborn R. G., Higgins K. F., Dieter C. D., Usgaard R. E. 1996. Bat collisions with wind turbines in southwestern Minnesota. Bat Res News 37, 105–08.
- Pettorelli, N., Graham, N. A. J., Seddon, N., Maria da Cunha Bustamante, M., Lowton, M. J., Sutherland, W. J., Koldewey, H. J., Prentice, H. C., Barlow, J., 2021. Time to integrate global climate change and biodiversity science-policy agendas. Journal of Applied Ecology 58, 2384–2393. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13985>
- R Core Team, 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from: <https://www.R-project.org/>.
- REPowerEU Plan, 2022. Communication from the Commission to the European Parliament, the European council, the council, the European economic and social committee and the committee of the region. COM/2022/230 final. Available from: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:52022DC0230>
- Reusch, C., Lozar, M., Kramer-Schadt, S., Voigt Ch. C., 2022. Coastal onshore wind turbines lead to habitat loss for bats in Northern Germany. Journal of Environmental Management 310. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114715>
- Rydell, J., Engström, H., Hedenström, A., Larsen, J. K., Pettersson, Green, M., 2012. The effect of wind power on birds and bats- A synthesis. Swedish Environmental Protection Agency.
- Sánchez-Navarro, S., Rydell, J., Ibáñez, C., 2021. Bat Fatalities at Wind-Farms in the Lowland Mediterranean of Southern Spain. Acta Chiropterologica 21(2), 349-358 <https://doi.org/10.3161/15081109ACC2019.21.2.010>

- Schoenfeld, P., 2004. Suggestions regarding avian mortality extrapolation. Technical memo provided to FPL Energy. West Virginia Highlands Conservancy, Davis, West Virginia, USA.
- Simonis, J., Dalthorp, D., Huso, M., Mintz, J., Madsen, L., Rabie, P., Studyvin, J., 2018, GenEst user guide: Software for a generalized estimator of mortality: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 7, chap. C19.
- Smallwood, K. S., 2020. USA Wind Energy-Caused Bat Fatalities Increase with Shorter Fatality Search Intervals. *Diversity* 12, 98. <https://doi.org/10.3390/d12030098>
- Soulé, M. E., Wilcox, B. A., 1980. *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sunderland, Mass: Sinauer Associates.
- Tellería, J. L., Santos, T., 1982. Las áreas de invernada de zorzales y mirlos (género *Turdus*) en el País Vasco. *Munibe* 34(4), 361 -365.
- Thaxter Ch. B., Buchanan G. M., Carr, J., Butchart S. H. M., Newbold, T., Green, R. E., Tobias, J. A., Foden, W. B., O'Brien, S., Pearce-Higgins, J. W., 2017. Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment *Proc. R. Soc. B* 28420170829. <http://doi.org/10.1098/rspb.2017.0829>
- True, M. C., Gorman, K. M., Taylor, H., Reynolds, R. J., Ford, W. M., 2023. Fall migration, oceanic movement, and site residency patterns of eastern red bats (*Lasiurus borealis*) on the mid Atlantic Coast. *Movement Ecology* 11,35 <https://doi.org/10.1186/s40462-023-00398-x>
- Urquhart, B., Hulka, S., Duffy, K., 2015. Game birds do not surrogate for raptors in trials to calibrate observed raptor collision fatalities. *Bird Study* <https://doi.org/10.1080/00063657.2015.1053751>
- Voigt, C. C., Bernard, E., Chuh-chia Huang, J., Frick, W. F., Kerbiriou, C., MacEwan, K., Mathews, F., Rodríguez-Durán, A., Scholz, C., Webala, P. W., Welbergen, J., Whitby, M. D., 2024. Toward solving the global green–green dilemma between wind energy production and bat conservation. *BioScience*, 2024 74, 1–13. <https://doi.org/10.1093/biosci/biae023>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>



Fecha de recepción / Date of reception: 04/03/2025

Fecha de aceptación / Date of acceptance: 19/06/2025

Editora Asociada / Associate editor: Beatriz Martín