

INFORME TÉCNICO DE RESULTADOS DEL PROYECTO “RED
CENTINELA DE IMPACTOS DE LA ENERGÍA EÓLICA EN LA
FAUNA Y SU HÁBITAT: TECNOLOGÍAS DE SEGUIMIENTO
REMOTO DE VERTEBRADOS PARA MEJORAR LA EFICACIA DE
LA EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL
(WINDWILDNET)”

Este documento ha sido elaborado en el marco del proyecto “Red centinela de impactos de la energía eólica en la fauna y su hábitat: tecnologías de seguimiento remoto de vertebrados para mejorar la eficacia de la evaluación de impacto ambiental, WindWildNET”, que cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

Cita recomendada: Mateo-Tomás, P., Bravo-Chaparro, E., Rodríguez-Pérez, J., Fernández-García, M., Cabo, C., López-Bao, J.V. 2026. Informe técnico de resultados del proyecto “Red centinela de impactos de la energía eólica en la fauna y su hábitat: tecnologías de seguimiento remoto de vertebrados para mejorar la eficacia de la evaluación de impacto ambiental (WindWildNET)”.

Bajo licencia CC BY-NC para usos no científicos o académicos en gestión y conservación. En el caso de querer usarse para trabajos científicos o académicos se debe solicitar permiso a los investigadores responsables de las capturas dentro del proyecto.

Los resultados presentados en este informe que no estén publicados en artículos científicos de revisión por pares deben considerarse como preliminares, ya que forman parte de investigaciones en curso. Se recomienda por lo tanto consultar a los autores del informe para conocer los últimos avances al respecto antes de utilizar dicha información en tareas de gestión, conservación, investigación...

1 DESCRIPCIÓN DEL PROYECTO

La lucha contra el cambio climático va ganando relevancia en las agendas políticas internacionales, que promueven una transición energética basada en energías renovables como la solar y la eólica. Así, por ejemplo, en el caso concreto de Europa, la aprobación en 2019 del Pacto Verde Europeo pretende convertir Europa en un continente climáticamente neutro en 2050; compromiso que la Ley Europea del Clima transforma en obligación (Reglamento (EU) 2021/1119, Parlamento Europeo 2021) y la Unión Europea (UE) considera entre sus líneas prioritarias de inversión (p.ej., fondos "Next Generation EU", aprobados por el Parlamento Europeo en febrero de 2021).

Sin embargo, tal y cómo han destacado recientemente los paneles intergubernamentales de cambio climático (IPCC) y biodiversidad (IPBES), combatir el cambio climático no debe comprometer otro gran reto de la sociedad: detener la pérdida de biodiversidad (Pörtner *et al.*, 2021); máxime teniendo en cuenta que ambos están incluidos entre los Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas. Y es que, a pesar de que las energías renovables sean conocidas como "energías verdes", no siempre se consigue compatibilizar su desarrollo con la conservación de la biodiversidad. Cada vez son más las voces que desde la academia, el activismo y la sociedad en general reclaman una mejor planificación de las energías renovables para minimizar sus impactos negativos en la naturaleza, que van desde la mortalidad masiva de fauna (sobre todo aves y murciélagos) a la destrucción o degradación de sus hábitats (p.ej., Brook & Bradshaw, 2014; Gibson *et al.*, 2017; Serrano *et al.*, 2020; Mateo-Tomás & López-Bao 2022; ALIENTE, 2026). Lograr esta compatibilidad requiere mejorar los procedimientos de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA), que, como sucede con mucha legislación ambiental, presentan diversas limitaciones que comprometen su efectividad (Laurance *et al.*, 2015; Laurance 2018).

Este proyecto usó tecnologías de seguimiento remoto de fauna (concretamente dispositivos GPS para el seguimiento de buitre leonado *Gyps fulvus*, milano real *Milvus milvus* y lobo *Canis lupus*, y fototrampeo de vertebrados terrestres), junto con la revisión comparada de documentos técnicos de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) de parques eólicos en funcionamiento y tramitación y de legislación sobre conservación, para aportar evidencia científica que mejore la EIA de parques eólicos, incrementando su compatibilidad con la biodiversidad. El principal objetivo del proyecto es mejorar la efectividad de los procedimientos de EIA para compatibilizar la presencia de parques eólicos con la conservación de la biodiversidad.

La información obtenida, que se incluye en este informe, permite conocer mejor: i) los impactos de los parques eólicos tanto en la supervivencia como en el uso del hábitat de la fauna terrestre, y ii) la adecuación del procedimiento de EIA para conservar la biodiversidad.

2 VALORACIÓN DE IMPACTOS DE LOS PARQUES EÓLICOS EN LA FAUNA TERRESTRE Y SU HÁBITAT

2.1 IMPACTO DE LOS PARQUES EÓLICOS EN EL USO DEL ESPACIO

Para profundizar en los impactos de los parques eólicos en la fauna silvestre, en el marco de este proyecto se llevó a cabo el marcaje con emisores GPS de un total de 18 individuos de buitre leonado, milano real y lobo en el Principado de Asturias. La información aportada por estos ejemplares se combinó con los datos obtenidos mediante el seguimiento de otros individuos de las mismas especies en otros proyectos de investigación para identificar cientos de comportamientos de alimentación y reposo de estas especies, tanto en zonas con parques eólicos como en áreas sin estas infraestructuras en el noroeste de la península Ibérica. La identificación de estos comportamientos es posible gracias al uso de algoritmos de clasificación que permiten asignar con una alta probabilidad los datos recogidos por los GPS a comportamientos de interés (p.ej., alimentación, vuelo; Vaadia *et al.*, 2025). Esta identificación requiere que se validen en el campo estos comportamientos, pero es que, además, las visitas en campo aportarán mucha más información que puede ser útil para diversas actuaciones de gestión y conservación de fauna. Optimizar esta aproximación en estos dos ámbitos requiere sistematizar el proceso (Fig. 1), es decir, seguir unos pasos concretos que irían, desde la adquisición de datos GPS de fauna, hasta la identificación de los comportamientos de interés según los objetivos concretos y apoyándose en algoritmos de calidad contrastable. Para ajustar el número de localizaciones a visitar a la disponibilidad de recursos, se pueden contrastar éstas con la información existente a través de otras fuentes, así como priorizar los lugares que sean más interesantes para la gestión y conservación.

A partir de las localizaciones recopiladas por los GPS y su posterior clasificación en distintos comportamientos (p.ej., reposo, alimentación, vuelo) se ha podido profundizar en las causas que hacen que las especies estudiadas utilicen las áreas con parques eólicos. Así, en el caso de los buitres leonados se han identificado cientos de eventos de alimentación, principalmente asociados a la presencia de ganado bovino y equino, en el occidente del Principado de Asturias y el norte de la provincia de Lugo (Fig. 2; Mateo-Tomás *et al.*, 2023), indicando que la presencia de buitres en los parques eólicos de estas áreas estaría asociada a la búsqueda de comida, especialmente considerando que estas zonas están relativamente alejadas de sus colonias de cría. De hecho, aunque en

Asturias el uso del espacio por los buitres fue mayor cerca de las dichas colonias, la especie también utiliza con frecuencia la zona con parques eólicos del occidente de la región, dónde vuela a menudo a alturas <200 m sobre el suelo, es decir, en zonas con riesgo de colisión con aerogeneradores (Fig. 3a; Bravo-Chaparro *et al.*, 2026a).



Figura 1. Sistematización del proceso de identificación y verificación de comportamientos de fauna silvestre a través de la información aportada por su seguimiento GPS.

Para los lobos también se han identificado decenas de puntos de alimentación en carroñas de ganado en el occidente de Asturias, en áreas con presencia de parques eólicos (Fig. 2; Mateo-Tomás *et al.*, 2023). Posiblemente la presencia de abundante ganado equino pueda explicar la frecuencia de localizaciones GPS de lobos cazando y alimentándose en los parques eólicos. Al tratarse de una especie territorial, en estas mismas zonas también se ubican manadas reproductoras, habiéndose identificado cientos de lugares de reposo, fundamentalmente durante el día, así como desplazamientos, principalmente durante la noche. Teniendo en cuenta las 55 áreas de

manada potenciales identificadas en Asturias en los últimos años, se pudieron ubicar en el espacio un total de 593 lugares de cría.

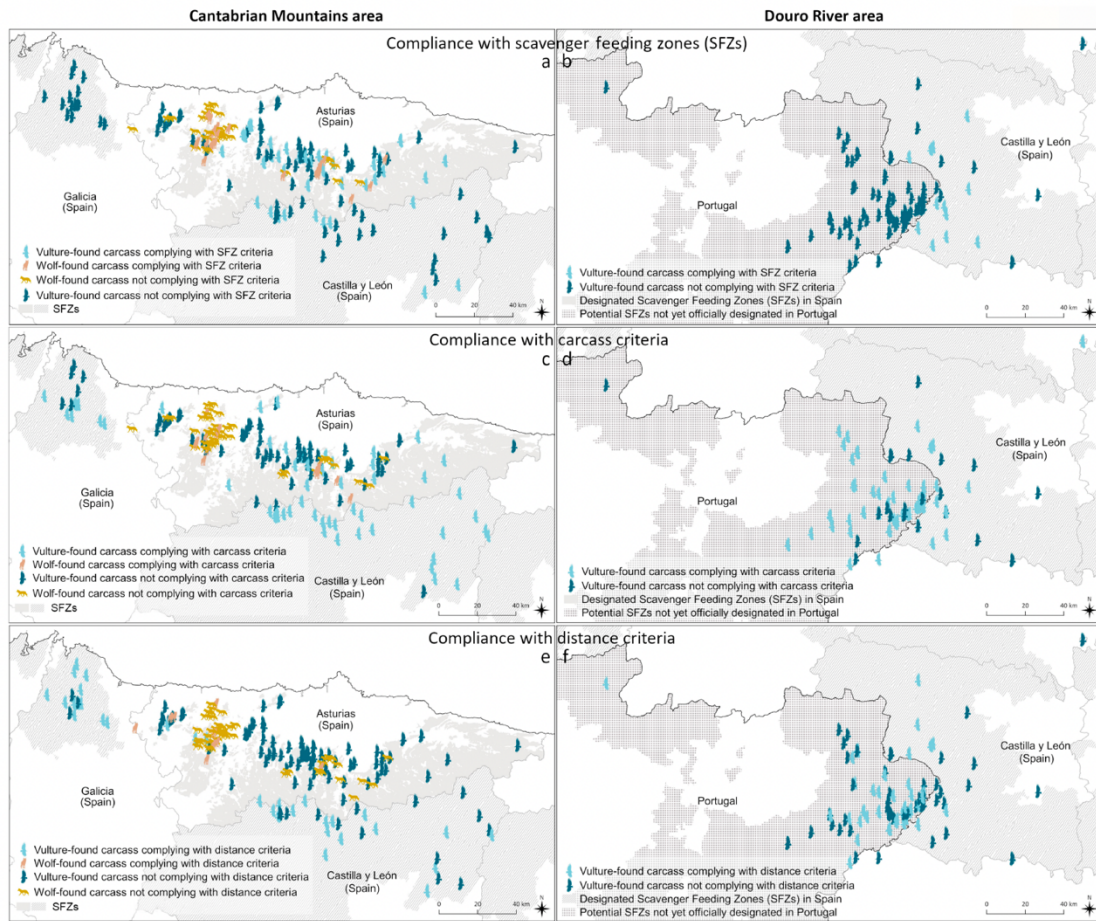


Figura 2. El seguimiento de buitres leonados y lobos equipados con dispositivos GPS permite localizar eventos de alimentación vinculados a la presencia de carroñas de ganado en el campo y evaluar el cumplimiento de normativas que incluyen, por ejemplo, distancias mínimas a parques eólicos para autorizar el abandono de dichas carroñas. Figura incluida en Mateo-Tomás *et al.*, (2023).

La información obtenida mediante estos procedimientos se ha usado para elaborar distintos mapas de intensidad de uso del espacio, utilizando para ello estimadores “kernel” de densidad autocorrelacionados (Fig. 3b; wAKDEc, en sus siglas en inglés; ver detalles en Rodríguez-Pérez *et al.*, 2025) y basados en el movimiento (Fig. 3a; MKDE, en sus siglas en inglés; ver detalles en Bravo-Chaparro *et al.*, 2026a). A partir de estos mapas se ha explorado con más detalle el impacto de los parques eólicos en el buitre leonado, mediante la utilización de modelos aditivos generalizados para posición, escala y forma (GAMLSS, en sus siglas en inglés; Díaz-Rebollo 2024). En concreto, **se ha observado un efecto negativo de la presencia de aerogeneradores en el uso del espacio por el buitre leonado** en el sector occidental de Asturias, dónde se concentran los parques eólicos de la región. Tal y como se apuntaba arriba, en todo este territorio **la intensidad de uso del espacio por los buitres parece condicionada por la disponibilidad de comida, es decir, presencia de ganado**, principalmente equino (estima \pm error estándar, EE: 0,234 \pm

0,001), **en paisajes abiertos** (estima \pm EE: $0,248 \pm 0,003$) que faciliten el acceso a las carroñas. Sin embargo, en el occidente, los buitres leonados usan significativamente menos las zonas con mayor densidad de aerogeneradores (estima \pm EE: $-0,063 \pm 0,003$). **La aprobación de futuros parques eólicos situados en las proximidades de los ya existentes podría reducir el hábitat potencialmente disponible para que los buitres se alimenten y/o incrementar el riesgo de colisión de la especie con los aerogeneradores.** Además, al tratarse de una zona sin colonias de cría cercanas, se han identificado varios lugares usados con cierta frecuencia por los buitres como posaderos, tanto para descansar durante el día como para pasar la noche. Estos posaderos incluyen algunos cortados rocosos, pero, dada su escasez en el área, la mayoría son árboles, tanto caducifolios como coníferas.

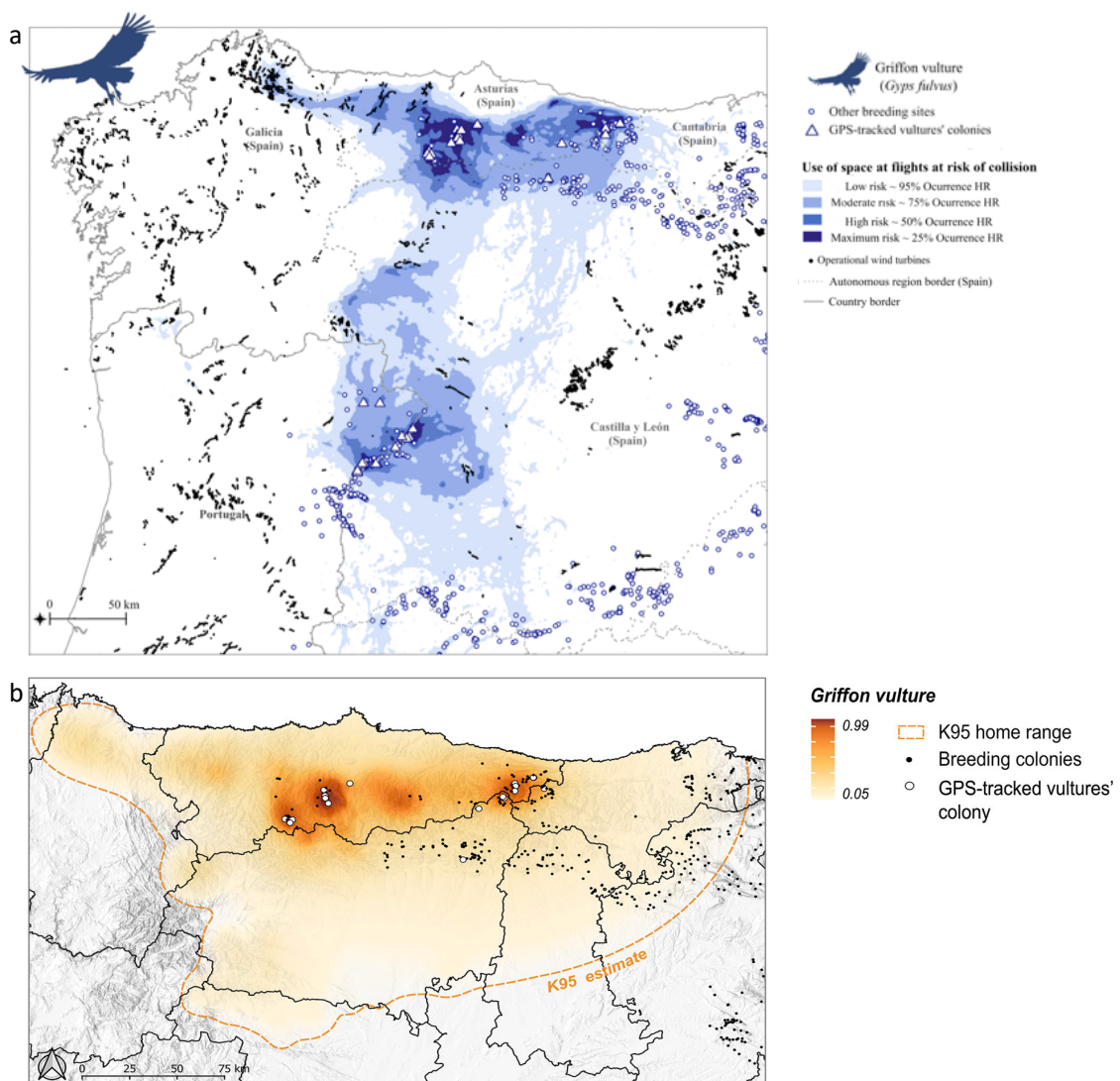


Figura 3a. El seguimiento de buitres leonados equipados con dispositivos GPS ha permitido identificar distintos comportamientos y elaborar mapas de uso del espacio en vuelo a alturas de riesgo de colisión con aerogeneradores; figura modificada de Bravo-Chaparro *et al.*, (2026a). **b.** Esos mapas permiten, por ejemplo, profundizar en los riesgos asociados al vuelo de estas aves respecto a otros mapas de uso elaborados considerando todos los comportamientos para evaluar las razones que explican la presencia de buitres en los parques eólicos; figura modificada de Rodríguez-Pérez *et al.*, (2025).

También se ha analizado, de forma preliminar, la posible influencia de la presencia de aerogeneradores en la selección de lugares de cría por el lobo, usando una aproximación cuasi-experimental que comparó la cantidad de aerogeneradores y la presencia de pistas de acceso en valles de cría (tratamiento) y en otros valles similares, pero sin reproducción confirmada (control), usando modelos mixtos de regresión en un entorno Bayesiano (brms; Bürkner 2021). Para cada uno de ellos, se estimó la superficie del valle donde se localizaba el lugar de cría (en base a su cuenca hidrográfica) y se registró la presencia de aerogeneradores y pistas asociadas a los parques eólicos dentro de sus límites. Para aquellas manadas en cuyos territorios se han instalado parques eólicos en las últimas décadas, se ha observado que, **cuando los lobos tienen que elegir el lugar de cría en sierras con parques eólicos, tienden a ubicar dichos lugares en zonas con menos aerogeneradores** que lo esperado por azar (estima *a posteriori* del parámetro: -0,28, intervalo de confianza, IC, del 95% : -0,91 a 0,38), **y sin pistas de parques eólicos** (-0,71, IC 95%: -1,60 a 0,16). Estimamos, por lo tanto, que es alrededor de un 80,7 % más probable que los lobos seleccionen lugares de cría (valles) con menos aerogeneradores que otros valles cercanos. Así mismo, es alrededor de un 94,5 % más probable que los lobos seleccionen lugares de cría (valles) sin pistas de parques eólicos. **Se plantea la hipótesis de que un mayor número de aerogeneradores, y la presencia de pistas, se asocie con un aumento de la accesibilidad del ser humano, y, por ello, de la vulnerabilidad de los lobos en un periodo tan delicado como la reproducción.**

Los modelos de uso del espacio elaborados con los datos de milanos reales invernantes con seguimiento GPS en Asturias y Galicia mostraron áreas de campeo de extensión limitada, oscilando entre 195 y 7.227 km² (media ± SE: 2.429 ± 940) durante el periodo de invernada en la zona. Estas áreas fueron de media similares a las de otros milanos reales invernantes equipados con GPS en otras áreas de la península Ibérica (media ± SE: 2.085 ± 1.319 km²), así como a las de los individuos reproductores con seguimiento en el centro de España (media ± SE: 2.370 ± 2.293 km²). Lo limitado de los movimientos durante la invernada, junto con las dificultades de captura de ejemplares silvestres, ha hecho que la coincidencia espacial de la especie con los parques eólicos de la zona de estudio sea relativamente baja. No obstante, considerando los 4 milanos con seguimiento GPS en la zona con presencia de parques eólicos en el occidente de Asturias y la provincia de Lugo, se ha observado que el área de campeo que acumulaba el 50 % más alto de uso del espacio en vuelo de riesgo (HR 50) solapaba con 88 aerogeneradores, mientras que el área que acumulaba el 25 % superior (HR 25) de dicho uso del espacio incluía 56 aerogeneradores. En el entorno de los parques se han identificado decenas de dormideros y pre-dormideros de la especie, que utiliza masas forestales, tanto naturales (p.ej., abedulares) como plantaciones de chopo y de coníferas para descansar durante el día, así como para congregarse durante el anochecer y para pasar la noche. En estas mismas zonas es muy frecuente que los milanos reales se alimenten de insectos y roedores en los múltiples prados y campos de

cultivo existentes. **Posiblemente esta gran disponibilidad de alimento explique la creciente presencia de milanos reales en la zona** (Molina 2015). Los milanos reales marcados en este proyecto que se movieron en el entorno de zonas con parques eólicos se localizaron volando a alturas de vuelo de riesgo en un área de 5 km alrededor de los aerogeneradores entre un 7 y un 67 % (media \pm SE: 32 ± 13) del tiempo. Si consideramos un área de un 1 km alrededor de los aerogeneradores, estos milanos estarían volando a alturas de riesgo en dichas zonas entre un 2 y un 14 % (media \pm SE: 9 ± 3 %) del tiempo. Estos resultados nos estarían indicando que **los milanos marcados usaron, de media, el entorno de los parques eólicos en menor medida que el resto de sus áreas de campeo**. No obstante, hay que tener en cuenta que se trata de una muestra pequeña, con solo cuatro individuos frecuentando la zona con aerogeneradores. Y que, **incluso con esta pequeña muestra y relativo bajo uso del entorno de los aerogeneradores, uno de los milanos murió por colisión con una turbina eólica** (Fig. 4a).



Figura 4. El seguimiento de fauna aves rapaces equipadas con dispositivos GPS durante el proyecto ha permitido detectar muertes por colisión con aerogeneradores tanto de milanos reales (a), como de buitres leonados (b). Fotografías de los autores del informe.

2.1.1. Identificación de riesgos para la fauna

Y es que, entre los riesgos asociados al uso de las zonas con parques eólicos destaca, en el caso de las aves con seguimiento GPS, la colisión con aerogeneradores. **De los 11 buitres leonados equipados con emisores GPS en el marco de este proyecto, uno (9,1 %) murió por colisión con un aerogenerador** en Asturias en enero de 2024, a los siete meses de su marcaje (Fig. 4b). De manera similar, **uno (16,7 %) de los seis milanos reales equipados con dispositivos GPS en este proyecto murió también por colisión con una turbina eólica** en el norte de Lugo en marzo de 2025. Mientras que, en el caso del buitre,

la colisión se produjo dentro del área de campeo del 95 % (*home range*, HR 95) del individuo en el centro-orientado de Asturias, el milano real murió al abandonar la zona más usada durante la invernada y desplazarse al norte de Lugo. Cabe destacar que en el proyecto LIFE EUROKITE, en el que colabora nuestro equipo, se ha estimado una mortalidad relativa de milano real por colisión con aerogeneradores del 3,4 % en la España peninsular (Panther *et al.*, 2025); si bien estas estimaciones no incluyen ningún milano siniestrado en el área de estudio de este proyecto. Como ya se ha comentado anteriormente, **la presencia de recursos alimenticios (p.ej., carroña) en las zonas con aerogeneradores, podría ser un factor que incrementase el riesgo de accidente de las aves con aerogeneradores.** El análisis preliminar de los datos de aves registradas muertas en aerogeneradores en Asturias en 2019-2022, indicaría **mayor siniestralidad de buitres en las zonas más frecuentadas por la especie en vuelos a baja altura** (estimación: $1,54 \times 10^6$, intervalo de confianza (IC) 95%: $6,58 \times 10^5 - 2,44 \times 10^6$, $p < 0,01$; Bravo-Chaparro *et al.*, 2026).

En el caso de los lobos, **el aumento de la densidad de aerogeneradores y los viales asociados a los parques eólicos podrían afectar a la presencia de la especie, y particularmente a su reproducción** en algunas zonas (ver apartado 2.1.2), al tiempo que abren nuevas vías de acceso a zonas antes remotas utilizadas por la especie para descansar o reproducirse. Esta accesibilidad puede favorecer la persecución ilegal de una especie que sufre ya una alta presión por furtivismo.

El seguimiento GPS de las tres especies ha permitido además identificar otros riesgos para la fauna silvestre. Destaca la detección de varios **puntos dónde se arrojan carroñas de ganado en la proximidad de aerogeneradores, líneas eléctricas o carreteras** (Mateo-Tomás *et al.*, 2023). Del mismo modo, también se han detectado en el campo carroñas de ganado procedentes de explotaciones intensivas, que no están autorizadas a abandonar sus animales muertos para que los consuma la fauna silvestre, por **posibles riesgos asociados a la presencia de compuestos veterinarios tóxicos** (p.ej., antiinflamatorios). Todos estos casos han sido remitidos a las autoridades competentes.

Otros riesgos para la fauna silvestre detectados gracias al seguimiento de los animales equipados con emisores GPS, tanto en áreas con parques eólicos como sin ellos, han incluido **envenenamientos, disparos ilegales y atropellos** de individuos marcados, tanto dentro como fuera del área de estudio (p.ej., un milano real invernante en Asturias y sospechoso de haber muerto atropellado en el norte de Alemania). Además, el seguimiento GPS de lobos y buitres ha permitido detectar casos de **furtivismo de otras especies** (Mateo-Tomás *et al.*, 2025) y **orientar las acciones de lucha contra el envenenamiento de fauna** (Rodríguez-Pérez *et al.*, 2025).

2.1.2. Impacto de los viales de acceso a parques eólicos en la fauna

Se realizó el seguimiento mediante fototrampeo de >120 km de viales en 16 parques eólicos en funcionamiento en Asturias para valorar el posible impacto de dichas vías en la fauna silvestre de la zona. Se usaron cámaras de fototrampeo de las marcas *Browning*[®], *Bushnell*[®] y *GardePro*[®], colocadas en un lateral de las vías y enfocadas de modo que permitiesen registrar el paso de fauna, personas y vehículos. Las cámaras se colocaron en las entradas y/o salidas de los viales, en tramos no conectados con ningún otro acceso que no tuviese cámara de forma simultánea, para poder así cuantificar la intensidad de uso de los viales del modo más preciso posible. Las cámaras tenían flash negro y estaban camufladas e insonorizadas para minimizar molestias a la fauna. En el momento de la colocación, se anotaba la ubicación concreta, con un GPS de mano *Garmin*[®], además de la fecha y hora exacta de su puesta en funcionamiento. Las cámaras estuvieron en los mismos lugares durante al menos 15 días consecutivos. Las fotografías obtenidas se procesaron una a una para registrar la presencia de fauna silvestre, ganado, personas y vehículos. En concreto, se registró el nombre de la especie si aparecían animales, el tipo de vehículo (p.ej., turismo, todoterreno, camión, *quad*, motocicleta, bicicleta), o si se trataba de personas andando. En todos los casos se anotaron también las abundancias. Para cada tramo de vial monitorizado se anotó si se trataba de una vía con acceso libre, restringido o prohibido. Concretamente, se consideraron seis escenarios distintos: (1) acceso prohibido mediante barreras físicas (p.ej., puertas cerradas con llave), (2) acceso prohibido mediante señales de tráfico homologadas, tanto de prohibido el paso como de acceso restringido a personal autorizado, (3) acceso prohibido mediante carteles de las empresas energéticas, (4) señales con potencial disuasorio al destacar los riesgos asociados a la circulación por la zona (p.ej., caída de hielo u otros), (5) acceso libre al no haber ninguna señal que lo condicione, y (6) acceso fomentado mediante la coincidencia de los viales con rutas de interés turístico. Para cada tramo monitorizado se calculó tanto una intensidad de uso (en número de vehículos o individuos por hora) por parte de la fauna silvestre, así como de vehículos y personas. Para valorar un posible efecto de la intensidad de uso humana en la presencia de fauna silvestre se utilizaron modelos bayesianos de regresión (brms; Bürkner, 2021).

Del total de viales monitorizados, finalmente se obtuvieron datos de calidad suficiente de un máximo de 100 km de pistas de acceso a 13 parques eólicos distintos. El seguimiento mediante fototrampeo del uso de estos viales permitió recopilar un total de 4.787 registros de uso de dichas vías. De ellos, 3.789 (79,1 %) correspondieron a vehículos motorizados, desde motocicletas y *quads* a turismos, todoterrenos, tractores y camiones, y solo 45 (0,9 %) correspondieron a vertebrados terrestres de especies silvestres de tamaño mediano y grande. Entre las especies silvestres detectadas destacaron los cánidos, con 16 registros de zorro y 12 de lobo, y los ungulados silvestres, con seis registros de jabalí y tres de corzo. Los análisis realizados no indicaron un uso diferenciado de los viales de acceso a los parques eólicos por la fauna terrestre en

función de la intensidad de tránsito ni de vehículos ni de personas (estima: -0,01, IC 95%: -0,04 a 0,02 y estima: 0,12, IC 95%: -0,55 a 0,73, respectivamente). No obstante, la intensidad de uso de los viales por los mamíferos terrestres fue significativamente mayor durante la noche (0,007 individuos/hora) que durante el día (0,002 individuos/hora; Wilcoxon test: $W = 33$, $p = 0,020$). Esta diferencia contrastó con la presencia de vehículos y personas, que fue mayor durante el día en ambos casos (0,348 vehículos/hora y 0,011 personas/hora durante el día vs 0,032 vehículos/hora y 0,001 personas/hora durante la noche; Wilcoxon tests: $W = 134$, $p < 0,001$ para los vehículos y $W = 112$, $p = 0,016$ para las personas). No se observaron diferencias significativas entre viales con distintas restricciones de acceso, ni en el caso de los vehículos ni de las personas o la fauna silvestre ($p > 0,156$ en todos los tests de Kruskal-Wallis). No obstante, la intensidad de uso registrada por las cámaras fue notablemente menor en los viales con mayores restricciones de acceso ($0,009 \pm 0,007$ vehículos/hora en el único vial con valla de acceso y $0,027 \pm 0,025$ vehículos/hora en viales con señales homologadas de acceso prohibido o restringido) en comparación con viales sin restricciones o con limitaciones más laxas ($0,149 \pm 0,063$ vehículos/hora en viales con carteles informativos que incluyen restricciones de acceso y $0,231 \pm 0,077$ vehículos/hora en viales con carteles que advierten de posibles riesgos asociados a la circulación por el parque eólico). Al mismo tiempo, la intensidad de uso por parte de la fauna silvestre fue mayor en el único vial con acceso limitado mediante valla en comparación con las otras restricciones ($0,020 \pm 0,003$ vs $< 0,004 \pm 0,002$ animales/hora). Resulta por lo tanto recomendable **destacar la necesidad de aumentar la muestra y de realizar experimentos de restricciones de acceso que permitan comprobar mejor la existencia de un efecto significativo de las restricciones de la circulación por los viales en la presencia de fauna silvestre**. Estos experimentos ayudarían también a dilucidar el **posible efecto de la actividad humana en el uso nocturno de esas áreas por los mamíferos terrestres**, tal y como parecen indicar los resultados de este proyecto y que concordarían con resultados previos obtenidos en otras regiones (p.ej., Whittington *et al.*, 2019).

Además, se analizó la respuesta comportamental de los lobos a la presencia de infraestructuras lineales como las propias pistas de los parques eólicos. Fruto de la información previa disponible para este equipo investigador sobre lobos seguidos con collares GPS en ambientes con parques eólicos, colaboraciones establecidas para aumentar el tamaño de muestra (p.ej., con Luis Llana de ARENA Asesores en Recursos Naturales S.L.), y los animales capturados durante el periodo de ejecución de este proyecto, hemos podido construir una base de datos que contiene información de más de 40 lobos marcados con emisores GPS en zonas de parques eólicos. Actualmente, todavía se está procesando la información aportada por alguno de los ejemplares, pero, en el marco de este proyecto, se han podido analizar los datos GPS de 29 lobos seguidos en las comunidades autónomas de Galicia, Asturias y Castilla y León, durante distintos

periodos desde 2006 hasta 2025. Las diferencias en el uso del espacio y de determinadas infraestructuras lineales en el entorno de los parques eólicos por parte de estos individuos se han evaluado utilizando “Resource Selection Functions” (RSF) y “Step Selection Functions” (SSF; Muff *et al.*, 2020; Fieberg *et al.*, 2021), que permiten valorar la selección relativa de diferentes características del hábitat utilizando información de localizaciones GPS. Esta comparación se realiza identificando las características del hábitat en las localizaciones que han visitado, frente a las características del hábitat en localizaciones que se asumen disponibles (no visitadas por los lobos). Para cada individuo, identificamos áreas que se encontrasen dentro de su área de campeo y a un máximo de 250 m de distancia al límite más cercano de pistas de parques eólicos. Filtramos las localizaciones GPS reales ubicadas dentro de esas áreas, y descartamos las localizaciones de los eventos de descanso, identificadas utilizando los acelerómetros incorporados en los GPS (ver, por ejemplo, Mateo-Tomás *et al.*, 2023; Mateo-Tomás *et al.*, 2025 y referencias citadas en estos trabajos). Para los análisis RSF, calculamos 200 puntos aleatorios por cada localización real dentro del área en el entorno de las pistas de parques eólicos. Para los análisis SSF, se calcularon estos puntos aleatorios considerando como disponibles las zonas alrededor del punto anterior, y se muestrearon estos puntos aleatoriamente en función de la distribución de las longitudes de desplazamiento y el ángulo de giro de los pasos previos. Este análisis requiere de puntos con una elevada autocorrelación espaciotemporal, y por lo tanto sólo lo hemos aplicado a las localizaciones de los individuos que han tenido un periodo de seguimiento intensivo en el entorno de los parques eólicos, de manera que las localizaciones estuviesen separadas entre sí 20 minutos, con un margen de error de 2 minutos. Para estos casos se muestreó un número aún mayor de puntos aleatorios de los que únicamente se seleccionaron aquellos que caían dentro de la zona de estudio hasta tener en total 200 puntos aleatorios por cada punto real. Para los dos tipos de modelos (RSF y SSF), asignamos a cada punto las características del hábitat que queríamos evaluar, es decir, las infraestructuras lineales, que incluían, a parte de las pistas de eólicos, caminos (i.e. infraestructuras lineales que disponen de estructura y funcionalidad, y son habitualmente persistentes en el tiempo), carreteras (i.e. infraestructuras lineales asfaltadas, señalizadas, habitualmente con marcas en el asfalto y que conectan núcleos urbanos) y pistas secundarias (i.e. infraestructuras lineales que suelen carecer de estructura o funcionalidad y no suelen persistir habitualmente en el tiempo). Estas infraestructuras se identificaron manualmente basándonos en imágenes satelitales y se calculó su anchura en metros. Una vez identificadas las infraestructuras se muestreó su solapamiento con las localizaciones de los lobos y las aleatorias, considerando su ancho y los 5 m de error del GPS.

En el caso de los lobos equipados con GPS, utilizando 2.566 localizaciones GPS de 29 individuos y más de 500.000 puntos aleatorios, los **resultados preliminares** con los RSF indicaron que los **lobos estaban usando los caminos en el entorno de los parques**

eólicos de media 1,32 veces más que las pistas de acceso a los aerogeneradores, siendo esta diferencia significativa. Las pistas secundarias las estarían utilizando 2,22 veces menos que las pistas de los parques eólicos, las carreteras 1,03 veces más y, además, estarían seleccionando las pistas de los eólicos 3,30 veces más que áreas sin ningún tipo de infraestructura. Para el caso de los SSF, utilizando 249 localizaciones de 12 individuos con seguimientos intensivos de 20 minutos y unos 50.000 puntos aleatorios, los modelos SSF indicaron que los lobos estarían utilizando los caminos en el entorno de los eólicos de media 1,05 veces más que las pistas de acceso a los aerogeneradores. Aunque esta diferencia no resultó significativa, era **un 57% más probable que los lobos utilizaran caminos antes que pistas de acceso a parques eólicos**.

Los resultados obtenidos en este apartado señalan un **posible impacto de los viales de acceso en el uso del espacio por parte de la fauna terrestre** que se podría materializar de dos formas: (i) mediante una **segregación temporal del uso del espacio**, y/o (ii) **evitando el uso de estas infraestructuras** a favor de otras que faciliten el desplazamiento, pero que no sean tan frecuentadas por el ser humano. Además de desarrollar estudios destinados a corroborar la existencia de este efecto, **se recomienda a los técnicos y gestores encargados de las EIA de los parques eólicos que establezcan el acceso restringido a los viales desde su construcción**. De este modo podrán no sólo evitar posibles impactos negativos de los mismos en la fauna terrestre, sino que además tendrán la oportunidad de realizar evaluaciones *in situ* para comprobar la magnitud de dichos impactos en cada caso y tomar las medidas oportunas adaptadas al territorio (p.ej., limitar las restricciones espacial- y/o temporalmente).

2.2 DETECTABILIDAD DE LA SINIESTRALIDAD EN PARQUES EÓLICOS Y RIESGOS ASOCIADOS

Se realizó el seguimiento mediante fototrampeo de 539 carroñas (480 colocadas en el marco de este proyecto) ubicadas en el entorno de los parques eólicos en funcionamiento en Asturias (N = 24) para estimar la detectabilidad de los cadáveres de animales siniestrados en estas instalaciones. Se usaron principalmente pequeños roedores como sustitutos de los murciélagos, y codornices (*Coturnix coturnix*) y gallinas (*Gallus gallus*), desde juveniles de un día hasta adultos e incluso carcasas sin plumas, como sustitutos de las aves; todos ellos procedieron de proveedores para alimentación animal. Se escogieron hábitats similares, en cuanto a cobertura vegetal y orografía, a aquellos en los que se ubican los aerogeneradores, pero alejados de las turbinas para minimizar riesgos para la fauna. Las carroñas colocadas el mismo día se separaron al menos unos 1.000 m entre sí (media \pm SD: 1.588 \pm 545 m) para evitar el efecto conocido como «*scavenger swamping*» o saturación de carroñas, que ocurre cuando se colocan más carroñas en el territorio de los que los carroñeros puede consumir o llevarse, lo que aumenta las probabilidades de que algunas sean ignoradas y acaben descomponiéndose (Smallwood, 2007; Smallwood *et al.*, 2010). Esto, si no se tiene en cuenta, podría sesgar los resultados, por ejemplo, aumentando el tiempo medio de persistencia. Para el

seguimiento de las carroñas se instalaron cámaras de fototrampeo de la marca *Browning*[®], a distancias de entre 1 y 3 m de la carroña. Se configuraron para tomar una foto cada vez que detectasen movimiento. Las cámaras tenían flash negro y estaban camufladas e insonorizadas para minimizar molestias a la fauna. En el momento de la colocación de la carroña, se anotaba la ubicación concreta, con un GPS de mano Garmin[®], además del hábitat dominante en ese punto (bosque, matorral o pastizal), y la fecha y hora exacta de su puesta en funcionamiento. Las cámaras con sus carroñas simuladas se revisaron 15 días después de su instalación. Se anotaba como «detectable» si quedaban restos de la carroña que pudiesen ser detectados en un estudio de mortalidad de fauna. No obstante, al no existir directrices sobre lo que se consideran como restos mínimos para notificar un siniestro en un aerogenerador, para usar una metodología homogénea, se consideró que una carroña era detectable cuando se observaban más de 10 plumas coberteras o 2 plumas remeras o rectorices en el punto o en los alrededores inmediatos (~2 m de radio; ver detalles en Hallingstad *et al.*, 2023). Si los restos eran aún de carne que pudiese ser consumida, se dejaba de nuevo instalada la cámara hasta un máximo de 30 días desde su primera colocación. Si no se detectaba ningún resto, se anotaba como restos «no detectables» y se retiraba la cámara. Posteriormente, se visualizaron las fotografías una a una para registrar el momento exacto de la desaparición de cada carroña. Además, se registró qué especie y cuántos individuos consumían esa carroña, siguiendo para ello la metodología descrita en Mateo-Tomás *et al.*, (2017). Para identificar las variables que podían influir tanto en la desaparición de la carroña como en su consumo por determinadas especies de fauna silvestre se utilizaron modelos bayesianos de regresión (brms; Bürkner, 2021).

El análisis de los datos obtenidos permitió **estimar el tiempo de desaparición de las carroñas** (González-Álvarez, 2025). El 79,6 % de las 539 carroñas monitorizadas fueron totalmente consumidas en un **tiempo medio de 7,7 días** (error estándar, EE: 7,9; rango: 0,5 – 29,5). A los cinco días se consumieron el 44,0 % de las carroñas, ascendiendo este porcentaje al 55,1 % a los siete días y al 69,0 % a los quince días. Entre los **principales factores** que determinaron esta persistencia destacaron tanto el **tipo de carroña** (es decir, la especie siniestrada) como la **estación del año**. Los roedores fueron los que más tardaron en consumirse, con una media de unos 8 días (rango: 6,0 – 12,5), seguidos de las gallinas (media: 6 días, rango: 5,0 – 7,1) y los pollitos de un día (media: 5,8 días, rango: 4,8 – 6,7); siendo las aves sin plumas las que se consumieron más rápido, en una media de 4,2 días (rango: 3,2 – 6,8). Si bien el tamaño de la carroña influyó negativamente en el tiempo de permanencia de la misma (estima *a posteriori* del parámetro: -0,47, intervalo de confianza, IC, del 95%: -0,95 a 0,02), su combinación con la especie en los grupos detallados anteriormente tuvo mejor ajuste. **La primavera fue la estación con menor tiempo de persistencia de las carroñas en el campo**, sobre todo en comparación con el otoño (estima: 0,42, IC 95%: 0,14 a 0,70).

En base a estos resultados se obtuvo el siguiente modelo predictivo del tiempo de persistencia de las carroñas:

$$\text{Tiempo de persistencia (horas)} = e^{(4,21 (\pm 0,11) + \text{Especies objetivo} + \text{Estación del año})}$$

dónde el valor de las especies objetivo de la búsqueda debería sustituirse por 0,45 (\pm 0,12) en el caso de buscar aves sinistradas de mediano tamaño, por 0,52 (\pm 0,13) para aves pequeñas y por 0,71 (\pm 0,17) en el caso de los murciélagos. De forma análoga, si la búsqueda se realiza en invierno o en verano, se asignaría un valor de 0,26 (\pm 0,13) a la estación del año, variable que tomaría un valor de 0,42 (\pm 0,14) para las búsquedas otoñales. No obstante, **se recomienda ajustar este modelo con datos específicos del área de interés.**

El análisis de los datos de fototrampeo de carroñas permitió elaborar un listado de las especies que las consumen. En concreto, se confirmó el consumo de carroñas por al menos 20 especies de vertebrados (Tabla 1), así como por invertebrados gasterópodos, himenópteros y coleópteros. En lo que respecta a la frecuencia y abundancia de consumo, fueron los mustélidos del género *Martes* los que registraron la mayor frecuencia de consumo (0,40), tras los roedores (0,47); si bien **fueron las martas y garduñas las que consumieron totalmente un mayor número de carroñas (27,1 %)**. A éstas le siguieron los zorros (8,2 %) y los córvidos (5,6 %). Mientras que zorros y mustélidos consumían las carroñas principalmente en solitario, es decir, con registros mínimos de abundancia por carroña de un individuo, roedores y córvidos solían registrarse consumiendo en grupos de dos o más individuos.

Entre los factores que determinaron el consumo de las carroñas por parte de martas y garduñas destacaron el tipo de carroña, con un **mayor consumo de aves medianas** (estima: 1,16, IC 95%: 0,40 a 2,02) y aves sin plumas (estima: 1,44, IC 95%: 0,66 a 2,30) **respecto a roedores**, pero también similares valores en comparación con **aves pequeñas**. Este consumo también fue significativamente menor en otoño comparado con la primavera (estima: -0,80, IC 95%: -1,39 a -0,23). En el caso del milano real, a pesar de contar con pocos registros (N = 21), como cabría esperar al ser una especie invernante e el área de estudio, su presencia en las carroñas fue significativamente mayor en otoño (estima: 14,45, IC 95%: 2,35 a 58,45) e invierno (estima: 13,98, IC 95%: 1,87 a 57,62). En el caso del lobo, con solo 10 registros de consumo de las carroñas simuladas, ni el tipo de carroña, ni la estación del año ni el hábitat parecieron tener un efecto notable en dicho consumo.

Tabla 1. Listado de las especies o grupos de especies registrados consumiendo las carroñas simuladas. La frecuencia de consumo se obtuvo dividiendo el número de carroñas con consumo por cada especie o grupo entre el número total de carroñas con consumo. El porcentaje indica la proporción de carroñas en la que una especie o grupo fue el consumidor principal.

<i>Especie o grupo taxonómico</i>	<i>Nombre común</i>	<i>Frecuencia de consumo</i>	<i>% de carroñas consumidas totalmente</i>
<i>Aquila chrysaetos</i> (Linneaus, 1758)	Águila real	0,003	0,19
<i>Buteo buteo</i> (Linneaus, 1758)	Ratonero	0,045	1,86
<i>Canis familiaris</i> Linneaus, 1758	Perro	0,043	1,86
<i>Canis lupus</i> Linneaus, 1758	Lobo	0,033	2,78
<i>Corvus corone</i> Linneaus, 1758	Corneja	0,139	5,19
<i>Corvus spp.</i> Linneaus, 1758	Córvidos	0,008	0,37
<i>Circus aeruginosus</i> (Linneaus, 1758)	Aguilucho lagunero	0,008	0,19
<i>Eliomys quercinus</i> Linneaus, 1766	Lirón careto	0,028	0,56
<i>Garrulus glandarius</i> (Linneaus, 1758)	Arrendajo	0,033	0
<i>Genetta genetta</i> (Linneaus, 1758)	Gineta	0,008	0
<i>Martes spp.</i> Pinel, 1792	Marta / Garduña	0,401	27,09
<i>Meles meles</i> Linneaus, 1758	Tejón	0,013	0,56
<i>Milvus migrans</i> (Boddaert, 1783)	Milano negro	0,003	0,19
<i>Milvus milvus</i> (Linneaus, 1758)	Milano real	0,063	2,78
<i>Mustela nivalis</i> Linneaus, 1766	Comadreja	0,010	0,37
<i>Sus scrofa</i> Linneaus, 1758	Jabalí	0,038	1,48
<i>Vulpes vulpes</i> Linneaus, 1758	Zorro	0,126	8,16
Familia Soricidae	Musarañas	0,048	0
Orden Rodentia	Roedores	0,469	3,90
Especie no identificada		0,263	42,49

En base a estos resultados se obtuvo el siguiente modelo predictivo de la riqueza de especies que podrían consumir las carroñas de fauna siniestrada:

$$\text{Riqueza de especies} = e^{(-0,92 (\pm 0,20) + \text{Tipo de carroña} + \text{Estación del año} + \text{Hábitat})}$$

dónde el valor del tipo de carroña debería sustituirse por 0,68 ($\pm 0,17$) en el caso de aves siniestradas de mediano tamaño, por 0,42 ($\pm 0,18$) para aves pequeñas y por 0,85 ($\pm 0,17$) en el caso de aves sin plumas, ya que las carroñas de roedores registraron menor riqueza. De forma análoga, si el siniestro se produce en invierno se asignaría un valor de 0,39 ($\pm 0,11$) a la estación del año, variable que tomaría un valor de 0,42 ($\pm 0,12$) en otoño y de 0,13 ($\pm 0,12$) en verano; siendo la primavera la estación del año que registraría menores riquezas. Para siniestros ocurridos en hábitat abiertos habría que asignar a esta variable un valor de 0,26 ($\pm 0,13$), que sería de 0,17 ($\pm 0,10$) en zonas de matorral, ya que el modelo predice más riqueza de especies en las carroñas generadas en estos dos hábitats en comparación con zonas arboladas. De todos los factores que influyeron en la riqueza de especies carroñeras, solo el hábitat mostró un impacto notable en la diversidad de dichas especies en una carroña, dando como resultado el siguiente modelo predictivo de diversidad:

$$\text{Diversidad de especies} = e^{(-0,34 (\pm 0,04) + \text{Hábitat})}$$

dónde para las carroñas ubicadas en hábitat abiertos habría que asignar a esta variable un valor de 0,12 (\pm 0,06), que sería de 0,09 (\pm 0,04) en zonas de matorral, ya que el modelo predice más diversidad de especies en las carroñas presentes en estos dos hábitats en comparación con zonas arboladas.

3 ADECUACIÓN DE LA EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) DE PARQUES EÓLICOS A LA NORMATIVA VIGENTE EN MATERIA DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

3.1 ADECUACIÓN DE LOS DOCUMENTOS DE EIA A LA DETECCIÓN Y PREVENCIÓN DE IMPACTOS EN LA FAUNA TERRESTRE

Se han recopilado más de 180 documentos de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA), entre los que se incluyen Estudios (EsIA), Informes (IIA) y Declaraciones de Impacto Ambiental (DIA), de 25 parques eólicos en funcionamiento en el Principado de Asturias, así como de 46 parques en proceso de evaluación que ya contaban con alguno de los citados documentos técnicos. A estas cifras hay que añadir los informes de seguimiento de mortalidad de aves y quirópteros de 25 parques eólicos en funcionamiento en el Principado de Asturias. Mediante la revisión de estos documentos, y teniendo en cuenta los resultados de los análisis realizados en el apartado 2 de este informe, se valoró si los EsIA, IIA y DIA reflejan adecuadamente la presencia y abundancia relativa de las especies de fauna terrestre presentes en la zona de estudio. Se consideraron las tres especies objeto de estudio mediante seguimiento GPS en este proyecto, junto con otras aves rapaces y mamíferos carnívoros de especial interés en conservación en el área de estudio (Tabla 2).

Tabla 2. Especies silvestres consideradas para valorar la adecuación de los documentos de evaluación de impacto ambiental (EIA) de cara a detectar y prevenir impactos de los parques eólicos en la biodiversidad. El nivel de protección legal es el recogido actualmente en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESRPE) y/o en Catálogo Español de Especies Amenazadas en el área de estudio. *El lobo, que actualmente no está protegido en el área de estudio por la normativa estatal, ha estado incluido en el LESRPE en el periodo 2021-2024 y se considera especie “singular” en el Principado de Asturias (Decreto 38/1994).

Especie	Nivel de protección
Águila real (<i>Aquila chrysaetos</i>)	LESRPE
Alimoche (<i>Neophron percnopterus</i>)	Vulnerable
Buitre leonado (<i>Gyps fulvus</i>)	LESRPE
Lobo (<i>Canis lupus</i>)	*Especie singular
Milano real (<i>Milvus milvus</i>)	En peligro de extinción
Oso pardo (<i>Ursus arctos</i>)	En peligro de extinción

Para los parques eólicos sometidos a EIA hace más de cinco años se utilizó la mejor información disponible sobre la presencia de aves y mamíferos en el área de estudio en

los años de realización de la EIA, incluyendo los censos oficiales facilitados por el Principado de Asturias (ej. González-Quirós & Benito, 1997.; González-Quirós, 2000) y revisiones científico-técnicas realizadas por los miembros del equipo investigador. En el caso de los parques sometidos a EIA en los últimos 5 años se utilizó la información generada tanto por los individuos equipados con GPS como de las especies registradas en el seguimiento con fototrampeo descrito previamente. Además, se usaron los últimos datos de distribución de las especies objetivo en el Principado de Asturias, a través del Sistema de Información Territorial e Infraestructura de Datos Espaciales de Asturias (SITPA-IDEAS). La comparación entre lo recogido en los documentos de EIA y lo reflejado en los censos se realizó mediante modelos lineales generalizados (GLM en sus siglas en inglés) a través del software de uso libre R (Posit team, 2023).

Se valoró también si el tipo de impactos reflejados en los documentos, así como la magnitud de los mismos se correspondía con los identificados en este proyecto respecto a los riesgos de siniestralidad y cambios en el uso del hábitat, así como sus principales causas. Así mismo, se evaluó si las medidas correctoras propuestas en los documentos revisados fueron adecuadas para evitar o minimizar los impactos de los parques eólicos detectados sobre la fauna. Se valoró el grado de cumplimiento de las medidas correctoras exigidas a los parques eólicos en funcionamiento de cara a minimizar su impacto en la fauna terrestre, prestando especial atención a aquellas medidas correctoras requeridas en las DIA.

En total se revisaron más de 180 documentos de evaluación de impacto ambiental, incluyendo EsIA, IIA, DIA y otros documentos como autorizaciones administrativas o declaraciones de utilidad pública, permitiendo así obtener estimas del grado de adecuación de los documentos generados en la Evaluación de Impacto Ambiental de parques eólicos en lo que respecta a la correcta identificación y valoración de impactos en la fauna terrestre. En este ámbito cabe destacar que, al comparar los datos de presencia de especies recogidos en los EsIA de 37 parques eólicos en operación (18) y tramitación (19) en el Principado de Asturias con los datos de los censos oficiales más contemporáneos a cada estudio, solo se detectó correspondencia entre ambos para el alimoche (estima: $1,54 \pm$ error estándar, EE: 0,78; $p= 0,047$; Díaz-Fernández, 2024). **Si bien los EsIA dieron respuesta a los requisitos legales en lo que respecta a incluir inventarios faunísticos, estos documentos no reflejarían correctamente la presencia de las especies, ni siquiera de las más amenazadas y/o carismáticas como el oso pardo.** Este resultado fue muy parecido tanto cuando se consideraron los parques en funcionamiento, con EsIA más antiguos, como cuando se analizaron los parques en tramitación, con documentos más modernos. De hecho, tanto la presencia de milano real como de águila real fue mejor detectada en los EsIA de los parques en operación que en las instalaciones en tramitación ($\chi^2= 5,95$, $p= 0,01$; $\chi^2= 3,51$, $p= 0,06$,

respectivamente), siendo la detección igual de precisa (37 – 39 % de acierto) en ambos tipos de parques en el caso del lobo ($\chi^2= 1,09$ e-31, $p= 1$).

Estos fallos en la detección de las especies silvestres en los emplazamientos de los parques eólicos ponen en riesgo la correcta identificación y valoración de los impactos de estas infraestructuras sobre la fauna y, por lo tanto, la adopción de medidas correctoras destinadas a mitigarlos. Así, por ejemplo, en el caso del lobo, de un total de 33 EsIA de parques eólicos con presencia de esta especie en su territorio, solo el 24 % hizo referencia a un posible efecto de los parques eólicos en el cánido. En concreto, estos documentos, (todos ellos correspondientes a parques eólicos en tramitación), se refirieron al posible abandono de centros de actividad por parte del lobo, que fuesen sustituidos por otros de menor calidad, o a la elección de nuevos lugares de reproducción. Sin embargo, **a pesar de reconocer este posible impacto, que estaría en la línea de lo observado en este proyecto (ver arriba), ninguno de los documentos revisados incluyó entre las medidas adoptadas para mitigarlo la restricción o control del tránsito por los viales de los parques;** una intervención de bajo coste económico que se ha mostrado útil para minimizar el impacto de vías de transporte en grandes vertebrados terrestres, incluyendo el lobo y el oso (Whittington *et al.*, 2019). A pesar de existir ésta y otra información sobre el posible impacto negativo de las infraestructuras de transporte en el uso del espacio por los osos, en el caso del oso pardo, solo cuatro de 11 EsIA que reconocían la presencia de la especie en su área de estudio mencionan la posible degradación del hábitat del oso pardo debida a la instalación del parque eólico y sólo uno de esos estudios hablaba del posible impacto del tránsito en viales. En consonancia, sólo un EsIA, de un parque en tramitación, hizo referencia a “restringir el acceso con vehículos a motor al interior del recinto del parque, excepto propietarios y personal de mantenimiento acreditado” y a “procurar evitar horarios nocturnos”. De manera análoga, si bien dos de las 19 DIA de parques en funcionamiento, elaboradas entre los años 2000 y 2011, prohibieron la construcción de algunos viales por molestias a estas especies, ninguna de ellas incluyó restricciones al tránsito por los viales en su condicionado. Tampoco incluyen estas restricciones las DIA de parques en fase de tramitación o de construcción elaboradas o aprobadas antes de 2023. De un total de 23 DIA analizadas en este caso, solo las 14 publicadas en 2023 establecieron que “los viales de nueva apertura tendrán un uso restringido”. No obstante, si bien en algunos casos se especifica que esta restricción tendrá que advertirse al inicio de la pista con señales u otros “medios disuasorios”, **ninguna DIA establece claramente un sistema de restricción que impida físicamente el paso de vehículos no autorizados** (p.ej., mediante una valla). Según los análisis preliminares elaborados en este proyecto (ver arriba), la utilización de señales podría no ser efectiva para restringir el paso, especialmente si se trata de señales no homologadas (p.ej., carteles de la empresa). No obstante, como también se ha comentado anteriormente, sería recomendable explorar estos impactos con más profundidad. En este sentido, podrían aprovecharse las restricciones de partida

establecidas en las nuevas DIA para hacer un seguimiento comparado del impacto de los viales en la fauna tanto en el espacio como en el tiempo.

En el caso de las aves rapaces, entre los principales impactos se destacan las colisiones y electrocuciones, que aparecen recogidos en todos los EsIA analizados. Estos documentos también incluyen medidas correctoras como la parada biológica, considerada en el 47,6 % de los parques, la reubicación de molinos (14,3 %) o el soterramiento de cables (95,2 %). La gran mayoría de las DIA analizadas, tanto las más antiguas como las más recientes, exigen el soterramiento de los cables, si bien esta medida se enmarca en el apartado de medidas destinadas a reducir el impacto paisajístico, no los impactos en la fauna. En el caso de las DIA más recientes, en el apartado de impactos a la fauna, se exige además que los cables no soterrados se adecuen a lo exigido por el R.D. 1432/2008, de 29 de agosto, por el que se establecen medidas para la protección de la avifauna contra la colisión y la electrocución en líneas eléctricas de alta tensión. La mayoría de las DIA elaboradas a partir del 2023, incluyen la parada de aerogeneradores para evitar colisiones, en claro contraste con las DIA más antiguas, de las que solo una de 19 (5,2 %) recoge esta medida. Además, las DIA elaboradas a partir de 2023 condicionan la entrada en funcionamiento del parque a que todos los aerogeneradores estén visualmente monitorizados mediante un **sistema de cámaras de alta definición que permitan la parada automática de las máquinas en caso de riesgo de colisión**. Si bien este sistema ha sido señalado como una buena medida mitigadora de las colisiones de grandes aves rapaces con aerogeneradores (McClure *et al.*, 2021), **esta tecnología cuenta con limitaciones que requieren un seguimiento robusto de su aplicación y de la mortalidad para estimar su capacidad de mitigación real** (Huso & Dalthorp, 2023), que puede variar, entre otros factores, según las condiciones ambientales y las especies a detectar. Durante el seguimiento en campo realizado en este proyecto se ha observado la presencia de cámaras en sólo un parque eólico de los 24 que se encuentran en funcionamiento en Asturias y cuya DIA sí exigía su instalación. No obstante, durante al menos una de las visitas realizadas, las cámaras estaban desconectadas. Otra medida preventiva de la colisión con fauna observada en dos parques eólicos del área de estudio ha sido la instalación de vinilos que imitan grandes ojos en el fuste de los aerogeneradores. Al no haber encontrado ninguna referencia acerca de su efectividad se preguntó a la empresa operadora de las instalaciones, que confirmó que no cuentan con evidencia de su efectividad, pero que la idea procede de algún aeropuerto que coloca estas imágenes en las pistas para evitar la presencia de aves.

En el 66,7 % de los parques analizados, los EsIA plantearon la retirada de carroñas del entorno de los aerogeneradores como medida preventiva de colisiones de aves carroñeras. Si bien solo una de 42 DIA analizadas (2,4 %) hace mención expresa a esta medida, la mayoría sí recogen que el “promotor deberá cumplir todas las medidas

preventivas y correctoras contempladas en el estudio de impacto ambiental”. Sin embargo, el seguimiento de las aves equipadas con GPS en el marco de este proyecto, ha permitido confirmar la presencia de más de una veintena de carroñas de ganado en la proximidad (<300 m) de aerogeneradores de seis parques eólicos en operación (25,0 %), dos de los cuales (8 %) sí incluían la **retirada de carroñas como medida preventiva** en sus EsIA. El hecho de que la presencia de ganado equino sea uno de los principales factores que explique la presencia de buitres leonados equipados con GPS volando a baja altura en las áreas de los parques eólicos, también podría apuntar en esta dirección. Tanto en el caso de las aves como de los mamíferos, los resultados del proyecto indican un impacto negativo de la densidad de aerogeneradores en el uso del hábitat. Estos resultados ponen de manifiesto la **necesidad de considerar los efectos sinérgicos de la instalación de parques eólicos próximos entre sí en el uso del hábitat por la fauna silvestre**. Este impacto sólo se menciona en una de 42 DIA analizadas (2,4 %), que, no obstante, sólo hace referencia a posibles efectos sinérgicos en lo que respecta a la mortalidad por colisión. De igual modo, los EsIA que abordan dichos impactos, se centran solamente en las estimas de riesgo de colisión de fauna silvestre. Además, es necesario destacar que **las DIA más recientes no hacen mención explícita al cambio de ubicación o retirada de aerogeneradores** (p.ej., con alta mortalidad de fauna); algo que sí contemplaban el 93,1 % de las DIA aprobadas antes del 2023.

El **seguimiento de la mortalidad de fauna en parques eólicos** es una medida requerida en todos ellos, con el objetivo de evaluar su impacto real y tomar medidas adicionales en consecuencia. Si bien las DIA emitidas antes de 2018 no recogen literalmente la obligación de este seguimiento, sí incluyen un enunciado genérico que obligaba a los parques a hacer un seguimiento de las especies silvestres. A partir de esta fecha, las DIA ya se refieren explícitamente a la necesidad de realizar seguimientos de mortalidad, especificando en su mayoría que tienen que realizarse visitas o bien semanales o bien en base a las recomendaciones obtenidas en estudios de detección de fauna siniestrada y de capacidad de detección de los buscadores que las propias DIA también reclaman. No obstante, **las DIA no especifican las características mínimas que han de tener los estudios de detección** (más allá de que abarquen diversos tamaños y estaciones), y, en consonancia, **la metodología descrita al respecto en los EsIA varía**, especialmente en el tamaño de muestra de carroñas simuladas, que en algunos casos no se especifica y en otros es de 20, 80 o al menos un señuelo por aerogenerador y estación del año. Con el objetivo de garantizar una muestra representativa, y teniendo en cuenta que la desaparición de la fauna siniestrada se vincula principalmente a su consumo por carroñeros, se recomienda elaborar una curva de acumulación de especies carroñeras a medida que se añaden muestras por estación del año, hábitat y tipo de carroña, hasta llegar a la estabilización de dicha curva. Este método permitirá adaptar mejor el estudio a las características del medio en el que se sitúe el parque eólico. **Para optimizar el**

seguimiento de las carroñas simuladas se recomienda el uso de cámaras de fototrampeo, que no se plantea en todos los EsIA.

La importancia de especificar las metodologías en las DIA o en informes vinculados a las mismas se puso de manifiesto al revisar los **seguimientos de mortalidad de 24 parques eólicos en funcionamiento**. En estos casos, en los que, como se ha dicho arriba, las DIA no se referían específicamente al seguimiento de mortalidad de fauna ni establecían criterios metodológicos claros, la periodicidad del seguimiento fue muy variable, desde detecciones ocasionales por parte del personal del parque hasta visitas mensuales, cada 20, 15 o 7 días. Según los resultados de este proyecto, en dos semanas se podrían perder hasta el 69,0 % de los cadáveres de aves de pequeño y mediano tamaño e incluso los quirópteros. Así pues, estos resultados **recomendarían tanto la reducción del tiempo entre visitas como la corrección de la detección de fauna siniestrada según la frecuencia de visitas, las especies objeto de búsqueda y/o la estación del año**. Por ejemplo, con visitas cada 7 días, se perdería en torno al 55,1 % de la fauna siniestrada en el parque.

En solo dos casos de los 24 seguimientos de mortalidad se menciona el uso de perros en las búsquedas, aunque no se dan detalles de su entrenamiento ni de cómo ni cuantas veces se usaron. De hecho, aunque las DIA aprobadas con posterioridad al año 2019 incluyeron el **uso de perros convenientemente entrenados para el seguimiento de mortalidad**, ni los seguimientos de mortalidad ni los EsIA recientes usan o proponen el uso de perros para este fin. Solo uno (6,7 %) de 15 EsIA elaborados a partir de 2019 contempló el uso de perros entrenados “siempre que fuera posible”. Es más, son varios los EsIA que desaconsejan el uso de perros en las búsquedas de mortalidad, aduciendo que dicho uso incluiría sesgos difíciles de controlar que podrían dificultar las estimas. Entre esos factores se mencionan las distintas combinaciones de perro y persona, el estado de ánimo del perro, una variable capacidad de detección según la vegetación o las especies siniestradas, así como el estado de descomposición de las carroñas o la meteorología. Sin embargo, además de que estos factores afectarían también a las personas buscadoras, no se aportan referencias bibliográficas robustas que apoyen estas afirmaciones, ignorando la existencia de experimentos científicos más recientes que abogan por el uso de perros para aumentar la eficiencia de la detección de fauna siniestrada en parques eólicos (p.ej., Domínguez *et al.*, 2020). Cabe señalar que los perros no solo se han demostrado mejores que las personas en la detección de fauna siniestrada en parques eólicos, también en otros contextos como el de fauna envenenada (p.ej., Richards *et al.*, 2021).

En línea con lo mencionado anteriormente, **los datos de mortalidad de fauna en parques eólicos de Asturias no solo infra-estimarían los siniestros, sino que, al no estar recogidos de forma sistemática y/o homogénea, son difícilmente comparables**. No

obstante, como ya se ha comentado anteriormente, se observó una correlación entre los siniestros de buitre leonado registrados en los parques eólicos de Asturias entre 2019 y 2022 y la intensidad de uso del espacio por esta especie calculada en este proyecto (estima: $1,543 \times 10^6$, IC 95%: $6,58 \times 10^5 - 2,44 \times 10^6$; $p < 0,01$).

3.2 ADECUACIÓN DE LOS DOCUMENTOS DE EIA A LA LEGISLACIÓN SOBRE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Los resultados obtenidos en el apartado anterior se contrastaron con la legislación vigente en materia de conservación de la biodiversidad tanto a escala regional como nacional e internacional con el objetivo de detectar algunos de los principales fallos de adecuación. Además, la información obtenida mediante el seguimiento GPS de buitre leonado, la especie que cubrió una mayor extensión del área de estudio, se comparó con las herramientas de planificación eólica disponibles a escala regional y nacional. Los detalles de este análisis se pueden consultar en el artículo Bravo-Chaparro *et al.*, (2026a).

La normativa en materia de conservación de fauna a nivel regional, estatal y europeo establece la obligatoriedad de proteger a las especies aquí evaluadas tanto evitando la mortalidad no natural de sus ejemplares como protegiendo su hábitat de cría, refugio y migración.

En el **ámbito regional**, el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Fauna Vertebrada del Principado de Asturias, aprobado por Decreto 32/1990, protege tanto a los individuos como a las áreas de reproducción, invernada o reposo de las especies catalogadas. Entre estas especies destacan algunas de las consideradas en algunos apartados de este proyecto (Tabla 2), como el oso pardo, especie “En Peligro de Extinción”, el alimoche, “Sensible a la Alteración de su Hábitat” y el águila real, “Vulnerable”. Esta catalogación obliga además a la elaboración de planes para su conservación, en los que se especifican las medidas concretas a tomar en cada caso.

El Decreto 13/1991 establece el Plan de Recuperación del Oso Pardo en Asturias, que incluye la obligatoriedad de “*entidades, organismos o corporaciones que intervengan en el otorgamiento de licencias, concesiones administrativas y cualquier otra clase de autorizaciones o que ejecuten obras en el ámbito de aplicación del Plan*” de observar el cumplimiento del mismo. Dicho ámbito incluye el área de distribución actual y potencial de la especie, que, en el momento de la aprobación del plan abarcaba, entre otros, parte de los concejos de Allande, Belmonte de Miranda, Salas y Tineo; si bien el texto normativo reconocía la ausencia, en el momento de su publicación, de una delimitación precisa del área potencial de la especie, que no contaba, por ejemplo, con zonas definidas en el centro-occidente de Asturias. En lo que respecta al cumplimiento del

plan, se establecen una serie de medidas de protección del oso pardo entre las que se incluye, por ejemplo, *“minimizar, mediante la adecuación de la red de pistas, los efectos negativos del tránsito de vehículos”*. En el año 2002, el Decreto 9/2002 actualiza el plan de recuperación del oso pardo, ampliando el ámbito del mismo, al aumentar el área de distribución actual y potencial de la especie, que incluye ya todo el municipio de Belmonte de Miranda y una mayor extensión de terreno en el resto de municipios anteriormente citados (Allande, Salas y Tineo). El cumplimiento del plan sigue prestando atención a la red de pistas y los efectos derivados del tránsito de vehículos; añade además el objetivo de *“asegurar la conectividad entre poblaciones y núcleos de población”, “identificando los elementos que puedan actuar como barrera o dificultar la dispersión de ejemplares”*.

En el año 2001 se aprueban el Plan de manejo del alimoche (Decreto 137/2001) y el Plan de conservación del águila real (Decreto 138/2001), en ambos documentos se establece un área de distribución actual y potencial de las especies, siendo esta última definida como *“aquella que por sus características naturales pueda ser susceptible de ser ocupada por la especie en el futuro”*. En el caso del alimoche se considera como área potencial todo el territorio del Principado de Asturias, mientras que para el águila real se destaca la relevancia, entre otras zonas, de la cuenca media y alta del río Narcea, la cabecera de la cuenca del río Ibias, y la cuenca media del río Navia. Para ambas especies, los planes aprobados contemplan medidas que eviten la colisión con tendidos eléctricos aéreos, entre las que se incluye la modificación del trazado o la señalización de los cables. Además, se presta especial atención a la realización de actividades industriales que supongan un factor de riesgo para la conservación de las especies, controlando la construcción y el uso de pistas y carreteras en el entorno de los cortados de cría.

El Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Principado de Asturias (PORN), aprobado en el año 1994 (Decreto 38/1994), reconoce la necesidad de mejorar la información disponible sobre una serie de especies que presentan *“indicios razonables de una situación precaria”*, entre las que se incluye el lobo. El Plan de Gestión del Lobo (Decreto 23/2015) considera que los parques eólicos pueden tener un impacto significativo sobre la especie. En concreto, en su punto 7 el plan establece *“Considerar en los procedimientos de evaluación de planes y programas, de evaluación de impacto de proyectos y evaluación de repercusiones sobre la red natura 2000, los efectos sobre la fragmentación y conservación de la población asturiana de lobo de aquellas actuaciones susceptibles de alterar de forma significativa las condiciones naturales del territorio, con especial atención a las vías de comunicación y a los parques eólicos”*. La necesidad de valorar el impacto de los parques eólicos sobre la calidad de hábitat del lobo también se reconoce a nivel nacional en la estrategia para la conservación de esta especie en España (Ministerio de Medio Ambiente 2006), así como en otras comunidades vecinas, como en el caso de Galicia (Decreto 297/2008).

Las Directrices Sectoriales de Ordenación del Territorio para el aprovechamiento de la energía eólica en Asturias, aprobadas por Decreto 42/2008, prestan especial atención, en su Directriz 9ª, a los impactos de estas instalaciones en la avifauna, prohibiendo la instalación de parques eólicos en Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA). No obstante, estas directrices también consideran que los parques eólicos no pueden instalarse en las áreas de distribución actual y potencial del oso pardo. Además, se obliga a evaluar el posible impacto sobre la fauna mediante la preceptiva Evaluación de Impacto Ambiental, debiendo incorporar el Estudio de Impacto Ambiental información sobre la presencia de rutas migratorias de aves, así como de “zonas de cría de grandes aves: buitres, alimoche, águila real, etc”, en un radio de 5 km alrededor del parque eólico. En lo que respecta a la legislación asturiana, tanto el Plan de Gestión del Lobo (Decreto 23/2015), como las Directrices Sectoriales de Ordenación del Territorio para el aprovechamiento de la energía eólica (Decreto 42/2008), consideran que los parques eólicos pueden tener un impacto significativo sobre el lobo y el oso, respectivamente.

La **legislación nacional** vigente en materia de conservación medioambiental durante la realización de los primeros EsIA era la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres. Esta norma recogía la obligación de las administraciones públicas de garantizar la conservación de las especies de la flora y la fauna que viven en estado silvestre, así como de sus hábitats, prestando especial atención a las especies incluidas en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, aprobado por Real Decreto 439/1990 (Tabla 2). La Ley 42/2007, de 13 de diciembre (modificada en 2015, 22 de septiembre), del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, deroga y actualiza la norma anterior, manteniendo la obligación de conservar las especies silvestres y sus hábitats y reestructurando el Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011). Este catálogo incluye dos categorías, especies “En Peligro de Extinción” y “Vulnerables”, según el mayor o menor riesgo para su supervivencia, respectivamente. La Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, en su artículo 54 establece que “*está prohibido matar, herir, molestar o inquietar deliberadamente a los animales salvajes, sea cual fuere el método empleado o la fase de su ciclo biológico*”. Además, se crea, dentro del catálogo, el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESRPE), que incluye especies “*merecedoras de una atención y protección particular en función de su valor científico, ecológico, cultural, por su singularidad, rareza, o grado de amenaza, así como aquellas que figuren como protegidas en los anexos de las Directivas y los convenios internacionales ratificados por España*”.

En el **ámbito internacional**, por su gran relevancia para la conservación de la biodiversidad en el Unión Europea, cabe destacar las Directivas Aves (2009/147/CE) y Hábitats (92/43/CEE), ambas vigentes en el momento de la elaboración de los EsIA

analizados en este informe. Los individuos de las especies de aves incluidas en el Anexo I de la Directiva Aves (todas las aves de la Tabla 2), y sus hábitats, deben ser protegidos, preferentemente mediante la declaración de zonas de protección especial (ZEPA). No obstante, esta directiva también recoge la necesidad de que los estados miembros se esfuercen por evitar la contaminación o el deterioro de los hábitats fuera de dichas zonas de protección. Por su parte, la Directiva Hábitats obliga a los estados miembros a proteger de forma rigurosa los lugares de reproducción y descanso de las especies incluidas en sus Anexos (Sazatornil *et al.*, 2019), evitando las molestias durante periodos clave del ciclo vital como la reproducción, la migración o la hibernación. Además, esta directiva requiere a las administraciones competentes un sistema de control de las capturas o sacrificios accidentales de las especies animales incluidas en el Anexo IV; el objetivo de este registro es informar las medidas de conservación necesarias para garantizar que esas muertes no tengan una repercusión negativa importante en las especies consideradas.

En Europa, el Convenio de Berna sobre la Conservación de la Vida Silvestre y Hábitats Naturales Europeos (Consejo de Europa 1979) y la Directiva de Hábitats de la UE de 1992 (Directiva 92/43/CEE) proporcionan el marco legal para la conservación de especies amenazadas como el oso pardo. Bajo este marco legal, las autoridades competentes (nacionales o sub-nacionales en estados descentralizados) deben garantizar una protección especial para los osos, incluida la prohibición de destruir o dañar los lugares concretos de refugio y reproducción.

Tanto el Convenio de Berna (en su artículo 6) como la Directiva Hábitats (en su artículo 12) requieren que los estados miembros prohíban expresamente la destrucción de los lugares de cría y las molestias durante el periodo reproductor de las especies incluidas en los anexos de la citada directiva. Es importante destacar que el Tribunal Europeo de Justicia ha señalado que los estados miembros no solo deben prohibir la destrucción, daño o perturbación de los lugares de cría de las especies, sino que también deben tomar todas las medidas necesarias para garantizar que las prohibiciones establecidas no se violen en la práctica (Tribunal Europeo de Justicia, 30 de enero de 2002, caso C-103/00). Estas obligaciones se aplicarían directamente a las especies listadas en los Anexos II y IV de la Directiva Hábitats, como el oso pardo, catalogado como “En Peligro de Extinción” en nuestro país (Tabla 2). Pero, además, esta interpretación también se extiende a especies listadas en el Anexo V, como el lobo (Sazatornil *et al.*, 2019), considerado “Especie de Interés” en el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Principado de Asturias (Decreto 38/1994). Al ser ambas especies consideradas “Especies de Interés Comunitario” por la Directiva Hábitats, los estados miembros deben garantizar un estado de conservación favorable para las mismas (Epstein *et al.*, 2016). La forma de garantizar este estado de conservación favorable queda a la interpretación de las autoridades competentes en algunos aspectos. Si bien, la

vulnerabilidad de los lobos a molestias de distinta índole (desde persecución activa hasta presencia humana cerca de los lugares de cría) durante el período reproductor (Sazatornil *et al.*, 2019), recomendaría la protección de sus lugares de cría para cumplir con la legislación existente en materia de conservación (Sazatornil *et al.*, 2019), especialmente en paisajes humanizados como el asturiano. Además, los lobos reutilizan con frecuencia los sitios de reproducción, o los establecen cerca de otros lugares seleccionados previamente (Capitani *et al.*, 2006), como *a priori* parece suceder también en Asturias (ver arriba), lo que indicaría o bien que las condiciones óptimas para la cría son muy particulares (Sazatornil *et al.*, 2019), o que existe un déficit de sitios alternativos (Mech & Packard, 1990).

Respecto a la mortalidad no natural de fauna, los EsIA analizados contemplan los riesgos de mortalidad por colisión y electrocución de las especies de aves analizadas asociados a la presencia de los parques eólicos, y, por lo tanto, adoptan medidas para minimizarlos. No obstante, las medidas propuestas (ej. parada biológica, retirada de molinos) están, sobretodo en el caso de la colisión con aerogeneradores, condicionadas a la detección previa de mortalidades elevadas mediante seguimientos periódicos, extremo éste que, hasta donde hemos podido comprobar, no está debidamente resuelto ni por parte de los promotores en los respectivos EsIA ni por parte de la administración competente en las DIA emitidas. Si bien en ambos documentos se hace referencia al establecimiento de dichos seguimientos para la recopilación de datos que faciliten la toma de decisiones al respecto, los seguimientos de mortalidad de los parques en funcionamiento en Asturias a los que hemos tenido acceso presentan una gran heterogeneidad entre parques e, incluso dentro del mismo parque, no aportan suficientes detalles metodológicos como garantizar que los resultados obtenidos sean comparables. Ninguno de esos informes de seguimiento aporta estimas de mortalidad corregidas por el esfuerzo de búsqueda o la detectabilidad. En este sentido, en lo que respecta a la adecuación de los procedimientos de evaluación de impacto ambiental a la legislación vigente en materia de conservación de la biodiversidad, **sería necesario confirmar con expertos legales en la materia hasta qué punto la ausencia de este registro incumple la obligación legal de evitar la mortalidad no natural de fauna**, que, en algún caso, - como, por ejemplo, el de la Directiva Hábitats -, obliga a llevar un control de las muertes no naturales.

Aunque la obligación de **conservar el hábitat de reproducción, refugio o migración de las especies** está también contemplada en los EsIA analizados, **la falta de un criterio claro y debidamente justificado a la hora de considerar la ubicación del parque eólico evaluado dentro del área de distribución de una especie, condiciona el cumplimiento de dichas normas**. El caso más llamativo en este sentido, por el nivel de protección de la especie, catalogada como “En Peligro de Extinción”, así como por tratarse de una especie muy carismática, es el del oso pardo. Tanto su área de distribución como sus

efectivos han aumentado considerablemente en el Principado de Asturias en las últimas dos décadas, con una expansión de la especie en el occidente de la región. No obstante, según muestran los resultados de este proyecto, **los EsIA no parecen recoger adecuadamente la presencia de oso pardo en las áreas de potencial instalación de parques eólicos.** Esto dificultaría el correcto cumplimiento de las **Directrices de Sectoriales de Ordenación del Territorio para el aprovechamiento de la energía eólica (Decreto 42/2008)**, que establecen que la instalación de parques eólicos debe considerarse una actividad prohibida en las áreas de distribución actual y potencial del oso pardo.

Entre los impactos de los parques eólicos considerados como relevantes para las especies de mamíferos terrestres (incluyendo el lobo y el oso pardo) en los EsIA analizados, destaca el posible efecto barrera de las infraestructuras. No obstante, este impacto se evaluó siempre como compatible, al asociarlo a la ausencia de vallados perimetrales. Tal y como muestran los resultados preliminares de este proyecto (ver arriba), **el impacto de los viales en especies como el lobo o el oso pardo es escasamente considerado y no se propone ninguna medida mitigadora en la mayoría (97,3 %) de los EsIA.** Esto es así a pesar de que **el Plan de Recuperación del Oso Pardo en Asturias, establece como una medida prioritaria para la conservación de la especie el control de la apertura de nuevas pistas, así como de su uso** en todo el ámbito de aplicación de la norma, que incluye la distribución actual y potencial de la especie. El impacto que ejerce el uso de las vías de comunicación en el oso pardo y en otras especies de grandes mamíferos está demostrado en la literatura científica (p.ej., Whittington *et al.*, 2019). Entre otros impactos, el tráfico rodado supone una alteración en el uso del espacio por parte de estas especies, por lo que la no consideración de este impacto en los EsIA de los parques eólicos contrasta con la obligación de preservación del hábitat de las especies consideradas. Es más, el impacto de la apertura y uso de pistas es considerado también en los planes de manejo y conservación del alimoche y el águila real (Decreto 135/2001 y 137/2001, respectivamente). Los resultados de este proyecto indican también un potencial impacto negativo de los parques eólicos y sus viales de acceso en el uso del hábitat por parte del lobo. Como muestran los resultados del proyecto, en claro contraste con los parques más antiguos ya en funcionamiento, **las DIA más recientes sí establecen el uso restringido de los viales de nueva construcción, si bien no especifican el tipo de restricciones de acceso más allá de señalizaciones.** Los resultados del proyecto indicarían que **este sistema de señales no sería tan eficiente como, por ejemplo, un vallado que impida el acceso a vehículos.** En el caso de grandes depredadores como el oso pardo y el lobo, la accesibilidad que ofrecen las pistas asociadas a los parques de eólicos debería ser convenientemente evaluada de cara a tomar las correspondientes medidas preventivas, para evitar no solo molestias en áreas de cría o refugio, sino también la **persecución ilegal de dichas especies al facilitar el acceso al territorio.** Si bien algunos de los EsIA más recientes incluyen entre las medidas

compensatorias la colaboración con la administración en lo que respecta a comunicar la aparición de animales muertos, así como de trampas, cebos y otros sistemas de captura ilegal de fauna, no se especifica la forma concreta de actuación en este caso.

Otro punto de posible conflicto con la legislación vigente es el que se observa respecto a la correcta identificación del milano real en los EsIA. La especie ha aumentado su presencia como invernante en todo el Principado de Asturias, con importantes dormideros en el occidente (Molina, 2015). Esto podría estar dificultando su correcta detección en la actualidad, ya que, como se muestra en este proyecto, **los EsIA de parques eólicos en operación fueron mejores en detectar la presencia/ausencia del milano real en su área de interés que los documentos más recientes**. Realizar inventarios de fauna en campo durante el invierno podría ayudar a mejorar esta detección y evitar así **contravenir lo dispuesto en la legislación autonómica (p.ej., Directrices de ordenación eólica), así como en la normativa nacional y europea, al no valorar adecuadamente el posible impacto de los parques eólicos en el milano real**, una especie catalogada como “En Peligro de Extinción” en España y que parece sufrir una mortalidad nada despreciable por colisión con aerogeneradores (Mammen *et al.*, 2011; Panter *et al.*, 2025; ver también los resultados del proyecto arriba descritos).

Por último, destacar que, al comparar el uso del espacio por parte del buitre leonado con las herramientas de sensibilidad ambiental a parques eólicos disponibles tanto a nivel nacional como regional, se observa que hay margen de mejora en varios aspectos. Por un lado, **se han identificado zonas con elevada intensidad de uso por parte de los buitres (tanto leonado como quebrantahuesos) que necesitan incrementar el nivel de sensibilidad asignado en los instrumentos de planificación oficial** (Fig. 5; Bravo-Chaparro *et al.*, 2026a), de cara a evitar la instalación de parques eólicos en lugares frecuentados por estas especies y que puedan derivar en una alta mortalidad y un posible incumplimiento de las obligaciones legales al respecto. Esto incluye zonas de alimentación o corredores ubicados lejos de las zonas de cría, muchas de las cuales se localizan en espacios protegidos que se suelen utilizar para definir las zonas ambientalmente sensibles. Por otro lado, los resultados de esta comparación también muestran cómo **las herramientas o categorías legalmente vinculantes son mucho menos precisas a la hora de identificar las áreas con mayor uso del espacio por los buitres que las herramientas y categorías sin amparo legal** (Fig. 5; Bravo-Chaparro *et al.*, 2026a). Estos resultados nos estarían indicando la necesidad de aumentar la vinculación legal de las herramientas de planificación oficial existentes, especialmente en las zonas de mayor sensibilidad, que incluyen el entorno de las colonias, pero también áreas de alimentación y corredores de desplazamiento alejados de éstas. Además, **esta pérdida de precisión también se observa temporalmente, con las herramientas más antiguas identificando mejor las zonas con mayor uso por los buitres** (Fig. 5; Bravo-Chaparro *et al.*, 2026a).

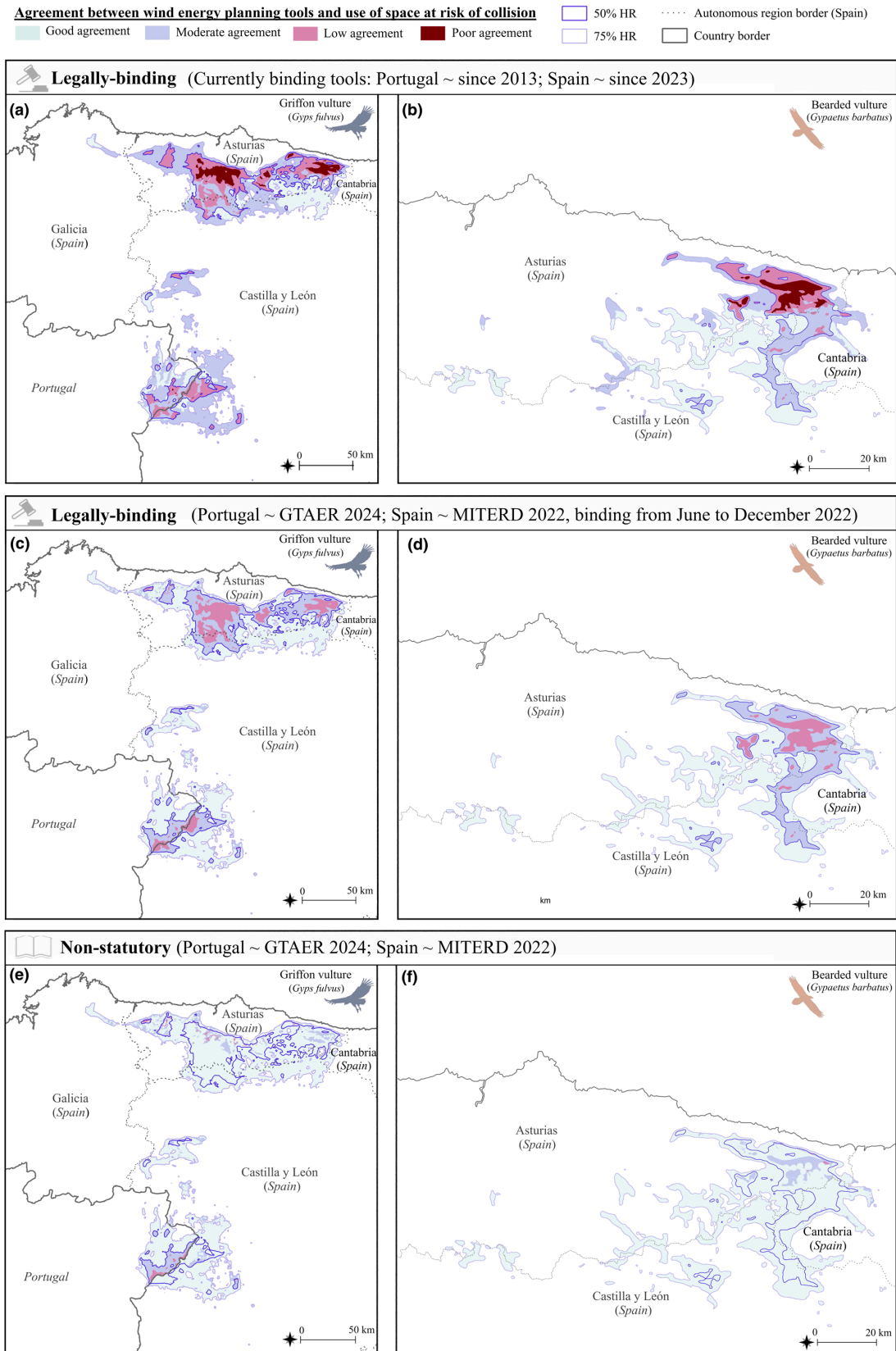


Figura 5. El seguimiento de buitres equipados con dispositivos GPS ha permitido evaluar la precisión de las herramientas oficiales de planificación eólica para detectar zonas muy usadas por estas especies. Se han considerado tanto los aspectos legalmente vinculantes de las herramientas vigentes (a,b), como de las normas previas ya derogadas (c,d), y las categorías no vinculantes legalmente (e,f). Figura tomada de Bravo-Chaparro *et al.*, (2026a).

4 RECOMENDACIONES DE MEJORA DE LA EFECTIVIDAD DE LOS PROCEDIMIENTOS DE EIA PARA MINIMIZAR LOS IMPACTOS DE LOS PARQUES EÓLICOS EN LA BIODIVERSIDAD

Los resultados obtenidos en el proyecto se han combinado con la revisión bibliográfica de artículos científicos para elaborar una serie de recomendaciones respecto a la evaluación y seguimiento de los impactos de los parques eólicos en la biodiversidad. Estas recomendaciones se han recogido en un protocolo que se puede solicitar a los autores de este informe (Bravo-Chaparro *et al.*, 2026b), y que incluye recomendaciones respecto a: (i) **cómo mejorar y valorar los impactos de los parques eólicos en la fauna terrestre**, (ii) **la adopción de medidas correctoras eficaces para su prevención y mitigación**, y (iii) **el diseño de sistemas de vigilancia ambiental más efectivos**, que permitan informar la gestión adaptativa del impacto ambiental de los parques.

Minimizar los impactos de la energía eólica sobre la fauna requiere inicialmente una **buena planificación espacial de las áreas en las que se instalen los parques eólicos**. Con este objetivo se han elaborado herramientas de sensibilidad ambiental a estas energías (p.ej., MITERD 2022 Zonificación ambiental para energías renovables: Eólica y Fotovoltaica; Decreto 42/2008 del Principado de Asturias) que, según los resultados de este proyecto, tendrían margen de mejora a la hora de identificar las áreas más usadas por especies vulnerables a la colisión con aerogeneradores, como es el caso de los grandes buitres (Bravo-Chaparro *et al.*, 2026a). Además de aportar en este proyecto información para mejorar esta clasificación de sensibilidad ambiental del territorio, **se recomienda utilizar la información disponible de seguimiento GPS de fauna silvestre sensible a la instalación de la energía eólica para mejorar las herramientas de planificación de parques eólicos** (Bravo-Chaparro *et al.*, 2026a). Estos datos también se podrían utilizar para mejorar las herramientas de planificación de otras energías renovables como la eólica o de otros proyectos con impacto ambiental. Para facilitar este extremo, se ha elaborado, en el marco de este proyecto, un código abierto y un tutorial que están disponibles en Bravo-Chaparro *et al.*, (2025).

Una vez que se ha mejorado la planificación espacial a mayor escala, a una escala más pequeña, los resultados de este proyecto recomiendan **mejorar los inventarios de fauna silvestre en los EsIA** para asegurarse que se detecta correctamente la presencia o ausencia de especies de interés. Con este fin, sería recomendable que las administraciones competentes pusiesen a disposición de los responsables de los EsIA **la mejor información disponible de presencia de especies silvestres** o, en su defecto, que se **corrigiesen los posibles errores en las DIA**. Así mismo, se deberían **exigir unos requisitos mínimos de seguimiento para elaborar dichos inventarios de fauna**, planteándose la utilidad de **instalar dispositivos de seguimiento (p.ej., cámaras de**

detección de trayectorias de vuelo en aves) de manera continua durante un año o más en la zona dónde se pretende instalar el parque eólico.

Los resultados del proyecto ponen de manifiesto la necesidad de **mejorar la detección y valoración de varios impactos concretos de los parques eólicos en la fauna y de mejorar las medidas correctoras al respecto**. Los resultados indican que tanto la concentración de aerogeneradores en el territorio como la presencia de sus viales de acceso podrían afectar negativamente el uso del espacio por parte tanto de buitres como de grandes carnívoros. Sin embargo, los documentos de EIA, tanto EsIA como DIA, que hacen referencia a los efectos sinérgicos de los parques eólicos sólo se centran en sus consecuencias en la mortalidad de fauna, no en la posible degradación del hábitat de dichas especies. De manera similar, la gran mayoría de EsIA no reconocen el posible impacto de los viales de acceso a los parques eólicos en el uso del espacio por parte de grandes vertebrados terrestres como el oso pardo o el lobo y, por lo tanto, no proponen medidas correctoras al respecto. Si bien las DIA más recientes establecen que los viales deben tener acceso restringido, la señalización que proponen podría ser insuficiente para lograr tal fin. **Se recomienda, por lo tanto, que el análisis de los impactos sinérgicos tenga en cuenta la posible degradación del hábitat para las especies silvestres, y que se restrinja el acceso a los viales mediante barreras físicas para los vehículos**. Además, en este último caso, con el objetivo de valorar mejor este impacto de los viales y la efectividad de las restricciones de acceso, se recomienda hacer un **seguimiento sistemático del uso de los viales desde la construcción del parque para profundizar en la magnitud de este impacto y adaptar las medidas correctoras convenientemente**.

La mortalidad de aves y quirópteros causada por los aerogeneradores (ver el apartado de riesgos arriba) es uno de los principales impactos de estas infraestructuras y, por lo tanto, objeto de mucha atención en todo el proceso de EIA, desde las primeras fases hasta, especialmente, la vigilancia ambiental durante el funcionamiento del parque eólico. Entre las medidas que proponen algunos EsIA y, especialmente, todas las DIA más actuales analizadas en este proyecto, destaca la **instalación de cámaras que permitan la detección de aves y la parada automática de los aerogeneradores para evitar el siniestro**. Si bien estos sistemas han mostrado su eficiencia para disminuir la mortalidad de aves en algunos casos, también tienen limitaciones que **recomiendan el seguimiento de su funcionamiento de forma sistemática para poder adaptar su uso de la forma más eficiente posible**. Como parte de este seguimiento, las administraciones competentes deberían contar con acceso directo a la información recogida por las cámaras, asegurándose así también de que su funcionamiento es constante y adecuado. Estas cámaras podrían ayudar también a mejorar la detección de la mortalidad de fauna en los aerogeneradores mediante el registro de siniestros. A pesar de que las DIA más actuales establecen criterios más claros para realizar estos seguimientos de mortalidad,

tanto los que se llevan a cabo actualmente como los que describen los EsIA en sus planes de vigilancia presentan una gran heterogeneidad. Esto afectaría tanto a la detección de la mortalidad como a sus estimas, algo fundamental para poder determinar la eficacia de las medidas correctoras y/o implementar nuevas actuaciones para mitigar los siniestros. Los resultados de este proyecto **recomendarían seguimientos de mortalidad semanales para detectar en torno al 50 % de los siniestros**. Si, como exigen muchas DIA actualmente, la periodicidad de los seguimientos se quiere establecer mediante experimentos en campo de desaparición de carroñas, se recomienda que se fije un **tamaño mínimo de muestra, así como el resto de criterios necesarios para obtener resultados robustos, p.ej., tipo de carroñas, estaciones del año y hábitats**. También sería recomendable el **uso de perros convenientemente entrenados para localizar fauna siniestrada**, algo que ya exigen las DIA más actuales pero que los EsIA no incluyen, llegando incluso en algunos casos a negar su efectividad. Se recomienda que las DIA exijan el empleo de **estimadores de mortalidad concretos y comparables** (p.ej., GenEst, Generalized Estimator of Mortality modeling tool; Dalthorp *et al.*, 2018) y que **las administraciones faciliten el volcado ágil y sistemático de los datos recopilados en los seguimientos de mortalidad**, por ejemplo, mediante la creación de una aplicación informática en la que se recoja la información necesaria en el campo y se centralice en tiempo real para su análisis por parte de los técnicos de la administración competente. Entre las medidas a tomar al detectar aerogeneradores con alta siniestralidad de fauna **debería recogerse explícitamente en las DIA tanto la parada durante periodos más o menos largos como, especialmente, el desmantelamiento de las turbinas eólicas**.

5 BIBLIOGRAFÍA

ALIENTE. (2026). Alianza energía y territorio. <https://aliente.org/> . Último acceso: 25 de abril de 2026.

Bravo-Chaparro, E., Rodríguez-Pérez, J., Fernández-García, M., González, J.C., Báguena, G., Valente e Santos, J.P., Gutiérrez, I., López-Bao, J.V., Mateo-Tomás, P. (2025). Workflow from 'GPS-tracked vultures indicate a relaxation of conservation commitments in renewable energy development'. *Zenodo Digital Repository*, <https://doi.org/10.5281/zenodo.17456033>.

Bravo-Chaparro, E., Rodríguez-Pérez, J., Fernández-García, M., González, J.C., Báguena, G., Valente e Santos, J.P., Gutiérrez, I., López-Bao, J.V., Mateo-Tomás, P. (2026a). GPS-tracked vultures indicate a relaxation of conservation commitments in renewable energy development. *Journal of Applied Ecology*, 63(1), e70225.

Bravo-Chaparro, E., Rodríguez-Pérez, J., Fernández-García, M., Cabo, C., López-Bao, J.V., Mateo-Tomás, P. (2026b). Recomendaciones para mejorar la evaluación del impacto ambiental de los parques eólicos en la biodiversidad. Informe para el Proyecto WindWildNET.

Brook, B.W., Bradshaw, C.J.A. (2014). Key role for nuclear energy in global biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 29(3), 702-712.

Bürkner, P.C. (2021) Bayesian Item Response Modeling in R with brms and Stan. *Journal of Statistical Software*, 100(5), 1-54.

Capitani, C., Mattioli, L., Avanzinelli, E., Gazzola, A., Lamberti, P., Mauri, L., Scandura, M., Viviani, A., Apollonio, M. (2006) Selection of rendezvous sites and reuse of pup raising areas among wolves *Canis lupus* of north-eastern Apennines, Italy. *Acta Theriologica*, 51, 395-404.

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

Dennehy, E., Llana, L., García, E., Palacios, V., López-Bao, J.V. (2019). Wolves avoid high concentrations of wind turbines to locate their breeding sites. Conference of Wind Energy and Wildlife Impacts. Stirling, UK.

Díaz-Fernández, P. 2024. Adecuación de la Evaluación de Impacto Ambiental de parques eólicos para la conservación de fauna silvestre. Trabajo Fin de Grado en Ingeniería Forestal y del Medio Natural, Universidad de Oviedo.

Díaz-Rebollo, A. 2024. Impacto de los parques eólicos en la selección del hábitat por el buitre leonado (*Gyps fulvus*). Trabajo Fin de Grado en Biología, Universidad de Oviedo.

Domínguez del Valle, J., Cervantes-Peralta, F., Jaquero-Arjona, M.I. (2019). Factors affecting carcass detection at wind farms using dogs and human searchers. *Journal of Applied Ecology*, 57(10), 1926-1935.

- Epstein Y., López-Bao, J.V., Chapron, G. (2016). A Legal-Ecological Understanding of Favorable Conservation Status for Species in Europe. *Conservation Letters*, 9(2), 81-88.
- Fieberg, J., Signer, J., Smith, B., Avgar, T. (2021). A 'How to' guide for interpreting parameters in habitat-selection analyses. *Journal of Animal Ecology*, 90(5), 1027-1043
- González-Álvarez, D. 2025. Factores que afectan a la detectabilidad de fauna siniestrada en parques eólicos: el papel de los vertebrados carroñeros. Trabajo Fin de Grado en Biología, Universidad de Oviedo.
- Gibson, L., Wilman, E.N., Laurance, W.F. (2017). How green in "Green" Energy? *Trends in Ecology and Evolution*, 32(12), 922-935.
- González-Quirós, P., Benito, J.L. (1997). Seguimiento del alimoche en el Principado de Asturias. Informe inédito de la Consejería de Agricultura del Principado de Asturias. Oviedo.
- González-Quirós, P. (2000). Seguimiento del águila real en el Principado de Asturias. Informe inédito de la Consejería de Agricultura del Principado de Asturias. Oviedo.
- Hallingstad, E., Riser-Espinoza, D., Brown, S., Rabie, P., Haddock, J., Kosciuch, K. (2023). Game bird carcasses are less persistent than raptor carcasses, but can predict raptor persistence dynamics. *PLOS ONE*, 18(1), e0279997.
- Huso, M.M.P., Dalthorp, D. (2023). Reanalysis indicates little evidence of reduction in eagle mortality rate by automated curtailment of wind turbines. *Journal of Applied Ecology*, 60(10), 2282-2288
- Laurance, W.F. (2018). Conservation and the Global Infrastructure Tsunami: Disclose, Debate, Delay! *Trends in Ecology & Evolution*, 33(8), 568-571.
- Laurance, W.F., Peletier-Jellema, A., Geenen, B., Koster, H., Verweij, P., Van Dijck, P., Lovejoy, T. E., Schleicher, J., Van Kuijk, M. (2015). Reducing the global environmental impacts of rapid infrastructure expansion. *Current Biology*, 25(7), R259-R262.
- Mammen, U., Mammen, K., Heinrichs, N., Resetaritz, A. (2011). Red Kite (*Milvus milvus*) fatalities at wind turbines - why do they occur and how are they to prevent? In book: Proceedings Conference on Wind energy and Wildlife impacts, NINA Report 693. Editors: R. May, K. Bevanger. Trondheim, Norway.
- Mateo-Tomás, P., López-Bao, J.V. (2022). A nuclear future for biodiversity conservation? *Biological Conservation*, 270, 109559.
- Mateo-Tomás, P., Olea, P.P., Moleón, M., Selva, N., Sánchez-Zapata, J.A. (2017). Both rare and common species support ecosystem services in scavenger communities. *Global Ecology and Biogeography*, 26(12), 1459-1470.
- McClure, C.J.W., Rolek, B.W., Dunn, L., McCabe, J.D., Martinson, L., Katzner, T. (2021). Eagle fatalities are reduced by automated curtailment of wind turbines. *Journal of Applied Ecology*, 58(3), 446-452.

- Mech, L.D., Packard, J.M. (1990). Possible use of wolf, *Canis lupus*, den over several centuries. *Canadian Field Naturalist*, 104, 484-485.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2006. Estrategia para la conservación y la gestión del lobo (*Canis lupus*) en España. Madrid. ISBN 84-8014-591-9.
- Molina, B. (Ed.) 2015. El milano real en España. III Censo Nacional. Población invernante y reproductora en 2014 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
- Muff, S., Signer, J., Fieberg, J. (2020). Accounting for individual-specific variation in habitat-selection studies: Efficient estimation of mixed-effects models using Bayesian or frequentist computation. *Journal of Animal Ecology*, 89(1), 80-92.
- Panter, C., Nebel, C., y >80 co-autores. (2025) Investigating the main mortality reasons of the European red kite population by high-resolution GPS telemetry tracking. Contribución oral. 2025 Annual Meeting of the Raptor Research Foundation. San José, Costa Rica. The Raptor Research Foundation.
- Pörtner, H.-O., Scholes, R. J., Agard, J., Archer, E., Bai, X., Barnes, D., Burrows, M., Chan, L., Cheung, W. L. (William), Diamond, S., Donatti, C., Duarte, C., Eisenhauer, N., Foden, W., Gasalla, M. A., Handa, C., Hickler, T., Hoegh-Guldberg, O., Ichii, K., ... Ngo, H. (2021). *IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change* (Versión 2). IPBES and IPCC.
- Posit team (2023). RStudio: Integrated Development Environment for R. Posit Software, PBC, Boston, MA. URL <http://www.posit.co/>.
- Richards, N., Hartman, J., Parker, M., Wendt, L., Salisbury, C. (2021). The role of conservation dog detection and ecological monitoring in supporting environmental forensics and enforcement initiatives. In: *Wildlife Biodiversity Conservation: Multidisciplinary and Forensic Approaches*. Springer International Publishing, pp.287-322.
- Sazatornil, V., Trouwborst, A., Chapron, G., Rodríguez, A., López-Bao, J.V. 2019. Policy analysis: Top-down dilution of conservation commitments in Europe: An example using breeding site protection for wolves. *Biological Conservation*, 237, 185-190.
- Serrano, D., Margalida, A., Pérez-García, J. M., Juste, J., Traba, J., Valera, F., Carrete, M., Aihartzaga, J., Real, J., Mañosa, S., Flaquer, C., Garin, I., Morales, M. B., Alcalde, J. T., Arroyo, B., Sánchez-Zapata, J. A., Blanco, G., Negro, J. J., Tella, J. L., ... Donazar, J. A. (2020). Renewables in Spain threaten biodiversity. *Science*, 370(6522), 1282-1283.
- Smallwood, K.S. (2007). Estimating Wind Turbine-Caused Bird Mortality. *The Journal of Wildlife Management*, 71(8), 2781-2791.
- Smallwood, K.S., Bell, D.A., Snyder, S.A., Didonato, J.E. (2010). Novel Scavenger Removal Trials Increase Wind Turbine—Caused Avian Fatality Estimates. *The Journal of Wildlife Management*, 74(5), 1089-1096.

Whittington, J., Low, P., Hunt, B. (2019). Temporal road closures improve habitat quality for wildlife. *Scientific Reports*, 9, 3772.