



**Biosfera**  
CONSULTORIA MEDIOAMBIENTAL

# PARQUE EÓLICO ASTILLERO 2, T.T.M.M. DE VILLAFUFRE, SARO, SAN ROQUE DE RIOMIERA, MIERA, PENAGOS, SANTA MARÍA DE CAYÓN, LIÉRGANES, VILLAESCUSA Y EL ASTILLERO (PROVINCIA DE CANTABRIA)

**Anexo IX. Estudio de conectividad ecológica del territorio. Análisis de corredores ecológicos, efecto barrera y fragmentación**



saetayield

ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL DEL PARQUE EÓLICO ASTILLERO  
2, T.T.M.M. DE VILLAFUFRE, SARO, SAN ROQUE DE RIOMIERA,  
MIERA, PENAGOS, SANTA MARÍA DE CAYÓN, LIÉRGANES,  
VILLAESCUSA Y EL ASTILLERO  
(PROVINCIA DE CANTABRIA)

Anexo IX. Estudio de conectividad ecológica del territorio. Análisis de  
corredores ecológicos, efecto barrera y fragmentación



**RESPONSABLE**

D. Jorge Martín  
SAETAYIELD, S.A.

**DIRECCIÓN**

Fernández González, Ángel

**COORDINACIÓN**

Calzón Sales, Borja

**ELABORACIÓN DE INFORME**

Calzón Sales, Borja  
García García, Inés  
Crespo León, Silvia

**CARTOGRAFÍA**

Crespo León, Silvia

JULIO 2025

## ÍNDICE

<b>1 INTRODUCCIÓN</b>	<b>4</b>
<b>2 ANÁLISIS DE LA CONECTIVIDAD Y EFECTO BARRERA</b>	<b>6</b>
2.1 CONECTIVIDAD FLUVIAL .....	11
2.2 CONECTIVIDAD AÉREA .....	15
2.3 CONECTIVIDAD TERRESTRE.....	21
<b>3 ANÁLISIS DE LOS EFECTOS DERIVADOS DE LA FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS</b>	<b>29</b>
3.1 ANÁLISIS DE LA FRAGMENTACIÓN DE LA VEGETACIÓN EN EL P.E. ASTILLERO 2.....	30
3.1.1 Análisis previo al proyecto P.E. Astillero 2.....	32
3.1.2 Análisis posterior al Proyecto del P.E. Astillero 2 .....	34
3.1.3 Resumen de variaciones.....	36
3.2 EFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN SOBRE LA FAUNA POR EL P.E. ASTILLERO 2 .....	37
<b>4 CONCLUSIONES</b>	<b>44</b>
<b>5 BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>48</b>

## 1 INTRODUCCIÓN

La conectividad ecológica puede definirse como la capacidad del territorio para favorecer flujos de especies o conjuntos de éstas dentro del paisaje (Taylor et al. 1993); entendiéndose el paisaje un área compuesta por diferentes teselas de hábitat interrelacionadas funcionalmente.

Existen una gran variedad de configuraciones de paisaje que presentan conectividad. Por ejemplo, los “paisajes permeables”, son aquellos formados por teselas con distinto grado de madurez conectadas por remanentes de vegetación natural y otros elementos. Por otro lado, existen los “corredores lineales”, que son aquellos elementos de carácter lineal que permiten el movimiento de especies. También se consideran aquellas teselas de hábitat favorable que son usadas por las especies para moverse de una zona a otra, denominadas “puntos de paso”.

Otro aspecto a tener en cuenta al analizar la conectividad ecológica de un territorio es el tipo de movilidad de las especies presentes durante todo el año o durante momentos concretos (i.e. épocas de invernada, migración, reproducción, etc.). Pueden existir movimientos dentro del área de campeo, que se realizan diariamente con el fin de encontrar alimento o zonas de reproducción. Por otro lado, existen movimientos migratorios de tipo estacional desde sus áreas de reproducción a sus áreas de invernada y viceversa. Y, por último, en el caso de especies muy territoriales, pueden darse movimientos de dispersión realizados por individuos juveniles (Gurrutxaga 2005).

La introducción en el paisaje de un agente externo, como puede ser el caso de la implantación de un proyecto de energías renovables como un parque eólico, puede suponer diversos efectos sobre el territorio. En el caso concreto de la conectividad ecológica, los impactos principales son los siguientes:

- **Efecto barrera**, las distintas estructuras que forman parte del parque eólico constituyen una barrera a los desplazamientos de los seres vivos y, en especial, de los animales. Según las características de la infraestructura, su grado de impermeabilidad será mayor o menor, y también algunos organismos tendrán mayor capacidad que otros para superar la barrera. La barrera puede no ser únicamente física, sino que a veces modifica el comportamiento de los animales, que evitan los

ruidos u otras molestias alejándose de la infraestructura. Se genera de este modo la subdivisión de la población que se reparte entre uno y otro lado de la infraestructura, o bien aparece una elevada dificultad de los animales para acceder a los recursos que necesitan si están localizados al otro lado de la infraestructura.

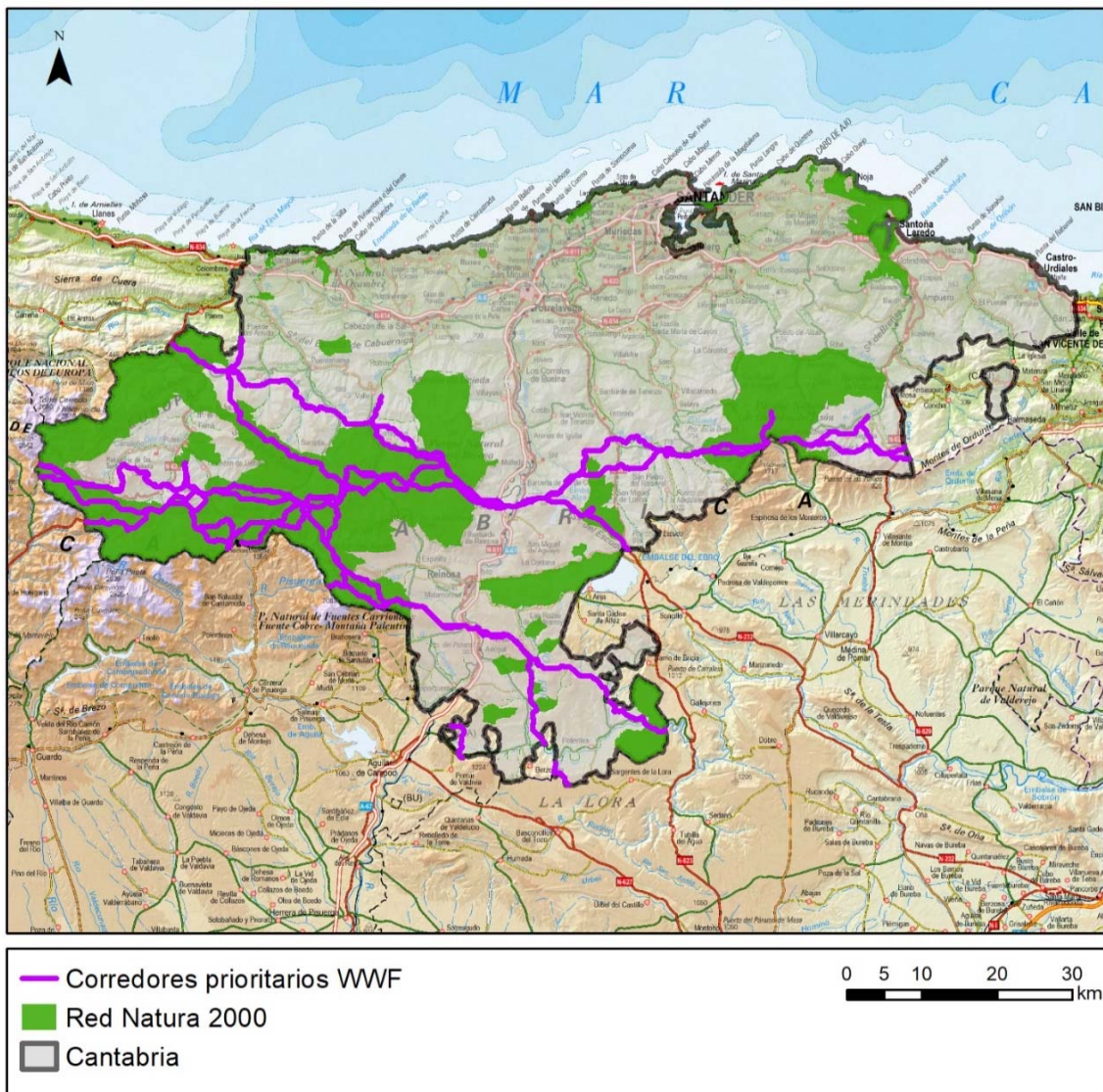
- **Fragmentación de hábitats**, la cual ocurre cuando hay una pérdida de hábitat que altera el patrón paisajístico. Se refiere a un proceso de separación de hábitats continuos en fragmentos que a medida que se hacen más pequeños van quedando más aislados entre sí. En las fases iniciales del proceso la pérdida de superficie es la causa principal de disminución de diversidad biológica, mientras que, en fases más avanzadas, los efectos de aislamiento se hacen más importantes (Rosell *et al.*, 2003a).

## 2 ANÁLISIS DE LA CONECTIVIDAD Y EFECTO BARRERA

La ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad define el concepto de **corredor ecológico** como *“el territorio, de extensión y configuración variable, que, debido a su disposición y estado de conservación, conecta funcionalmente espacios naturales de especial relevancia para la flora o la fauna silvestres, separados entre sí, permitiendo, entre otros procesos ecológicos, el intercambio genético entre poblaciones de especies silvestres o la migración de especímenes de esas especies”*.

La definición de corredores puede llevarse a cabo a distintas escalas. Se indican a continuación algunos ejemplos:

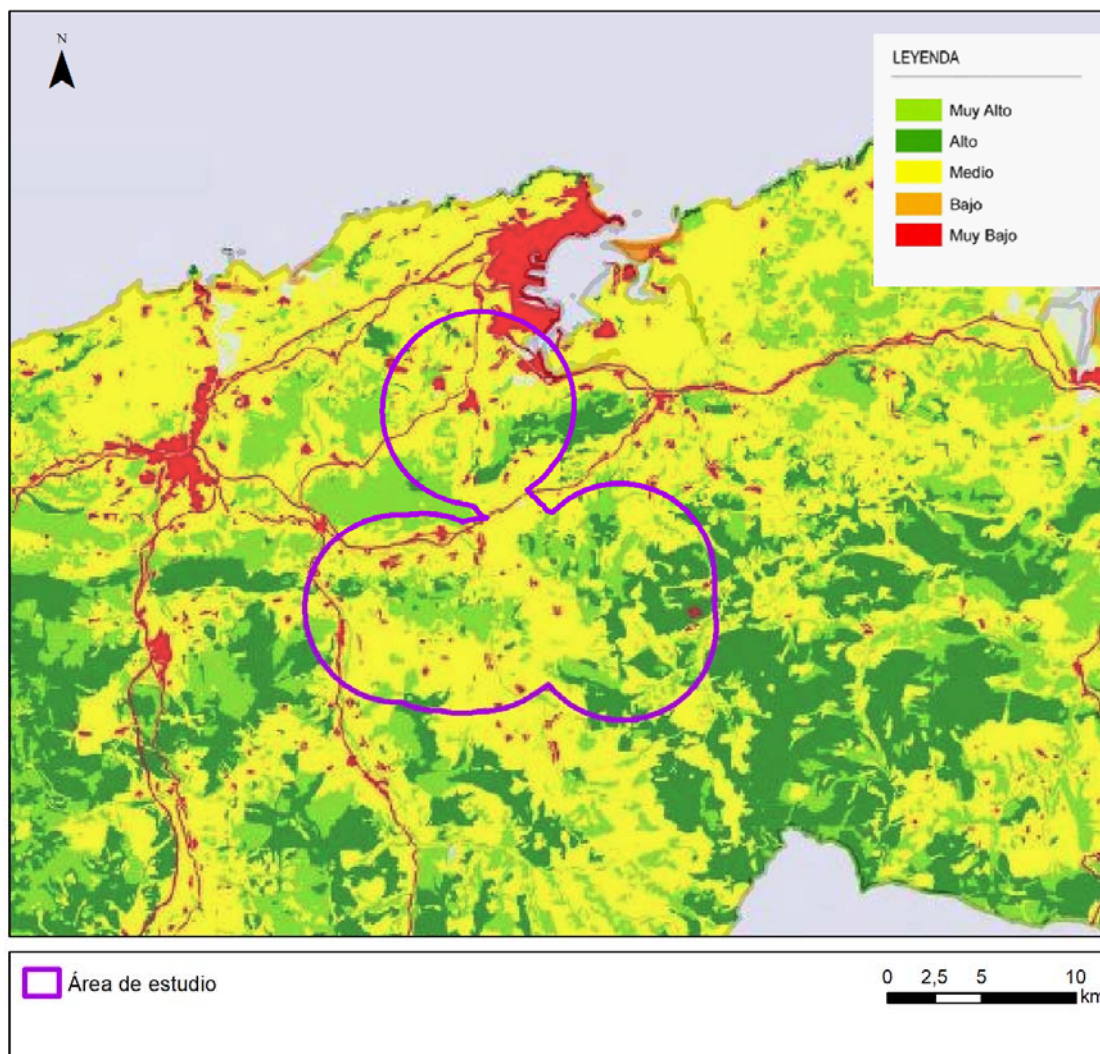
- A nivel nacional, la ONG WWF/Adena elaboró en el año 2018 un estudio para definir corredores que conectasen los espacios protegidos recogidos dentro de la Red Natura 2000 en España. Fueron definidos un total de 12 corredores, de los cuales el único que discurre por la comunidad de Cantabria sería el Corredor Cantábrico, que comenzaría en Galicia y recorrería toda la Cordillera Cantábrica hasta el País Vasco. Este corredor discurre por la zona más meridional del territorio cántabro, muy alejado de la zona de estudio.



**Figura 1.** Representación de los corredores definidos en el estudio realizado por WWF/Adena.

- A nivel regional, el Gobierno de Cantabria no ha definido ninguna red de corredores ecológicos en su territorio, como sí han hecho otras comunidades como el País Vasco. Aun así, en el Informe de Sostenibilidad Ambiental del Plan de Sostenibilidad Energética de Cantabria 2014-2020 (PLENERCAN) se incluye cartografía acerca de la conectividad territorial, identificando la zona de estudio mayoritariamente como de conectividad Media, aunque se observan asimismo zonas de conectividad Alta y Muy Alta, al tratarse sobre todo de zonas boscosas y de matorral, pero también de parcelas destinadas a pastos o cultivos en el área en el que se implanta la línea de evacuación aérea. En el tramo final del trazado de la línea, ya muy próximo a la ciudad de Santander, es donde se observan la mayor parte de las zonas de

conectividad Muy Baja, junto con el trazado de la autovía A-8 que atraviesa el área de estudio en su zona media.



**Figura 2.** Valoración de la conectividad territorial establecida en el PLENERCAN para la zona de estudio.

Para el análisis de los posibles corredores ecológicos existentes en la zona de estudio, y el potencial impacto que la construcción del Parque Eólico de Astillero 2 puede acarrear sobre éstos, se ha considerado una envolvente de estudio de 5 kilómetros del área de ocupación de los aerogeneradores y del trazado del tramo aéreo de la línea de evacuación de alta tensión, y una envolvente de 1 km a los accesos, la línea subterránea, tanto de media como de alta tensión y otras infraestructuras asociadas a la construcción del parque.

El siguiente paso es seleccionar un número de **especies focales** que puedan servir como representantes de la mayoría de las especies nativas presentes en el medio y los procesos ecológicos que se desarrollan en el mismo. Para la selección fue tenido en cuenta el tipo de movilidad de cada una de ellas y la estructura de los corredores que utilizan. Asimismo, se valoraron otros factores, como:

- Especies sensibles al área: las primeras en desaparecer o volverse ecológicamente triviales cuando se pierden los corredores.
- Especialistas en hábitats: especies que más necesitan franjas continuas de un tipo de vegetación o elemento topográfico específico en la zona de planificación.
- Limitadas por la dispersión: especies con movimientos de dispersión cortos o restringidos por el hábitat.
- Especies sensibles a las barreras: las especies con mayores dificultades para atravesar carreteras, canales, vallas u otras barreras de la zona.
- Metapoblaciones: especies que requieren dispersión entre zonas silvestres para la persistencia de la metapoblación; especies que requieren conectividad para evitar la divergencia genética de una población ya continua.

De este modo, se procederá a analizar los siguientes tipos de conectividad:

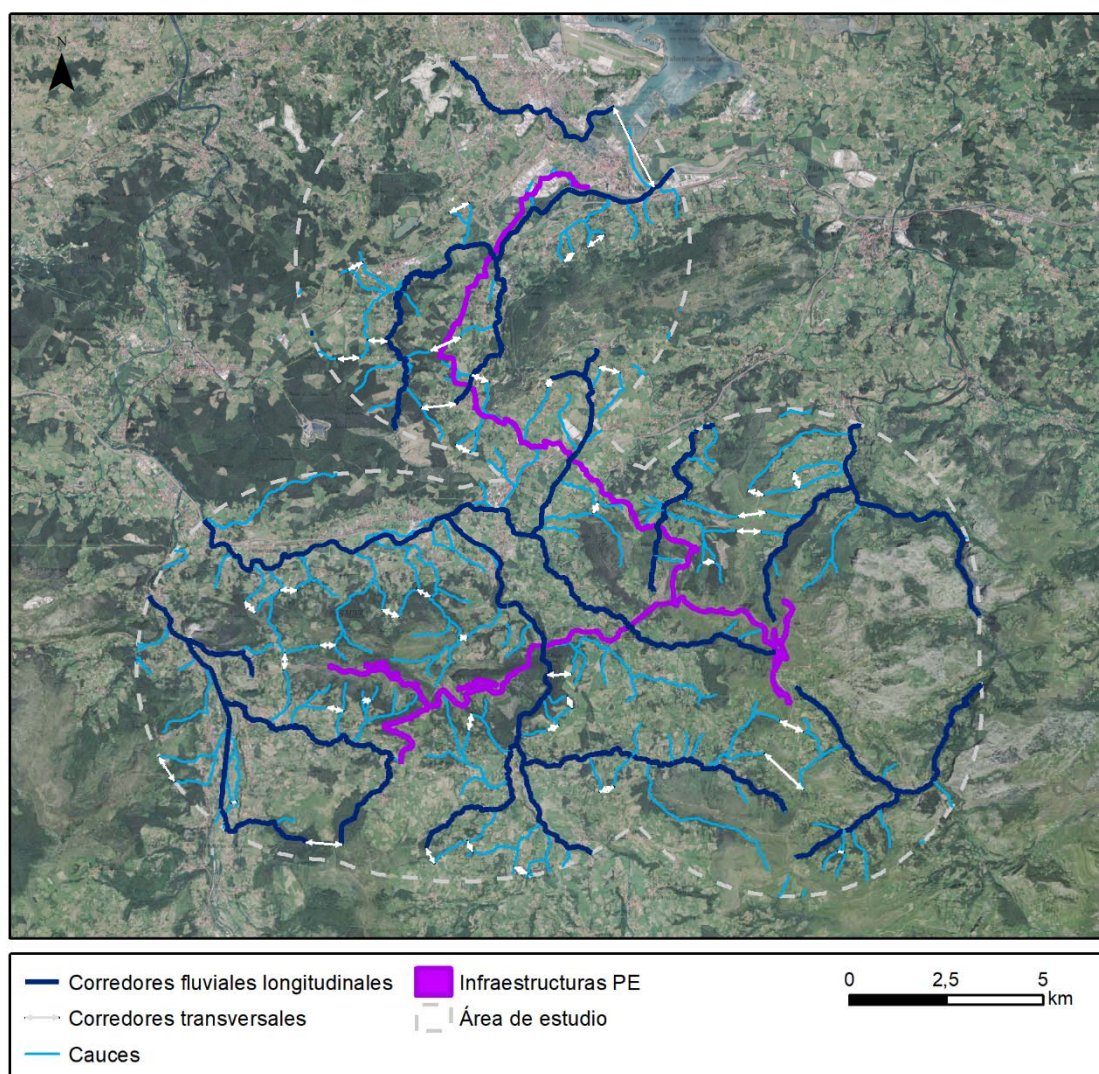
- **Conectividad fluvial (Movilidad de anfibios y mamíferos acuáticos):** Se trata del proceso del entorno funcional que define el papel de los ecosistemas fluviales como corredores ecológicos. No solamente se refiere a la conectividad longitudinal, río arriba o abajo, sino también a la transversal, que permite la interacción con otros cursos fluviales. Algunas de las especies vinculadas a esos ecosistemas fluviales y que por tanto se verían afectadas por alteraciones en esta conectividad son anfibios como el tritón jaspeado (*Triturus marmoratus*), el sapo común (*Bufo spinosus*), o la salamandra común (*Salamandra salamandra*), especies que fueron detectadas en las visitas realizadas en el ámbito del seguimiento de fauna anual; o mamíferos acuáticos como la nutria (*Lutra lutra*) o el desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*).
- **Conectividad “aérea” (Movilidad de aves y quirópteros):** Ante un proyecto como el analizado, consistente en la construcción de un parque eólico, resulta imprescindible analizar los impactos que éste puede tener sobre este grupo faunístico, incluidas las afecciones sobre la conectividad de sus hábitats. En este

sentido, pueden identificarse varias escalas a la hora de analizar esta movilidad y sus posibles obstáculos:

- Desplazamientos migratorios, como en el caso de los invernantes que llegan a las marismas situadas en Astillero, próximas a la ubicación de este parque, o las que utilizan este humedal como zona de descanso entre sus zonas de cría en el norte de Europa o sus zonas de invernada en países africanos. En este caso hablamos de corredores a gran escala, muy superiores al área de estudio, utilizados por aquellas especies que se desplazan de norte a sur tanto en la migración prenupcial como en la otoñal.
  - Desplazamientos diarios, hacia y desde los lugares de alimentación, descanso y cría. En este caso sí podrían identificarse corredores dentro del ámbito de estudio. Dada la ubicación del futuro parque eólico, en una sierra con diversidad de hábitats (afloramientos rocosos, matorral, hayedo, etc), se estima que las especies que podrían ver más limitada su conectividad serían las rapaces diurnas, como el buitre leonado (*Gyps fulvus*) y el milano real (*Milvus milvus*), detectadas durante las visitas realizadas en el ámbito del seguimiento de fauna anual con más trayectorias de vuelo en riesgo de colisión e individuos implicados. Asimismo, podrían verse afectados los quirópteros con presencia en la zona, como el murciélago enano (*Pipistrellus pipistrellus*), el murciélago de borde claro (*Pipistrellus kuhlii*) y el murciélago de herradura pequeño (*Rhinolophus hipposideros*), las especies más abundantes en la zona.
- **Conectividad terrestre (Movilidad de mamíferos y otras especies terrestres):**  
De forma similar a lo comentado para el caso de las aves, la pérdida de vegetación puede suponer asimismo una alteración en los corredores utilizados por las especies terrestres, como pueden ser los mamíferos. La presencia de las nuevas infraestructuras puede suponer asimismo una barrera física a los desplazamientos. En este caso, se trata fundamentalmente de desplazamientos a pequeña escala, los ya comentados desplazamientos diarios, que se realizan entre las zonas de alimentación, descanso y cría. Dentro de este grupo faunístico, no todas las especies tienen la misma movilidad, siendo mucho más amplias las áreas de campeo de especies como el corzo (*Capreolus capreolus*), que de especies de micromamíferos como como la musaraña gris (*Crocidura russula*) o el topo europeo (*Talpa europaea*).

## 2.1 CONECTIVIDAD FLUVIAL

Para poder determinar la conectividad fluvial existente en la zona de estudio, se ha consultado la cartografía disponible referente a los cursos de agua, estableciendo los posibles corredores existentes, tal como se ha reflejado en el Mapa 1. Para establecer estos corredores se ha seguido la premisa del mínimo coste, esto es, estableciendo las conexiones entre las líneas de agua más próximas entre sí. En dicho mapa, y tal y como se comentado en el apartado anterior, se establecen corredores tanto de conectividad longitudinal como transversal.



**Mapa 1.** Corredores fluviales identificados en la zona de estudio.

En cuanto a la conectividad longitudinal, aquella que se basa en los desplazamientos dentro del propio curso del río, existen varios cruzamientos de elementos del proyecto con corredores fluviales longitudinales, dos de ellos se producen con la zanja de la línea de media tensión a la altura del río Pisueña y del río Suscuaja y cuatro coinciden con el trazado de la línea de alta tensión, tanto en el tramo que discurre soterrado (17,13 km) como en el tramo que discurre en aéreo (0,32 km).

En el caso del tramo aéreo, cabe destacar que no está previsto que los apoyos de línea se sitúen cerca de estos cauces, por lo que se descarta asimismo cualquier tipo de afección.

En el caso del tramo soterrado, la excavación de la zanja para albergar el cableado de la línea sí condicionará la conectividad longitudinal de las especies acuáticas que habiten estos cauces, si bien se tratará de un impacto escaso, ya que se pretende llevar a cabo estos cruzamientos por medio de una perforación horizontal dirigida, por lo que no se producirá una ocupación directa del cauce y además temporal, ligado únicamente a la fase de construcción y muy limitado en el tiempo, ya que una vez que se haya colocado la línea, se elimina este impacto.

En cuanto a la conectividad transversal, tal como se puede observar, tan sólo uno de los posibles corredores, el que comunicaría las cabeceras de dos arroyos, afluentes del Río de la Mina y del Arroyo de Obregón, se vería intersecado por el trazado soterrado de la línea eléctrica. Sin embargo, tal como se comentó en el párrafo anterior, se trata de un impacto muy limitado en el tiempo.

En el caso del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*), se trata de una especie de dispersión limitada que rara vez abandona las líneas de agua donde habita y sus desplazamientos entre distintos ríos los realiza desde los propios cauces, siguiendo la conectividad longitudinal. La especie no ha sido detectada en la zona, pero si estuviese presente, podría verse afectada por los mencionados cruces de varios arroyos, aunque como se ha comentado se trataría de afecciones reducidas y muy puntuales, sólo durante la fase de construcción.

En cuanto a la nutria (*Lutra lutra*), esta especie tampoco fue detectada en el seguimiento de fauna efectuado para este parque eólico. En este caso, se trata de una especie que tiene una gran capacidad de desplazamiento, incluso por tierra. Por ello, se considera que para

esta especie sí que existe una conectividad transversal entre hábitats favorables. Asimismo, considerando que son capaces de colonizar cuencas mediante recorridos terrestres de más de 30 km (Jiménez et al., 2009), es probable que aproveche corredores más extensos que los indicados en el Mapa 1, no pudiendo descartarse que atraviese la zona de implantación del futuro parque eólico Astillero 2. Aun así, dada su capacidad dispersiva y la ausencia de vallados en las pistas e instalaciones del parque, se considera poco probable un efecto barrera importante, considerando asimismo el escaso tráfico que en fase de funcionamiento presentan las pistas.

Para grupos de fauna terrestre con movilidad reducida como son los anfibios, las infraestructuras lineales dispuestas a lo largo de sus territorios o en las rutas de migración o dispersión producen un efecto perjudicial a sus movimientos y su dinámica poblacional. Las consecuencias de este efecto barrera se pueden resumir en:

- Mortalidad de ejemplares en la infraestructura y subsecuentes variaciones poblacionales de las especies afectadas (Fahrig et al., 1995; Hels & Buchwald, 2001).
- Cambios etológicos en los ejemplares.
- Impedir o disminuir la interconexión entre diferentes poblaciones de las especies afectadas y disminución del flujo genético entre ellas.

En un parque eólico como Astillero 2, únicamente la construcción o la adaptación de las pistas de acceso a los aerogeneradores pueden conllevar la generación de un efecto barrera sobre los vertebrados de más escasa movilidad. Sin embargo, los anfibios detectados en el área de estudio, como el tritón jaspeado (*Triturus marmoratus*), el sapo común (*Bufo spinosus*) o la salamandra común (*Salamandra salamandra*) se localizaron a más de 1 km de los elementos del proyecto.

El resto de infraestructuras asociadas a un parque eólico como los propios aerogeneradores, las subestaciones eléctricas o la línea eléctrica no deberían que tener un efecto importante sobre la movilidad de los individuos ni producir alteraciones en la dinámica poblacional de la especie ni un aumento de mortalidad de ejemplares.

El efecto barrera de las carreteras sobre estos organismos está bien documentado en la bibliografía científica, aunque la mayoría de los trabajos se refieren a carreteras pavimentadas, desde autopistas a carreteras secundarias que presentan un tráfico frecuente

de vehículos (desde altas intensidades de tráfico a intensidades muy bajas). En el caso de pistas forestales y caminos similares, los trabajos son más escasos, aunque estos suelen obtener conclusiones similares sobre los efectos negativos para algunas especies (Barnett et al., 1978; Bright, 1998). De forma general, las pistas que existirán en el parque eólico podrían provocar sobre esta fauna los siguientes efectos:

- Dificultar los movimientos de los ejemplares por el territorio incluyendo la dispersión o migración de los mismos.
- Incremento de la mortalidad por atropello de ejemplares.
- Pérdida de superficie de hábitat favorable y fragmentación del existente.
- Utilización de los microhábitats que se creen en las cunetas de las pistas como zonas de alimentación y/o reproducción.

Estas infraestructuras producen sus mayores impactos en los anfibios por los atropellos de ejemplares. Normalmente, la mortalidad de los anfibios está asociada a la intensidad de tráfico, siendo mayor en anuros que en urodelos (Mazerolle, 2004; Fahrig et al., 1995). Los atropellos, aunque pueden producirse durante todo el año, tienen sus máximos durante las migraciones y/o dispersiones entre los enclaves de reproducción y las zonas de alimentación y/o hibernación. Los atropellos afectan sobre todo a individuos adultos, pero también afectan de forma importante a los juveniles dispersantes durante el otoño. Diferentes estudios han comprobado afecciones por mortalidad en carretera en distintas especies de anfibios como *Rana temporaria* (Hitchings & Beebee, 1997; Reh & Seitz, 1990), *Bufo spinosus* (Hitchings & Beebee, 1998; X. Santos et al., 2007), *Epidalea calamita* (Sinsch, 1992) y *Pelobates cultripes* (Sillero, 2008)

De manera, general se ha comprobado que las especies con mayor movilidad (*B. spinosus*, *P. cultripes* o *E. calamita*) son más susceptibles a ser atropelladas debido a que recorren más territorio y tienen más probabilidad de encontrarse con una infraestructura en su camino (Sillero, 2008).

Respecto a los urodelos, tienen un carácter más acuático y por tanto una menor presencia de ámbitos terrestres, a excepción de la salamandra común (*Salamandra salamandra*) que presente una fase terrestre muy larga, principalmente ligada a ámbitos forestales y, como se mencionó anteriormente, es susceptible de sufrir episodios de atropellos significativos al formar agregados cuando las condiciones meteorológicas les son favorables.

De todas formas, el escaso calibre de las pistas del parque eólico en cuanto a dimensiones y la baja intensidad de tráfico que transitará por las mismas hacen que estas afecciones vayan a ser en general muy reducidas. Además, el desplazamiento de muchas de estas especies es crepuscular y/o nocturno, etapa del día en la que la circulación de vehículos va a ser todavía más reducida o inexistente, por lo que no existirán episodios de mortalidad por atropello y las pistas no supondrán una barrera al desplazamiento de los ejemplares.

## 2.2 CONECTIVIDAD AÉREA

Los parques eólicos pueden suponer una barrera para la movilidad de las aves, ya que pueden fragmentar tanto los desplazamientos migratorios como aquellos diarios entre las áreas de alimentación, descanso y cría. Además, los movimientos necesarios para esquivar los parques eólicos provocarían un mayor gasto energético que puede llegar a mermar su estado físico. Con todo, este efecto depende, como es lógico, de diversos factores: el tamaño del parque eólico, el espacio entre aerogeneradores, las dimensiones del desplazamiento, la capacidad de compensación del gasto.

Este efecto barrera podría afectar asimismo a los quirópteros, el otro grupo de vertebrados voladores, por modificación de sus pautas de desplazamiento.

En el caso de los desplazamientos migratorios, el área de estudio, situada a pocos kilómetros de la costa cantábrica, en el norte de España, no se engloba en una ruta migratoria de las principales que recorren la Península Ibérica. Sin embargo, a lo largo del estudio anual completo sí se detectaron varias especies migratorias asentadas en la zona de implantación de los aerogeneradores, además de grupos de ciertas especies de aves en aparente migración activa o en altas concentraciones previas a sus viajes migratorios.

En el grupo de las rapaces, se observaron agrupaciones de varias decenas de milano real (*Milvus milvus*) en el mes de febrero, fecha en la que la mayoría de los ejemplares emprenden sus viajes hacia el norte. También se localizaron ejemplares en claro comportamiento migratorio de algunas rapaces estivales, destacando el caso de un halcón de Eleonora (*Falco eleonora*) observado en el mes de septiembre, un migrante muy escaso en el norte de la Península Ibérica. Otros ejemplos son la culebrera europea (*Circaetus gallicus*), registrada en marzo en plena migración postnupcial, un ejemplar de buitre negro

(*Aegypius monachus*) en dispersión, o dos individuos de aguilucho lagunero occidental (*Circus aeruginosus*), aves que no llegaron a tener territorios reproductores dentro del área de estudio.

Sin embargo, las especies migratorias tienen una mayor diversidad entre las aves acuáticas, destacando el grupo de las limícolas, que cuentan con enclaves muy adecuados para realizar descansos en sus viajes, sobre todo en el extremo norte de la zona de estudio. Se pueden mencionar algunas de estas aves vistas en los muestreos, como el chorlito patinegro (*Charadrius alexandrinus*), el chorlito chico (*Charadrius dubius*), el chorlito dorado europeo (*Pluvialis apricaria*), el andarríos bastardo (*Tringa glareola*), el combatiente (*Calidris pugnax*) o el zarapito trinador (*Numenius phaeopus*).

Asimismo, las especies con presencia en la zona de actuación, aquellas que realizan esos desplazamientos diarios hacia zonas de alimentación, descanso y cría, serán las que probablemente pudiesen verse más afectadas por este efecto barrera, como las aves rapaces. Algunos ejemplos de especies para las cuales fueron detectadas trayectorias de vuelo durante las visitas realizadas en el ámbito del seguimiento de fauna anual en el entorno más próximo a la ubicación del parque eólico serían rapaces como el buitre leonado (*Gyps fulvus*), el milano real (*Milvus milvus*), el alimoche común (*Neophron percnopterus*) o el milano negro (*Milvus migrans*), todas especies recogidas en el Anexo IV de la Ley 42/2007 y, en el caso de milano real, recogido también en los catálogos de especies amenazadas nacional y regional en la categoría de “en peligro”.

En cuanto al buitre leonado (*Gyps fulvus*), durante el estudio anual de fauna fueron detectadas al menos 4 colonias de nidificación de esta especie, situadas todas al sureste de la envolvente de 5 km y, concretamente, al este de la alineación AS2-10 a AS2-15. Estas colonias se ubican en las sierras ubicadas en la Peña Anconera y el Pico Redundio, coincidentes con los encontrados por Del Moral & Molina (2018), en el censo específico desarrollado para la especie. De esta especie, se ha encontrado también un dormitorio ubicado en el Alto Castril Negro, en la sierra de Cabarga, usado en abril por varios ejemplares y situado al norte de la zona de estudio, a más de 9 km de la zona de implantación de la alineación de los aerogeneradores AS2-10 a AS2-15 y a más de 10 km de la zona de implantación de la alineación de los aerogeneradores AS2-01 a AS2-09. Por último, existen también varios posaderos habituales de la especie en la zona registrándose abundantes situaciones de ejemplares en descanso/reposo en estos enclaves, situados también en la

zona sureste de la envolvente en las proximidades de la alineación de los aerogeneradores AS2-10 a AS2-15, aunque a una distancia superior a 1 km de los aerogeneradores más próximos. La excepción es un posadero ubicado en un cortado rocoso y emplazado al sur de la alineación de los aerogeneradores, que únicamente se sitúa a 900 metros del aerogenerador AS2-15 y en el que se han observado al menos 10 ejemplares usándolo.

Respecto al milano real (*Milvus milvus*), durante la época invernal de octubre a marzo, fueron localizados abundantes ejemplares de esta especie utilizando la zona de estudio de manera regular en este periodo. En esta área, no se ha localizado ningún dormitorio invernal de la especie, sino que se ha visto a los ejemplares realizando movimientos de búsqueda de alimento y desplazamientos locales, incluido por la zona de implantación de todos los aerogeneradores. De forma general, los individuos de esta especie aparecen fundamentalmente en las proximidades de la zona de implantación, así como en la parte final de la línea soterrada de evacuación.

En cuanto al alimoche (*Neophron percnopterus*), se ha localizado un territorio seguro en la zona de implantación del aerogenerador AS2-01 al aerogenerador AS2-07, otro territorio probable que solapa con la implantación de los aerogeneradores AS2-10 a AS2-15.

Por último, respecto al milano negro (*Milvus migrans*), fueron detectados 13 territorios reproductores seguros, algunos de los cuales solaparían con el parque eólico y con la línea de evacuación, como el territorio MM03, el cual se solapa con la zona de implantación de los aerogeneradores AS2-01, AS2-02, AS2-03, AS2-04, el territorio MM06 coincidente con AS2-06, AS2-07, AS2-08, AS2-09 y el territorio MM08 que solapa con AS2-10, AS2-11, AS2-12.

En el caso de los quirópteros, las especies que vuelan y se alimentan en espacios abiertos (cazadores aéreos) tienen un alto riesgo de colisión con aerogeneradores (BAS *et al.* 2014). En contraste, las especies que capturan los insectos posados, que tienden a volar cerca de la vegetación, tienen un menor riesgo de colisionar con aerogeneradores. Se asume por tanto que serían las primeras especies las que se verían sometidas a un mayor efecto barrera.

**Tabla 1.** Riesgo teórico de colisión con aerogeneradores por especie o género de quirópteros (EUROBATS, 2015).

Riesgo bajo	Riesgo medio	Riesgo alto
<i>Myotis sp.</i>	<i>Eptesicus serotinus</i>	<i>Nyctalus spp.</i>
<i>Plecotus sp.</i>	<i>Barbastella barbastellus</i>	<i>Pipistrellus spp.</i>
<i>Rhinolophus sp.</i>		<i>Miniopterus schreibersi</i>
		<i>Hypsugo savii</i>
		<i>Tadarida teniotis</i>

Las especies con mayor probabilidad de sufrir efecto barrera suponen en el caso de este parque eólico el 80% de las observaciones recopiladas durante la realización del seguimiento anual de fauna, principalmente debido a las especies pertenecientes al género *Pipistrellus*, las cuales acumulan el 68% de los contactos, especialmente el murciélago enano (*Pipistrellus pipistrellus*). El resto de las especies más abundantes, como el murciélago grande de herradura (*Rhinolophus ferrumequinum*) o el murciélago pequeño de herradura (*Rhinolophus hipposideros*), la primera de ellas recogida en los catálogos de especies amenazadas nacional y regional en la categoría de “vulnerable”, son especies con riesgo bajo, sobre las que se estima que el efecto barrera sería reducido.

En el caso del resto de especies de riesgo mencionadas en la tabla con algún grado de protección especial, como *Miniopterus schreibersi*, *Nyctalus lasiopterus* o *Nyctalus noctula*, con las mismas categorías de protección que las mencionadas para los *Rhinolophus*, éstas presentan porcentajes de detección bajos, con el 1% acumulado respecto del total, por lo que el riesgo para estas especies se considera asimismo bajo.

En el caso del murciélago enano (*Pipistrellus pipistrellus*), se trata de una especie generalista, no recogida en los catálogos de especies amenazadas y que se encuentra ampliamente distribuida por los diferentes hábitats muestreados. Para esta especie se han detectado emisiones relevantes compatibles con zumbidos de alimentación (aproximadamente el 9% con respecto del total) para *Pipistrellus pipistrellus* en el entorno del aerogenerador AS2-15, área correspondiente con hábitat de pastizal-matorral.

En el caso de *Miniopterus schreibersi*, también en las zonas correspondientes con pastizal-matorral asociadas a los aerogeneradores AS2-12 y AS2-15 se ha obtenido un mayor

porcentaje de emisiones compatibles con comportamientos de alimentación con respecto a otras zonas, aunque, en este caso, dichos porcentajes son menos significativos.

Por todos los factores expuestos, se hace necesario analizar el posible efecto barrera que generaría este parque eólico.

El Parque Eólico Astillero 2 se compone de 15 aerogeneradores, que se agrupan en dos alineamientos separados por una distancia de 6,5 km y que comprenden, respectivamente, una longitud sobre el territorio de 5 km (alineación oeste) y de 3 km (alineación este). Considerando la altura máxima de los aerogeneradores (fuste + aspa), que en este caso sería de unos 195 m, la superficie total de ocupación del parque eólico en vertical sería de 1.560.000 m<sup>2</sup>. Cada uno de los aerogeneradores tiene una superficie de exclusión de 20.601 m<sup>2</sup>, lo que suponen 309.023 m<sup>2</sup> para el conjunto de los 15 aerogeneradores que componen el parque, aunque al tratarse de alineaciones tan separadas entre sí, las zonas de exclusión serían independientes y abarcarían 185.409 m<sup>2</sup> la alineación oeste y 123.606 m<sup>2</sup> la alineación este.

Con estos datos, se estima que, del total del área de ocupación estimada para el parque, la superficie mínima que quedaría libre para el posible paso de aves y quirópteros sería de 1.250.977 m<sup>2</sup>, lo que supone el 80,19% del área total. Así, el parque reduciría tan sólo en un 19,80% la superficie de paso si las aspas de todos los aerogeneradores estuvieran alineadas.

Adicionalmente, se han estimado las distancias mínimas entre las puntas de las palas que existirán entre los 15 aerogeneradores que componen el parque, agrupados por alineamientos, obteniéndose los siguientes valores:

**Tabla 2.** Distancias entre los aerogeneradores del P.E. Astillero 2.

AEROGENERADORES A COMPARAR	DISTANCIA (m)
AS01 – AS02	921,62
AS02 – AS03	419,46
AS03 – AS04	475,98
AS04 – AS05	563,98
AS05 – AS06	1096,93
AS06 – AS07	449,16

AEROGENERADORES A COMPARAR	DISTANCIA (m)
AS07 – AS08	505,77
AS08 – AS09	597,77
AS09 –AS10	7198,24
AS10 –AS11	465,98
AS11 – AS12	525,33
AS12 – AS13	636,85
AS13 – AS14	839,08
AS14 – AS15	441,02

En este sentido, no existe normativa ambiental aplicable respecto a la distancia que es necesario mantener entre aerogeneradores para minimizar este efecto barrera sobre aves y quirópteros, si bien el Decreto 32/2006, de 27 de marzo, por el que se regula la instalación y explotación de los parques eólicos en el ámbito de la Comunidad Autónoma de Canarias en su Artículo 25 habla de las distancias de los aerogeneradores a viviendas o a otros aerogeneradores indicando en su epígrafe 2: *La distancia mínima entre dos aerogeneradores de una misma línea no será inferior a dos (2) diámetros de rotor.*

Con esta premisa, se observa que todos los aerogeneradores presentan distancias que cumplen ampliamente el doble del diámetro del rotor ( $163 \text{ metros} \times 2 = 326 \text{ metros}$ ), encontrándose incluso en algunos casos a una distancia correspondiente a más de 5 veces el diámetro del rotor. En todos estos casos, se considera que esta distancia debería ser suficiente para permitir el paso de estas especies, tanto de la avifauna en general, como de las especies de quirópteros, aunque no puede descartarse totalmente la existencia de fenómenos de efecto barrera para algunas especies.

Estudios recientes parecen indicar que las amplias distancias existentes entre aerogeneradores en nuevos parques eólicos respecto a otros más antiguos, debido al mayor tamaño de dichos aerogeneradores y por ende a sus áreas de barrido, aumentan la probabilidad de que las rapaces intenten cruzar el espacio entre ellas, no suponiendo por tanto una barrera (Cárcamo *et al.*, 2011). Asimismo, la posición de los aerogeneradores dentro de una alineación no influiría en la tasa de mortalidad de algunas rapaces como el buitre leonado (De Lucas *et al.*, 2012).

De las 1331 trayectorias de vuelo registradas, 185 transcurrieron a menos de 100 m de distancia de alguno de los aerogeneradores, y el 73% de las mismas se trazaron a altura de barrido y, por tanto, en zona con riesgo de colisión. Estas trayectorias se produjeron en los quince aerogeneradores, destacando el aerogenerador AS2-14, con 133 ejemplares en 20 trayectorias de vuelo, seguido de AS2-07, que acumuló 86 individuos en 23 trayectorias. La alineación oriental acumuló cerca del 60% de las trayectorias. A pesar de que no se puede descartar con estos datos el riesgo a sufrir efecto barrera, se estima que éste podría ser reducido.

Asimismo, en el caso de los quirópteros, habida cuenta de la relativa abundancia de indicios del murciélago enano (*Pipistrellus pipistrellus*) en todo el entorno del parque, no se puede tampoco descartar que exista algún fenómeno de efecto barrera, a pesar de la mencionada separación entre los aerogeneradores. Con todo, se trata de una especie que no se encuentra recogida en los catálogos de especies amenazadas nacional ni regional.

En cuanto al trazado de la línea de evacuación, considerando que el tramo que discurre en aéreo es mínimo (0,32 km frente a los 17,13 km del trazado soterrado), se considera que no supondrá un efecto barrera para las especies voladoras, ya que se trata de un tramo fácilmente salvable.

En cualquier caso, el seguimiento previsto durante la fase de explotación podrá determinar si existe algún elemento que suponga un obstáculo para el desplazamiento de las aves y los quirópteros, debiendo en ese caso implementarse medidas correctoras adicionales.

### 2.3 CONECTIVIDAD TERRESTRE

Con el fin de poder estimar si el proyecto afectará de algún modo a la conectividad ecológica de las especies terrestres con presencia en la zona de estudio, se ha procedido a la identificación de la red de corredores ecológicos existente, con el fin de detectar posibles interrupciones con la zona de implantación del parque eólico.

Como ya fue indicado en otros puntos de este informe, el área de estudio se corresponde con una envolvente de 5 km de la localización de los aerogeneradores y del

tramo aéreo de la línea eléctrica de alta tensión, así como una envolvente de 1 km de radio para los viales de acceso y las líneas de evacuación enterradas.

De igual forma, ya fue identificada la especie clave que será tenida en cuenta para realizar el análisis, que en este caso será el corzo (*Capreolus capreolus*), especie de la que se pudieron observar varios ejemplares en la zona de estudio durante las visitas realizadas en el ámbito del seguimiento de fauna anual. El corzo es un ungulado, que en el área de distribución peninsular ocupa una gran variedad de hábitats forestales: bosques de hayas y de coníferas, robledales, encinares, sabinares o formaciones mixtas. Cualquier agrupación boscosa se ha revelado adecuada para la especie (Delibes, 1996).

El siguiente paso consiste en la identificación de las áreas focales entre las cuales se generarían los corredores ecológicos. Serían aquellas áreas incluidas dentro de la zona de estudio en las que por su importancia faunística y biogeográfica se centrarán los objetivos de conservación para mantener su grado de interconexión. Dentro de éstas se incluyen:

- Zonas que dispongan de una figura legal de protección (i.e. parques nacionales y naturales, Red Natura 2000 y otros espacios protegidos)
- Hábitats de Interés Comunitario catalogados en la Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

En este caso, se han incluido tres espacios protegidos ubicados en la zona de estudio: el ZEC Río Miera (ES1300015), el ZEC Río Pas (ES1300010) y el Área Natural de Especial Interés Cuevas del Pendo-Peñajorao (ES130011). Asimismo, se han considerado también como áreas focales aquellas masas de bosque con calidad suficiente, identificadas como Hábitats de Interés Comunitario. En el caso de la zona de estudio, estas formaciones se corresponden a los hábitats 9120 Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosque de *Ilex* y a veces de *Taxus* (*Quercion robori-petraeae* o *Ilici-Fagenion*), 91E0 Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*, y 9340 Bosques de encina (*Quercus ilex*) y carrasca (*Quercus rotundifolia*).

Una vez definidas las áreas focales a conectar, el diseño de la red de corredores ecológicos se basa en la creación de un mapa de resistencias de los usos del suelo al

desplazamiento de las especies-objetivo, en base al cual se definen las líneas o rutas de mínimo coste de desplazamiento entre los espacios-núcleo a conectar (Gurrutxaga 2005).

Este mapa de resistencias se elabora asignando unos costes de desplazamiento a las especies objetivo en función de los usos del suelo. Los valores del mapa de resistencias son relativos, en la medida en que están encuadrados en una escala de entre 1 y 1.000, y son asignados mediante consultas bibliográficas.

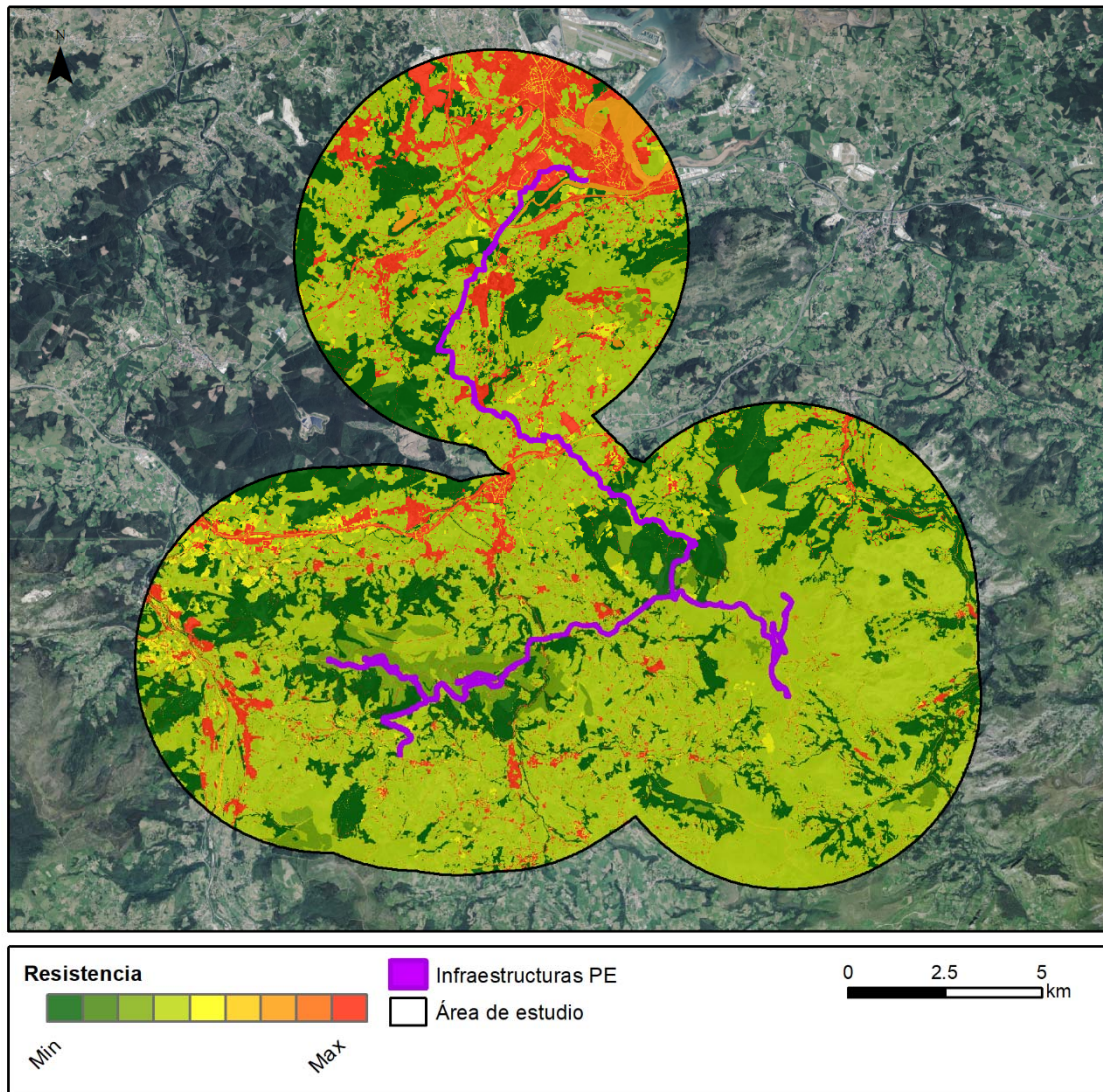
En este caso, el mapa de resistencia se ha obtenido mediante la utilización de las siguientes informaciones:

- Mapa Forestal de España de máxima actualidad.
- Coberturas recogidas en el SIOSE (Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España).

De este modo, se han establecido las siguientes categorías y su correspondiente valor de resistencia, en función de la bibliografía consultada (Gurrutxaga, 2004; Gurrutxaga, 2005; PORNIA de las Marismas de Santoña, Victoria y Joyel):

USO	RESISTENCIA
Bosques	1
Plantaciones forestales	20
Matorral	5
Pastos y prados	40
Cultivos	55
Masas de agua	90
Urbano	1000
Carreteras y autovías	800
Vías de menor entidad	80

Con estos valores se ha elaborado el siguiente mapa de resistencias (Mapa 2):



Mapa 2. Mapa de resistencias elaborado.

Una vez elaborado el mapa de resistencias y contando con las áreas núcleo que se pretenden conectar, ya se puede diseñar la red de corredores existente. Para esta labor, se ha utilizado la aplicación cartográfica *Linkage mapper*, una herramienta SIG diseñada para apoyar los análisis regionales de conectividad de hábitats de vida silvestre. *Linkage Mapper* utiliza la información de las áreas focales y resistencias para identificar y cartografiar los vínculos entre dichas áreas. A cada celda de un mapa de resistencias se le atribuye un valor que refleja el coste energético, la dificultad o el riesgo de mortalidad de desplazarse a través de esa celda.

Tras la aplicación de esta herramienta, se ha generado el Mapa 3.

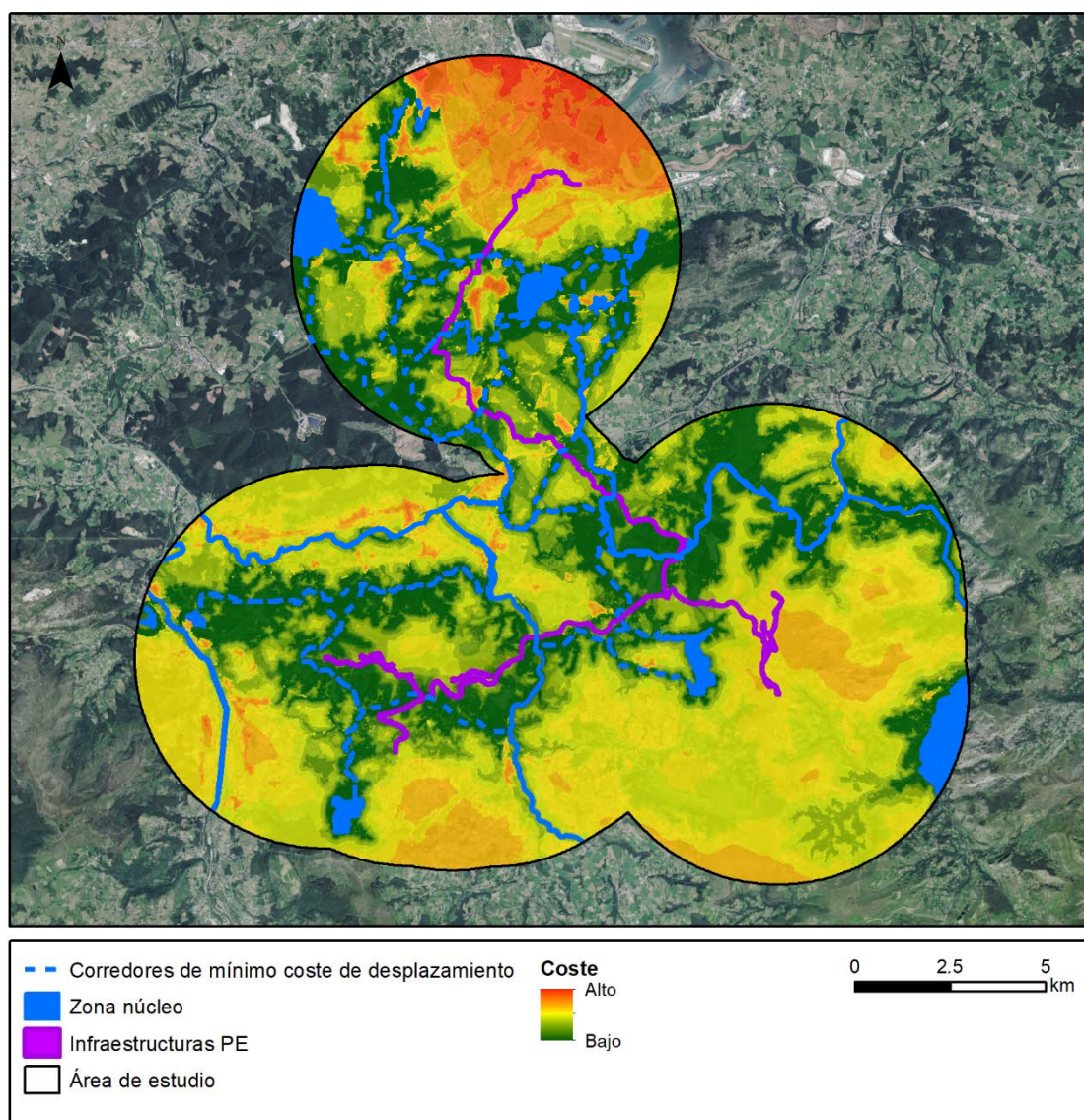
Analizando el mapa se observa que existen cinco áreas focales principales distribuidas por la zona de estudio, que se comunican entre sí por una amplia variedad de corredores. Las zonas focales situadas al sur serían las que se podrían ver más afectadas por la implantación del parque a nivel de conectividad, principalmente por la superficie ocupada por los viales y la línea soterrada de media tensión, ya que se cruza con el principal corredor que une estas dos áreas focales. El área focal situada en el extremo sureste, parece aislada del resto, ya que no presenta vegetación a su alrededor que permita una comunicación segura. No se descarta que existan corredores que comuniquen esta área con otras en el territorio fuera de la zona de estudio, en todo caso la comunicación de esta zona focal no está en ningún caso condicionada por el parque eólico.

Por su parte, para la comunicación entre las zonas situadas al norte del área de estudio, sí que se observa que alguno de los corredores solapan parcialmente con el trazado de la línea de evacuación soterrada. Por ello, se estima que la construcción de esta línea podría suponer una barrera para las especies terrestres, si bien se tratará de un impacto temporal ligado únicamente a la fase de construcción y muy limitado en el tiempo, ya que una vez que se haya colocado la línea y cerrado la zanja, se elimina este impacto.

En cuanto a la comunicación entre las zonas focales situadas al norte y al sur de la zona de estudio, sí que se observan diversos corredores que atravesarían la zona de implantación del parque eólico y que por tanto podrían condicionar los desplazamientos de las especies terrestres. Con todo, se observa asimismo un corredor que discurre sin restricciones por el extremo occidental del área de estudio, por lo que si bien no se descartan

limitaciones en la conectividad para aquellas especies que quieran atravesar la zona del parque eólico, esta conectividad estará en todo caso garantizada, al existir alternativas de desplazamiento disponibles.

En todo caso, hay que tener en cuenta que, en el caso de los medianos y grandes mamíferos, la ausencia de un vallado perimetral de las instalaciones hace poco probable un efecto barrera importante, ya que no limita de forma notable la libre circulación de estas especies.



**Mapa 3.** Mapa de la red de corredores ecológicos estimada.

Es en el caso de las especies más pequeñas (micromamíferos) donde la presencia de estas infraestructuras lineales puede suponer un efecto barrera cuyo principal impacto vendría asociado, igual que se comentó en el caso de los anfibios, a la mortalidad por atropello. A este respecto, existen especies que tienen elevadas velocidades de desplazamiento como ratones o ratas (Géneros *Apodemus*, *Mus* o *Rattus*), musarañas (Géneros *Sorex* o *Crocidura*) y ardillas (Género *Sciurus*) para las que las pistas no representan un obstáculo importante. Rico *et al.*, (2007) determinaron que las especies más móviles como *Apodemus spp.* sorteaban más fácilmente carreteras, sobre todo carreteras secundarias estrechas, lo que permitía que existiera una comunicación de sus poblaciones a ambos lados de la carretera. Además, muchas de estas especies al igual que los lirones (Género *Eliomys*) presentan únicamente actividad nocturna por lo que el impacto del tráfico por las pistas del parque eólico será prácticamente inexistente.

Otras especies como los topillos (Géneros *Microtus* o *Myodes*) o los topos (Género *Talpa*) que, en general tienen desplazamientos de menor velocidad, parecen mostrar una mayor tasa de evitación de las carreteras, reduciendo al máximo los cruces a través de ellas (Rico *et al.*, 2007). Pero según estos investigadores este comportamiento no derivaría tanto de un efecto barrera causado por la carretera como por el hecho de tratarse de especies muy ligadas a su hábitat con territorios muy reducidos y con escasos desplazamientos fuera de ellos. Así, por ejemplo, el topillo rojo (*Myodes glareolus*) dentro de los bosques presentan territorios de 1.000 m<sup>2</sup> en hembras y 2.000 m<sup>2</sup> en machos y la importancia de los movimientos dispersivos varía entre poblaciones. Por su parte, el topillo agreste (*Microtus agrestis*) son bastante sedentarios y ocupan áreas reducidas y constantes que pueden variar entre 200-600 m<sup>2</sup> según el sexo y la disponibilidad del alimento. Por último, el topo ibérico (*Talpa occidentalis*) presentan una vida prácticamente subterránea siendo escasos sus movimientos por la superficie.

Una de las especies de micromamíferos que presenta mayor tasa de atropellos es el Erizo común (*Erinaceus europaeus*) con reducciones poblacionales del 30% de sus efectivos (Huijser & Bergers, 2000). Esta especie suele aprovechar las cunetas de las carreteras como áreas de búsqueda de alimento, realizando numerosos cruces de las vías donde por su baja velocidad de movimientos es muy susceptible a los atropellos. Pero estas altas tasas de atropellos se suelen producir en carreteras y mayoritariamente durante la noche, debido al carácter nocturno de la especie.

No se espera por tanto una gran afección en las pistas del parque, habida cuenta de la muy reducida o nula presencia de vehículos en periodo nocturno.

Asimismo, merece la pena analizar en este apartado el caso del grupo faunístico de los reptiles, que se podría ver afectado por las mismas limitaciones de desplazamiento y tamaño que los micromamíferos.

En general, los estudios del impacto de infraestructuras lineales sobre **reptiles** especifican que los lacértidos sufren un impacto prácticamente nulo de estas infraestructuras gracias a su alta velocidad de movimientos que les permite atravesar con rapidez dichas pistas (Jochimsen *et al.*, 2004; Fahrig & Rytwinski, 2009). Por su parte, todos los estudios señalan a los ofidios como las especies más vulnerables al presentar unos desplazamientos más lentos. Otro factor que se da importancia en el impacto de las infraestructuras sobre los reptiles es su actividad claramente estacional, que hace que la mayoría de las especies estén inactivas durante los meses fríos (mitad del otoño hasta final del invierno) por lo que durante la mitad del año la afección a este grupo producida por las pistas del parque eólico será nula. Además, estos animales no suelen presentar migración estacional y exhiben una elevada fidelidad a sus reducidos territorios (Jochimsen *et al.*, 2004).

De todas ellas, los lacértidos son las especies menos vulnerables porque su mayor velocidad de desplazamientos les permite franquear con rapidez las pistas de escasa dimensión como las que se construirán en el parque eólico, disminuyendo la probabilidad de ser atropelladas. Las especies de reptiles más vulnerables son aquellas de movimientos más reducidos, como los ofidios.

### 3 ANÁLISIS DE LOS EFECTOS DERIVADOS DE LA FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS

Otro fenómeno que podría afectar a la conectividad ecológica de la zona, además de los posibles efectos barrera que se generen sobre los corredores ecológicos existentes, sería la fragmentación del hábitat presente en el lugar donde se actúa. Esta fragmentación se puede producir por la tala o el desbroce de un territorio, por la construcción de una infraestructura o, por ejemplo, por el cambio de usos de suelo de un territorio. La fragmentación tiene un efecto tanto para las comunidades vegetales presentes en la zona como para las comunidades de fauna que la habitan.

Los principales efectos de la fragmentación del hábitat sobre la fauna se pueden resumir en:

- La disminución de la calidad del hábitat puede conllevar efectos a nivel poblacional de las especies presentes, incluido la desaparición a nivel local de alguna de ellas.
- Pérdida de conectividad ecológica y fragmentación de las poblaciones de especies que pueden causar efectos a nivel poblacional, genético y trófico.
- Las especies que necesitan grandes masas homogéneas para mantener poblaciones estables como especies forestales (Azor, Pícidos, Mamíferos forestales) pueden perder territorio necesario para el mantenimiento de sus poblaciones.

Los efectos que deriven de la fragmentación estarán condicionados claramente por la dimensión de esta fragmentación y, sobre todo, por la situación previa existente antes de realizarse la actuación. Por ello, para conocer los posibles efectos sobre las especies de fauna es necesario valorar la situación previa que se encuentra los hábitats presentes en la zona y la repercusión que la actuación generará a los mismos.

### 3.1 ANÁLISIS DE LA FRAGMENTACIÓN DE LA VEGETACIÓN EN EL P.E. ASTILLERO 2

El paisaje existente en el área de estudio muestra claras diferencias entre las zonas más elevadas, como los cordales donde se ubicará el futuro parque eólico y donde se detectan la mayoría de las formaciones boscosas y los matorrales; y las zonas más bajas, los fondos de valle delimitadas por las sierras, donde se concentra la presencia humana de la zona y donde se dan, por tanto, los paisajes más modificados con poblaciones, cultivos, etc. Este tipo de paisaje modificado se hace más patente en la zona norte del área de estudio, por tratarse de una zona costera, más habitada.

En general, este paisaje presenta una estructura con un patrón espacial muy alterado debido a las afecciones históricas a las que ha sido sometido el medio, de forma que es un paisaje fragmentado y con signos de encogimiento de las manchas de los hábitats que representan en el espacio estudiado los bosques naturales propios del territorio.

En términos generales, el territorio donde se proyecta la construcción del parque aparece dominado por grandes manchas de plantaciones forestales entremezclados con cultivos, prados y en menor medida matorrales, así como un tejido urbano desarrollado, ligado a la zona costera. Estos tipos de manchas son los que caracterizan el paisaje actual de la zona, que muestra el claro sistema de gestión antrópico: ganadería, incendios, talas, etc, al que ha estado sometido la zona de estudio y que modelan su estado actual.

Las distintas prácticas de manejo del territorio que llevan a cabo las poblaciones humanas marcan, por tanto, el carácter del territorio, dominado por etapas degradativas de la vegetación potencial.

Es evidente que es este modelo de manejo el que domina los fenómenos de fragmentación de hábitats y otros cambios en el paisaje principalmente. Para poder analizar el estado actual de las comunidades y distintos hábitats que conforman el paisaje de la zona ámbito de estudio a mayor detalle, se analiza a continuación la estructura actual del paisaje y la estructura aplicando las actuaciones asociadas al presente proyecto, para poder detectar y analizar la presencia de cambios significativos.

Para este análisis, dada la escala del mismo, se han considerado las coberturas recogidas en el SIOSE (Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España). De

esta manera, se seleccionaron las distintas comunidades vegetales y hábitats por variables de calidad de los distintos elementos dominantes del paisaje y estructura de la vegetación, como, por ejemplo, los valores ecológicos más interesantes para la fauna, la probabilidad del uso de las distintas comunidades por los organismos o los procesos ecológicos que pueden albergar.

Con este análisis y, con el objetivo del presente estudio de enfocar el estudio a la afección del hábitat de distinta fauna, se han sintetizado las comunidades y ocupaciones presentes en la zona estudiada recogiendo las siguientes clases:

- Aguas continentales: engloban tanto los ríos y arroyos presentes en la zona, como posibles charcas, lagos y otras masas de agua.
- Bosques: Considerando tanto plantaciones y reforestaciones como bosques autóctonos.
- Cultivos y pastizales: engloban todas las zonas de actividad agroganadera: huertos, cultivos intensivos y pastos destinados a la actividad ganadera.
- Formaciones de matorral (Brezales, tojales).
- Formaciones de Prados
- Zonas costeras: incluye el fragmento de la bahía de Santander incluido en la envolvente de estudio.

Para este análisis se han descartado todas aquellas zonas no naturalizadas, como puede ser el tejido urbano e industrial presente en la zona.

Tras la elaboración de la cartografía digital mediante el uso de Sistemas de Información geográfica (SIG), y con la ayuda de la aplicación informática V-LATE para el software ARCGIS, se obtienen los datos de las variables que por el posterior análisis sirven para evaluar el estado actual y posterior al presente proyecto, de la estructura de las comunidades y hábitats presentes en la zona de estudio.

### 3.1.1 Análisis previo al proyecto P.E. Astillero 2

Para el análisis de la zona de estudio se ha considerado una envolvente de 5 kilómetros del área de ocupación de los aerogeneradores y el tramo aéreo de la línea de alta tensión y una envolvente de 1 km a los accesos, tramos de línea subterránea y resto de infraestructuras asociadas a la construcción del parque. Resulta de este análisis un modelo inicial cubierto por las formaciones ya comentadas, estructuradas a nivel de ocupación del territorio de la siguiente manera:

**Tabla 3.** Clases presentes en la zona de estudio y ocupación actual (estado previo al proyecto).

CLASES	SUPERFICIE (ha)	% OCUPACIÓN
Aguas continentales	180,43	0,68
Bosque	7.298,11	27,56
Cultivos y pastizales	3.940,95	14,88
Matorral	4.787,04	18,08
Prados	9.729,643	36,75
Zonas costeras	136,68	0,52
<b>TOTAL</b>	<b>26.072,85</b>	<b>100%</b>

Como se puede ver en la Tabla 3, el territorio está caracterizado fundamentalmente por las etapas más degradativas de la vegetación, como resultado del modelo de manejo agrario del paisaje, como son los prados. Dominan, asimismo, aunque en menor proporción, los bosques, existiendo tanto bosques autóctonos (caducifolios y perennifolios) como plantaciones forestales de eucalipto y coníferas.

En total, para la zona estudiada se analizan 26.031 manchas de las 6 clases estudiadas, ocupando estas en la fase previa al proyecto una superficie total de 26.072,85 hectáreas. Para el análisis comparativo de los fenómenos ligados a cambios en el paisaje y a fenómenos de fragmentación en los distintos hábitats y comunidades presentes en la zona de estudio, se eligieron distintos parámetros para la evaluación del estado previo al Proyecto, según la estructura paisajística dominante. A continuación, se adjunta la Tabla 4 a modo de resumen del estado previo al presente proyecto de la zona ámbito de estudio.

**Tabla 4.** Valores de número de manchas, tamaño (ha), y longitud del borde de las distintas formaciones vegetales en la actualidad (estado previo al proyecto).

CLASE	Nº MANCHAS	ÁREA TOTAL (ha)	ÁREA MEDIA DE LAS MANCHAS (ha)	LONGITUD DE BORDE TOTAL (km)	LONGITUD MEDIA DE BORDE POR MANCHA (km)
Aguas continentales	169	180,43	4,12	127,90	0,76
Bosque	6.199	7.701,62	12,65	3.083,86	0,49
Cultivos y pastizales	9.605	3.940,95	3,16	2.649,91	0,28
Matorral	5.598	4.787,04	1,11	1.713,83	0,31
Prados	4.405	9.729,64	2,21	3.404,63	0,77
Zonas costeras	55	136,68	5,40	55,48	1,01

Del análisis de las clases estudiadas se desprende que el mayor número de manchas aparece representado por los cultivos y pastizales, lo que se ajusta a lo esperado en la zona costera cántabra, que presenta, al igual que el resto de las comunidades cántabras, un modelo agrario asociado al minifundio: fincas de pequeña extensión, enfocadas mayoritariamente al autoconsumo. Este hecho queda patente, asimismo, por la reducida área que presenta esta clase dentro del área estudiada, a pesar del elevado número de manchas.

Le siguen a una cierta distancia las formaciones forestales, comunidad que aparece mayoritariamente representada por formaciones ligadas al manejo forestal existente habitualmente en estas zonas, representado por abundantes plantaciones de eucalipto y coníferas, aunque también existen bosques autóctonos maduros (robleales, encinares). En este caso, las manchas son considerablemente más amplias, como cabe esperar en el caso de estas formaciones. Le siguen a estas clases los prados y los matorrales, que presentan grandes diferencias al analizar las áreas de éstas. Así, en el caso de los matorrales, se observa que se trata de manchas en general de pequeño tamaño. Estas formaciones se corresponden probablemente con antiguas áreas de cultivos que fueron progresivamente abandonadas. Los prados en cambio, se corresponden con parcelas más amplias, con un claro dominio en el área estudiada. Mención aparte suponen las formaciones ligadas a aguas continentales y zonas costeras, que presentan un bajo número de manchas, pero con un cierto tamaño, como es de esperar en áreas abiertas de este tipo.

Respecto a la relación de perímetro, las clases con mayor longitud de borde serían las zonas costeras, debido a los contornos irregulares que presentan, ligados a fenómenos naturales. En el extremo opuesto se situarían las áreas de cultivos y pastizales, así como

matorrales, que presentarían los bordes más uniformes, asociados a divisiones de carácter antrópico.

### 3.1.2 Análisis posterior al Proyecto del P.E. Astillero 2

Las actuaciones diseñadas para la instalación del Parque Eólico Astillero 2 suponen, en su mayoría, actuaciones lineales como los accesos que amplían pistas ya existentes y las zanjas para las líneas de evacuación eléctrica, tanto las de media tensión como la de evacuación de alta tensión. Por otra parte, hay actuaciones no lineales, que se corresponden fundamentalmente con la realización de las plataformas y la instalación de los aerogeneradores. El análisis de la fragmentación se realiza aplicando a la cartografía mencionada en el apartado anterior (SIOSE), los cambios en los hábitats y estructura de las clases estudiadas derivados de la implantación de las actuaciones. Se calculan de esta manera, de nuevo, todos los parámetros estudiados en las formaciones en su configuración actual.

En este análisis de las clases seleccionadas, se obtiene un total de superficie de 26.024,65 hectáreas, lo que supone una variación muy reducida en la pérdida de formaciones. Estas superficies aparecen distribuidas, después de la aplicación de las actuaciones, como se puede ver en la Tabla 5:

**Tabla 5.** Principales formaciones presentes en la zona de estudio y ocupación previsible tras las actuaciones (estado posterior al proyecto).

CLASES	ÁREA (ha)	% OCUPACIÓN
Aguas continentales	180,42	0,7
Bosque	7.274,71	28,0
Cultivos y pastizales	3.934,35	15,1
Matorral	4.777,21	18,4
Prados	9.721,281	37,4
Zonas costeras	136,68	0,5
<b>TOTAL</b>	<b>26.024,65</b>	<b>100%</b>

El número total de manchas en este caso pasaría a ser de 26.486, lo que supone un escaso aumento respecto a las 26.031 del análisis previo. Como se puede observar, sigue destacando el dominio de las formaciones forestales y los prados, aunque en todo caso en proporciones similares al estado previo, pues como se ha destacado la linealidad de las

estructuras asociadas al proyecto, suponen una pérdida por ocupación baja, por lo que en un principio la estructura de la zona no varía significativamente. A continuación, se adjunta el resultado calculado para la composición de las manchas asociadas a las clases analizadas (Tabla 6):

**Tabla 6.** Valores de número de manchas, tamaño (ha), área (ha) y longitud del borde (km) de las distintas formaciones vegetales tras las actuaciones (estado posterior al proyecto).

CLASE	Nº MANCHAS	ÁREA TOTAL (ha)	ÁREA MEDIA DE LAS MANCHAS (ha)	LONGITUD DE BORDE TOTAL (km)	LONGITUD MEDIA DE BORDE POR MANCHA (km)
Aguas continentales	170	180,42	4,08	127,93	0,75
Bosque	6.329	7.678,17	11,12	3.107,10	0,49
Cultivos y pastizales	9.714	3.934,36	2,65	2.659,69	0,27
Matorral	5.666	4.777,22	1,09	1.726,98	0,30
Prados	4.551	9.721,28	2,14	3420,93	0,75
Zonas costeras	55	136,68	5,40	55,49	1,01

Del análisis de las clases estudiadas se desprende que, tal como se comentó en párrafos anteriores, el aumento en el número de manchas no es muy pronunciado y que se producen en todas las clases identificadas, con excepción de las aguas continentales y de las zonas costeras.

Respecto al tamaño de las manchas, las características continúan siendo muy similares al caso anterior, siendo las manchas correspondientes a bosques y a prados las de mayor tamaño, sin considerar las zonas costeras.

Respecto a la relación de perímetro, de nuevo las clases con mayor longitud de borde serían las zonas costeras, seguidos de las clases ligadas a aguas continentales y prados. En el extremo opuesto continúan, asimismo, las áreas de cultivos y pastizales, así como matorrales.

En el siguiente apartado se analizarán en detalle los cambios concretos observados entre ambos análisis.

### 3.1.3 Resumen de variaciones

Respecto a la ocupación relacionada con las clases analizadas se observa las siguientes variaciones de superficie y de porcentaje de ocupación para cada tipo de clase (Tabla 7):

**Tabla 7.** Diferencias en superficie y porcentaje de ocupación de las principales formaciones presentes en la zona de estudio tras las actuaciones.

CLASES	VARIACIÓN SUPERFICIE (ha)	VARIACIÓN % OCUPACIÓN
Aguas continentales	0,00	0,00
Bosque	-23,40	-0,44
Cultivos y pastizales	-6,60	-0,22
Matorral	-9,83	-0,32
Prados	-8,36	-0,65
Zonas costeras	0,00	0,00

Como se puede observar en la Tabla 7, la pérdida de ocupación relacionada con las actuaciones del proyecto afecta a la mayoría de las clases identificadas en la zona, si bien no con la misma intensidad. Así, las mayores variaciones de superficie se producen sobre las áreas de prados y sobre los bosques, lo que no está exento de lógica habida cuenta de que se trata de la primera y la segunda formación en cuanto a superficie existente en la zona de estudio.

**Tabla 8.** Diferencias en los valores de número de manchas, tamaño (m<sup>2</sup>), área (m<sup>2</sup>) y longitud del borde de las distintas formaciones vegetales antes y después de las actuaciones.

CLASES	VARIACIÓN N° MANCHAS	VARIACIÓN ÁREA TOTAL (ha)	VARIACIÓN ÁREA MEDIA DE LAS MANCHAS (ha)	VARIACIÓN LONGITUD DE BORDE TOTAL (km)	VARIACIÓN LONGITUD MEDIA DE BORDE POR MANCHA (km)
Aguas continentales	1	-0,01	-0,04	0,03	-0,01
Bosque	130	-23,45	-1,53	23,24	0,02
Cultivos y pastizales	109	-6,59	-0,51	9,78	-0,01
Matorral	68	-9,82	-0,02	13,15	-0,01
Prados	146	-8,36	-0,07	16,3	-0,02
Zonas costeras	0	0	0	0,01	0,00

En la Tabla 8 se obtiene una imagen muy clara de cómo la construcción del parque eólico modificará las distintas clases ubicadas en esta zona. De este modo, se observa un

aumento en el número de manchas debido a la fragmentación de las existentes. Tal como se observaba con la variación de superficie, si bien la mayoría de las clases sufren cambios, estos no tienen la misma entidad en todos los casos. Las clases correspondientes a bosques y a prados serían las que verían más ampliadas el número de manchas, con 130 y 146 respectivamente. Algunas de las manchas afectadas están compuestas por plantaciones de eucaliptos y pinos que responden a un territorio ya elevadamente alterado por perturbaciones externas al presente proyecto.

Con todo, se trata de un aumento reducido, teniendo en cuenta que el total de manchas en la zona es superior a las 5.000 en el caso de los bosques y superior a las 4.000 en el caso de los prados. Este aumento de las manchas supone asimismo un aumento en la longitud total de bordes. Sin embargo, se puede asumir que las manchas existentes tras la implantación del parque serán, de media, de tamaño más reducido, tal como se observa en la variación media del área y de la longitud de los bordes.

En todo caso, los cambios observados son de muy reducida entidad respecto al total del área estudiada. El modelo de uso del territorio de la zona, ligado a prácticas agroforestales, es el patrón causante de la mayoría de los fenómenos de fragmentación existentes en la zona, no suponiendo el presente proyecto cambios a la misma escala. Por ello, los cambios de fragmentación seguirán estando dominados por el manejo antrópico de quemas, desbroces y otras prácticas a mayor escala.

### 3.2 EFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN SOBRE LA FAUNA POR EL P.E. ASTILLERO 2

El efecto de esta fragmentación derivada de las obras de construcción del P.E. Astillero 2 será diferente a nivel de cada grupo faunístico e incluso a nivel específico según sus preferencias de hábitat, su etología propia y su estado poblacional.

Los **anfibios** son particularmente vulnerables a la fragmentación del hábitat debido a las dinámicas espaciales de sus poblaciones (Cushman, 2006). La mayoría de las especies tienen subpoblaciones altamente filopátricas a enclaves reproductivos concretos y zonas forestales concretas (Wind, 1999). El mantenimiento de este sistema metapoblacional depende de la interconexión entre las subpoblaciones. La mayoría de las especies de anfibios presentan poca capacidad de dispersión y su rango de movimiento suele presentar una gran limitación (DeMaynadier & Hunter, 2000). Tras la reproducción efectúan desplazamientos de

los enclaves reproductivos a zonas de letargo invernal o estivación a través de corredores con hábitat favorable para las especies, como brezales, bosques de ribera, turberas y hábitat similares. Estos corredores sirven también para poner en comunicación poblaciones de diferentes enclaves reproductivos más o menos cercanos, manteniendo de esa manera la conexión metapoblacional. La fragmentación de estos hábitats puede ocasionar sobre todo deterioros en esa interconexión poblacional, que pueden derivar en el aislamiento de subpoblaciones y su posterior desaparición.

El proyecto no supondrá una afección directa sobre los cursos de agua, no habiendo una pérdida de superficie por la construcción del mismo en los hábitats que rodean estos cursos de agua (bosque de ribera, charcas, etc.). Sí se producirá una desaparición de áreas forestales, de matorral y de prados por la construcción de los aerogeneradores y por la apertura de las pistas de acceso que, si bien no se considera un hábitat muy favorable para los anfibios, no se descarta su uso por parte de éstos durante sus desplazamientos. Así, esta comunidad sufrirá una pérdida de superficie y en menor grado sufrirá un aumento de la fragmentación, pero se considera que ésta será poco significativa. Las consecuencias a nivel de las especies de anfibios serán diferentes en función de las zonas del área que utilizan y sus características propias de uso de los hábitats y de etología. En la zona de estudio se detectaron especies correspondientes a este grupo faunístico como el tritón jaspeado, el sapo común y la salamandra común.

El tritón jaspeado (*Triturus marmoratus*) ocupa medios acuáticos diversos con aguas tranquilas y frecuente vegetación sumergida (charcas, lagunas, remansos, abrevaderos, etc.), usando las hojas para envolver los huevos. Fuera del periodo reproductor, lleva vida terrestre bajo piedras o entre hojarasca, pero siempre en ambientes húmedos. Habita en áreas húmedas de baja y media altitud, especialmente en la mitad norte y oeste de la Península Ibérica, y puede encontrarse desde el nivel del mar hasta los 2.100 metros.

El sapo común (*Bufo spinosus*) es una especie muy generalista respecto al tipo de hábitats donde aparece, encontrándose en turberas de montaña, lagunas glaciares, embalses, ríos y arroyos en áreas abiertas, bosques de coníferas y caducifolios, zonas de matorral mediterráneo, estepas, ramblas mediterráneas y zonas de cultivos. En cuanto a los enclaves de reproducción, prefiere masas de agua profundas (50-200 cm), estables, con un hidroperiodo prolongado y vegetación acuática (Salvador, 1985; Lizana, 1997; Malkmus,

1999). Los individuos reproductores llegan a recorrer varios kilómetros anualmente desde las áreas de actividad habitual hasta las charcas (Salvador, 1985).

Por su parte, la salamandra común (*Salamandra salamandra*) es una especie de hábitos terrestres y se encuentra en ambientes húmedos y sombríos. Puede encontrarse en cualquier tipo de comunidad vegetal, con poblaciones más abundantes en bosques caducifolios, siempre que las condiciones de humedad sean elevadas y existan masas de agua próximas (arroyos o charcas), necesarias para la liberación de las larvas en poblaciones ovovivíparas. Se trata de una especie de desplazamientos limitados, con un dominio vital de los adultos de entre 50-100 m<sup>2</sup> (Denoël, 1996). En sus fases terrestres y en los desplazamientos hasta y desde las zonas de reproducción, no se puede descartar que hagan uso de los hábitats existentes en la zona de ubicación del parque, máxime habida cuenta de su carácter generalista, por lo que sí se podría producir una fragmentación de su hábitat, si bien ésta se considera poco significativa, considerando de nuevo el carácter generalista de las especies.

Los **reptiles** son un grupo menos afectado por la fragmentación de los hábitats que los anfibios. Aun así, la construcción de infraestructuras o los cambios de uso de suelo pueden generar perjuicios a las poblaciones de especies de este grupo tanto por la propia pérdida de superficie de hábitat como por la fragmentación de los mismos. Los reptiles presentan en general una buena capacidad de dispersión y además su rango de movimientos es muy limitado siendo fieles a territorios de escaso tamaño (Jochimsen et al., 2004). La pérdida de hábitat puede causar la disminución de parejas reproductoras de una zona, mientras que la fragmentación de estos hábitats puede derivar en un empeoramiento de las rutas de dispersión e interconexión poblacional. En la zona de estudio se detectaron especies correspondientes a este grupo faunístico, como el lagarto verde (*Lacerta bilineata*) y la lagartija roquera (*Podarcis muralis*).

La afección de la fragmentación del hábitat sobre los **mamíferos** será muy dependiente de las especies y sus requerimientos de hábitat, tamaño de territorio y etología. De manera general, las especies de mayor tamaño, sobre todo carnívoros, y las especies forestales son las más susceptibles a ser perjudicadas por la fragmentación de sus hábitats (Lindenmayer & Fisher, 2006), mientras que los micromamíferos son más perjudicados por el efecto barrera

que suponen las infraestructuras. En todo caso, las consecuencias a nivel de cada especie de mamíferos derivarán de sus requerimientos de hábitat y de su propia etología.

Los carnívoros de pequeño y mediano tamaño presentes en la zona, como la garduña (*Martes foina*), el armiño (*Mustela erminea*), la gineta (*Genetta genetta*), el turón (*Mustela putorius*) o, los menos especialistas, como el zorro (*Vulpes vulpes*) muestran una preferencia por los ambientes forestales, sobre todo a la hora de ubicar sus enclaves reproductivos, aunque en sus territorios se pueden combinar con áreas abiertas en sus labores de caza. El tamaño de territorio de estas especies suele oscilar entre 200 y 600 ha, siendo más grande en Garduña, y Gineta y más pequeño en Zorro, Turón y Tejón (Blanco, 1998). El de menor tamaño sería el del armiño, que suele oscilar entre las 10 y las 40 ha (King, 1983). El área ocupada por las infraestructuras del parque será de unas 75 ha, aunque en este caso se incluye asimismo el área ocupada por el trazado de la Línea Aérea de Alta Tensión, que supone unas 36 hectáreas, por lo que las infraestructuras del parque supondrán unas 40 ha. Por ello, se considera poco probable que estas especies se vean afectadas por las obras constructivas del parque eólico y por la derivada pérdida y fragmentación de los hábitats. En el caso de la LAAT, están previstos desbroces en zonas de hábitats forestales, por lo que se podría producir una cierta fragmentación en los hábitats, aunque dadas las capacidades de desplazamiento de estas especies y la pequeña extensión de la LAAT, se considera poco importante.

En cuanto a los **quirópteros**, estas especies se verán más afectadas por el parque eólico en relación a un posible aumento de la mortalidad por colisión que por la pérdida de hábitats. En la envolvente de 1 km respecto a los aerogeneradores, aproximadamente el 52,6% del total de la superficie se corresponde con hábitats considerados a priori como favorables para los quirópteros, al tratarse de arbolado, pasto arbolado, coníferas, cursos de agua, pastizales y bosques de frondosas caducifolias y perennifolias. La mayor superficie está representada por las coníferas (23%). En cambio, si la distancia de análisis respecto a los aerogeneradores se reduce a 200 m, la superficie equivalente al 65% respecto del total, destacan por su abundancia las plantaciones de coníferas, alcanzando valores elevados, de hasta el 46 % con respecto al total de superficie estudiada. A esta le siguen las zonas de pastizal. La agrupación este (aerogeneradores AS2-10 - AS2-15) está dominada por hábitats no favorables, mientras que la envolvente de los aerogeneradores de la agrupación Oeste (codificados como aerogeneradores 01-09) presenta una gran parte de su superficie ocupada

por hábitats favorables. Ciñendo el análisis a la alineación occidental, los aerogeneradores AS2-01, AS2-03, AS2-04, AS2-05 y AS2-06 presentan más de un 90% de su superficie ocupada por hábitats favorables, frente al 75% de los aerogeneradores 7, 8 y 9, en su mayor parte representados por coníferas.

Respecto a sus áreas de caza, muchas de estas especies realizan un uso heterogéneo del territorio aprovechando diferentes hábitats y maximizando el número de especies de insectos susceptibles de depredar. De esta manera, la pérdida de una escasa superficie de matorral o bosques como el hayedo no debería suponer un impacto significativo sobre las poblaciones locales de las mismas.

El resto de los mamíferos con presencia potencial en el entorno del PE Astillero 2 presentarán un diferente grado de afección por las labores constructivas a nivel de conectividad ecológica. Las especies ligadas a ambientes acuáticos como la nutria (*Lutra lutra*) o el desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) no deberían sufrir alteraciones de sus poblaciones, al no verse afectados los hábitats que usan. Los herbívoros como jabalí (*Sus scrofa*) o corzo (*Capreolus capreolus*) pueden perder superficie de refugio, pero ni la superficie perdida por la construcción ni el grado de fragmentación derivado son los suficientemente importantes como para causar perjuicios a estas especies. Por último, lagomorfos como la liebre ibérica (*Lepus granatensis*) o el conejo (*Oryctolagus cuniculus*), ocupan mayoritariamente zonas de brezal y pastizal que no resultarán afectadas por la construcción del parque eólico, por lo que no se espera que estas especies sufran tampoco ningún tipo de fragmentación en sus hábitats.

Al igual que los quirópteros, la mayor afección del parque eólico a las **aves** se produce a nivel del incremento del riesgo de mortalidad derivado de la presencia de los aerogeneradores. La pérdida de conectividad ecológica en las aves derivado de la fragmentación del hábitat por la construcción de infraestructura es un factor importante en la conservación de algunas especies, principalmente especies con estrictos requerimientos de hábitat (especies esteparias, especies forestales, especies acuáticas) (Lindenmayer & Fisher, 2006) o con requerimientos de amplios tamaños de territorio con hábitats favorables y homogéneos (algunas especies de rapaces). Se realiza a continuación un análisis pormenorizado de algunas de las especies de rapaces más representativas y/o con mayor protección de las detectadas en la zona:

- El **milano real (*Milvus milvus*)** es una especie invernante en la zona de estudio, que selecciona para la búsqueda de alimento paisajes llanos y abiertos compuestos por cultivos, mosaicos agropecuarios, dehesas y pastizales (De Juana et al., 1988; Viñuela et al., 1999; Seoane et al., 2003). en ocasiones muy próximas a núcleos habitados, que prospectan durante buena parte del día en busca de alimento. Al finalizar cada jornada, los milanos recorren largas distancias para reunirse al atardecer con otros individuos en dormideros multitudinarios, en los que pasan la noche. Los emplazamientos elegidos para formar estas agregaciones son bosquetes de diferente naturaleza, como pinares, eucaliptales o pequeños sotos ribereños. Durante los trabajos de seguimiento de fauna no se ha localizado ningún dormidero invernal de la especie, por lo que se puede garantizar la no afección a sus hábitats de descanso. Se ha visto a los ejemplares utilizando movimientos de búsqueda de alimento y desplazamientos locales, incluido por la zona de implantación de todos los aerogeneradores. La construcción de las infraestructuras abriría nuevos claros en masas arboladas, que podrían beneficiar a esta especie, ofreciendo nuevas zonas de caza. No se considera por tanto que el proyecto suponga una afección significativa a nivel de fragmentación de los hábitats utilizados por la especie. Resultados parecidos para esta especie se pueden extrapolar para otras rapaces forestales con presencia en el entorno como el Busardo ratonero (*Buteo buteo*), el milano negro (*Milvus migrans*) o el abejero europeo (*Pernis apivorus*).
- El **buitre leonado (*Gyps fulvus*)** ha sido una de las especies más detectadas en la zona durante los seguimientos realizados, detectándose al menos 4 colonias de nidificación en la zona de estudio, todas ellas al menos a 5 km de la zona de implantación del parque eólico, al este de la alineación AS2-10 a AS2-15. No hay ocupación directa de estos espacios por parte del proyecto, por lo que no se esperaría una fragmentación de los hábitats de reproducción. Las posibles afecciones sobre la conectividad han sido ya evaluadas en el capítulo 2.3 del presente documento. En cuanto a los hábitats de alimentación, es una especie asociada con paisajes con escasa cobertura arbórea y con disponibilidad de alimento (Margalida et al., 2007), como podrían ser las zonas de matorral y prados que están presentes en la zona de implantación del parque. En esta zona las manchas de matorral son abundantes, lo que explica el aumento estimado en el número de éstas

tras la construcción (68 manchas más). Con todo, como se ha comentado, dada la amplia superficie existente en la zona de este tipo de vegetación, este aumento se considera reducido, por lo que se asume que la fragmentación del hábitat de esta especie sería asimismo reducida.

## 4 CONCLUSIONES

La conectividad ecológica puede definirse como la capacidad del territorio para favorecer flujos de especies o conjuntos de éstas dentro del paisaje (Taylor et al. 1993); entendiéndose el paisaje un área compuesta por diferentes teselas de hábitat interrelacionadas funcionalmente.

La introducción en el paisaje de un agente externo, como puede ser el caso de la implantación de un proyecto de energías renovables como un parque eólico, puede suponer diversos efectos sobre el territorio. En el caso concreto de la conectividad ecológica, los impactos principales son los siguientes: el **efecto barrera** y la **fragmentación de hábitats**.

El **efecto barrera** deriva de la presencia de las distintas estructuras que forman parte del parque eólico, que pueden constituir una barrera a los desplazamientos de los seres vivos.

Para el análisis de este efecto barrera, se han analizado los distintos tipos de conectividad que pueden existir en la zona: conectividad fluvial, conectividad aérea y conectividad terrestre.

La conectividad fluvial se trata del proceso del entorno funcional que define el papel de los ecosistemas fluviales como corredores ecológicos. No solamente se refiere a la conectividad longitudinal, río arriba o abajo, sino también a la transversal, que permite la interacción con otros cursos fluviales. Algunas de las especies vinculadas a esos ecosistemas fluviales y que por tanto se verían afectadas por alteraciones en esta conectividad son anfibios como el sapo común (*Bufo spinosus*) o la salamandra común (*Salamandra salamandra*) o mamíferos acuáticos como la nutria (*Lutra lutra*) o el desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*).

A nivel de conectividad longitudinal, existen varios cruzamientos de elementos del proyecto con corredores fluviales longitudinales, dos de ellos se producen con la línea de media tensión y cuatro coinciden con el trazado de la línea de alta tensión.

En el caso del tramo soterrado, la excavación de la zanja para albergar el cableado de la línea sí condicionará la conectividad longitudinal de las especies acuáticas que habiten estos cauces, si bien se tratará de un impacto escaso, ya que se pretende llevar a cabo estos

cruzamientos por medio de una perforación horizontal dirigida, por lo que no se producirá una ocupación directa del cauce y además temporal, ligado únicamente a la fase de construcción y muy limitado en el tiempo, ya que una vez que se haya colocado la línea, se elimina este impacto.

A nivel de conectividad transversal, tan sólo uno de los posibles corredores, el que comunicaría las cabeceras de dos arroyos, afluentes del Río de la Mina y del Arroyo de Obregón, se vería intersecado por el trazado soterrado de la línea eléctrica. Sin embargo, tal como se comentó en el párrafo anterior, se trata de un impacto muy limitado en el tiempo.

La conectividad aérea se basa en la movilidad de los vertebrados voladores: aves y quirópteros. Para las aves, hablaríamos de un posible efecto barrera tanto ante grandes desplazamientos (movimientos migratorios) como con desplazamientos diarios locales (entre áreas de alimentación, descanso y cría). En el caso de los movimientos migratorios, el área de estudio, no se engloba en una ruta migratoria de las principales que recorren la Península Ibérica. Sin embargo, a lo largo del estudio anual completo sí se detectaron varias especies migratorias asentadas en la zona de implantación de los aerogeneradores, además de grupos de ciertas especies de aves en aparente migración activa o en altas concentraciones previas a sus viajes migratorios. Fueron detectadas rapaces como el milano real (*Milvus milvus*), el halcón de Eleonora (*Falco eleonora*) o la culebrera europea (*Circaetus gallicus*) o acuáticas como el chorlito patinegro (*Charadrius alexandrinus*), el chorlito chico (*Charadrius dubius*), el andarríos bastardo (*Tringa glareola*), el chorlito dorado europeo (*Pluvialis apricaria*) o el zarapito trinador (*Numenius phaeopus*). A nivel de movimientos diarios, destacarían las especies rapaces como el buitre leonado (*Gyps fulvus*), especie de la cual durante el estudio anual de fauna fueron detectadas 4 colonias de nidificación localizadas de esta especie; el milano real (*Milvus milvus*), de la que si bien no se localizaron dormideros su presencia fue reiterada en la época invernal utilizando movimientos de búsqueda de alimento y desplazamientos locales; el alimoche (*Neophron percnopterus*), del que se ha localizado un territorio seguro en la zona de implantación del aerogenerador AS2-01 al aerogenerador AS2-07 o el milano negro (*Milvus migrans*), especie de la que fueron detectados 13 territorios reproductores seguros, algunos de los cuales solaparían con el parque eólico y con la línea de evacuación. En cuanto a los quirópteros, el murciélago enano (*Pipistrellus pipistrellus*), el murciélago de borde claro (*Pipistrellus kuhlii*) y el murciélago de herradura pequeño (*Rhinolophus ferrumequinum*), fueron las especies más abundantes en la zona. Analizada la

envergadura del proyecto sobre el terreno, así como el espacio existente entre los quince aerogeneradores previstos, se estima que el efecto barrera derivado de la construcción del parque eólico será bajo, en general, para las aves y los quirópteros. Con todo, existen aerogeneradores entre los cuales las distancias serán más reducidas y que tienen una mayor probabilidad de provocar este efecto barrera. En cualquier caso, el seguimiento previsto durante la fase de explotación podrá determinar si existe algún elemento que suponga un obstáculo para el desplazamiento de las aves y los quirópteros, debiendo en ese caso implementarse medidas correctoras adicionales.

La conectividad terrestre, relacionada con las especies que habitan estos hábitats, y las posibles afecciones sobre la misma, se determinaron mediante el estudio de los posibles corredores existentes en la zona para las especies. Considerando la extensión de masas forestales existentes en la zona de estudio, como especie clave se ha seleccionado al corzo (*Capreolus capreolus*), un mamífero de hábitos forestales. Fueron definidas las áreas focales a comunicar y se elaboró un mapa de las resistencias que los distintos usos del suelo de la zona pueden generar al desplazamiento de la especie. Con estos datos de base, se diseñó la red de corredores con el mínimo coste al desplazamiento y se observó que, entre las zonas focales situadas al norte y al sur de la zona de estudio existen diversos corredores que atravesarían la zona de implantación del parque eólico y que por tanto podrían condicionar los desplazamientos de las especies terrestres. Con todo, se observa asimismo un corredor que discurre sin restricciones por el extremo occidental del área de estudio, por lo que si bien no se descartan limitaciones en la conectividad para aquellas especies que quieran atravesar la zona del parque eólico, esta conectividad estará en todo caso garantizada, al existir alternativas de desplazamiento disponibles.

En todo caso, hay que tener en cuenta que, en el caso de los grandes mamíferos, la ausencia de un vallado perimetral de las instalaciones hace poco probable un efecto barrera importante, ya que no limita de forma notable la libre circulación de estas especies.

En el caso de las especies más pequeñas (micromamíferos y reptiles), la presencia de estas infraestructuras lineales puede suponer un efecto barrera cuyo principal impacto vendría asociado, igual que se comentó en el caso de los anfibios, a la mortalidad por atropello. Con todo, no se espera una gran afección en las pistas del parque, habida cuenta

de la muy reducida o nula presencia de vehículos en periodo nocturno, principal momento de los desplazamientos de estas especies.

En cuanto a la **fragmentación de hábitats**, ésta ocurre cuando hay una pérdida de hábitat que altera el patrón paisajístico. Se refiere a un proceso de separación de hábitats continuos en fragmentos que a medida que se hacen más pequeños van quedando más aislados entre sí.

Se ha realizado un análisis de la cobertura vegetal existente en la zona, analizando el número de manchas, así como el área y el perímetro de las mismas, tanto para la situación actual como para la que existiría tras la construcción del parque eólico. De la comparativa de ambos análisis se extrae que la pérdida de ocupación relacionada con las actuaciones del proyecto resulta poco significativa y aparecería en todas las clases definidas salvo en las vinculadas a medios acuáticos, si bien se concentra especialmente en las zonas de prados y de bosque. Con todo, se trata de un aumento reducido, teniendo en cuenta que, en las dos clases que mayor aumento de manchas sufrirían, bosques y prados, este aumento está por debajo del 3%. Este aumento de las manchas supone asimismo un aumento en la longitud total de bordes. Sin embargo, se puede asumir que las manchas existentes tras la implantación del parque serán, de media, de tamaño más reducido, tal como se observa en la variación media del área y de la longitud de los bordes. Las manchas existentes tras la implantación del parque serán, de media, de tamaño más reducido, tal como se observa en la variación medida del área y de la longitud de los bordes. En todo caso, los cambios observados son de muy reducida entidad, considerando el área ocupada por las infraestructuras del parque respecto al tamaño total de las áreas de bosque y prados existentes en la zona.

Dentro de los grupos faunísticos (mamíferos, aves, reptiles y anfibios), la afección derivada de esta fragmentación variará en función de los requerimientos de los mismos, si bien será más acentuada en el caso de las especies con menor capacidad de desplazamiento, como los anfibios, los reptiles o los micromamíferos. Aun así, se trata de un impacto reducido.

## 5 BIBLIOGRAFÍA

- Barnett, J.L., How, R.A., & Humphreys, W.F. 1978. The use of hábitat components by small mammals in Eastern Australia. *Australian Journal of Ecology*, 3: 277-285.
- Blanco, J.C. 1998. *Mamíferos de España. II. Cetáceos, artiodáctilos, roedores y lagomorfos de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Editorial Geoplaneta, Barcelona.
- Bright, P.W. 1998. Behaviour of specialist species in hábitat corridors: arboreal doormice avoid corridor gaps. *Animal Behaviour*, 56: 1485-1490.
- Cárcamo B., Kret E., Zografou C. and Vasilakis D. 2011. *Assessing the impact of nine established wind farms on birds of prey in Thrace, Greece. Technical Report*. pp. 93. WWF Greece, Athens.
- Cushman, S.A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*. 128: 231-240.
- Delibes, J. R. (1996). *Ecología y comportamiento del corzo (Capreolus capreolus L. 1758) en la sierra de Grazalema (Cádiz)*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense, Madrid
- De Lucas, Manuela & Ferrer, Miguel & Bechard, Marc & Muñoz, Antonio-Román. (2012). Griffon vulture mortality at wind farms in southern Spain: Distribution of fatalities and active mitigation measures. *Biological Conservation*. 147. 184-189. 10.1016/j.biocon.2011.12.029.
- deMaynadier, P. G., and M. L. Hunter Jr. 2000. Road effects on amphibian movements in a forested landscape. *Nat. Areas J.* 20(1):56–65.
- Denoël, M. (1996). Phénologie et domaine vital de la salamandre terrestre Salamandra salamandra terrestris (Amphibia, Caudata) dans un bois du Pays de Herve (Belgique). *Cahiers d'Ethologie*, 16: 291-306.
- Diego-Rasilla, F. J. (2003b). Homing ability and sensitivity to the geomagnetic field in the alpine newt, *Triturus alpestris*. *Ethology Ecology & Evolution*, 15(3), 251-259.
- Diego-Rasilla, F. J., Ortiz-Santaliestra, M. (2009). Los Anfibios de Castilla y León. Colección Naturaleza en Castilla y León. Caja de Burgos. Burgos. 237 pp
- EUROPARC-España. 2009. *Conectividad ecológica y áreas protegidas. Herramientas y casos prácticos*. Ed. FUNGOBE Madrid. 86 páginas.

- Fahrig, L., Pedlar, J. H., Pope, S. E., Talyor, P. D., & Wegner, J. F. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 74: 177–182.
- Galán Regalado, P. (1982). Biología de la reproducción de Rana iberica Boulenger, 1879 en zonas simpátridas con Rana temporaria Linneo, 1758. Doñana, Acta Vertebrata, 9: 85-98.
- Galán-Regalado, P. (1989). Diferenciación morfológica y selección de habitats en las ranas pardas del noroeste ibérico: Rana iberica Boulenger, 1879 y Rana temporaria parvipalmata Seoane, 1885. Treballs Societat Catalana d'Ictiologia i Herpetologia, 2: 193-209.
- Guixé, D., & Camprodon, J. (2018). *Manual de conservación y seguimiento de los quirópteros forestales*.
- GURRUTXAGA, M. (2004). *Conectividad ecológica del territorio y conservación de la biodiversidad: nuevas perspectivas en ecología del paisaje y ordenación territorial / Mikel San Vicente*. - 1ª ed., 1ª reimp - Vitoria-Gasteiz: Eusko Jaurlaritzaren Argitalpen Zerbitzu Nagusia. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco (Informes Técnicos; 103). Gurrutxaga, M. 2005. Red de Corredores Ecológicos de la Comunidad Autónoma de Euskadi.
- Hels, T. & Buchwald, E. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*. 99: 331–340.
- Jiménez, J., Surroca, M., de Chiclana, T., Palomo, J. J. (2009). *Colonización de pequeñas cuencas de Castellón por la nutria. Evidencias de saltos entre cuencas*. Galemys, 21: 63-70.
- Jochimsen, D.M., Peterson, C.R., Andrews, K.M., & Gibbons, J.W. 2004. *A Literature Review of the Effects of Roads on Amphibians and Reptiles and the Measures Used to Minimize Those Effects*. USDA Forest Service. Idaho.
- Lindenmayer, D.B., & Fischer, J. 2006. *Habitat fragmentation and landscape change*. Island Press. Washington. 329 pp.
- Lizana, M., Ciudad, M. J., Pérez-Mellado, V. (1989). Actividad, reproducción y uso del espacio en una comunidad de anfibios. *Treballs de la Societat Catalana d'Ictiología i Herpetología*, 2: 92-127.

- Lizana, M. (1997). *Bufo bufo*. Pp.152-154. En: Pleguezuelos, J. M. (Eds.) *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles de España y Portugal*. Asociación Herpetológica Española y Universidad de Granada, Granada.
- Malkmus, R. (1999). Zur Laichplatzwahl der Erdkröte (*Bufo bufo bufo* Linnaeus, 1758 / *Bufo bufo spinosus* Daudin, 1803) in Portugal. *Sauria*, 21: 7-11.
- Margalida, A., García, D., Cortés-Avizanda, A. (2007). Factors influencing the breeding density of bearded vultures, Egyptian vultures and Eurasian griffon vultures in Catalonia (NE Spain): management implications. *Animal Biodiversity and Conservation*, 30 (2): 189-200
- Masó, A. & Pijoan, M. 2011. *Anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias. Nuevas guías de campo*. Ediciones Omega. Barcelona.
- Mazerolle, M. J. 2004. Amphibian road mortality in response to nightly variations in traffic intensity. *Herpetologica*, 60: 45–53.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2010. *Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en las fases de planificación y trazado. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transportes, número 3*. O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 145 pp. Madrid.
- Pargana, J. M., Paulo, O. S., Crespo, E. G. (1996). *Anfíbios e répteis do Parque Natural da Serra de São Mamede*. Instituto da Conservação da Natureza, Parque Natural da Serra de São Mamede, Portalegre.
- Rico, A., Kindlmann, P., & Sedlacek, F. 2007. Barrier effects of roads on movements of small mammals. *Folia Zoologica*, 56(1): 1–12.
- Rosell, C.; Álvarez, G.; Cahill, S.; Campeny, R.; Rodríguez, A. y Séiler, A. 2003. COST 341. *La fragmentación del hábitat en relación con las infraestructuras de transporte en España*. O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Salvador, A. (1985). *Guía de campo de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias*. Alfredo Salvador, León.
- Sillero, N. (2008). Amphibian mortality levels on Spanish country roads: descriptive and spatial analysis. *Amphibia-Reptilia*, 29: 337-347.

---

Taylor D.R., Fahrig L., Henein K. 1993. *Connectivity is a vital element of landscape structure*. OIKOS 1993; 68:571-3.

Wind, E. 1999. Effects of habitat fragmentation on amphibians: what do we know and where do we go from here? In *Proceedings of the Biology and Management of Species and Habitats at Risk*, Darling, L.M., Ed.; B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria B.C. and University College of the Cariboo, Kamloops B.C., pp. 885-894.