



Guía metodológica para la evaluación de impacto ambiental de Parques Eólicos en el Medio Marino sobre la biodiversidad y espacios marinos protegidos

Octubre 2026



Guía metodológica para la evaluación de impacto ambiental de Parques Eólicos en el Medio Marino sobre la biodiversidad y espacios marinos protegidos Octubre 2026

RESPONSABLE DEL EXPEDIENTE (Exp. 22BDCM003)

Elvira García-Bellido Capdevila, SG de Biodiversidad Terrestre y Marina.
DG de Biodiversidad, Bosques y Desertificación.
Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

EQUIPO TÉCNICO MINUARTIA

Albert Cama, autor principal, doctor en biología animal
Ferran Navàs, biólogo
Oriol Castells, biólogo
Carme Rosell, doctora en biología

EQUIPO TÉCNICO SUBMON

Carla Chicote, ingeniera agrónoma.
Genni Archetti, bióloga

AGRADECIMIENTOS

La mayor parte del contenido de este documento ha sido realizado gracias al trabajo de consultores, administraciones y científicos que han estudiado las interacciones entre parques eólicos marinos y biodiversidad. Se agradece de forma especial la ayuda y documentación aportadas por parte de Aonghais Cook, del British Trust for Ornithology (BRO), Rocío Graña del Instituto Español de Oceanografía y de Antonio Sandoval, del observatorio ornitológico de Estaca de Bares. Se agradece también la colaboración de Pep Arcos, Carolina Fernández, Manel Gazo, Marcel Gil, Alfredo López, Jacobo Marrero y Beneharo Rodríguez. Han sido muy relevantes las aportaciones de un panel de expertos con el que se ha revisado la información recogida.

Guía metodológica para la evaluación de impacto ambiental de Parques Eólicos en el Medio Marino sobre la biodiversidad y espacios marinos protegidos

Octubre de 2026

ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN.....	5
2.	PARQUES EÓLICOS MARINOS. CARACTERÍSTICAS Y ELEMENTOS	9
	2.1. Aerogeneradores marinos con cimentación fija	10
	2.2. Aerogeneradores marinos sobre plataforma flotante	11
3.	ALTERNATIVAS.....	12
4.	CARACTERIZACIÓN DEL MEDIO	15
	4.1. Identificación y descripción del medio	15
	4.1.1. Hábitats de interés comunitario (HIC).....	15
	4.1.2. Fauna	16
	4.1.3. Red Natura 2000	23
	4.2. Metodología para la realización de los estudios de caracterización	26
	4.2.1. Hábitats de interés comunitario (HIC).....	27
	4.2.2. Fauna	38
	4.3. Caracterización del ruido	73
	4.3.1. Ruido aéreo.....	73
	4.3.2. Ruido submarino	73
5.	IDENTIFICACIÓN Y ANÁLISIS DE LOS PRINCIPALES IMPACTOS DE LOS PEM	78
	5.1. Principales impactos identificados sobre la biodiversidad	78
	5.1.1. Hábitats de interés comunitario (HIC).....	78

	5.1.2. Afecciones sobre la Fauna	81
	5.1.3. Afecciones sobre la Red Natura 2000	114
	5.2. Análisis de los principales impactos de los PEM	114
	5.2.1. Análisis de Hábitats de Interés Comunitario (HIC)	115
	5.2.2. Análisis de afecciones sobre la Fauna.....	118
	5.2.3. Análisis de afecciones sobre la Red Natura 2000	130
6.	MEDIDAS DE MITIGACIÓN.....	131
	6.1 Medidas preventivas y correctoras.....	131
	6.1.1 Medidas para Hábitats de Interés Comunitario (HIC).....	131
	6.1.2 Medidas para Fauna	134
	6.2 Medidas compensatorias	141
7.	PROGRAMA DE VIGILANCIA AMBIENTAL	144
	7.1. Hábitats de interés comunitario (HIC)	145
	7.2. Fauna.....	151
	7.2.1. Avifauna	151
	7.2.2. Quirópteros.....	152
	7.2.3. Mamíferos marinos.....	152
	7.2.4. Otras especies	156
8.	CONSULTAS TRANSFRONTERIZAS.....	158
9.	BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA.....	158

1. INTRODUCCIÓN

En 2012, la Comisión Europea adoptó la Estrategia de Crecimiento Azul, que abarcaba todas las actividades económicas que dependen del mar y reconocía la importancia de los mares y océanos como motores de la economía europea, por su gran potencial para la innovación, el crecimiento, y la utilización sostenible de los recursos marinos. Esta estrategia consideraba la energía de origen marino (la denominada “Energía Azul”) como uno de los ámbitos prioritarios para proporcionar un crecimiento sostenible, apuntando que en 2030 la energía eólica marina podría suministrar el 14% de la demanda eléctrica en la Unión Europea.

En 2021, se adoptó la Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones sobre un nuevo enfoque de la economía azul sostenible de la UE: Transformar la economía azul de la UE para un futuro sostenible.

La Comunicación adopta una visión sistemática que integra la política oceánica en la nueva política económica europea. La economía azul que sustentan los océanos es indispensable para lograr la transformación propuesta en el Pacto Verde Europeo. Por otra parte, genera nuevas oportunidades tangibles de empleo y negocio y es un fuerte aliado natural para abordar la crisis climática y que afecta a la biodiversidad.

El Pacto Verde Europeo contiene la visión estratégica europea a largo plazo con el objetivo de alcanzar una economía competitiva, inclusiva y climáticamente neutra en 2050 y reconoce el papel crucial que la economía azul sostenible tendrá que desempeñar para lograr este objetivo. Incluye en sus previsiones de desarrollo que será fundamental aumentar la producción de energía eólica marina, y que deberán desarrollarse medidas que permitan gestionar de forma más sostenible el espacio marítimo, especialmente para facilitar el acceso al creciente potencial de las energías renovables marinas. En este contexto, con fecha 19 de noviembre de 2020, la Comisión Europea adoptó la “Estrategia UE sobre las Energías Renovables Marinas”, que establece el objetivo de aumentar la capacidad de producción de energía Eólica Marina en la Unión Europea desde su nivel actual de 12 GW a, como mínimo, 60 GW para 2030 y 300 GW para 2050.

La Estrategia europea da continuidad y concreta los escenarios contenidos en la visión estratégica a largo plazo que expuso la Comisión Europea en su Comunicación de noviembre de 2018 titulada “Un planeta limpio para todos”, que preveían un aumento en la potencia en servicio de energía eólica marina en Europa de los 22 GW a finales de 2018 a alrededor de 240-440 GW en 2050.

La Eólica Marina está acelerando su desarrollo tecnológico e industrial, haciendo viable su implantación en España gracias a los conceptos asociados a la eólica marina flotante que permiten su despliegue en aguas profundas. Debido a sus elevados factores de capacidad, la eólica marina puede generar electricidad de manera estable y predecible, incrementando su producción en otoño e invierno, estaciones de menor radiación solar y mayor demanda energética. Presenta por tanto una elevada complementariedad con otras energías renovables, contribuyendo a la seguridad de suministro, aportando valor añadido a las necesidades del sistema energético y permitiendo un mayor aprovechamiento de los recursos endógenos disponibles.

En España, el Marco Estratégico de Energía y Clima contiene diversos elementos estratégicos y legislativos que disponen objetivos de implantación de estas energías hasta llegar a la neutralidad climática del conjunto del país. El Plan Nacional de Energía y Clima (PNIEC) 2021- 2030, cuyos objetivos han sido actualizados en 2024, prevé una penetración de renovables de al menos el 48% sobre el consumo de energía final, llegando al 81% en el caso del sector eléctrico, estableciendo una senda de despliegue de unos 59 GW adicionales de generación renovable eléctrica durante la década, de los que

se prevé un incremento de alrededor de 25,7 GW de potencia eólica. A partir del desarrollo del marco que plantean la Hoja de Ruta para el desarrollo de la Eólica Marina y de las Energías del Mar en España, atendiendo al estado del arte actual, se establecen como objetivos de desarrollo en España a 2030 entre 1 GW y 3 GW para la Eólica Marina.

Las Energías del Mar se encuentran en la senda para dar el salto desde la etapa precomercial a la fase comercial aumentando la escala tecnológica y de mercado, presentando un enorme potencial estratégico en horizontes más allá de 2030, con valores diferenciales propios frente a otras energías renovables.

Todo ello puede llevar a una acumulación de proyectos en el medio marino que podría generar importantes impactos sinérgicos o acumulativos sobre los mismos elementos o valores naturales. Si bien la limitada evidencia disponible impide conocer su alcance real, algunas de las afecciones más comúnmente citadas en la literatura incluyen la destrucción y alteración de los hábitats por ocupación directa, la alteración de la columna de agua y de aire—y, por tanto, la afección al grupo de especies de avifauna—la generación de luces que puedan desorientar a la fauna, la generación de ruidos o vibraciones en las fases de construcción y explotación, entre otros.

El marco estratégico de energía y clima prevé el cumplimiento de los objetivos energéticos y climáticos en plena consonancia con el resto de las prioridades ambientales. En relación con la protección ambiental del medio marino, el Gobierno ha establecido como una prioridad en la Declaración de Emergencia Climática y Ambiental, alcanzar el objetivo del 30% de superficie marina protegida en 2030 mediante la planificación, declaración y gestión efectiva de áreas marinas protegidas, en línea con la Estrategia de Biodiversidad de la Unión Europea, que también incorpora el objetivo de protección del 30% de la superficie marina para 2030. España cuenta en la actualidad con un 21% de superficie marina protegida, tras la publicación de la Orden TED/1416/2023, de 26 de diciembre, donde se establece que la superficie marina incluida dentro de Espacios Marinos Protegidos en aguas bajo jurisdicción nacional se incrementó en un 8,7%, con 9,3 millones de hectáreas incorporadas.

La Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino, constituye la transposición al sistema normativo español de la Directiva 2008/56/CE, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva Marco sobre la Estrategia Marina), con el principal objetivo de lograr o mantener un buen estado ambiental del medio marino a más tardar en el año 2020. Para su consecución, se crearon las estrategias marinas como herramienta de planificación del medio marino.

Las estrategias marinas son instrumentos de planificación y constituyen el marco general al que deberán ajustarse necesariamente las diferentes políticas sectoriales y actuaciones administrativas con incidencia en el medio marino. Para ello, aplican un enfoque ecosistémico respecto de la gestión de las actividades humanas, que contribuye al desarrollo de diversos sectores de actividad, garantizando que la presión conjunta de dichas actividades se mantenga en niveles compatibles con la consecución del buen estado ambiental y que no se comprometa la capacidad de los ecosistemas marinos de responder a los cambios inducidos por el hombre, permitiendo a la vez el aprovechamiento sostenible de los bienes y servicios marinos por las generaciones actuales y futuras.

Las estrategias marinas consisten en la realización de una serie de actuaciones consecutivas. La primera es la evaluación inicial del estado del medio marino, que incluye las características naturales, las presiones e impactos derivados de las actividades humanas, así como un análisis económico y social de la utilización del medio marino y de los costes de su deterioro. La segunda tarea es la determinación del buen estado ambiental, que se debe basar en once descriptores establecidos en el anexo II de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre. La tercera es el establecimiento de una serie de objetivos ambientales a fin de orientar el proceso hacia la consecución del buen estado ambiental. Cada objetivo

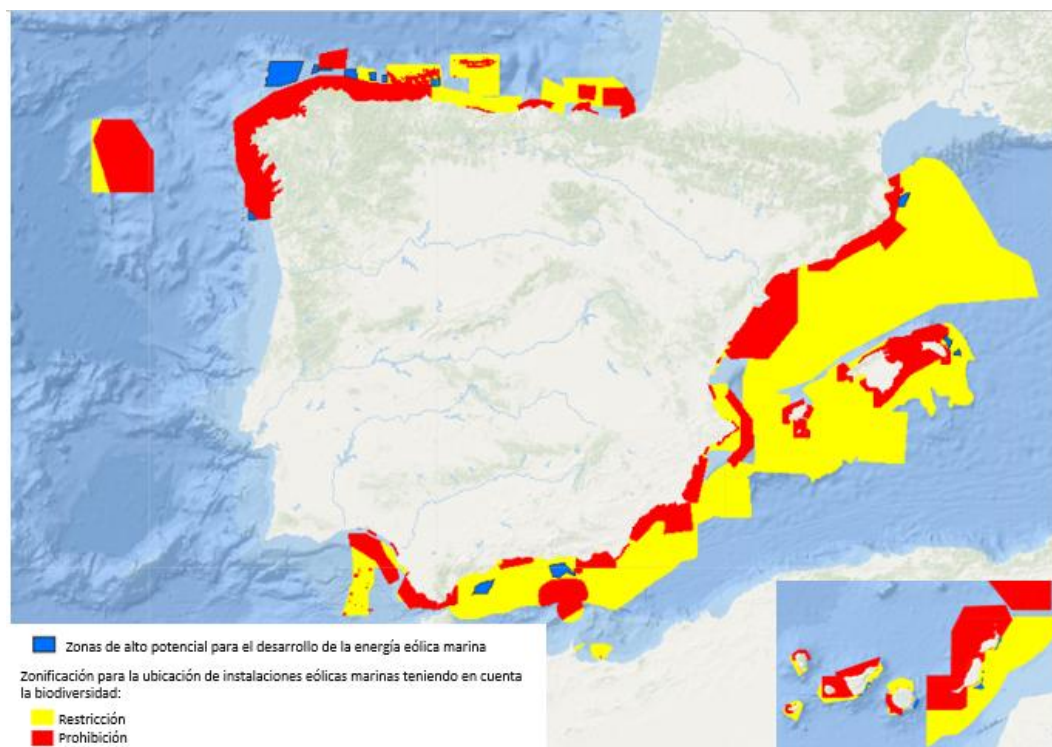
ambiental viene acompañado de uno o varios indicadores asociados. La cuarta tarea consiste en el establecimiento de unos programas de seguimiento que permitan obtener la información necesaria para evaluar adecuadamente el estado ambiental del medio marino. Por último, se debe elaborar y aplicar un programa de medidas para lograr el buen estado ambiental.

El Real Decreto 1365/2018, de 2 de noviembre, por el que se aprueban las estrategias marinas, aprueba, conforme a lo establecido en el artículo 15 de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, las estrategias marinas del primer ciclo (2012-2018), incorporando el programa de medidas, tarea con la que se ultima este instrumento de planificación. Actualmente, se está llevando a cabo la redacción del real decreto que aprobará las estrategias marinas del segundo ciclo y que incluye, entre sus medidas, la BIO71. Estudio/análisis de los efectos potenciales de los parques eólicos marinos sobre los ecosistemas marinos y sobre la actividad pesquera.

Con el objetivo de garantizar esta coexistencia de actividades se desarrolla la Ordenación del Espacio Marítimo (OEM), que se entiende como el proceso mediante el cual las autoridades competentes analizan y organizan las actividades humanas en las zonas marinas con el fin de alcanzar objetivos ecológicos, económicos y sociales. La OEM es una herramienta para facilitar el desarrollo sostenible de la economía azul, favoreciendo su componente económica, social y ambiental y que se encuentra establecida por la Directiva 2014/89/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de julio de 2014, traspuesta al ordenamiento español a través del Real Decreto 363/2017, de 8 de abril, por el que se establece un marco para la ordenación del espacio marítimo. Este proceso se ha concretado recientemente en la aprobación de los Planes de Ordenación del Espacio Marítimo de las cinco demarcaciones marinas españolas (POEM), mediante el Real Decreto 150/2023, de 28 de febrero, que incluyen entre sus medidas, la ER3: Análisis de los efectos potenciales de los parques eólicos marinos sobre los ecosistemas marinos, por lo que esta guía se publica en cumplimiento de esta. Los POEM definen las Zonas de Alto Potencial para el desarrollo de la energía eólica marina (ZAPER) como zonas identificadas con esta categoría se han definido por su alta idoneidad para el posible despliegue de infraestructuras para el aprovechamiento de energía eólica marina de carácter comercial, sin perjuicio de que tales proyectos puedan contemplar hibridaciones con otras tecnologías renovables marinas. Dichas zonas cumplen con unos criterios definidos en los propios POEM.

En la Figura 1.1 se muestra la zonificación en las aguas del Estado español de las actividades de mayor relevancia para este trabajo, las zonas de alto potencial para el desarrollo de la energía eólica y las zonas destinadas a la protección y conservación de la biodiversidad (zonas restringidas y zonas prohibidas). Aunque en el momento de redacción de esta guía ésta sea la OEM vigente, el trabajo que aquí se presenta no se circunscribe únicamente a las afecciones que la producción de energía eólica puede tener sobre la biodiversidad en las zonas definidas por esta planificación, ya que puede modificarse en un futuro, al tener una vigencia de seis años.

Figura 1.1 *Distribución de las zonas de alto potencial para la energía eólica marina y criterios de prohibición o restricción del desarrollo del sector de la eólica marina flotante por la presencia de hábitats y especies marinas de alto valor ecológico, recogidos en los planes de ordenación del espacio marítimo (POEM). Fuente: visor del Sistema de Información sobre el Medio Marino InfoMAR (<https://infomar.miteco.es/visor.html>).*



Una de las principales herramientas para valorar, corregir y compensar los efectos de los proyectos de Eólica Marina sobre la biodiversidad es la evaluación ambiental, instrumento regulado a escala estatal por la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental.

La presente guía tiene como objetivo la recopilación de información sobre los valores ecológicos presentes en el espacio de instalación y desarrollo del parque eólico marino *offshore*, así como la identificación y evaluación de los impactos potenciales derivados del proyecto, propuesta de medidas ambientales preventivas, correctoras y compensatorias y planteamiento de un programa de vigilancia o seguimiento ambiental. No obstante, la guía excluye, puesto que no es de la competencia de la Subdirección General de Biodiversidad Terrestre y Marina, otros aspectos como el impacto paisajístico, impacto sobre el suelo o el lecho marino, impacto sobre el patrimonio cultural (buques hundidos), vulnerabilidad del proyecto frente a catástrofes (p. ej., seísmos), y el resto de los factores que, de acuerdo con la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental, deben ser analizados.

De esta forma, se plantean una serie de directrices de evaluación de impactos con el fin de dar apoyo a la elaboración del Documento de Alcance y del Estudio de Impacto Ambiental, el cual deberá ir acompañado de la documentación que establece el art. 5 del Real Decreto 79/2019, del 22 de febrero. Dichos criterios van dirigidos a las administraciones públicas encargadas de dicha valoración y a los promotores encargados del planteamiento y desarrollo del proyecto.

2. PARQUES EÓLICOS MARINOS. CARACTERÍSTICAS Y ELEMENTOS

Un parque eólico marino (PEM de aquí en adelante) consta de distintos elementos, algunos de ellos similares a los de los terrestres, pero son obvias las diferencias obligadas por el medio en el que se instala el parque. Así, entre los distintos elementos de un PEM podemos encontrar, tal y como se representa en la Figura 2.1:

- Aerogeneradores (o turbinas)
- Estructura de soporte y sistema de fondeo
- Cableado de conexión interna
- Subestación eléctrica *offshore* (OSS)
- Línea de evacuación
- Subestación eléctrica en tierra (SS)

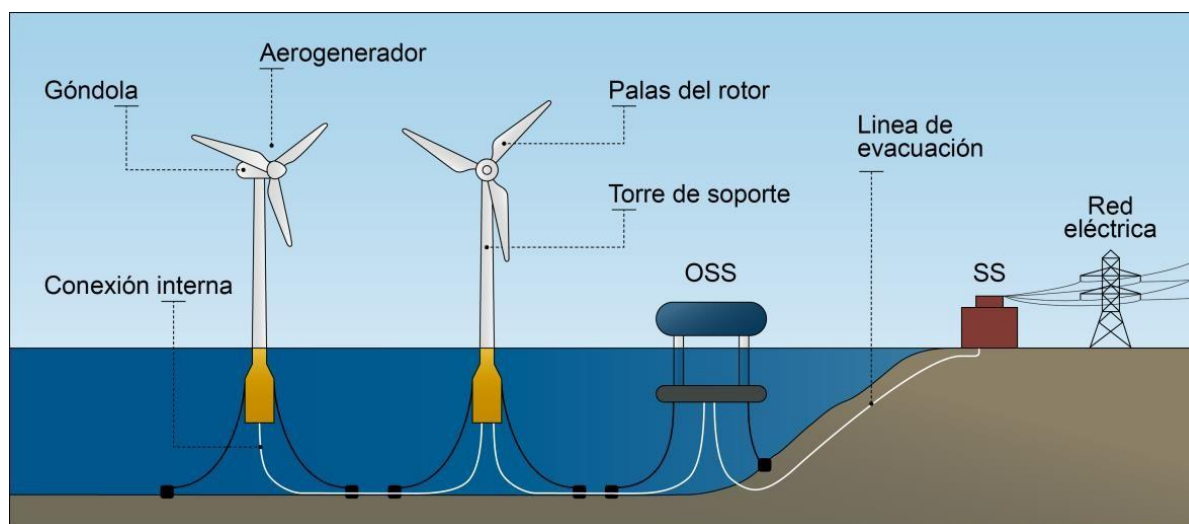


Figura 2.1. Principales elementos de un PEM (flotante). Fuente: Elaboración propia a partir de diversas fuentes.

El elemento principal y más notorio de un PEM son los **aerogeneradores** (cuyos elementos principales se muestran en la Figura 2.1). El tamaño medio de los aerogeneradores utilizados en los PEM aumentó de 3 MW en 2010 a 5,5 MW para proyectos terminados en 2018 (IRENA 2019), lo que implica un diámetro del rotor de unos 150 metros. Han aparecido ya nuevas turbinas de 10-12 MW (hasta 220 m de diámetro del rotor) y los prototipos en desarrollo tendrán una potencia de entre 15-20 MW (hasta 230 m de diámetro del rotor) para proyectos de instalación en el mar en 2025- 2030.

La **subestación eléctrica offshore** es el elemento para la transmisión de energía eléctrica submarina que por las condiciones ambientales se construye en una estructura interior en plataformas ancladas al fondo marino. Para tamaños de parque eólico marino inferiores a los 300 MW (o en ese orden de magnitud), la implementación de la subestación eléctrica offshore podría no ser necesaria, dependiendo del proyecto.

La energía producida por los distintos aerogeneradores que componen el parque eólico es recogida hacia la subestación eléctrica (cuando existe) por el **cableado de conexión interior**. La **línea de evacuación** hace llegar la energía desde la subestación o desde el aerogenerador más próximo hasta tierra firme, donde tras pasar por la **subestación eléctrica en tierra** se vierte a la **red eléctrica**. La

instalación del cableado depende del tipo de fondo marino y puede ir sobre el fondo o enterrado.

El **sistema de fondeo** de los generadores es el conjunto de elementos de soporte que conecta y fija la estructura flotante al lecho marino. En relación con la estructura de soporte y sistema de fondeo, se refiere al sistema que eleva y mantiene los aerogeneradores sobre el nivel del mar, en función de la profundidad, distinguiéndose actualmente dos tipologías principales de tecnologías de eólica marina: las basadas en estructuras montadas sobre cimentaciones fijas y las basadas en estructuras flotantes, ancladas al fondo marino mediante cables o cadenas. La diferencia principal radica en la forma en que el aerogenerador es fijado al fondo marino, pero también en las técnicas de instalación y montaje y en la disponibilidad de áreas adecuadas para una u otra tipología en función de la profundidad.

Utilizar una u otra tipología tiene implicaciones en las técnicas de instalación y montaje, y en la disponibilidad de áreas adecuadas en función de la profundidad.

2.1. Aerogeneradores marinos con sistema de fijación

Las estructuras de apoyo con sistema de fijación (*bottom fixed*) son estructuras montadas sobre el suelo marino y se clasifican en función de la profundidad a la que se vaya a instalar (ver Figura 2.2):

- **Monopilote**, solución aplicada para bajas profundidades, inferior a los 15 metros de profundidad. Son estructuras sencillas compuestas por un cilindro de acero enterrado en el lecho marino que sujeta la torre del aerogenerador.
- **De apoyo por gravedad**, utilizado en profundidades comprendidas entre 15 y hasta 60 metros en las soluciones en desarrollo tecnológico. Comprende una plataforma de hormigón o acero que requiere una preparación previa del lecho marino.
- **Jackets o trípode**, a partir de los 30 metros de profundidad se requieren estructuras de soporte y sujeción más complejas, en las que las cimentaciones incorporan 3 o 4 puntos de anclaje al fondo marino.

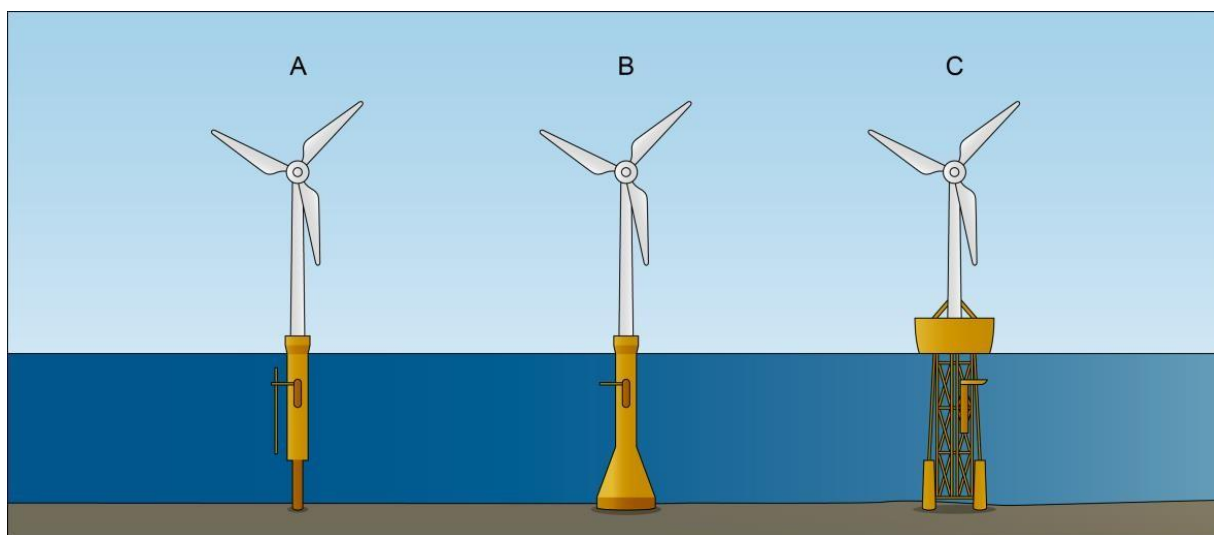


Figura 2.2. Diferentes tecnologías de cimentación fija (a). Monopilote, (b). Apoyo por gravedad. (c) Jackets.
Fuente: Elaboración propia a partir de MITECO-IDAE.

Hasta la fecha, los PEM comerciales en servicio se han basado en estas tipologías de cimentación fija, habiendo alcanzado una cifra acumulada de 29 GW de potencia eólica marina en operación a finales

de 2019 (IEA 2019). Estas estructuras fijas se han concentrado en aguas de profundidades inferiores a 60 metros y cercanas a la costa. En Europa, la tipología de monopilote representó el 80,5% de las cimentaciones utilizadas para los aerogeneradores marinos en el año 2020 (*Wind Europe 2021*).

2.2. Aerogeneradores marinos sobre plataforma flotante

Las estructuras flotantes ofrecen oportunidades decisivas para la industria eólica marina y abren la puerta a nuevos emplazamientos más alejados de la costa que, con la cimentación fija eran técnica y económicamente inaccesibles. Para esta nueva tecnología, la restricción de profundidad proviene del tendido de las infraestructuras eléctricas submarinas de evacuación, pero pueden alcanzar cientos de metros de profundidad.

En la actualidad existen al menos tres soluciones flotantes. Estas están clasificadas en función del sistema de anclaje al fondo marino (ver Figura 2.3):

- a) **Plataforma de apoyo en tensión (TLP, *Tension-Leg Platform*)**: estructura flotante amarrada verticalmente mediante cables de tensionado. Adecuada para instalar aerogeneradores en entornos marinos de alta profundidad.
- b) **Plataforma semi-sumergible anclada al fondo marino**. Esta tecnología está basada en la experiencia de la industria del gas y del petróleo.
- c) **Monopilar flotante o *spar***, boya flotante cilíndrica amarrada por cables o cadenas al fondo marino.

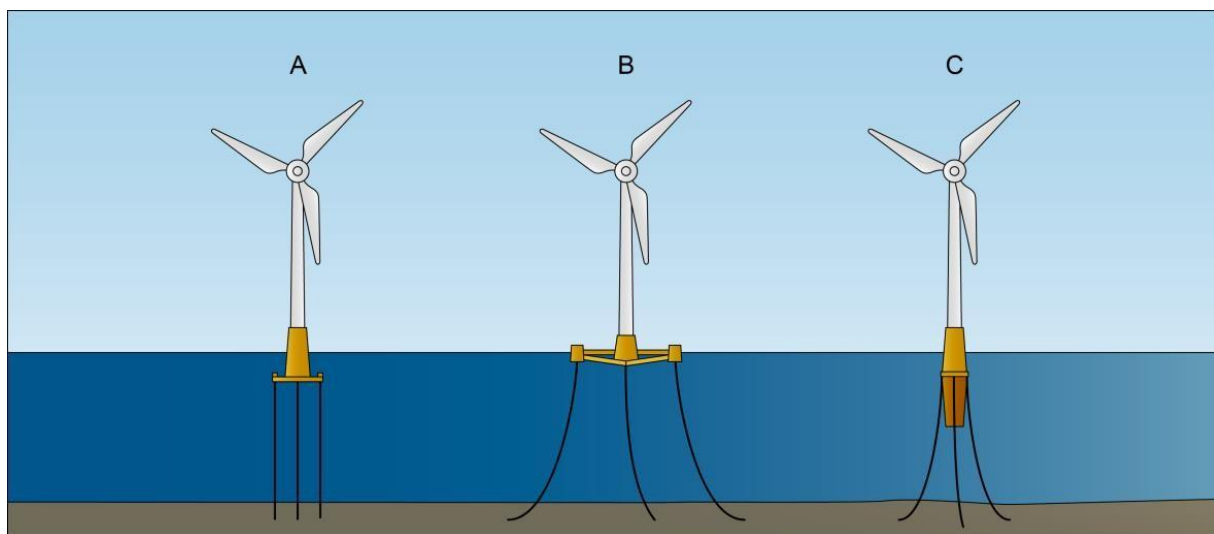


Figura 2.3 Tecnologías de eólica flotante: (a) plataforma de apoyo en tensión (TLP), (b) plataforma semisumergible y (c) monopilar flotante o spar. Fuente: Elaboración propia a partir de MITECO-IDAE.

La superación de las fases de demostración que han logrado distintas tecnologías flotantes hasta el momento permite plantear la instalación de parques comerciales en emplazamientos de aguas profundas, precisamente aquellos que mejor se ajustan a las características del litoral español. Para el horizonte 2030 se espera una rápida evolución y maduración de la energía eólica marina flotante en Europa.

3. ALTERNATIVAS

Como se ha expuesto anteriormente, el 28 de febrero de 2023, el Consejo de Ministros aprueba el Real Decreto 150/2023, de 28 de febrero, con los Planes de Ordenación del Espacio Marítimo (POEM), relativos a las cinco demarcaciones marinas españolas: Noratlántica, Sudatlántica, del Estrecho y Alborán, Levantino-Balear y Canaria. Se trata de un instrumento estratégico transversal que permite un aprovechamiento óptimo del espacio marítimo, reduciendo conflictos y potenciando coexistencias y sinergias, que se realiza por primera vez en nuestro país. Los POEM deben garantizar la protección de los ecosistemas, hábitats y especies sensibles y vulnerables, incluidos los protegidos por normativa autonómica, nacional o supranacional. Son un instrumento de planificación que se renueva cada seis años, por lo que estarán vigentes hasta el 31 de diciembre de 2027.

En el proceso de elaboración de los POEM se han identificado dos zonas:

- **Zonas de Uso Prioritario (ZUP)** para actividades de interés general.
Comprenden la protección de la biodiversidad; los yacimientos de áridos destinados a la protección costera ambientalmente evaluados; la protección del patrimonio cultural; la Investigación, Desarrollo e Innovación (I+D+i); la defensa nacional y la seguridad en la navegación.
- **Zonas de Alto Potencial (ZAP)** donde priman las actividades sectoriales que requieren ocupación específica y su potencial uso en tiempos futuros.
Se refieren a la conservación de la biodiversidad; los yacimientos de áridos que podrían destinarse a la protección costera; la I+D+i; la actividad portuaria; el desarrollo de la energía eólica marina y la acuicultura marina.

Para cada una de estas zonas se establecen regulaciones de usos y actividades que puedan favorecer el desarrollo de la actividad dentro de las mismas, y también se establecen criterios para casos de solape entre diferentes zonas, y para garantizar el mayor nivel de coexistencia posible con los otros usos y actividades presentes en dichas zonas. Además, se definen un conjunto de medidas, en aquellos aspectos en los que se considera necesario avanzar en la ordenación espacial durante los próximos años.

Las ZAP para la conservación de la biodiversidad son aquellas zonas identificadas con esta categoría están consideradas por su alto valor para la protección de la biodiversidad, debido a la presencia de hábitats y/o especies de alto valor de conservación, y que no están actualmente incluidas en ninguna figura de protección. Son zonas de alto potencial para la biodiversidad aquellas identificadas como de alto valor para hábitats bentónicos, zonas de alto valor para aves y cetáceos, zonas de alto valor para especies de interés comunitario y las zonas de alto valor para cetáceos (apartado IV.4.1 del Real Decreto).

Por otro lado, las Zonas de alto potencial para el desarrollo de la energía eólica marina (ZAPER), incluidas en el apartado IV.4.5 del Real Decreto, se definen como zonas de alta idoneidad para el posible despliegue de infraestructuras para el aprovechamiento de energía eólica marina de carácter comercial. No obstante, esta definición no implica que las ZAPER deban ser *per se* como áreas recomendadas para la implementación de PEM desde una perspectiva ambiental, sino que la viabilidad

ambiental de cada proyecto individual deberá ser debidamente evaluada y demostrada durante el proceso de evaluación ambiental del proyecto. En cuanto al resto de las instalaciones o prototipos que tengan un fin meramente experimental, ya sean de energía eólica o de otro tipo de energía renovable marina, no se ven ordenados por este apartado, y deberán seguir los criterios fijados en el apartado IV.3 del Real Decreto. En dicho apartado se incluye la ordenación de usos y actividades dentro de las zonas de alto potencial para la energía eólica marina y las medidas necesarias.

Los proyectos de eólica marina llevan asociados una evaluación de impacto ambiental, regulada por la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental. Estos proyectos deberán tener en cuenta, para su adecuada evaluación, sin perjuicio del resto de cuestiones que resulten pertinentes y de otros aspectos que puedan ser requeridos por otros órganos, y de las que se recojan en esta guía, entre otros, los siguientes aspectos ambientales:

- Estudio de la posible afección sobre la Red Natura 2000.
- Estudio de la avifauna presentes en la zona del PEM y de las posibles afecciones del proyecto sobre esta.
- Estudio de los cetáceos, las tortugas marinas y otra fauna epipelágica presentes en la zona del PEM y de las posibles afecciones sobre estos
- Estudio de la firma acústica y electromagnética de la instalación y su posible afección sobre la fauna.
- Caracterización de los hábitats marinos afectados por el proyecto (aerogeneradores y línea de evacuación) y estudio de las potenciales afecciones sobre estos.
- Análisis de los efectos acumulativos y sinérgicos de otros proyectos eólicos marinos próximos, así como de proyectos de diferente tipología susceptibles de generar afecciones negativas en el medio, incluida la biodiversidad.

Aunque no es obligatorio, durante la evaluación de alternativas se priorizará la ubicación de los PEM preferiblemente en las ZAPER de los POEM siempre que sea posible. Es necesario tener en cuenta el conjunto de la infraestructura que forma el parque eólico marino a la hora de ubicar el emplazamiento. Este hecho puede contemplarse como medida preventiva, ya que supone el ahorro de recursos a las empresas y a la administración

Así, por ejemplo, en el Real Decreto se indica que, en el caso de que una zona de alto potencial para la energía eólica marina solape con las zonas de uso prioritario para la protección de la biodiversidad, se deberán analizar sus repercusiones sobre los espacios marinos protegidos afectados. Los informes de compatibilidad con la estrategia marina deberán verificar que el promotor ha proporcionado dicha justificación, sin perjuicio de lo que establezca el órgano gestor del espacio.

Además, las instalaciones de I+D+i relacionadas con el testado y experimentación de infraestructuras de aprovechamiento de energías renovables marinas se ubicarán preferentemente en las zonas determinadas como de alto potencial para la I+D+i. Dado que la mayoría de las coberturas de estas instalaciones se desconocen actualmente y, por tanto, no es posible determinar su futura localización exacta, podrán ubicarse así mismo en otras zonas siempre que también sean objeto de su correspondiente tramitación administrativa, ambiental y de autorización, y se ajusten a las dimensiones máximas permitidas para este tipo de instalaciones.

En todo caso, la evaluación de las alternativas de actuación que los promotores de los PEM están obligados a plantear según lo dispuesto en la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental debe quedar fundamentada en un estudio previo exhaustivo que permita identificar los elementos naturales receptores de los posibles impactos que genere el proyecto para, en consecuencia, planificar la ubicación y la disposición del PEM de la manera en que se prevea el menor grado de afección sobre los mismos.

4. CARACTERIZACIÓN DEL MEDIO

4.1. Identificación y descripción del medio

Para la descripción del medio, los promotores deberán analizar las características concretas del emplazamiento y de cada uno de sus componentes (características de las especies, hábitats y procesos presentes en el área) y, en base a estas, establecer y justificar un plan de trabajo de los estudios para su aprobación por parte de la autoridad competente.

Este análisis deberá contemplar:

- Especies y hábitats potencialmente presentes.
- Fenología de las especies presentes.
- Estatus legal y de conservación de los hábitats y especies presentes.

4.1.1. Hábitats de interés comunitario (HIC)

Respecto a los hábitats incluidos en la Directiva Hábitats, a continuación, se muestra una breve descripción de una selección de hábitats contenidos en la “Guía interpretativa: inventario español de hábitats marinos” (Templado *et al.* 2012), la mayoría de ellos con equivalencias a los HIC mencionados y que se consideran de elevado interés ecológico para su evaluación y seguimiento. Además, se tendría que considerar también la lista de hábitats amenazados y/o en declive del Convenio OSPAR o Convenio sobre la protección del medio marino del Atlántico nordeste, así como aquellas zonas incluidas en el Protocolo sobre Zonas Especialmente Protegidas y Diversidad Biológica en el Mediterráneo del Convenio para la Protección del Medio Marino y la Región Costera del Mediterráneo (Convenio de Barcelona).

- **Praderas de fanerógamas marinas**

En las costas españolas existen cinco especies de fanerógamas marinas, cuatro de ellas típicas del HIC 1110 (*Zostera marina*, *Zostera noltii*, *Cymodocea nodosa* y *Halophila decipiens*) y una al HIC prioritario 1120 (*Posidonia oceanica*).

El crecimiento de este hábitat (código 0305 en la “Guía interpretativa: inventario español de hábitats marinos”) depende de la luz, por ese motivo coloniza principalmente el piso infralitoral y en algunas ocasiones, se puede encontrar también en llanuras intermareales. Desempeña un papel muy importante tanto a nivel biológico, siendo refugio para una rica microflora y microfauna marina, como en la dinámica costera, consolidando y estabilizando los sedimentos marinos.

- **Fondos de rodolitos (maërl)**

Los fondos de rodolitos de maërl se incluyen en el HIC 1110. Las principales especies formadoras de maërl son *Lithothamnion corallioides* y *Phymatolithon calcareum*.

Este hábitat (código 03040506 y 03040513) se encuentra en algunas zonas de la plataforma continental caracterizadas por corrientes intensas, a diferente batimetría en función de la transparencia del agua. Está formado por una gran acumulación de algas coralígenas sueltas, de forma y tamaño variable, que proporcionan complejidad a los fondos sedimentarios sobre los que se acumulan. Presenta características intermedias entre sustrato blando y duro y puede ser colonizado por diversas algas de talo blando, preferentemente rodofíceas, y muchos animales sésiles, sobre todo pequeñas esponjas incrustantes. Todo ello contribuye a crear un microcosmos con una alta diversidad de especies.

- **Arrecifes de corales profundos**

Este hábitat es contemplado en el HIC 1170 y código 040303 de la Guía.

Se forma sobre fondos batiales, que se corresponden con el talud continental y abarca las batimétricas entre los -200 m hasta los -3.000 m, dependiendo del área geográfica. Los arrecifes de corales forman estructuras tridimensionales y, por tanto, son generadores de hábitats (Murray et al. 2006) y desarrollan un papel importante para otras especies (Costello et al. 2005), facilitando funciones como la alimentación, protección y reproducción, en áreas donde se haría difícil la supervivencia, funciones que pueden desempeñar aun estando muertos (Freiwald et al. 2004).

- **Fondos coralígenos**

Este hábitat es contemplado en el HIC 1170 y código 0302022 de la Guía.

Se localiza en los fondos circalitorales (por debajo de 20-25 m) en condiciones de iluminación atenuada y temperatura relativamente uniforme y baja a lo largo de todo el año. Esta tipología de fondo constituye un complejo hábitat con multitud de nichos, en el que viven multitud de especies, por ello se puede considerar unos de los hábitats marinos con mayor diversidad en las costas españolas

4.1.2. Fauna

Es necesario recabar la máxima información sobre las poblaciones de todos los grupos de fauna que hacen uso del espacio en el que se instalará el PEM.

4.1.2.1. Avifauna

Será preciso caracterizar los procesos biológicos que desarrollan las diferentes especies de aves a lo largo de su ciclo vital. Para ello, habrá que tener en cuenta los siguientes elementos:

- Diversidad, abundancia y distribución de las especies de aves que hacen uso del lugar y los diferentes procesos biológicos en los que hacen uso del espacio (alimentación, muda, reproducción, desplazamientos y reposo), prestando especial atención a la relación de estos parámetros con las variaciones diarias (ciclo día-noche), estacionales e interanuales.
- Intensidad y localización (en 3 dimensiones) de los desplazamientos diarios locales y los movimientos migratorios estacionales de las diferentes especies de aves marinas a través del emplazamiento propuesto para el PEM y su zona de influencia, y su relación con los ciclos día-noche y estacionales, con particular interés en los patrones de vuelo de las distintas especies en estos desplazamientos y, en particular, la altura de vuelo.

En la Tabla 4.1. se presentan una serie de descriptores genéricos que tienen el fin de comprender los factores que describen y explican la distribución y comportamiento de las aves en el ámbito de un PEM y su entorno.

Tabla 4.1. Descriptores genéricos en los que se basa la valoración de los impactos sobre aves.

Descriptores cualitativos genéricos para la valoración de los impactos sobre las aves	
Descriptores biológicos	Fenología de todas las especies presentes indicando los períodos del año en que se muestran en el ámbito; Cartografía de distribución de las distintas especies de aves; durante su presencia en el área de muestreo y durante sus desplazamientos; Altura, velocidad y dirección del vuelo de las distintas especies de aves en función de diferentes variables como la meteorología, fenología, el horario, la actividad pesquera, el comportamiento de las aves, etc.
Descriptores ambientales	Batimetría; Geomorfología de los fondos; Calidad de la columna de agua; Dinámicas marinas; Características geográficas del área (bahías, estrechos u otras zonas de espacio restringido). Influencia de estos descriptores en los descriptores biológicos
Características del proyecto	Número de turbinas eólicas; Tipología de aerogeneradores instalados (con cimentación fija o sobre plataforma flotante) y principales características; El diseño de los cimientos o de la estructura de fondeo de las turbinas; Líneas de evacuación Posibles subestaciones Duración de las actividades de construcción y su escala espacial; Planes para la clausura: si la infraestructura (incluidos los cimientos y el blindaje protector) se dejará o se eliminará; Actividad de los buques.

4.1.2.2. Mamíferos

4.1.2.2.1 Quirópteros

Las especies de murciélagos que pueden encontrarse en los emplazamientos habitan tanto ambientes terrestres como marinos. Diferentes autores confirman la presencia de murciélagos en el mar del Norte y, más concretamente, sobre instalaciones en alta mar como los PEM. Bien sea en paso migratorio o utilizándolos como zonas de alimentación, se han identificado especies como el murciélago de Nathusius (*Pipistrellus nathusii*), el nóctulo mediano (*Nyctalus noctula*), el murciélagode Cabrera (*Pipistrellus pygmaeus*) o el murciélago enano (*Pipistrellus pipistrellus*) (Ahlén *et al.* 2007; Boshamer & Bekker 2008; Poerink *et al.* 2013; Lagerveld 2014 & 2015).

En el Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España (Palomo *et al.* 2007), se presentan las principales características de las distintas especies de quirópteros, así como se aporta información relevante sobre su comportamiento y distribución. En el caso de las especies de murciélagos potencialmente afectadas por la presencia de PEM encontramos las especies migratorias. Según Serra-Cobo & Balcells (2006), las migraciones de los murciélagos de la zona templada son menos regulares que las que conocemos para las aves, llevándose a cabo esencialmente entre los refugios de verano, cuyo entorno suele ser rico en recursos tróficos, y las localidades de invierno que ofrecen seguridad (temperatura y humedad prácticamente constantes y de mayor sosiego). Estos movimientos no tienen una componente norte-sur tan marcada como en el caso de la migración de las aves, sino que serían más similares a los movimientos de dispersión de éstas. A menudo el comportamiento puede ser errático en función de la disponibilidad de los recursos y los movimientos pueden variar entre años en función de la evolución de los elementos explotados por los quirópteros. Aun así, se pueden distinguir especies sedentarias y migradoras.

En la Tabla 4.2 se enumeran las especies con cierto carácter migratorio y que se encuentran en las zonas terrestres de cada demarcación marina (Palomo *et al.* 2007). Hay que tener en cuenta que, en emplazamientos de PEM cercanos a la costa, los murciélagos que no migran se pueden adentrar en el mar para alimentarse en el caso de que el viento arrastre mar adentro insectos de los que alimentarse (Ahlén *et al.* 2009).

Este efecto se puede ver amplificado de construirse un PEM, por el aumento de iluminación en la zona.

Tabla 4.2. Especies de quirópteros migratorios presentes en aguas españolas y frecuencia de aparición en cada demarcación.

en cada demarcación. 1) nortatlántica, 2) sudatlántica, 3) canaria, 4) Estrecho y Alborán, 5) levantino-balear. Color azul marino ■: frecuente, azul ■: ocasional y cian ■: rara. Fuente: Elaboración propia a partir de Palomo *et al.* 2007.

Nombre común	Especie	Frecuencia				
		1	2	3	4	5
Murciélago enano	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	■	■	■	■	■
Murciélago de Cabrera	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	■	■	■	■	■
Murciélago de Nathusius	<i>Pipistrellus nathusii</i>	■	■	■	■	■
Murciélago montañero	<i>Hypsugo savii</i>	■	■	■	■	■
Nóctulo pequeño	<i>Nyctalus leisleri</i>	■	■	■	■	■
Nóctulo grande	<i>Nyctalus lasiopterus</i>	■	■	■	■	■
Nóctulo mediano	<i>Nyctalus noctula</i>	■	■	■	■	■
Murciélago de cueva	<i>Miniopterus schreibersii</i>	■	■	■	■	■

En la Tabla 4.3. se presentan una serie de descriptores genéricos, que tienen el fin de comprender los factores que describen la presencia de los quirópteros en el ámbito de un PEM y su entorno.

Tabla 4.3. Descriptores genéricos para la valoración de los impactos sobre quirópteros.

Descriptores genéricos para la valoración de los impactos sobre los quirópteros	
Descriptores biológicos	Cronograma de todas las especies presentes indicando los períodos del año en que se muestran en el ámbito; Alturas de vuelo de las distintas especies en función de diferentes variables como la meteorología, fenología, el horario, la actividad pesquera, el comportamiento de los quirópteros...; Velocidad de vuelo de las distintas especies en función de diferentes variables como la meteorología, fenología, el horario, la actividad pesquera, el comportamiento de los quirópteros...; Dirección de vuelo de las distintas especies en función de diferentes variables como la meteorología, fenología, el horario, la actividad pesquera, el comportamiento de los quirópteros...
Descriptores ambientales	Características geográficas del área (bahías, estrechos u otras zonas de espacio restringido).
Características del proyecto	Número de turbinas eólicas; Tipología de aerogeneradores instalados (con cimentación fija o sobre plataforma flotante) y principales características; El diseño de los cimientos o de la estructura de fondeo de las turbinas; Líneas de evacuación Posibles subestaciones Duración de las actividades de construcción y su escala espacial; Planes para la clausura: si la infraestructura (incluidos los cimientos y el blindaje protector) se dejará o se eliminará.

4.1.2.2.2 Mamíferos marinos

Según la información bibliográfica, hasta el momento en las aguas españolas se han identificado 32 especies de cetáceos en el Atlántico Nordeste (ASCOBANS 2008, Waring *et al.* 2008), 31 en la zona macaronésica (SECAC 2022) y 14 en el Mediterráneo (Aguilar *et al.* 2002). La mayor parte de estas especies se encuentran catalogadas en la Lista Roja de la UICN como especies en peligro crítico de extinción, en peligro de extinción, vulnerables o casi amenazadas debido a sus características ecológicas y ciclo de vida (larga esperanza de vida, bajo potencial reproductivo, poblaciones pequeñas, madurez tardía, etc.), lo que los hace particularmente vulnerables frente a las afecciones antropogénicas. Así mismo, muchas especies de cetáceos se encuentran protegidas por diferentes

protocolos y convenios, tanto a nivel nacional como internacional (Directiva Hábitats, Convenio de Berna, Convenio de Washington, Convenio de Bonn, Convenio de Barcelona, Real Decreto 1997/1995 y 1993/1998, Catálogo Nacional de Especies Amenazadas).

En la tabla que se presenta a continuación se indican las 32 especies de cetáceos registrados en las diferentes demarcaciones y su frecuencia de aparición en cada una de ellas (Tabla 4.4):

Tabla 4.4. Especies de cetáceos en aguas españolas y frecuencia de aparición en cada demarcación. 1) Noratlántica, 2) Sudatlántica, 3) Canaria, 4) Estrecho y Alborán, 5) Levantino-Balear. Color azul marino: frecuente, azul: ocasional y cian: rara. (+ avistamientos, * varamientos). Sombreado blanco: poco sensible, sombreado gris claro: sensible, sombreado gris oscuro: muy sensible. Fuente: Chicote et al. 2013.

Nombre común	Especie	Frecuencia				
		1	2	3	4	5
1 Ballena franca boreal	<i>Eubalaena glacialis</i>	+		+		
2 Ballena jorobada	<i>Megaptera novaeangliae</i>		*		+	+
3 Ballena azul	<i>Balaenoptera musculus</i>				+	
4 Rorcual común	<i>Balaenoptera physalus</i>					
5 Rorcual norteo	<i>Balaenoptera borealis</i>				*	
6 Rorcual tropical	<i>Balaenoptera edeni</i>		*			
7 Rorcual aliblanco	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>		*			
8 Cachalote	<i>Physeter macrocephalus</i>		*			
9 Cachalote pigmeo	<i>Kogia breviceps</i>	*	*			
10 Cachalote enano	<i>Kogia sima</i>					
11 Zifio de Cuvier	<i>Ziphius cavirostris</i>					
12 Zifio de Blainville	<i>Mesoplodon densirostris</i>	*	*			
13 Zifio nariz de botella	<i>Hyperoodon ampullatus</i>				+	
14 Zifio de Sowerby	<i>Mesoplodon bidens</i>		*	*		
15 Zifio de Gervais	<i>Mesoplodon europaeus</i>		*			
16 Zifio de True	<i>Mesoplodon mirus</i>	+		*		
17 Calderón gris	<i>Grampus griseus</i>					
18 Calderón común	<i>Globicephala melas</i>			*		
19 Calderón tropical	<i>Globicephala macrorhynchus</i>	+				
20 Orca	<i>Orcinus orca</i>					
21 Falsa orca	<i>Pseudorca crassidens</i>	+	*	+	+	*
22 Delfín de Fraser	<i>Lagenodelphis hosei</i>			+		
23 Delfín común	<i>Delphinus delphis</i>					
24 Delfín de hocico blanco	<i>Lagenorhynchus albirostris</i>	+				
25 Delfín de flancos blancos	<i>Lagenorhynchus acutus</i>	+				
26 Delfín listado	<i>Stenella coeruleoalba</i>					
27 Delfín moteado atlántico	<i>Stenella frontalis</i>					
28 Delfín moteado tropical	<i>Stenella attenuata</i>			*		
29 Delfín tornillo	<i>Stenella longirostris</i>			*		
30 Delfín de dientes rugosos	<i>Steno bredanensis</i>					
31 Delfín mular	<i>Tursiops truncatus</i>					
32 Marsopa	<i>Phocoena</i>			*	+	

En el desarrollo de un PEM resulta particularmente importante determinar las posibles afecciones que las acciones del proyecto podrían generar sobre las poblaciones de mamíferos marinos que frecuentan el entorno.

A continuación, se describen los siguientes descriptores genéricos que servirán de base para la evaluación de las afecciones derivadas de los PEM (Tabla 4.5).

Tabla 4.5. Descriptores genéricos para la valoración de las afecciones sobre los mamíferos marinos.

Descriptores genéricos para la valoración de las afecciones sobre los mamíferos marinos	
Descriptores biológicos	Especies presentes; Distribución en función de la época del año; Densidad / abundancia; Usos del área de influencia en función de las especies y época del año; Comportamiento.
Descriptores ambientales	Batimetría; Geomorfología de los fondos; Características fisicoquímicas y granulométrica de los sedimentos; Calidad de la columna de agua; Dinámicas marinas; Características geográficas del área (bahías, estrechos u otras zonas de espacio restringido).
Características del proyecto	Número de turbinas eólicas; Tipología de aerogeneradores instalados (con cimentación fija o sobre plataforma flotante) y principales características; El diseño de los cimientos o de la estructura de fondeo de las turbinas; Líneas de evacuación Posibles subestaciones Ruido de las turbinas; Duración de las actividades de construcción y su escala espacial; Planes para la clausura: si la infraestructura (incluidos los cimientos y el blindaje protector) se dejará o se eliminará; Actividad de los buques.

4.1.2.4. Otras especies

4.1.2.4.1 Peces

Los **peces** son una parte importante del ecosistema marino porque están relacionados de forma compleja con otros organismos marinos. Diferentes especies ocupan varios hábitats y tienen distintos roles en la cadena trófica, desde consumidores de plancton hasta grandes depredadores. A su vez, muchas especies sirven como alimento para otros peces, aves, mamíferos y humanos. En consecuencia, los cambios en las poblaciones de cualquier especie de pez pueden causar cambios en las poblaciones de otros organismos marinos.

Los ciclos de vida de los peces pueden ser bastante complejos y requieren diferentes hábitats según su etapa de vida. Por lo tanto, las investigaciones deben cubrir dos grupos principales de especies de peces en relación con los hábitats donde residen y se alimentan, y un grupo en relación con la etapa de desarrollo de los peces:

- Las especies de peces demersales están directamente asociadas con los hábitats del fondo marino. En consecuencia, podrían experimentar el mayor impacto debido a la destrucción o modificación de las zonas más profundas del área de estudio durante los trabajos de construcción.
- Los peces pelágicos viven principalmente en la columna de agua y se alimentan de organismos planctónicos. Aunque el estilo de vida de los peces pelágicos no está asociado con la tierra firme y algunos protocolos de estudio afirman que no se requieren investigaciones durante la construcción y operación de los parques

eólicos (Stryjecki, M. *et al.* 2011). Sin embargo, podría sufrir lo denominado “efecto arrecife”, el cual se desarrollará posteriormente.

- Larvas de peces: la primera etapa del desarrollo de los peces después de la eclosión.

Hay especies pelágicas con una etapa de larvas bentónicas, mientras que muchas especies bentónicas transcurren su fase larval en aguas abiertas. Por lo tanto, es importante considerar todo el ciclo de vida de los peces, no solo la etapa adulta. Los lechos de fanerógamas marinas, por ejemplo, actúan como importantes criaderos de varias especies de peces, mientras que la etapa adulta tiene un estilo de vida pelágico (del Pilar Ruso & Baylesemperre 2006). Además de los parámetros biológicos de las poblaciones de peces, se debe prestar especial atención a los procesos de reclutamiento, que incluyen la migración de los peces a los sitios de desove, el desove y las primeras etapas de vida. Los procesos de reclutamiento son los más vulnerables y las primeras etapas de la vida son el cuello de botella para casi todas las poblaciones de peces. Así mismo, es necesario evaluar la distribución de los hábitats importantes para la alimentación.

Tabla 4.6. Descriptores genéricos para la valoración de las afecciones sobre los peces.

Descriptores genéricos para la valoración de las afecciones sobre los peces	
Descriptores biológicos	Especies observadas y abundancia; Biomasa; Proporciones de dominancia; Rutas de migración de desove; Zonas de desove y procesos biológicos relacionados; Áreas de viveros y procesos biológicos relacionados.
Descriptores ambientales	Batimetría; Geomorfología de los fondos; Características fisicoquímicas y granulométrica de los sedimentos; Calidad de la columna de agua; Condiciones hidrodinámicas; Características geográficas del área (bahías, estrechos u otras zonas de espacio restringido).
Características del proyecto	Número de turbinas eólicas; Tipología de aerogeneradores instalados (con cimentación fija o sobre plataforma flotante) y principales características; El diseño de los cimientos o de la estructura de fondeo de las turbinas; Líneas de evacuación Posibles subestaciones Duración de las actividades de construcción y su escala espacial; Planes para la clausura: si la infraestructura (incluidos los cimientos y el blindaje protector) se dejará o se eliminará; Actividad de los buques.

4.1.2.4.2 Tortugas marinas

Las tortugas marinas son especies clave en los ecosistemas marinos, actuando como depredadores, presas y competidores, hospedadores de parásitos y patógenos, como sustrato para epibiontes, como transportadores de nutrientes y energía –desde zonas marinas ricas en nutrientes donde se alimentan hasta playas de anidación pobres en nutrientes–, como consumidores de animales marinos enfermos o muertos, reduciendo riesgos de enfermedades, como consumidor habitual de zooplancton gelatinoso (mayor parte de la dieta de la tortuga común en fase oceánica en el Mediterráneo occidental), y como modificadores del paisaje. Por su importante papel ecológico, estas especies se consideran indicadoras del buen estado ambiental del medio marino en el marco de la aplicación de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DMEM, Directiva 2008/56/CE del Parlamento y del Consejo europeo de 17 de junio de 2008), dentro del descriptor 1 sobre biodiversidad.

Son especies altamente migratorias y presentan ciclos de vida complejos, ocupando generalmente a lo largo de sus vidas diferentes tipos de hábitats, que llevan asociados cambios de dieta, y que se corresponden con áreas extensas que traspasan los límites jurisdiccionales nacionales. Las aguas españolas albergan importantes zonas de alimentación y desarrollo, así como corredores migratorios, para diferentes especies de tortugas marinas nacidas en playas atlánticas y mediterráneas, contando con registros de seis de las siete especies que existen en el mundo: la tortuga común o boba (*Caretta caretta*), la tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*), la tortuga verde (*Chelonia mydas*), la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*), la tortuga lora (*Lepidochelys kempii*) y la tortuga olivácea (*Lepidochelys olivacea*).

Las seis especies de tortugas marinas registradas en aguas marinas sometidas a soberanía o jurisdicción española están incluidas en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESRPE, Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero), siendo la más reciente la inclusión de la tortuga olivácea (Orden TEC/596/2019, de 8 de abril) (Anexo III). En noviembre de 2022 se aprobó la Estrategia para la conservación de la tortuga común (*Caretta caretta*) y otras especies de tortugas marinas en España.

A nivel europeo, la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992), considera a cinco de las seis especies de tortugas marinas presentes en aguas españolas, con la excepción de la tortuga olivácea, como especies de interés comunitario y las incluye en el Anexo IV “Especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta”. Las tortugas común y verde se encuentran también incluidas en el Anexo II “Especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar Zonas Especiales de Conservación”. A su vez, estas mismas cinco especies se encuentran recogidas en el Anexo II “Fauna estrictamente protegida” del Convenio de Berna (Decisión del Consejo, de 3 de diciembre de 1981, referente a la celebración del convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa).

A nivel internacional, las seis especies están incluidas en los Apéndices I “Especies migratorias en peligro” y II “Especies migratorias que deben ser objeto de acuerdos” de la Convención de Bonn (Decisión 82/461/CEE del Consejo, de 24 de junio de 1982, relativa a la celebración del Convenio sobre la conservación de las especies migratorias de la fauna silvestre). Estas seis especies quedan recogidas también en el Apéndice I de la Convención CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres). Con relación a los convenios regionales de protección del medio marino, el Convenio OSPAR (Convenio para la Protección del medio ambiente marino del Atlántico nordeste), que en España se aplica a la DMNATL y a la DMSATL, incluye a las tortugas común y laúd en su lista de especies amenazadas y/o en declive. En cuanto al Convenio de Barcelona (Decisión 77/585/CEE del consejo, de 25 de julio de 1997, relativa a la celebración del Convenio para la protección del mar Mediterráneo contra la contaminación), a excepción de la tortuga olivácea, las otras cinco especies se encuentran incluidas en el anexo II “Lista de especies en peligro o amenazadas” de su Protocolo sobre Zonas Especialmente Protegidas y la Diversidad Biológica en el Mediterráneo.

De forma general, en la tabla siguiente (Tabla 4.7), se indican los descriptores que se deberían considerar para el posterior proceso de evaluación de las afecciones que un proyecto de PEM podría generar a las comunidades de peces y tortugas marinas presentes en el área de influencia:

Tabla 4.7. Descriptores genéricos para la valoración de las afecciones sobre tortugas marinas.

Descriptores genéricos para la valoración de las afecciones sobre tortugas marinas	
Descriptores biológicos	Número de individuos observados; Especies presentes; Densidad / abundancia; Uso del hábitat.
Descriptores ambientales	Batimetría; Geomorfología de los fondos; Características fisicoquímicas y granulométrica de los sedimentos; Calidad de la columna de agua; Condiciones hidrodinámicas; Características geográficas del área (bahías, estrechos u otras zonas de espacio restringido).
Características del proyecto	Número de turbinas eólicas; Tipología de aerogeneradores instalados (con cimentación fija o sobre plataforma flotante) y principales características; El diseño de los cimientos o de la estructura de fondeo de las turbinas; Líneas de evacuación Posibles subestaciones Duración de las actividades de construcción y su escala espacial; Planes para la clausura: si la infraestructura (incluidos los cimientos y el blindaje protector) se dejará o se eliminará; Actividad de los buques.

4.1.3. Red Natura 2000

La Red Natura 2000 ha sido definida por la Unión Europea a través de la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE) y representa una red ecológica coherente de zonas especiales de conservación, que también incluye las zonas de protección especial designadas de acuerdo con la Directiva Aves. Tiene como objetivo la protección de los tipos de hábitats naturales y de los hábitats y las poblaciones de las especies silvestres de la Unión Europea.

La Directiva Hábitats identifica en su anexo IV las especies de animales y plantas de interés comunitario que requieren una protección estricta, incluso fuera de la Red Natura 2000. Además, la Directiva Hábitats identifica más de 200 tipos de hábitats y más de 900 especies como de interés comunitario y establece la necesidad de conservarlos, para lo cual obliga a los Estados miembros a que adopten medidas de conservación favorables de estas especies y tipos de hábitats a escala nacional, biogeográfica o europea (artículo 6, apartados 1 y 2). Así mismo, se requiere una evaluación y un procedimiento de autorización de los planes y proyectos que puedan tener repercusiones negativas importantes en los espacios Red Natura 2000.

A nivel nacional, este procedimiento de evaluación y de autorización se traspone en la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental que, en su artículo 45 de la Sección 2ª, indica lo siguiente:

“Cuando el proyecto pueda afectar directa o indirectamente a los espacios Red Natura 2000 se incluirá un apartado específico para la evaluación de sus repercusiones en el lugar, teniendo en cuenta los objetivos de conservación del espacio”.

Específicamente, la disposición adicional séptima de la citada Ley 21/2013, de 9 de diciembre, indica, para los planes, programas y proyectos que puedan afectar a espacios de la Red Natura 2000:

“1. La evaluación de los planes, programas y proyectos que, sin tener relación directa con la gestión de un espacio Red Natura 2000 o sin ser necesario para la misma, puedan afectar de forma apreciable a los citados lugares ya sea individualmente o en combinación con otros planes, programas o proyectos, se someterá, dentro de los procedimientos previstos en la presente ley, a una adecuada evaluación de sus repercusiones en el lugar teniendo en cuenta los objetivos de conservación de dicho lugar, conforme a lo dispuesto en la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

2. En el supuesto de planes, programas y proyectos competencia de la Administración General del Estado, a la vista de las conclusiones de la evaluación ambiental sobre los espacios Red Natura 2000, y supeditado a lo dispuesto en el artículo 46 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, el Ministerio competente en materia de medio ambiente fijará y supervisará las medidas compensatorias necesarias para garantizar la coherencia global de la Red Natura 2000.”

Tal y como indica el documento “Recomendaciones sobre la información necesaria para incluir una evaluación adecuada de repercusiones de proyectos sobre Red Natura 2000 en los documentos de evaluación de impacto ambiental de la A.G.E” (MITECO 2018), el primer paso en la evaluación de las afecciones de un proyecto a la Red Natura 2000 es el cribado para determinar los espacios de esta que pueden verse afectados por el proyecto en examen.

Esta identificación preliminar requiere el análisis de todos los aspectos del proyecto que puedan tener posibles efectos en cualquier espacio Natura 2000, concretamente en su zona de influencia, teniendo en cuenta las características (especies y tipos de hábitats) que han motivado la designación del lugar y, por ello, se debe incluir:

- Cualquier espacio Natura 2000 que se solape geográficamente con cualquiera de las medidas o los aspectos del plan o proyecto en cualquiera de sus fases, o sea adyacente a ellos.
- Cualquier espacio Natura 2000 situado dentro de la posible zona de influencia del plan o proyecto. Los espacios Natura 2000 ubicados en los alrededores del proyecto o plan (o a cierta distancia) que puedan verse afectados de forma indirecta por las medidas o los aspectos del proyecto.
- Los espacios Natura 2000 situados en los alrededores del proyecto o plan (o a cierta distancia) que alberguen fauna que pueda desplazarse a la zona del proyecto y, a continuación, muera o sufra otras repercusiones (por ejemplo, pérdida de zonas de alimentación o área de distribución).
- Los espacios Natura 2000 cuya conectividad o continuidad ecológica pueda verse afectada por el proyecto.

La distancia de la zona del proyecto o plan a la que deban tenerse en cuenta los espacios Natura 2000 dependerá de las características del plan o proyecto y la distancia a la que puedan esperarse sus efectos. Resulta complicado definir esa distancia con precisión de manera global para todos los proyectos, debido a factores tan importantes como la conectividad y continuidad ecológica. Es por ello por lo que cada proyecto debe ser evaluado individualmente y debe ser aplicado el principio de precaución.

Algunos proyectos o planes que no afecten directamente a los espacios Natura 2000 también pueden tener un efecto apreciable si causan un efecto barrera o impiden las conexiones ecológicas. Este suele ser el caso de los PEM, los cuales pueden causar un efecto barrera para las aves marinas que buscan alimento o migran, incluso si están ubicados a grandes distancias de los espacios de la Red Natura 2000 designados para la protección de estas aves.

En segundo lugar, una vez identificados los espacios de la Red Natura 2000 que se podrían ver afectados de forma significativa por la ejecución del proyecto de eólica marina, se llevará a cabo una **evaluación adecuada mediante descriptores de su buen estado (Tabla 4.7), con el objetivo de valorar las implicaciones del proyecto de PEM con respecto a los objetivos de conservación de un lugar**. La evaluación adecuada se centra específicamente en las especies o los hábitats que hayan motivado la declaración de un espacio Red Natura 2000.

La identificación de los objetivos de conservación de un lugar Red Natura 2000 puede ser algo diferente según el lugar tenga un plan de gestión en vigor o no lo tenga. En espacios Red Natura que carecen de Plan de Gestión aprobado, y en cuyas normas de declaración tampoco se han determinado objetivos de conservación más específicos, cabe considerar extrapolables y directamente aplicables los objetivos generales de conservación de la Red Natura 2000, que de acuerdo con las Directivas 92/43/CEE y 2009/147/CE pueden reformularse como:

- LIC / ZEC: mantener en un estado de conservación favorable los hábitats del Anexo I y las especies del Anexo II de la Directiva 92/43/CEE, que hayan sido consignados en su formulario normalizado de datos.
- ZEPA: mantener en un estado de conservación favorable a las especies de aves del Anexo I de la Directiva 2009/147/CE, así como otras especies de aves migratorias de llegada regular, que hayan sido consignadas en su formulario normalizado de datos. Además, muchas ZEPA también cuentan con documentos de directrices de gestión y seguimiento específicos para cada espacio, elaborados en el marco del proyecto LIFE+ INDEMARES, donde también se reflejan objetivos de conservación y directrices de gestión del espacio.

Tabla 4.7. Descriptores cualitativos genéricos para la valoración de las afecciones sobre Red Natura 2000.

Descriptores genéricos para la valoración de las afecciones sobre Red Natura 2000	
Descriptores biológicos	Distribución geográfica del HIC respecto a la zona de obras y al área de implantación de las infraestructuras; Grado de conservación del HIC; Grado de fragmentación del hábitat y del lugar Natura 2000; Grado de resiliencia, resistencia y sensibilidad del HIC (Tillin <i>et al.</i> 2010) ¹ . Presencia, abundancia y distribución conocida de especies de interés comunitario (EIC) y otras especies de interés en el área de influencia del PEM. Presencia, abundancia y distribución conocida de aves incluidas en el Anexo I de la Directiva Aves en el área de influencia del PEM. Estado de conservación de las EIC y otras especies de interés en el espacio potencialmente afectado. Estado de conservación de las aves incluidas en el Anexo I de la Directiva Aves en el espacio potencialmente afectado.
Descriptores ambientales	Batimetría; Geomorfología de los fondos; Características fisicoquímicas y granulométrica de los sedimentos; Calidad de la columna de agua; Condiciones hidrodinámicas.
Características del proyecto	Número de turbinas eólicas, Tipología de aerogeneradores instalados (con cimentación fija o sobre plataforma flotante); Diseño de los cimientos, en particular la zona de impacto, Método de protección contra la socavación y los métodos de instalación, especialmente si los trabajos de acondicionamiento incluyen operaciones de excavación en la superficie del lecho marino ocupada por un hábitat, Número, longitud, trazado y métodos de tendido y protección de cables Otras actividades relacionadas (por ejemplo, necesidad de anclar buques o utilizar anclajes de gatos, zonas de eliminación de residuos de perforación o dragado, etc.), Duración de las actividades de construcción y su escala espacial, Planes para la clausura: si la infraestructura (incluidos los cimientos y el blindaje protector) se dejará o se eliminará.

¹ Según la definición de Tallin et al. 2010 estos factores se definen como:

- Resistencia: capacidad de un receptor de absorber las perturbaciones o el estrés sin cambiar de carácter,
- Resiliencia: potencial de recuperación,
- Sensibilidad: la probabilidad de cambio cuando se ejerce presión sobre una característica (receptor), que es una función de resistencia y resiliencia.

4.2. Metodología para la realización de los estudios de caracterización

En este apartado se describen distintas metodologías de estudio disponibles para identificar y caracterizar en detalle los diversos valores naturales presentes en la zona de influencia del proyecto, lo que resultará esencial para realizar una adecuada evaluación del alcance y la magnitud las posibles afecciones desarrolladas por el proyecto, que serán posteriormente descritas en el apartado sobre los hábitats y los diferentes grupos de fauna objeto de esta guía.

No obstante, se recuerda que la presente guía se presenta como un documento de consulta general que no constituye en modo alguno unas directrices específicas para la caracterización ambiental de los proyectos de PEM, como tampoco una descripción detallada y concisa de los requerimientos relativos a este aspecto por parte del órgano ambiental. Los estudios de caracterización necesarios para la implantación de los proyectos de eólica marina deberán planificarse atendiendo a las circunstancias particulares de cada proyecto y su ubicación, utilizando las mejores técnicas disponibles para obtener la información medioambiental necesaria que permita identificar y caracterizar en detalle los diversos valores naturales que pueden verse afectados por el desarrollo del proyecto. Por lo tanto, la planificación metodológica de estos estudios deberá ser dirigida por personal con conocimientos y experiencia en cada materia específica, garantizando la aplicación de los criterios metodológicos mejor adaptados a cada escenario y con un mayor grado de actualización y aceptación por la comunidad científico-técnica.

Los estudios de caracterización ambiental deberán ir precedidos de una revisión bibliográfica extensa que sirva de referencia para orientar los trabajos. De acuerdo con la información obtenida en dicha revisión se deberá planificar un plan de trabajo que incluya las metodologías utilizadas, así como su extensión temporal y espacial, justificando cómo el plan de trabajo propuesto cubre las distintas afecciones potenciales. En el plan de trabajo se especificarán en detalle las técnicas utilizadas y los criterios de diseño de los estudios, así como los equipos a utilizar, sus características y la configuración bajo la que son utilizados. La intensidad y detalle de los trabajos debe ser proporcional a la relevancia de los hábitats y especies objeto de estudio, teniendo en cuenta las variaciones diarias (ciclo día-noche), estacionales e interanuales.

Las técnicas de estudio escogidas deberán ser aplicables, en la medida de lo posible bajo los mismos criterios metodológicos empleados, para el posterior seguimiento de la influencia del PEM sobre los valores naturales de estudio, a fin de que la información de base obtenida en la caracterización sea directamente comparable con los resultados obtenidos en el marco de dicho seguimiento.

En el caso de emplazamientos próximos a proyectos para los que existan estudios ambientales previamente realizados, podrá valorarse la utilización de la información disponible para apoyar el diseño y la planificación de nuevas campañas de caracterización y de los trabajos de campo asociados, siempre que dicha información sea suficientemente actualizada, metodológicamente compatible, representativa del ámbito de estudio y adecuada para los objetivos de la evaluación. Para ello, deberá justificarse previamente la existencia de condiciones ambientales comparables, incluyendo, entre otros aspectos, los hábitats presentes, las comunidades biológicas, las características oceanográficas y las presiones existentes. En cualquier caso, la utilización de información procedente de estudios previos no sustituirá la realización de los trabajos de caracterización y seguimiento necesarios para el nuevo proyecto, que deberán diseñarse en función de las características específicas del ámbito de actuación. Asimismo, podrán considerarse metodologías y protocolos de seguimiento reconocidos internacionalmente, como los desarrollados por HELCOM para la monitorización de avifauna marina, fitoplancton y mesozooplancton, cuando resulten aplicables a los objetivos del estudio.

Para la evaluación ambiental del proyecto, los resultados obtenidos en el marco de los estudios de caracterización ambiental deberán ser presentados en informes redactados de manera clara y concisa, preferentemente con el apoyo de material gráfico y esquemático (tablas, figuras, mapas, imágenes) que faciliten su comprensión. Estos resultados deberán ir acompañados de la descripción y la justificación técnica del diseño de los estudios llevados a cabo, incluyendo las técnicas empleadas y los criterios metodológicos empleados. Además, se deberá aportar la cartografía generada en dichos estudios como uno o varios archivos compatibles con los programas de sistemas de información geográfica (SIG) de uso habitual (p. ej., *shapefile*, *geopackage*), donde se puedan visualizar apropiadamente los resultados obtenidos en el estudio en un contexto espacial.

A continuación, se describen los métodos de estudio utilizados en los distintos ámbitos de interés de la caracterización ambiental de los proyectos de PEM. Para los grupos en que hay información disponible, se indican las fuentes generales más relevantes para obtener una visión global de la distribución de hábitats o especies en el Estado español.

4.2.1. Hábitats de interés comunitario (HIC)

El estudio exhaustivo de los hábitats marinos requiere una metodología compleja, debido también a la extraordinaria heterogeneidad, geomorfológica, oceanográfica y biogeográfica del medio marino español. En el contexto de esta guía, nos referiremos exclusivamente al estudio de los hábitats marinos de interés comunitario que se podrían ver afectados por la implantación de un PEM. Se tratará de una metodología genérica cuyo objetivo es la caracterización tanto de los hábitats someros y profundos, que podrían ser alterados por la instalación de los sistemas de fondeo, el tendido y la protección de los cables eléctricos, o cualquier otra alteración derivada de las diferentes fases del proyecto, tal y como se detalla en el apartado 5.1.3 de este documento.

El diseño de las campañas de prospección marina para la adquisición de datos in situ, se realiza sobre la base de la información bibliográfica disponible. La bibliografía proporcionará una visión general de las principales características que definen el área de futura implantación de los aerogeneradores y de las infraestructuras asociadas. En particular, por lo que se refiere a los HICs, el Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino publicó la obra titulada “Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitats de interés comunitario en España” (VV.AA. 2009), que incluye exhaustivas revisiones de cada uno de los hábitats de la Directiva Europea en nuestro país, incluyendo los marinos (Tabla 4.8):

Tabla 4.8 Referencias bibliográficas para los HICs marinos a considerar en el marco de esta guía.

Código hábitat	Hábitat	Referencia bibliográfica
1110	Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda	Morales et al., 2009a
1120	Praderas de Posidonia (<i>Posidonium oceanicae</i>)*	Díaz Almela y Marbà, 2009
1170	Arrecifes	Templado et al., 2009
8330	Cuevas marinas sumergidas o semisumergidas	López-Bedoya y Pérez-Alberti, 2009

Entre la bibliografía puesta a disposición por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico y referente a la descripción de los HICs marinos se recomienda “Los mares de España” (Cachón y Ruiz, 2008), donde se describen, a grandes rasgos, los principales ambientes marinos del ámbito español. Otro documento de referencia proporcionado por el Ministerio es la “Guía interpretativa: inventario español de hábitats marinos” (Templado et al. 2012).

La información obtenida en el primer ciclo de las Estrategias Marinas (2012-2018) para la evaluación inicial y la descripción del Buen Estado Ambiental del medio marino del descriptor D11 (fondos marinos) incluyó una descripción y catalogación de hábitats marinos, fichas descriptivas de aquellos más relevantes, con indicadores, métricas y valores estructurales de los mismos.

Por otro lado, las comunidades autónomas que cuentan con línea de costa han publicado obras de referencia o han elaborado informes para la caracterización de sus hábitats marinos.

Por último, a nivel europeo, el sitio web EMODnet Seabed Habitats (<https://www.emodnet-seabedhabitats.eu/>) proporciona un portal único permanente para acceder a datos sobre hábitats de los fondos marinos en Europa. Esto incluye el mapa de hábitats de los fondos marinos a gran escala de EMODnet para Europa (también conocido como EUSeaMap) y mapas de hábitats procedentes de campañas marinas realizadas en toda Europa.

Sobre la base de la información bibliográfica recopilada y las características específicas de cada proyecto, unos técnicos experimentados deberán realizar una planificación y un diseño específico de las campañas de prospección marina. Esta información influirá en la selección de la metodología de los estudios de campo, la elección de los equipos, la extensión espacial de la zona de estudio y la intensidad de los muestreos a realizar.

Con respecto a los criterios metodológicos de estos estudios, en primer lugar, a nivel espacial, la extensión del área de estudio abarcará no solamente la zona afectada de forma directa por la introducción de las nuevas estructuras que componen el PEM, sino también por la superficie marina que podría verse alterada de forma indirecta por las acciones previstas en las diferentes fases del proyecto. Esta última, se define como “zona de influencia”, dentro de la cual un impacto se considera improbable pero aún posible. Más allá de esta zona no se esperaría un impacto perceptible, lo que permitiría la identificación de ubicaciones adecuadas para estaciones de referencia o control para la evaluación del impacto. El sustrato, la comunidad bentónica y la profundidad también deberán ser similares al área de interés para que una estación de referencia sea adecuada. La extensión de la zona de influencia dependerá de varios factores, incluidos el número y los tipos de dispositivos, la longitud y las profundidades operativas de los amarres, las velocidades de las corrientes locales, la energía de las olas incidentes, etc., junto con el valor y la sensibilidad potencial del entorno receptor. Se recomienda realizar un modelo hidrodinámico previo a la instalación de las infraestructuras sobre el área de desarrollo propuesta y realizar cálculos predictivos de la movilización de sedimentos y contaminantes basados en escenarios previos y posteriores a la instalación. Esto proporcionará una base para definir la zona de influencia más allá de la cual no se pronostica ningún impacto y, por lo tanto, la extensión mínima de un área de estudio necesaria para la evaluación de las afecciones.

En segundo lugar, la metodología y la elección de los equipos a emplear en las campañas de prospección marina dependerán tanto de las características físicas del entorno (profundidad de la columna de agua, geomorfología de los fondos, corrientes, etc.) como de los tipos de hábitats objeto de estudio.

Por último, en referencia a la intensidad de los muestreos, cabe señalar que, debido a la variabilidad espacial y temporal del entorno y a la accesibilidad limitada, el diseño de un programa de muestreo bentónico que permita detectar cambios ecológicamente importantes en los HICs resulta muy complicado. Además, en la actualidad, los efectos generados por las instalaciones de energía eólica en el medio marino se conocen de forma general, y casi no se dispone de datos de campo a partir de los cuales se puedan realizar evaluaciones comparativas de diseños de monitoreo exitosos. Por lo tanto, no existen reglas o estrategias de muestreo preestablecidas que se puedan aplicar automáticamente en el contexto de la evaluación de afecciones de la construcción de PEM sobre los hábitats marinos. Sin embargo, para determinar el esfuerzo de muestreo en las diferentes fases del proyecto, se han tenido

en consideración las recomendaciones contenidas en el documento “*Standard Investigation of the Impacts of Offshore Wind Turbines on the Marine Environment*” (BSH 2013). En esta guía, el gobierno alemán sugiere que la intensidad de los muestreos necesarios para la caracterización de las comunidades bentónicas en el marco del estudio de línea base deba abarcar al menos dos ciclos estacionales completos sucesivos (24 meses) sin ninguna interrupción. Además, el área de evaluación debe abarcar la superficie del PEM y su área de influencia.

De forma general, para la definición de las características de los HICs presentes en el área de ejecución de los parques eólicos marinos y su zona de influencia se recomienda seguir las directrices contenidas en las fichas específicas de cada hábitat anejas al documento “Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitats de interés comunitario en España” (VV.AA. 2009). En estas fichas, para cada uno de los HICs, se definen los parámetros a determinar para obtener la caracterización exhaustiva de cada uno de ellos y su estado de conservación. Sobre la base de estas fichas, en las tablas 4.9 - 4.15, se indican los parámetros necesarios para el desarrollo del estudio de caracterización previa y la posterior evaluación de las posibles repercusiones de la construcción de un PEM sobre los hábitats marinos y la metodología propuesta para su determinación.

- **1110, Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda**

Tabla 4.9 Parámetros a determinar y metodología general para definir el estado de conservación del HIC 1110.

Factores a determinar	Metodología general
Determinación y seguimiento de la superficie ocupada	Técnicas de prospección acústica, transectos de vídeo con cámara remolcada y con buzo
Identificación y evaluación de las especies sensibles	Transectos de vídeo con cámara remolcada, con buzos y con ROV en función de la profundidad y grado de detalle
Evaluación de la estructura y función de las praderas de fanerógamas marinas	
Factores estructurales	
1. Límites de la pradera	
1a. Límites profundos 1b. Límites superficiales 1c. Tamaño de manchas	Sensores acústico y transectos con buzos Ortofotografías y medición in situ por buzos (videos) Medición in situ por buzos (videos)
2. Cobertura y densidad 2a. Cobertura 2b. Índice de conservación IC 2c. Densidad de haces 2d. Desenterramiento de los rizomas	Medición in situ por buzos (videos y muestreo con cuadrículas).
Factores dinámicos o funcionales	
1. Dinámica de la población de haces 1a. Crecimiento neto de la población de haces 1b. Natalidad y mortalidad de haces	Medición in situ por buzos (videos, muestreo con cuadrículas y definición de parcelas).
Factores ambientales (predictores)	
1. Sedimentación bentónica 1a: Sedimentación total 1b. Sedimentación orgánica	Instalación de trampas de sedimento a través de buceos con escafandra autónoma y análisis de las muestras en laboratorio.
2. Calidad fisicoquímica del agua	Medición <i>in situ</i> con perfiles CTD
Especies invasoras	
1. Presencia y abundancia de especies invasoras según el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras	Medición <i>in situ</i> por buzos (videos y muestreo con cuadrículas).
Evaluación de la estructura y función de rodolitos de maërl	
Factores estructurales	
1. Límites de la comunidad	Técnicas de prospección acústica e imágenes de vídeos con ROV
2. Cobertura y densidad	Muestreo de sedimento con draga y trabajo en laboratorio. Medición in situ con ROV (videos y muestreo).
Factores ambientales (predictores)	

Factores a determinar	Metodología general
1. Calidad fisicoquímica del agua	Medición <i>in situ</i> con CTD
<i>Especies asociadas</i>	
1. Presencia y abundancia	Identificación mediante imágenes de vídeo con ROV y muestreo

- **1120, Praderas de Posidonia (*Posidonia oceanica*)**

Tabla 4.10 Parámetros a determinar y metodología general para definir el estado de conservación del HIC 1120.

Factores a determinar	Metodología general
Determinación y seguimiento de la superficie ocupada	Técnicas de prospección acústica y Transectos de vídeo con cámara remolcada
Identificación y evaluación de las especies sensibles	
<i>Pinna nobilis</i>	Muestreos mediante buceo con escafandra autónoma, Trabajo de laboratorio.
Evaluación de la estructura y función	
<i>Factores estructurales</i>	
1. Límites de la pradera	
1a. Límites profundos 1b. Límites superficiales 1c. Tamaño de manchas	Técnicas de prospección acústica y transectos con buzos Ortofotografías y medición <i>in situ</i> por buzos (videos) Medición <i>in situ</i> por buzos (videos)
2. Cobertura y densidad 2a. Cobertura 2b. Índice de conservación IC 2c. Densidad de haces 2d. Desenterramiento de los rizomas	Medición <i>in situ</i> por buzos (videos y muestreo con cuadrículas).
<i>Factores dinámicos o funcionales</i>	
1. Dinámica de la población de haces 1a. Crecimiento neto de la población de haces 1b. Mortalidad y natalidad de haces	Medición <i>in situ</i> por buzos (videos y muestreo con cuadrículas y definición de parcelas).
<i>Factores ambientales (predictores)</i>	
1. Sedimentación bentónica 1a: Sedimentación total 1b. Sedimentación orgánica	Instalación de trampas de sedimento a través de buceos con escafandra autónoma y análisis de las muestras en laboratorio.
2. Calidad fisicoquímica del agua	Medición <i>in situ</i> con perfiles CTD y disco de Secchi
<i>Especies invasoras</i>	
Presencia y abundancia de especies invasoras según el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras	Medición <i>in situ</i> por buzos (videos y muestreo con cuadrículas).

- **1170, Arrecifes**

Tabla 4.14 Parámetros a determinar y metodología general para definir el estado de conservación del HIC 1170.

Factores a determinar	Metodología general
Determinación y seguimiento de la superficie ocupada	Técnicas de prospección acústica y Transectos de vídeo con cámara remolcada
Identificación y evaluación de las especies sensibles	Transectos de vídeo con cámara remolcada; Muestreos mediante ROV
Evaluación de la estructura y función de arrecifes de corales profundos y fondos coralígenos	
<i>Factores estructurales</i>	
1. Límites de la comunidad 1a. Límites profundos 1b. Límites superficiales 1c. Extensión	Técnicas de prospección, transectos de vídeo y medición con ROV.

Factores biológicos	
1. Identificación de especies estructurales, vulnerables y/o sensibles. 2. Diversidad específica por comunidades. 3. Representatividad de especies características o notables.	Imágenes medición con ROV.
Factores ambientales	
1. Calidad fisicoquímica del agua. 2. Calidad de los sedimentos.	Medición <i>in situ</i> con perfiles CTD. Muestreo sobre fondo blando con draga van Veen.

- **8330, Cuevas marinas sumergidas o semisumergidas**

Tabla 4.5 Parámetros a determinar y metodología general para definir el estado de conservación del HIC 1180.

Factores a determinar	Metodología general
Determinación y seguimiento de la superficie ocupada	Técnicas de prospección y Transectos de vídeo con ROV o buzo
Identificación y evaluación de las especies sensibles	Adquisición de vídeo con ROV; Muestreos mediante buceo con escafandra autónoma cuando posible.
Evaluación de la estructura y función	ND
Factores estructurales	
1. Límites de la comunidad 1a. Límites profundos 1b. Límites superficiales 1c. Extensión	Técnicas de prospección, transectos de vídeo y medición con ROV.
Factores biológicos	
1. Identificación de especies características o notables. 2. Diversidad específica por comunidades. 3. Representatividad de especies estructurales, vulnerables y/o sensibles	Imágenes medición con ROV.
Factores ambientales	
1. Calidad fisicoquímica del agua (salinidad y temperatura). 2. Calidad de los sedimentos.	Medición <i>in situ</i> con perfiles CTD. Muestreo sobre fondo blando con draga van Veen.

Una discusión detallada del diseño de muestreo de hábitats marinos, los métodos de análisis de los parámetros indicados en las tablas anteriores, así como la caracterización de las aguas y de los sedimentos marinos, se encuentra fuera del alcance de este documento y se remite el lector a la literatura que trata específicamente estas disciplinas, como Kingsford y Battershill 2000, Bakus 2007, Eleftheriou y McIntyre 2005 y Murray *et al.* 2006, así como a las fichas específicas publicadas para cada hábitat por el Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino (tabla 4.8). Sin embargo, en el contexto de esta guía se exponen las principales metodologías de muestreo de campo utilizadas en la actualidad para la definición del estado de conservación de las comunidades bentónicas marinas y su distribución. Se trata de una metodología muy genérica que permite la determinación de la superficie ocupada por los HICs, la identificación y evaluación de las especies típicas y los factores biológicos a través de los cuales se puede evaluar la estructura y función de los HICs (tablas anteriores). En general, se distinguen dos tipologías en función de los métodos de muestreo:

- Muestreos que requieren la extracción de muestras para análisis posteriores, en esta tipología de muestreo se incluyen:
 - muestreos de sedimentos a través de draga Van Veen,

- muestreos mediante buceo con escafandra autónoma.
- Muestreos indirectos, que generalmente involucran imágenes remotas u observación *insitu*, en esta tipología de muestreo se incluyen:
 - las prospecciones a través de técnicas acústicas (side scan sonar, sondamultihaz, etc.),
 - transectos de video con cámara remolcada o mediante buceo con escafandra autónoma,
 - adquisiciones videográficas mediante ROV,
 - muestreos mediante buceo con escafandra autónoma (adquisición de imágenes de fotos y videos).

4.2.1.1. Muestreos de sedimentos a través de draga van Veen

El método principal para establecer la composición de la comunidad biológica de los hábitats sedimentarios es mediante la recuperación de muestras de sedimentos con una draga de cuchara. La draga se baja al lecho marino desde una embarcación estacionaria y, por lo general, se obtiene una muestra mediante la operación automática o manual de algún tipo de mecanismo que cierra las mordazas de la cuchara. Se ha desarrollado una amplia gama de cucharas con diferentes capacidades en términos de recuperación de sedimentos, profundidad de penetración, reproducibilidad de volumen y confiabilidad. En general, la draga de utilizo más frecuente en esta tipología de muestreo es la draga van Veen.

Las muestras recolectadas se transfieren en laboratorio para su posterior análisis, que proporcionará una descripción completa de la composición de la comunidad de infauna, con datos cuantitativos de abundancia de especies que se pueden usar posteriormente para calcular la diversidad de la comunidad muestreada. Para futuras comparaciones, es prudente retener siempre parte de la muestra sin procesar, ya que esto puede servir como línea de base para un programa de seguimiento posterior.

La ubicación de las estaciones de muestreo y el diseño de la prospección dependerán en gran medida de la extensión y distribución de los hábitats sedimentarios dentro del área de prospección. Esta información será proporcionada por los sondeos acústico y los datos de vídeos adquiridos *in situ* con anterioridad a la ejecución de la campaña de toma de muestras de sedimentos. En general, la distribución de las estaciones de muestreo puede seguir un cuadrícula preestablecida o una localización al azar, ubicando los puntos de muestreo equidistantes entre ellos y cubriendo de forma homogénea una determinada zona del hábitat identificado. Por otro lado, la distribución de las estaciones se puede llevar a cabo sobre la base de la dirección de un determinado efecto potencial evaluado a través de unos modelos matemáticos (dispersión de las partículas de sedimentos o contaminantes). De este modo se concentran las estaciones en la zona cercana a la fuente del impacto y se van ubicando las estaciones siguiendo el gradiente de propagación del impacto previsto.

En la tabla 4.16 se indican las principales características de este método de investigación:

Tabla 4.16 Características de los muestreos de sedimentos a través de draga van Veen.

Muestreos de sedimentos a través de draga van Veen	
Metodología de referencia	OSPAR CEMP Guidelines Common Indicator: BH3 Extent of Physical damage to predominant and special habitats (Agreement 2017-09) (OSP-006) OSPAR CEMP Guideline: Common indicator: Condition of benthic habitat communities (BH2) – common approach (Agreement 2018-06) (OSP-009) UNEP/MAP Integrated Monitoring and Assessment Guidance (2016) (BC-001) Davies, J.M., Baxter, J., Bradley, M., Connor, D., Khan, J., Murray, E., Sanderson, W., Turnbull, C. & Vincent, M. 2001. Marine monitoring handbook.: UK Marine SACs Project.
HICs y hábitats marinos equivalentes	• 1110, Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda;
Resultados esperados	• Abundancia de especies asociadas al hábitat por unidad de área; • Composición y cuantificación de especies asociadas al hábitat; • Riqueza de especies asociadas al hábitat; • Índices de diversidad; • Evaluación según diseño BACI con métodos estadísticos adecuados.
Equipos	Draga tipo van Veen
Diseño de muestreo	Disposición de cuadrícula, muestreo aleatorio, muestreo siguiendo transectos y gradientes a partir de los resultados obtenidos a través del SSS.
Intervalo de monitoreo propuesto	• Fase previa a la construcción: 2 campañas para establecer la variabilidad natural (una en primavera y una en otoño); • Fase de funcionamiento: 2 campañas cada 1-2 años (una en primavera y una en otoño); • Fase de clausura: campañas mensuales durante las operaciones de clausura y 2 campañas anuales a partir de su finalización.
Comentarios*	Solo se puede utilizar este método sobre sustrato blando. Se pueden aprovechar las muestras para determinar las características granulométricas y la calidad fisicoquímica de los sedimentos.

* Fuente: Royal Haskoning 2011.

4.2.1.2. Prospecciones a través de sistemas de prospección acústica

La recopilación de datos a través de sistemas de prospección acústica puede ser de ayuda en la planificación de la campaña de muestreo directo de los hábitats marinos, garantizando que se recolecten suficientes muestras en lugares apropiados, dado que proporciona información referente tanto a la topografía de los fondos marinos, como a las características geomorfológicas del sustrato.

Para la caracterización preliminar de las comunidades bentónicas y los hábitats de interés comunitarios presentes en el área de estudio, se recomienda implementar un conjunto de sistemas de prospección acústica que, como mínimo, combine una sonda batimétrica multihaz (multibeam echosounder, MBES) y un sonar de barrido lateral (side scan sonar, SSS). Estos sistemas, que complementarán los registros con muestreos directos (vídeo, muestras, buzo), se pueden implementar simultáneamente y de manera eficiente en términos de estrategia de muestreo. Proporcionarán datos batimétricos en 3D, imágenes de sonar de barrido lateral y datos sobre la composición física del lecho marino. A partir de estos datos, se podrá llevar a cabo una descripción preliminar de los hábitats marinos y su distribución junto con un modelo digital del terreno (MDT). Además, será posible identificar en cierta medida hábitats de interés y predecir efectos potenciales que se podrían producir durante la implantación de los parques eólicos marinos, como movimientos de sedimentos, acumulación o socavación. Debe tenerse en cuenta que se pueden requerir otros sistemas acústicos para fines distintos al estudio ambiental (por ejemplo, geología, ingeniería, arqueología y dinámica de sedimentos) y es posible que los datos obtenidos proporcionen información adicional o complementaria para la interpretación ambiental.

La mayoría de los levantamientos acústicos se diseñan utilizando una serie de transectos paralelos con algunas líneas transversales adicionales para fines de control de calidad, el espacio entre estos puede modificarse según los resultados requeridos y el entorno operativo. Si el levantamiento se lleva a cabo

utilizando los estándares de la OHI (OHI 2020), entonces el espacio entre líneas y las trayectorias cruzadas serán determinados por estos estándares; pero si no se siguen las indicaciones de la OHI y se requiere una cobertura completa del área de estudio, se recomienda planificar una superposición de al menos un 25 % entre las bandas de adquisición adyacentes.

En la tabla 4.17 se indican las principales características de este método de investigación:

Tabla 4.17 Características de las prospecciones a través de sensores acústicos.

Prospecciones a través de sensores acústicos	
Metodología de referencia	IHO Standards for Hydrographic Surveys (2020)
HICs y hábitats marinos equivalentes	• 1110, Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda • 1120, Praderas de Posidonia (<i>Posidonia oceanica</i>); • 1170, Arrecifes; • 8330, Cuevas marinas sumergidas o semisumergidas.
Resultados esperados	• Mapa de distribución del sustrato del lecho marino (geomorfología) en el área de estudio; • Un mapa de la distribución espacial de los HICs; • MDT;
Equipos	• Sonar de barrido lateral; • Sonda batimétrica multihaz.
Diseño de muestreo	Superposición de transectos paralelos de adquisición de datos.
Intervalo de monitoreo propuesto	• Fase previa a la construcción: 1 campaña (BSH 2013); • Fase de funcionamiento: 1 campaña cada 2-5 años (BSH 2013); • Fase de clausura: 1 campaña.
Comentarios	Las campañas con sensores acústicos se pueden llevar a cabo conjuntamente a las campañas de geofísica y geotécnica necesarias para adquirir la información de desarrollo del proyecto constructivo.

* Fuente: Royal Haskoning 2011.

4.2.1.3. Transectos de video con cámara remolcada

La adquisición de registros videográficos a través de cámaras remolcadas a la embarcación es un método apropiado para abarcar áreas de gran superficie y es útil para verificar los resultados obtenidos a través de las prospecciones acústicas. Las imágenes de vídeo pueden proporcionar documentación valiosa sobre la presencia, abundancia y distribución de especies epibentónicas y la presencia y extensión de hábitats.

Los avances recientes en la calidad de la imagen de vídeo digital, la facilidad de manipulación y las convenientes opciones de almacenamiento/recuperación de las imágenes, junto con una reducción sustancial en los costes del equipo, hace que este método de estudio sea apropiado para todos los tipos de sustrato y también para la caracterización de los HICs.

El tamaño, el peso y el nivel de sofisticación de los sistemas de adquisición de imágenes pueden variar considerablemente y se deben realizar desde una embarcación debidamente equipada. Incluso con los dispositivos más robustos, desplegados en plataformas más grandes y estables, la calidad de los datos visuales se reduce sustancialmente con el aumento de la velocidad del recorrido y el aumento del oleaje. Por lo tanto, resulta difícil el registro videográfico de hábitats presentes en lugares muy expuestos. De manera similar, el posicionamiento y la naturaleza estática de la cámara dificultan la maniobrabilidad y operatividad en las paredes rocosas verticales o con pendientes pronunciadas. Por este motivo, en algunos casos, se recurre a la adquisición de imágenes mediante ROV.

El diseño de muestreo más sencillo está representado por transectos regulares a lo largo del área de interés, proporcionando así un mapa de la distribución continua de hábitats y especies con un grado de resolución que depende de la densidad del área. Aunque este planteamiento proporciona una

caracterización general de los fondos marinos, limitará cualquier uso posterior de los datos con fines de monitoreo comparativo si se considera necesario un diseño estadísticamente válido. Cuando se planifiquen futuras comparaciones estadísticas, se recomienda el uso de un diseño aleatorio, que puede abarcar de forma específica aquellas zonas donde se han encontrado HICs vulnerables a las posibles afecciones generadas por el proyecto. Así mismo, en estos casos, puede ser conveniente concentrar más esfuerzo de muestreo a lo largo de los márgenes de los HICs vulnerables: esto proporcionará una información de base valiosa para la posterior evaluación de los cambios de extensión del hábitat en estudio. Aunque, este tipo de información se deberá completar con otras medidas referentes a las características del hábitat.

En la tabla 4.18 se indican las principales características de este método de investigación.

Tabla 4.18. Características de los transectos de video con cámara remolcada.

Transectos de video con cámara remolcada	
Metodología de referencia	Davies, J.M., Baxter, J., Bradley, M., Connor, D., Khan, J., Murray, E., Sanderson, W., Turnbull, C. & Vincent, M. 2001. Marine monitoring handbook.: UK Marine SACs Project. Eleftheriou, A. & McIntyre, A. 2005 Methods for the study of marine benthos. Blackwell Science Ltd., Oxford.
HICs y hábitats marinos equivalentes	• 1110, Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda • 1120, Praderas de Posidonia (<i>Posidonia oceanica</i>); • 1170, Arrecifes;
Resultados esperados	• Distribución de hábitats/ comunidades/ biotopos; • Composición y cuantificación de especies asociadas al hábitat; • Cuantificación de estado o condición de la especie estructurante, formadora del hábitat.
Equipos	• Cámara de video; • Sistema de iluminación; • Escala de medida; • Conexión al dGPS de la embarcación de apoyo; • Trineo.
Diseño de muestreo	En función de los resultados a obtener: disposición de cuadrícula, muestreo aleatorio, muestreo aleatorio estratificado, muestreo a lo largo de transectos.
Intervalo de monitoreo propuesto	• Fase previa a la construcción: 2 campaña (una en primavera y una en otoño) durante 2 años consecutivos (BSH 2013); • Fase de obra: campañas mensuales en las áreas de distribución de los HICs; • Fase de funcionamiento: 1 campaña cada 2 años. • Fase de clausura: 2 campaña (una en primavera y una en otoño) durante 2 años consecutivos.
Comentarios*	Los hábitats de rocas verticales y de fuerte hidrodinámica, o expuestos, pueden ser difíciles de registrar. El hecho de que no se detecte una especie a partir de los registros videográficos adquiridos, no significa que esta especie esté ausente (principio de precaución). Los periodos de muestreo deben seleccionarse para que correspondan a los momentos de máxima presencia de especies, es decir, evitar los momentos en que algunas especies pueden estar inactivas o en proceso de muerte regresiva (primavera-verano).

* Fuente: Royal Haskoning 2011.

4.2.1.4. Adquisición imagen mediante ROV

Un vehículo operado remotamente (ROV) puede considerarse esencialmente como un sistema desplegable técnicamente complejo, pero con la capacidad adicional de navegar y examinar objetivos específicos sobre el lecho marino. A diferencia del sistema de video remolcado, tiene la capacidad de orientarse con mayor precisión para obtener un mayor detalle al recopilar datos visuales y, por lo tanto, puede inspeccionar hábitats rocosos verticales o pendientes pronunciadas. Cuando están debidamente equipados, los ROV también pueden realizar algunas funciones de manipulación limitadas operadas a distancia, como la recolección de muestras.

Al igual que con los sistemas de cámara remolcadas, los ROV se pueden utilizar para determinar la distribución de especies, hábitats, biotopos y sustratos, pero, aparte de su navegabilidad, rara vez ofrecen una ventaja sobre los equipos de video menos sofisticados. En el contexto de esta guía, su valor para prospecciones de HICs es limitado, ya que se restringe a prospecciones de aguas más profundas y para situaciones en las que se requiere confirmar la presencia de especies particulares o estructuras biológicas discretas. Los ROV equipados con una cuadrícula o un dispositivo de proyección láser, son teóricamente capaces de proporcionar datos cuantitativos de epifauna.

La mayoría de los ROV están equipados con una o dos cámaras de video de alta calidad junto con sistemas de iluminación integrados. Muchos tienen sistemas de localización integrados que se pueden relacionar directamente con el dGPS de la embarcación de apoyo para proporcionar una indicación precisa de las posiciones geográficas del ROV en el lecho marino.

En la tabla 4.19 se indican las principales características de este método de investigación:

Tabla 4.19 Características de las adquisiciones videográficas mediante ROV.

Adquisiciones videográficas mediante ROV	
Metodología de referencia	IMCA. 2021. Guidance for the safe and efficient operation of remotely operated vehicles. Eleftheriou, A. & McIntyre, A. 2005 Methods for the study of marine benthos. Blackwell Science Ltd., Oxford.
HICs y hábitats marinos equivalentes	• 1110, Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda (incluyendo rodolitos de maërl) • 1170, Arrecifes; • 8330, Cuevas marinas sumergidas o semisumergidas.
Resultados esperados	• Distribución de hábitats/ comunidades/ biotopos; • Composición y cuantificación de especies asociadas al hábitat; • Cuantificación de estado o condición de la especie estructurante, formadora del hábitat.
Equipos*	ROV
Diseño de muestreo*	En función de los resultados a obtener: disposición de cuadrícula, muestreo aleatorio, muestreo aleatorio estratificado, muestreo a lo largo de transectos.
Intervalo de monitoreo propuesto	• Fase previa a la construcción: 2 campaña anuales durante 2 años consecutivos; • Fase de obra: campañas mensuales en las áreas de distribución de los HICs; • Fase de funcionamiento: 1 campaña cada 2 años. • Fase de clausura: 2 campaña (una en primavera y 1 en otoño) durante 2 años consecutivos.
Comentarios	El hecho de que no se detecte una especie a partir de los registros videográficos adquiridos, no significa que esta especie esté ausente (principio de precaución). Los periodos de muestreo deben seleccionarse para que correspondan a los momentos de máxima presencia de especies, es decir, evitar los momentos en que algunas especies pueden estar inactivas o en proceso de muerte regresiva.

* Fuente: Royal Haskoning 2011.

4.2.1.5. Muestreos mediante buceo con escafandra autónoma

El muestreo con buzos frecuentemente está restringido, en gran medida, hasta profundidades de 30 m por la viabilidad técnica y la logística de los muestreos (limitaciones de tiempo de fondo dependiendo de la mezcla de gases empleada) y las limitaciones o restricciones en materia de titulaciones requeridas y seguridad para los buceadores profesionales. Sin embargo, los estudios con buzos alcanzan un mayor nivel de detalle taxonómico y han demostrado ser el mejor medio para obtener datos epifaunales cuantitativos y documentación fotográfica o de video de buena calidad.

El muestreo con buzos conlleva importantes restricciones intrínsecas, con consideraciones de seguridad, limitaciones de tiempo dictadas por el suministro de aire y una reducida capacidad para operar en condiciones de fuertes corrientes o elevados oleajes. Debido a estas restricciones, los muestreos con buzos solo son adecuados para la prospección de zonas determinadas o áreas reducidas que necesitan un muestreo detallado en un período de tiempo corto.

A través de buceo con escafandra autónoma se pueden realizar diferentes tipologías de muestreo:

- Inmersiones puntuales para la adquisición de fotos;
Durante las inmersiones, los buceadores examinan en detalle un lugar específico de interés, o evalúan de forma simple y rápida la presencia o ausencia de una especie de interés. De manera similar, las inmersiones pueden usarse para documentar la recuperación biológica (o la falta de ella) en una estación de muestreo que haya sufrido daños físicos durante el proceso de instalación.
- Recorridos de adquisición videográfica a lo largo de transectos predefinidos.
El método más común para realizar un muestreo mediante escafandra autónoma es establecer una serie de transectos cortos recorridos por el buzo, mientras registra la ocurrencia y la abundancia semicuantitativa de especies epibentónicas utilizando el protocolo de informes de la 'Fase 2' de JNCC (Hiscock 1996). El transecto, que suele tener una longitud de entre 20 y 100 m, puede estar delimitado por una línea con boyas (desplegada por un barco o por los propios buzos), o simplemente puede seguirse con la orientación de una brújula (en cualquier caso, siempre se requiere una referencia de longitud y orientación).
- Medidas específicas para la evaluación de la estructura, grado de conservación y función del HIC, como, por ejemplo, en el caso de las praderas de posidonia, recuentos de densidad utilizando cuadrículas, desenterramiento de los haces, crecimiento, crecimiento de nuevos haces y mortalidad de haces y grado de sedimentación.

En todos los casos, es importante que el buzo que realice el estudio sea un taxónomo experimentado, familiarizado con la flora y la fauna locales.

En la tabla 4.20 se indican las principales características de este método de investigación:

Tabla 4.20 Características de los muestreos mediante buceo con escafandra autónoma.

Muestreos mediante buceo con escafandra autónoma	
Metodología de referencia	OSPAR CEMP Guidelines Common Indicator: BH3 Extent of Physical damage to predominant and special habitats (Agreement 2017-09) (OSP-006) OSPAR CEMP Guideline: Common indicator: Condition of benthic habitat communities (BH2) – common approach (Agreement 2018-06) (OSP-009) UNEP/MAP Integrated Monitoring and Assessment Guidance (2016) (BC-001) Hiscock, K. 1996. Marine nature conservation review: rationale and methods. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee. Davies, J.M., Baxter, J., Bradley, M., Connor, D., Khan, J., Murray, E., Sanderson, W., Turnbull, C. & Vincent, M. 2001. Marine monitoring handbook.: UK Marine SACs Project. Murray, S.N., Ambrose, R.F., & Dethier, M.N. 2006. Monitoring rocky shores. University of California Press, Berkley, California
HICs y hábitats marinos equivalentes	• 1110, Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda • 1120, Praderas de Posidonia (<i>Posidonium oceanicae</i>); • 1170, Arrecifes; • 8330, Cuevas marinas sumergidas o semisumergidas.

Resultados esperados	<u>Muestreos puntuales:</u> Características de las comunidades bentónicas y condiciones del sustrato. <u>Recorridos de adquisición videográfica a lo largo de transectos predefinidos:</u> • Estima de la presencia, superficie, abundancia y grado de conservación de los HICs y especies protegidas; • Determinación de los límites geográficos de los HICs; • Composición y cuantificación de especies asociadas al hábitat; • Cuantificación de estado o condición de la especie estructurante, formadora del hábitat; <u>Medidas específicas para la evaluación de la estructura, grado de conservación y función del HIC:</u> • Composición y cuantificación de especies asociadas al hábitat; • Cuantificación de estado o condición de la especie estructurante, formadora del hábitat.
Equipos*	• Buzo con escafandra autónoma; • Cámara de video; • Cuadros 20x20cm o 50x50cm, en el caso del recuento; • Trampas de sedimento; • Instrumentos de medición de longitudes.
Diseño de muestreo*	<u>Muestreos puntuales:</u> Estaciones preestablecidas. <u>Recorridos de adquisición videográfica a lo largo de transectos predefinidos:</u> • Transectos, • Muestreo aleatorio estratificado; <u>Medidas específicas para la evaluación de la estructura, grado de conservación y función del HIC:</u> Muestras replicadas de parcelas dispuestas a lo largo de transectos; Estaciones preestablecidas sobre la base de los modelos de dispersión de sedimentos y contaminantes.
Intervalo de monitoreo propuesto	• Fase previa a la construcción: 2 campaña anuales durante 2 años consecutivos; • Fase de obra: campañas mensuales en las áreas de distribución de los HICs; • Fase de funcionamiento: 1 campaña cada 2 años. Fase de clausura: 2 campaña (una en primavera y 1 en otoño) durante 2 años consecutivos.
Comentarios	Se debe priorizar la seguridad de los buzos profesionales en el diseño de los muestreos. Los periodos de muestreo deben seleccionarse para que correspondan a los momentos de máxima presencia de especies, es decir, evitar los momentos en que algunas especies pueden estar inactivas o en proceso de muerte regresiva.

* Fuente: Royal Haskoning 2011.

4.2.2. Fauna

4.2.2.1. Avifauna

Para llegar a conocer qué afecciones puede tener un PEM sobre las diferentes especies de aves, se debe recabar la información necesaria sobre las poblaciones que hacen uso del espacio. En este apartado se detallan las diferentes formas de obtener y generar dicha información.

El primer paso, en cualquier caracterización, será evaluar qué información existe sobre la distribución y abundancia de aves en y alrededor del área de desarrollo del proyecto de PEM. La información existente será de ayuda para la planificación de los trabajos de campo necesarios para la caracterización adecuada de las poblaciones presentes en la zona de implantación del proyecto de PEM.

Hay dos fuentes de información que aportan una visión general de la distribución de aves marinas en España.

Por una parte, el Documento Marco Estrategias Marinas publicado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, y más concretamente a la parte del documento que se refiere a aves marinas (<https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/costas/temas/proteccion-medio->

[marino/0_Documento%20grupo%20aves_tcm30-130951.pdf](#))

En este documento se incluye información sobre la distribución de diversas aves marinas en las distintas demarcaciones en las que se divide el medio marino estatal: noratlántica, suratlántica, Estrecho y Alborán, levantino- balear y canaria. También aporta información sobre demografía y conservación de algunas aves marinas. Esta información es de interés para evaluar la capacidad de las especies a absorber nuevos impactos sobre sus poblaciones. Para las especies con datos disponibles, los parámetros demográficos pueden ser también una buena referencia con la que contrastar durante la vigilancia ambiental de los PEM construidos. De todos modos, la información disponible es parcial, correspondiendo a unas pocas especies de aves marinas en cada una de las regiones.

Otra obra de referencia es el documento de SEO/BirdLife Áreas Importantes para la Conservación de las Aves marinas en España (Arcos *et al.* 2009). Este documento aporta una gran cantidad de información referente a la tendencia y amenazas de las aves marinas, pero centrada en las zonas que se propusieron en su momento como IBA (Áreas Importantes para las Aves), que posteriormente fueron declaradas ZEPA (Zona de Especial Protección para las Aves) en su mayoría. Dado que estas ZEPA han quedado excluidas de la promoción de la energía eólica marina, la información de esta obra de referencia no cubre las zonas con propuesta de instalación de PEM, pero sí que supone una buena fuente de información de la situación a nivel regional de las poblaciones de aves marinas.

Una fuente de información igualmente relevante es el resultado del trabajo de una gran cantidad y calidad de investigadores que han estudiado las aves marinas en España. Estos han tomado especial atención en especies de interés de conservación como por ejemplo las pardela balear, cenicienta y canaria, la gaviota de Audouin (*Ichtyaetus audouinii*) o el cormorán moñudo (*Gulosus aristotelis*). Esta gran cantidad de información puede ser de gran valor para evaluar los posibles impactos de los PEM sobre éstas y otras especies y sería de elevado interés la colaboración entre investigadores, administraciones y promotores para poder utilizarla en los EIA (Estudios de Impacto Ambiental) y buscar los mecanismos para generar nueva información específica para el estudio de las afecciones de los PEM sobre las aves.

Un elemento que ha recibido poca atención hasta el momento es el uso del medio marino por parte de especies terrestres durante sus pasos migratorios. Una fuente de información de utilidad en este aspecto son la gran cantidad de artículos científicos que muestran resultados de seguimiento de aves equipadas con emisores de GPS. Aves marcadas en cualquier momento de su ciclo anual, y que potencialmente puedan migrar por el ámbito de un PEM propuesto, pueden aportar información sobre sus rutas de paso. Estos datos son también parciales, ya que sólo suelen contar con una muestra muy reducida de individuos y a un número restringido de especies.

Así pues, la información general disponible supone un buen punto de partida para establecer prioridades y planificar los trabajos de estudio de aves marinas. Pero el conocimiento actual y la información disponible muestran carencias, sobre todo en lo referente a las aves tanto marinas como terrestres durante sus desplazamientos migratorios. En estas situaciones donde se dispone de poca información, se deberá seguir un principio de precaución a la hora de valorar la atención que se requiere al planificar los estudios.

En otros grupos tratados en esta guía se establecen listados de especies potencialmente susceptibles de sufrir afecciones por parte de los PEM, así como su presencia en las distintas demarcaciones marinas. En este caso, debido a la gran variedad de especies marinas y no marinas potencialmente presentes durante las migraciones en la mayor parte del medio marino estatal se evita hacer un listado cerrado.

En este punto se propone el uso de ocho métodos de muestreo usados de forma más o menos extendida en estudios similares en zonas donde la generación eólica marina se encuentra ya implantada. Estos métodos, que pueden verse enriquecidos con el desarrollo de nuevas tecnologías, se enumeran con sus características generales en la Tabla 4.21.

Tabla 4.21 Métodos de muestreo utilizados para la caracterización de las poblaciones de aves en un área y datos obtenidos en cada uno de ellos. Se indican los datos que proporcionan los distintos métodos. Se marcan en minúscula y sin negrita los casos en los que los datos son obtenidos, pero con limitaciones.

Método de muestreo		Datos obtenidos				
		Intensidad paso	Identificación de especies	Alturas de vuelo	Densidad / abundancia	Uso del hábitat
Censos visuales	Puntos de observación en tierra	Sólo en la franja costera	Sólo en la franja costera	Sólo en la franja costera		Sólo en la franja costera
	Puntos fijos de observación en el mar	X	X	X		
	Transectos lineales desde embarcación	x	X	X	X	X
	Transectos lineales desde aeronave	x	X	Según tecnología usada	X	X
Seguimiento pasivo (PAM)	Radar	X		Según tecnología usada		x
	Imagen	X	x	X		
	Bioacústica	X	X			
	Radioseguimiento (GPS y otros sistemas)	Para especies concretas		Para especies concretas	Para especies concretas	Para especies concretas

Fuentes de consulta recomendadas:

- Guidance Note 2: Guidance to support Offshore Wind Applications: Advice for marine ornithology baseline characterisation surveys and report. NatureScot. Versión 1. Publicada en enero de 2023. Accesible en: <https://www.nature.scot/doc/guidance-note-2-guidance-support-offshore-wind-applications-advice-marine-ornithology-baseline>
- Jackson, D. and Whitfield, P. (2011). Guidance on survey and monitoring in relation to marine renewables deployments in Scotland, volume 4. birds. Technical report, Scottish Natural Heritage and Marine Scotland.

Junto con la información referente a la presencia de aves, se debe recoger la información referente a las condiciones meteorológicas observadas durante los muestreos, ya que así se podrá analizar como afectan estas condiciones a la presencia de aves o a las rutas que éstas usan para realizar sus desplazamientos. Esta información también puede permitir corregir los resultados cuando la detección de determinadas especies varíe de forma relevante en función de la meteorología. A parte de las condiciones meteorológicas, también se deben registrar otros elementos de interés para la presencia de aves marinas (en la medida que lo permita el método de muestreo en cuestión), como, por ejemplo, objetos flotantes, embarcaciones (indicando su tipología), otros elementos relacionados con la pesca o la piscicultura, frentes marinos, etc.

Alcance de los estudios

La mayor parte de los sistemas naturales muestran una variabilidad, que debe ser recogida por la metodología de muestreo. Esta variabilidad que se da dentro de un mismo ciclo anual, también se observa entre anualidades. Por este motivo, la recopilación de datos de al menos dos ciclos anuales es necesaria para comprender esta variabilidad. Se propone que, de forma general, los estudios cubran dos ciclos anuales completos para recoger una mayor diversidad de situaciones. En el caso que durante el desarrollo de los estudios se den situaciones meteorológicas u oceanográficas anómalas y no se pueda obtener información suficiente para definir el comportamiento de las aves en algunas condiciones habituales en la zona, los muestreos se deberán alargar un ciclo.

Dentro del periodo de estudio se deben realizar los muestreos usando las metodologías indicadas en la Tabla 4.21, para poder monitorizar los procesos biológicos durante los que las aves pueden ser afectadas según se describe en la Tabla 4.22

A fin de establecer un plan de trabajo para la realización de los estudios, se deben contemplar los distintos elementos presentes en cada emplazamiento concreto. Sin embargo, se pueden indicar unas directrices generales de los principales vectores que deben contemplar los estudios, que se representan en la Tabla 4.22. Se debe analizar para cada emplazamiento concreto la relevancia que tiene cada proceso y el momento del ciclo vital en el que se da y, en función de esto, la inversión de recursos necesaria para poderlo cuantificar adecuadamente, así como los momentos del ciclo vital en los que ocurre. En base a estos condicionantes se debe plantear una metodología que incluya los equipos usados, la intensidad de muestreo, así como la ventana espacial y temporal de su uso. Se debe ser generoso con las ventanas, para poder establecer bien sus límites. Varias herramientas pueden permitir cuantificar un mismo proceso, cada una con sus limitaciones y ventajas intrínsecas. La combinación de distintas herramientas de una forma racional debe permitir obtener toda la información necesaria para describir correctamente las poblaciones. Ver la descripción de los métodos concretos para más información al respecto.

Tabla 4.22 Métodos de muestreo adecuados para la caracterización de los distintos procesos biológicos de interés (resaltados en negrita los de uso prioritario con la tecnología actual), momentos del ciclo vital en el que se pueden dar estos procesos y esfuerzo de muestreo mínimo para alcanzarlos. Se debe definir para cada emplazamiento concreto los procesos relevantes y los momentos del ciclo en que se dan.

Proceso biológico	Metodología de muestreo		
	Métodos adecuados	Momentos del ciclo vital	Esfuerzo de muestreo
Diversidad, distribución y densidad de aves en el lugar	- Puntos de observación en tierra; Transectos lineales desde embarcación; Transectos lineales desde aeronave; - Radar (uso nocturno del hábitat); - Imagen; - Radioseguimiento.	- Reproducción (incluyendo el período pre y post reproductor); - Invernada; - Aves alimentándose durante las paradas los movimientos migratorios.	- Censos quincenales del área de estudio para zonas de invernada y reproducción. Escenario relativamente estable; - Censos semanales en zonas de concentración de aves marinas en migración. Mayor variabilidad de la presencia.

Intensidad de flujos de aves locales	• Puntos de observación en tierra; • Puntos fijos de observación en el mar; • Transectos lineales desde embarcación; • Transectos lineales desde aeronave; • Radar; • Imagen; • Bioacústica; • Radioseguimiento.	• Reproducción (incluyendo el período pre y post reproductor); • Invernada.	• Con elementos pasivos, registro en continuo cuando lo permita la plataforma; • Un mínimo de 7 jornadas mensuales (por punto de observación), que cubran en la medida de lo posible la mayor variedad de condiciones meteorológicas; • En reproducción garantizar también una buena representación de las distintas fases para las principales especies (puesta, incubación, crecimiento inicial, tardío y emancipación de los pollos); • Muestreos de orto a ocaso, con una cobertura mínima de 45 minutos por hora.
Intensidad de flujos de aves migrantes	• Puntos de observación en tierra; • Puntos fijos de observación en el mar; • Transectos lineales desde embarcación; • Transectos lineales desde aeronave; • Radar; • Imagen; • Bioacústica; • Radioseguimiento.	• Migración prenupcial; • Migración postnupcial	• Con elementos pasivos, registro en continuo cuando lo permita la plataforma; • Un mínimo de 15 jornadas mensuales (por punto de observación), que cubran en la medida de lo posible la mayor variedad de condiciones meteorológicas. Este es el proceso con una mayor influencia de las condiciones meteorológicas y fenológicas y que por tanto tiene una mayor variabilidad que deben recoger los datos; • Muestreos de orto a ocaso, con una cobertura mínima de 45 minutos por hora.

4.2.2.1.1. Censos visuales desde puntos de observación en tierra

Debido a las complicaciones logísticas de adentrarse en el medio marino, muy buena parte del estudio de las poblaciones de aves marinas se ha realizado desde tierra. A pesar de las obvias limitaciones del método de estudio a efectos de proyectos *offshore*, sigue siendo una herramienta que puede generar información de relevancia en ciertos casos.

Tanto la ubicación de puntos de observación adecuados como la distancia a tierra de la zona en que se propone la instalación de un PEM son factores clave para valorar la idoneidad de este método de muestreo en un proyecto determinado. De modo que su aplicación no es posible de forma general. Se estima que con el uso de telescopio se pueden detectar aves marinas de gran tamaño y con condiciones óptimas de observación hasta una distancia de 5 m.n. de la línea de costa (Antonio Sandoval com. pers. para el cabo de Estaca de Bares), siempre y cuando se disponga de un punto de observación suficientemente elevado y las condiciones de observación sean favorables. La gran distancia a la que se pueden detectar las aves requiere que los observadores tengan una amplia experiencia para poder realizar el trabajo de forma fiable. A efectos prácticos se recomienda no utilizar esta metodología de avistamiento para la caracterización del espacio donde se proyectan instalaciones separadas a más de 1,5-2 km de la costa (Jackson y Whitfield 2011; Nature Scot 2023).

Esta metodología permite establecer intensidad del movimiento de aves en la franja costera, ya sean aves marinas durante sus movimientos diarios de alimentación, o aves tanto marinas como terrestres durante sus movimientos migratorios. La facilidad logística y el coste económico bajo de este método permiten que se pueda utilizar de forma muy intensiva y en condiciones meteorológicas adversas. Esta elevada intensidad de muestreo es necesaria para tener una muestra de datos suficientemente grande para analizar el efecto de los factores ambientales sobre el uso de un área. Por ejemplo, la actividad pesquera o la meteorología tienen un gran efecto sobre las rutas e intensidad de paso de las aves.

Mediante el uso de inclinómetros teóricamente es posible georreferenciar las aves observadas, pero hacerlo a lo largo de la trayectoria de aves en movimiento supone un reto que no lo hace muy realista. Más aún, teniendo en cuenta la gran cantidad de aves que pueden cruzar simultáneamente una franja de costa en días intensos de migración. Igualmente, la estimación de alturas de vuelo de las aves puede

ser muy poco precisa a ciertas distancias.

Desde tierra se pueden realizar también observaciones de aves reposando o en alimentación, pero en los proyectos *offshore* más distanciados de la costa este método es demasiado limitado para recoger información de una calidad suficiente.

En cada observación se registra, cuando sea posible:

- Especie
- Número de individuos
- Sexo
- Edad
- Hora exacta hasta el minuto
- Comportamiento. Posadas, en vuelo directo, en vuelo en busca de alimento, lanzándose al agua en busca de alimento, en alimentación desde el agua (buceo), uso de estructuras, si realizan alguna reacción ante la presencia de embarcaciones, interacción con actividades humanas como la pesca...
- Altura de vuelo
- Dirección del vuelo
- Distancia al observador

En la tabla 4.23 se resumen las principales características de este método de muestreo:

Tabla 4.23 Características de los censos visuales desde puntos de observación en tierra.

Censos visuales desde puntos de observación en tierra	
Metodología de referencia	• Sandoval (2016). • Necesidad de adaptación de las metodologías tradicionales de censo para recoger elementos habitualmente no recogidos.
Aves objetivo principales	• Aves marinas realizando movimientos diarios, entre zona de alimentación, reproducción y/o descanso, en la franja costera; • Aves marinas y terrestres durante sus pasos migratorios, en la franja costera.
Resultados esperados	• Especies presentes en la franja costera; • Intensidad de flujos en la franja costera; • Uso del hábitat en la franja costera; • Comportamiento en la franja costera.
Equipos	• Binoculares/telescopio; • Inclinómetro.
Diseño de muestreo	• Punto de vista elevado adecuado; • Observación visual: escaneo continuo.
Comentarios	La idoneidad de los resultados obtenidos mediante este método depende mucho de la disponibilidad de un punto de observación adecuado y de la distancia del parque propuesto de la costa.
Ventajas	• Económico (en comparación con los métodos aéreos o basados en embarcaciones); • Los observadores no influyen en el comportamiento de los animales, • Puede proporcionar datos espaciales y temporales sobre el uso del hábitat y la distribución; • Métodos bien establecidos y robustos; • Permite observación en condiciones meteorológicas desfavorables.
Desventajas	• Se requieren observadores muy experimentados; • No es posible su uso de noche o con visibilidad reducida; • Necesidad de encontrar un sitio/punto de vista adecuado; • Es representativo exclusivamente de zonas costeras o canales; • Dificultad para georreferenciar las observaciones; • No permite obtener alturas de vuelo fiables de las aves.

4.2.2.1.2. Censos visuales desde puntos fijos de observación en el mar

De forma similar a los censos realizados desde tierra, se pueden realizar censos desde un punto fijo en el mar. Los resultados de estos dependerán mucho de la plataforma desde la que se realicen las observaciones. Desde plataformas fijas (*jack up*), se pueden realizar muestreos con telescopio y binoculares similares a los descritos para tierra, pero desde embarcaciones u otras plataformas flotantes con balanceo el uso de telescopio es desaconsejable reduciendo la distancia de observación.

En cualquier caso, la posibilidad de establecer un punto de observación en el ámbito de un PEM propuesto, o sus inmediaciones, permite obtener una información mucho más detallada que desde tierra.

Predefiniendo un radio de observación alrededor del punto que se considere que permite detectar las aves que lo crucen, se pueden establecer intensidades del flujo de aves en el ámbito. Este radio dependerá de las características del punto de observación, principalmente la estabilidad y su altura sobre el nivel del mar. Esta metodología también permite registrar direcciones de vuelo de las aves y mediante un telémetro establecer distancias al observador, así como una información de mayor calidad de las alturas de vuelo de las aves en el ámbito.

Las características de la plataforma de observación también definirán las condiciones meteorológicas en las que se pueden llevar a cabo los censos. Por ejemplo, las embarcaciones no pueden operar en condiciones muy adversas, y en función de la tipología de embarcación cambiarán las condiciones en que pueda operar.

Cuando las condiciones no permitan el correcto censo de toda la superficie alrededor del punto de observación (el reflejo de la luz solar sobre la superficie del mar, bancos de niebla o cualquier otro aspecto que dificulte la correcta observación) se dejará constancia de la superficie (como ángulo) que no se muestrea y durante cuánto tiempo a fin de establecer correctamente el esfuerzo de muestreo.

Este método es el que permite una mayor precisión en la identificación a nivel específico de las aves cruzando el ámbito de un PEM, pero en muchas situaciones no permite cubrirlo en su totalidad. Por estos dos motivos, esta metodología de censo es muy adecuada para utilizar en combinación con otras herramientas que aportan resultados complementarios, como por ejemplo radares que, como veremos más adelante, permiten un monitoreo continuo de las aves cruzando una superficie amplia, pero no una identificación específica de las aves detectadas (Pettersson 2005; Petersen *et al.* 2006a; Masden *et al.* 2009).

En el caso en que no se cuente con el soporte del radar, se deberán establecer puntos de seguimiento suficientes para poder comprender la variabilidad geográfica dentro del PEM de los procesos que se pretendan analizar. La distancia entre puntos de observación debe ser variable en función de las características de la plataforma de observación (y de la distancia hasta la que permitan la observación de calidad). Incluso con el uso del radar, como se comenta al tratar su uso (apartado 4.2.2.1.4), en PEM de grandes dimensiones la ubicación de un sólo punto de registro de los movimientos de las aves parece insuficiente, y se propone la instalación de por lo menos uno cada 7 m.n.

En cada observación se registra, cuando sea posible:

- Especie
- Número de individuos
- Sexo
- Edad

- Hora exacta hasta el minuto
- Comportamiento. Posadas, en vuelo directo, en vuelo en busca de alimento, lanzándose al agua en busca de alimento, en alimentación desde el agua (buceo), uso de estructuras, si realizan alguna reacción ante la presencia de embarcaciones, interacción con actividades humanas como la pesca...
- Altura de vuelo
- Dirección del vuelo
- Distancia al observador

En la tabla 4.24 se resumen las principales características de este método de muestreo.

Tabla 4.24 Características de los censos visuales desde puntos fijos de observación en el mar.

Censos visuales desde puntos fijos de observación en el mar	
Metodología de referencia	• Pettersson 2005 • Petersen <i>et al.</i> 2006a
Aves objetivo principales	• Aves marinas realizando movimientos diarios, entre zona de alimentación, reproducción y/o descanso; • Aves marinas y terrestres durante sus pasos migratorios.
Resultados esperados	• Especies presentes; • Intensidad de flujos • Alturas de vuelo; • Comportamiento.
Equipos	• Plataforma de observación; • Binoculares/telescopio; • Clinómetro; • Telémetro.
Diseño de muestreo	• Disponibilidad de plataforma de observación • Radio de observación conocido para poder establecer intensidad de flujo; • Observación visual: escaneo continuo.
Comentarios	La idoneidad de los resultados obtenidos mediante este método depende mucho de la disponibilidad de un punto de observación adecuado y de la distancia del parque propuesto de la costa.
Ventajas	• Gran nivel de detalle en la identificación de especies y alturas de vuelo; • Permite la identificación de aves seguidas mediante otros métodos (radar); • Puede proporcionar datos espaciales y temporales de los movimientos de las aves.
Desventajas	• Alta influencia de la tipología de plataforma de observación; • Restringido por las condiciones climáticas y a las horas de luz; • Dificultad para georreferenciar las observaciones.

4.2.2.1.3. Censos visuales mediante transectos lineales desde embarcación

Los censos desde embarcación son la aproximación más directa y tradicional al medio marino, ya que este método permite observar a las aves marinas desde una corta distancia. Esta proximidad permite realizar observaciones con gran detalle e identificar a nivel específico la gran mayoría de las aves con seguridad por parte de observadores expertos.

Esta metodología de censos permite establecer densidades de aves por unidad de superficie, y se encuentra especialmente indicada para aves establecidas, ya sea en alimentación, reposo o muda. También permite el censo de aves en movimiento, pero hay diversas limitaciones metodológicas difícilmente resolubles. En un primer lugar no parece razonable llevar a cabo el trabajo necesario para georreferenciar los movimientos de los ejemplares observados. En segundo lugar, muchas aves marinas relacionan las embarcaciones con una fuente de alimento, de este modo, se hace complicado establecer hasta qué punto las aves en movimiento detectadas podrían verse atraídas por la embarcación de muestreo.

De acuerdo con la metodología genérica descrita, por ejemplo, por HELCOM (2021), para realizar este tipo de muestreos se deben establecer unos transectos predeterminados, repartidos de forma aleatoria por el área de muestreo, preferiblemente en zig-zag. Sin embargo, en algunas circunstancias es preferible establecer transectos perpendiculares a gradientes de los que sea relevante conocer su influencia sobre las aves marinas para conocer su interacción con el medio. Gradientes de este estilo podrían ser la batimetría, la distancia a la costa, afloramientos, cañones submarinos, colonias de reproducción, dormideros u otras zonas de concentración en tierra. Para analizar los efectos del parque, en el caso que se construya, sobre la distribución de las aves se deberán realizar estudios BACI (Before-After Control-Impact) en los que comparar los cambios en el ámbito del PEM en relación con una zona control. Así que se deberá muestrear una superficie de características similares, en cuanto a extensión y características oceanográficas, a la del PEM propuesto. Esta información también permitirá realizar estudios BAG (Before-After Gradient), para poder analizar la extensión espacial de los efectos de los PEM (Croll *et al.* 2022). Esta mayor extensión también permitirá mejorar la muestra para analizar los factores que afecten a la distribución de las aves y poder realizar una mejor evaluación de la población de las aves en el área de estudio (ver apartado 7.2 del Programa de vigilancia ambiental).

Es recomendable el uso de embarcaciones con una posición elevada de los observadores, preferiblemente mayor a 5 m de altura, que permita una buena visibilidad del entorno cercano a la embarcación. Se recomienda que las embarcaciones se desplacen a una velocidad de 10 nudos, con un mínimo de 5 (HELCOM 2021).

Tasker *et al.* (1984) definieron una metodología estandarizada para la realización de censos de aves en el mar y que ha sido ampliamente adoptada en el ámbito europeo (metodología ESAS), y es la que se propone para la realización de este muestreo. Según esta metodología se plantea el censo hasta 300 m de ancho a ambos lados de una embarcación en movimiento. Se censan todas las aves observadas dentro de esta franja, y las que superen este límite, cuando lo permitan las circunstancias (registrando siempre cuando se anotan estas observaciones más distantes). Cuando se utilicen embarcaciones que no permitan tener una posición elevada respecto al nivel del mar, se analizará la posibilidad de usar bandas de censo más estrechas. Esta reducción implica una menor superficie cubierta, por lo que se deberá intensificar el esfuerzo de muestreo para compensarlo. Para realizar correcciones en base a la mayor dificultad de observar las aves a distancias más alejadas de la embarcación que cerca de ésta, se puede clasificar las aves en función de la distancia a la que se encuentren de la embarcación, según los siguientes rangos: de 0 a 50 m de la embarcación, de 50 a 100, de 100 a 200, de 200 a 300 y más allá de los 300 m (HELCOM 2021). Para establecer la distancia de las aves a la embarcación se pueden usar distintos métodos, pero el más sencillo y efectivo es el usado más frecuentemente (descrito en detalle por ejemplo por HELCOM (2021)), que a partir de trigonometría básica permite medir distancias con una regla o un lápiz con marcas situadas a distancias específicas y conociendo la longitud del brazo del observador. Aunque también se pueden calcular distancias mediante un clinómetro.

Para evitar la sobreestimación de la presencia de aves en vuelo, se realizarán “snapshots” o censos instantáneos, en base a los que sólo se censará una vez cada tramo del transecto (ver, por ejemplo, HELCOM 2021 para más detalle). Las aves censadas fuera de estos instantes de censo se registrarán como si se hubieran observado fuera de la franja de censo. Tasker *et al.* (1984) establecen que los datos de observación se agruparán en períodos de 10 minutos a los que se les asignará unas coordenadas, siendo esta la unidad de censo. Debido a los avances tecnológicos e informáticos se sugiere que las observaciones se asignen a un minuto concreto, consiguiendo su ubicación de forma individual, cruzando el momento de la observación con el registro en continuo de la ubicación de la embarcación de censo mediante GPS. El mismo proceso se debe realizar con el inicio y fin del censo para tener claro el esfuerzo de muestreo. Cuando las condiciones no permitan el correcto censo a ambos lados de la embarcación (el reflejo de la luz solar sobre la superficie del mar, bancos de niebla o cualquier otro aspecto que dificulte la correcta observación) se registrará si el observador no muestrea alguno de los dos lados del recorrido y se dejará bien registrado para establecer

correctamente el esfuerzo de muestreo. Al inicio de cada transecto se anotarán las condiciones meteorológicas.

En cada observación se registra, cuando sea posible:

- Especie
- Número de individuos
- Sexo
- Edad
- Hora exacta hasta el minuto
- Comportamiento. Posadas, en vuelo directo, en vuelo en busca de alimento, lanzándose al agua en busca de alimento, en alimentación desde el agua (buceo), uso de estructuras, si realizan alguna reacción ante la presencia de la embarcación de censo u otras, interacción con actividades humanas como la pesca, reposo durante muda (principalmente en álcidos y colimbo “mancones”)
- Altura de vuelo mediante el uso de telémetros o la estimación visual
- Banda de transecto

El número de observadores necesario para realizar estos censos es variable según los autores, y seguramente varíe en función de las condiciones de los censos; por ejemplo, la posibilidad de poder ver ambos lados de la embarcación, la cantidad de aves en la zona y la capacidad de registrar toda la información generada durante los censos.

Es importante buscar las aves hasta 2 km por delante de la embarcación para detectarlas antes que reaccionen a su presencia y se oculten o huyan, en especial las aves buceadoras (Camphuysen *et al.* 2004).

Cabe tener en cuenta que la velocidad relativamente baja de las embarcaciones implica que el muestreo de superficies grandes puede alargarse durante días, incrementando el riesgo de contar los mismos individuos múltiples veces en zonas colindantes (Allen *et al.* 2020).

En la tabla 4.25 se resumen las principales características de este método de muestreo.

Tabla 4.25 Principales características de los censos visuales mediante transectos lineales desde embarcación.

Censos visuales a través de transectos lineales desde embarcación	
Metodología de referencia	• Tasker <i>et al.</i> 1984. • HELCOM 2021
Aves objetivo principales	• Aves marinas en sus zonas de alimentación, reproducción y/o descanso.
Resultados esperados	• Especies presentes; • Densidad / abundancia; • Comportamiento; • Uso del hábitat.
Equipos	• Embarcación; • Clinómetro; • Telémetro; • Binoculares; • GPS.

Censos visuales a través de transectos lineales desde embarcación	
Diseño de muestreo	• Líneas de muestreo ubicadas de forma uniforme y aleatoria a lo largo del área de estudio; • Velocidad preferible de 10 nudos, siempre superior a 5; • Anchura de banda de 300 m; • Uso de “snapshots” o censos instantáneos para las aves en vuelo; • El número de observadores variable según las condiciones. • Posibilidad de adaptarlas para recoger los gradientes relevantes del área de muestreo; • Varios diseños de las líneas de muestreo (zig-zag, paralelo).
Comentarios	La tipología de embarcación tiene un efecto grande en la distancia de observación y las condiciones meteorológicas en las que se puede aplicar el método.
Ventajas	• Los datos permiten estimar la densidad y abundancia absoluta o relativa; • Puede proporcionar información sobre la distribución; • Métodos bien establecidos y robustos; • Gran capacidad de identificación de las especies observadas.
Desventajas	• Puede ser costoso (dependiendo de la escala espacial y temporal requerida); • No permite observar las áreas de alimentación durante la noche; • Puede provocar alteraciones en el comportamiento y distribución de las aves; • Embarcaciones de baja altura permiten una distancia de observación restringida; • Embarcaciones pequeñas muy limitadas por las condiciones meteorológicas. • Permite el muestreo de superficies relativamente limitadas; • Puede disruptir el comportamiento de las aves, atrayéndolas o asustándolas

4.2.2.1.4. Censos visuales mediante transectos lineales desde aeronave

Como se ha comentado anteriormente, los censos realizados desde embarcación permiten cubrir superficies limitadas por la velocidad a la que las embarcaciones pueden desplazarse por el mar manteniendo una estabilidad que permita la observación. Además, las embarcaciones pueden suponer un elemento que altere la distribución de las aves, ya sea atrayendo a las que esperen encontrar alimento a su alrededor o alejando a las que la perciban como una amenaza. Los censos desde aeronave son una buena alternativa o complemento a los realizados mediante embarcación.

Las aeronaves se desplazan a velocidades muy elevadas y permiten muestrear grandes superficies en poco tiempo, evitando que las aves se desplacen durante este tiempo y realizar así dobles conteos. Además, este método se considera como no disruptivo de la distribución de las aves.

Los observadores que realicen los muestreos deben ser altamente experimentados, ya que la rápida velocidad y la distancia de observación dificultan la identificación de las aves, así como la capacidad de gestionar mucha información en muy poco tiempo. Aun así, las características de los distintos observadores pueden generar cierto sesgo en los datos obtenidos. Por este motivo es importante mantener los mismos observadores a lo largo de un proyecto, para evitar falsas diferencias en la detección o identificación de las aves (HELCOM 2021).

A pesar de que se disponga de los observadores más experimentados, este método tiene unas limitaciones muy vinculadas a sus ventajas. La gran velocidad, altura y distancia de observación hacen imposible la identificación de especies muy similares entre sí, y en muchos casos, su detección. Un caso paradigmático serían los paíños, que cuentan con diversas especies similares (paíño común, paíño de madeira, paíño boreal (*Oceanodroma leucorhoa*) y paíño de Wilson (*Oceanites oceanicus*)) que pueden coexistir en las aguas atlánticas españolas, que no son identificables desde las condiciones que ofrecen las aeronaves, y que además son muy difícilmente detectables.

Tradicionalmente, este método se ha utilizado para el estudio de aves buceadoras en sus zonas marinas de invernada, como colimbos o patos marinos. A diferencia de las zonas con aguas poco profundas y con gran desarrollo de la eólica marina del mar Báltico y del Norte, estas especies suelen ser relativamente poco abundantes como invernantes en aguas españolas. Aun así, el método es de gran valor para ver la distribución a escalas geográficas relativamente grandes de especies de elevado

interés de conservación y con elevada movilidad, que sí que son abundantes en nuestras aguas, básicamente pardelas (de las que disponemos de una gran variedad y abundancia de especies en las distintas regiones y con un peso especial de la pardela balear) y gaviotas. Aunque las gaviotas han merecido poca atención en los trabajos realizados en otros ámbitos de desarrollo, la presencia de la considerada próxima a la amenaza gaviota de Audouin en el levante y sur peninsular hace recomendable el uso de esta metodología para su seguimiento. También es remarcable el hecho de contar con proporciones muy elevadas de las poblaciones mundiales de la gaviota cabecinegra (*Ichthyaetus melanocephalus*) en el levante y sur peninsular, de gaviota de Sabine (*Xema sabini*) en las aguas gallegas o de gaviota sombría (*Larus fuscus*) en buena parte de las aguas peninsulares, entre otras.

Este método no es el más adecuado para cuantificar procesos migratorios, por los mismos motivos expuestos en los transectos desde embarcación. Además, hay que sumar a que el alto coste por jornada dificulta su uso de forma muy extensa para recoger la variabilidad del proceso en función de las condiciones meteorológicas. Sin embargo, permite obtener imágenes muy claras de la distribución del flujo migratorio en un marco espacial amplio durante las jornadas de muestreo.

Las aeronaves necesarias para realizar estos censos deben cumplir dos características básicas (Partenavia P-68 ha sido un modelo ampliamente utilizado), pero otras que cumplan con estas características serían apropiadas.:

1. Deben ser aeronaves de plano alto (con las alas en la parte superior, permitiendo la observación hacia abajo).
2. Por motivos de seguridad deben ser bimotores, la baja altura de vuelo durante los censos no daría opción a solventar cualquier problema técnico en el motor.

En este apartado se presenta una metodología basada en trabajos realizados previamente (e. g. Noer *et al.* 2000). Los vuelos se deben realizar a una velocidad de 100 nudos (185 km/h) respecto al aire y en los trabajos realizados en el Mar del Norte, se ha establecido una altura de vuelo adecuada de 250 pies (76 m). Esta altura puede ir en contra de la normativa de la seguridad aérea, de modo que se debe estudiar la posibilidad de obtener permisos especiales a tal efecto, o realizar los vuelos a la altura más baja posible. Las bajas alturas de vuelo generan limitaciones para realizar muestreos dentro de PEM en las fases de construcción y operación.

Desde la aeronave se censan las aves hasta una distancia de 1.000 m. de la aeronave, estableciendo tres bandas que pueden permitir conocer las diferencias en la detección de las aves a medida que se alejan del observador. Así la primera banda va hasta 200 m., la segunda desde los 200 m. hasta los 500 m. y la última hasta los 1.000. Se dará prioridad a asegurar la detección de la mayor proporción de aves observadas en el primer rango de distancia. Para determinar el límite de los distintos transectos, se utiliza un clinómetro para determinar el ángulo respecto al observador. Con una altura de vuelo conocida y constante y trigonometría básica se pueden calcular estos ángulos con facilidad. Hay que tener en cuenta que hay una superficie de mar que queda oculta al observador por el fuselaje de la aeronave, justo debajo del observador. Esta superficie variará en función de las características la aeronave y de la posición del observador en ella, y obviamente esta zona oscura debe ser tenida en cuenta para el cálculo de densidades.

Los censos se plantean siguiendo transectos predefinidos paralelos separados por 2 km, de modo que con un observador en cada flanco de la aeronave se puede cubrir la totalidad del área de estudio (a excepción de la parte inferior al observador oculta por el fuselaje). Al igual que en el caso de los transectos lineales desde embarcación, los transectos deben ser preferiblemente perpendiculares a los principales gradientes ambientales en la zona. Los transectos pueden ser más espaciados en zonas más alejadas del PEM propuesto, especialmente si se sitúan en hábitats plenamente pelágicos, no

superando los 10 km de separación (HELCOM 2021). Se propone que los muestreos ocupen toda el área de muestreo, más una superficie lo suficientemente grande como para comprender la distribución geográfica de los procesos naturales que se pretenden evaluar. Esta superficie será variable en función de las características del área de estudio, teniendo en cuenta sus variables ambientales, por ejemplo: actividad pesquera, extensión de la plataforma continental, forma de la batimetría, etc. Se propone seguir el recorrido de la línea de evacuación del PEM propuesto en el trayecto de ida y vuelta desde la costa. Como se ha comentado en el caso de los transectos lineales, si se quieren analizar los efectos del impacto de la instalación del parque sobre la distribución de las aves si el parque se construye y entra en funcionamiento, se deberán realizar estudios BACI y BAG en los que comparar los cambios en el ámbito del PEM en relación con una zona control vecina de características similares, en cuanto a extensión y características oceanográficas, a la del PEM propuesto (ver apartado 7.2 del Programa de vigilancia ambiental).

Las observaciones se registran mediante una grabadora de voz digital, ya que permite el registro continuo sin dejar de observar la superficie marina para anotar. Al inicio de cada transecto se anotarán las condiciones meteorológicas. En cada observación se registra, cuando sea posible:

- Especie
- Número de individuos
- Sexo
- Edad
- Hora exacta hasta el segundo
- Comportamiento. Posadas, en vuelo directo, en vuelo en busca de alimento, lanzándose al agua en busca de alimento, en alimentación desde el agua (buceo), uso de estructuras, si realizan alguna reacción ante la presencia de embarcaciones, interacción con actividades humanas como la pesca...
- Altura de vuelo
- Banda de transecto

Cruzando los datos de hora con los del GPS de la aeronave se pueden georreferenciar las observaciones sobre la línea de los transectos. La altura de vuelo se puede estimar de forma visual; la altura de vuelo de la aeronave (conocida) supone una buena referencia para esta estimación.

Debido a la distancia hasta la que se realizan las observaciones y la dificultad que este método tiene de por sí para los observadores, para la realización de los censos se deben descartar las jornadas con condiciones que alteren la correcta detección de las aves: visibilidad reducida, viento intenso, lluvia, etc. Igualmente, en los momentos en que condiciones puntuales no permitan el correcto censado (el reflejo de la luz solar sobre la superficie del mar, bancos de niebla o cualquier otro aspecto que dificulte la correcta observación) el observador del flanco en cuestión no debe censar y debe dejar bien registrada la pausa a fin de establecer correctamente el esfuerzo de muestreo.

Algunos de los limitantes de esta metodología están siendo superados los últimos años por la incorporación de cámaras de grabación digital en los vuelos (p. ej. Buckland *et al.* 2012; Coppack *et al.* 2017; Burger *et al.* 2019; Žydelis *et al.* 2019; Heinänen *et al.* 2020; Peschko *et al.* 2020a), creando lo que se ha denominado muestreos aéreos digitales (D.A.S.). Mediante el uso de imágenes digitales de alta resolución se pueden detectar e identificar las aves a posteriori, con un nivel de detalle incluso superior al de los observadores humanos y con un menor sesgo espacial o de sobrecarga de trabajo en los censos realizados en directo. Estos vuelos se realizan a alturas más elevadas a las realizadas con observadores humanos, de alrededor de 550 m (1.800 pies) sobre el nivel del mar y a estas alturas las cámaras utilizadas mantienen una resolución de 2 cm, cubriendo una banda de censo más amplia que los muestreos aéreos convencionales. Esta tecnología sigue sin permitir la identificación de especies

muy similares y de pequeño tamaño, pero muestra algunas ventajas respecto a los muestreos visuales, y con el desarrollo tecnológico seguro que las ventajas y funciones se incrementan en un futuro. A modo de ejemplo, recientemente se ha desarrollado una metodología que permite establecer las alturas de vuelo de las aves registradas mediante muestreos digitales aéreos (Humphries *et al.* 2023).

El coste de uso de una aeronave es mayor que el de una embarcación de pequeñas dimensiones, pero este puede ser compensado por el menor tiempo de uso del equipo y de los observadores que permite la mayor velocidad de muestreo. Además, el desarrollo de nuevas tecnologías ópticas y aeronáuticas podría permitir el uso de aeronaves no tripuladas para la realización de estos trabajos con un coste mucho menor.

En la tabla 4.26 se resumen las principales características de este método de muestreo.

Tabla 4.26 Principales características de los censos visuales mediante transectos lineales desde aeronave.

Censos visuales a través de transectos lineales desde aeronave	
Metodología de referencia	- Noer <i>et al.</i> 2000 - HELCOM 2021
Aves objetivo principales	Aves marinas en sus zonas de alimentación, reproducción y/o descanso.
Resultados esperados	- Especies presentes; - Densidad / abundancia; - Comportamiento; - Uso del hábitat.
Equipos	- Aeronave; - Grabadora de voz - Clinómetro; - Binoculares; - GPS; - Equipo de grabación digital en el caso de muestreos digitales.
Diseño de muestreo	- Líneas de muestreo ubicadas de forma paralela separadas por 2 metros, - Altura de vuelo de 250 pies (o lo permitido por legislación) y velocidad de 100 nudos; - Posibilidad de adaptarlas para recoger los gradientes relevantes del área de muestreo.
Comentarios	Las especies objetivo principales en España son distintas que en otros ámbitos donde se ha utilizado. En nuestro ámbito parece más adecuada para gaviotas y pardelas que para aves buceadoras; El desarrollo tecnológico puede permitir soluciones muy innovadoras en un futuro. Los crecientes muestreos aéreos digitales (DAS) muestran grandes posibilidades.
Ventajas	- Los datos permiten estimar la densidad y abundancia absoluta o relativa; - Puede proporcionar información sobre la distribución; - Métodos bien establecidos y robustos; - Poco disruptivo del comportamiento y distribución; - Permite cubrir grandes áreas rápidamente; - La velocidad permite evitar dobles conteos; - Puede aprovechar más fácilmente las ventanas de buen tiempo.
Desventajas	- Puede ser costoso (dependiendo de la escala espacial y temporal requerida); - Requiere observadores muy experimentados; - No permite observar las áreas de alimentación durante la noche; - Requiere buenas condiciones meteorológicas; - Las limitaciones de alturas de vuelo limitan su uso dentro de PEM durante las fases de explotación y construcción; - Capacidad limitada de identificación de las especies observadas; - Algunas especies son prácticamente inidentificables.

4.2.2.1.5. Seguimiento mediante radar

Ya desde los primeros EIA de PEM realizados, el radar se ha considerado una herramienta muy relevante para monitorear los movimientos de las aves en una superficie marina, y con un gran potencial para analizar cambios en el comportamiento de las aves en parques ya instalados mediante

una metodología BACI y BAG.

El radar permite seguir el trayecto concreto de cada grupo de aves que entra dentro de su alcance. El radar puede operar en cualquier condición de visibilidad, tanto de día como de noche, y se puede situar sobre una plataforma estable, en cualquier condición meteorológica, aunque con pérdida importante de precisión.

Por todo esto, el radar se considera una herramienta esencial para el monitoreo de aves en zonas con flujos de aves, ya sea durante sus migraciones o en sus desplazamientos diarios.

Los radares utilizados en los primeros estudios en PEM fueron radares marinos de banda X, posteriormente se incorporaron radares aviarios de banda S, desarrollados para la detección de bandos de aves que indiquen la presencia de cardúmenes de pescado. De los radares de origen naval y pesquero, se han ido desarrollando productos específicos para el seguimiento de aves, que combinan antenas en vertical y horizontal permitiendo el seguimiento en 3D de los movimientos de las aves (conociendo así las alturas de vuelo de las aves en el parque) (p. ej. Desholm *et al.* 2006; Skov *et al.* 2018), así como softwares que permiten el seguimiento automático de las aves detectadas, resultando en un ahorro de tiempo muy importante de recogida y procesamiento de la información (p. ej. Van Erp *et al.* 2021), en comparación con los métodos manuales utilizados inicialmente (p. ej. Hüppop *et al.* 2006). También en los últimos años se han desarrollado radares que con una sola antena establecen las tres dimensiones de las detecciones de aves en vuelo.

La distancia máxima de detección de las aves respecto a la posición del radar es variable, siendo más fácil la detección hasta grandes distancias de aves de mayor tamaño, formando mayores bandos y volando a mayor altura. Además, la lluvia o el oleaje pueden ocultar las aves del haz de ondas electromagnéticas proyectadas por el radar (p. ej. Masden *et al.* 2009). A modo de ejemplo, en distintos trabajos se ha establecido una distancia de observación máxima desde 5,5 km (p. ej. Manola *et al.* 2020) a 11 km (Plonczkier & Simms 2012). En tests realizados en Dinamarca en 2016 se establecieron distancias de buena detección con mares calmos (hasta F4) de 3 km para paseriformes, 4 km para gaviotas, 5 km para alcatraces y hasta 6 km para grandes grupos de aves (DHI 2017).

A pesar de esta gran relevancia, el radar tiene una limitación de calado: no permite identificar a nivel específico las aves que detecta y en grupos compactos tampoco el número de individuos que los forman. Por este motivo se debe combinar con métodos de seguimiento alternativos.

De forma tradicional, se ha combinado el uso del radar con el de un observador en la misma plataforma, lo que permite al ojo humano identificar con seguridad las aves detectadas por el radar (Pettersson 2005; Petersen *et al.* 2006a; Masden *et al.* 2009). Con posterioridad, los dispositivos de seguimiento con radar se han ido sofisticando, incorporando sistemas adicionales para formar herramientas multi-sensor con softwares de procesamiento a gran velocidad (DHI MUSE) que permiten la identificación de especies, por ejemplo, a través de cámaras de vídeo que mediante inteligencia artificial pueden grabar las aves registradas por el radar para su posterior identificación e incluso identificarlas automáticamente hasta cierto nivel taxonómico. Las cámaras también permiten medir la altura de las aves durante todo el recorrido en el que están dentro de su alcance (Tjørnløv *et al.* 2021; Tjørnløv *et al.* 2023). La resolución de las cámaras, y el hecho de que no puedan grabar en todas direcciones de forma simultánea todavía dificultan que estos sistemas puedan ser de utilidad en todo el ámbito cubierto por el radar. El rápido desarrollo de productos comerciales específicos para este tipo de seguimiento que combinen distintos sistemas y la implementación de la inteligencia artificial sugieren que la evolución en los equipos de seguimiento basados en el radar va a ser muy rápida y relevante.

Uno de los beneficios de los sistemas de radar es la posibilidad de monitorear los movimientos de las aves en la oscuridad nocturna o con baja visibilidad, situación en que los sistemas basados en la imagen no pueden arrojar luz. La combinación del uso de radar con sistemas de seguimiento bioacústico puede permitir conocer las especies que están generando los ecos que registra el radar.

Debido a la posibilidad de realizar estudios BACI, es recomendable plantear la instalación de sistemas de radar en el límite de los PEM, ya que en el caso de instalarse un parque los generadores crean una zona de sombra de la señal del radar dentro del parque (p. ej. Desholm 2005). Se debe estudiar la ubicación de los radares en función de los flujos que se quieran estudiar y su incidencia sobre el PEM propuesto. Estos se deben situar en el lado por el que se prevé que las aves se aproximen al PEM. En algunas circunstancias será necesario instalar más de un sistema de radar, o moverlo de ubicación según los movimientos dominantes de las aves en distintos momentos del año (por ejemplo, en la migración prenupcial y postnupcial que las aves se desplazan en sentido inverso). En PEM de grandes dimensiones, la ubicación de un sólo punto de registro de los movimientos de las aves parece insuficiente, y se propone uno cada 7 m.n.

En la tabla 4.27 se resumen las principales características de este método de muestreo.

Tabla 4.27 Características del seguimiento mediante radar.

Seguimiento mediante radar	
Metodología de referencia	Variable según las características del equipo.
Aves objetivo principales	• Aves marinas realizando movimientos diarios, entre zona de alimentación, reproducción y/o descanso; • Aves marinas y terrestres durante sus pasos migratorios.
Resultados esperados	• Intensidad de flujos; • Ubicación precisa de los flujos; • Alturas de vuelo con la incorporación de radares verticales; • Comportamiento.
Equipos	• Radar; • Plataforma.
Diseño de muestreo	• Ubicación en el perímetro del parque propuesto teniendo en cuenta el sentido y dirección de los flujos que debe monitorear; • Alcance limitado a unos 5 km.
Comentarios	La gran evolución y diversidad de los equipos utilizados hasta el momento y disponibles en el mercado tienen un gran efecto sobre las capacidades de estos.
Ventajas	• Permite el registro de datos en continuo, también en condiciones sin visibilidad; • Permite monitorear los movimientos de las aves dentro de la zona propuesta; • Permite conocer la velocidad y, combinando radar vertical y horizontal, la altura de vuelo de las aves en el parque; • En dispositivos con software de seguimiento de las aves, tiene una gran capacidad de gestión grandes volúmenes de información.
Desventajas	• Para la identificación específica debe trabajar en combinación con otros métodos de seguimiento; • Necesidad de disponer de una plataforma en la que instalarlo; • Elevado coste económico.

4.2.2.1.6. Seguimiento mediante imagen

Como se ha comentado al hablar del uso del radar, hay sistemas de detección de aves por imagen, que se pueden usar conjuntamente, pero también de forma independiente. Estos sistemas permiten la detección automática de aves, y determinar su altura de vuelo.

En relación con el radar, los productos actuales no incorporan un monitoreo espacial de los movimientos de las aves, pero diversos sistemas comercializados sí permiten la identificación de las

aves hasta cierto nivel taxonómico y hasta cierta distancia. El análisis posterior de las imágenes puede permitir una identificación más fina por parte de un observador humano.

Aunque la información que aporta este sistema puede ser generada con mayor precisión por un observador, estos equipos permiten una automatización del seguimiento en continuo, y puede ser un buen complemento. Una ventaja del sistema son unos menores requerimientos energéticos que los de un radar, elemento que puede ser relevante en algunas circunstancias.

Al ser un sistema basado en la imagen, sólo puede funcionar durante las horas de luz, a no ser que se utilicen cámaras térmicas (Desholm *et al.* 2006; Walls *et al.* 2009).

El mayor potencial de este sistema se encuentra dentro de las medidas de prevención de colisión una vez un PEM se encuentre en fase de operación (Gradolewski *et al.* 2021).

En la tabla 4.28 se resumen las principales características de este método de muestreo.

Tabla 4.28 Características del seguimiento mediante imagen.

Seguimiento mediante imagen	
Metodología de referencia	Variable según las características del equipo.
Aves objetivo principales	- Aves marinas realizando movimientos diarios, entre zona de alimentación, reproducción y/o descanso; - Aves marinas y terrestres durante sus pasos migratorios.
Resultados esperados	- Especies presentes; - Intensidad de flujos - Alturas de vuelo; - Comportamiento.
Equipos	- Dispositivo de grabación y análisis; - Plataforma.
Diseño de muestreo	- Ubicación en el perímetro del parque propuesto teniendo en cuenta el sentido y dirección de los flujos que debe monitorear; - Alcance limitado a unos 1.500 m para aves de gran tamaño.
Comentarios	La gran evolución y diversidad de los equipos utilizados hasta el momento y disponibles en el mercado tienen un gran efecto sobre las capacidades de estos.
Ventajas	- Permite el registro de datos en continuo; - Permite monitorear los movimientos de las aves dentro de la zona propuesta; - Permite conocer la altura de vuelo de las aves en el parque; - Consumo energético bajo; - Con software adecuado tiene una gran capacidad de gestión grandes volúmenes de información.
Desventajas	- Para la identificación específica debe trabajar en combinación con otros métodos de seguimiento; - Restringido por las condiciones climáticas y a las horas de luz; - Dificultad para georreferenciar las observaciones; - Necesidad de disponer de una plataforma en la que instalarlo.

4.2.2.1.7. Seguimiento bioacústico

Una gran parte de los movimientos de las aves, marinas, acuáticas y terrestres se producen de noche. Estos movimientos, que pueden ser realmente masivos en algunas circunstancias (Dokter *et al.* 2011; La Sorte *et al.* 2015; Nussbaumer *et al.* 2023) y ubicaciones, a menudo quedan ocultos a la vista y han sido en muchas ocasiones poco tenidos en cuenta en las EIA, tanto en PEM como terrestres. Con la atracción que la iluminación de los PEM puede suponer para diversas especies de aves potenciando su mortalidad (e. g. Hüppop *et al.* 2004), la cuantificación del proceso es altamente relevante y sí que ha sido objeto de atención en algún PEM (p. ej. Hüppop *et al.* 2006) y en otros estudios realizados en el ámbito marino (Farnsworth & Russell 2007; Welcker & Vilela 2018).

Cuando las aves se desplazan pueden emitir sonidos de contacto que permiten detectar su presencia. Mediante estaciones de escucha pasiva, se puede realizar un seguimiento y cuantificación en continuo de aves en movimiento que emitan reclamos (Hamilton 1962; Evans & Mellinger 1999; Ross *et al.* 2023). Generalmente este método se ha utilizado para monitorizar las migraciones nocturnas, pero también emiten reclamos las aves tanto en migraciones realizadas durante el día como en movimientos locales.

Las estaciones de escucha, compuestas por un equipo de grabación, un micrófono y una fuente de alimentación, se pueden dejar en una plataforma situada en el ámbito del parque para registro continuo.

El análisis posterior de las grabaciones permite identificar y cuantificar las especies que se desplazan en el ámbito cercano al micrófono. La revisión requiere de una alta inversión de tiempo y un gran nivel de conocimiento de los reclamos de las aves, pero es previsible que en los próximos años los sistemas de inteligencia artificial puedan facilitar mucho este trabajo.

Pero el método tiene diversas limitaciones, por un lado, el ruido causado por el viento y el oleaje pueden ocultar los sonidos, limitando mucho el tiempo útil de funcionamiento y el tipo de situaciones meteorológicas que puede cubrir. Por otro lado, no se puede usar en plataformas de observación que generen mucho ruido, por ejemplo, de motores de combustión. Sin embargo, se han podido llevar a cabo trabajos similares a bordo de embarcaciones (Welcker & Vilela 2018).

Además, hay que tener en cuenta que no todas las aves emiten sonido al desplazarse, y entre las especies que sí emiten reclamos, no lo hacen todas ni con la misma frecuencia, intensidad ni de forma homogénea durante la noche (Farnsworth 2005; Horton *et al.* 2015). Por este hecho, este método puede ser usado para confirmar el paso de las aves más vocales, pero no para descartar la presencia de aves más silenciosas. También hay que tener en cuenta que las plataformas en las que se sitúen los equipos de grabación pueden generar cierta atracción de aves, ya sea por la iluminación necesaria para la navegación aérea y marítima, como por el lugar de posado que suponen en un medio hostil.

A pesar de las limitaciones, este método tiene la gran ventaja de ser de los pocos que permiten identificar con precisión aves en movimiento durante la noche, y también durante el día cuando no haya la presencia de un observador humano.

Es un método de gran importancia para zonas con migración nocturna de aves funcionando por sí mismo, o en combinación con otros métodos como el radar que permitan realizar una cuantificación más precisa del fenómeno migratorio.

En la tabla 4.29 se resumen las principales características de este método de muestreo.

Tabla 4.29 Características del seguimiento bioacústico.

Seguimiento bioacústico	
Metodología de referencia	• Farnsworth & Russell 2007 • Welcker & Vilela 2018
Aves objetivo principales	• Aves marinas y terrestres durante sus movimientos, ya sean locales como migratorios.
Resultados esperados	• Intensidad de flujos.
Equipos	• Grabadora; • Micrófono; • Fuente de alimentación; • Plataforma.

Diseño de muestreo	• Ubicación en el PEM o sus proximidades en plataformas lo más silenciosas posibles.
Comentarios	Su combinación con otros métodos de seguimiento pasivo ya sea de día o de noche, generan grandes oportunidades de mejora sinérgica de los métodos utilizados.
Ventajas	• Permite el registro de datos en continuo, de día y de noche; • Permite la identificación fina de las especies en movimiento durante la noche; • Bajo coste económico; • Permite recoger también información relativa a quirópteros si los equipos registran también ultrasonidos; • Permite monitorear los movimientos de las aves dentro de la zona propuesta.
Desventajas	• Necesidad de disponer de una plataforma silenciosa en la que instalarlo; • No todas las especies emiten sonidos siempre mientras realizan desplazamientos; • Gran necesidad de tiempo para revisar las grabaciones; • No permite georreferenciar las observaciones; • Dificultad de uso con ruido causado por oleaje o viento.

4.2.2.1.8. Radioseguimiento (GPS y otros sistemas)

Como se ha ido viendo al analizar los distintos métodos de muestreo, teniendo en cuenta la comunidad de aves que hace uso del área donde se propone la instalación de un PEM, se puede establecer una combinación de distintos métodos que permita tener una visión de conjunto de la presencia de aves y su comportamiento en relación con los riesgos que puede suponer un PEM. Pero siempre quedan sombras en el conocimiento por las limitaciones propias de los métodos de estudio, amplificados a menudo por lo hostil que puede ser el medio marino.

A fin de minimizar la posibilidad de que estos huecos puedan derivar en la no evaluación de afecciones sobre especies especialmente sensibles, se propone la realización de estudios específicos sobre ellas. Se pueden llevar a cabo trabajos de radioseguimiento con emisores GPS de las poblaciones de especies sensibles a nivel de conservación que previsiblemente puedan hacer uso del área afectada por la propuesta de un PEM.

Los dispositivos de radioseguimiento se han usado para analizar el efecto de la presencia de PEM en el comportamiento y distribución de distintas especies de aves (Burger *et al.* 2019; Peschko *et al.* 2020b; Johnson *et al.* 2022); también se ha utilizado para conocer aspectos desconocidos de la migración a través del medio marino (Brust & Hüppop 2021). Sin embargo, en pocos casos se han utilizado datos de telemetría para evaluar el potencial impacto de los PEM en las poblaciones de aves (Dorsch *et al.* 2019).

Los datos de los emisores pueden proporcionar información del uso del hábitat y del espacio, sobre la forma en que los individuos marcados interaccionan con el medio de un gran número de formas (Wakefield *et al.* 2009; Yoda 2018), por ejemplo, la altura de vuelo en distintas condiciones meteorológicas (muchas especies aumentan la altura de vuelo con vientos fuertes en los que a menudo es difícil realizar otros tipos de muestreo), o en momento de poca visibilidad cuando el riesgo de colisión aumenta (ya sea con niebla o de noche).

El uso de GPS es especialmente recomendable para los procelariformes (pardelas, paíños y petreles), que en gran parte muestran problemáticas de conservación, se reproducen en colonias en muchas ocasiones fáciles de muestrear, muestran actividad nocturna relevante, pueden desplazarse a muy baja altura y quedar ocultos al haz de los radares y algunas especies pueden ser silenciosas durante los desplazamientos y no ser detectadas por sistemas pasivos de grabación. Otras aves marinas como la gaviota de Audouin pueden ser también de interés en este sentido.

La mayor parte de los trabajos mediante emisores se han realizado sobre aves reproductoras (Votier *et al.* 2011), lo que nos permite conocer los movimientos de la población marcada. Si se tiene un conocimiento detallado del tamaño de las poblaciones de las especies marcadas (incluyendo todas las colonias que pueden hacer uso de la zona offshore de estudio), así como un marcaje representativo de las distintas colonias de reproducción (Bolton *et al.* 2019), se podrá obtener una estimación de la intensidad de paso en la zona marina de interés. Estos resultados, pero, quedarán restringidos a la fase del período reproductor (o época del año en que el emisor esté operativo) y a las clases de edad marcadas, ya que a menudo los estudios de este tipo se restringen al seguimiento de aves adultas reproductoras y jóvenes, pero menos habitualmente se realizan marcajes de aves inmaduras o adultas no reproductoras, que en algunas especies pueden suponer un contingente relevante (Votier *et al.* 2011; Zango *et al.* 2020).

Vistas estas limitaciones, ese método ofrece una información de muy elevado interés en relación con el comportamiento a las especies concretas con las que se trabaje, pero no parece un método adecuado para descartar la presencia de una determinada especie en un área de interés.

Como se ha comentado anteriormente, la mayor parte de los marcajes de aves marinas se realiza sobre aves reproductoras, por lo que su captura y manipulación supone un trastorno para las colonias de cría en su conjunto, y para los ejemplares marcados en particular. Este impacto fruto del estudio de aves sensibles debe ser minimizado y la información que se extraiga compartida entre el máximo número de agentes para hacerla lo más útil posible. En este sentido, se debería promover la colaboración entre promotores, administraciones e investigadores para que esta información sea utilizada para que las evaluaciones de los proyectos de PEM estén basadas en información de la mayor calidad posible. Igualmente, con esta colaboración se debe promover el conocimiento de las aves marinas, especialmente de los factores que tengan relevancia para el estudio de las interacciones entre aves y PEM. Los marcajes de aves de forma específica para conocer su interacción con el medio donde se propone la instalación de un PEM tendrán también un gran interés en evaluar las afecciones reales de un PEM en el caso de que se construya.

Al margen de la información que se pueda obtener de trabajos de radioseguimiento con emisores de GPS en el territorio nacional, se debe realizar una búsqueda bibliográfica extensa de publicaciones realizadas, también en el extranjero, con datos de marcaje con GPS u otros dispositivos de radioseguimiento en las poblaciones de interés. Las poblaciones de interés, en este caso, son tanto las poblaciones de especies que utilicen el área de forma regular fuera del período reproductor, pero también de especies que la usen sólo durante los períodos migratorios.

La captura de aves fuera de época y zona de reproducción debe ser un método válido para el estudio de zonas de alimentación de aves marinas en períodos del año y ubicaciones en los que han recibido menos atención hasta el momento. Para muchas especies la captura en alta mar puede ser muy difícil, pero en otras, realista, a pesar de las dificultades. Estos marcajes se deben hacer en especies que utilicen una zona durante períodos de tiempo más o menos largos (por ejemplo, pardelas en zonas de alimentación fuera del período de reproducción) y no sería útil para aves migrantes en paso, que posiblemente abandonen la zona de captura en poco tiempo.

En función de las características de las especies (principalmente de la necesidad de mantener la estanqueidad del plumaje), los emisores se instalarán en formato de mochila que pueda funcionar largos períodos de tiempo o siendo pegados a plumas que se desprenderán o deberán ser recuperados pasadas unas semanas. Este último factor es uno de los limitantes que impide hacer seguimientos muy largos que abarquen todo el ciclo anual en especies de elevado interés buceadoras, como por ejemplo las pardelas.

En la tabla 4.30 se resumen las principales características de este método de muestreo.

Tabla 4.30 Características del radioseguimiento.

Radioseguimiento	
Metodología de referencia	Variable según las características del equipo y las especies a marcar.
Aves objetivo principales	- Aves marinas que utilicen el área como zona de alimentación o descanso; - Aves marinas realizando movimientos diarios, entre zona de alimentación, reproducción y/o descanso; - Aves marinas y terrestres durante sus pasos migratorios.
Resultados esperados	- Uso del hábitat; - Alturas y velocidad de vuelo; - Comportamiento.
Equipos	Emisores GPS.
Diseño de muestreo	Gran diversidad de dispositivos, según peso y biología de las aves.
Comentarios	El interés de los resultados es altamente dependiente de la cantidad de ejemplares marcados, desu representatividad de la población total, así como de los momentos del ciclo vital de la especie que comprenda el seguimiento. Marcajes de aves fuera de las épocas y zonas de reproducción puede aportar una información novedosa.
Ventajas	- Permite el registro de datos en continuo en condiciones sin visibilidad; - La información resultante es de gran interés para la evaluación de afecciones reales en el caso que una PEM entre en funcionamiento; - Para especies no buceadoras, los emisores se pueden instalar con anclajes de larga duración que mediante placas solares pueden aportar información en continuo; - Permite obtener datos de comparación muy valiosos para observar afecciones de PEM construidos; - Gran cantidad de información generada de forma autónoma por cada dispositivo.
Desventajas	- Habitualmente restringidos a ejemplares reproductores; - Requiere números de ejemplares marcados muy elevados para que los resultados se puedan considerar representativos de una población; - Su aplicación se limita a unas pocas especies; - Dificultades logísticas de trabajo con especies sensibles, requiere de colaboración entre promotores, administraciones e investigadores para la obtención de los datos de interés; - Limitaciones de peso de los emisores en especies de menor tamaño (aunque hay muchos avances hacia la miniaturización de los equipos).

4.2.2.2. Quirópteros

La información disponible sobre la presencia de quirópteros en el medio marino es muy exigua, siendo el grupo con una información de partida más limitada. Como obra de referencia, el Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España (Palomo *et al.* 2007) es una fuente general de información sobre los murciélagos que permite tener una referencia de partida sobre las especies en el ámbito de un PEM.

El seguimiento de los quirópteros muestra muchas similitudes al de las aves, y a menudo se pueden realizar seguimientos combinados que permitan cubrir a ambos grupos faunísticos. Como algunas aves, los murciélagos tienen una actividad eminentemente nocturna, lo que dificulta su detección por el ojo humano. Pero, como muchas aves también, emiten ondas sonoras mientras se desplazan o alimentan, aunque en este caso las ondas estén dentro del rango de los ultrasonidos. De este modo, los muestreos de **seguimiento bioacústico** han sido la principal herramienta utilizada para el estudio de esta fauna. Su uso, de forma similar al de las aves, pero con dispositivos con capacidad de registrar ultrasonidos, permite conocer la presencia y el comportamiento de los quirópteros. Estos métodos han sido aplicados ya en el seguimiento de murciélagos en el medio marino (Ahlén *et al.* 2007 & 2009; Poerink *et al.* 2013; Lagerveld *et al.* 2014).

Hay disponibles diversos sistemas comerciales de grabación, registro e incluso identificación de las especies implicadas en las grabaciones de utilidad para estos trabajos. Hay que tener en cuenta que las duras condiciones de viento, humedad y salinidad propias del medio marino suelen requerir un

refuerzo de los dispositivos (Poerink *et al.* 2013). El uso de sistemas de grabación pasiva que integren tanto grabaciones en la franja audible como en ultrasonidos permitiría registrar simultáneamente información útil para el estudio tanto de aves como de quirópteros.

Como en el caso de las aves, métodos adicionales han sido usados para obtener una información más profunda de la presencia de los quirópteros en los emplazamientos de PEM. Por un lado, se han usado cámaras para realizar **seguimiento mediante imagen**, principalmente térmicas para observar el comportamiento de los murciélagos alrededor de las infraestructuras (Correia *et al.* 2013; Lagerveld *et al.* 2020). Y también se han utilizado **radares**, para poder observar los movimientos en 3D de los murciélagos de mayor tamaño como por ejemplo nóctulos medianos (Ahlén *et al.* 2007 & 2009). El uso simultáneo de estos métodos con las grabaciones de ultrasonidos resulta en una mejora sustancial de los mismos al permitir identificar las especies implicadas en grabaciones de vídeo o ecos de radar.

4.2.2.4. Mamíferos marinos

En la actualidad, se han desarrollado diferentes modelos para evaluar las afecciones sobre las poblaciones de mamíferos marinos generados por las acciones de los proyectos en ámbito marino, como los PEM (Sparling *et al.* 2017). Todos ellos se alimentan de los datos procedentes tanto de los proyectos que se pretenden implementar (tipologías de ruido previstos, embarcaciones, infraestructuras, etc.), como de las principales características de las poblaciones que frecuentan la zona de ejecución del proyecto (información demográfica, mapa de disponibilidad relativa de alimentos, respuesta al ruido, etc.). Para ello, en este apartado, se propone la metodología a emplear para determinar las características de las poblaciones de mamíferos marinos necesarias para la aplicación de los modelos predictivos de impacto ambiental.

El primer paso en cualquier caracterización será evaluar qué información ya existe sobre la distribución y abundancia de mamíferos marinos en y alrededor del área de desarrollo del proyecto de PEM. La información existente será de ayuda para la planificación de los trabajos de campo.

Una fuente de información bibliográfica conveniente para realizar una descripción preliminar de las especies de mamíferos marinos con presencia potencial en el área de estudio es el Documento Marco Estrategias Marinas publicado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, y más concretamente a la parte del documento que se refiere a mamíferos marinos (https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/0_Documento%20grupo%20mamiferos%20marinos%20def_tcm30-130952.pdf).

Este documento recopila un gran volumen de información actualizada sobre el conocimiento del estado de conservación de las especies incluidas en el Catálogo Español de Especies Amenazadas y forma parte del proceso de elaboración de las Estrategias Marinas. No obstante, se recomienda la búsqueda y consulta de fuentes de información específicas de la región donde se pretende instalar el PEM tales como guías locales o artículos científicos sobre estudios realizados en esa zona.

La información obtenida a partir de la búsqueda bibliográfica será la base para el diseño de los estudios de campo. Aunque en este apartado se proponga una metodología general para la caracterización de las poblaciones de mamíferos marinos presentes en una zona, en el contexto de un estudio de impacto ambiental de un PEM, se deberá evaluar específicamente las características del proyecto en examen para poder desarrollar un programa de monitoreo apropiado. En particular, para una correcta evaluación de las afecciones sobre los mamíferos marinos, se deberá considerar la escala espacial y temporal específica para cada proyecto de instalación de un PEM.

En primer lugar, en referencia a la escala espacial, será necesario considerar el área prevista para la instalación de las infraestructuras que componen el PEM (aerogeneradores, líneas de amarre, cables

submarinos y estructuras anexas) y una zona de influencia de mayor superficie que comprenda aquella área donde se podría registrar cierta variación en la población de mamíferos marinos. La extensión de la zona de influencia variará en función de las características del proyecto, la especificidad del entorno marino y de la sensibilidad de la población.

En segundo lugar, a escala temporal, la caracterización del área de afección del proyecto de PEM sobre las poblaciones de mamíferos marinos debe llevarse a cabo durante un período suficientemente largo para garantizar que los datos recopilados sean representativos del área y reflejen la variación estacional en el sistema natural. El número de individuos y las especies que constituyen las poblaciones de mamíferos marinos fluctúan a lo largo del año y se recomiendan estudios mensuales para detectar esta variación. Por este motivo, para caracterizar adecuadamente esta variabilidad interanual, se requerirá un esfuerzo de muestreo de al menos dos años (Bailey et al. 2014, BSH 2013, Diedrichs et al. 2008). La frecuencia exacta del muestreo dependerá de la ubicación del sitio, la cantidad de datos recopilados en cada período de muestreo, la métrica que se mide (en particular, su variabilidad) y el método de muestreo utilizado.

Existe una variedad de métodos bien establecidos para estudiar los mamíferos marinos (Evans & Hammond 2004; Diedrichs et al. 2008, Boyd et al. 2010, TCE 2010) y analizar los datos resultantes. Los principales datos de interés para el seguimiento de la caracterización relacionados con las energías renovables marinas son: definición de especies presentes, distribución y abundancia; estos datos serán necesarios para la realización una evaluación adecuada. En muchos casos, los métodos también permiten la recopilación de otros datos que pueden interpretarse en el uso del hábitat. Además, en el contexto de una evaluación ambiental de las afecciones producidas sobre los mamíferos marinos, será necesario determinar si los animales presentes en el área son parte de una población de un espacio de protección especial (Red Natura 2000, Áreas Importantes para Mamíferos Marinos, etc.).

Los principales métodos de muestreo y los datos que se pueden obtener en cada uno de ellos se detallan en la tabla 4.31. Cabe señalar que, para obtener unos resultados robustos que definan de forma exhaustiva las características de las poblaciones de los mamíferos marinos que podrían ser afectados por un proyecto de eólica marina, será necesario combinar al menos dos de las metodologías propuestas en esta guía.

Tabla 4.31 Métodos de muestreo utilizado para la caracterización de las poblaciones de mamíferos marinos en un área y datos obtenidos en cada uno de ellos.

Métodos de muestreo		Datos obtenidos			
		Especies presentes	Densidad / abundancia	Uso del hábitat	Conectividad con zonas protegidas
Censos visuales	Puntos de observación en tierra	X	X	X	
	Transectos lineales	X	X	X	
Seguimiento acústico pasivo (PAM)	PAM estáticos	X	X		
	Hidrófonos de arrastre	X	X	X	
Photo-ID		X	X	X	X

Como se puede observar en la tabla anterior, los métodos empleados para la caracterización de las poblaciones de mamíferos marinos presentes en una zona se pueden distinguir entre:

- **Censos visuales.** Los censos visuales o registros de avistamientos se pueden llevar a cabo desde puntos fijos (puntos de observación en tierra) o a lo largo de transectos recorridos mediante aeronave o embarcación, dependiendo de los objetivos del estudio, del alcance del área a estudiar y del presupuesto a disposición. Los censos visuales se emplean tanto

para estudiar la presencia-ausencia de determinadas especies de cetáceos y tortugas en áreas concretas, como para el estudio de la distribución y abundancia de las diversas especies.

Para favorecer la comparación de datos de diversa procedencia, e independientemente del tipo de plataforma empleada para el estudio o del tipo de estudio que se esté llevando a cabo, han de tomarse datos sobre el tipo de esfuerzo que se está realizando. Para ello se suelen tener en cuenta diferentes variables ambientales, que influyen significativamente en la probabilidad de avistar los grupos de cetáceos: el estado del mar, condiciones de visibilidad y la altura desde la que se está haciendo la búsqueda de animales.

- Seguimiento acústico pasivo (PAM). Estos métodos registran las señales acústicas producidas por los animales. Las técnicas de PAM son populares porque requieren un menor número de personal técnico durante la toma de datos en campo y no están tan limitadas por las condiciones climáticas como las técnicas visuales. En determinadas condiciones del estado del mar, se vuelve muy difícil observar cetáceos, sobre todo especies pequeñas como las marsopas. Sin embargo, muchos cetáceos se pueden detectar de manera fiable usando métodos acústicos pasivos también en condiciones de mar poco favorables. Además, la acústica pasiva puede permitir una mayor duración del estudio cuando los censos visuales no son posibles (por ejemplo, durante la noche y durante los meses de invierno). Actualmente existen dos sistemas en uso para llevar a cabo el monitoreo acústico pasivo de cetáceos: hidrófonos de arrastre y registradores de datos acústicos autónomos estáticos. Cabe señalar que solo se detectarán los animales que vocalicen. No todas las especies pueden detectarse de forma fiable mediante métodos acústicos.
- Photo-ID. La fotoidentificación es una herramienta muy útil en el estudio de algunas especies de cetáceos (por ejemplo, delfín mular y ballenas jorobadas), donde las fotografías de marcas únicas presentes en las aletas dorsales (delfines) o la parte inferior de las aletas (ballenas jorobadas) de los individuos proporcionan información sobre la frecuentación y el uso de una zona por parte de estos y la interconectividad entre sitios en otros lugares.

4.2.2.4.1. Censos visuales desde puntos de observación en tierra

Las plataformas de observación en tierra se emplean para el estudio de especies costeras, aunque la cercanía de la plataforma continental a la línea de costa, o el paso estrecho entre dos líneas de costa (por ejemplo, el estrecho de Gibraltar) permite el estudio de especies de cetáceos de hábitos oceánicos. Esta metodología de estudio permite realizar seguimientos estacionales de diversas especies y, combinada con el uso de una embarcación de pequeño tamaño, permite maximizar la tasa de encuentro.

Sin embargo, las observaciones desde tierra ofrecen una visión limitada de la distribución real de las poblaciones de cetáceos, ya que los animales que se encuentran más lejos del punto de observación tienen menores probabilidades de ser avistados que los que se encuentran más cerca de los observadores. Dependiendo de la especie de interés, el radio de búsqueda efectivo puede variar de 2 a 5 km (pequeños cetáceos, p. ej., 2 km para marsopa común en Koschinski *et al.* 2003) a ~10 km para grandes cetáceos con soplos visibles (p. ej., ballenas jorobadas; Noad *et al.* 2008). Este enfoque también depende de la presencia de un sitio de observación elevado adecuado; cuanto mayor sea la elevación, mayor será la distancia que se puede buscar.

El personal técnico que llevará a cabo los trabajos será compuesto por uno o dos observadores experimentados en la identificación de mamíferos marinos, dependiendo de la accesibilidad y exposición del punto de observación.

El observador de mamíferos marinos recopilará información sobre avistamientos durante los períodos de observación (por ejemplo, turnos de 2 horas). La cantidad de turnos de observación por día dependerá de la duración de cada turno y de la cantidad de horas de luz óptima para realizar los levantamientos. Durante los turnos, el observador realizará "escaneos" visuales de toda el área de estudio. Un escaneo típico puede durar 15 minutos, dependiendo del área. El escaneo se realizará usando una combinación de telescopio y/o binoculares y el observador escaneará de izquierda a derecha, lenta y constantemente.

Para garantizar una cobertura uniforme del área de estudio, ésta se puede dividir en tres subáreas: cercana, media y lejana. La primera parte del escaneo debe examinar las partes más alejadas del área de observación, con un telescopio/Big Eyes, luego se examinará el área media y finalmente, usando binoculares o a simple vista, se escaneará el área costera más cercana. Para mantener la coherencia, cada escaneo debe tomar aproximadamente la misma duración. Es importante no escanear inmediatamente a un área conocida de actividad de mamíferos marinos. Para examinar de cerca el comportamiento animal en el área cercana a la costa, puede ser útil observar esta área usando también el telescopio.

Entre cada escaneo habrá un breve período de descanso, necesario para registrar datos y reducir la fatiga del observador. El observador registrará los avistamientos detectados en cada escaneo, así como los avistamientos "incidentales" que puedan ocurrir antes de que comience un escaneo.

La georreferenciación de los avistamientos puede llevarse a cabo de diferentes formas, siendo común el uso de un teodolito, un instrumento que mide con precisión los ángulos verticales y horizontales a un objeto lejano. Este instrumento permite determinar datos como la velocidad de natación de un grupo de cetáceos y su dirección, mediante la toma de varios puntos consecutivos. Además, el uso de teodolitos digitales conectados a un ordenador portátil permite trazar y rastrear animales en tiempo real a través de softwares específicos.

Debe llevarse a cabo la calibración de los datos posicionales para corregir cualquier error en los ángulos medidos con respecto a los avistamientos. La calibración de las ubicaciones se puede realizar mediante un sistema de GPS diferencial basado en embarcaciones; se debe maniobrar el bote alrededor del área de estudio y calcular las ubicaciones utilizando los ángulos del trípode y compararlas con las ubicaciones del GPS.

Los datos registrados por el observador serán los avistamientos, el esfuerzo de muestreo y los datos ambientales. Estos valores proporcionarán información referente a la distribución y la abundancia relativa de los mamíferos marinos en el área de estudio.

Como se ha comentado anteriormente, la capacidad de los observadores para avistar cetáceos disminuye a medida que aumenta la distancia desde el punto de observación. Esta variación será determinada a posteriori a partir de los resultados que se obtengan en los censos visuales a través de transectos lineales, a partir de los cuales se generará un factor de "corrección" para corregir las estimaciones de abundancia relativa.

En la tabla 4.32 se indican las principales características de este método de investigación:

Tabla 4.32 Características de los censos visuales desde puntos de observación en tierra.

Censos visuales desde puntos de observación en tierra	
Metodología de referencia	Nuuttila, H.K. & Mendzil, A. 2014.
Resultados esperados	• Especies presentes; • Distribución; • Densidad / abundancia; • Uso del hábitat; • Comportamiento.
Equipos	• Binoculares/telescopio (big eyes), dependiendo de las características del punto de observación y de las especies objetivo; • Teodolito; • Clinómetro; • GPS, para georreferenciar la posición de los puntos de observación.
Diseño de muestreo	• Punto de vista elevado adecuado, posiblemente resguardado, que permita al observador mantener la concentración y la búsqueda constante; • Observación visual: escaneo continuo; • Muestreo de factores espaciales y/o temporales que influyen en la detección.
Intervalo de monitoreo propuesto	• Estudio de línea base: 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos. El tiempo de las campañas dependerá de la metodología establecida, la densidad de la especie objetivo y la probabilidad de cobertura del área. • Fase de obras: campañas mensuales • Fase de funcionamiento: 1 campaña cada 2 años • Fase de desmantelamiento: 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos
Comentarios	Para la obtención de resultados robustos, esta metodología se debe combinar con otra tipología de muestreo, como los censos visuales a través de transectos lineales o el seguimiento acústico pasivo en función de los resultados esperados (ver Tabla 4.27). Este método depende mucho de la disponibilidad de un punto de observación adecuado. La cantidad, el tipo y la calidad de los datos recopilados puede sufrir descensos drásticos relacionados con la idoneidad de los puntos de observación y la distancia del área de estudio a la costa. Se requieren datos de un segundo punto de observación para estimar la función de detección si se quieren obtener valores de abundancia absoluta.
Ventajas	• Económico (en comparación con los métodos aéreos o basados en embarcaciones); • Los observadores no influyen en el comportamiento de los animales; • Puede proporcionar datos espaciales y temporales sobre el uso del hábitat y la distribución; • Puede recopilar datos de pinnípedos, cetáceos y aves marinas utilizando el mismo enfoque; • Marcos de análisis establecidos; • Puede ampliarse para evaluar tendencias a largo plazo.
Desventajas	• Es posible que se necesiten permisos para acceder a las estaciones de observación. • Generalmente no es posible estimar la abundancia; • Se requieren observadores experimentados; • Restringido por las condiciones climáticas y a las horas de luz; • Necesidad de encontrar un sitio/punto de vista adecuado y alcanzable para el observador; • Es representativo exclusivamente de zonas costeras o canales; • Puede necesitar más de un punto de observación; • La capacidad de los observadores para avistar cetáceos disminuye a medida que aumenta la distancia desde el punto de observación. Cabe aplicar un factor de "corrección".

4.2.2.4.2. Censos visuales a través de transectos lineales desde embarcación

Los censos visuales a través de transectos lineales permiten calcular la densidad de las especies de mamíferos marinos dentro de un ancho de banda determinado. Estos datos se pueden extrapolar a toda el área de estudio. De esta manera, se obtiene la abundancia de las especies observadas en un área definida en un momento determinado, obteniendo así la abundancia o densidad de una población biológica (Nº de animales en un área concreta).

Uno de los requerimientos principales de esta metodología es que los transectos se deben llevar a cabo de forma uniforme y aleatoria a lo largo del área de estudio, para que la probabilidad de realizar un recuento en cualquier lugar del área sea la misma (Buckland *et al.* 2001). Para ello los transectos a realizar se establecen previamente, a través de softwares específicos, como el DISTANCE 7.2 (Thomas

et al. 2010), con el objetivo de cubrir de forma homogénea el área a muestrear, tanto espacial como temporalmente. De esta manera se consigue que la distribución de los animales sea independiente de la línea de observación y que se puedan extrapolar los datos obtenidos a toda el área de estudio.

Los transectos desde embarcación son el método de investigación más usual en el estudio de cetáceos, ya que permiten la combinación de técnicas de estudio, usando por ejemplo muestreos visuales y acústicos simultáneos, o interrumpiendo el esfuerzo para tomar datos de fotoidentificación. Cuando un técnico observador de mamíferos marinos (MMO) avista un animal, será importante seguir con precisión la metodología de observación y recopilación de datos indicada en las siguientes fuentes:

- Boyd, I. L., Bowen, W. D. and Iverson, S. J. (Eds.) 2010. *Marine Mammal Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press.
- Evans, P.G.H. and Hammond, P. S. 2004. Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal Review* 34(1): 131-156

Sin una correcta determinación de las medidas de distancia y ángulo de observación, los datos resultantes que dependen de ellas no serán válidos, dado que el cálculo de la función de la probabilidad de detección es la base de todo el análisis estadístico (Buckland *et al.* 2001).

En general, la embarcación empleada en los trabajos deberá contar con una plataforma de observación, al menos a 5 m sobre el nivel del mar, con una vista frontal de 180 grados sin obstrucciones. En la embarcación habrá al menos 2 observadores en activo, equipados con binoculares con retículo ocular para medir la distancia de observación, y situados uno en la plataforma de observación y otro en un punto con elevación diferente. También se necesitará una tabla de ángulos (una simple rosa de los vientos con puntero giratorio) para registrar el ángulo de observación. Los datos pueden registrarse en tiempo real en un ordenador portátil que ejecute un software de recopilación de datos, como Logger (IFAW, 1995) o en formularios de registro en papel preimpresos. Se necesitarán formularios separados para datos de avistamiento y esfuerzo y datos ambientales. Además, se registrará la ubicación de los avistamientos con un GPS de mano.

La navegación debe mantenerse a una velocidad media de crucero por encima de los 5 nudos (10 nudos es óptima para los estudios de cetáceos). El esfuerzo de búsqueda se detiene en cada avistamiento y se retoma una vez finalizado. Los datos ambientales que puedan influir en la detección de los animales se recogen cada 20 minutos: estado del mar (Douglas), fuerza del viento (Beaufort), presencia de barcos, ángulo del sol, posición, etc. El esfuerzo se detiene al superar un estado del mar de Beaufort >3.

Un avistamiento se define como un grupo de animales de la misma especie, vistos al mismo tiempo y mostrando un comportamiento similar a menos de 1500m unos de otros. Para cada avistamiento se registra, en formularios específicamente diseñados, la hora inicial del primer contacto, la posición, la dirección del movimiento, la especie, el número de animales y la profundidad. El tamaño del grupo también se recoge, contando los animales varias veces durante los avistamientos, cuando es posible, o estimando el tamaño, cuando el grupo es muy grande.

Si se puede realizar una aproximación y establecer contacto, se toman fotografías para fotoidentificación. Una vez abandonado el grupo se recoge la posición y la hora final del avistamiento.

El comportamiento se divide en 6 categorías: (1) natación rápida (>2 nudos), (2) socializando (cuando claramente interaccionan entre ellos, con saltos en algunas ocasiones), (4) alimentándose (observados durante alimentación o siguiendo algún pesquero de arrastre), (5) descanso, (6) natación lenta (0,1-2 nudos).

En la tabla 4.33 se indican las principales características de este método de investigación:

Tabla 4.33 Principales características de los censos visuales a través de transectos lineales desde embarcación.

Censos visuales a través de transectos lineales desde embarcación	
Metodología de referencia	Buckland <i>et al.</i> 2001. Evans & Hammond 2004. Segura <i>et al.</i> 2007. Panigada <i>et al.</i> 2017. Diederichs <i>et al.</i> 2008.
Resultados esperados	• Especies presentes; • Densidad / abundancia; • Uso del hábitat.
Equipos	• Embarcación; • Binoculares reticulados; • Angulómetro; • Formularios de registro en papel preimpresos; • GPS; • Software de registro de datos y ordenador portátil.
Diseño de muestreo	• Líneas de muestreo ubicadas de forma uniforme y aleatoria a lo largo del área de estudio, (Buckland <i>et al.</i> 2001). • Varios diseños de las líneas de muestreo (zig-zag, paralelo).
Intervalo de monitoreo propuesto	• Estudio de línea base: 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos. El tiempo de las campañas dependerá de la metodología establecida, la densidad de la especie objetivo y la probabilidad de cobertura del área. • Fase de obras: campañas mensuales. • Fase de funcionamiento: 1 campaña cada 2 años. • Fase de desmantelamiento: 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos.
Comentarios	Para la obtención de resultados robustos, esta metodología se debe combinar con otra tipología de muestreo, como los censos visuales a través de transectos desde aeronaves o desde puntos de observación en tierra o el seguimiento con hidrófonos de arrastre, en función de los resultados esperados (ver tabla 4.15). • Los censos que se realizan aprovechando los censos de aves pueden dar resultados subóptimos. • El diseño de muestreo utilizando el software <i>Distance</i> puede aumentar significativamente la robustez y eficiencia del muestreo.
Ventajas*	• Los datos permiten estimar la densidad y abundancia absoluta o relativa; • Puede proporcionar información sobre la distribución; • Puede ser comparables a largo plazo • Se pueden recopilar datos adicionales; • Métodos bien establecidos y robustos;
Desventajas*	• Puede ser costoso (dependiendo de la escala espacial y temporal requerida); • Restringido por las condiciones climáticas y a las horas de luz; • Puede ser difícil de implementar (especialmente en embarcaciones durante la fase de obras y funcionamiento). • Puede provocar alteraciones en el comportamiento de las poblaciones; • Embarcaciones pequeñas tienen alcance restringido; • Embarcaciones pequeñas muy limitadas por las condiciones meteorológicas.

* Fuente: Royal Haskoning 2011.

4.2.2.4.3. Censos visuales a través de transectos lineales desde aeronave

En un PEM, por motivos de seguridad, el espacio aéreo puede verse restringido (como se recoge posteriormente en la tabla 4.26).

Los transectos desde aeronave se utilizan para muestreos de amplias zonas oceánicas donde se quiere estimar la abundancia relativa de diferentes especies marinas en poco tiempo. Los criterios por considerar para el diseño de los censos visuales desde aeronave son los mismos que para los censos desde embarcaciones; ambos se basan en métodos de transectos lineales a través del software DISTANCE (Thomas *et al.* 2009).

Las aeronaves adecuadas para reconocimientos aéreos deben ser bimotores de ala alta y tener ventanas de burbuja. Esto permite a los observadores tener una buena vista de la línea transversal debajo de ellos, maximizando las detecciones en la línea transversal.

Los vuelos se suelen realizar a unos 500-600 pies de altitud (aprox. 300 m) y a una velocidad de crucero de unos 100 nudos, con una media de horas de trabajo por transecto que suele oscilar en torno a las 4 horas (dependiendo de la cercanía de aeropuertos a la zona de estudio). Esta metodología de estudio requiere de unas inmejorables condiciones meteorológicas. Dos observadores equipados con prismáticos (normalmente de 7x50) muestrean a ambos lados del aparato en busca de chapoteos, brillos, soplos o cualquier otra evidencia de la presencia de cetáceos. Para el cálculo de la distancia de un avistamiento se utiliza un inclinómetro, que permite estimar la distancia lateral al avistamiento.

A lo largo de los censos, se registrarán tres tipos de datos: avistamientos, esfuerzo y medio ambiente. Para los censos aéreos, la turbidez y el deslumbramiento también son variables ambientales importantes para registrar, ya que afectan la capacidad de los observadores para avistar cetáceos. Los principales datos de avistamientos son especie, tamaño de grupo y ángulo de declinación; sin estos datos y un registro preciso del esfuerzo de muestreo, no se pueden llevar a cabo estimaciones de densidad.

En la tabla 4.34 se indican las principales características de este método de investigación:

Tabla 4.34 Principales características de los censos visuales a través de transectos lineales desde aeronave.

Censos visuales a través de transectos lineales desde aeronave	
Metodología de referencia	Buckland et al. 2001. Evans & Hammond 2004. Segura et al. 2007. Panigada et al. 2017. Diederichs et al. 2008.
Resultados esperados	• Especies presentes; • Densidad / abundancia; • Uso del hábitat.
Equipos	• Aeronave; • Clinómetro; • Binoculares; • GPS; • Software de registro de datos y ordenador portátil.
Diseño de muestreo	• Líneas de muestreo ubicadas de forma uniforme y aleatoria a lo largo del área de estudio, (Buckland et al. 2001). • Varios diseños de las líneas de muestreo (zig-zag, paralelo). • Altura de vuelo 500-600 pies (aprox. 300 m) y velocidad de crucero de 100 nudos.
Intervalo de monitoreo propuesto	• Estudio de línea base: 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos. El tiempo de las campañas dependerá de la metodología establecida, la densidad de la especie objetivo y la probabilidad de cobertura del área. • Fase de obras: al menos 1 cada año. • Fase de funcionamiento: 1 campaña cada 2 años. • Fase de desmantelamiento: 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos.
Comentarios	Para la obtención de resultados robustos, esta metodología se debe combinar con otra tipología de muestreo, como los censos visuales a través de transectos desde embarcación o desde puntos de observación en tierra o el seguimiento con hidrófonos de arrastre, en función de los resultados esperados (ver tabla 4.15). • Los censos que se realizan aprovechando los censos de aves pueden dar resultados subóptimos. • El diseño de muestreo utilizando el software <i>Distance</i> puede aumentar significativamente la robustez y eficiencia del muestreo.

Ventajas*	• Los datos permiten estimar la densidad y abundancia absoluta o relativa; • Puede proporcionar información sobre la distribución; • Puede ser a largo plazo; • Puede cubrir toda la gama de población. • No se esperan molestias a las poblaciones; • Puede cubrir grandes áreas rápidamente; • Puede aprovechar más fácilmente las ventanas de buen tiempo; • Se pueden aprovechar los vuelos para realizar censos de aves.
Desventajas*	• Puede ser costoso (dependiendo de la escala espacial y temporal requerida); • Restringido por las condiciones climáticas y a las horas de luz; • Puede ser difícil de implementar (especialmente en embarcaciones durante la fase de obras y funcionamiento). • Limitaciones logísticas; • El movimiento de respuesta puede ser un problema para algunos tipos de aeronaves o algunas especies; • Limitaciones de altura alrededor de los parques eólicos durante la fase de funcionamiento.

* Fuente: Royal Haskoning 2011.

4.2.2.4.4. Seguimiento acústico pasivo (PAM) estáticos

Existen diferentes equipos para el seguimiento acústico pasivo. En la mayor parte de los casos se trata de instrumentos de diferentes características que se fondean en estaciones de muestreo preestablecidas, durante un espacio de tiempo determinado en el cual se van registrando datos de ruido submarino. Una vez terminado el periodo de muestreo, los equipos se recuperan y se analizan los datos almacenados con softwares específicos.

La cantidad de PAMs se basará principalmente en el tamaño del área de desarrollo del PEM y la distancia de detección del dispositivo. La ubicación de los dispositivos debe permanecer igual durante todo el período de monitoreo y para su definición se deberán considerar las siguientes características del área:

- Principales rutas de navegación,
- Zonas de pesca,
- Tramitación de permisos y licencias,
- Morfología del sustrato.

En el apartado 4.2.3 Ruido submarino, se describe en detalle la metodología de seguimiento acústico pasivo. Y en la tabla 4.35 se indican las principales características de este método de investigación:

Tabla 4.35 Principales características del seguimiento acústico pasivo (PAM) estáticos.

Seguimiento acústico pasivo (PAM) estáticos	
Metodología de referencia	Laake <i>et al.</i> 1999. Chicote <i>et al.</i> 2013. Todd <i>et al.</i> 2015. Marques <i>et al.</i> 2009. Sánchez <i>et al.</i> 2020.
Resultados esperados	• Especies presentes; • Densidad / abundancia.
Equipos	• Sistema de monitorización acústica pasiva; • Baterías, • Embarcación; • Sistema de fondeo.

Diseño de muestreo	Registro continuo en al menos 3 estaciones tanto en la fase previa como en la fase de funcionamiento. En fase de construcción: instalación de PAM en unas estaciones adicionales, ubicadas en zonas previstas para las acciones de mayor impacto sonoro, por un periodo de tiempo igual a su ejecución.
Intervalo de monitoreo propuesto	• Estudio de línea base: 2 campañas anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos. El tiempo de las campañas dependerá de la metodología establecida, la densidad de la especie objetivo y la probabilidad de cobertura del área. • Fase de obras: campañas mensuales. • Fase de funcionamiento: 1 campaña cada 2 años. • Fase de desmantelamiento: 2 campañas anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos.
Comentarios	Para la obtención de resultados robustos, esta metodología se debe combinar con otra tipología de muestreo, como los censos visuales a través de transectos lineales o desde puntos de observación en tierra o el seguimiento con hidrófonos de arrastre, en función de los resultados esperados (ver tabla 4.15). Al colocar dispositivos estáticos se deben tener en cuenta los problemas de navegación y los permisos necesarios a tramitar, así como las zonas de pesca y la tipología de sustrato.
Ventajas*	• Los detectores de clics estacionarios proporcionan una alta resolución temporal; • La recopilación de datos puede ser relativamente económica; • Se pueden recopilar conjuntos de datos a largo plazo; • Los datos son independientes de la luz del día y de la mayoría de las condiciones meteorológicas • Los datos se pueden usar para monitorear la abundancia relativa si se supone que las tasas de clics son constantes a lo largo del tiempo.
Desventajas*	• Los métodos para estimar la abundancia no están bien desarrollados; • Las vocalizaciones de alta frecuencia tienen un rango de detección limitado de aproximadamente 200 m; • Los dispositivos requieren recuperación para obtener los datos; • Sin compensación de ruido de fondo; • Capacidad limitada para la mayoría de los diseños para proporcionar rango de detección.

* Fuente: Royal Haskoning 2011.

4.2.2.4.5. Hidrófonos de arrastre

Existen diferentes configuraciones, pero en general los equipos de seguimiento acústico pasivo utilizan hidrófonos de arrastre multicanal, los cuales cuentan con varios elementos y preamplificadores en la sección de recepción que se encuentra en la parte distal del sistema, arrastrado desde la popa de la embarcación. Este sistema se describe en detalle en el apartado 4.2.3. Ruido submarino de este documento.

Esta metodología permite realizar el seguimiento acústico en tiempo real desde la embarcación, por ello, muy a menudo, se despliega conjuntamente a las observaciones visuales realizadas por los MMOs.

El sistema basado en hidrófono de arrastre se instalará sobre un barco que seguirá unos transectos predefinidos que cubrirán el área de estudio según metodología descrita por Buckland *et al.* 2001. El periodo escogido para realizar esta tipología de muestreo coincidirá con la época del año de mayor presencia de mamíferos marinos en la zona, según la información bibliográfica disponible. El hidrófono en este caso se despliega en el agua desde la popa de la embarcación y está conectado al resto de equipos por medio de un cable de tracción de varios cientos de metros de longitud que transmite la señal de los hidrófonos a la estación de adquisición ubicada en la embarcación.

Los sonidos detectados por los hidrófonos se digitalizan y detectan mediante un software automatizado de detección de clics y silbidos. Esto puede ser monitoreado en tiempo real por un observador experto, pero también requerirá un análisis detallado durante el trabajo de postprocesado de los datos adquiridos. Los disparadores y filtros integrados en los parámetros del software se pueden usar para filtrar parte del ruido ambiental. Esto funciona especialmente bien para fuentes constantes de ruido, como el ruido de los motores de los barcos o el ruido eléctrico de los equipos de a bordo. De

esta manera, a través de unos softwares específicos, se obtendrá una figura que representa la distribución de energía acústica y su intensidad en frecuencia y tiempo denominada espectrograma. El espectrograma es una figura dinámica, que de manera continua y a tiempo-real, representa la señal acústica recibida por el sistema de arrastre.

Existen varios paquetes de software que permiten realizar el seguimiento acústico de cetáceos, pero, el que se utiliza de forma general a nivel mundial para este tipo de estudios y por los técnicos de acústica pasiva para operaciones off-shore (Chicote *et al.* 2013) es el paquete gratuito y de código abierto PAMGUARD. Este software crea una interfaz o un marco de trabajo que permite incorporar módulos de trabajo conjunto, por lo que en lugar de tener abiertos diferentes programas (por ejemplo: Logger, Whistle, Rainbow click o Rainbow click Porpoise) se abre un solo programa y luego se añaden los diferentes módulos que queremos usar. Así podemos crear diferentes proyectos, según el lugar de trabajo o las necesidades que se tengan. Por ejemplo, en el mar del Norte, específicamente la configuración será para la detección de marsopas, pero si estamos en el mar balear, podremos configurar para la detección de cachalotes.

En la tabla 4.36 se indican las principales características de este método de investigación:

Tabla 4.36 Principales características de los hidrófonos remolcados.

Hidrófonos de arrastre	
Metodología de referencia	Laake <i>et al.</i> 1999. Leaper <i>et al.</i> 2000. Barlow <i>et al.</i> 1998. Frouin-Mouy <i>et al.</i> 2022. De Vreese <i>et al.</i> 2018. Marques <i>et al.</i> 2013. Sánchez <i>et al.</i> 2020.
Resultados esperados	• Especies presentes; • Densidad / abundancia; • Mapa de distribución; • Uso del hábitat.
Equipos*	• Embarcación; • Hidrófonos multicanal; • Preamplificadores en la sección de recepción; • Cable de tracción de varios cientos de metros de longitud; • Estación de adquisición ubicada en la embarcación.
Diseño de muestreo*	• Líneas de muestreo ubicadas de forma uniforme y aleatoria a lo largo del área de estudio, (Buckland <i>et al.</i> 2001). • Varios diseños de las líneas de muestreo (zig-zag, paralelo).
Intervalo de monitoreo propuesto	• Estudio de línea base: 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos. El tiempo de las campañas dependerá de la metodología establecida, la densidad de la especie objetivo y la probabilidad de cobertura del área. • Fase de obras: campañas mensuales. • Fase de funcionamiento: 1 campaña cada 2 años. • Fase de desmantelamiento: 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos.
Comentarios	Para la obtención de resultados robustos, esta metodología se debe combinar con otra tipología de muestreo, como los censos visuales a través de transectos lineales o desde puntos de observación en tierra o el Photo-ID, en función de los resultados esperados (ver tabla 4.15). • El diseño de muestreo utilizando el software <i>Distance</i> puede aumentar significativamente la robustez y eficiencia del muestreo. • Se pueden aprovechar la misma campaña para realizar los censos visuales conjuntamente a este muestreo.
Ventajas*	• Los datos son independientes de la luz del día y de la mayoría de las condiciones meteorológicas; • Puede proporcionar datos de alta resolución espacial.

Desventajas*	• Los métodos para determinar la abundancia solo se desarrollan para marsopas comunes y cachalotes; la identificación de especies es actualmente difícil para otras especies. • El rendimiento depende del nivel de ruido de la embarcación; • Las vocalizaciones de alta frecuencia tienen un rango de detección limitado de aproximadamente 200 m.
---------------------	--

* Fuente: Royal Haskoning 2011.

4.2.2.4.6. Photo-ID

La fotoidentificación es una técnica no invasiva que utiliza el hecho de que diferentes individuos dentro de una población tienen marcas distintivas que les permiten distinguirse de otros individuos dentro de esa población. En el caso de los cetáceos, se utilizan características tales como muescas en la aleta dorsal o la aleta caudal, marcas en la superficie del cuerpo y la forma de la aleta caudal o dorsal.

Estas características se capturan fotográficamente durante los censos visuales y se mantienen como un registro permanente junto con la información asociada. Los datos de identificación con foto se pueden usar para estimar parámetros de población como el tamaño, el estado y la residencia; parámetros individuales de la historia de vida tales como supervivencia o intervalos/éxito entre partos; y evaluar la conectividad entre diferentes sitios de desarrollo (para evaluar el potencial de efectos acumulativos) y también entre sitios de desarrollo y áreas protegidas. El análisis de los datos de photo-ID suele realizarse por al menos dos personas, que han de ponerse de acuerdo en la identificación de los diferentes individuos que son fotografiados en cada temporada. En la actualidad existen paquetes de software que pueden ayudar a establecer criterios objetivos para reconocer los contornos de las aletas dorsales de diversas especies de cetáceos. Aunque la mayoría de ellos se encuentran en fase experimental. Uno de esos paquetes de software: Digital Analysis and Recognition of Whale Images on a Network (DARWIN) se ha utilizado para ayudar al reconocimiento de los contornos de las aletas dorsales de delfín mular.

Para garantizar que la población pueda mezclarse libremente después de cada campaña de photo-ID, se suelen emplear en cetáceos en periodos estacionales o de un año, de forma que la matriz de encuentros contiene un listado de todos los individuos de la población y los periodos que comprende nuestro estudio. Así, un animal visto y reconocido durante un periodo se indica en la casilla correspondiente con un "1", y con un "0" en caso de no ser avistado. En general pueden considerarse dos situaciones diferentes a la hora de analizar un conjunto de datos de una población dada: que la población sea cerrada o que la población sea abierta. Los modelos para la estima de poblaciones cerradas se aplican cuando la población de estudio no cambia mucho durante el periodo de estudio; es decir, cuando no existen grandes variaciones debido a los nacimientos, o debido a grandes mortandades, o existe poca inmigración y emigración. En el caso de que existan grandes cambios en la población o para el caso de estudios a largo plazo, se utilizan los modelos de población abierta (Buckland *et al.* 2000).

En la tabla 4.37 se indican las principales características de este método de investigación:

Tabla 4.37 Principales características de los hidrófonos remolcados.

Photo-ID	
Metodología de referencia	Laake <i>et al.</i> 1999. Chicote <i>et al.</i> 2013. Hammond <i>et al.</i> 1990.
Resultados esperados	• Especies presentes; • Densidad / abundancia; • Uso del hábitat; • Conectividad con zonas protegidas.

Equipos	• Pequeña embarcación maniobrable; • Lente de enfoque automático SLR digital y 200+MM; • GPS; • Materiales para tomar notas.
Diseño de muestreo	No específico, pero el área cubierta debe ser suficiente para muestrear la población en cuestión.
Intervalo de monitoreo propuesto	• Estudio de línea base: 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos. El tiempo de las campañas dependerá de la metodología establecida, la densidad de la especie objetivo y la probabilidad de cobertura del área. • Fase de obras: campañas mensuales. • Fase de funcionamiento: 1 campaña cada 2 años. • Fase de desmantelamiento: 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos.
Comentarios	Para la obtención de resultados robustos, esta metodología se debe combinar con otra tipología de muestreo, como los censos visuales a través de transectos lineales o desde puntos de observación en tierra o el seguimiento acústico pasivo, en función de los resultados esperados (ver tabla 4.15).

4.2.2.5. Otras especies

4.2.2.5.1. Peces

Para la evaluación de los efectos potenciales de un PEM sobre los peces el gobierno alemán (BSH 2013) aconseja el enfoque BACI (Before-After/Control-Impact), que permite detectar los cambios entre antes y después de la construcción del parque eólico. Por ello, resulta necesario llevar a cabo las operaciones de muestreo en el área propuesta para la ejecución del proyecto y en su zona de influencia, así como un área de referencia, que esté lo suficientemente cerca del emplazamiento del parque eólico sin ser afectada por las acciones previstas, para así ser comparable en términos de hábitat y comunidad. Este enfoque se llevó a cabo, por ejemplo, en los PEM daneses Horns Rev & Nysted (Nielsen 2006), en un programa a largo plazo en los OWF belgas (Degraer *et al.* 2017) y en el PEM alemán 'Alpha Ventus' (BSH & BMU 2014).

En general, se proponen muestreos en todas las fases del proyecto (previa a la construcción, durante las obras y en fase de funcionamiento del parque eólico), y los objetivos de las prospecciones es la determinación de los parámetros indicados en la tabla a continuación. Por ello, se deben muestrear al menos dos ciclos estacionales completos consecutivos antes del inicio de la construcción (muestreos bianuales) con artes estandarizados (que difieren dependiendo de la zona de trabajo debido a las diferentes condiciones del fondo marino) y un diseño de muestreo estandarizado. Durante la fase de funcionamiento, los estudios deben realizarse cada dos años (primer, tercer y quinto año después de la construcción) de acuerdo con las normas StUK4 (BSH 2013).

Por último, para determinar los efectos potenciales derivados de los posibles cambios hidrodinámicos generados por la ejecución del proyecto sobre las poblaciones de peces, será necesario llevar a cabo unos análisis que incluyan modelos integrados de los efectos combinados de la modificación del campo de viento y la fricción de la estructura in situ y las respuestas de los peces a los predictores hidrodinámicos relevantes para sus hábitats clave y etapas del ciclo de vida.

En la tabla 4.38, se definen los principales parámetros a determinar y la metodología a emplear para la caracterización de los peces.

Tabla 4.38 Principales parámetros del estudio de referencia de peces y métodos de investigación relacionados.

Factor	Parámetros	Metodología
Peces demersales	- Especies observadas y abundancia; - Biomasa; - Proporciones de dominancia.	- Pesca con redes de enmalle de fondo; - Pesca de arrastre con puertas; - Análisis estomacales de peces depredadores (para identificar especies de peces pequeños que no se pueden capturar con redes de enmalle).
Peces pelágicos		- Prospecciones hidroacústicas; - Arrastre pelágico (media agua); - Redes de enmalle verticales.
Desove	- Rutas de migración de desove; - Zonas de desove y procesos biológicos relacionados; - Áreas de viveros y procesos biológicos relacionados.	- Seguimiento con adquisición de vídeos; - Telemetría; - Para huevos de peces: estudios de buceo, estudios que utilizan sustratos de desove artificial.
	Larvas de peces	Muestreo manual con redes de plancton y muestreadores desde embarcación.
Cambios hidrodinámicos	- Perfiles termohalinos de la columna de agua; - Estudio de corrientes.	Modelos integrados de los efectos combinados de la modificación del campo de viento y la fricción de la estructura in situ y las respuestas de los peces

4.2.2.5.2. Tortugas marinas

El área de estudio presenta su mayor extensión en zonas offshore, estas áreas pueden ser hábitats oceánicos y/o neríticos utilizados por las tortugas marinas para su desarrollo, forrajeo/durante el invierno o corredores migratorios transitorios.

El objetivo de las investigaciones sobre las tortugas marinas en el contexto de esta guía es cuantificar la presencia de individuos, identificar las especies, tamaño, clases y estacionalidad de estos organismos en el área de estudio.

En primer lugar, una información muy valiosa de la presencia de tortugas marinas en la zona, procede de los registros de capturas accidentales a través de las artes de pesca.

En segundo lugar, paralelamente a censos visuales de los mamíferos marinos, se puede realizar la recopilación de datos referentes a la identificación de tortugas marinas. Como en el caso de los mamíferos marinos, estos censos seguirán una metodología específica a partir de la cual se obtendrá información estandarizada de las observaciones obtenidas.

Por último, en los registros procedentes de los estudios geofísicos a través de sonar de barrido lateral y sonda multihaz, será posible identificar la presencia de individuos de tortugas marinas cuando estos se localicen en la zona de prospección.

En la tabla 4.39, se definen los principales parámetros a determinar y la metodología a emplear para la caracterización de las tortugas marinas.

Tabla 4.39 Principales parámetros del estudio de referencia de las tortugas marinas y métodos de investigación.

Tortugas marinas	
Protocolos de referencia	Eckert <i>et al.</i> 1999. Dunstan <i>et al.</i> 2020. NAILSMA. 2013. Rees <i>et al.</i> 2018. Schofield <i>et al.</i> 2017. UNEP 2017.

Resultados esperados	• Número de individuos observados; • Especies presentes; • Densidad / abundancia; • Uso del hábitat.
Metodología	• Censos visuales a través de transectos mediante aeronave y/o embarcación; • Observaciones a través de adquisición de registros videográficos para la caracterización de las comunidades bentónicas; • Observaciones a través de los registros adquiridos en las prospecciones hidroacústica marinas.

4.3. Caracterización del ruido

4.3.1. Ruido aéreo

Las afecciones sobre las aves (principal grupo de fauna estudiado que interactúa con el ruido aéreo) de los ruidos intensos generados durante la construcción de PEM tienen un efecto muy limitado incluso para especies sensibles que han mostrado una elevada capacidad de adaptación (Kahlert & Nilsson 2000; Kahlert *et al.* 2000). Esta adaptación parece más complicada para las especies que ocupen la zona de forma temporal, como por ejemplo las aves en migración.

Esta fuente de ruido es mucho más elevada en la instalación de aerogeneradores montados sobre monopilotes de hasta 150 dB re 20 μ Pa (Kahlert *et al.* 2000), siendo mucho menor en el montaje de PEM con la tecnología flotante que se prevé desarrollar en los próximos años.

Durante la fase de operación el ruido registrado es mucho menor, siendo poco conspicuo en relación con el ruido de fondo del viento y el mar (Exo *et al.* 2003).

En cualquier caso, se debe medir los niveles de sonido aéreo de la instalación, ya sea durante su construcción como en su funcionamiento, pudiendo así evaluar el efecto que distintos niveles tengan sobre los resultados de los trabajos de seguimiento dentro de la vigilancia ambiental.

Las mediciones acústicas deberán ser llevadas a cabo mediante equipos adecuados para esta función, con un rango de medición en el espectro de frecuencias compatible con el rango de audición de los potenciales receptores. Los equipos utilizados deberán contar con un adecuado procedimiento de calibración y mantenimiento.

4.3.2. Ruido submarino

Las mediciones acústicas deberán ser llevadas a cabo mediante equipos adecuados para esta función, con un rango de medición en el espectro de frecuencias compatible con el rango de audición de los potenciales receptores ($\approx$ 0 Hz – 200 kHz). Los equipos utilizados deberán contar con un adecuado procedimiento de calibración y mantenimiento. A tales efectos se recomienda la consulta de la “Guía de buenas prácticas para la medición de sonido submarino” elaborada por el Centro Tecnológico Naval y del Mar (CTN) en 2020, en el marco de las Estrategias Marinas. Esta guía recoge las recomendaciones, requerimientos y especificaciones técnicas relacionadas con el seguimiento del descriptor 11: sonido submarino para facilitar la correcta implementación de la directiva (https://fundacion-biodiversidad.es/wp-content/uploads/2021/07/guia_metodologica_silemar.pdf). Esta guía representa la principal referencia bibliográfica utilizada en el marco de este documento para determinar los niveles de ruido submarino presentes en las áreas propuestas para el desarrollo de los proyectos de PEM.

Para la correcta evaluación de los posibles efectos generados por la construcción y el funcionamiento de un PEM sobre las comunidades marinas, en particular sobre los mamíferos marinos, peces y tortugas, resulta necesario realizar un estudio de línea base de los niveles de ruidos presentes en el área propuesta para la ejecución del proyecto. De esta manera será posible obtener unos niveles de ruido de referencia para aquella zona en concreto y, compararlos con modelos predictivos de generación de ruido procedentes de las diferentes acciones del proyecto y con medidas in situ recopiladas en la misma área durante las diferentes fases del proyecto.

A nivel internacional, en el marco de la implementación de la Directiva marco sobre la estrategia marina (Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008. “MSFD” de sus siglas en inglés Marine Strategy Framework Directive), se han desarrollado diferentes guías metodológicas para la medición del ruido submarino (descriptor 11 de Buen Estado Ambiental del medio marino). Estas metodologías son a propuesta del Grupo de Trabajo de Ruido (TG Noise) basadas en el acuerdo de los expertos involucrados y atendiendo a los resultados de distintos proyectos, iniciativas de monitorización nacionales implementadas por los Estados Miembros y resultados científicos publicados en el ámbito de estudio.

A nivel nacional, en 2012 el entonces Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente desarrolló un “Documento Técnico sobre impactos y mitigación de la contaminación acústica marina” (https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/doc-tecnico-impactos-mitigacion-contaminacion-acustica-marina_tcm30-157028.pdf) donde se esquematizan estas medidas de mitigación de impacto, clasificadas para las distintas actividades productoras de contaminación acústica. Se incluye un apartado de introducción básica al sonido submarino, sus formas de transmisión y de medida, así como una revisión de los documentos legales de aplicación para regular la mitigación del ruido antrópico submarino.

En la misma línea, el CTN ha publicado las “Recomendaciones para el seguimiento del ruido submarino en áreas marinas protegidas” donde se recoge un listado de recomendaciones y definición de acciones que permitan el seguimiento de los niveles de ruido submarino en áreas marinas protegidas, como primer paso para la posterior evaluación de su potencial impacto. (https://fundacion-biodiversidad.es/wp-content/uploads/2021/07/informe_recomendaciones_silemar.pdf).

4.3.2.1. Equipos

Según la “Guía de buenas prácticas para la medición de sonido submarino”, para la medición de los niveles de ruido submarinos es necesario el despliegue de un sistema de monitorización acústica pasiva (PAM). El PAM es *“el conjunto de instrumentación electrónica capaz de obtener información acústica del entorno, de forma generalmente autónoma y, como su nombre indica, de forma pasiva, esto es, sin emitir sonidos en su funcionamiento”*. Un sistema de monitorización se compone de los siguientes elementos:

- **Hidrófono:** Es un transductor electroacústico que convierte las variaciones de presión del agua en variaciones de voltaje eléctrico (modo pasivo o receptor) y viceversa (modo activo o emisor). Así, en el caso de un PAM, el transductor funcionará en modo receptor. Los parámetros que caracterizan un hidrófono son la sensibilidad, el rango frecuencial, la directividad, la impedancia y el ruido propio. Deben calibrarse cada 24 meses.
- **Electrónica de acondicionamiento de la señal:** Es la encargada de adaptar la salida eléctrica del hidrófono de forma que, en el posterior procesado, se eviten problemas referentes al solapamiento o variaciones de componentes espectrales independientes del ruido submarino bajo estudio. Consta de preamplificadores (en ocasiones los hidrófonos ya incluyen este elemento) y filtros.

- **Convertor analógico digital:** Dispositivo electrónico que toma la señal eléctrica de entrada (analógica) y genera una salida numérica que indica la amplitud de la señal de forma digital.
- **Sistema de almacenamiento de datos.** Los datos de ruido digitalizados por el convertor son almacenados en una memoria desde la cual pueden ser descargados o transmitidos directamente a un ordenador externo para su almacenamiento definitivo y posterior procesado.

Las recomendaciones que se establecen para cada uno de los elementos del sistema de monitorización de acústica pasiva se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 4.40. Recomendaciones que establece la “Guía de buenas prácticas para la medición de sonido submarino” para cada uno de los elementos del PAM.

Elemento	Criterio	Requisito
Hidrófono	Ancho de banda	10 Hz a 150 kHz
	Sensibilidad	-185 dB @ 1V/ μ Pa (o superior) en el ancho de banda
	Directividad	Omnidireccional
	Calibración	Según estándar IEC60565 en el rango descrito en los últimos 24 meses
Electrónica acondicionamiento de la señal	Ganancia	Programable entre 0 dB a 24 dB con pasos de 3 dB o 6 dB
	Ruido propio	Superior al rango frecuencial y ruido propio del hidrófono
	Rango frecuencial	Superior al rango frecuencial y ruido propio del hidrófono
Convertidor analógico/digital	Compatibilidad	Compatible con las especificaciones del hidrófono a emplear
	Ruido propio	40dB @ μ Pa ² /Hz @ 1kHz (o inferior)
	Rango dinámico	Suficiente para permitir el sonido más alto esperado sin distorsión ni saturación. Al menos 118 dB
	Resolución	24 bits (o superior)
	Certificación	El factor de conversión del ADC debe ser conocido e invariante con la frecuencia. El factor de escala utilizado en la generación de los archivos de datos formará parte del factor de conversión ADC.
Almacenamiento de datos	Tipo de registro	Continuo
	Memoria	La unidad de almacenamiento de datos que se emplee debe tener memoria suficiente para los datos que se esperan registrar durante el periodo de medición. A calcular según la fórmula.

Para llevar a cabo la actividad de monitorización, se emplean sistemas de medición acústica PAM que comprenden, en único dispositivo, la instrumentación necesaria para los despliegues. Estos sistemas se clasifican en diferentes categorías dependiendo de la aplicación o despliegue para el que se quiera utilizar, pudiendo encontrar los siguientes:

- **Sistemas a la deriva o boyas autónomas:** se incorpora en la boya que se desplaza impulsada por el viento, las olas, corriente y marea. En ella, el hidrófono queda suspendido de la misma mediante un cable y el resto del sistema de monitorización queda protegido dentro de la boya.
- **Sistemas fondeados (fondeos):** el sistema de medición acústico se despliega en el fondo del mar, donde todas las partes del sistema excepto el hidrófono se sitúa en una

carcasa contenedor para garantizar su funcionalidad bajo el agua. El hidrófono suele desplegarse por separado, pero cerca del contenedor, al que se conecta mediante un cable corto.

- **Sistemas de superficie:** los sistemas de medición acústicos continuos se instalan sobre una plataforma de superficie, comúnmente un barco que puede estar anclado o flotando libremente. El hidrófono en este caso se despliega en el agua a la profundidad deseada mediante un cable que se conecta al resto del sistema, situado en el propio barco.
- **Sistemas en tierra:** el hidrófono se despliega sobre el lecho marino y se conecta con un cable largo al resto del sistema de medición, cuya parte de acondicionamiento de la señal se encuentra incluida en el hidrófono para evitar la pérdida de señal debido a la longitud del cable.
- **Otros sistemas:** gilders, ROV y AUV.

4.3.2.2. Adquisición de los datos in situ

Para llevar a cabo la actividad de monitorización del ruido ambiental, se emplean sistemas de medición acústica PAM que comprenden, en único dispositivo, la instrumentación necesaria para los despliegues. Estos sistemas se clasifican en diferentes categorías dependiendo de la aplicación o despliegue para el que se quiera utilizar. En el caso de la medición del ruido submarino en un área prevista para el desarrollo de un PEM, se aconseja la medición acústica mediante un sistema fondeado.

El sistema de fondeo se realizará en una o más estaciones (dependiendo de la extensión del área de estudio) y por un periodo de muestreo continuo de al menos un año de duración. Esta tipología de sistema de medición acústico se despliega en el fondo del mar, donde todas las partes del sistema excepto el hidrófono se sitúa en una carcasa contenedor para garantizar su funcionalidad bajo el agua. El hidrófono suele desplegarse por separado, pero cerca del contenedor, al que se conecta mediante un cable corto. En el diseño de estos sistemas es importante tener en cuenta la cantidad de datos que se quiere registrar (periodo de despliegue) para así emplear un tamaño de memoria y baterías acordes al mismo. Estos sistemas tienen la ventaja de que pueden desplegarse para largos periodos (dos años). Y, aunque las carcasas se diseñan para soportar grandes profundidades, la mayoría de los hidrófonos comerciales presentan la limitación de profundidad en el rango de cientos de metros, y solo unos pocos de 1000 m.

4.3.2.3. Procesado de los datos adquiridos

Para la valoración de los niveles de ruido submarino presentes en el área de estudio será necesario procesar los datos obtenidos in situ. Esta fase de análisis de los datos se puede subdividir en tres etapas diferentes:

1. Pre-procesado de señales acústicas

En esta etapa se comprueba la calidad de los datos obtenidos a través de los parámetros que se indican en la tabla siguiente:

Tabla 4.41. Parámetros a analizar para medir la calidad de los datos adquiridos.

Parámetro	Comprobaciones	Descarte de los registros
Consistencia y cobertura de datos	Comparar el período de registro planificado con los datos medidos, así como también las longitudes de los archivos. Se recomienda detectar si la pérdida de datos se debe a una pérdida continua o intermitente.	Pérdidas intermitentes > 25%

Saturación de la señal	Se aconseja realizar un análisis por el histograma, calculando la distancia desde los máximos locales de los extremos derecho e izquierdo hasta el centro del histograma o valor medio.	Indicador de saturación > 0.25
Conversión analógica a digital	Es necesario aplicar una función de transferencia que transforma la adquisición analógica en señal digital teniendo en cuenta las unidades de presión sonora reales [μPa]. Esta función se describe como la sensibilidad inversa o 1/sensibilidad y depende de la frecuencia.	
Ruido propio del despliegue	Es importante verificar las señales acústicas para asegurarse de que ningún ruido proveniente del despliegue contamine las grabaciones. Esto se puede hacer escuchando algunas de las señales y trazando espectrogramas, así como comparando los niveles promedio obtenidos del sonido grabado con lo que se espera en esa ubicación.	

2. Procesado de señales acústicas

Una vez se han descartado aquellas medidas que no se ajustan a los requisitos establecidos (fase de pre-procesado), comienza la etapa de procesado.

Esta etapa implica la obtención del nivel de presión sonora (SPL) a partir de lo establecido en la Decisión de la Comisión 2017/848/UE en la que se establece que se evaluarán los niveles de presión sonora al cuadrado en cada una de dos bandas de tercio de octava, una centrada en 63Hz y la otra en 125Hz, expresadas como nivel sonoro en decibelios.

3. Obtención y representación de los indicadores de ruido

Los datos obtenidos en la fase de procesado de los registros acústicos, pueden ser representados de diferentes maneras, en función de que se trate de sonido continuo o impulsivo.

Las representaciones gráficas del sonido continuo más representativas son:

- Representación del SPL en el tiempo. Proporciona información del comportamiento del ruido en las frecuencias a lo largo del tiempo. Este eje temporal variará dependiendo del periodo que se quiera analizar.
- Histograma del SPL. Permiten comparar señales obtenidas en diferentes periodos y saber con qué frecuencia se obtienen los diferentes valores de SPL durante ese periodo de tiempo.
- Representación espectral del SPL en las bandas de tercios de octava. Permite un mejor entendimiento de las fuentes acústicas submarinas y, además, las representaciones en tercios de octava proporcionan resolución suficiente para distinguir diferentes eventos acústicos.

Las representaciones gráficas del sonido impulsivo se centran en la duración por año de las fuentes de sonido impulsivo, su distribución anual y espacial en el área de evaluación y si se han alcanzado o no los valores umbral fijados. Por ello, el gráfico de ruido impulsivo puede tener diferentes representaciones.

5. IDENTIFICACIÓN Y ANÁLISIS DE LOS PRINCIPALES IMPACTOS DE LOS PEM

5.1. Principales impactos identificados sobre la biodiversidad

A continuación, se describen los principales impactos que los proyectos de los PEM generan sobre la biodiversidad, extraídos del análisis de artículos científicos, estudios, informes, etc. No obstante, se recuerda el carácter general de la presente guía, de manera que cada proyecto será el responsable de evaluar de manera individual los impactos potenciales específicos que puedan surgir de la interacción entre su diseño y los valores naturales presentes en el espacio donde se planifica su implantación. Además, estos impactos deberán ser considerados en un contexto global, contemplando su posible interacción y/o sinergia con los impactos provenientes de otros PEM cercanos y de cualquier otro tipo de actividad.

5.1.1. Hábitats de interés comunitario (HIC)

A continuación, se realiza un análisis de los posibles efectos sobre los hábitats enumerados en el anexo I de la Directiva hábitats. En el contexto del presente documento, se consideran exclusivamente los hábitats costeros, de aguas poco profundas y de aguas profundas que se especifican a continuación. De todos modos, debido a que los proyectos de energía eólica marina requieren acceso a la tierra («aterraje»), los hábitats terrestres también deben tenerse en cuenta a la hora de evaluar los proyectos.

Entre los 10 hábitats marinos contemplados en el anexo I de la Directiva Hábitats, los que pueden ser vulnerables a los efectos del desarrollo de la energía eólica marina son los siguientes (con el asterisco (*) se identifican los hábitats prioritarios):

- bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda [1110]
- praderas de Posidonia (*Posidonia oceanica*)* [1120],
- arrecifes [1170],
- cuevas sumergidas o parcialmente sumergidas [8330].

En general, los principales tipos de repercusiones del desarrollo de la energía eólica marina en los hábitats marinos se resumen en la tabla a continuación:

Tabla 5.1 Potenciales afecciones en los hábitats marinos durante el ciclo de vida de los proyectos de energía eólica marina. Fuente: Elaboración propia.

Potenciales afecciones	Fase del proyecto			
	Previa a la construcción	Construcción	Operación	Clausura
Pérdida de hábitat	Estudios sísmicos y geotécnicos (sondeos)	- Obras de acondicionamiento de los fondos. - Hinca de pilotes / Instalación de los sistemas de amarre de los aerogeneradores flotantes. - Instalación y protección (ploughing, trenching, jetting) del cableado de interconexión y evacuación eléctrica.		Remoción de las infraestructuras
Creación de nuevos hábitats marinos		- Instalación y protección (ploughing, trenching, jetting) del cableado de interconexión y evacuación eléctrica. - Instalación de los sistemas de fondeo.	Presencia de nuevas infraestructuras en el medio.	
Colmatación por sedimentos suspendidos que se depositan sobre el lecho marino		- Obras de acondicionamiento de los fondos. - Hinca de pilotes / Instalación de los sistemas de amarre de los aerogeneradores flotantes. - Instalación del cableado de interconexión y evacuación de energía (ploughing, trenching, jetting).		
Liberación de contaminantes o movilización de contaminantes históricos	Presencia y desplazamiento de las embarcaciones	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones. - Obras de acondicionamiento de los fondos. - Hinca de pilotes / Instalación de los sistemas de amarre de los aerogeneradores flotantes. - Instalación del cableado de interconexión y evacuación de energía (ploughing, trenching, jetting).	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones. - Presencia de nuevas infraestructuras en el medio.	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones - Obras de desmantelamiento de las infraestructuras.

Cambios de los procesos físicos debido a la presencia de nuevas estructuras			Presencia de nuevas infraestructuras en el medio.	Remoción de las infraestructuras.
---	--	--	---	---

5.1.1.1. Pérdida de hábitat

La ejecución de los sondeos extractivos sobre el lecho marino, necesarios para el estudio preliminar de la zona propuesta para la instalación del PEM, podrían afectar de forma directa alguna comunidad bentónica de interés, produciendo una pérdida de superficie del hábitat afectado.

Así mismo, durante la fase de construcción y clausura, tanto en el área más profunda, donde se prevé la instalación de los aerogeneradores, como en la zona somera, de aterraje de los cables de evacuación eléctrica, se podría producir la destrucción de hábitat de elevado valor ecológico presentes en aquellas zonas. Esta afección se dará con mayor probabilidad en la franja costera, coincidiendo con la llegada a la costa de la línea de evacuación, donde las condiciones de mayor luz solar permiten la existencia de comunidades marinas que generalmente albergan una mayor biodiversidad, como, por ejemplo, las praderas de fanerógamas marinas. Por ello, en este espacio será fundamental optar por alternativas de protección del cableado que supongan la menor afección al medio, siendo generalmente la perforación horizontal dirigida la opción de menor impacto. Por el contrario, otras técnicas de protección mediante enterramiento del cableado (p. ej., *trenching*, *ploughing*, *jetting*), que son las únicas alternativas de enterramiento en aguas profundas, conllevan un mayor impacto sobre lecho marino, puesto que conllevan la remoción del sustrato superficial para el enterramiento del cableado.

5.1.1.2. Creación de nuevos hábitats marinos

La introducción de superficies duras procedentes de los aerogeneradores y estructuras anejas (p. ej., el cableado de interconexión y evacuación) en una zona dominada por sedimentos arenosos podría generar un cambio significativo en las comunidades bentónicas (Meißner & Sordyl 2006). Si bien esta modificación podría tener consecuencias positivas para el desarrollo de ciertas especies y comunidades, también puede dar lugar a una fragmentación y degradación de los hábitats existentes particularmente preocupante en el caso de que dichos hábitats gocen de algún grado de protección (p. ej. HICs) o presenten un elevado valor ecológico en el área afectada. Asimismo, también puede permitir que se asienten en el entorno especies exóticas invasoras que previamente no contaban con las condiciones adecuadas para su desarrollo. Las estructuras técnicas u otros sustratos duros creados por el hombre provocan:

- Cambios permanentes en la estructura de los sedimentos.
- El sellado del sedimento marino.
- La pérdida resultante de los hábitats de fondos blandos.

Por consiguiente, la colocación de sustratos duros artificiales no necesariamente constituye una mejora ecológica de los hábitats marinos. La condición y los objetivos de conservación de los espacios Natura 2000 deben tenerse en cuenta en las evaluaciones y se requiere actuar con prudencia cuando hay poca información acerca de las verdaderas condiciones históricas de referencia.

5.1.1.3. Colmatación por sedimentos suspendidos que se depositan sobre el lecho marino

Durante la fase de construcción, las operaciones de excavación y acondicionamiento del lecho marino, la hinca de pilotes o la instalación de los sistemas de fondeo de los aerogeneradores flotantes, así como el tendido y enterramiento (*ploughing, trenching, jetting*) del cableado de interconexión y evacuación de energía podría generar una movilización de los sedimentos presentes en los fondos marinos. Estos sedimentos, según el régimen de corrientes presentes en la zona y las características granulométricas de los mismos, podrían depositarse sobre una comunidad bentónica de interés, provocando la colmatación de una superficie del hábitat y una consiguiente pérdida o degradación de parte del mismo.

5.1.1.4. Liberación de contaminantes o movilización de contaminantes históricos

La liberación de contaminantes en el medio podría ocurrir a lo largo de todas las fases del proyecto por vertidos accidentales procedentes de las embarcaciones y maquinaria empleada en las diferentes acciones previstas en el proyecto.

Así mismo, en fase de construcción, las operaciones necesarias para la instalación de los aerogeneradores y las estructuras asociadas, podría generar una movilización de los sedimentos. Por un lado, esto podría producir un aumento de materias en suspensión, hecho que determina un incremento de la turbidez de la columna de agua y una consiguiente disminución de la producción primaria y la degradación de los hábitats. Por otro lado, la movilización de los sedimentos, podría ocasionar la liberación en la columna de agua de contaminantes químicos asociados a ellos, hecho que podría afectar de forma indirecta los hábitats presentes en la zona.

5.1.1.5. Cambios de los procesos físicos debido a la presencia de nuevas estructuras

La presencia de las nuevas infraestructuras en fase de operación podría generar un cambio en los procesos físicos de transporte y acumulación de sedimento, aumentando el grado de sedimentación presente en un área ocupada por un hábitat de interés o, al contrario, provocando un efecto de socavamiento del lecho marino.

Así mismo, en la fase de funcionamiento, los aerogeneradores podrían alterar las condiciones hidrodinámicas de la zona. Según Berkel *et al.* 2020 esta alteración se produce a través de dos mecanismos. Por un lado, los aerogeneradores modifican el campo de viento y, en consecuencia, alteran los campos de olas y corrientes debido a la extracción de energía del viento. Por otro lado, las turbinas provocan unos efectos sobre las corrientes oceánicas, alterando la turbidez, la mezcla y la estratificación vertical de la columna de agua. Todo ello, podría repercutir sobre el fitoplancton y la producción primaria, generando una modificación de los hábitats presentes en el área del PEM.

5.1.2. Afecciones sobre la Fauna

Para el análisis de las afecciones potenciales a cada grupo de receptores marinos, se debe hacer referencia a los apartados específicos contenidos en este documento, donde se analizan las afecciones a todas las especies que pertenecen a estos grupos y no solo a aquellas indicadas en el Anexo II de la Directiva 92/43/CEE y en el Anexo I de la Directiva 2009/147/CE, que se consideran como objetivos de conservación para los lugares de la Red Natura 2000.

En la tabla 5.2 se indican los **principales tipos de repercusiones generadas por los proyectos de eólica marina para los grupos de fauna marina más importantes y que serán descritos de forma individual en los siguientes apartados.**

Tabla 5.2 Potenciales afecciones en la fauna marina durante el ciclo de vida de los proyectos de energía eólica marina. Fuente: Elaboración propia

Potenciales afecciones		Fase del proyecto			
		Previa a la construcción	Construcción	Operación	Clausura
Riesgo de colisión			Iluminación de los trabajos y elementos de construcción.	- Funcionamiento de las turbinas. - Presencia de nuevas infraestructuras en el medio. - Iluminación de generadores..	Iluminación de los trabajos y elementos de construcción.
Alteración del hábitat y recursos	Aumento de la disponibilidad de posaderos.			Presencia de nuevas infraestructuras en el medio.	
	Aumento de la iluminación		Iluminación de los trabajos y elementos de construcción.	Iluminación de generadores.	Iluminación de los trabajos y elementos de construcción.
	Pérdida de hábitat			Presencia de nuevas infraestructuras en el medio.	Remoción de las infraestructuras
	Efecto arrecife			Presencia de nuevas infraestructuras en el medio.	
	Alteración de la calidad fisicoquímica de las aguas	Presencia y desplazamiento de embarcaciones	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones. - Obras de acondicionamiento de los fondos. - Hinca de pilotes / Instalación de los sistemas de amarre de los aerogeneradores flotantes. - Instalación y protección (ploughing, trenching, jetting) del cableado de interconexión y evacuación eléctrica.	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones. - Presencia de nuevas infraestructuras en el medio.	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones - Obras de desmantelamiento de las infraestructuras.
			- Obras de acondicionamiento de los fondos. - Hinca de pilotes /		

Potenciales afecciones		Fase del proyecto			
		Previa a la construcción	Construcción	Operación	Clausura
	Modificación de los procesos marinos		Instalación de los sistemas de amarre de los aerogeneradores flotantes. Instalación y protección (ploughing, trenching, jetting) del cableado de interconexión y evacuación eléctrica.	Presencia de nuevas infraestructuras en el medio.	
	Cambios en las actividades humanas.	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones - Generación de ruidos por parte de la instrumentación sísmica y prospecciones geofísicas - Cambios en la actividad pesquera.	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones. - Obras de acondicionamiento de los fondos. - Cambios en la actividad pesquera.	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones. - Funcionamiento de las turbinas y estructuras anexas (sistemas de fondeo). - Implementación de instalaciones de acuicultura - Cambios en la actividad pesquera.	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones - Obras de desmantelamiento de las infraestructuras. - Cambios en la actividad pesquera.
Perturbación por ruido y desplazamiento	Enmascaramiento en la comunicación	- Desplazamiento de embarcaciones - Generación de ruidos por parte de la instrumentación sísmica y prospecciones geofísicas	Desplazamiento de embarcaciones.	- Desplazamiento de embarcaciones. - Funcionamiento de las turbinas y estructuras anexas (sistemas de fondeo).	- Desplazamiento de embarcaciones - Obras de desmantelamiento de las infraestructuras.
	Cambios de comportamiento	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones - Generación de ruidos por parte de la instrumentación sísmica y prospecciones geofísicas	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones. - Obras de acondicionamiento de los fondos. - Hinca de pilotes / Instalación de los sistemas de fondeo de los aerogeneradores flotantes. - Instalación y protección (ploughing, trenching, jetting) del cableado de interconexión y evacuación eléctrica.	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones. - Funcionamiento de las turbinas y estructuras anexas (sistemas de fondeo).	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones - Obras de desmantelamiento de las infraestructuras
	Daños auditivos	Generación de ruidos por parte de la instrumentación sísmica y prospecciones geofísicas	- Desplazamiento de embarcaciones. - Hincado de pilotes / Instalación de los sistemas de amarre de los aerogeneradores flotantes.		

Potenciales afecciones		Fase del proyecto			
		Previa a la construcción	Construcción	Operación	Clausura
	Daños a tejidos del animal y mortalidad		Detonaciones de UXO.		
Molestias	Ruido	- Desplazamiento de embarcaciones - Generación de ruidos por parte de la instrumentación sísmica y prospecciones geofísicas	- Desplazamiento de embarcaciones. - Obras de acondicionamiento de los fondos.	- Desplazamiento de embarcaciones. - Funcionamiento de las turbinas y estructuras anexas (sistemas de fondeo).	- Desplazamiento de embarcaciones - Obras de desmantelamiento de las infraestructuras.
	Desplazamiento	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones - Generación de ruidos por parte de la instrumentación sísmica y prospecciones geofísicas	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones. - Obras de acondicionamiento de los fondos. - Hinca de pilotes / Instalación de los sistemas de amarre de los aerogeneradores flotantes.	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones. - Funcionamiento de las turbinas.	- Presencia y desplazamiento de embarcaciones - Obras de desmantelamiento de las infraestructuras
Colisión con buques		Presencia física y desplazamiento de las embarcaciones			
Riesgo de enmalle				Presencia de nuevas infraestructuras en el medio	
Efecto barrera				Presencia de nuevas infraestructuras en el medio	
Efectos de campos electromagnéticos (CEM)				Mediocampos electromagnéticos generados por el cableado de interconexión y evacuación.	
Efectos acumulados y a nivel poblacional		Efecto combinado de todas las anteriores en el conjunto de parques de una población.			

En primer lugar, la presencia de los PEM puede llegar a modificar el ecosistema marino (Slavik, *et al.*, 2019), pues la infraestructura del parque puede actuar como un nuevo hábitat que posibilita la colonización de nuevas especies (Wilson & Elliott, 2009; Kerckhof *et al.*, 2011), además de facilitar la dispersión de especies exóticas (Glasby *et al.*, 2007) más allá de su rango de distribución. Parte de estas especies exóticas pueden llegar a convertirse en invasoras, comprometiendo a las especies autóctonas, incluyendo las de importancia comercial (Kerckhof *et al.*, 2011).

Por otro lado, el estudio elaborado por Janßen *et al.* (2015) apunta que la implantación de parques eólicos marinos en zonas sensibles a la eutrofización (con bajos niveles de oxígeno, alta estratificación y diferentes niveles de salinidad) pueden favorecer las condiciones de anoxia debido a cambios la acumulación de biomasa (especialmente organismos que forman biofouling) y en la velocidad de las corrientes). Este efecto se ha reportado por ejemplo en el Mar Báltico, donde un incremento de la biomasa bentónica dio lugar también en un aumento del ratio de consumo de oxígeno (derivado de la respiración de la biomasa y el consumo de materia orgánica).

A continuación, pasamos a describir las principales afecciones sobre cada grupo.

5.1.2.1. Afecciones sobre la avifauna

Podemos definir cuatro principales grupos de afecciones de la energía eólica marina sobre las aves (p. ej. Drewitt & Langston 2006; Fox *et al.* 2006; Furness *et al.* 2013):

- Riesgo de colisión
- Afección del hábitat y recursos
- Efecto barrera
- Molestias

Estas afecciones se encuentran fuertemente interrelacionadas, de modo que sus efectos tienen influencia sobre el resto. En los siguientes subapartados se detalla el efecto de estas afecciones sobre las poblaciones de aves, así como los principales resultados de estudios que las han analizado. Así mismo, recientemente se están empezando a analizar los efectos acumulados sobre las poblaciones de aves de todos los efectos previos extendidos a una red de plantas de producción de energía:

Las afecciones pueden afectar tanto a aves marinas como aves terrestres que usan el medio marino durante sus migraciones.

5.1.2.1.1. Riesgo de colisión

Las aves que vuelan alrededor de los PEM corren el riesgo de ser heridas o morir al colisionar con las aspas del rotor y, en menor medida con la torre, subestaciones eléctricas, otros elementos de los parques e incluso embarcaciones (Leemans & Collier 2022). La turbulencia alrededor de las aspas también puede desestabilizar el vuelo de aves, causando lesiones o incluso la muerte.

Las colisiones pueden afectar aves en diferentes momentos de su ciclo vital y realizando diversas actividades. De forma general se pueden definir las siguientes situaciones en las que las aves se pueden poner en riesgo:

- Migraciones.
- Movimientos locales de las áreas de alimentación a las áreas de cría y descanso

- Aves desplazadas por la actividad humana
- Aves atraídas por la actividad humana
- Aves atraídas por los generadores
- Aves volando entre los generadores en busca de alimento

Estas situaciones se dan de forma muy diversa: algunas aves reproductoras pueden cruzar parques diariamente de forma repetida al moverse entre sus áreas de cría y las zonas de alimentación. En cambio, las aves en migración cruzarán cada parque una o dos veces al año, teniendo mayor efecto para cada individuo el efecto acumulado de los distintos parques situados a lo largo de su ruta migratoria (ver apartado 0 para más detalles). Aunque durante la migración cada individuo cruce un PEM en pocas ocasiones, en zonas de concentración del paso la cantidad de aves implicada puede muy elevada.

La mayor parte de los trabajos que han analizado el riesgo de colisión se han centrado en los factores que lo modulan (King 2019). En relación con la translación del riesgo de colisión a tasas de colisión, estas se deben establecer en base a modelos predictivos debido a la dificultad de obtener datos empíricos en el medio marino (Masden & Cook 2016).

Se ha observado una tendencia de las aves a evitar los generadores (Winkelman 1992; Christensen *et al.* 2004), ya sea en el plano horizontal como vertical. Las maniobras de evasión se dan a diversas escalas: macro, meso y micro. La evasión a macro escala se refiere al parque en su totalidad, la evasión a meso escala a los generadores dentro del parque y la evasión a micro escala a los generadores individuales.

Las aves evitan los generadores aumentando su altura de vuelo cuando perciben el aerogenerador como un obstáculo en sus movimientos (evasión en el plano vertical), mientras que lo evitan cambiando la trayectoria cuando lo perciben como un obstáculo infranqueable (Kahlert *et al.* 2000; Pettersson 2005) (evasión en el plano horizontal). En este sentido, en el PEM de Nysted, Dinamarca, se observó que la distancia media a la que los éideres (*Somateria mollissima*) iniciaban los movimientos de evasión se situó entorno los 3 km. (Kahlert *et al.* 2004; Desholm & Kahlert 2005). Igualmente, la utilización de TADS (cámaras de infrarrojos para la detección de animales) ha permitido observar que los paseriformes pueden retroceder para evitar el impacto a distancias muy cercanas a las aspas (Desholm 2003; 2005). No obstante, la capacidad de evasión del riesgo es diferente en cada especie.

En distintos casos se han realizado ejercicios para establecer tasas de evasión a micro escala. En un parque eólico en Inglaterra se calcularon tasas de evasión para alcatraz atlántico (*Morus bassanus*), gaviota tridáctila (*Rissa tridactyla*), gaviota argétea (*Larus argentatus*) y gavión atlántico (*L. marinus*) con resultado de 0,999, 0,998, 0,999, 0,996, y 0,998 respectivamente (Skov *et al.* 2018). Tjørnløv *et al.* (2021) establecieron estos valores en 0,938 para grandes gaviotas y 0,977 para pequeñas gaviotas.

Los movimientos de evasión realizados al afrontar el obstáculo que representa el parque pueden disgregar los bandos de aves desorientando a sus integrantes (Exo *et al.* 2003).

En un estudio realizado en el mar del Irlanda las gaviotas sombrías (*Larus fuscus*) mostraron comportamientos de evasión a macro escala a entre 3 y 4 km de los PEM. Las aves se mostraron significativamente atraídas a distancias más cercanas, de 1 a 2 km, del límite del parque. A menor escala, las gaviotas sombrías mostraron maniobras de evasión vertical a distancias por debajo de los 70 m de los generadores, evitando volar por los generadores generalmente descendiendo la altura de vuelo (Johnston *et al.* 2022). Trabajos similares en Escocia (Tjørnløv *et al.* 2023) mostraron que alcatrazes y gaviones atlánticos mostraron movimientos de evasión a distancias de 40 y 50 m respectivamente y una tasa de evasión a esta escala de 0,5. Las gaviotas argéteas y las gaviotas tridáctilas mostraron unas tasas de evasión a meso escala de 0,7 y 0,5 respectivamente.

Para que las aves puedan evitar los generadores tienen que ser conscientes de su existencia. Esto explica que, según diversos estudios en aves migrantes (Pedersen & Poulsen 1991; Tulp *et al.* 1999; Christensen *et al.* 2004) las acciones para evitarlos sean menos intensas o más bruscas durante la noche (Pettersson 2005). Este hecho se repite en condiciones de visibilidad reducida, como por ejemplo con niebla (Karlsson 1983) o con la aparición súbita de borrascas. Por otro lado, en Holanda se ha observado que los porrones comunes (*Aythya ferina*) y los porrones moñudos (*A. fuligula*) vuelan de forma habitual entre los generadores en las noches de luna llena, mientras que los evitan las noches más oscuras (Dirksen *et al.* 1998). Esta contradicción se debe a la “habitución” de los porrones a la presencia del parque, ya que evitan los generadores, aunque no los puedan detectar.

Es conocido que muchos migrantes nocturnos (mayoritariamente paseriformes) colisionan con elementos estacionarios (e. g. faros, torres de telecomunicaciones, puentes), especialmente en situaciones de baja visibilidad (p. ej. Weigold 1924; Verheijen 1981; Evans 2000; Kerlinger 2000; Hüppop 2004) y que este hecho suele ir asociado a su tipo de iluminación. Pero a menudo no se diferencia entre la atracción o phototaxia, que tiene un efecto de atracción que actúa a decenas de kilómetros, de la desorientación que es el efecto a cortas distancias que lleva a las aves a volar en círculos alrededor de una fuente de luz (Dean *et al.* 2022). Aunque se desconoce el motivo de esta desorientación, parece que las luces rojas tienen un mayor efecto sobre la orientación magnética de las aves (e. g. Gauthreaux & Belser 2000; Manville 2001; Wilschko & Wilschko 2002; Hüppop 2004). Para minimizar el posible impacto negativo se recomienda colocar el menor número de luces blancas intermitentes de la menor potencia posible siempre y cuando cumplan con la normativa de navegación marítima y aérea (Hüppop *et al.* 2006). En un caso práctico se observó que el número de colisiones aumentó de forma importante cuando un generador fue iluminado de forma constante durante unos trabajos de reparación en Suecia (Karlsson 1983). Por otra parte, estudios realizados en los Estados Unidos no mostraron evidencias de mortalidad en torres de comunicaciones de menos de 100-150 m de altura (Kerlinger 2000), aunque estas estructuras son de dimensiones muy inferiores a las de los aerogeneradores que se plantean en la actualidad en el medio marino.

El viento es otro factor que influye de forma importante en el movimiento de las aves. Puede afectar tanto a la situación de los grandes flujos migratorios a nivel global, como a los recorridos anuales y diarios en el ámbito local. También se ha constatado que en condiciones de viento favorable las aves incrementan la altitud de vuelo y la disminuyen en el caso inverso (Eastwood 1965; Dirksen *et al.* 1998; Koop 1999; Krüger & Garthe 2001). De este modo, las condiciones de viento pueden determinar si las aves pasarán por PEM o si al hacerlo volarán a una altura que comporte un riesgo de impacto. Así mismo, hay que tener en cuenta que en situaciones de viento favorable las aves pierden maniobrabilidad por volar a más velocidad.

La presencia de embarcaciones también repercutirá en el riesgo de colisión. En caso de molestias, las aves posadas en el parque pueden huir volando a alturas de riesgo de impacto (Kahlert *et al.* 2000).

Después de esta introducción general sobre la problemática, se resumen los resultados más relevantes de estudios centrados en los momentos del ciclo vital en que las aves son más vulnerables a la colisión: la reproducción y las migraciones.

a) Reproducción

Lane *et al.* (2020) estudiaron los movimientos de alcatraces atlánticos criando en la isla escocesa de Bass Rock en relación con sus interacciones con parques eólicos. Estos autores observaron como ambos sexos pasaban más tiempo en el ámbito del parque durante el período de crecimiento de los pollos que durante la incubación. Las hembras mostraron un riesgo de colisión tres veces mayor al de los machos, ya que hicieron viajes más largos, volando a mayor altura y haciendo un mayor uso de los

parques eólicos. Los datos de geolocalizadores equipados en los alcatraces de esta colonia mostraron diferencias generacionales en la interacción con los parques eólicos fuera del período reproductor. Mientras que los jóvenes se mantenían cerca de la costa en otoño, los adultos migraban al sur del mar del Norte, zona con gran desarrollo de la energía eólica causando un mayor riesgo para esta clase de edad (Lane *et al.* 2021). Pero durante el período reproductor esta zona se encuentra ocupada principalmente por alcatraces inmaduros (Pollock *et al.* 2021).

Otros estudios con alcatraces reproductores en la isla del mar del Norte de Helgoland (p. ej. Peschko *et al.* 2021) han mostrado diferencias individuales en el uso de parques eólicos. Mientras que un 89% de los ejemplares equipados con GPS evitaron el parque, el 11% restante lo usó de forma frecuente alimentándose o en sus movimientos entre la colonia y las zonas de alimentación. Las aves que entraron en los parques lo hicieron más para alimentarse que para descansar, situándose preferentemente entre 250 y 450 m de los generadores. La altura de vuelo de los alcatraces fue mayor dentro de los parques que fuera de ellos, pero todavía por debajo de la altura de los rotores. Este comportamiento de evasión aparentemente tiene un efecto contrario aproximando a los alcatraces a la altura de riesgo.

Mediante el uso de un radar aviar en un parque eólico situado a 10 km de la costa de los Países Bajos, Van Erp *et al.* (2021) analizaron la variabilidad temporal del uso del parque por parte de aves marinas. Su estudio concluyó que el período reproductor era el momento del año con mayor presencia de aves en el parque, y el alba y el ocaso los momentos del día de mayor riesgo.

b) Migraciones

La incidencia de las colisiones de aves en migración con aerogeneradores marinos ha sido objeto de gran atención. A continuación, se hace un resumen de los estudios más relevantes que lo han analizado.

La migración es un fenómeno muy irregular, con jornadas que concentran gran parte del flujo migratorio, pero con otras de paso mucho más débil. Esta variación en la intensidad del flujo de paso suele explicarse por aspectos fenológicos propios de cada especie, así como por las condiciones meteorológicas, además este efecto es muy variable en función de las características físicas de cada especie y de los puntos de origen y destino de sus rutas (Doker *et al.* 2011; Farnsworth *et al.* 2016, Egunez *et al.* 2018). Estudios de migración de aves mediante radar realizados en Bélgica han mostrado que se podrían haber evitado 700 colisiones desactivando los generadores durante las 14 horas de la migración de otoño de 2019 en que se superaron 500 aves/km/hora (Brabant *et al.* 2021). Esta situación de paso masivo no se dio en la migración de primavera de 2021.

Buena parte de la migración se da durante la noche y se encuentra fuertemente influenciada por las condiciones meteorológicas. A modo de ejemplo, Manola *et al.* (2020) establecieron que la migración era más intensa en un parque eólico del mar del Norte en noches sin precipitación ni sistemas frontales, con altas presiones y vientos de cola en primavera y vientos laterales en otoño. La humedad relativa, temperatura o cobertura de nubes no mostró una relación con la intensidad de la migración. Un estudio similar mostró que mientras en primavera las aves cruzaban el mar del Norte con regularidad de oeste a este favorecidas por los vientos de cola dominantes, en otoño los vientos eran mayoritariamente desfavorables y el paso se concentraba en las noches con vientos de cola (Bradarić *et al.* 2020).

Hay una gran variabilidad entre las rutas migratorias que usan las distintas especies de aves. Algunas migran con clara preferencia sobre la tierra cruzando el mar sólo cuando es imprescindible (grandes planeadoras), pero otras realizan grandes desplazamientos sobre el mar. Estas diferencias tienen una influencia obvia en el riesgo de colisión en PEM durante las migraciones. Un estudio sobre las rutas de

10 especies de aves paseriformes mostró que el 25% de ellas tomaron una ruta marina para cruzar el mar del Norte en otoño (Brust & Hüppop 2021). Las especies con destinos de invernada más occidentales fueron las que mostraron una mayor proporción de movimientos sobre el mar.

El zorzal alirrojo (*Turdus iliacus*) y el zorzal común (*T. philomelos*) fueron las especies con mayor preferencia por cruzar el mar.

Un ejemplo de especie que se ha sugerido como especialmente susceptible al impacto de los PEM es el zarapito real (*Numenius arquata*) ya que su ruta entre el Reino Unido y Europa continental cruza el mar del Norte (Fijn *et al.* 2021). Un caso similar se da en tarros blancos (*Tadorna tadorna*) británicos equipados con emisores GPS. Sus rutas migratorias cruzan zonas con presencia de PEM en el sur del mar del Norte en su camino hacia la costa alemana y los movimientos de las aves se realizaron preferentemente a alturas de riesgo de colisión (Green *et al.* 2021). Esta zona con acumulación de PEM también ha sido utilizada por gaviotas reidoras (*Chroicocephalus ridibundus*) durante sus migraciones desde sus colonias de reproducción en los Países Bajos, con cinco de ocho ejemplares marcados tomando esta ruta.

Es necesario remarcar que existen grandes lagunas de información sobre estos procesos en aguas españolas, por lo cual su valoración se debe afrontar desde el principio de precaución hasta que no se genere esta información, que es de elevada utilidad para el análisis de la problemática.

De forma general, las especies más vulnerables a la colisión son aquellas que vuelan a alturas que coincidan con la de los rotores, las que tengan menor capacidad de maniobrabilidad en el vuelo, las que pasen mayor parte de su tiempo volando, las que tengan una mayor actividad nocturna y las que realicen maniobras de escape más extremas. Obviamente, el efecto de las potenciales colisiones será mayor para las especies que tengan poblaciones más pequeñas y/o amenazadas (p. ej. Furness *et al.* 2013). El efecto será mayor si las aves cruzan un PEM en muchas ocasiones o aquellas que lo hagan en pocas ocasiones, pero gran número.

5.1.2.1.2. Alteración del hábitat y recursos

La instalación de una infraestructura de grandes dimensiones y extensión como un PEM puede generar cambios en el medio en el que se emplaza. Estas alteraciones pueden tener repercusiones en la utilización del lugar por parte de las aves, ya que pueden perder recursos, pero también encontrar nuevos e incluso verse atraídas hacia el parque. A grandes rasgos la transformación del hábitat puede repercutir en las aves de las siguientes formas (Kahlert *et al.* 2000):

- Pérdida de hábitat disponible para las aves por la presencia de los aerogeneradores
- Efecto arrecife
- Modificación de los procesos marinos
- Aumento de la disponibilidad de posaderos
- Cambios en las actividades humanas
- Aumento de la iluminación

La **pérdida de hábitat** disponible por la presencia de los aerogeneradores se puede considerar menos apreciable por sí misma. Es más relevante la superficie que deja de ser utilizada por las aves marinas por la evasión de las instalaciones eólicas y se trata en más detalle en el siguiente apartado.

La **creación de arrecifes artificiales** en la base de los aerogeneradores y las comunidades que lo pueden ocupar han sido tratados en diversos trabajos (p. ej. Slavik *et al.* 2019; Dannheim *et al.* 2020; Coolen

et al. 2022). Algunas especies pueden encontrar una nueva fuente de alimento entre la fauna promovida por el arrecife, como se ha demostrado para distintas especies de pardelas en Canadá (Baird 1990; Montevecchi 2006; Burke *et al.* 2012).

Los trabajos para realizar y las nuevas estructuras e instalaciones pueden causar cierto nivel **modificación de los procesos marinos**. En un primer momento, durante la fase de construcción se puede producir una disminución temporal de la disponibilidad de alimento por un aumento de materiales en suspensión. La mayor turbidez del agua hace disminuir la eficiencia de las aves durante la pesca y captura de presas acuáticas (Kahlert *et al.* 2005). Durante la fase de operación hay una serie de afecciones indirectas que podrían tener un efecto sobre la disponibilidad de alimento para las aves. Por una parte, se apunta que la presencia de las distintas estructuras podría modificar las corrientes marinas alterando puntos de afloramiento de nutrientes (Berkel *et al.* 2020), así como el régimen local de vientos y lluvias (Akhtar *et al.* 2022), modificando la distribución del alimento en los niveles tróficos más bajos y el resto por un efecto en cascada. Los campos electromagnéticos generados por los distintos elementos de un PEM podrían tener un efecto también sobre las poblaciones de fauna marina modificando la cantidad de alimento disponible para las aves (Öhman *et al.* 2007). Estos campos deberían ser mayores en la línea de evacuación que transcurre por el fondo marino, de modo que su efecto sobre las aves quedaría restringido a zonas donde estas tengan acceso a la fauna potencialmente afectada, es decir en zonas de poca profundidad cercanas a la evacuación en tierra.

Las bases de los generadores pueden actuar como **posaderos** tanto para aves costeras (gaviotas, charranes o cormoranes) como para aves que crucen la zona durante las migraciones. En un PEM en Bélgica se observó una gran atracción del parque para la gaviota argétea, el gavión atlántico y el cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*). En el último caso la especie se mostraba ausente en la zona antes de la construcción del parque (Vanermen *et al.* 2019a). En el mismo ámbito también se detectó un aumento de la presencia de gaviotas sombrías reposando en el límite del parque, usando los fondeos del jacket como posadero (Vanermen *et al.* 2019).

Esta atracción puede incrementar el riesgo de colisión (Kahlert *et al.* 2004; Christensen & Hounisen 2005).

La instalación de un parque puede suponer **cambios en las actividades humanas** con las que las aves interaccionan. Por una parte, los parques pueden suponer limitaciones en las actividades pesqueras de la zona, elemento clave para explicar la distribución de las aves marinas en muchos contextos (p. ej. Arcos 2001; Montevecchi 2001; Arcos & Oro 2002). En sentido contrario se pueden desarrollar nuevas actividades humanas que atraigan a la fauna, aumentando el riesgo de colisión. Un ejemplo es la acuicultura, que se prevé que se promueva en PEM (Leemans & Collier 2022). Benjamins *et al.* (2020) indican las gaviotas y cormoranes como las especies para las que esta atracción podría suponer un aumento en el riesgo de colisión.

El **aumento de la iluminación** en los aerogeneradores y otros elementos de un PEM puede provocar diversas interrupciones sobre la fauna. Pueden tener un efecto importante sobre la mortalidad de aves en migración, que se vean atraídas o desorientadas, pero también pueden tener otros efectos negativos sobre las poblaciones sin necesidad de causar mortalidad por impacto. En concreto se ha estudiado en profundidad el efecto negativo que la atracción de la iluminación artificial puede tener para diversas aves marinas (en especial procelariiformes), atrayéndolas. Rodríguez & Rodríguez (2009) mostraron una recopilación de aves recogidas desorientadas en canarias, con dominancia de pardelas canarias (*Calonectris borealis*), pero también con paíños europeos (*Hydrobates pelagicus*), paíños de Madeira (*Oceanodroma castro*) y pardelas pichonetas (*Puffinus puffinus*) implicados. Rodríguez *et al.* (2015a) también analizaron las pardelas baleares (*Puffinus mauretanicus*), pardelas cenicientas (*Calonectris diomedea*) y paíños europeos atraídos por la luz en las islas baleares. Rodríguez *et al.* (2022) han mostrado como pardelas canarias marcadas con GPS pueden estar largos períodos de

tiempo volando tortuosamente sobre fuentes de luz al salir de sus colonias de reproducción antes de posarse. También se ha mostrado como bajan la altura de vuelo por la atracción/desorientación causada por fuentes de luz (p. ej.; Rodríguez *et al.* 2017; Rodríguez *et al.* 2022). El efecto parece ser mayor en aves jóvenes que se reproduzcan en huras, donde la falta de luz solar durante todo su crecimiento desemboca en un menor desarrollo de la visión (Atchoi *et al.* 2020). Se han registrado grandes eventos de pardelas canarias jóvenes atraídas por la luz al cruzar zonas habitadas al salir de sus zonas de reproducción camino al mar (Rodríguez *et al.* 2015b; Rodríguez *et al.* 2022). La distancia a la que la atracción de las fuentes de luz podría actuar no parece clara del todo y podría variar entre especies (Dean *et al.* 2022). En Hawaii se observó cómo cubriendo la iluminación de un resort para evitar que la luz escapara hacia arriba se evitaba en gran proporción su efecto de atracción (Reed 1985). Paradójicamente, la iluminación de las entradas de colonias de reproducción ha resultado en una menor actividad de las pardelas, lo que conlleva una menor atención a las tareas reproductivas (Austad *et al.* 2023).

5.1.2.1.3. Efecto barrera

La tendencia apuntada anteriormente que lleva a las aves a sortear los parques eólicos puede suponer un perjuicio, ya que en diversas situaciones esta evasión puede suponer un gasto energético suplementario (Birdlife 2003; Fox *et al.* 2006). Este efecto supondría una afección mayor para las aves marinas que deban ajustar de forma repetida la ruta de sus viajes de alimentación desde las colonias de reproducción (Pollock *et al.* 2021; Green *et al.* in prep.). El aumento en el coste también podría hacer menos accesibles algunos recursos, cambiando las relaciones ecológicas entre las áreas de alimentación, descanso y cría.

Un ejemplo del aumento del coste de los movimientos de aves acuáticas migradoras a través de un PEM en Suecia mostró que la distancia total de su migración aumenta en un 0,2-0,4%, hecho que se traduce en un aumento de 0,2-0,5% en el tiempo de migración (Pettersson 2005). Este incremento por un solo paso por el parque debe ser multiplicado para las especies residentes que transiten regularmente por la zona lo sufrirán de forma repetida.

Una serie de trabajos han analizado el efecto de los PEM sobre la presencia de aves. A continuación, se presentan diversos ejemplos en este sentido. Hay que tener presente que es complejo separar el peso que tiene el efecto barrera respecto a otros factores que pueden alterar la presencia de aves, como cambios en el hábitat o las molestias por la realización de actividades humanas.

Se comparó el uso de un PEM en el norte de Bélgica por parte de gaviotas sombrías equipadas con emisores GPS observándose un importante descenso (del 71%) en su presencia en la zona. Sin embargo, los propios autores concluyen que se hace difícil establecer el peso del efecto barrera y de los cambios en la actividad pesquera en el área (Vanermen *et al.* 2021).

En un PEM emplazado en aguas belgas se observó un descenso en el número de alcatraz atlántico (*Morus bassanus*), alca común (*Alca torda*) y arao común (*Uria aalge*) del 98%, 75-80% y 60-63% respectivamente. Un estudio similar realizado en aguas del mar del norte alemán mostró un descenso de un 45% en la presencia de gaviotas tridáctilas durante el periodo reproductor. En el caso del arao el descenso fue del 44% en este periodo y de un 63% en primavera (Peschko *et al.* 2020a). Se estimó una distancia de respuesta de los araos a los PEM de 9 km en primavera, mientras que fue de 20 km para las gaviotas tridáctilas reproductoras. En otro estudio la reducción de la presencia de araos se redujo hasta un 63%, subiendo hasta el 75% con las aspas en movimiento (Peschko *et al.* 2020b). En alcatrazes atlánticos en la misma zona el descenso registrado fue de entre un 21 y 37% (Peschko *et al.* 2021).

Mediante censos desde embarcación y desde aeronave realizados antes y después de la instalación de PEM en la Zona Económica Exclusiva de Alemania se han analizado los posibles efectos de los parques en la densidad de las aves a distintas distancias de los generadores y las distancias de respuesta de las distintas especies a los mismos (ver Tabla 5.3; Garthe *et al.* 2022; Peschko *et al.* in prep.).

Tabla 5.3 Variación en la abundancia de diversas aves marinas en la Zona Económica Exclusiva de Alemania después de la instalación de PEM y distancias de respuesta a los parques. En diversos casos se dan valores para los períodos que se indican bajo al nombre de la especie. Fuente: Garthe *et al.* 2022, Peschko *et al.* in prep.

Especie	Variación en la abundancia		Distancia de respuesta
	a 1 km	a 5 km	
Arao común Otoño - Invierno	-91% -67%	-80% -54%	15-21 km
Alca común Invierno	-55%	-47%	0-3 km
Alcatraz atlántico Verano - Otoño	-75% -81%	-32% -43%	0-3 km
Fulmar atlántico Primavera - Verano	-91% -64%	-84% -43%	3-6 km
Gaviota tridáctila Invierno	-35%	-27%	0-3 km
Gaviota sombría Verano	-	+42%	12-15 km

En sentido contrario, resultados incipientes indicarían que en algunos contextos las aves se podrían habituar a la presencia de los generadores recuperando sus densidades previas, como en el caso mostrado para el alcatraz atlántico, el arao común y el alca común en las zonas ocupadas por los PEM belgas (Vanermen *et al.* 2021).

En el caso de las aves en migración activa el coste energético de sortear un PEM individual puede ser considerado menospreciable en comparación con el coste energético de realizar una migración de miles de kilómetros (Masden *et al.* 2009). Pero en el caso de aves terrestres aproximándose a tierra después de una larga travesía marina, el percibir el parque como una barrera infranqueable (en combinación con la desorientación causada por la iluminación) puede impedir su llegada a tierra aumentando las probabilidades de muerte para estas aves ya exhaustas.

5.1.2.1.4. Molestias

La instalación de un PEM supone cambios en el hábitat y las actividades humanas que se realizan en el lugar. Estos cambios promueven diversos elementos que pueden causar molestias para las aves, limitando el uso que puedan hacer de las zonas ocupadas por plantas de energía eólica marina:

- Generación de ruidos intensos
- Desplazamiento

La **generación de ruido** más relevante de los PEM se da en la fase de construcción. Este sonido puede alcanzar los 150 dB re 20 μ Pa en el ámbito del parque eólico en el caso de la construcción de generadores sobre monopilotes (Kahlert *et al.* 2000). Estos niveles de sonido no mostraron tener un impacto detectable sobre las colonias de limícolas, gaviotas y charranes. Por otra parte, el estudio sobre la construcción de un puente en Resund (también en Dinamarca) mostró que incluso una especie muy sensible como el ánsar común (*Anser anser*) mostró una gran capacidad de adaptación a los

estruendos causados por los trabajos de construcción (Kahlert & Nilsson 2000). Esta adaptación parece más complicada para las especies que ocupen la zona de forma temporal, como por ejemplo las aves en migración.

El ruido causado por el funcionamiento y mantenimiento de los generadores puede representar una molestia a las aves situadas en los parques y sus inmediaciones. También es previsible que las aves eviten utilizar el ámbito del parque eólico, manteniendo una distancia de seguridad respecto los aerogeneradores que puede variar según la especie y la época del año. Percival (2003) apunta que esta distancia podría llegar hasta los 800 m en las aves acuáticas invernantes y hasta los 300 m en aves acuáticas nidificantes.

A nivel subacuático, se conoce la respuesta de araos comunes al ruido, con mayor respuesta a mayores intensidades sonoras (Hansen *et al.* 2020).

La presencia de embarcaciones, así como la propia presencia de los aerogeneradores puede causar un **desplazamiento** de las aves. A diferencia de lo indicado en puntos anteriores, en este nos referiremos a las aves locales que se encuentran posadas o en alimentación. Como se ha comentado en puntos anteriores no siempre se da este desplazamiento, ya que diversas especies pueden mostrarse atraídas, de modo que el desplazamiento o atracción que suponga un parque eólico dependerá de las características de su ubicación y las especies presentes (Marques *et al.* 2021).

Los colimbo chicos (*Gavia stellata*) han mostrado un fuerte desplazamiento en la costa alemana (Heinänen *et al.* 2020). El efecto del desplazamiento era más intenso hasta 5 km del parque y menos hasta 10-15 km. La distancia fue menor en circunstancias de visibilidad baja y mayor durante la noche, indicando la importancia de la visión en la percepción de las molestias. Esta mayor distancia de seguridad nocturna se relaciona con la iluminación de los PEM (Burger *et al.* 2019; Dorsch *et al.* 2019; Heinänen *et al.* 2020).

Mendel *et al.* (2019) estudiaron el efecto de la construcción de PEM en la presencia a gran escala del colimbo chico en mar del Norte alemán. Tras la construcción de los parques, los colimbo se agregaron en el espacio comprendido entre dos grandes emplazamientos eólicos, evitándolos. El descenso en la presencia de colimbo se extendió hasta 16 km del parque eólico más próximo. Aunque Vilela *et al.* (2021) obtuvieron resultados similares en la misma zona, no se observó un descenso de la población de la especie en el global del área a pesar del desarrollo de 20 parques eólicos entre 2001 y 2018. Pero hay que tener en cuenta que la mayor parte del desarrollo eólico se dio a partir de 2012 y los efectos negativos se podrían mantener todavía ocultos (Leemans & Collier 2022).

Después de analizar los trabajos sobre el desplazamiento de los PEM sobre alcas comunes y araos comunes, se ha establecido un 50% como una reducción que se podría utilizar en el caso de los ácidos en los estudios de impacto para zonas con densidades moderadas o altas (APEM 2022).

El tráfico marino también ha mostrado un efecto en la distribución del colimbo chico, con mayores densidades de colimbo en las zonas de menor tráfico. Las embarcaciones que navegan a mayor velocidad mostraron un nivel de molestia mayor que las embarcaciones lentas (Burger *et al.* 2019). El tiempo necesario para que los colimbo vuelvan al lugar se ha mostrado también mayor para las embarcaciones rápidas (Dorsch *et al.* 2019). Mendel *et al.* (2019) obtuvieron resultados similares para el conjunto de especies de colimbo, apuntando a la combinación entre la presencia de los aerogeneradores y el aumento del tráfico de embarcaciones como principales causas del descenso de estas especies en los PEM.

En el caso de éideres mudando en la costa noruega se estableció una distancia media de vuelo ante la presencia de embarcaciones de 177 m, siendo los vuelos de una longitud promedio de 771 m desde la posición original (Dehnhard *et al.* 2020). En 10 minutos la mayor parte de las aves recuperaron la tranquilidad, sin embargo, fruto del desplazamiento podrían haber llegado a lugares menos favorables. Los resultados sugieren cierto efecto sobre esta especie de la actividad de las embarcaciones.

Goodship and Furness (2022) han realizado un trabajo de recopilación de la información disponible sobre las distancias de seguridad ante las molestias de embarcaciones de diversas especies de aves marinas (ver Tabla 5.4). Estos datos seguramente no puedan ser extrapolados a otros ámbitos, pero aportan unos valores de referencia de los órdenes de magnitud.

Tabla 5.4 Propuesta de distancias de seguridad ante las molestias para distintas especies de aves marinas durante y fuera del período de reproducción. Fuente: Adaptado por Leemans & Collier (2022) de Goodship and Furness (2022).

Especie	Distancia de seguridad ante embarcaciones	
	Durante la reproducción	Fuera de reproducción
Eider común	100-200 m	200-500 m
Negrón común	300-500 m	-
Colimbo chico	500-750 m	≤1000 m
Colimbo ártico	500-750 m	≤1000 m
Colimbo grande	-	100-350 m
Charrancito común	100-300 m	-
Charrán patinegro	≥200 m	-
Charrán común	200-400 m	-
Charrán ártico	≥200 m	-
Charrán rosado	≥200 m	-

5.1.2.1.5. Efectos acumulados y a nivel poblacional

A menudo el proceso de evaluación de las afecciones que las distintas instalaciones pueden suponer para la fauna se realiza de forma individual. Sin embargo, las especies con una mayor movilidad, como las aves, pueden interaccionar con múltiples plantas eólicas a lo largo de su ciclo anual, o incluso diario, en zonas de elevado estado de implementación de la producción de esta energía. De esta realidad ha surgido la necesidad de estudiar el efecto acumulado de los distintos PEM del ámbito vital de las distintas poblaciones de aves marinas (Fox & Petersen 2019; May *et al.* 2019). Hasta el momento ha habido diversos intentos de abordar el cálculo de la evaluación de efectos acumulativos, pero todavía sin consenso (May *et al.* 2019).

Algunos trabajos han ido más allá y han intentado analizar los impactos acumulados de los proyectos eólicos desarrollados y del resto de principales actividades humanas. Un ejemplo se ha dado en el mar del Norte, donde Piet *et al.* (2021) aplicaron una metodología de evaluación del impacto de las diferentes actividades humanas sobre la biodiversidad y la efectividad de las distintas medidas de gestión en aplicación. Los resultados sugieren que se podría lograr una reducción considerable del impacto sobre las aves con cambios en la ubicación de aerogeneradores (p. ej. Thaxter *et al.* 2017). Estos resultados son de aplicación ante los cambios en los parques fruto del aumento de la capacidad de los aerogeneradores y en la planificación de futuras instalaciones (p. ej. Leopold *et al.* 2015).

De forma general, la aproximación más directa al estudio de los efectos acumulativos de los distintos parques, así como el efecto combinado de las distintas afecciones de los parques sobre la fauna, es el seguimiento a nivel demográfico de las aves marinas para poder evaluar el impacto real de la energía eólica marina sobre sus poblaciones.

En la actualidad se han realizado diversos intentos de abordar el efecto sobre las poblaciones de los PEM u otras actividades humanas en el medio marino, pero todavía con muchas limitaciones (O'Brien *et al.* 2017; Miller *et al.* 2019; Horswill *et al.* 2022). Recientemente el gobierno de los Países Bajos ha establecido criterios demográficos a tener en cuenta en el proceso de evaluación ambiental. Se han establecido unos varamos en la tendencia poblacional para 21 especies basados en la tendencia a 30 años de las poblaciones (Leemans & Collier 2022).

5.1.2.2. Afecciones sobre los quirópteros

Numerosos trabajos han estudiado los efectos de los aerogeneradores sobre los murciélagos en tierra.

Estos animales pueden morir por colisión con las aspas de los molinos o atrapados en las turbulencias a su alrededor, donde los rápidos cambios en la presión del aire causan daños fatales en los órganos vitales como el corazón, venas y arterias, pulmones y tímpanos, daños conocidos como barotrauma (p. ej. Rydell *et al.* 2010a; Grodsky *et al.* 2011; Lehnert *et al.* 2014; Lawson *et al.* 2020). A diferencia de las aves, las colisiones contra elementos estáticos son mucho menos frecuentes.

No todas las especies se ven afectadas en incidentes con aerogeneradores, ya que solo aquellas que se alimentan en espacios abiertos (en Europa, las pertenecientes a los géneros *Eptesicus*, *Nyctalus*, *Pipistrellus* y *Vespertilio*) vuelan suficientemente cerca de rotor como para recibir daños (Rodrigues *et al.* 2014). En este sentido, tanto las especies migradoras como las residentes pueden verse afectadas (Rydell *et al.* 2017).

Más allá del riesgo de colisión en tierra, el efecto barrera o de desplazamiento o los efectos acumulados y efectos a nivel poblacional no están apenas estudiados (Rydell *et al.* 2017; Barre *et al.* 2018). Sin embargo, Barre *et al.* (2018) constataron un efecto negativo en la actividad de los quirópteros cerca de aerogeneradores en el noroeste de Francia. Por un lado, sugieren que algunas especies los evitan, ya sea por las luces o por el ruido del rotor, de modo que sus zonas de paso o alimentación se ven alteradas. Por otro lado, insinúan que los molinos pueden atraer a otras especies, en especial las migradoras como el murciélago de Nathusius, incrementando el riesgo de colisión. Las causas de esta atracción no son muy claras todavía, aunque hay diferentes teorías como, por ejemplo, que debido a la iluminación los molinos atraen a los insectos que, a su vez, atraen a los murciélagos que se alimentan de ellos (Rydell *et al.* 2010b & 2017).

A pesar de los numerosos estudios en tierra, los riesgos en alta mar no han sido suficientemente investigados todavía (Arnett *et al.* 2016; Lagerveld *et al.* 2020). Una de las dificultades a la hora de evaluar el riesgo de colisión y la mortalidad es la dificultad de encontrar los cadáveres, que en muchas ocasiones se pierden en el océano o desaparecen debido a carroñeros (Lagerveld *et al.* 2020). Además, otros factores pueden influir en el riesgo de colisión, como son los hábitos de alimentación, la altura de vuelo en migración o la atracción debido a la acumulación de insectos o a la posibilidad de encontrar un posadero durante el día (Ahlén *et al.* 2009; Lagerveld *et al.* 2017 & 2020).

5.1.2.3. Afecciones sobre los mamíferos marinos

Hasta la fecha, los proyectos de energía eólica marina se han centrado en mayor medida en los efectos del ruido subacuático emitido durante la fase de construcción y de operación. Este efecto se relaciona principalmente al hincado de pilotes de los cimientos de las turbinas eólicas (monopilotes y pilotes con camisa) que tiene lugar durante la fase de construcción y al aumento del tráfico marítimo que ocurre durante todo el ciclo de vida del PEM. Sin embargo, existen otros posibles efectos que podrían producirse sobre las poblaciones de mamíferos marinos que frecuentan el entorno del proyecto y que podrían generar una alteración de su tasa de supervivencia o de su éxito reproductivo.

5.1.2.3.1. Alteración del hábitat y recursos

La alteración de la calidad fisicoquímica de las aguas marinas, la pérdida directa de hábitat y el efecto arrecife pueden afectar de forma directa los mamíferos marinos, generando un desplazamiento de las poblaciones o un impacto directo a unos individuos (por ejemplo, por contactos con contaminantes), o de forma indirecta (a través de cambios en la distribución de sus presas). A continuación, se describen detalladamente cada uno de estos efectos potenciales.

a) Pérdida de hábitat

En un sentido muy estricto, la pérdida física de hábitats de los mamíferos marinos se genera durante la fase de funcionamiento del PEM, por la ocupación del espacio marino por parte de las nuevas infraestructuras (pilotes, sistemas de sujeción, protección contra la socavación, tramos de los cables eléctricos no enterrados, etc.).

Por otro lado, la pérdida del hábitat también podría ocurrir si las zonas del parque eólico se convierten en áreas importantes para los mamíferos marinos (por ejemplo, zonas de búsqueda de alimento debido a efectos arrecife o a la reducción de la presión pesquera o de transporte marítimo) y este beneficio se pierde con la clausura. Sin embargo, aún no hay pruebas científicas concluyentes de que las zonas de los parques eólicos realmente sean atractivas para los mamíferos marinos.

b) Alteración de la calidad fisicoquímica de las aguas

La alteración de la calidad fisicoquímicas de las aguas marinas se puede producir a lo largo de todas las fases del proyecto. La presencia de las embarcaciones podría dar lugar a fugas y derrames accidentales de combustible (por colisiones u otros sucesos). Se considera que la liberación de una gran cantidad de fueloil desde un buque podría representar el mayor efecto potencial de contaminación accidental de las aguas marinas.

El efecto de una liberación de combustible variará dependiendo de una amplia gama de factores, incluidos el volumen y el tipo de combustible vertido y las condiciones del mar y del tiempo en el momento del derrame. Los efectos también dependerán de la presencia de especies sensibles en la ruta del derrame —es decir, mamíferos marinos presentes en las cercanías del derrame.

Si algunos individuos entraran en contacto con un derrame, podrían llegar a ingerir el combustible y experimentar efectos tóxicos. Sin embargo, es esperable que pocos animales entrarán en contacto directo con tal liberación y que la mayoría probablemente reaccionarán huyendo de la zona del derrame (Comisión Europea 2021).

Además, los proyectos de eólica marina requieren el uso de diversas sustancias químicas, tales como compuestos orgánicos como el bisfenol A, metales pesados como el aluminio, el zinc y el indio por las

medidas de protección contra la corrosión y la bioincrustación (Kirchgeorga *et al.* 2018 y Farr *et al.* 2021).

Otros compuestos químicos asociados a los PEM son contenidos en los tanques internos de los lastres de los aerogeneradores. Estos tanques pueden contener tanto lastre sólido como agua de lastre, normalmente dosificada con hidróxido de sodio, un compuesto químico tóxico para los organismos acuáticos (European Commission 2007).

La contaminación del agua también puede ocurrir durante la fase de operación por la presencia de los cables de interconexión y evacuación de energía. En particular, cabe señalar que los cables DC monopolares utilizan electrodos marinos para la transmisión de la corriente de retorno (éstos representan alrededor del 30% del HVDC en servicio). De hecho, el cátodo y el ánodo de los electrodos marinos liberan productos de electrólisis tóxicos como el cloro y el bromo que pueden afectar la calidad del agua (Sutton *et al.* 2017). En menor medida, algunos cables más antiguos tienen aislamiento de fluido de hidrocarburo y pueden filtrar contaminantes al medio ambiente marino cuando se dañan. La cantidad de líquido liberado variará según el tiempo necesario para detectar y reparar la fuga, su ubicación y la extensión del daño, pero en el peor de los casos pueden liberarse varias decenas de litros por hora (Taormina *et al.* 2018). Así mismo, los cables incluyen metales pesados (cobre, plomo y otros metales) que pueden potencialmente disolverse en el medio a causa de daños o su abandono, aunque las cantidades liberadas se consideran insuficientes para tener afecciones significativas.

Los mamíferos marinos son vulnerables a los contaminantes tóxicos, que pueden acumularse en el proceso de bioacumulación y ser transmitidos de las madres lactantes a los hijos (Bustamante *et al.* 2007). Los contaminantes más importantes que pueden acumularse según este proceso ya se han eliminado gradualmente de los productos comercializados y los efectos son, en gran medida, el resultado de descargas históricas.

Por otro lado, todas aquellas acciones de movilización de los sedimentos de los fondos marinos que se pueden producir en fase de construcción y desmantelamiento de las infraestructuras (obras de acondicionamiento de los fondos, detonaciones de UXO, hincas de pilotes, instalación de los sistemas de amarre de los aerogeneradores flotantes, instalación del cableado de interconexión y evacuación de energía, entre otros) podrían generar la liberación de contaminantes asociados a los sedimentos marinos (por ejemplo, metales pesados e hidrocarburos). Las concentraciones más altas de contaminantes se encuentran generalmente en áreas costeras, debido a las actividades humanas, donde se realizan las operaciones de aterraje del cable en tierra. Se debe realizar un análisis preliminar para evaluar el nivel de toxicidad de los sedimentos en áreas potencialmente contaminadas para seleccionar una ruta de cable que evite la movilización y dispersión de contaminantes (Merk *et al.* 2009).

Por último, la movilización de los sedimentos puede generar un aumento de la turbidez de la columna de agua. Sin embargo, la sensibilidad relativamente baja de los mamíferos marinos a los sedimentos suspendidos, en combinación con las escalas espaciales y temporales normalmente bajas de cualquier efecto, suele provocar un impacto de baja magnitud (Bergström *et al.* 2014).

c) Efecto arrecife

Durante la fase de funcionamiento de los PEM, la presencia de las nuevas estructuras asociadas a los parques eólicos en el medio marino (pilotes, plataformas flotantes, anclas, líneas de sujeción, cables submarinos, protección contra la socavación, etc.) pueden inducir cambios físicos en los hábitats que tienen el potencial de alterar la composición y abundancia de especies en escalas locales o proporcionar oportunidades para la colonización por nuevas especies (Farr *et al.* 2021).

Dependiendo de las especies colonizadoras, esto puede ser un efecto positivo/neutral si la colonización proviene de especies autóctonas y sirve como un nicho de biodiversidad, o un efecto negativo si las especies invasoras se benefician de las nuevas oportunidades de colonización.

En cuanto a los aspectos positivos, los parques eólicos marinos pueden proporcionar un refugio para las especies afectadas. Además, esta modificación puede generar efectos beneficiosos por la reducción de la pesca y más agrupaciones de peces (presa). Por un lado, estos nuevos elementos pueden funcionar como arrecifes artificiales al introducir un sustrato duro que puede ser colonizado por invertebrados y peces asociados a arrecifes (Langhamer 2012). Así mismo, Castro et al. (2002) observaron hasta cientos de especies de peces de docenas de familias agregadas alrededor de estructuras flotantes, lo que sugiere que los PEM flotantes pueden atraer una elevada variedad de especies. Por otro lado, la reducción o exclusión de la actividad pesquera haría que los PEM actuaran como áreas marinas protegidas y crearan refugios para algunas especies marinas, aumentando la abundancia de especies locales. Esto generaría efectos indirectos en áreas adyacentes y atraería mamíferos marinos en búsqueda de presas.

Sin embargo, actualmente hay poca confianza con respecto a la existencia de tal efecto y su significación. Más en concreto, existen estudios a largo plazo que obtuvieron resultados muy distintos. Por ejemplo, Teilmann y Carstensen (2012) realizaron el seguimiento de ecolocalización de las marsopas comunes (*Phocoena phocoena*, como indicador de la presencia de marsopas) entre 2001 y 2012 en el PEM de Nysted (Báltico occidental). Se observó una considerable disminución de su actividad dentro de la zona del parque eólico en comparación con los niveles de referencia y en 2012 aún no se había recuperado por completo. Por otro lado, Scheidat et al. 2011 informaron de un aumento significativo y pronunciado de la actividad acústica de la marsopa común dentro del parque eólico Egmond aan Zee (Países Bajos). Estos autores señalaron el contraste con los resultados en Nysted e hicieron hincapié en que **se debe actuar con prudencia al generalizar los resultados y que no deben transferirse sin crítica alguna a otros proyectos de energía eólica en otros hábitats**. Esto se debe a que el equilibrio entre los factores positivos y negativos puede ser distinto en diferentes condiciones. Determinar si los mamíferos marinos se benefician de la presencia de un parque eólico marítimo solo puede investigarse con un estudio a largo plazo y lo ideal sería que éste incluyera estudios de referencia.

En este sentido, Lloret et al. (2022) comparten las recomendaciones de Scheidat et al. (2011) y afirman que, aunque algunos estudios reconozcan efectos positivos derivados del efecto arrecife, estas conclusiones no pueden ser generalizadas en todos los proyectos de PEM. Los autores argumentan que las consideraciones realizadas por la implantación de PEM en el mar Báltico no son extrapolables al mar Mediterráneo en referencia al efecto arrecife: el mar Báltico es caracterizado por una elevada homogeneidad de los fondos marinos, compuestos principalmente por materiales blandos, mientras que en el Mediterráneo el lecho marino cuenta con una elevada heterogeneidad. Por ello, en el caso del Mediterráneo la introducción de sustrato duro no generaría un beneficio ecológico relacionado con la presencia de un nuevo hábitat marino, como ocurre en el mar Báltico.

Por último, según la Comisión Europea (2021), en la fase de clausura de los PEM, deben analizarse de manera equilibrada las ventajas y desventajas de dejar determinadas infraestructuras en el lugar, tales como las bases de los cimientos de las turbinas eólicas y la escollera, que pueden brindar beneficios a los mamíferos marinos. Esto debe ponderarse con las solicitudes de eliminar tales estructuras, que pueden surgir de: otros intereses de conservación (por ejemplo, si los hábitats preexistentes eran de distinta naturaleza) y usuarios del mar, incluidos los intereses pesqueros y aquellos relacionados con la seguridad de navegación. Alemania, por ejemplo, ha decidido que la clausura debe incluir la eliminación de todas las infraestructuras y esta condición aparece en la autorización inicial para construirlas.

5.1.2.3.2. Perturbación por ruido y desplazamiento

Muchos taxones animales aprovechan las buenas condiciones de transmisión acústica del agua para utilizar el sonido en una amplia gama de funciones biológicas: desde vocalizaciones de comunicación y cortejo en mamíferos y peces, hasta localización de presas de forma pasiva o por ecolocalización (biosonar). Así mismo, el sonido es utilizado con fines de orientación tanto por mamíferos marinos (Richardson *et al.* 1995) como por larvas de peces, que navegan hacia la costa para asentarse utilizando estímulos acústicos biológicos (Montgomery *et al.* 2006). Dado que las señales sonoras tienen un papel estructurante del ecosistema marino, a todos los niveles de las redes tróficas, la introducción de ruido antrópico puede afectar diversas funciones biológicas esenciales.

En el contexto de los proyectos de PEM, **la perturbación por ruido y desplazamiento de los animales se puede producir a lo largo de todas las fases del proyecto:**

- Durante las investigaciones geofísicas y geotécnicas necesarias para los estudios previos a la construcción de parques eólicos, podrían generar afecciones sonoras a los mamíferos marinos y su consiguiente huida. De hecho, esta tipología de estudios conlleva frecuentemente el uso de ecosondas que trabajan a frecuencias dentro del rango de audición de los diferentes grupos de cetáceos, perturbando estas especies que dependen en gran medida de la comunicación acústica para su supervivencia.

Se recomienda la consulta del siguiente informe para más información: [https://www.researchgate.net/publication/377837613 Evaluacion de los Posibles Impactos del Desarrollo de la Energía Eólica Marina en Cetáceos Un Análisis Específico o para las Poblaciones en Canarias](https://www.researchgate.net/publication/377837613_Evaluacion_de_los_Posibles_Impactos_del Desarrallo_de_la_Energia_Eolica_Marina_en_Cetaceos_Un_Analisis_Especifico_para_las_Poblaciones_en_Canarias).

- En la fase de construcción, son numerosas las fuentes de ruido submarino producido en el medio. Por un lado, destaca el ruido continuo de los buques y maquinaria empleada en las obras. Por otro, se señalan las fuentes temporales de ruido como los derivados de las obras de acondicionamiento de los fondos, las detonaciones de UXO, la instalación de la línea de anclaje (en el caso de los PEM flotantes) o el tendido de los cables de interconexión y evacuación de energía.
- Las turbinas cimentadas se pueden fijar al fondo marino con diferentes sistemas de cimentación, cada uno de los cuales genera una emisión de ruido específica. Hasta ahora los monopilotes, tripodes o cimentaciones jacket ancladas en el fondo marino mediante grandes pilotes de acero han sido los más utilizados y son estos sistemas los que generan un ruido importante. El tamaño de las turbinas también ha aumentado considerablemente desde el primer parque eólico comercial construido en Europa en 2002 (turbinas de 2 MW) hasta los modelos que se esperan en un futuro próximo (10 MW). Por consiguiente, también se ha incrementado el diámetro de monopilote de 1 m en los primeros proyectos a 8 m en proyectos recientes. Ya se han instalado cimientos de base de gravedad y cubetas de succión en parques eólicos europeos y está en marcha el desarrollo de cimientos flotantes para su uso en aguas más profundas. Estas alternativas a los monopilotes tienen la importante ventaja de que no necesitan o, al menos, necesitan una actividad de hincado de pilotes muy reducida, lo que reduce el impacto del ruido sobre los mamíferos marinos y otra fauna marina (PHAROS4MPAs).
- La emisión de ruido del hincado de pilotes en alta mar se mide a una distancia estándar de 750 m según ISO 18406:2017 (Robinson & Theobald 2017). A 750 m, los niveles de ruido de los grandes pilotajes superan los valores de 200 dB re 1 μ Pa (nivel de presión sonora

pico; SPL_{0-peak}) y 180 dB re $1 \mu Pa \cdot s^2$ (nivel de exposición sonora; SEL).

- El ruido de operación de un parque eólico es mucho menor respecto a la fase precedente, pero se perpetuará durante muchos años. Éste se asocia al funcionamiento de las turbinas eólicas, que es transmitido al medio marino a través de la estructura de flotación o de fijación, así como al movimiento de los componentes del sistema de sujeción y, en menor medida, a las embarcaciones empleadas en el mantenimiento y al chasquido de cables.
- En la fase de explotación del PEM, el ruido de los aerogeneradores es el principal contribuyente al ruido submarino. En el caso de los PEM cimentados, las vibraciones son transmitidas desde los pilotes hasta los cimientos, donde se irradian al lecho marino y al agua. Por el contrario, el ruido aéreo se refleja casi por completo en la superficie del agua. El ruido relacionado con la turbina dependerá del tipo de base, así como del tamaño y tipo de turbina, pero hasta ahora se ha publicado poca información al respecto. La emisión de ruido operativo de las turbinas modernas más grandes supera por poco los niveles de ruido ambiental, siendo de 8-25 dB re $1 \mu Pa$ (Degraer *et al.* 2016). Las turbinas flotantes pueden generar sonido transmitido bajo el agua por las plataformas flotantes sobre el oleaje (transmisión de vibraciones en el agua más relevante que para cimentaciones fijas) y las cadenas de los sistemas de anclaje (Agence française pour la biodiversité 2018). Estas fuentes de ruido quedan por cuantificar. En el caso de las subestaciones transformadoras *offshore*, no se pueden determinar los impactos acústicos generados por esta infraestructura durante la fase de funcionamiento del PEM debido a la falta de estudios. Durante la fase de clausura, se prevé una generación de ruidos muy parecida a la fase de obra, debido a las acciones de desmantelamiento y retirada de las infraestructuras que constituyen el PEM.

Debido a la gran variedad de ruidos submarinos asociados a las diferentes acciones contempladas en los proyectos de PEM, para poder evaluar correctamente sus posibles efectos sobre los mamíferos marinos, se debe realizar unas consideraciones previas respecto a las características del receptor del ruido (no todas las especies marinas perciben el ruido de la misma forma) y a las características sonoras del ruido.

En primer lugar, cabe señalar **que la capacidad de escuchar sonidos varía según el rango de audición de una especie**. La mayoría de los audiogramas de mamíferos tienen una "forma de U" típica, siendo las frecuencias en la parte inferior de la "U" aquellas a las que el animal es más sensible, en términos de audición (es decir, el mejor rango de audición del animal).

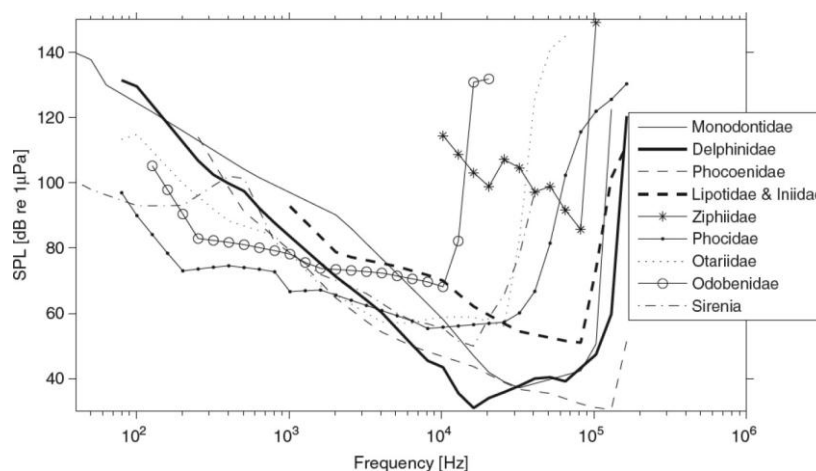


Figura 5.1 Imagen de un audiograma de 9 familias de mamíferos marinos. Fuente: Popper & Hawkins 2012.

En general, en un rango de frecuencia de sonido percibida por un animal, algunas frecuencias son percibidas con mayor sensación respecto a otras, y por ello la magnitud de los posibles efectos de los sonidos antrópicos introducidos en el medio marino dependen tanto del audiograma de las especies receptora del ruido como de la frecuencia del sonido generado. Esta diferencia en la sensibilidad de recepción de un sonido en cada especie se plasma en las **funciones de ponderación auditiva**. Estas funciones reflejan mejor la capacidad de un animal para escuchar un sonido y no reflejan necesariamente cómo un animal percibirá y reaccionará conductualmente a ese sonido.

Estas funciones de ponderación fueron originalmente propuestas por Southall *et al.* (2007), que recomendaron que los mamíferos marinos se dividieran en grupos auditivos para reflejar mejor su diferente capacidad auditiva. La definición de grupos auditivos de mamíferos marinos, además de ser utilizada en el establecimiento de funciones de ponderación auditiva, fue útil para reconocer que no todas las especies de mamíferos marinos tienen la misma audición o susceptibilidad a la pérdida de audición inducida por ruido (NIHL–noise-induced hearing loss). Fuera del rango de audición generalizado, el riesgo de afecciones auditivas de los sonidos se considera altamente improbable o muy bajo (la excepción sería si un sonido por encima o por debajo de este rango tiene el potencial de causar lesiones físicas, es decir, lesiones pulmonares o del tracto gastrointestinal, como explosivos bajo el agua).

A continuación, se resume la clasificación de los grupos auditivos que contiene la última versión de la guía (v.3; 2024) del National Marine Fisheries Service (NMFS) de la Agencia Americana Atmosférica y Oceanográfica (NOAA), donde se ha actualizado con la evidencia más reciente la anterior revisión de los grupos auditivos de Southall (2007) (Tabla 5.5).

Tabla 5.5 Grupos de audición funcional de mamíferos marinos, rango de audición funcional y géneros representados en cada grupo, según la referida guía del NMFS (v.3, 2024).

Grupos de audición funcional	Rango de audición funcional	Taxones representados ²
Cetáceos de baja frecuencia (LF)	10Hz - 36kHz	Misticetos
Cetáceos de alta frecuencia (HF)	150 Hz - 160kHz	Delfines, odontocetos, zifios
Cetáceos de muy alta frecuencia(VHF)	200 Hz- 165 kHz	Marsopas, delfines de río, Kogia, Cephalorhynchus, <i>Lagenorhynchus cruciger</i> y <i>L. australis</i>
Pinnípedos fócidos (PW)	En agua: 40 Hz – 90 kHz En aire: 42 Hz – 52 kHz	Focas
Pinnípedos otáridos (OW)	En agua: 60 Hz – 68 kHz En aire: 90 Hz – 40 kHz	Leones y lobos marinos

Para cada grupo se establecen diferentes funciones de ponderación según distintos autores, lo que se cree que es la mejor estimación de la audición para el grupo auditivo propuesto, como una función de la frecuencia. Las funciones de ponderación auditiva sirven como filtros específicos de frecuencia que cuantifican cómo el ruido puede afectar a un animal dado su contenido espectral y cómo se relaciona con las características espectrales de la susceptibilidad potencial de un individuo al ruido. Las funciones de ponderación se utilizan para restar énfasis al ruido en frecuencias donde la susceptibilidad es menor.

² Representa el rango de audición generalizado para todo el grupo como un compuesto (es decir, todas las especies dentro del grupo), donde los rangos de audición de las especies individuales generalmente no son tan amplios. Rango de audición generalizado elegido en base a un umbral de ~ 65 dB del audiograma compuesto normalizado, con la excepción de los límites inferiores para cetáceos LF (Southall *et al.* 2007) y PW pinnípedos (aproximación).

En segundo lugar, otros factores a considerar en la evaluación de las posibles afecciones generadas por el ruido procedente de la ejecución del proyecto de los PEM en los mamíferos marinos son las **características del sonido**. Comprender estas características en un sistema dinámico con receptores que se mueven en el espacio y el tiempo resulta difícil. En el contexto de esta guía, se considera la definición general de sonido descrita por NMSF (2024), que distingue dos tipologías:

- Impulsivo: sonidos que suelen ser transitorios, breves (menos de 1 segundo), de banda ancha y constan de un pico de presión sonora alto con un tiempo de subida rápido y descomposición (ANSI 1986; NIOSH 1998; ANSI 2005). Pertenecen a esta tipología de sonido las explosiones submarinas, los trabajos de pilotaje y las exploraciones sísmicas. Además, también se consideran dentro de este grupo los instrumentos basados en tecnología sonar con elevados niveles de emisión, a pesar de que generalmente sean equipos que emiten en frecuencias muy concretas.
- No impulsivo: sonidos que pueden ser de banda ancha, estrecha o tonales, breves o prolongados, continuos o intermitentes, y normalmente no tienen un pico alto de presión sonora con un rápido aumento / disminución del tiempo (ANSI 1995; NIOSH 1998). Pertenecen a esta tipología de sonido la maquinaria en funcionamiento continuo, el sonido perforador o el rotor de los aerogeneradores durante la fase de funcionamiento.

En conclusión, las posibles afecciones que podrían experimentar los mamíferos marinos por la generación de ruido durante la ejecución de los proyectos de PEM dependerán tanto de las características de los sonidos producidos (impulsivos, no impulsivos, frecuencia, relaciones espaciales entre una fuente de sonido y el animal receptor, duración y ciclo de trabajo) como de las características de los animales (audiogramas de los grupos receptores, sensibilidad, nivel de exposición recibida, entre otros). En general, los efectos que el ruido puede producir en los mamíferos marinos se pueden clasificar en:

- a) Enmascaramiento auditivo. Los sonidos que coinciden con los rangos de audición de los mamíferos marinos tienen el potencial de enmascarar señales importantes y reducir la distancia a la que los individuos pueden comunicarse. El potencial de enmascaramiento se reduce con una buena discriminación de frecuencia, discriminación temporal y capacidad de audición direccional del animal. El ruido puede enmascarar señales tales como sonidos de comunicación, ecolocalización, sonidos de depredadores y presas y sonidos ambientales.
- b) Cambios de comportamiento. Cambio sustancial en el comportamiento de los animales expuestos al ruido antropogénico. Las reacciones son específicas de la situación. Los indicadores de 'perturbación' incluyen cambios en la dirección y velocidad de nado, duración de la inmersión, duración e intervalo de salida a la superficie, respiración (tasa de soplo), movimiento hacia o desde el ruido, y cambios en el comportamiento contextual y acústico, etc. Si un animal reacciona a un sonido que escucha depende de una serie de factores que incluyen exposición (habituaación frente a sensibilización), estado de comportamiento actual, edad, sexo y salud. En los casos más extremos, estas alteraciones pueden conducir a la muerte de los animales, por ejemplo, provocando varamientos (a veces masivos) por desorientación o provocando la muerte por síndromes de descompresión por reacciones de huida hacia la superficie durante el buceo.
- c) Daños auditivos. La exposición al ruido puede provocar una pérdida de la sensibilidad auditiva, lo que se denomina cambio de umbral. Si la audición vuelve a la normalidad después de un tiempo de silencio, el efecto es un cambio de umbral temporal (TTS, del

inglés “temporal threshold shift”); si el umbral se mantiene desplazado, es un cambio de umbral permanente (PTS, del inglés “permanent threshold shift”). TTS se considera fatiga auditiva, mientras que PTS se considera una lesión (Redondo 2017). Estos daños pueden comprometer la comunicación del animal y la capacidad de detectar amenazas.

- d) Daños a tejidos del animal y mortalidad. Los animales expuestos a ruidos antropogénicos elevados o prolongados pueden experimentar resonancia pasiva (movimiento de partículas) que resulta en lesiones directas que van desde hematomas hasta ruptura de órganos y muerte (barotrauma).

a) Enmascaramiento auditivo

El ruido de fondo puede reducir la capacidad de un animal para detectar otros sonidos determinados debido al fenómeno del enmascaramiento. Este efecto resulta crítico cuando la detección es relevante para la localización de presas, la orientación o la comunicación intraespecífica. El enmascaramiento sucede cuando las frecuencias de la fuente artificial y la natural son muy similares.

Todavía no queda muy claro el efecto de enmascaramiento producido tanto por el ruido generado durante la fase de construcción como durante el funcionamiento de los aerogeneradores. En la tabla 5.6 se recogen las principales conclusiones de algunos estudios realizados al respecto, donde se puede apreciar la necesidad de ampliar los conocimientos sobre este tema.

Tabla 5.6 Referencia bibliográficas de estudios realizados sobre los efectos de enmascaramiento de los PEM sobre los mamíferos marinos. Fuente: Elaboración propia.

Fuente	Acción del proyecto	Especie	Potencial de enmascaramiento vocalizaciones
David 2006	Hinca de pilotes	Delfín mular	Vocalizaciones fuertes, enmascaradas hasta radios de 10-15km Vocalizaciones débiles, enmascaradas hasta radios de 40 km
	Funcionamiento turbinas		Consecuencias importantes en periodos largos que podrían llegar a generar alteraciones en el comportamiento normal de las poblaciones presentes en la zona.
Madsen <i>et al.</i> 2006	Hinca de pilotes	-	No deberían ocurrir problemas significativos de enmascaramiento debido a la corta duración de la señal y al bajo ciclo de trabajo de los sonidos Debido a los altos niveles de presión de sonido involucrados, la recepción de señales puede ser afectadas de forma indirecta por la distracción generadas por las presiones sonoras.
Nedwell <i>et al.</i> 2003	Hinca de pilotes	Marsopas	Enmascaramiento poco probable: las marsopas opera en un rango de frecuencia de 120 a 150 kHz, donde los pulsos sonoros generados tienen probablemente muy poca o ninguna energía.
Amundin 1991 y Verboom & Kastelein 1995, 1997	Hinca de pilotes	Marsopa común	Esta especie se caracteriza por vocalizaciones de baja frecuencia alrededor de 2 kHz emitidas como subproducto de clics de alta frecuencia o de forma independiente. Se desconocen los datos esenciales para predecir la zona de enmascaramiento para ellos.
Thiele 2002	Hinca de pilotes	Foca común	Las focas utilizan señales entre 0,2 y 3,5 kHz para la comunicación entre la madre y la cría y como señales territoriales entre los machos. La pérdida de transmisión se alcanza a los 80 km. Por lo tanto, se supone que la zona de enmascaramiento se extiende mucho más allá 80 kilómetros

b) Cambios de comportamiento

Los cambios de comportamiento pueden incluir una gran variedad de fenómenos: evitación de la fuente, aumento o disminución de las tasas de respiración, aumento o disminución de la velocidad de nado, cese de sus actividades actuales, efectos indirectos sobre el metabolismo, mayor gasto energético. Muchos estudios han medido cambios en el comportamiento de los cetáceos en respuesta a una exposición a una fuente de ruido, demostrando reacciones interespecíficas e intraespecíficas muy diversas. Varios autores han señalado que el nivel de sonido recibido por el animal no parece ser el único aspecto importante en la determinación de la respuesta y su significado. Southall *et al.* (2007) demostraron la gran variabilidad de respuestas conductuales asociadas a los niveles de sonido recibidos (RL), lo que refleja el hecho de que las variables contextuales pueden ser al menos tan importante como nivel de exposición para predecir el tipo y la magnitud de la respuesta. El tipo y la intensidad de la respuesta de un animal parece variar dependiendo de la relación entre el sonido en cuestión y ruido ambiental, la tasa de cambio del sonido y también el contexto conductual y motivaciones en el momento, la experiencia previa de los individuos expuestos y cómo el animal interpreta el sonido (ya sea como depredador o simplemente como un estímulo molesto). Esta elevada variabilidad hace muy difícil establecer unos límites acústicos en este sentido que sean realmente eficaces en la mitigación.

De todas maneras, en la tabla 5.7 se han recogido diferentes referencias bibliográficas donde se identifican unos valores a partir de los cuales se observa una alteración significativa del comportamiento.

Tabla 5.7 Referencias bibliográficas donde se definen valores de umbral de perturbación para diferentes tipos de sonidos. Fuente: Elaboración propia.

Referencia bibliográfica	Tipo de sonido	Umbral de perturbación	Significado del umbral de perturbación
NMFS 1985 ¹	NE	160 dB 1μPa RMS	Zona de seguridad, en la que se enmarca un comportamiento de huida
Dekeling <i>et al</i> 2016	Sonidos individuales explícitamente impulsivos	SEL _{TTS} = 164,3 dB re 1 μPa ² s	Umbral para una alteración significativa del comportamiento

¹En la guía del NMFS de 2016 y sus posteriores revisiones de 2018 y 2024, no se actualizaron dichos niveles porque las alteraciones en el comportamiento quedaron fuera del alcance de dichos documentos, al considerar que se carece de suficiente evidencia a día de hoy para su establecimiento.

c) Daños auditivos

El sonido subacuático producido por la actividad antropogénica puede tener una variedad de efectos inmediatos en mamíferos marinos. Entre ellos destacan los daños auditivos, que pueden tener carácter temporal o permanente. El desarrollo de estos efectos depende de la energía acústica a la que es expuesto el receptor, que depende tanto de la intensidad como de la duración del sonido.

La exposición al ruido puede causar la pérdida temporal de audición o **cambios temporales del umbral de sensibilidad acústica** (TTS). Si las pérdidas temporales de audición son repetidas, existe una exposición continuada o tiene lugar una exposición puntual a niveles excepcionalmente altos de ruido, se puede provocar un **daño auditivo (AUD INJ, del inglés “auditory injury”)** que puede tener entre sus efectos una pérdida **permanente de la audición (PTS)** parcial o total (Nachtigall *et al.* 2004, Lucke 2008). Estas pérdidas auditivas pueden afectar la capacidad del animal para reaccionar a los sonidos útiles de su entorno, disminuyendo sus probabilidades de supervivencia y su éxito reproductivo.

En la tabla que se presenta a continuación (Tabla 5.8), se detallan los valores de TTS y AUD INJ (que incluye el PTS) procedentes de la citada guía del NMFS (v.3; 2024). Cabe señalar que no se han publicado mediciones directas de AUD INJ de mamíferos marinos por razones éticas de no exponer a los animales a sonidos que puedan causar daños permanentes. Los umbrales acústicos de aparición de AUD INJ se han extrapolado de las mediciones de TTS de mamíferos marinos en base a la información conocida de estos mecanismos en otros mamíferos, incluidos el ser humano. Además, en referencia a las mediciones de TTS, se destaca que para odontocetos y pinnípedos se cuenta con mediciones directas, mientras que, en el caso de los misticetos, las predicciones de la audición se basan en otros métodos que incluyen estudios y modelos anatómicos, vocalizaciones, taxonomía y respuestas conductuales al sonido.

Por otro lado, la guía del NMFS utiliza un sistema de métricas dual que considera un mismo ruido desde dos enfoques diferentes a través de dos métricas distintas a la hora de establecer los umbrales de impacto acústico. Estas métricas son:

- Nivel de exposición sonora acumulado (*sound exposure level*; SEL_{cum}): Es una medida de la energía de una o varias señales acústicas a lo largo de un periodo de tiempo determinado (denominado periodo de acumulación), expresada como si estas se hubiesen producido en un único segundo. Depende tanto de la intensidad del sonido como de su duración. Al normalizar la energía de cada evento acústico a un segundo, permite comparar la energía contenida en diferentes eventos o conjuntos de eventos acústicos.
- Niveles de presión sonora cero-pico (*sound pressure level zero to peak*; SPL_{0-peak}): Es el valor absoluto máximo instantáneo de presión de un evento acústico, calculado con respecto al nivel de presión de referencia de la onda. Define la impulsividad de una señal acústica y permite evaluar la capacidad de un evento acústico impulsivo para producir un daño fisiológico debido a un pico de presión instantánea, independientemente de su duración.

Tabla 5.8 Umbrales de impacto acústico para la alteración temporal de la audición (TTS) y el daño auditivo (PTS) en función del tipo de ruido y el grupo auditivo de cetáceos según la guía del NMFS (v.3; 2024). Nótese que debajo de cada grupo auditivo aparecen los taxones de cetáceos incluidos en dicho grupo, considerando exclusivamente aquellos taxones con distribución en aguas de jurisdicción española.

Grupo auditivo	Ruido no impulsivo		Ruido impulsivo			
	Umbral TTS	Umbral PTS	Umbral TTS		Umbral PTS	
	SEL_{cum} ponderado (dB re 1 $\mu Pa^2 s$)	SEL_{cum} ponderado (dB re 1 $\mu Pa^2 s$)	SEL_{cum} ponderado (dB re 1 $\mu Pa^2 s$)	SPL_{0-peak} sin ponderar (dB re 1 μPa)	SEL_{cum} ponderado (dB re 1 $\mu Pa^2 s$)	SPL_{0-peak} sin ponderar (dB re 1 μPa)
Baja frecuencia (LF) Misticeti	177	197	168	216	183	222
Alta frecuencia (HF) Dephinidae, Phiseteridae, Ziphiidae	181	201	178	224	193	230
Muy alta frecuencia (VHF) Phocoenidae, Kogia spp.	161	181	144	196	159	202

d) Daños a tejidos del animal y mortalidad

Los daños a tejidos y posible mortalidad posterior están ligados a ondas expansivas a partir de fuentes pulsátiles (no continuas) tales como explosiones o sonares de alta potencia. Aunque, para los cetáceos, no existen evidencias de daños en los tejidos corporales causados por pulsos sísmicos, se ha calculado que exposiciones a sonidos de 500 Hz a niveles de presión sonora (PSL) de 210 dB re 1μPa podrían causar un aumento de las burbujas de gas en los tejidos sobresaturados de nitrógeno durante inmersiones largas y profundas, dañando los tejidos. No obstante, este efecto es improbable a niveles de presión sonora por debajo de 190 dB re 1μPa (Crum & Mayo 1996 citado en Gordon *et al.* 2003).

Parvin *et al.* (2007), han clasificado los posibles efectos letales en mamíferos marinos generados por picos de presión transitorios como se indica en la tabla 5.10.

Tabla 5.10 Posibles efectos letales en mamíferos marinos generados por picos de presión transitorios. Fuente: Elaboración propia a partir de la información aportada por Parvin *et al.* 2007.

Niveles de presión sonora pico	Efecto potencial
> 260 dB re: 1 μPa (pico)	Siempre letal
> 240 dB re: 1 μPa (pico)	Mayor probabilidad de muerte/lesiones graves
> 220 dB re: 1 μPa (pico)	Pueden producirse lesiones físicas directas, especialmente para exposiciones repetidas

Se dispone de pocos datos sobre la mortalidad de especies marinas, aunque existen pautas generalizadas sobre los efectos de picos de presión transitorios (Parvin *et al.* 2007).

5.1.2.3.3. Colisión con buques

En todas las fases de desarrollo de los proyectos de PEM se prevé un aumento de tráfico marítimo por las embarcaciones involucradas en las operaciones de estudios previos del medio, construcción, mantenimiento y desmantelamiento de las infraestructuras. Además de la generación de ruido, al incremento del tráfico de buques se asocia el aumento del riesgo de colisiones, los cuales pueden provocar lesiones o la mortalidad a los mamíferos marinos (CEFAS 2009 y Bailey *et al.* 2014).

Las colisiones con embarcaciones son una causa reconocida de mortalidad de cetáceos en todo el mundo. Diversos estudios llevados a cabo por la Sociedad Española de Cetáceos (SEC), así como por otros autores (Carrillo *et al.* 2010), muestran que toda clase de cetáceos, sin importar su tamaño, pueden verse afectados por colisiones con embarcaciones, pudiendo ser en muchos casos mortales. Sin embargo, mayoritariamente se han documentado colisiones con embarcaciones de 80 m o más, que viajan a velocidades superiores o iguales a 14 nudos (Laist *et al.* 2001).

Los buques involucrados en los proyectos de PEM se prevé que no circulen a más de 10 nudos de velocidad en los desplazamientos entre el puerto y la zona de trabajo y a 4-4,5 nudos como máximo durante la ejecución del mismo. De todas formas, el aumento de la carga de tráfico de buques debido a las actividades de energía eólica marina es un efecto acumulativo importante que debe tenerse en cuenta, sobre todo en zonas caracterizadas por una presión de transporte marítimo elevada, como el Mediterráneo, el mar del Norte y el Báltico (Comisión Europea 2020).

5.1.2.3.4. Riesgo de enmalle

En los proyectos de PEM que contemplan unas bases fijadas en el fondo marino (monopilote, pilote con camisa, cimientos de gravedad), los elementos que podrían producir enmalle de los mamíferos

marinos son los cables eléctricos –de interconexión entre aerogeneradores y de evacuación. En el caso de los PEM flotantes se les suma el sistema de sujeción al fondo marino de las plataformas flotantes, compuesto por unas líneas de amarre que unen la plataforma flotante a las anclas. Estos sistemas se detallan en el apartado 2 de la guía.

Respecto a las líneas de amarre, el peso propio de la cadena, combinado con la pretensión estática en las líneas de amarre, hacen que la catenaria de la línea esté siempre en tensión. Por lo tanto, considerando las grandes dimensiones de las cadenas y la tensión en las líneas, se considera poco probable el enmalle de mamífero marino en ellas.

Los cables de interconexión entre aerogeneradores (inter-array), tienen un peso propio menor en comparación con los de las líneas de amarre. Sin embargo, la configuración del cable en la columna de agua es tal que también suele estar siempre en tensión. Además, debe tenerse en cuenta que, por un lado, los cables inter-array discurren en la mayor parte de su longitud sobre o debajo del lecho marino y, por otro, que los cables tienen un gran diámetro (típicamente más de 200 mm) y una rigidez a la flexión muy alta. El cable inter-array en la columna de agua suele mantenerse tenso mediante una combinación de elementos de flotabilidad (boyas) y refuerzos de flexión, lo que permite que el aerogenerador se mueva verticalmente sobre la superficie sin estirar ni romper el cable, pero asegurándose de que el cable inter-array no se mueva suelto en la columna de agua y tenga una armadura suave. La alta rigidez a la flexión de los cables da como resultado un radio mínimo de curvatura elevado, lo que hace muy poco probable que el cable se pueda doblar alrededor de un mamífero marino.

Por lo tanto, resulta muy difícil que los mamíferos marinos puedan enredarse en los cables y este escenario se considera improbable.

Además, varias publicaciones no registran casos de enredos de mamíferos marinos con líneas amarres de PEM (Sparling *et al.* 2013 y Isaacman & Daborn 2011) y tampoco se observan efectos de enredo de mamíferos marinos por el uso de amarre flotante en el sistema de producción, almacenamiento y descarga de buques (FPSO) en la industria del petróleo y el gas (Benjamins *et al.* 2014).

En su artículo, Benjamins *et al.* (2014) describen los resultados del estudio que realizaron sobre el riesgo de enmalle en la megafauna marina. En su publicación, llevaron a cabo una exhaustiva revisión bibliográfica, a partir de la cual concluyeron que los amarres como los propuestos para los PEM probablemente supongan un riesgo relativamente modesto en términos de enmalle para la mayoría de la megafauna marina, particularmente cuando se compara con el riesgo que plantea la pesca. No obstante, se identificaron algunas circunstancias en las que los amarres asociados a los PEM podrían representar un riesgo potencial: en casos que involucrasen grandes ballenas barbadas y si los aparejos de pesca abandonados se enganchan al amarre, presentando un riesgo de enredos para una amplia gama de especies (incluidos peces y aves marinas buceadoras).

Además, Benjamins *et al.* (2014), en ausencia de cantidades significativas de datos empíricos, realizaron una evaluación de riesgo cualitativa de los riesgos relativos a los grupos de megafauna marina sobre la base de parámetros de riesgo biológico (tamaño corporal, la capacidad para detectar amarres, la flexibilidad del cuerpo de los animales y los modos generales de alimentación) y físico (características de tensión de amarre, volumen de barrido y curvatura). Los comportamientos de amarre se modelaron dinámicamente para seis tipos de amarre diferentes (catenaria [tres composiciones diferentes], catenaria con boya accesorio, tensada, tensada con boya accesorio) utilizando el software OrcaFlex™ para evaluar los factores de riesgo físicos en diferentes estados del mar. Como resultado de este análisis, se obtuvo una matriz de riesgo relativo para todos los amarres modelados (Tabla 5.11).

Tabla 5.11 Evaluación del riesgo relativo para cada grupo de megafauna y escenario de amarre.

Las celdas de color blanco indican el riesgo relativo más bajo, las celdas de color azul claro indican un riesgo relativo moderado y las celdas de color azul marino indican el mayor riesgo relativo. Estas evaluaciones de riesgo relativo no son en sí mismas cuantitativas, sino que pretenden comparar los grados relativos de riesgo planteados por diferentes configuraciones de amarre a diferentes grupos de megafauna. Fuente: Benjamins *et al.* 2014.

Especies			Catenaria y cadena	Catenaria, cadena y nylon	Catenaria, cadena y poliéster	Tensores y nylon	Catenaria y boyas accesorias	Tensores y boyas accesorias
Cetáceos	Misticetos	Ballenas grandes						
		Ballenas de media medida						
	Odontocetos	Cachalotes						
		Zifios, calderones						
		Delfines y marsopas						
Pinnípedos	Focas							
	Leones marinos, lobos marinos, etc.							

5.1.2.3.5. Efecto barrera

El concepto de efecto barrera se basa en el supuesto de que la presencia de turbinas eólicas y de actividades en torno a un parque eólico podrían constituir un obstáculo para la circulación de determinadas especies de mamíferos marinos hacia y desde las áreas de reproducción o rutas de migración, o disuadir a las especies del uso habitual de una zona (Bennun *et al.* 2021).

El efecto barrera representaría una afección más prolongada respecto a la perturbación temporal durante la construcción o la clausura o acontecimientos discretos durante la operación, tales como los trabajos de mantenimiento (Comisión Europea 2021). Por este motivo se contempla su aparición exclusivamente en la fase de funcionamiento del PEM.

En el caso de aquellas especies presentes con mayor frecuencia cerca de los PEM existentes (por ejemplo, marsopa común (*Phocoena phocoena*), foca común (*Phoca vitulina*) y foca gris (*Halichoerus grypus*), no parece haber pruebas de ningún efecto barrera. Así mismo, las evaluaciones han descartado la posibilidad de que múltiples actos de palizada simultáneos constituyan, en combinación, una barrera para la circulación entre una zona y otra (Smart Wind 2015). Sin embargo, no se dispone de información sobre el potencial efecto barrera para otras especies que pueden encontrarse en nuevas zonas de desarrollo, como el Mediterráneo (por ejemplo, el rorcual común (*Balaenoptera physalus*), el cachalote (*Physeter macrocephalus*) y la ballena picuda de Cuvier (*Ziphius cavirostris*)). Por ello resulta importante evaluar esta afección sobre las especies de mamíferos marinos que frecuentan el área de futuro emplazamiento de los PEM en proyecto.

5.1.2.3.6. Efectos de campos electromagnéticos en la navegación

Durante la operación, los cables de CA (Corriente Alterna) y de HVDC (High Voltage Direct Current – Corriente continua de alta tensión) estándar en la industria que transmiten electricidad emiten CEM (campos electromagnéticos). Éstos, a su vez, pueden provocar campos eléctricos en el medio marino.

Gill *et al.* (2005) especularon que la magnetosensibilidad de los cetáceos, probablemente asociada con la capacidad de orientación de estos animales, podría verse afectada por este fenómeno. No existen pruebas de que tal efecto ocurra en la práctica y actualmente no se considera como probable efecto significativo para los cetáceos (Comisión Europea 2021). Así mismo, Bergström *et al.* (2014) sugirieron que, sobre la base de la muy escasa información empírica disponible, hasta la fecha no se ha demostrado ningún efecto significativo de los CEM en los mamíferos marinos (su estudio incluyó cuatro especies: marsopa común, foca común, foca gris y foca anillada *Pusa hispida*).

5.1.2.4. Afecciones sobre otras especies

Entre los otros grupos de organismos marinos que pueden sufrir algún tipo de afección por la ejecución de proyectos de energía eólica marina se destacan los peces y las tortugas marinas.

5.1.2.4.1. Peces

a) Alteración de su hábitat y recursos (efecto arrecife)

Los efectos potenciales relacionados con la alteración del hábitat de los peces y sus recursos van desde alteraciones a muy corto plazo en los patrones de alimentación a cambios a largo plazo, como la reducción del éxito reproductivo o el retraso en la migración debido a una evitación a gran escala de los emplazamientos de los PEM (Gill *et al.* 2010). La pérdida de hábitat para las especies demersales causada por la alteración del lecho marino durante la construcción es considerado como un efecto temporal y no afecta en la comunidad de peces, al menos en sedimentos blandos (Degraer *et al.* 2017).

Los ciclos de vida de los peces pueden ser bastante complejos y requieren diferentes hábitats según su etapa de vida. Hay especies pelágicas con una etapa de larvas bentónicas, mientras que muchas especies bentónicas transcurren su fase larval en aguas abiertas. Por lo tanto, es importante considerar todo el ciclo de vida de los peces, no solo la etapa adulta. Los lechos de fanerógamas marinas, por ejemplo, actúan como importantes criaderos de varias especies de peces, mientras que la etapa adulta tiene un estilo de vida pelágico (del Pilar Ruso & Baylesemperre 2006). Las operaciones del proyecto que pueden generar alguna afección en los lechos de fanerógamas marinas pueden causar afecciones negativas en la población de peces pelágicos.

Por otro lado, la alteración del hábitat podría ser causada por unos cambios en los regímenes hidrodinámicos presentes en el área de ejecución del proyecto. Estos cambios se podrían generar a través de dos vías:

- La modificación del régimen de vientos y, en consecuencia, de los regímenes de olas y corrientes por efecto directo de la extracción de energía del viento;
- La modificación de las corrientes oceánicas por efecto de las estructuras introducidas en el medio marino, que podrían alterar la mezcla y la estratificación vertical de la columna de agua.

Estas dos diferentes fuentes generadoras de cambios hidrodinámicos interactúan de forma no lineal y podrían afectar de forma indirecta a las poblaciones de peces presentes en la zona, introduciendo cambios en la abundancia y/o densidad de algunas especies. La evaluación de los efectos potenciales de los cambios en los regímenes hidrodinámicos sobre las poblaciones de peces resulta complicada. De hecho, para determinar una posible variación en la densidad y/o abundancia de una población de peces, se suelen llevar a cabo estudios BACI. A través de estos estudios no resulta posible definir si la alteración de la población de peces detectada se ha producido por efecto de los impactos hidrodinámicos o es debida a la variabilidad natural de las especies en análisis.

Por este motivo, van Berkel *et al.* (2020) sugieren que, para poder determinar los posibles efectos indirectos sobre las poblaciones de peces producidos por las variaciones hidrodinámicas generadas en el área de ejecución del PEM, será necesario llevar a cabo unos análisis que incluyan modelos integrados de los efectos combinados de la modificación del campo de viento y la fricción de la estructura in situ y las respuestas de los peces a los predictores hidrodinámicos relevantes para sus hábitats clave y etapas del ciclo de vida.

Por último, tal y como se ha descrito en “Afecciones a los mamíferos marinos – Alteración de su hábitat y recurso los peces pueden beneficiarse de los PEM, ya que proporcionan sustrato duro artificial (el “efecto arrecife”) (Gill 2005), pero esto depende en gran medida del tipo de arrecife creado, las poblaciones autóctonas y la ubicación. El efecto está limitado espacialmente a 400 m alrededor de una turbina (Wilhelmsson 2010). Además, un cierre parcial o total de la pesca dentro un PEM puede proporcionar un refugio para los peces. Los estudios en PEM existentes hasta ahora solo han demostrado efectos sutiles en los peces, pero se espera que los efectos de reserva aumentarán con el tamaño de los parques eólicos. Sin embargo, los hallazgos actuales se basan en especies del norte de Europa, que no necesariamente se pueden extrapolar en el Mediterráneo por su mayor grado de diversidad en la geomorfología de los fondos marinos. Por otro lado, los efectos expuestos han sido estudiados en PEM fijados al fondo, pero se desconoce si dicho efecto ocurrirá en PEM flotantes.

b) Perturbación por ruido y desplazamiento

Durante la construcción, el ruido del hincado de pilotes o la instalación de las líneas de sujeción de los aerogeneradores flotantes, así como las operaciones de tendido de los cables eléctricos, puede causar pérdida de audición, lesiones graves o la muerte entre los peces ubicados en las inmediaciones de la obra, así como cambios en el comportamiento. El nivel de lesiones dependerá por un lado del nivel de ruido y por otro lado de las características fisiológicas de cada especie y la etapa de la vida de cada individuo. Hasta la fecha, se han estudiado los niveles de lesión solo en 100 de más de 29.000 especies de peces. En su trabajo, Andersson *et al.* 2017 han realizado un resumen de la literatura existente sobre los niveles de ruido medidos que causan lesiones (mortales) o cambios de comportamiento en diferentes especies de peces.

Popper *et al.* (2014) proponen clasificar las especies en función de su sensibilidad al ruido subacuático, sobre la base de la presencia o ausencia de una vejiga natatoria. Se sabe que los peces con vejiga natatoria son sensibles a la presión sonora (p.e. el sábalo (*Prochilodus lineatus*) podría estar sujeto a efectos de perturbación por ruido a varios kilómetros de distancia), mientras que los que carecen de ella son sensibles solo al movimiento de partículas y no a la presión sonora (p.e. las lampreas están sujetas a efectos de perturbación por ruido a decenas de metros). No existen muchas publicaciones al respecto y, entre los estudios realizados hasta el momento, no ha sido posibles identificar un radio preciso de afección a los peces a causa de las emisiones sonoras procedentes de las diferentes fases de los proyectos de PEM.

c) Riesgo de enmalle

Tal y como se ha comentado en el caso de los mamíferos marinos, en la actualidad no se encuentran disponibles datos concretos respecto a la posibilidad de enmalle de los peces en las infraestructuras de los PEM, aunque se considera un riesgo relativamente modesto. Los enmalles más probables se podrían dar por la presencia de artes de pesca enredados en las estructuras de los PEM, que podrían generar el enmalle de los peces en sus proximidades.

En la tabla 5.12 se recogen los resultados obtenidos para los peces por Benjamins *et al.* (2014), que, a partir del análisis bibliográfico, evaluaron el riesgo relativo total de enmalle para diferentes grupos de megafauna y escenario de sistemas de sujeción de los aerogeneradores flotantes.

Tabla 5.12. Evaluación del riesgo relativo para cada uno de los peces y escenario de amarre.

□ indican el riesgo relativo más bajo, las celdas de color azul indican un riesgo relativo moderado y las celdas de color azul marino indican el mayor riesgo relativo. Estas evaluaciones de riesgo relativo no son en sí mismas cuantitativas, sino que pretenden comparar los grados relativos de riesgo planteados por diferentes configuraciones de amarre a diferentes grupos de megafauna. Fuente: Benjamins *et al.* 2014.

Especies		Catenaria y cadena	Catenaria, cadena y nylon	Catenaria, cadena y poliéster	Tensores y nylon	Catenaria y boyas accesorias	Tensores y boyas accesorias
Tiburones	Tiburón peregrino						
	Otros tiburones grande						
Pez luna							

d) Efectos de campos electromagnéticos

Peces óseos y elasmobranquios (tiburones y rayas) pueden verse afectados durante la fase operativa de PEM por los campos electromagnéticos (CEM) generados por cables que transportan energía entre los diferentes aerogeneradores y desde estos (o la subestación eléctrica) hasta la orilla. Los campos electromagnéticos pueden causar desorientación en especies electrosensibles que dependen del campo magnético de la Tierra para su migración (p. ej., los atunes) o dificultades en la búsqueda de alimento en aquellas que utilizan la electro recepción para localizar presas.

Boehlert y Gill (2010) observaron que los esturiones tienen capacidad para detectar los CEM, pero la probabilidad y la importancia de los efectos no se conocen bien. Por otro lado, Gill *et al.* (2005) demostraron que los salmónidos migratorios también pueden ser capaces de detectar los CEM y debe tenerse en cuenta la posibilidad de que esto afecte la migración de peces jóvenes o de adultos que regresan. Sin embargo, hoy en día existe una incertidumbre considerable acerca de si los CEM o los campos eléctricos que aquellos inducen tienen efectos perjudiciales y si estos efectos pudieran ser significativos desde el punto de vista ecológico. En conclusión, este tipo de afección resulta muy compleja y merece un análisis específico que va más allá del alcance de esta guía y por lo tanto no se desarrolla en ella.

5.1.2.4.2. Tortugas marinas

Las afecciones potenciales que se podrían producir sobre las tortugas marinas generadas por el desarrollo de los proyectos de PEM, son muy parecidas a las que se han descrito por los mamíferos marinos, por ello y por el hecho de que al momento no se dispone de unas referencias bibliográficas exhaustivas, no se entrará en detalle en su caracterización.

Con respecto a los PEM, el riesgo para las tortugas está menos estudiado que para los mamíferos marinos, las aves y los peces, pero esto probablemente se deba a las ubicaciones geográficas en las que se han desarrollado los PEM hasta la fecha. A continuación, se describen las principales afecciones generadas a las tortugas marinas.

a) Alteración de su hábitat y recursos

La alteración del hábitat de las tortugas marinas se relaciona principalmente a una posible degradación de la calidad fisicoquímica de las aguas. Esta alteración se debe a posibles vertidos accidentales procedentes de las embarcaciones que participan en las labores a lo largo de todas las fases del proyecto, así como al uso de sustancias químicas asociadas a las infraestructuras introducidas en el medio marino. Además, las operaciones de movilización de los sedimentos marinos generan un aumento de la turbidez y la re suspensión de contaminantes asociados a las partículas de sedimento.

Además, la presencia física de las nuevas estructuras genera una pérdida de la superficie de hábitat disponible para las especies marinas y la introducción de un sustrato duro en el medio, con el consiguiente efecto arrecife.

b) Perturbación por ruido y desplazamiento

Aunque la función ecológica de la audición no se ha estudiado bien en el caso de las tortugas marinas, la capacidad auditiva se ha deducido a partir de estudios morfológicos y electrofisiológicos (Southwood *et al* 2008).

El rango de audición (50-1200 Hz: Viada *et al.* 2008, Martin *et al.* 2012, Popper *et al.* 2014) coincide con las frecuencias predominantes de los ruidos antropogénicos, lo que aumenta la probabilidad de que las tortugas marinas puedan experimentar efectos negativos por la exposición al ruido.

En la actualidad, se sabe que las tortugas marinas perciben sonidos de baja frecuencia, sin embargo, se sabe poco sobre el alcance de la exposición a ruidos de origen antropogénico en sus hábitats naturales, o sobre los posibles efectos de una mayor exposición a ruidos antropogénicos en la biología de las tortugas marinas. Se han demostrado claramente las respuestas de comportamiento a las señales de baja frecuencia, como comportamiento agitado, movimientos corporales bruscos, respuestas de sobresalto, cambios en los patrones de nado y orientación (Samuel *et al.* 2005).

En particular, McCauley *et al.* (2002) han determinado los valores de presión sonora RMS para las tortugas marinas, siendo de 175-179 dB re 1μPa en el caso de TTS y de 166-175 dB re 1μPa para los cambios de comportamiento.

La exposición prolongada podría afectar potencialmente a las tortugas marinas al alentar el comportamiento de evitación, aumentar los niveles de estrés y agresión y causar daños fisiológicos en los oídos, alterando las tasas de salida a la superficie o de buceo o confundiendo las señales de orientación.

c) Colisión con buques

Las especies de tortugas también son vulnerables al choque con embarcaciones cuando salen a la superficie para respirar, tomar el sol o alimentarse cerca de la superficie (NOAA Fisheries 2017). Las tortugas adultas parecen estar en mayor riesgo durante la temporada de reproducción y anidación.

d) Riesgo de enmalle

Resulta poco probable el enmalle de las tortugas marinas producido por las infraestructuras de un PEM introducidas en el medio marino (líneas de amarre y cableado), debido principalmente a su diseño, que en general contempla estructuras en tensión con cierto grado de rigidez. De todas formas, en su trabajo, Benjamins *et al.* (2014), valoraron el riesgo relativo total de enmalle para diferentes grupos

de megafauna y escenario de sistemas de sujeción de los aerogeneradores flotantes. Los resultados obtenidos para las tortugas marinas se indican en la tabla 5.13.

Tabla 5.13. Evaluación del riesgo relativo para las tortugas marinas y escenario de amarre.

□ indican el riesgo relativo más bajo, las celdas de color azul □ indican un riesgo relativo moderado y las celdas de color azul marino □ indican el mayor riesgo relativo. Estas evaluaciones de riesgo relativo no son en sí mismas cuantitativas, sino que pretenden comparar los grados relativos de riesgo planteados por diferentes configuraciones de amarre a diferentes grupos de megafauna. Fuente: Benjamins *et al.* 2014.

Especies	Catenaria y cadena	Catenaria, cadena y nylon	Catenaria, cadena y poliéster	Tensores y nylon	Catenaria y boyas accesorias	Tensores y boyas accesorias
Tortugas marinas						

e) Efectos de campos electromagnéticos en la navegación

El sentido geomagnético en las tortugas bobas (*Caretta caretta*) ha sido estudiado de manera bastante extensa, incluyendo las etapas críticas tempranas de la vida. Esta especie depende de múltiples sentidos en varias etapas de sus movimientos de larga distancia (Lohmann *et al.* 2001). Hay indicios de que el sentido geomagnético es fundamental para la orientación primaria al acercarse a la vecindad general de un destino (por ejemplo, playas de anidación, áreas de alimentación), pero que el ajuste más fino se logra mediante el uso de señales olfativas y visuales. Por este motivo es probable que los CEM generados por los cables eléctricos asociados a los PEM puedan causar cierta afección a las tortugas marinas. De todas formas, se trata de un tema muy complejo y va más allá del alcance de esta guía y por lo tanto no se desarrolla en ella.

f) Perturbación por la introducción de luz artificial

El alcance de los efectos de la luz artificial de la construcción y operación de parques eólicos marinos en las tortugas marinas es desconocido. Las fuentes de luz artificial relacionadas con los parques eólicos marinos incluyen principalmente la luz procedente de buques, puertos y plataformas marinas.

Se sabe que la luz artificial tiene efectos perjudiciales en la ecología de las tortugas marinas, particularmente en la etapa de cría cuando emergen de los nidos en las playas y se dirigen hacia el mar. En condiciones naturales, las tortugas eclosionan predominantemente durante la noche (aunque ocurren algunas salidas temprano en la mañana y al final de la tarde). Después de la eclosión, muestran una orientación innata y bien dirigida hacia el agua, basándose principalmente en señales de luz que los atraen hacia el horizonte más brillante sobre la superficie del mar. La iluminación artificial en las playas es muy atractiva para las crías. Puede hacer que se alejen del mar e interferir con su capacidad de orientarse en una dirección constante. En última instancia, esta desorientación puede provocar la muerte de las crías por agotamiento, deshidratación y depredación (Thums *et al.* 2016).

Si bien los problemas causados por la contaminación lumínica durante el viaje de las crías desde el nido hasta la orilla del agua son bien conocidos, se desconoce el impacto de la luz artificial en su comportamiento una vez que llegan al agua. Al llegar al mar, las crías de tortuga nadan desde la costa hacia las aguas para comenzar su etapa de vida oceánica, orientándose, utilizando la dirección de las olas y una brújula magnética interna.

5.1.3. Afecciones sobre la Red Natura 2000

En la tabla que se muestra a continuación, se indican los principales tipos de repercusiones generadas por los proyectos de eólica marina para los grupos receptores más importantes³.

Tabla 5.14 Visión general de los posibles tipos de repercusiones en los principales grupos receptores marinos. Fuente: Comisión Europea (2021) revisada con la información contenida en este documento.

Receptor	Posibles repercusiones de los proyectos de energía eólica marina
Hábitats	Pérdida del hábitat marino Creación de nuevos hábitats marinos Colmatación por sedimentos suspendidos que caen Liberación de contaminantes o movilización de contaminantes históricos Cambios de los procesos físicos debido a la presencia de nuevas estructuras
Aves	Riesgo de colisión Alteración del hábitat y recursos Efecto barrera Molestias Efectos acumulados y efectos a nivel poblacional
Murciélagos	Perturbación y desplazamiento Colisión Efecto barrera Barotraumatismo Pérdida o desplazamiento de corredores de vuelo y lugares de descanso
Mamíferos marinos	Alteración de su hábitat y recursos (pérdida de hábitat, alteración de la calidad fisicoquímica de las aguas, efecto arrecife). Perturbación por ruido y desplazamiento (enmascaramiento auditivo, cambios de comportamiento, daños auditivos, daños a tejidos del animal y mortalidad). Colisión con buques. Riesgo de enmalle. Efecto barrera. Efectos campos electromagnéticos.
Peces	Alteración de su hábitat y recursos (efecto arrecife) Perturbación por ruido y desplazamiento Efectos de campos electromagnéticos (CEM) en la navegación
Tortugas marinas	Alteración de su hábitat y recursos Perturbación por ruido y desplazamiento Colisión con buques Riesgo de enmalle Efectos de campos electromagnéticos (CEM) en la navegación Perturbación por la introducción de luz artificial

5.2. Análisis de los principales impactos de los PEM

Una vez recogida la información sobre las principales características del área de futuro emplazamiento de las infraestructuras de eólica marina, será necesario repetir el análisis cruzado sistemático entre las acciones del proyecto generadoras de impacto y los vectores ambientales presentes en la zona propuesta para la implantación del PEM. De esta manera, será posible identificar las afecciones previstas y poderlos evaluar. La evaluación y cuantificación de las afecciones se realizará bajo las hipótesis de no aplicarse (impacto inicial) y de sí aplicarse medidas preventivas y correctoras (impacto residual). Según la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental, modificada por la Ley 9/2018, un impacto se considera significativo cuando produce una alteración de carácter permanente o de larga duración a un valor natural y, en el caso de espacios Red Natura 2000, cuando además afecte

³ Grupos receptores clave, tales como las aves, los mamíferos y los hábitats marinos, que pueden verse afectados por el impacto de los proyectos de energía eólica marina.

a los elementos que motivaron su designación y objetivos de conservación.

Para determinar la significación de las afecciones que las acciones del proyecto de eólica marina podrían generar sobre los vectores del medio, se realizará tanto un análisis cualitativo como cuantitativo de cada una de las afecciones potenciales previstas por la ejecución del proyecto.

Por un lado, el análisis cualitativo se basará en unos descriptores específicos del impacto en examen. Estos descriptores cualitativos permitirán establecer unos criterios básicos a considerar en el proceso de evaluación del impacto. Los descriptores cualitativos comprenderán tanto los aspectos biológicos específicos del vector receptor de impacto, como las características ambientales del medio y el diseño específico del proyecto de PEM a implementar.

Por otro lado, siempre que sea posible, se llevará a cabo un análisis cuantitativo de las afecciones a partir de unos indicadores preestablecidos. Estos indicadores permitirán medir la magnitud de los efectos potenciales a partir de la información procedente de las campañas marinas realizadas y de la información bibliográfica disponible.

En los apartados siguientes, para cada uno de los grupos de vectores ambientales considerados en este documento (Red Natura 2000, avifauna, quirópteros, mamíferos marinos y otras especies), se definirán unos descriptores cualitativos genéricos a aplicar para todas las posibles afecciones del proyecto sobre este vector. A continuación, para cada una de las afecciones previstas sobre el vector en examen, se detallarán unos descriptores cualitativos específicos y unos indicadores cuantitativos de cada impacto. A través de la aplicación de estos descriptores, el consultor podrá llevar a cabo una descripción cualitativa detallada del impacto previsto en cada fase del proyecto, aplicando unos criterios específicos referentes a las características del receptor de impacto, del medio y del proyecto. Esta descripción permitirá identificar, de forma más objetiva posible, la magnitud del impacto sobre la base del análisis de criterios específicos. Además, la cuantificación del impacto generada a través de la aplicación de los indicadores numéricos completará y respaldará con criterios objetivos la valoración de la significación del impacto en examen.

5.2.1. Análisis de Hábitats de Interés Comunitario (HIC)

En el presente apartado se hace referencia exclusivamente a las afecciones generadas sobre los 4 hábitats marinos contemplados en el anexo I de la Directiva hábitats, que pueden ser vulnerables a los efectos del desarrollo de la energía eólica marina.

Se recomienda la consulta de las guías y recomendaciones del Grupo de Trabajo de la Comisión Europea sobre el Descriptor 6 (fondos marinos) para más información:

- H. Piha y K. Zampoukas (2011). Review of Methodological Standards Related to the Marine Strategy Framework Directive Criteria on Good Environmental Status (<https://mcc.jrc.ec.europa.eu/documents/201409161352.pdf>).
- Borja. A et al. (2007) "An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive" Marine Pollution Bulletin. Volume 55, Issues 1-6 (42-52). (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X06003109>).
- Technical guidance on monitoring for the Marine Strategy Framework Directive (2014). JRC Scientific and Policy Reports.

Para completar información necesaria para determinar la significación de las afecciones, en la tabla 5.15, se indican los descriptores cualitativos específicos a considerar para cada afección sobre los HICs

y los índices cuantitativos. Cabe señalar que, para el cálculo de los índices cuantitativos será necesario emplear la herramienta SIG de análisis territorial, así mismo, se deberán desarrollar unos modelos matemáticos predictivos de propagación de sedimentos teniendo en cuenta las diferentes acciones del proyecto, el volumen de sedimentos movilizados, así como las principales características del medio (batimetría, corrientes y dinámica marina). Además, en el caso del impacto de cambios de los procesos físicos debido a la presencia de las nuevas infraestructuras se requerirá el desarrollo de los modelos hidrodinámicos con y sin la presencia de las infraestructuras contempladas en el proyecto. Cabe señalar que será necesario el desarrollo de modelos complejo 3D, siguiendo las recomendaciones contenidas en el documento de Unep-MAP (Mediterranean Action Plan) “Guidance Document on how to reflect changes in hydrographical conditions in relevant assessments” (2015).

Tabla 5.15. Descriptores cualitativos específicos, índices cuantitativos y metodología generales de las afecciones del proyecto de PEM sobre el estado de conservación de hábitats en los espacios Natura 2000.

Descriptor cualitativo específico	Índice cuantitativo
Pérdida de hábitat	
Forma de reducción del área (temporal o permanente, por destrucción, por desaparición de las condiciones ecológicas que permiten su existencia, etc.) en función de las acciones del proyecto. Sistema de fijación de los aerogeneradores y método de instalación. Métodos de tendido y enterramiento del cableado de interconexión y evacuación eléctrica en la franja costera y en aguas profundas. Variación del grado de conservación y fragmentación del HIC.	Superficie de HIC que se pierde (ha, %). % en relación a la superficie original del hábitat en el lugar*.
Creación de nuevos hábitats marinos	
Características ecológicas de los nuevos hábitats (abundancia de especies invasoras i/o autóctonas). Proximidad del PEM a hábitats de sustrato rocoso. Localización geográfica de las zonas de creación. Interacción con los HICs existentes.	Superficie de nuevo hábitat (ha, %). % en relación a la superficie original del hábitat en el lugar
Colmatación por sedimentos suspendidos que se depositan sobre el lecho marino	
Variación del grado de conservación y fragmentación del HIC. Temporalidad y periodicidad de las acciones de colmatación. Métodos de tendido y enterramiento del cableado de interconexión y evacuación eléctrica en la franja costera y en aguas profundas. Capacidad del medio de volver a las condiciones iniciales debido a sus características del medio (régimen de corrientes de la zona, granulometría y volumen de sedimentos a movilizar).	Superficie de HIC sofocado (ha, %). % en relación a la superficie original del hábitat en el lugar*. Distancia (m) entre la zona afectada por operaciones de excavación y los HIC / lugares Natura 2000. Distancia (m) entre el área de dispersión de los sedimentos obtenidas de los modelos numéricos y el HIC / lugar Natura 2000.
Liberación de contaminantes y movilización de contaminantes históricos	
Tipo de deterioro sobre la estructura y funciones necesarias para la existencia del HIC a largo plazo, grado de desviación causada y consecuencias por el futuro. Tipo de deterioro sobre las especies estructurantes del hábitat. Temporalidad y periodicidad de las acciones liberación de contaminantes. Características fisicoquímicas de los sedimentos a movilizar. Capacidad del medio de volver a las condiciones iniciales debido a sus características (régimen de corrientes, granulometría y volumen de sedimentos a movilizar).	Superficie de HIC afectado (ha, %). % en relación a la superficie original del hábitat en el lugar* Distancia (m) entre la zona afectada por operaciones de excavación y los HIC / lugares Natura 2000. Distancia (m) entre el área de dispersión de los sedimentos obtenidas de los modelos numéricos y el HIC / lugar Natura 2000.
Cambios de los procesos físicos debido a la presencia de nuevas estructuras	
Régimen de corrientes y oleaje de la zona. Dinámica marina de la zona. Ubicación y métodos de instalación de las nuevas infraestructuras (enterramiento de cables, pilotaje, estructuras flotantes, etc.).	Superficie de HIC afectado de forma directa por los cambios (ha %). % en relación a la superficie original del hábitat en el lugar*. Resultados procedentes de los modelos hidrodinámicos 3D.

* Cuando el estado de conservación (estructura y funciones) o la representatividad (especies características) de la superficie de hábitat que va a ser destruida o deteriorada son muy heterogéneos o son muy destacados, puede resultar necesario desagregar dichas superficies por clases de estado de estructura, función o representatividad.

5.2.2. Análisis de afecciones sobre la Fauna

5.2.2.1. Análisis de afecciones sobre la avifauna

La información recogida mediante el uso de las metodologías de muestreo detalladas en el apartado 4.2.2.1. deberá permitir cuantificar las afecciones sobre la avifauna de los PEM descritas en el apartado 5.1.1.1 Sin embargo, las distintas afecciones se encuentran fuertemente interrelacionadas y moduladas por una gran variedad de factores que son difíciles de cuantificar a priori.

Por ejemplo, el cálculo del riesgo de colisión se encuentra fuertemente influenciado por el efecto de atracción o repulsión que la presencia de un PEM pueda generar en la fauna. Interaccionando de forma combinada, y a menudo opuesta, elementos de diversa índole como el aumento de las zonas de reposo en el parque, la disminución del alimento proporcionado al decaer la actividad pesquera en la zona y por tanto los descartes que las flotas proporcionan, el aumento de las poblaciones de peces por la disminución de la actividad pesquera, los movimientos de evasión de las aves ante la presencia de un PEM, las molestias que la actividad en los PEM pueda generar en la fauna...

Para evitar este gran nivel de incertidumbre, en lugares con energía eólica ya implantada se han empezado a calcular los impactos potenciales de los futuros emplazamientos en base a la información recogida en los PEM ya instalados (p. ej. Garthe and Hüppop, 2004; Band *et al.* 2007, Desholm, 2009; Furness *et al.* 2013; SNCBs, 2017; McGregor *et al.* 2018; NatureScot, 2018; Searle *et al.* 2018; Searle *et al.* 2019; Butler *et al.* 2020). Esta información requiere de un detallado nivel de recogida y análisis de datos que no se ha desarrollado en todos los PEM en funcionamiento, y es de utilidad en los ámbitos similares a los de los PEM de los que hay esta información. Pero este no es el caso de las aguas españolas, ya que se dan diversos procesos que no ocurren en las zonas de donde se tiene una información más detallada sobre afección de PEM sobre las aves. Los más remarcables son:

1. Migración masiva de una gran variedad de aves tanto marinas como terrestres en la vertiente atlántica (incluyendo Canarias). Juntándose aves con sus poblaciones reproductoras tanto del Ártico americano, Siberia y el norte de Europa.
2. Zonas de alimentación de gran relevancia en la vertiente atlántica para aves marinas procedentes del hemisferio sur, que no se dan en otros lugares con energía eólica ya implantada.
3. Presencia de especies marinas endémicas del Mediterráneo y Macaronesia (especialmente procelarifomes), de distribución muy localizada en el planeta, una de ellas con situación crítica de conservación a nivel mundial (según la lista roja de la UICN) como es la pardela balear y una vulnerable como la pardela mediterránea (*Puffinus yelkouan*). También se presentan de forma habitual en aguas del estado fuera de período de reproducción un procelariforme vulnerable como el paíño boreal y otro próximo a la amenaza como la pardela sombría (*Ardenna grisea*). Incluso en las zonas donde ha habido un mayor desarrollo de la energía eólica marina, y de los estudios sobre sus afecciones sobre las aves marinas, los procelarifomes han sido objeto de un bajo nivel de atención hasta el momento (p. ej. Deakin *et al.* 2022). Al margen de los procelarifomes, también hay otra ave marina calificada como vulnerable por parte de la UICN, la gaviota de Audouin.
4. Zonas de implementación de la energía eólica marina en ambientes plenamente oceánicos, con una mayor influencia de condiciones meteorológicas a gran escala en el comportamiento y distribución de las aves.

En el apartado 7 se indica el programa de vigilancia ambiental de los PEM que se implanten, este deberá incorporar la metodología para obtener información de calidad y adaptada al contexto local. A medida que se genere información al estudiar los primeros parques operativos se deberá ir incorporando a los cálculos de riesgo de los PEM.

Para analizar las distintas afecciones identificadas para las aves en los distintos momentos de su ciclo biológico se presentan una serie de descriptores e indicadores cuantitativos específicos para poder realizar la evaluación de las afecciones, aunque sea de forma indirecta, y que se muestran en la Tabla 5.16.

Tabla 5. 16. Descriptores cualitativos específicos, índices cuantitativos y metodología generales de las afecciones de un proyecto de PEM sobre las aves.

Afección	Descriptor cualitativo específico	Índice cuantitativo
Riesgo de colisión	Analizar el riesgo de las aves de colisionar con los aerogeneradores en base al flujo de aves que lo cruzan previamente a la instalación del PEM. Se calcularán índices cualitativos de riesgo de colisión en base a las publicaciones más recientes en el momento de finalización de los estudios. Serán cuantitativos cuando ya haya parques operativos en el ámbito próximo al proyecto que hayan generado datos para poderlos calcular.	Flujo de ejemplares por especie implicados en los cruces del polígono del PEM propuesto en el rango de alturas de riesgo. Poner en relación con la población estatal, de la unión europea y mundial de cada especie cuando sus patrones de movimiento lo permitan y haya valores de referencia. Los resultados se deben presentar como ejemplares por unidad de tiempo y superficie. Se propone aves/km² y hora para estandarizar los resultados. Se presentarán los resultados promedios organizados por decenas. Se analizará el efecto sobre el riesgo de las condiciones meteorológicas, la fenología, el horario, la actividad pesquera..., así como si las especies para las que se muestra el valor son locales o se encuentran en migración. Cuando el método de muestreo no permita indicar la especie o el tamaño de los grupos de aves, la información se presentará con el máximo grado posible de detalle, por ejemplo, infiriendo proporciones de especies o tamaños de bandada obtenidos mediante otros métodos de muestreo que sí lo permitan. Especificando los cálculos y presentando igualmente los datos sin inferir. Para poder analizar el posible impacto demográfico de la mortalidad añadida que podría suponer la colisión con aerogeneradores, los valores obtenidos se deben analizar en función de la información disponible sobre las tasas de mortalidad actuales, los tamaños y las dinámicas de las poblaciones de las especies afectadas. Para las especies con falta de datos, se tomarán de referencia las especies con estrategias de vida similares.

Afección		Descriptor cualitativo específico	Índice cuantitativo
Alteración del hábitat y recursos	Pérdida de hábitat	Analizar el uso previo a la instalación del PEM del hábitat para alimentación o reposo.	Número de aves por especie que utilizan el emplazamiento para alimentarse de recursos naturales o descansar. Poner en relación con la población estatal, de la unión europea y mundial de cada especie cuando haya valores de referencia. El valor de uso se debe obtener del censado directo de toda la superficie, por extrapolación si la superficie muestreada es representativa del total, o por modelización de hábitat. La unidad temporal en base a la que calcular el indicador debe ser quincenal.
	Efecto arrecife	Analizar los potenciales cambios en las poblaciones de las aves del área a causa de la creación de nuevos arrecifes artificiales en el área de estudio.	Número de aves por especie que utilizan el emplazamiento para alimentarse de recursos naturales o descansar y no detectadas anteriormente Poner en relación con la población estatal, de la unión europea y mundial de cada especie cuando haya valores de referencia. El valor de uso se debe obtener del censado directo de toda la superficie, por extrapolación si la superficie muestreada es representativa del total, o por modelización de hábitat. La unidad temporal en base a la que calcular el indicador debe ser quincenal.
	Modificación de los procesos marinos	Analizar los potenciales cambios en las poblaciones de las aves del área a causa de los cambios que la instalación puedan generar en la dinámica marina.	Número de aves por especie que utilizan el emplazamiento para alimentarse de recursos naturales o descansar. Poner en relación con la población estatal, de la unión europea y mundial de cada especie cuando haya valores de referencia. El valor de uso se debe obtener del censado directo de toda la superficie, por extrapolación si la superficie muestreada es representativa del total, o por modelización de hábitat. La unidad temporal en base a la que calcular el indicador debe ser quincenal.
	Aumento de la disponibilidad de posaderos.	Analizar los potenciales cambios en las poblaciones de las aves del área a causa de la aparición de nuevos posaderos en el área de estudio.	En caso de haber estructuras preexistentes en el entorno, analizar su uso por parte de las aves. En caso de no haber dichas estructuras, no se puede aportar un índice cuantitativo para este factor.
	Cambios en las actividades humanas.	Analizar la pérdida de alimento fruto del cese de actividades humanas existentes en el área de estudio.	Número de aves por especie que utilizan el emplazamiento para alimentarse de recursos de origen humano. Poner en relación con la población estatal, de la unión europea y mundial de cada especie cuando haya valores de referencia. El valor de uso se debe obtener del censado directo de toda la superficie, por extrapolación si la superficie muestreada es representativa del total, o por modelización de hábitat. La unidad temporal en base a la que calcular el indicador debe ser quincenal.

		Analizar los potenciales cambios en las poblaciones de las aves del área que puede suponer la generación de nuevos recursos fruto de cambios en las actividades humanas en el área de estudio.	No se puede aportar un índice cuantitativo por la generación de nuevos recursos en el área.
	Aumento de la iluminación	Analizar los potenciales cambios en las poblaciones de las aves del área que puede suponer el aumento de la iluminación en el área de estudio.	Número de aves por especie que utilizan o transitan por el emplazamiento en horario nocturno. Expresar de forma análoga al riesgo de colisión o de modificación del hábitat, pero centrado en horario nocturno
Afección		Descriptor cualitativo específico	Índice cuantitativo
Efecto barrera		Analizar el riesgo de que las aves pierdan zonas de alimentación, reproducción o reposo, al quedar aisladas entre sí por la reticencia de las aves a cruzar un PEM. Para las aves terrestres en migración activa, analizar el riesgo de que la evasión del obstáculo pueda suponer gasto de energía relevante para ejemplares exhaustos.	Flujo de ejemplares por especie implicados en los cruces del polígono del PEM propuesto en el rango de alturas de riesgo. Poner en relación con la población estatal, de la unión europea y mundial de cada especie cuando sus patrones de movimiento lo permitan y haya valores de referencia. Los resultados se deben presentar como ejemplares por unidad de tiempo y superficie. Se propone aves/km ² y hora para estandarizar los resultados. Se presentarán los resultados promedios organizados por decenas. Se analizará el efecto sobre el riesgo de las condiciones meteorológicas, la fenología, el horario, la actividad pesquera..., así como si las especies para las que se muestra el valor son locales o se encuentran en migración. Cuando el método de muestreo no permita indicar la especie o el tamaño de los grupos de aves, la información se presentará con el máximo grado posible de detalle, por ejemplo, infiriendo proporciones de especies o tamaños de bandada obtenidos mediante otros métodos de muestreo que sí lo permitan. Especificando los cálculos y presentando igualmente los datos sin inferir.
Molestias	Ruido	Analizar el uso previo a la instalación del PEM del hábitat para alimentación o reposo, poniendo los resultados en relación con la sensibilidad potencial de las especies a las molestias sonoras causadas durante la construcción del parque.	Número de aves por especie que utilizan el emplazamiento para alimentarse de recursos naturales o descansar. Poner en relación con la población estatal, de la unión europea y mundial de cada especie cuando haya valores de referencia.
	Desplazamiento	Analizar el uso previo a la instalación del PEM del hábitat para alimentación o reposo, poniendo los resultados en relación con la sensibilidad de las especies a las molestias causadas por el tráfico marino.	Número de aves por especie que utilizan el emplazamiento para alimentarse de recursos naturales o descansar. Comportamiento de las aves ante la presencia de embarcaciones (aunque sea la embarcación de censado). Poner en relación con la población estatal, de la unión europea y mundial de cada especie cuando haya valores de referencia.

Efectos acumulados y a nivel poblacional	Estos efectos no se pueden analizar al realizar estudios centrados en proyectos individuales de PEM, y se deberían analizar conjuntamente a nivel de planificación o a posteriori, con la información resultante del seguimiento de la red de PEM dentro del ámbito de distribución de una población determinada.	No se puede aportar un índice cuantitativo para este factor.
---	---	---

5.2.2.2. Análisis de afecciones sobre los quirópteros

Como se ha descrito en el apartado 5.1.2.2 de este documento, los proyectos eólicos marinos podrían generar una serie de impactos de diferentes características y magnitud sobre los quirópteros que frecuenten la zona propuesta para la ejecución del proyecto y su área de influencia. Se prevén tanto impactos directos, como colisión, como indirectos.

Al igual que en el caso de las aves, se han desarrollado distintos índices para analizar la sensibilidad de las distintas especies a las afecciones causadas por PEM (Leopold *et al.* 2015; Lagerveld *et al.* 2020), pero la falta de información para poder aplicar estos índices en el ámbito marino estatal es todavía mayor en el caso de los quirópteros. La recolección de información de los primeros estudios previos y trabajos de seguimiento de PEM en funcionamiento en las distintas demarcaciones debería generar información de calidad adaptada al ámbito de actuación de utilidad para proyectos posteriores.

En la mayor parte de trabajos analizando las posibles afecciones de PEM sobre quirópteros se han centrado en descriptores básicos como la presencia o ausencia de los quirópteros poniéndolos en relación con las condiciones meteorológicas (Ahlén *et al.* 2007 & 2009; Poerink *et al.* 2013; Lagerveld *et al.* 2014 & 2017).

Para analizar las distintas afecciones identificadas para los quirópteros, se presentan una serie de descriptores e indicadores cuantitativos específicos para poder realizar la evaluación de las afecciones, aunque sea de forma indirecta, y que se muestran en la Tabla 5.17

Tabla 5.17. Descriptores cualitativos específicos, índices cuantitativos y metodología generales de las afecciones de un proyecto de PEM sobre los quirópteros.

Afección		Descriptor cualitativo específico	Índice cuantitativo
Riesgo de colisión		Analizar el riesgo de los quirópteros de colisionar con los aerogeneradores en base al flujo que lo cruzan previamente a la instalación del PEM.	Flujo de ejemplares por especie implicados en los cruces del polígono del PEM propuesto en el rango de alturas de riesgo. Poner en relación con la población estatal, de la unión europea y mundial de cada especie cuando sus patrones de movimiento lo permitan y haya valores de referencia. Los resultados se deben presentar como ejemplares por unidad de tiempo. Se propone ejemplares/ hora para estandarizar los resultados. Se analizará el efecto sobre el riesgo de las condiciones meteorológicas, la fenología, el horario, la actividad pesquera..., así como si las especies para las que se muestra el valor son locales o se encuentran en migración.
Alteración del hábitat y recursos	Aumento de la disponibilidad de posaderos.	Analizar el potencial efecto de atracción que los generadores pueden suponer para los quirópteros como punto de descanso.	En caso de haber estructuras preexistentes en el entorno, analizar su uso por parte de los quirópteros. En caso de no haber dichas estructuras, no se puede aportar un índice cuantitativo para este factor.
	Aumento de la iluminación	Analizar los potenciales cambios en las poblaciones de quirópteros que puede suponer el aumento de la iluminación en el área de estudio.	Número de ejemplares por especie que utilizan o transitan por el emplazamiento en horario nocturno. Expresar de forma análoga al riesgo de colisión o de modificación del hábitat, pero centrado en horario nocturno
Efecto barrera		Analizar el riesgo de que los quirópteros pierdan zonas de alimentación al quedar aisladas entre sí por su reticencia a cruzar un PEM. Para las especies en migración activa, analizar el riesgo de que la evasión del obstáculo pueda suponer gasto de energía relevante para ejemplares exhaustos.	Flujo de ejemplares por especie implicados en los cruces del polígono del PEM propuesto en el rango de alturas de riesgo. Poner en relación con la población estatal, de la unión europea y mundial de cada especie cuando sus patrones de movimiento lo permitan y haya valores de referencia. Los resultados se deben presentar como ejemplares por unidad de tiempo. Se propone ejemplares/ hora para estandarizar los resultados. Se analizará el efecto sobre el riesgo de las condiciones meteorológicas, la fenología, el horario, la actividad pesquera..., así como si las especies para las que se muestra el valor son locales o se encuentran en migración.
Efectos acumulados y a nivel poblacional		Estos efectos no se pueden analizar al realizar estudios centrados en proyectos individuales de PEM, y se deberían analizar conjuntamente a nivel de planificación o a posteriori, con la información resultante del seguimiento de la red de PEM dentro del ámbito de distribución de una población determinada.	No se puede aportar un índice cuantitativo para este factor.

5.2.2.3. Análisis de afecciones sobre los mamíferos marinos

Como se ha descrito en el apartado 5.1.2.3 de este documento, los proyectos de eólicas marinas podrían generar una serie de afecciones de diferentes características y magnitud sobre los mamíferos marinos que frecuenten la zona propuesta para la ejecución del proyecto y su área de influencia. Se prevén tanto afecciones directas, como colisión o perturbaciones por ruido, como indirectas.

Para determinar la significación de las afecciones, en la tabla siguiente, se indican los descriptores cualitativos específicos a considerar para la caracterización de cada impacto sobre los mamíferos marinos y los índices cuantitativos, siempre que sea posible su definición.

En referencia a la pérdida de hábitat, se propone como indicador cuantitativo las horas de esfuerzo pesquero desplazadas del área a otras zonas. Esto se debe a que, los mamíferos marinos son, muy a menudo, atraído por las embarcaciones pesquera que están faenando en una zona, dado que aprovechan su trabajo para alimentarse. Por ello, la disminución o pérdida de embarcaciones pesquera en un área concreta representará también la reducción de un área de alimentación para algunas especies de mamíferos marinos. Por otro lado, no se prevé que el efecto arrecife y la alteración de la calidad de las aguas marinas, así como el efecto de los campos electromagnéticos, puedan afectar de forma significativa los mamíferos marinos, es por ello, que no se incluyen descriptores específicos para estos efectos potenciales en la tabla siguiente.

En el caso de las afecciones generadas por ruido submarino, será necesario desarrollar un modelo de propagación del ruido subacuático. La modelización óptima debe incluir datos de entrada que describan la batimetría, las características de los sedimentos del lecho marino y las propiedades de la columna de agua que afectan a la velocidad del sonido (temperatura y salinidad, además de la profundidad). Esta modelización debe validarse con estudios de campo para confirmar las predicciones (Farcas *et al.* 2016). Así mismo, en el documento “Guía de buenas prácticas para la medición de sonido submarino” (Sánchez, M. *et al.* 2020) se describen los principales modelos de propagación acústica submarina.

Tabla 5.18. Descriptores cualitativos específicos, índices cuantitativos y metodología generales de las afecciones del proyecto de PEM sobre los mamíferos marinos.

Impacto		Descriptor cualitativo específico	Índice cuantitativo
Alteración del hábitat y recursos	Pérdida de hábitat y recursos	Uso y frecuentación del hábitat, definiendo una mayor sensibilidad a los acontecimientos críticos del ciclo vital.	Horas de esfuerzo pesquero desplazadas del área a otras áreas, como pérdida de recurso alimentario. Número de especies presentes en las distintas fases del PEM.
	Enmascaramiento auditivo Cambios de comportamiento Daños auditivos Daños a tejidos del animal y mortalidad	Grupo de audición funcional de los mamíferos marinos presentes en el área de influencia (tabla 3.7 del documento). Uso y frecuentación del área de influencia, definiendo una mayor sensibilidad a los acontecimientos críticos del ciclo vital. La presencia de características geográficas que puedan exacerbar los efectos de comportamiento. Por ejemplo, las actividades que generan ruido cerca de la entrada a una bahía, en estrechos o en otras zonas de espacio restringido pueden hacer que los animales no puedan alejarse de los niveles elevados de ruido, posiblemente aumentando su riesgo de lesión. Características de las fuentes de ruido generado por las diferentes acciones del proyecto (impulsivos / no impulsivos, RMS, SEL, SEL _{peak}) Temporalidad y periodicidad de las fuentes de ruido. Diámetro de los pilotes (cuanto mayor es el diámetro mayor será el ruido generado durante la construcción y funcionamiento). El diseño de los cimientos de las turbinas (dependiendo de la tipología de suelo se necesitarán niveles mayores de energía para la hincia de pilotes y una diferente duración de las operaciones). La instalación de cimientos con monopilotes puede generar niveles elevados de ruido subacuático, pero en un período más corto en total que la instalación de cimientos que utilizan pilotes con camisa, en las que suelen usarse tres o cuatro pilotes más pequeños por cimiento. Actividad de los buques. La cantidad y el tipo de buques necesarios durante distintas fases del proyecto (incluida la operación), sus rutas de tránsito y los cambios de los niveles de tráfico marino existentes.	Distancias máximas a las que se alcanzan los índices establecidos en la tabla 3.10. Niveles de Exposición Sonora durante las diferentes fases para los diferentes grupos auditivos de mamíferos marinos (tabla 3.7 del documento) Mapas predicción de impacto potencial de niveles de ruido durante las diferentes fases de la obra.
Colisión con buques		Actividad de los buques. La cantidad y el tipo de buques necesarios durante distintas fases del proyecto (incluida la operación), sus rutas de tránsito y los cambios de los niveles de tráfico marino existentes.	
Riesgo de enmalle		Tipología de aerogeneradores instalados (con cimentación fija o sobre plataforma flotante). Número, longitud y métodos de tendido de los cables. Características de los amarres. Evaluación del riesgo relativo total para cada grupo de megafauna y escenario de amarre según la tabla 3.12 del documento.	
Efecto barrera		Presencia de rutas migratorias de mamíferos marinos que cruzan el área de influencia	% de la ruta migratoria ocupada por las embarcaciones que operan y por infraestructuras fijas o flotantes del PEM (ha, %*)

*% en relación a la superficie de la zona de influencia estudiada.

5.2.2.4. Análisis de afecciones sobre otras especies

Como se ha comentado en el apartado 5.1.2.4, resulta complicado evaluar los efectos potenciales del desarrollo de energía eólica sobre los peces y las tortugas marinas. Por un lado, todavía no se dispone de un conocimiento suficiente sobre los efectos de la construcción y funcionamiento de un PEM sobre los peces y las tortugas marinas. Por otro lado, en el caso de los peces, esta dificultad se relaciona al elevado grado de diversidad de respuesta interespecífica e intraespecífica de este grupo: existe un número muy abundantes de especies de peces y cada una de ellas ocupa diferentes hábitats a lo largo de su ciclo de vida (fase larval y fase adulta). Por todo ello, en la mayor parte de los efectos potenciales individuales identificados en el marco de este documento, no ha sido posible definir unos índices cuantitativos específicos para valorar el grado de significación de las afecciones sobre estos grupos.

En la tabla 5.19 se detallan los descriptores cualitativos específicos a considerar para cada impacto y los índices cuantitativos:

Tabla 5.19. Descriptores cualitativos específicos, índices cuantitativos y metodología generales de las afecciones del proyecto de PEM sobre los peces y las tortugas marinas.

Descriptor cualitativo específico	Índice cuantitativo
Alteración de su hábitat y recursos y efecto arrecife	
Presencia de sustrato duro en el área de influencia del proyecto. (% respecto a la superficie total del área de influencia). Distancia entre las nuevas superficies de sustrato duro introducidas en el área de influencia y las comunidades de sustrato duro más próximas. Características ecológicas de las comunidades de sustrato duro en el área de estudio (presencia de especies invasoras vs especies autóctonas). Afección a las comunidades de fanerógamas marinas. Temporalidad y periodicidad de las acciones movilización de sedimentos. Características fisicoquímicas de los sedimentos a movilizar. Capacidad del medio de volver a las condiciones iniciales debido a sus características (régimen de corrientes, granulometría y volumen de sedimentos a movilizar). Actividad de los buques (cantidad y el tipo de buques).	Superficie de nuevos sustratos introducido en el medio. Superficie de pradera de fanerógama marina afectada (ha, %). % en relación a la superficie de la zona de influencia estudiada. Resultados de los modelos integrados de los efectos combinados de la modificación del campo de viento y la fricción de la estructura in situ y las respuestas de los peces.
Perturbación por ruido y desplazamiento	
Niveles de ruido medidos que causan lesiones (mortales) o cambios de comportamiento en diferentes especies de peces (Andersson <i>et al.</i> 2017). Uso y frecuentación del área de influencia, definiendo una mayor sensibilidad a los acontecimientos críticos del ciclo vital. La presencia de características geográficas que puedan exacerbar los efectos de comportamiento. P. ej. actividades que generan ruido en la entrada a una bahía, estrechos o otras zonas de espacio restringido pueden dificultar a los animales se alejarse de la fuente de ruido, subiendo el riesgo de lesión. Características de las fuentes de ruido generado por las diferentes acciones del proyecto (impulsivos / no impulsivos, RMS, SEL, SEL_{peak}) Temporalidad y periodicidad de las fuentes de ruido. Diámetro de los pilotes (cuanto mayor es el diámetro mayor será el ruido generado durante la construcción y funcionamiento). El diseño de los cimientos de las turbinas (según la tipología de suelo se necesitarán más energía para la hincas de pilotes y duración de las operaciones). La instalación de cimientos con monopilotes puede generar niveles elevados de ruido subacuático, pero en un período más corto en total que la instalación de cimientos que utilizan pilotes con camisa, en las que suelen usarse tres o cuatro pilotes más pequeños por cimiento. Actividad de los buques. La cantidad y el tipo de buques necesarios durante distintas fases del proyecto (incluida la operación), sus rutas de tránsito y los cambios de los niveles de tráfico marino existentes.	Distancias máximas a las que se alcanzan los valores de RMS para las tortugas marinas, siendo de 175-179 dB re 1μPa en el caso de TTS
Riesgo de enmalle	
Tipología de aerogeneradores instalados (con cimentación fija o sobre plataforma flotante). Número, longitud y métodos de tendido de los cables. Características de los amarres. Evaluación del riesgo relativo total para cada grupo de peces y escenario de amarre según la tabla 3.14 del documento.	
Colisión con buques (tortugas marinas)	
Actividad de los buques. La cantidad y el tipo de buques necesarios durante distintas fases del proyecto (incluida la operación), sus rutas de tránsito y los cambios de los niveles de tráfico marino existentes.	Mapas de predicción de colisión (densidad de tortugas/velocidad embarcación)
Efectos de campos electromagnéticos del propio cableado del PEM	
Este tipo de afección resulta muy compleja y merece un análisis específico que va más allá del alcance de esta guía y por lo tanto no se desarrolla en ella	
Perturbación por la introducción de luz artificial (tortugas marinas)	
Características de las fuentes de luz artificial generadas en las diferentes fases del proyecto. Ubicación, temporalidad y periodicidad de las fuentes de luz artificial.	

5.2.3. Análisis de afecciones sobre la Red Natura 2000

La evaluación de las afecciones sobre la Red Natura 2000 se centrará en el logro de los objetivos generales de conservación de cualquier lugar Natura 2000 (el mantenimiento/restablecimiento en un estado de conservación favorable de los hábitats y especies) a través del uso de indicadores homogéneos y coherentes que, a posteriori, permitirán cuantificar la efectividad de las medidas preventivas y correctoras, valorar las afecciones residuales, y en su caso establecer las medidas compensatorias adecuadas.

Estos índices se basan principalmente en la medida de las superficies de degradación, perturbación o destrucción de los hábitats respecto a su área total, o en la reducción de las poblaciones en caso de especies protegidas.

En los casos de que el espacio Red Natura 2000 cuente con un plan de gestión y unos objetivos de gestión específicos, se completará el análisis de las afecciones con la descripción cualitativa/cuantitativa de las afecciones a estos objetivos de conservación específicos del lugar en examen, procurando que mantenga una estructura coherente con la de los descriptores e indicadores anteriores.

En el marco de este documento, tal y como se ha especificado en el apartado 5.1, el análisis de las afecciones a cada grupo de receptores marinos que componen un lugar Red Natura 2000 se realiza en los apartados específicos (avifauna, quirópteros, mamíferos marinos y otras especies).

6. MEDIDAS DE MITIGACIÓN

Para cada uno de los impactos identificados y evaluados, se señalarán las medidas preventivas y correctoras apropiadas. En su definición debe seguirse el principio de jerarquía de la mitigación: 1º prevención, 2º minimización, 3º corrección/restauración y 4º compensación.

Es muy probable que para elegir y proyectar alguna medida preventiva o correctora sea necesario acudir a la mejor información científica o técnica disponible al efecto.

6.1 Medidas preventivas y correctoras

El procedimiento de evaluación ambiental se rige por la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental. Esta ley establece las bases que deben regir la evaluación ambiental de los planes, programas y proyectos que puedan tener efectos significativos sobre el medio ambiente, garantizando en todo el territorio del Estado un elevado nivel de protección ambiental, con el fin de promover un desarrollo sostenible, mediante:

- La integración de los aspectos medioambientales en la elaboración y en la adopción, aprobación o autorización de los planes, programas y proyectos;
- el análisis y la selección de las alternativas que resulten ambientalmente viables;
- el establecimiento de las medidas que permitan prevenir, corregir y, en su caso, compensar los efectos adversos sobre el medio ambiente;
- el establecimiento de las medidas de vigilancia, seguimiento y sanción necesarias para cumplir con las finalidades de esta ley.

Así pues, después de realizar los estudios, y haber analizado sus resultados para realizar una **selección de las alternativas** que resulten ambientalmente viables, se deberán establecer una serie de medidas que permitan prevenir, corregir y, en su caso, compensar los impactos residuales del proyecto sobre el medio ambiente. En esta sección nos centraremos en las medidas preventivas y correctoras, que según la ley son las que deben prevenir y corregir los impactos previstos de una instalación.

6.1.1 Medidas para Hábitats de Interés Comunitario (HIC)

En la tabla 6.1 se recogen las principales medidas de aplicación a los proyectos de eólica marina para la mitigación de las afecciones potenciales sobre los hábitats de interés comunitario. Cabe señalar que se trata de una recopilación general y que, para cada proyecto, será necesario evaluar la aplicación de medidas específicas acordes a las características de la zona de implantación del PEM, a los hábitats marinos presentes y su grado de conservación, así como a las acciones previstas en el proyecto.

Tabla 6.1. Medidas preventivas y correctoras para la mitigación de las afecciones potenciales del proyecto de PEM sobre los HIC y las comunidades bentónicas de elevado valor ecológico.

Medidas sobre los HIC y las comunidades bentónicas de elevado valor ecológicoP: preventiva C: correctoras		Efectos potenciales					Fase de aplicación			
		Pérdida de hábitat	Creación de nuevos hábitats	Colmatación por sedimentos suspendidos	Liberación de contaminantes	Cambios de los procesos físicos	Previa	Construcción	Operación	Clausura
P	Adecuada selección del emplazamiento de las infraestructuras evitando HIC y comunidades bentónicas de elevado valor ecológico	X				X	X			
P	Ocupación de la menor área posible para la ejecución del proyecto	X	X	X		X	X	X	X	X
P	Selección del recorrido más corto de los cables de evacuación, evitando comunidades bentónicas de interés	X	X	X	X	X	X			
P	Se seguirán las "Directrices sobre las mejores prácticas ambientales en la instalación y operación de cables" de OSPAR (revisión de 2017).	X		X	X					
P	Selección de métodos de instalación de los sistemas de fondeo de los aerogeneradores que minimicen la superficie afectada y la suspensión de sedimento en la columna de agua.	X	X	X	X		X	X		X
P	Cuando se entierre el cableado mediante técnicas de zanjado, se limitará en la medida de lo posible el ancho de la zanja realizada.	X		X	X			X		
P	Las obras de tendido y protección de la línea de evacuación en la franja costera susceptibles de generar turbidez se realizarán con el mar en calma.			X	X			X		
P	Selección de métodos de tendido y protección del cableado de interconexión y evacuación eléctrica que minimicen la superficie afectada y la suspensión de sedimento. Cuando se pretenda enterrar el cableado en la franja costera, se recomienda la utilización de perforación horizontal dirigida para el aterraje en la costa de la línea de evacuación, siendo recomendable extender la perforación mar adentro en la medida de lo posible, siempre y cuando se evite la coincidencia de su aterraje en el lecho marino con comunidades sensibles. En aguas más profundas, se favorecerá el tendido y enterramiento sobre sustrato sedimentario mediante las técnicas de <i>jetting</i> o <i>ploughing</i> , evitando en la medida de lo posible la utilización de la técnica de <i>trenching</i> en sustrato rocoso.	X	X	X	X		X	X		X
P	Se modelizará la pluma de turbidez generada por las operaciones susceptibles de remover el sedimento del lecho marino en la franja costera a fin de planificar adecuadamente las medidas preventivas o correctivas necesarias para el control de esta afección.	X		X	X		X	X		
P	Delimitación de la zona de ejecución de las obras	X				X	X	X		X
P	Durante las operaciones realizadas en la franja costera (p. ej., tendido y protección del cableado), se valorará la posibilidad de instalación de pantallas antiturbidez u otros métodos análogos cuando existan comunidades marinas de interés coincidentes o próximas.			X	X			X		X

P	Los anclajes o las cimentaciones y la disposición de los aerogeneradores o cualquier otro dispositivo se diseñarán de tal forma que se reduzca al mínimo la erosión, la redistribución del sedimento y la alteración del flujo actual. Para ello se recomienda la realización de estudios de modelización de los posibles efectos producidos en las corrientes marinas					X				
P	Evitar la colocación de infraestructuras a menos de 500 m de áreas de contaminación por sedimentos conocida				X		X	X		
P	Diseñar dispositivos para minimizar el riesgo de fuga de contaminantes.				X		X			X
P	La maquinaria que se utilizará será revisada con objeto de evitar pérdidas de combustibles, lubricantes, etc.				X			X	X	X
P	Las embarcaciones y medios auxiliares utilizados para la ejecución del proyecto cumplirán la normativa vigente en cuanto al vertido al mar de sustancias peligrosas desde buques (Convenio MARPOL)				X			X	X	X
P	Evaluación de riesgos y planes de contingencia	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P y C	Implementación de un Plan de Emergencia de Contaminación				X		X	X	X	X

6.1.2 Medidas para Fauna

6.1.2.1. Medidas para avifauna

Como en el resto de los grupos de fauna y hábitats potencialmente afectados por la construcción de PEM, las medidas preventivas y correctoras para minimizar el impacto de los PEM sobre las aves se pueden aplicar en diversos puntos del proceso de planificación y construcción de un parque (ver en la Tabla 6.2) una síntesis de medidas preventivas y correctoras para mitigar las afecciones de los PEM sobre las aves). Primeramente, hay un paso previo a los EIA que constan en una adecuada planificación a nivel estatal para establecer qué zonas serían menos sensibles a la instalación de PEM (Harwood & Perrow 2019). En España, los POEM deben recoger esta zonificación para la biodiversidad, tanto de zonas protegidas como las posibles futuras en base a unos criterios determinados (Zonas de Alto Potencial – ZAP- y Zonas de Uso Potencial -ZUP-) como ya se ha indicado previamente en la guía.

Ya analizando proyectos de PEM concretos, hay medidas que se deben aplicar ya durante su planificación, teniendo en cuenta elementos de riesgo en la configuración de la ubicación de los generadores dentro del parque, así como por ejemplo la altura mínima de las palas sobre el nivel del mar (Arnett & May, 2016).

Hay medidas que se aplican sobre los elementos del PEM para hacerlo menos impactante, en general, buscando evitar colisiones de aves con aerogeneradores. Una aproximación es buscar que las aves tengan una mayor percepción de su presencia, por ejemplo pintando las aspas ya sea con luz visible como dentro del espectro de los ultravioleta (Marques *et al.* 2014; May *et al.* 2020). La eficacia de estas medidas depende pues de la sensibilidad de cada especie concreta que interactúe con el PEM al estímulo que se aporte, ya que muchas aves tienen una visión frontal limitada (Martin 2011). En el caso que estas medidas surjan efecto para evitar colisiones, podrían tener un efecto negativo por el hecho de aumentar el efecto barrera de la instalación.

Una alternativa a hacer más visibles las palas del rotor para evitar choques es intentar alejar las aves de las proximidades de los PEM mediante ruidos disuasorios, ya sean de sus depredadores naturales, sus propios sonidos de alarma, ultrasonidos, sonidos de origen humano o simplemente estruendos. Estos métodos han mostrado cierto grado de éxito en aves rapaces, aunque la habituación de las aves a estos estímulos tiende a reducir su eficacia (Allison *et al.* 2019). Por este motivo, los sonidos se deben aplicar únicamente cuando sea necesario por la presencia de aves (ya sea detectada por un observador, como por sistemas automáticos de detección). Así, parece que este método podría ser más eficaz ante aves migrantes poco habituadas a los diferentes elementos y medidas del PEM que en las aves locales. Sin embargo, quedan todavía muchos huecos de información sobre la eficacia de estas metodologías en función de las distintas situaciones y especies implicadas (Enos *et al.* 2021).

La iluminación es un elemento con cierta influencia en el riesgo que un PEM supone para las aves, interactuando con distintas tipologías de afecciones modulando su actuación. Sin embargo, la capacidad de actuación sobre este elemento es limitada, ya que gran parte de la iluminación es de obligada instalación y de características bien definidas por requerimientos de seguridad de la navegación aérea y marítima. De hecho, esta misma normativa ya contempla elementos positivos para la gestión de estas afecciones, ya que la iluminación es atenuada en el plano vertical por normativa de navegación aérea. Este factor se considera positivo ya que la atracción de pardelas ha sido menos intensa con iluminación con la parte superior cubierta evitando la salida de luz en el plano vertical (Reed *et al.* 1985). En la actualidad, se han aplicado sistemas que permiten que la iluminación de indicación ante el tráfico aéreo de un PEM esté en funcionamiento únicamente cuando hay aeronaves en el espacio aéreo de la zona, evitando un 99% de la esta iluminación en las instalaciones alemanas (Defingou *et al.* 2019). Aparentemente, esta tecnología será de obligado uso en PEM de los Estados

Unidos de América (BOEM 2021a; BOEM 2021b). Cualquiera de estas medidas requiere de la coordinación y complicidad con la autoridad aeronáutica competente.

Cuando hay que desarrollar trabajos de construcción o mantenimiento del PEM fuera de las horas de luz, las instalaciones deben ser iluminadas para realizar los trabajos. Se ha recomendado cubrir las fuentes de luz para evitar que ésta escape ya atraiga a las aves (Dean *et al.* 2022). Igualmente, se ha observado como la simple iluminación de embarcaciones puede afectar los patrones de atención de procelariformes a sus nidos (Austad *et al.* 2023). Por esto se debería minimizar el movimiento de embarcaciones por zonas próximas a las zonas de reproducción durante el período de reproducción y no permitir el desarrollo de trabajos que requieran iluminación que no pueda ser cubierta. De forma similar a la iluminación, se deben evitar operaciones que ocasionen fuertes estruendos (en algunas operaciones de la fase de construcción en el caso de aerogeneradores instalados sobre cimentación fija) en las proximidades de las zonas de reproducción de aves.

Si las medidas anteriores no se muestran suficientemente eficaces para evitar las colisiones, se establece como última medida, la parada de los rotores. La parada de los aerogeneradores ante situaciones de riesgo se puede afrontar de dos formas principales, predictiva o reactiva. El parado ante un riesgo predicho, se desprende del análisis de las situaciones que generan un mayor riesgo (por ejemplo, una combinación de condiciones meteorológicas concretas en unas fechas determinadas o la época de salida de pollos de pardelas de colonias próximas). La parada también puede ser reactiva, es decir, cuando se cumplen unos criterios preestablecidos de presencia de fauna. La parada puede ser activada por un observador humano, aunque hay múltiples sistemas autónomos de seguimiento de fauna en PEM y su entorno (radares y cámaras principalmente) con capacidad de parado de los aerogeneradores. En cualquier caso, los sistemas de detección de fauna deben situarse a una distancia suficiente como para garantizar el parado de los generadores antes de la llegada de las aves, y su cobertura del espacio debe garantizar que se sigan todas las aves adentrándose en el polígono del PEM. Una de las mayores dificultades de estos sistemas es establecer los criterios en base a los que los aerogeneradores deben ser parados, así como la dificultad de identificar las especies detectadas por sistemas automáticos de observación.

Alguna de las medidas que se han apuntado hasta el momento no han probado su eficacia y siempre que se aplique cualquiera de ellas se debe justificar su eficacia con trabajos específicos realizados a tal efecto. Sin embargo, además de la aplicación de medidas bien establecidas y de eficacia probada, se anima a los explotadores de PEM a innovar añadiendo medidas novedosas. Estas deben ser seguidas y su eficacia testada. La aplicación de medidas y la evaluación de su efectividad deben ser parte del programa de vigilancia ambiental (ver apartado 7.2), y se debe ir variando su aplicación en cada PEM concreto de acuerdo con su eficacia.

Tabla 6.2. Medidas preventivas y correctoras para la mitigación de las afecciones potenciales del proyecto de PEM sobre las aves. * Se indican un asterisco las medidas cuya eficacia no ha sido probada.

Medidas sobre las aves P: preventiva C: correctora		Efectos potenciales					Fase de aplicación			
		Riesgo de colisión	Alteración del hábitat y recursos	Efecto barrera	Molestias	Efectos acumulados y a nivel poblacional	Prevía	Construcción	Operación	Clausura
P	Estudio detallado para examinar la distribución de las aves en el PEM y su entorno a fin de comprender sus dinámicas evitando zonas de concentración de aves o flujos	X	X	X	X	X	X			
P	Configuración del PEM (dejar pasillos paralelos al flujo dominante de aves)	X		X		X	X			
P	Adaptación del diseño de los aerogeneradores a las alturas de vuelo de las aves detectadas	X		X		X	X			
P	Evitar las obras durante periodos y en ubicaciones sensibles	X	X		X	X	X	X		X
P	Incluir en el diseño del PEM lugares de posado alternativos para aves marinas para evitar la atracción que puedan suponer las plataformas de los generadores	X				X	X			
P	Implantar sistemas automáticos de detección de aves mediante sensores con capacidad de ordenar de manera dinámica y en tiempo real la parada temporal de los rotores en situaciones de alto riesgo de impacto.	X		X	X	X	X	X	X	
P	En zonas de grandes flujos migratorios, planificar paradas temporales de los rotores durante los momentos de mayor sensibilidad.	X		X	X	X	X	X	X	
P	Minimizar el uso de actividades de alta emisión de ruido, como pilotaje y voladuras				X	X		X		X
P	Limitar la presencia y velocidad de las embarcaciones empleadas en las diferentes fases del proyecto y establecer un código de conducta	X			X	X	X	X	X	X
P	Priorizar el uso de luces parpadeantes y de banda estrecha (verdes, azules o rojas de baja frecuencia) para evitar colisiones y desorientación de aves con actividad nocturna (procelarifomes o migrantes nocturnos), cuando la legislación lo permita*	X	X			X	X			
C	Limitar el número y duración de la iluminación durante los trabajos en el PEM	X	X			X		X	X	X
C	Cubrir las áreas que se deban iluminar para la realización de trabajos para evitar la proyección de luz	X	X			X		X	X	X
C	En parques próximos a zonas de reproducción de procelarifomes, no realizar trabajos que necesiten de iluminación adicional que no pueda ser cubierta y reducir al mínimo la navegación de embarcaciones.	X				X			X	
C	Limitar la iluminación destinada a la navegación aérea y/o marina al mínimo imprescindible por normativa	X	X			X			X	

C	Limitar la iluminación destinada a la navegación aérea y/o marina a los momentos en que haya embarcaciones o aeronaves en el área	X	X			X			X	
P	Hacer más visibles las palas del rotor (con pinturas ultravioleta o dentro del rango visible)*	X				X	X			
C	Parado de los rotores ante la presencia o previsión de presencia de aves.	X				X			X	

Tabla 6.2. (cont.) Medidas preventivas y correctoras compensatorias para la mitigación de las afecciones potenciales del proyecto de PEM sobre las aves. * Se indican un asterisco las medidas cuya eficacia no ha sido probada.

Medidas sobre las aves P: preventiva C: correctora		Efectos potenciales					Fase de aplicación			
		Riesgo de colisión	Alteración del hábitat y recursos	Efecto barrera	Molestias	Efectos acumulados y a nivel poblacional	Previa	Construcción	Operación	Clausura
C	En parques próximos a colonias de pardelas, parado de los rotores durante las noches con previsión de salida de pollos.	X				X			X	
C	Uso de métodos acústicos disuasivos para ahuyentar a las aves*	X				X			X	
C	Establecer un protocolo de actuación en caso de hallazgo de aves desorientadas o heridas en las plataformas o embarcaciones	X				X		X	X	X
P	Diseñar dispositivos para minimizar el riesgo de fuga de contaminantes.		X			X	X			
P	La maquinaria que se utilizará será revisada con objeto de evitar pérdidas de combustibles, lubricantes, etc.		X			X	X	X	X	X
P	Las embarcaciones y medios auxiliares utilizados para la ejecución del proyecto cumplirán la normativa vigente en cuanto al vertido al mar de sustancias peligrosas desde buques (Convenio MARPOL)		X			X	X	X	X	X
P	Evaluación de riesgos y planes de contingencia	X	X	X	X	X	X	X	X	X
C	Implementación de un Plan de Emergencia de Contaminación					X	X	X	X	X

6.1.2.2. Medidas para quirópteros

En el caso de los quirópteros, los efectos potenciales identificados en el apartado 5.1 coinciden, en su mayor parte, con los que se prevén para las aves. Es por ello, que serán de aplicación aquellas medidas de mitigación de las afecciones potenciales comunes a estos organismos y que se detallan en la Tabla 6.2 del apartado anterior.

Además, se plantea como medida correctora adicional, basada en la propuesta de la Asociación Española para la Conservación y el Estudio de los murciélagos (SECEMU), no poner en marcha los aerogeneradores a velocidades de viento inferiores a 6 m/s, ya que a velocidades menores es cuando se produce el mayor porcentaje de muertes.

6.1.2.3. Medidas para mamíferos marinos

En referencia a los mamíferos marinos, las medidas más importantes se refieren a el diseño del proyecto y al método de construcción. De hecho, como se ha comentado en apartados anteriores, la afección de mayor entidad que se prevé sobre los mamíferos marinos es la generación de ruido submarino. Por ello, en la tabla 6.3 se identifican numerosas medidas preventivas y correctoras específicas para reducir la generación de ruido en las diferentes fases del proyecto.

Tabla 6.3. Medidas preventivas y correctoras para la mitigación de las afecciones potenciales del proyecto de PEM sobre los mamíferos marinos.

Medidas sobre los mamíferos marinos P: preventiva C: correctoras		Efectos potenciales					Fase de aplicación			
		Alteración del hábitat y recursos	Perturbación por ruido y desplazamiento	Colisión con buques	Riesgo de enmalle	Efecto barrera	Previa	Construcción	Operación	Clausura
P	Estudio detallado para examinar la distribución de mamíferos marinos alrededor de la costa a fin de comprender y mitigar completamente los efectos potenciales	X	X	X	X	X	X			
P	Evitar sitios/especies sensibles	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P	Evitar las obras durante periodos sensibles	X	X	X			X	X		X
P	Minimizar el uso de actividades de alta emisión de ruido, como pilotaje y voladuras.		X					X		X
P	Utilización de técnicas de arranque progresivo ("soft starts") en los equipos de prospección acústica que lo permitan		X				X	X		X
P	Uso de cortinas de burbujas durante el hincado de pilotes o perforaciones submarinas		X					X		X
P	Utilizar aislamiento acústico en los equipos		X							
P	MMO y monitoreo acústico pasivo durante actividades ruidosas		X		X		X	X		X
P	Evitar emplazamientos en áreas particularmente sensibles, como rutas de migración, alimentación, zonas de reproducción	X	X	X	X	X	X			
P	Limitar la velocidad de las embarcaciones empleadas en las diferentes fases del proyecto y establecer un código de conducta		X	X			X	X	X	X
P	Campañas de formación y sensibilización para la tripulación de los buques empleados en las diferentes fases del proyecto, en materia de identificación de cetáceos y reptiles marinos			X			X	X	X	X
C	Establecer un protocolo de actuación en caso de avistamiento de cetáceos, interferencia a su navegación o varamiento			X			X	X	X	X
P	Diseñar dispositivos para minimizar el riesgo de fuga de contaminantes.	X					X			
P	La maquinaria que se utilizará será revisada para evitar pérdidas de combustibles, lubricantes, etc.	X					X	X	X	X
P	Las embarcaciones y medios auxiliares cumplirán la normativa vigente en cuanto al vertido al mar de sustancias peligrosas desde buques (Convenio MARPOL)	X					X	X	X	X
P	Evaluación de riesgos y planes de contingencia	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P y C	Implementación de un Plan de Emergencia de Contaminación						X	X	X	X

6.1.2.4. Medidas para otras especies

En el caso de los peces y tortugas marinas, los efectos potenciales identificados en el apartado 5.1 coinciden en parte con los que se prevén para los mamíferos marinos. Es por ello, que serán de aplicación aquellas medidas de mitigación de las afecciones potenciales comunes a estos organismos y que se detallan en la Tabla 6.3 del apartado anterior.

Además, para detectar posibles impactos generados por la presencia de luz artificial durante las diferentes fases del proyecto sobre las tortugas marinas, se aconseja un plan de seguimiento para los ejemplares que puedan identificarse en el área del PEM y su zona de influencia.

6.2 Medidas compensatorias

La propuesta de medidas compensatorias para los efectos debidos al desarrollo de un proyecto de PEM se basa en el principio de jerarquía de la mitigación, por lo que se aplicarán en caso de que no sea posible evitar ni mitigar el impacto derivado del proyecto. La finalidad de la compensación es contrarrestar el impacto residual de acuerdo a los efectos generados mediante la restauración o reforzamiento de los valores naturales en otros lugares cercanos y teniendo en cuenta el principio de “Pérdida Neta Cero” de la biodiversidad.

El gobierno de Reino Unido ha creado un marco para ayudar a los reguladores y consultores en el desarrollo de medidas compensatorias (Department for Environment, Food and Rural Affairs, 2021). El principio subyacente es que las medidas compensatorias que benefician la misma característica que se ve afectada por el desarrollo serán las más preferibles, ya que equilibran el daño causado por el desarrollo.

Cada paso hacia abajo en la jerarquía se aleja de las medidas de compensación más deseables y, por lo tanto, puede disminuir la certeza del éxito y se debe aumentar el alcance de la compensación requerida. La clave es garantizar que se mantenga la estructura biológica y la función de la red. Cuanto más significativo sea el impacto en el vector ambiental o especie protegida, más importante es que las medidas compensatorias se desarrollen dentro de los pasos 1 y 2 de la jerarquía propuesta (Tabla 6.4):

Tabla 6.4. Jerarquía de las medidas compensatoria.

Jerarquía		Descripción	Ejemplo
1	Misma función ecológica en diferente ubicación	Proporcionar la misma función ecológica del vector ambiental impactado; si es necesario, en una ubicación diferente (fuera de los límites del sitio)	Creación o restauración fuera del sitio de los vectores que se dañarán o perderán. Por ejemplo, medidas para mejorar una población de aves marinas de la misma especie afectada en un lugar diferente, como la construcción de plataformas de anidación artificial. O trasplante en otro emplazamiento de una superficie de fanerógama marina igual o mayor a la afectada de forma directa.
2	Función ecológica comparable en la misma ubicación	Proporcionar funciones y propiedades ecológicas que sean comparables a las que originalmente justificaron la designación; en el mismo lugar del impacto.	Creación o restauración in situ de un vector ambiental similar al que se dañará/perderá. Medidas más amplias tomadas para beneficiar un vector del sitio que proporciona un beneficio ambiental similar al que se pierde o daña. Por ejemplo, medidas para aumentar la población de las especies de aves marinas o peces protegidas.
3	Función ecológica comparable diferente ubicación	Proporcionar funciones y propiedades ecológicas que sean comparables a las que originalmente justificaron la designación; si es necesario, en una ubicación diferente (fuera de los límites del sitio)	Creación o restauración fuera del sitio de un vector similar al que se dañará o perderá. Medidas más amplias tomadas para beneficiar un vector del sitio que proporciona un beneficio ambiental similar al que se pierde o daña. Por ejemplo, medidas para aumentar la población de una especie protegida de ave marina o peces diferente en un lugar diferente al lugar donde se produjo el impacto. A este fin se pueden apuntar las siguientes medidas aplicables en aves marinas reemplazar las aves marinas perdidas por colisión mediante el control de los depredadores en los sitios de anidación. O

Dado que las aves marinas se encuentran entre las más amenazadas del mundo (Votier & Sherley 2017) y que la mortalidad directa por colisión podría tener un efecto muy relevante para sus poblaciones (ya que cuentan con una baja tasa de reproducción que debe ser compensada por una también baja tasa de mortalidad), han sido objeto de diversas medidas compensatorias específicas que han sido recopiladas, por ejemplo, por Croll *et al.* (2022):

- Campañas de eliminación de depredadores terrestres introducidos en sus zonas de reproducción;
- Instalación de nidos artificiales donde haya escasez de éstos;
- Promoción de nuevas colonias reproductoras en zonas sin afectación de PEM u otros impactos que estén afectando las poblaciones de dicha especie;
- Proporcionar ayudas a los profesionales de la pesca que utilizan artes de pesca que producen capturas accidentales de aves marinas hacia otros más selectivos; reducir su actividad o modificar el arte.

En referencia a los impactos residuales generados en valores de la Red Natura 2000, las autoridades competentes podrían decidir autorizar el proyecto por razones imperiosas de interés público, aunque la evaluación del proyecto de eólica marina concluya que se podría generar una afección significativa a estos valores, hábitats y/o especies protegidas, En este caso, se deberán proponer unas medidas compensatorias adecuadas.

Estas medidas son independientes del proyecto y tienen como objetivo compensar sus efectos negativos para mantener la coherencia ecológica global. Por lo tanto, la compensación es un último

recurso y, con los conocimientos a disposición en el momento actual, resulta muy difícil proporcionar y cuantificar medidas compensatorias en el entorno marino en el marco de desarrollo de un PEM.

En su trabajo, Blake *et al.* (2020) examinan las medidas compensatorias propuestas en 31 estudios de impacto ambiental (19 en el Reino Unido y 14 en otros países) y las principales tipologías detectadas son:

- Mejora del estado de conservación del hábitat o de la calidad del hábitat para una especie. Una mejora de un hábitat se da cuando se aumenta su valor o productividad como resultado de una medida compensatoria determinada.
- Restauración. NOAA (2008) define la restauración ecológica como “el proceso de restablecer un hábitat autosuficiente que se parece mucho a una condición natural en términos de estructura y función”. Restauración de una superficie desaparecida de un hábitat.
- Extensión. Aumento de la superficie de un área catalogada como Lugar Red Natura 2000 o espacio protegido.
- Traslocación. La traslocación puede interesar unas especies o un hábitat.
- Reemplazo. Se trata de medidas que remplazan el hábitat afectado con una superficie equivalente de hábitat fuera del área donde se produce el impacto negativo.
- Otras medidas, como proyectos de investigación o el monitoreo.

Además, a partir de los casos evaluados, Blake *et al.* (2020) proponen la aplicación de unas mejores prácticas para el desarrollo de medidas compensatorias. Entre ellas se destacan las siguientes:

- Para garantizar un enfoque estratégico, se requerirá una comunicación, coordinación y cooperación regulares y constructivas entre las autoridades competentes, las autoridades evaluadoras y el proponente del plan o proyecto desde la concepción hasta la entrega de las medidas compensatorias y el seguimiento. Además, se deberán asegurar la participación de la opinión pública en el proceso de implantación de las medidas compensatorias propuestas, a través de reuniones periódicas con la comunidad y las ONG.
- La descripción de cualquier medida compensatoria propuesta debe estar informada y justificada por una explicación científica sólida de cómo se compensarán los impactos negativos asociados y en qué medida se revertirán o mejorarán los daños o pérdidas. Así mismo, se deberá adjuntar de la viabilidad técnica, legal y económica de la medida propuesta.
- Las medidas compensatorias deben relacionarse específicamente con los impactos negativos sobre el hábitat o la especie en cuestión (es decir, la(s) característica(s)), para garantizar al menos los mismos beneficios proporcionados que la característica/área que se dañó o se perdió.

7. PROGRAMA DE VIGILANCIA AMBIENTAL

Con el objetivo de comprobar el ajuste de las medidas preventivas, correctoras y compensatorias definidas en fase de proyecto y subsanar la aparición de posibles efectos no previstos en el proceso de evaluación ambiental, se redactará un plan de vigilancia ambiental (PVA).

Por ello, en el PVA se indicarán los procedimientos de medida, muestreo y análisis que permitan la caracterización ambiental de la zona de influencia del proyecto durante sus diferentes fases con el fin de comprobar que la calidad del medio se ajusta a lo previsto por la evaluación ambiental.

El alcance de los trabajos a realizar incluirá unos controles generales para verificar la aplicación de las medidas propuestas, y unos controles específicos para el seguimiento de la calidad de los diferentes vectores ambientales que se podrían ver afectados durante la ejecución del proyecto de eólica marina.

En el contexto de esta guía, se definen los principales controles a realizar sobre las comunidades bentónicas, la avifauna, los quirópteros, los mamíferos marinos, los peces y las tortugas. La descripción de la metodología propuesta para cada uno de estos grupos se ha detallado en los apartados correspondientes del capítulo 4.2 del documento.

Cabe señalar que, a nivel temporal, la frecuencia propuesta para los diferentes controles podrá variar en función de las características del proyecto y del entorno marino en el que se prevé su implantación. Así mismo, el alcance espacial (superficie del área de investigación, ubicación y número de estaciones de muestreo) variará en función de las características específicas de cada proyecto de eólica marina.

Sin embargo, en el marco de esta guía, se han tenido en consideración los esfuerzos de muestreo propuestos por el gobierno alemán en el documento “Standard Investigation of the Impacts of Offshore Wind Turbines on the Marine Environment” (BSH 2013). Este enfoque es ampliamente aceptado a nivel internacional (Diedrichs *et al.* 2008; BSH 2013, Bailey *et al.* 2014; Edgars *et al.* 2016). En este sentido, en el contexto del estudio de caracterización ambiental previa (con anterioridad a la fase de construcción), se sugiere que los trabajos de muestreo se realicen durante dos ciclos estacionales completos sucesivos (24 meses) sin ninguna interrupción, para determinar el estado inicial que servirá como referencia para el seguimiento de la fase de construcción y operación. Según las directrices alemanas, el estudio de caracterización ambiental deberá actualizarse mediante la inclusión de un tercer año de monitoreo, si el tiempo entre el final del estudio de línea de base y el inicio de la construcción supera los dos años. Si pasan más de cinco años entre el final del estudio de línea base y el inicio de la construcción, se deberá realizar un nuevo estudio de línea base completo de dos años. Será posible solicitar después de seis meses una reducción del programa de seguimiento a un año si los resultados de las investigaciones muestran que no se han producido cambios significativos en las condiciones de ubicación.

El seguimiento de la fase de construcción se llevará a cabo desde el inicio de los trabajos de construcción hasta la finalización del proyecto de construcción.

Se prevé que el seguimiento en la fase de operación tendrá una duración de tres a cinco años, dependiendo de las condiciones específicas del sitio/proyecto y las características de interés para la conservación, a fin de verificar las previsiones contempladas en el estudio de impacto ambiental del proyecto. Cualquier medida adicional de protección del medio marino que se consideren necesarias sobre la base de los últimos hallazgos y/o los resultados del seguimiento de la fase de explotación, se incluirán de manera adecuada en el programa de seguimiento.

Los requisitos de seguimiento durante la fase de desmantelamiento corresponden a los de la fase de construcción. Las posibles afecciones ambientales dependerán principalmente de las técnicas de desmantelamiento utilizadas, que se espera que experimenten una importante mejora técnica en el futuro.

7.1. Hábitats de interés comunitario (HIC)

La caracterización de cada una de las comunidades bentónicas de interés presentes en el área de ejecución del proyecto y su área de influencia requiere unos muestreos específicos, que definan de forma exhaustiva los valores de referencia para estos hábitats. A lo largo de las diferentes fases del proyecto, el seguimiento de estos parámetros permitirá determinar el grado de ajuste de la evaluación realizada en el marco del EIA y la eficacia de las medidas propuestas.

En la tabla 7.1, se indican los parámetros a determinar y su metodología. La evaluación de estos parámetros permitirá la caracterización preoperacional (estudio de línea base) y el seguimiento del grado de conservación a lo largo de todas las fases del proyecto de los hábitats de interés identificados en el apartado 4.1.1 del documento. Además, para cada fase del proyecto, se determinan los objetivos de las campañas de seguimiento, la frecuencia de los muestreos y la escala espacial de aplicación.

Tabla 7.1. Propuesta de PVA para el seguimiento y control de los HICs y comunidades bentónicas*

Parámetro a determinar	Aplicación a los hábitats identificados	Metodología	Fase del proyecto			
			Prevía a la construcción /estudio de línea base	Construcción	Operación	Clausura
Determinación y seguimiento de la superficie ocupada	Todos los HIC y comunidades bentónicas	Técnicas de prospección acústica y Transectos de vídeo	Objetivo: Definición de la distribución de las comunidades bentónicas marinas (cartografía de las comunidades bentónicas marinas). Identificación de las estaciones de referencia (fuera del PEM y zona de influencia)	Objetivo: Comprobación de la superficie real de hábitat afectado	Objetivo: Detectar posibles impactos no previstos en el EIA sobre la distribución de las comunidades bentónicas. Comprobación de la eficacia de las medidas propuestas en el EIA	
			Escala temporal 1 campaña	Escala temporal 1 campaña a la finalización de las obras	Escala temporal 1 campaña cada 2 años	Escala temporal 1 campaña durante 2 años consecutivos
			Escala espacial Zona de PEM Zona de influencia Línea de evacuación	Escala espacial Zona de PEM Zona de influencia Línea de evacuación		
Identificación y evaluación de las especies sensibles	Todos los HIC y comunidades bentónicas	Transectos de vídeo con cámara remolcada / escafandra autónoma / ROV (en función del HIC considerado).	Objetivo: Definición de las especies sensibles presentes en el hábitat.	Objetivo: Detectar posibles impactos no previstos en el EIA. Comprobación de la eficacia de las medidas propuestas en el EIA.		
			Escala temporal 2 campañas (una en primavera y una en otoño) durante 2 años	Escala temporal 1 campaña mensual	Escala temporal 1 campaña cada 2 años	Escala temporal 2 campaña (una en primavera y una en otoño) durante 2 años consecutivos
			Escala espacial Zona de distribución de los HIC y comunidades de interés detectadas			
Factores estructurales: Límites de la comunidad bentónica (Límites profundos y superficiales) y	HIC1110 Praderas de fanerógamas marinas HIC 1120	Sensores acústico y transectos de vídeo Ortofotografías Medición in situ por buzos (videos).	Objetivo: Definición de la distribución y superficie de ocupación de las comunidades bentónicas de interés.	Objetivo: Comprobación de la superficie real de hábitat afectado. Detectar posibles impactos no previstos en el EIA sobre la distribución de las comunidades bentónicas. Comprobación de la eficacia de las medidas propuestas en el EIA.		
	Arrecifes de corales profundos y fondos coralígenos	Técnicas de prospección acústica e imágenes de vídeos con ROV	Escala temporal 2 campañas (una en primavera y una en otoño) durante 2 años	Escala temporal 1 campaña mensual para las imágenes de vídeo y 1 campaña completa a la finalización de las obras	Escala temporal 1 campaña cada 2 años	Escala temporal 2 campaña (una en primavera y una en otoño) durante 2 años consecutivos

extensión	Rodolitos maerl HIC8330	de	<u>Escala espacial</u> Zona de distribución de los HIC y comunidades de interés detectadas en el área del PEM, zona de influencia y estaciones de referencia
-----------	-------------------------------	----	--

Parámetro a determinar	Aplicación a los hábitats identificados	Metodología	Fase del proyecto			
			Previa a la construcción / estudio de línea base	Construcción	Operación	Clausura
Factores estructurales: Cobertura y densidad Diversidad específica por comunidades. Representatividad de especies características o notables. Factores dinámicos o funcionales Dinámica de la población de haces Crecimiento neto y Natalidad y mortalidad de haces	HIC1110 Praderas de fanerógamas marinas HIC 1120 Rodolitos de maërl	Medición in situ por buzos (videos y muestreo con cuadrículas) Muestreo de sedimento con draga y trabajo en laboratorio.	Objetivo: Caracterización del grado de conservación de las comunidades bentónicas de interés. Definición del estado inicial.	Objetivo: Evaluación del grado de afección respecto a las condiciones iniciales y estaciones de referencia. Comprobación de la eficacia de las medidas propuestas en el EIA. Detectar posibles impactos no previstos en el EIA sobre la distribución de las comunidades bentónicas		
	Rodolitos de maërl Arrecifes de corales profundos y fondos coralígenos HIC 8330	Medición in situ con ROV (videos y muestreo).	Escala temporal 2 campañas (una en primavera y una en otoño) durante 2 años	Escala temporal 1 campaña a la finalización de las obras	Escala temporal 1 campaña cada 2 años	Escala temporal 2 campaña (una en primavera y una en otoño) durante 2 años consecutivos
	HIC1110 Praderas de fanerógamas marinas HIC 1120	Medición in situ por buzos (videos, muestreo con cuadrículas y definición de parcelas).	Escala espacial Zona de distribución de los HIC y comunidades de interés detectadas en el área del PEM, zona de influencia y estaciones de referencia			

*Código THIC: 1110 Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina, poco profunda; 1120 Praderas de Posidonia; 1130 Estuarios; 1140 Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja; 1180 Estructuras submarinas causadas por emisiones de gases; 8330 Cuevas marinas sumergidas o semisumergidas.

Parámetro a determinar	Aplicación a los hábitats identificados	Metodología	Fase del proyecto			
			Previa a la construcción /estudio de línea base	Construcción	Operación	Clausura
Factores ambientales Sedimentación bentónica Sedimentación total Sedimentación orgánica Factores hidromorfológicos Erosión /Acreción de sedimento (en praderas) Caracterización del régimen mareal	HIC1110 de Praderas fanerógamas marinas HIC 1120 HIC1110 de Praderas fanerógamas HIC1120 HIC1130	Instalación de trampas de sedimento a través de buceos con escafandra autónoma y análisis de las muestras en laboratorio. Muestreos mediante buceo con escafandra autónoma (medidas in situ y adquisición de fotos y videos)	Objetivo: Definición de la tasa de sedimentación presente en la comunidad bentónica de posible afección y en las estaciones de referencia.	Objetivo: Evaluación del grado de afección respecto a las condiciones iniciales y estaciones de referencia. Comprobación de la eficacia de las medidas propuestas en el EIA.		
			Escala temporal 2 campañas durante 1 año	Escala temporal Campañas bimensuales y una campaña a la finalización de las obras	Escala temporal 1 campaña cada 2 años	Escala temporal 2 campaña anuales durante 2 años consecutivos
			Escala espacial Zona de distribución de los HIC y comunidades de interés detectadas en el área del PEM, zona de influencia y estaciones de referencia			
Factores ambientales Calidad fisicoquímica del agua (Temperatura, pH, Oxígeno disuelto, Salinidad y conductividad, concentración de nutrientes, turbidez y MES) Factores ambientales Calidad química y características granulométricas de los sedimentos marinos	Todos los HIC y comunidades bentónicas HIC 1170 de Arrecifes de corales profundos y fondos coralígenos	Toma de muestras de agua a diferentes profundidades y análisis en laboratorio Perfiles CTD y disco de Secchi Muestreo sobre fondo blando con draga van Veen y análisis en laboratorio	Objetivo: Definición de valores de referencia de calidad de las aguas y de los sedimentos marinos en la zona del PEM, área de influencia y en las estaciones de referencia. Adquisición de parámetros necesarios para el desarrollo de los modelos de propagación de la pluma de turbidez	Objetivo: Seguimiento de la calidad de las aguas y sedimentos marinos respecto a las condiciones iniciales y estaciones de referencia. Comprobación de la eficacia de las medidas propuestas en el EIA y del grado de ajuste de los modelos desarrollados y de los impactos previstos.		
			Escala temporal 2 campañas durante 1 año	Escala temporal Campañas mensuales para las aguas marinas y una campaña completa (agua y sedimento) a la finalización de las obras	Escala temporal 1 campaña cada 2 años	Escala temporal 2 campaña anuales durante 2 años consecutivos
			Escala espacial Área del PEM, zona de influencia y estaciones de referencia			

Parámetro a determinar	Aplicación a los hábitats identificados	Metodología	Fase del proyecto			
			Previa a la construcción /estudio de línea base	Construcción	Operación	Clausura
Especies invasoras Presencia y abundancia de especies invasoras según el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras	HIC1110 Praderas de fanerógamas marinas HIC 1120	Medición in situ por buzos (videos y muestreo con cuadrículas)	Objetivo: Identificación de las especies invasoras presentes en el hábitat y de su abundancia. Definición del grado de conservación del hábitat.	Objetivo: Detectar posibles impactos no previstos en el EIA. Comprobación de la eficacia de las medidas propuestas en el EIA. Seguimiento del grado de conservación de las fanerógamas marinas.		
			Escala temporal 2 campañas (una en primavera y una en otoño) durante 1 año	Escala temporal 1 campaña a la finalización de las obras	Escala temporal 1 campaña cada 2 años	Escala temporal 2 campaña (una en primavera y una en otoño) durante 2 años consecutivos
			Escala espacial Praderas de fanerógamas marinas detectadas en el área del PEM, zona de influencia y estaciones de referencia			
Factores biológicos Fitoplancton y zooplancton Vegetación acuática sumergida y emergida Macroinvertebrados bentónicos Fauna ictiológica Límite profundo y superficial de praderas de angiospermas marinas Presencia y abundancia de macroalgas que puedan deteriorar las praderas de angiospermas marinas	Todos los HIC Todos los HIC	Muestreo de agua y análisis de laboratorio Muestreo de sedimento con draga van Veen y trabajo en laboratorio Muestreos mediante buceo con escafandra autónoma. Técnicas de prospección acústica y transectos con buzos Ortofotografías y medición in situ por buzos (videos)	Objetivo: Caracterización del grado de conservación y distribución de las comunidades bentónicas de interés. Definición del estado inicial.	Objetivo: Evaluación del grado de afección respecto a las condiciones iniciales y estaciones de referencia. Comprobación de la eficacia de las medidas propuestas en el EIA. Detectar posibles impactos no previstos en el EIA sobre la distribución de las comunidades bentónicas		
			Escala temporal 2 campañas (una en primavera y una en otoño) durante 1 año	Escala temporal 1 campaña a la finalización de las obras	Escala temporal 1 campaña cada 2 años	Escala temporal 2 campaña (una en primavera y una en otoño) durante 2 años consecutivos
			Escala espacial Zona de distribución de los HIC y comunidades de interés detectadas en el área del PEM, zona de influencia y estaciones de referencia			

7.2. Fauna

7.2.1. Avifauna

A pesar de todos los estudios para analizar las afecciones que un PEM pueda generar sobre el medio y de todas las medidas preventivas o correctivas, hay un gran nivel de incertidumbre sobre las afecciones reales que una instalación de esta tipología puede suponer para aves en aguas del Estado. Será durante el funcionamiento de los PEM cuando se podrán obtener los primeros datos al respecto y poder realizar una gestión adaptativa de las medidas correctivas o compensatorias y obteniendo información que permita realizar unos EIA más precisos en el futuro.

Así, el programa de vigilancia ambiental debe incluir los trabajos de seguimiento necesarios para que durante el funcionamiento del PEM se recoja la información necesaria para poder establecer sus afecciones reales, de la misma forma que se debe establecer un plan de seguimiento para los estudios previos. En concreto se deberá poder establecer:

- Tasas reales de colisión;
- Alteraciones en la distribución de las aves fruto de cambios en el hábitat y los recursos;
- Efecto barrera;
- Alteraciones en la distribución de las aves fruto de las molestias propias de la actividad.

Para poder calcular estos parámetros se deberá hacer una propuesta de metodología que mantenga en buena parte de los trabajos de seguimiento realizados en los estudios previos (ver apartado 4.2). Esta metodología de seguimiento debe generar resultados que se puedan comparar con los obtenidos durante los estudios previos mediante estudios BACI (Before-After Control-Impact) y BAG (Before-After Gradient), mostrando así los efectos reales de la presencia del PEM sobre la avifauna (Croll *et al.* 2022). La metodología de seguimiento para las poblaciones de aves se debe basar, como en los estudios previos, en la Tabla 4.22.

A parte de los métodos de muestreo detallados en el apartado 4.2, se deberán incorporar métodos para establecer las tasas reales de mortalidad, elemento tradicionalmente difícil de abordar en el medio marino. Se han utilizado cámaras térmicas (TADs) que permiten analizar el comportamiento de las aves a corta distancia de los generadores, incluso en condiciones de baja visibilidad, y observar las tasas de mortalidad una vez se acercan a los aerogeneradores (Desholm 2005; Desholm *et al.* 2006), aunque las imágenes resultantes de estos dispositivos tienen ciertas limitaciones en la identificación de las especies. La distancia hasta la que se han considerado operativas estas cámaras es muy variable en función del tamaño del ave registrada y de las lentes incorporadas, pero para especies grandes se considera que puede llegar hasta 1 o 2 km (Walls *et al.* 2009). Con el desarrollo de la tecnología, se han ido incorporando herramientas multisensor que permiten una aproximación más detallada. Por una parte, se han aplicado sistemas que integran cámaras de infrarrojos y visuales con sensores de vibración y acelerómetros y grabaciones de sonidos y ultrasonidos (Suryan *et al.* 2016). Estos sistemas más complejos permiten tener información de las especies implicadas cuando estas emitan sonidos o ultrasonidos en sus desplazamientos y los sensores de vibración aportar más detalle al definir las colisiones. Otros sistemas multi sensor han integrado radares y cámaras, ya sean de visión diurna o nocturna mediante software de procesamiento de alta velocidad (Tjørnløv *et al.* 2021; 2023). Mediante este sistema se han seguido las trayectorias de las aves simultáneamente mediante cámara y radar analizando su comportamiento dentro del parque. En paralelo con la evolución de las tecnologías de seguimiento, los sistemas para estimación de las colisiones reales irán aportando información cada vez más precisa.

El seguimiento de los parámetros demográficos y poblacionales de las aves son cruciales para la evaluación de los impactos reales y acumulativos de los PEM y la viabilidad de las especies (Croll *et al.* 2022). Aunque estos seguimientos no son fáciles de llevar a cabo para muchas especies, por ejemplo, las que usan el mar sólo para migrar, sí que hay aves marinas coloniales que han sido objeto de seguimientos detallados desde hace años, y cuyas poblaciones están bien monitoreadas. Se debería promover la colaboración entre promotores, administraciones e investigadores para garantizar la continuidad del seguimiento de estas poblaciones, así como promover el seguimiento de poblaciones que hayan recibido menor atención hasta el momento y que se puedan ver afectadas por los PEM. El plazo del seguimiento es esencial para poder observar tendencias y poder analizar por separado el efecto de los distintos factores que pueden tener impacto sobre las poblaciones más que los PEM: variabilidad natural, cambios en la pesca o las políticas pesqueras, o depredación o molestias en las colonias de cría (Cook & Robinson, 2017).

A parte de medir las afecciones reales de los PEM instalados, a través del programa de vigilancia ambiental también se debe realizar un seguimiento de la eficacia de las medidas correctoras y compensatorias en aplicación. A través de su análisis (como se indica en el apartado 6.1.2.1) se podrá realizar una gestión adaptativa de las medidas basada en criterios objetivos, así como testar la efectividad de nuevas medidas que se implanten.

7.2.2. Quirópteros

Se aplicará el Plan de Vigilancia Ambiental propuesto para las aves, como ocurre con las medidas preventivas y correctoras planteadas para ambos grupos (apartado 6.1.2.2). La metodología de seguimiento para las poblaciones de murciélagos, descrita en el apartado 4.2.2, es compatible con los métodos de muestreo de aves y se recomienda que su planificación se haga conjunta. Además, la mayor parte de los métodos empleados para establecer las tasas reales de mortalidad de las aves se han utilizado también para la cuantificación de tasas de mortalidad reales de quirópteros en aerogeneradores (Lagerveld *et al.* 2020).

7.2.3. Mamíferos marinos

En la tabla que se presenta a continuación, se resumen los seguimientos a realizar durante cada fase del proyecto para la detección de posibles impactos inesperados sobre los mamíferos marinos. Por ello, se indican los parámetros a determinar, la metodología a implementar y, por cada fase del proyecto, se indican los objetivos de los trabajos a realizar y la escala espacial y temporal de aplicación.

Tabla 7.2. Propuesta de PVA para el seguimiento y control de los mamíferos marinos.

Parámetro a determinar	Metodología	Observaciones	Fase del proyecto			
			Previa a la construcción /estudio de línea base	Construcción	Operación	Clausura
Ruido submarino	PAM estáticos	Seguir metodología propuesta en "Guía de buenas prácticas para la medición de sonido submarino" (MITECO, 2020)	Objetivo: Medida de la fuente de ruido en las fases previas de construcción, operación y desmantelamiento para el diseño eficiente de medidas de mitigación de ruido y la correcta evaluación de efectos potenciales. Medición del ruido de fondo transmitido por el agua en el área del proyecto antes de la construcción.	Objetivo: Seguimiento de los niveles de ruido presentes en el agua. Comprobación de la eficacia de las medidas propuestas en el EIA. Comprobar el grado de ajuste de las modelizaciones de propagación del ruido submarino realizadas en el marco del EIA para evaluar los efectos reales del ruido generados en las diferentes fases del proyecto sobre las poblaciones de mamíferos marinos.		
			Escala temporal Fondeo de PAM previo al inicio de las operaciones. Elección de la matriz de puntos para sonido basal, en función del área de estudio y tiempo suficiente para poder tener un tamaño muestral representativo.	Escala temporal Fondeo de PAM durante toda la fase de construcción en al menos 3 estaciones y registros puntuales coincidentes con las operaciones de mayor impacto sonoro.	Escala temporal Fondeo de PAM durante 2-5 años consecutivos en diferentes estaciones establecidas sobre la base de los resultados de las modelizaciones de ruido.	Escala temporal Fondeo de PAM durante toda la fase de clausura.
			Escala espacial Zona de PEM, Zona de influencia, Zona de referencia			
Especies presentes Distribución; Densidad abundancia	Censos visuales desde puntos de observación en tierra Censos visuales a través de transectos lineales desde embarcación Censos visuales a través de transectos lineales desde aeronave	Aplicación combinada de al menos 2 metodologías distintas (1 de censos visuales y 1 de seguimiento acústico)	Objetivo: Comprobar la eficacia y la aplicación de las medidas preventivas durante los trabajos de prospección sísmica necesarios para el desarrollo del proyecto. Definición de las especies presentes en condiciones de referencia, su distribución y abundancia (estudio línea base).	Objetivo: Comprobación de la eficacia y la aplicación de las medidas propuestas en el EIA. Detectar posibles cambios del comportamiento de los mamíferos marinos respecto a las condiciones iniciales a través del seguimiento de su distribución y abundancia en las diferentes fases del proyecto.		
			Escala temporal 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años	Escala temporal campañas mensuales	Escala temporal 1 campaña anual los 2 primeros años, pudiéndose ampliar, en función de los resultados, a una campaña cada 2 años a partir del tercer	Escala temporal 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos

Parámetro a determinar	Metodología	Observaciones	Fase del proyecto			
			Prevía a la construcción /estudio de línea base	Construcción	Operación	Clausura
Uso del hábitat	Censos visuales desde puntos de observación en tierra Censos visuales a través de transectos lineales desde embarcación Censos visuales a través de transectos lineales desde aeronave Hidrófonos de arrastre Photo-ID	Aplicación combinada de al menos 2 metodologías distintas (1 de censos visuales y 1 de seguimiento acústico)	Objetivo: Determinar el uso y el valor ecológico del área del PEM y zona de influencia para los mamíferos marinos (estudio línea base).	Objetivo: Evaluación de los efectos reales del ruido generado en cada fase del proyecto sobre el uso del hábitat por las diferentes especies detectadas en el estudio de línea base (en la medida en que sea cuantificable).		
			Escala temporal 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos	Escala temporal campañas mensuales	Escala temporal 1 campaña anual durante los 2 primeros años, pudiéndose ampliar, en función de los resultados, a una campaña cada 2 años a partir del tercer año	Escala temporal 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos
			Escala espacial Zona de PEM Zona de influencia			
Conectividad con zonas protegidas	Photo-ID		Objetivo: Identificación de ejemplares de mamíferos marinos presentes en el área de PEM y su zona de influencia. Comprobación de la frecuentación de zonas protegidas por parte de los ejemplares identificados durante los trabajos de campo.	Objetivo: Detección de posibles cambios en el grado de frecuentación de las zonas interesadas por las diferentes acciones del proyecto y de otras áreas protegidas cercanas por parte de los ejemplares identificados.		
			Escala temporal 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos	Escala temporal campañas mensuales	Escala temporal 1 campaña cada 2 años	Escala temporal 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos
			Escala espacial Zona de PEM Zona de influencia Zona protegidas cercanas al área de estudio			

7.2.4. Otras especies

En el caso de las tortugas marinas, se prevén aprovechar los controles indicados para los mamíferos marinos y las comunidades bentónicas, para llevar a cabo el seguimiento de las poblaciones presentes en el área de ejecución del proyecto y su zona de influencia. De hecho, la metodología necesaria para realizar el estudio de las tortugas marina se corresponde, en parte, a la de los mamíferos marinos y a las comunidades bentónicas (censos visuales a través de transectos mediante aeronave y/o embarcación, observaciones a través de adquisición de registros videográficos para la caracterización de las comunidades bentónicas, observaciones a través de los registros adquiridos en las prospecciones hidroacústica marinas).

Por otro lado, en referencia a los peces, en la tabla 7.3, se indican los parámetros a determinar en cada fase del proyecto, su escala espacial y temporal y el objetivo de las campañas a realizar. Los muestreos específicos para realizar se deben completar con medidas representativas del clima, la profundidad, la salinidad, la temperatura y el oxígeno que deben registrarse.

Tabla 7.3. Propuesta de PVA para el seguimiento y control de los peces.

Parámetro a determinar	Peces	Metodología	Fase del proyecto			
			Prevía a la construcción / estudio de línea base	Construcción	Operación	Clausura
Especies presentes Abundancia Biomasa Dominancia Rutas de migración de desove; Zonas de desove y procesos biológicos relacionados; Áreas de viveros y procesos biológicos relacionados. Larvas de peces	Peces demersales	Pesca con redes de enmalle de fondo Pesca de arrastre con puertas Análisis estomacales de peces depredadores	Objetivo: Definición de las especies presentes en condiciones de referencia, su distribución y abundancia (estudio línea base).	Objetivo: Comprobación de la eficacia y la aplicación de las medidas propuestas en el EIA. Detectar posibles cambios en las poblaciones de peces respecto a las condiciones iniciales a través del seguimiento de su distribución y abundancia en las diferentes fases del proyecto y con particular atención a la valoración del posible efecto arrecife.		
	Peces pelágicos	Prospecciones hidroacústicas; Arrastre pelágico (media agua); Redes de enmalle verticales				
	Desove	Seguimiento con adquisición de vídeos; Telemetría; Para huevos de peces: estudios de buceo, estudios que utilizan sustratos de desove artificial.	Escala temporal 2 campañas anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos	Escala temporal No se prevé	Escala temporal 1 campaña cada 2 años	Escala temporal 2 campaña anuales en periodos diferentes durante 2 años consecutivos
		Muestreo manual con redes de plancton y muestreadores desde embarcación	Escala espacial Zona de PEM Zona de influencia Estaciones de referencia			
Modelos integrados de los efectos combinados de la modificación del campo de viento y la fricción de la estructura in situ y las respuestas de los peces		Mediciones de las condiciones hidrodinámicas Desarrollo de modelos hidrodinámicos	Objetivo: Definición de las condiciones hidrodinámicas de referencia (estudio línea base). Cálculo del indicador D7 que requiere la Estrategia Marina "área afectada por alteraciones en condiciones hidrográficas causadas por la infraestructura".	Objetivo: Detectar posibles cambios en las poblaciones de peces derivados de posibles alteraciones de las condiciones hidrodinámicas producidas en el medio. Obtención de información suficiente para el cálculo del indicador D7 que requiere la Estrategia Marina "área afectada por alteraciones en condiciones hidrográficas causadas por la infraestructura".		
			Escala temporal Desarrollo de un modelo de las condiciones hidrodinámicas con anterioridad a las obras.	Escala temporal Seguimiento de las condiciones hidrodinámica durante toda la fase de construcción	Escala temporal Seguimiento de las condiciones hidrodinámica y modelización a partir de los datos obtenidos	
			Escala espacial Zona de PEM Zona de influencia Estaciones de referencia			

8. CONSULTAS TRANSFRONTERIZAS

La ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental establece en su artículo 49 la posibilidad de consultar a los Estados que se verán afectados por el proyecto de PEM su participación en la evaluación ambiental del mismo, como es el caso de los Estados miembros de los convenios internacionales para la protección y conservación de la biodiversidad.

9. BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA Y PROPUESTA PARA CONSULTA

AGUILAR VILA, A., FORCADA I NOGUÉS, J., BORRELL I THIÓ, A., SILVANI HURTADO, S., GRAU GIMENEZ, E., GAZO PÉREZ, JM., CALZADA LOMBANA, N., PASTOR RAMOS, T., BADOSA MALAGELADA, E., ARDERIU BOFILL, A., SAMARANCH MARTÍ, R. 2002. *Inventario de cetáceos mediterráneos ibéricos: status y problemas de conservación*. Universitat de Barcelona.

AGENCE FRANÇAISE POUR LA BIODIVERSITE. 2018: Planification du développement de l'éolien en Méditerranée Prise en compte de la biodiversité marine.

AHLÉN, I., BACH, L., BAAGØE, H. J. & PETTERSSON, J. 2007. *Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia*. Naturvårdsverket.

AHLÉN, I., BAAGØE, H. J. & BACH, L. 2009. Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. *Journal of Mammalogy*, 90(6), 1318-1323.

AKHTAR, A., GEYER, B. & SCHRUM, C. 2022. Impacts of accelerating deployment of offshore windfarms on near-surface climate. *Scientific Reports*, 12, 18307.

ALLEN, S., BANKS, A. N., CALDOW, R. W., FRAYLING, T., KERSHAW, M. & ROWELL, H. (2020). Developments in understanding of red-throated diver responses to offshore wind farms in marine special protection areas. En *Marine Protected Areas*. Elsevier. Pp. 573-586.

ALLISON, T. D., DIFFENDORFER, J. E., BAERWALD, E. F., BESTON, J. A., DRAKE, D., HALE, M., ... & WINDER, V. L. 2019. Impacts to wildlife of wind energy siting and operation in the United States. *Issues in Ecology*, 21(1), 2-18.

AMUNDIN, M. 1991. *Sound production in odontocetes with emphasis on the harbour porpoise, Phocoena phocoena*. Doctoral Dissertation, Department of Zoology, Division of Functional Morphology, University of Stockholm.

ANDERSSON, M. H., ANDERSSON, S., AHLÉN, J., ANDERSSON, B. L., HAMMAR, J., PERSSON, L. K., PIHL, J., SIGRAY, P. & WIKSTRÖM, A. 2017. A framework for regulating underwater noise during pile driving, A technical Vindval report. Nr. Report 6775, *Swedish Environmental Protection Agency/Stockholm* (SWE), S: 107.

ANDERSON HANSEN, K., HERNANDEZ, A., MOONEY, T. A., RASMUSSEN, M. H., SØRENSEN, K. & WAHLBERG, M. 2020. The common murre (*Uria aalge*), an auk seabird, reacts to underwater sound. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 147 (6): 4069-4074.

APEM. 2022. *Review of evidence to support auk displacement and mortality rates in relation to offshore wind farms*. Informe técnico P00007416, 40 pp.

- ARCOS JM. 2001. *Foraging ecology of seabirds at sea: Significance of commercial fisheries in the NW mediterranean*. Universitat de Barcelona, Barcelona.
- ARCOS JM & ORO D. 2002. Significance of fisheries discards for a threatened mediterranean seabird, the balearic shearwater *puffinus mauretanicus*. *Marine Ecology Progress Series*. 239: 209-20.
- ARCOS, J. M., BÉCARES, J., RODRÍGUEZ, B. & RUIZ, A. 2009. *Áreas Importantes para la Conservación de las Aves marinas en España*. LIFE04NAT/ES/000049-Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Madrid.
- ARNETT, E. B. & MAY, R. F. 2016. Mitigating wind energy impacts on wildlife: approaches for multiple taxa. *Human–Wildlife Interactions*, 10(1), 5.
- ARNETT, E. B., BAERWALD, E. F., MATHEWS, F., RODRIGUES, L., RODRÍGUEZ-DURÁN, A., RYDELL, J. & VOIGT, C. C. 2016. Impacts of wind energy development on bats: a global perspective. En *Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world* (pp. 295- 323). Springer, Cham.
- ASCOBANS. 2008. *Implications for ASCOBANS of Enlarging the Agreement Area and Including All Cetaceans*. Document 28. 15th ASCOBANS Advisory Committee Meeting Document AC15/Doc.28 (O). UN Campus, Bonn, Germany, 31 March-3 April 2008 Dist. 27 March 2008.
- ASCOBANS. 2008. *Offshore wind farms and marine mammals: impacts & methodologies for assessing impacts*. ECS Special Publication Series nº 49. European Cetacean Society's 21st Annual Conference. The Aquarium, San Sebastian, Spain, 21st April 2007.
- ATCHOI, E., MITKUS, M. & RODRIGUEZ, A. 2020. Is seabird light-induced mortality explained by the visual system development? *Conservation Science and Practice*, 2, e195.
- AUSTAD, M., OPPEL, S., CRYMBLE, J., GREETHAM, H. R., SAHIN, D., LAGO, P., METZGER, J. & QUILLFELDT, P. 2023. The effects of temporally distinct light pollution from ships on nocturnal colony attendance in a threatened seabird. *Journal of Ornithology*. <https://doi.org/10.1007/s10336-023-02045-z>
- BAILEY, H., BROOKES, K. L. & THOMPSON, P. M. 2014. Assessing environmental impacts of offshore wind farms: lessons learned and recommendations for the future. *Aquatic Biosystems* 2014, 10:8
- BAIRD, P. H. 1990. Concentrations of seabirds at oil-drilling rigs. *Condor*, 92, 768-771.
- BAKUS, G. J. 2007 Quantitative analysis of marine biological communities. *John Wiley & Sons*, New Jersey
- BAND, W., MADDERS, M. & WHITFIELD, D. P. 2007. *Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms*. *Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation*. Madrid: Quercus/Librería Linneo.
- BAND, W. 2012. *Using a collision risk model to assess bird collision risk for offshore wind farms*. Informe técnico, 35 pp.
- BARLOW, J. & TAYLOR, B. L. 1998. Preliminary abundance of sperm whales in the Northeastern Temperate pacific estimated from a combined visual and acoustic survey. *SC/50/CAWS20*

BARRÉ, K., LE VIOL, I., BAS, Y., JULLIARD, R. & KERBIRIOU, C. 2018. Estimating habitat loss due to wind turbine avoidance by bats: Implications for European siting guidance. *Biological Conservation*, 226, 205-214.

BEAL, M., CATRY, P., PHILLIPS, R. A., OPPEL, S., ARNOULD, J. P., BOGDANOVA, M. I., ... & DIAS, M. P. 2023. Quantifying annual spatial consistency in chick-rearing seabirds to inform important site identification. *Biological Conservation*, 281, 109994.

VAN BEMMELEN, R.S.A., COURTENS, W., COLLIER, M.P. & FIJN, R.C. 2022. Sandwich Terns in the Netherlands in 2019-2021. Distribution, behaviour, survival and diet in light of (future) offshore wind farms. *Bureau Waardenburg*. Informe técnico 21-310.

BENJAMINS, S., MASDEN, E. & COLLU, M. 2020. Integrating wind turbines and fish farms: an evaluation of potential risks to marine and coastal bird species. *Journal of Marine Science and Engineering*, 8 (6): 414.

BENNUN, L., VAN BOCHOVE, J., NG, C., FLETCHER, C., WILSON, D., PHAIR, N. & CARBONE, G. 2021. *Mitigating biodiversity impacts associated with solar and wind energy development. Guidelines for project developers*. Gland, Switzerland: IUCN and Cambridge, UK: The Biodiversity Consultancy.

BERGSTRÖM, L., KAUTSKY, L., MALM, T., ROSENBERG, R., WAHLBERG, M. & CAPETILLO, N. 2014. Effects of offshore wind farms on marine wildlife - A generalized impact assessment. *Environmental Research Letters*. 9. 10.1088/1748-9326/9/3/034012.

BERKEL, J. V., BURCHARD, H., CHRISTENSEN, A., MORTENSEN, L. O., PETERSEN, O. S., & THOMSEN, F. 2020. The effects of offshore wind farms on hydrodynamics and implications for fishes. *Oceanography*, 33(4), 108-117.

BLAKE, S., COPLEY, V., FAWCETT, A., HALL, K., PERRY, J. & WOOD, D. 2020. A review of the use of compensatory measures and applicability to UK offshore developments, *Defra Project ME6032*. pp. 103

BOJÄRS, E., KURIS, M., MARTIN, G., LAPPALAINEN, A., DIDRIKAS, T. & NILSSON, L. 2016. Guidelines for environmental impact studies on marine biodiversity for offshore windfarm projects in the Baltic Sea Region. (Project acronym -MARMONI)

BOLTON, M., CONOLLY, G., CARROLL, M., WAKEFIELD, E. D. & CALDOW, R. 2019. A review of the occurrence of inter-colony segregation of seabird foraging areas and the implications for marine environmental impact assessment. *Ibis*, 161(2), 241-259.

BORJA, A *et al.* 2007 "An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive" *Marine Pollution Bulletin*. Volume 55, Issues 1-6 (42-52).

BOU-CABO, M., CAMPILLOS-LLANOS, M., CERVERA-NÚÑEZ, C., GÓMEZ-BALLESTEROS, M., 2022. Underwater noise studies in the Gulf of Lions region. Anthropogenic contributions to underwater noise due to maritime traffic and offshore windfarm operation. Deliverable 9 of the MSPMED project (887390 – MSPMED – EMFF-MSP-2019). 47 pp.

BOYD, I. L, BOWEN, W. D & IVERSON, S. J. 2010. Marine Mammal Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. *Oxford University Press*.

BUCKLAND, S. T., ANDERSON, D. R., BURNHAM, K. P., LAAKE, J. L., BORCHERS, D. L. & THOMAS, L. 2001. Introduction to distance sampling. *Oxford University Press*.

BUCKLAND, S. T., GOUDIE, I. B. J. & BORCHERS, D. L. 2000. Wildlife population assessment: past developments and future directions. *Biometrics* 56: 1-12.

BURKE, C., MONTEVECCHI, W. & WIESE, F. 2012. Inadequate environmental monitoring around offshore oil and gas platforms on the Grand Bank of Eastern Canada: Are risks to marine birds known? *Journal of Environmental Management*, 104, 121-126.

BUTLER, A., CARROLL, M., SEARLE, K., BOLTON, M., WAGGITT, J. J., EVANS, P. G. H., REHFISCH, M., GODDARD, B., BREWER, M., BURTHER, S. J. & DAUNT, F. 2020. *Attributing seabirds at sea to appropriate breeding colonies and populations*. Scottish Marine and Freshwater Science, 11.

BSH (BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE (Hrsg.)). 2013. Investigation of the impacts of offshore wind turbines on marine environment (StUK4). *Hamburg & Rostock (DEU)*, 86 Seiten.

BSH & BMU (BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE (Hrsg.)). 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus. Changes, Results and Perspectives. *Wiesbaden*.

BOSHAMER, J. P. & BEKKER, J. P. 2008. Nathusius' pipistrelles (*Pipistrellus nathusii*) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea. *Lutra*, 51(1), 17.

BOWGEN, K. & COOK, A. 2018. *Bird collision avoidance: Empirical evidence and impact assessments*. Informe técnico de BTO para JNCC (614), 39 pp.

BIRDLIFE. 2003. *Windfarms and birds: An analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance environmental assessment criteria and site selection issues*. BirdLife international on behalf of the bern convention.

BOEM. 2021a. *Guidelines for Lighting and Marking of Structures Supporting Renewable Energy Development*. US Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Office of Renewable Energy Program (2021).

BOEM. 2021b. *Conditions of Construction and Operations Plan Approval (No. Lease Number OCS-A-0501)*. US Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management (2021).

BRADARIĆ, M., BOUTEN, W., FIJN, R. C., KRIJGSVELD, K. L. & SHAMOUN-BARANES, J. 2020. Winds at departure shape seasonal patterns of nocturnal bird migration over the North Sea. *Journal of Avian Biology*, 51 (10).

BRABANT, R. & VANERMEN, N. 2020. Collision risk for six seabird species in the first Belgian offshore wind farm zone. En S. DEGRAER, BRABANT, R., RUMES, B. & VIGIN, L. (Ed.). *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Empirical Evidence Inspiring Priority Monitoring, Research and Management*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences. Pp. 43-53.

BRABANT, R., RUMES, B. & DEGRAER, S. 2021. Occurrence of intense bird migration events at rotor height in Belgian offshore wind farms and curtailment as possible mitigation to reduce collision risk. En S. DEGRAER, R. BRABANT, B. RUMES & L. VIGIN (Ed.). *Memoirs on the Marine Environment*. Royal

Belgian Institute of Natural Sciences. Pp. 47-60.

BRUST, V. & HÜPPOP, O. 2022. Underestimated scale of songbird offshore migration across the southeastern North Sea during autumn. *Journal of Ornithology*, 163 (1): 51-60.

BUCKLAND, S. T., BURT, M. L., REXSTAD, E. A., MELLOR, M., WILLIAMS, A. E., WOODWARD, R. 2012. *Aerial surveys of seabirds: the advent of digital methods*. *Journal of Applied Ecology* 49, 960e967.

BURGER, C., SCHUBERT, A., HEINÄNEN, S., DORSCH, M., KLEINSCHMIDT, B., ŽYDELIS, R., ... & NEHLS, G. 2019. A novel approach for assessing effects of ship traffic on distributions and movements of seabirds. *Journal of environmental management*, 251: 109511.

CACHÓN, J. & RUIZ, A. 2008. Los mares de España / The sea of Spain. *Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino*, Madrid, 508 pp.

CAMPILLOS-LLANOS, M., CERVERA-NÚÑEZ, C., ASSALI, C., HENRY, S., BOU-CABO, M., ALLONCLE, N., GÓMEZ-BALLESTEROS, M. & PREVOT, J. MSPMED CaseStudy: Characterizing the ecological stakes and their interactions with offshore activities in the Gulf of Lion to support the Maritime Spatial Planning processes in the Mediterranean Sea. Disponible en <https://digital.csic.es/handle/10261/319081>

CAMPHUYSEN, C., FOX, A. D., LEOPOLD, M. M. F. & PETERSEN, I. K. 2004. *Towards Standardised Seabirds at Sea Census Techniques in Connection with Environmental Impact Assessments for Offshore Wind Farms in the UK*. Cowrie. Informe técnico BAM- 02-2002, 33 pp.

CARRILLO M. & RITTER F. 2010. Increasing numbers of ship strikes in the Canary Islands: proposals for immediate action to reduce risk of vessel-whale collisions. *J. Cetacean Res. Manage.* 11(2): 131–138.

CHICOTE, C. A., VAZQUEZ, J. A., CAÑADAS, A. & GAZO, M. 2013. Manual del Observador de Mamíferos marinos para operaciones Off-shore generadoras de ruido en aguas españolas. *Fundación Biodiversidad y SUBMON*.

CHRISTENSEN, T. K., CLAUSAGER, I. & PETERSEN, I. K. 2001. *Base-line investigations of birds in relation to an offshore wind farm at horns rev: Results and conclusions 2002/2001*. NERI (national environmental research institute) report.

CHRISTENSEN, T. K. & HOUNISEN, J. P. 2004. *Investigations of migratory birds during operation of horns rev offshore wind farm*. NERI (national environmental research institute) report.

CHRISTENSEN, T. K., HOUNISEN, J. P., CLAUSAGER, I. & PETERSEN, I. K. 2004. *Visual and radar observations of birds in relation to collision risk at the horns rev offshore wind farm*. NERI (national environmental research institute) report.

CLAIRE WILSON, J. (2007). *Offshore wind farms: their impacts, and potential habitat gains as artificial reefs, in particular for fish*. BSc (Hons) Marine and Freshwater Biology, University of Hull.

CLAUSAGER I, NØHR H. 1995. *Vindmøllers indvirkning på fugle. Status over viden, Danmark*. Fagling rapport fra DMU.

COLLIER, M.P., POTIEK, A., HIN, V., LEEMANS, J.J., SOUDIJN, F.H., MIDDELVELD, R.P. & GYIMESI, A. 2022. Northern gannet collision risk with wind turbines at the southern North Sea. Extension of the impact assessment for KEC 4.0, additional analyses of the assessment framework. Bureau Waardenburg, informe técnico 22-052.

- COOK, A. S. & ROBINSON, R. A. 2017. Towards a framework for quantifying the population-level consequences of anthropogenic pressures on the environment: The case of seabirds and windfarms. *Journal of Environmental Management*, 190, 113-121.
- COOLEN, J. W., VANAUVERBEKE, J., DANNHEIM, J., GARCIA, C., BIRCHENOUGH, S. N., KRONE, R. & BEERMANN, J. 2022. Generalized changes of benthic communities after construction of wind farms in the southern North Sea. *Journal of Environmental Management*, 315: 115173.
- COPPACK, T., MCGOVERN, S., REHFISCH, M. & CLOUGH, S. 2017. Estimating wintering populations of waterbirds by aerial high-resolution imaging. *Vogelvelt*, 137, 149-155.
- CORREIA, R., FANCA, C., VIEIRA, J. M., BASTOS, C., MASCARENHAS, M., COSTA, H., ... & PEREIRA, M. J. R. 2013. Bat monitoring system for wind farms. *IFAC Proceedings Volumes*, 46(28), 110-115.
- CROLL, D. A., ELLIS, A. A., ADAMS, J., COOK, A. S., GARTHE, S., GOODALE, M. W., ... & ZILLIACUS, K. (2022). Framework for assessing and mitigating the impacts of offshore wind energy development on marine birds. *Biological Conservation*, 276, 109795.
- DANNHEIM, J., BERGSTRÖM, L., BIRCHENOUGH, S. N., BRZANA, R., BOON, A. R., COOLEN, J. W., ... & DEGRAER, S. 2020. Benthic effects of offshore renewables: identification of knowledge gaps and urgently needed research. *ICES Journal of Marine Science*, 77 (3): 1092- 1108.
- DAVID, J. A. 2006. Likely sensitivity of bottlenose dolphins to pile-driving noise. *Water and Environment Journal* 20, 48-54.
- DAVIES, J. M., BAXTER, J., BRADLEY, M., CONNOR, D., KHAN, J., MURRAY, E., SANDERSON, W., TURNBULL, C. & VINCENT, M. 2001. *Marine monitoring handbook*. UK Marine SACs Project.
- DEAKIN, Z., COOK, A., DAUNT, F., MCCLUSKIE, A., MORLEY, N., WITCUTT, E., WRIGHT, L. & BOLTON, M. 2022. *A review to inform the assessment of the risk of collision and displacement in petrels and shearwaters from offshore wind developments in Scotland*. Scottish government. Informe 140 pp.
- DEFINGOU, M., BILS, F., HORCHLER, B., LIESENJOHANN, T. & NEHLS, G. 2019. *PHAROS4MPAs-a review of solutions to avoid and mitigate environmental impacts of offshore windfarms*. BioConsult SH on behalf of WWF France, 264.
- DEGRAER, S., BRABANT, R., RUMES, B. & VIGIN, L. 2017. *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: A continued move towards integration and quantification*, Royal Belgian Institute for Natural Sciences (RBINS), OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section: Brüssel (BEL). 141 pp..
- DEL PILAR RUSO, Y. & BAYLE-SEMPERE, J. T. 2006: Diel and vertical movements of prefelxion fish larve assemblages associated with *Posidonia oceanica* beds. *Scientia Marina* 70/3, S: 399– 406.
- DEHNHARD, N., SKEI, J., CHRISTENSEN-DALSGAARD, S., MAY, R., HALLEY, D., RINGSBY, T. H. & LORENTSEN, S. H. 2020. Boat disturbance effects on moulting common eiders *Somateria mollissima*. *Marine Biology*, 167 (1): 1-11.
- DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT, FOOD AND RURAL AFFAIRS. 2021. Best practice guidance for developing compensatory measures in relation to Marine Protected Areas.

DESHOLM M. 2003. *Thermal animal detection system (TADS). development of a method for estimating collision frequency of migrating birds at offshore wind turbines*. NERI (National Environmental Research Institute) report.

DESHOLM M. 2005. Preliminary investigations of bird-turbine collisions at nysted offshore wind farm and final quality control of thermal animal detection system (TADS). Autumn 2003 and spring 2004. NERI (national environmental research institute) report.

DESHOLM, M., 2009. Avian sensitivity to mortality: prioritising migratory bird species for assessment at proposed wind farms. *J. Environ. Manag.* 90, 2672–2679.

DESHOLM M, KAHLERT J. 2005. Avian collision risk at an offshore wind farm. *Biology Letters*. 1: 296-8.

DESHOLM M, KAHLERT J, PETERSEN IK, CLAUSAGER I. 2001. Base-line investigations of birds in relation to an offshore wind farm at rødsand: Results and conclusions, 2000. NERI (national environmental research institute) report.

DESHOLM, M., FOX, A. D., BEASLEY, P. D. L. & KAHLERT, J. 2006. Remote techniques for counting and estimating the number of bird–wind turbine collisions at sea: a review. *Ibis*, 148, 76-89.

DHI. 2017. Verification Compliance Statement. MUSE Detection System. DHI Internal.

DÍAZ ALMELA, E. & MARBÀ, N. 2009. 1120 *Posidonium oceanica*. Praderas de *Posidonia oceanica*. En: VVAA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid, 129 pp.

DIEDERICHS, A., NEHLS, G., DÄHNE, M., ADLER, S., KOSCHINSKI, S. & VERFUß U. 2008. Methodologies for measuring and assessing potential changes in marine mammal behaviour, abundance or distribution arising from the construction, operation and decommissioning of offshore windfarms. BioConsult SH report to COWRIE Ltd.

DIRKSEN, S., VAN DER WINDEN, J. & SPAANS, A. L. 1998. Nocturnal collision risks with wind turbines in tidal and semi-offshore areas. Presented at Wind Energy and Landscape. Porc. 2nd Europea and African Conference on Wind Engineering, 1997. 1998.

DOKTER, A. M., LIECHTI, F., STARK, H., DELOBBE, L., TABARY, P. & HOLLEMAN, I. 2011. Bird migration flight altitudes studied by a network of operational weather radars. *Journal of the Royal Society Interface*, 8(54), 30-43.

DORSCH, M., BURGER, C., HEINÄNEN, S., KLEINSCHMIDT, B., MORKÜNAS, J., NEHLS, G., ... & ŽYDELIS, R. 2019. DIVER–German tracking study of seabirds in areas of planned offshore wind farms at the example of divers. Final report on the joint project DIVER, FKZ 0325747A/B, funded by the federal ministry of economics and energy (BMWi) on the basis of a decision by the German Bundestag.

DUNSTAN, A., ROBERTSON, K., FITZPATRICK, R., PICKFORD, J. & MEAGER, J. 2020. Use of unmanned aerial vehicles (UAVs) for mark-resight nesting population estimation of adult female green sea turtles at Raine Island. *PLoS ONE* 15(6): e0228524.

DREWITT, A. L. & LANGSTON, R. H. W. 2006. Assessing the Impacts of Wind Farms on Birds. *Ibis*, 148:

29-42.

EASTWOOD, E. 1965. Some radar measurements of the altitude of bird flight. *British Birds*. 58: 393-426.

ECKERT, K. L., BJORNDALE, K. A., ABREU-GROBOIS, F. A. & DONNELLY, M. 1999. Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, Publication No. 4, Gland. Pp. 65-66

EDGAR, G. J. & STUART-SMITH, R. D. 2009. A continental-scale analysis of ecological effects of marine protected areas based on underwater visual surveys. *Marine Ecology Progress Series* 388: 51-62.

EGUNEZ, A., LOUZAO, M., ALDALUR, A., MENÉNDEZ, J., GARATE, X., HIDALGO, J., ... & ARIZAGA, J. 2018. Weather effect on widely distributed seabirds through migration flyways: a case study with the Northern Gannet *Morus bassanus* in the Bay of Biscay. *Bird Study*, 65(3), 365-372.

ELEFTHERIOU, A. & MCINTYRE, A. 2005. Methods for the study of marine benthos. Blackwell Science Ltd., Oxford.

ENOS, J. K., WARD, M. P. & HAUBER, M. E. 2021. A review of the scientific evidence on the impact of biologically salient frightening devices to protect crops from avian pests. *Crop Protection*, 148, 105734.

VAN ERP, J. A., LOON, E. E., CAMPHUYSEN, K. J. & SHAMOUN-BARANES, J. 2021. Temporal Patterns in Offshore Bird Abundance during the Breeding Season at the Dutch North Sea Coast. *Marine Biology*, 168 (10): 1-13.

EUROPEAN COMMISSION. 2007. European Union Risk Assessment Report. SODIUM HYDROXIDE. CAS No: 1310-73-2 EINECS No: 215-185-5 TARGETED RISK ASSESSMENT.

EUROPEAN COMMISSION. 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). Official Journal of the European Union, L164, pp. 19-40.

EUROPEAN COMMISSION. 2020. Commission notice guidance document on wind energy developments and EU nature legislation Brussels. 18.11.202 C (2020) 7730 Final.

EVANS, W. R. 2000. Avian mortality at communication towers: Background and overview. Presented at Evans, W.R. & Manville, A.M (Eds.). Avian Mortality at Communication Towers. Proceedings of the Workshop on Avian Mortality at Communication Towers. August 11, 1999. Ithaca, NY: Cornell University. Ithaca., 2000.

EVANS, P. G. H. & HAMMOND, P. S. 2004. Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal Review* 34(1): 131-156.

EVANS, W. R. & MELLINGER, D. K. 1999. Monitoring grassland birds in nocturnal migration. *Studies in Avian Biology*, 19, 219-229.

EXO, K. M., HÜPPOP, O. & GARTHE, S. 2003. Birds and offshore wind farms: A hot topic in marine ecology. Wader Study Group Bulletin. 100: 50-3.

FARCAS, A., THOMPSON, P. M. & MERCHANT, N. D. 2016. Underwater noise modelling for environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 57 (2016): 114- 122.

- FARNSWORTH, A. 2005. Flight calls and their value for future ornithological studies and conservation research. *The Auk*, 122(3), 733-746.
- FARNSWORTH, A. & RUSSELL, R. W. 2007. Monitoring flight calls of migrating birds from an oil platform in the northern Gulf of Mexico. *Journal of Field Ornithology*, 78(3), 279-289.
- FARNSWORTH, A., VAN DOREN, B. M., HOCHACHKA, W. M., SHELDON, D., WINNER, K., IRVINE, J., ... & KELLING, S. 2016. A characterization of autumn nocturnal migration detected by weather surveillance radars in the northeastern USA. *Ecological Applications*, 26(3), 752-770.
- FARR, H. K., RUTTENBERG, B., WALTER, R., WANG, Y.H. & WHITE, C. 2021. Potential environmental effects of deep-water floating offshore wind energy facilities. *Ocean & Coastal Management*, 207, Article 105611.
- FIJN, R. C., COLLIER, M.P., LUBBE, S.K., PLATTEEUW, M. & DUIJNS, S. 2021. Wulpentrek over zee: een studie naar vliegbewegingen en vlieggedrag in relatie tot nieuwe windparken op zee. *Limosa*, 94: 77-82.
- FIJN, R. C., GOVERS, L. L., MIDDELVELD, R. P. & VAN BEMMELEN, R. S. 2022. Evidence of Nocturnal Migration over Sea and Sex-Specific Migration Distance of Dutch Black-Headed Gulls. *Ardea*, 110 (1): 15-29.
- FOCARDI, S., ISOTTI, R. & TINELLI, A. 2002. Line transect estimates of ungulate populations in a Mediterranean forest. *The Journal of Wildlife Management* 66: 48-58.
- FOX, A. D., DESHOLM, M., KAHLERT, J., CHRISTENSEN, T. K. & PETERSEN, I. K. 2006. Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. *Ibis*, 148: 129-144.
- FOX, A. D. & PETERSEN, I. K. 2019. Offshore wind farms and their effects on birds. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift*, 113: 86-101.
- FREIWALD, A., FOSSA, J.H., GREHAN, A., KOSLOW, T. & ROBERTS, M. 2004. Cold-water coral reefs. Out of sight-no longer out of mind. 86 pp.
- FROUIN-MOUY, H., MOUY, X., PILKINGTON, J., KÜSEL, E., NICHOL, L., DONIOL-VALCROZE, T. & LEE, L.. 2022. Acoustic and visual cetacean surveys reveal year-round spatial and temporal distributions for multiple species in northern British Columbia, Canada. *Scientific Reports*. 12. 10.1038/s41598-022-22069-4.
- FURNESS, R. W., WADE, H. M., ROBBINS, A. M. C., MASDEN, E. A. 2012. Assessing the sensitivity of seabird populations to adverse effects from tidal stream turbines and wave energy devices. *ICES J. Mar. Sci.* 69, 1466e1479.
- FURNESS, R. W., WADE, H. M. & MASDEN, E. A. 2013. Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. *Journal of Environmental Management*, 119: 56-66.
- GALE, G. A., ROUND, P. D., PIERCE, A. J., NIMNUAN, S., PATTANAVIBOOL, A. & BROCKELMAN, W. Y. 2009. A field test of distance sampling methods for a tropical forest bird community. *The Auk* 126: 439-448.

GALPARSORO, I., MENCHACA, I., GARMENDIA, J.M. et al. 2022. Reviewing the ecological impacts of offshore wind farms. *npj Ocean Sustain* 1, 1. <https://doi.org/10.1038/s44183-022-00003-5>

GARTHE S. & HÜPPOP O. 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: Developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology*. 41: 724-34.

GAUTHREAUX, S. A. & BELSER, C. G. 2000. The behavioral responses of migrating birds to different lighting systems on tall towers. Presented at Evans, W.R., Manville, A.M. (Eds.). Proceedings of the Workshop on Avian Mortality at Communication Towers, Aug 11, 1999. Ithaca, NY: Cornell University. Ithaca, NY: Cornell University., 2000.

GARTHE S, PESCHKO, V., SCHWEMMER, H. & MERCKER, M. 2022. Auswirkungen des Offshore-Windkraft-Ausbaus auf Seevögel in der Nordsee. Talk at the 31. Meeresumwelt-Symposium, Hamburg, Germany.

GILL, A. B., GLOYNE-PHILLIPS, I., NEAL, K. J. & KIMBER, J. A. 2005. The potential effects of electromagnetic fields generated by sub-sea power cables associated with offshore wind farm developments on electrically and magnetically sensitive marine organisms – a review. Report to Collaborative Offshore Wind Research into the Environment (COWRIE) group, Crown Estates.

GILL, A. 2005. Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone. *Journal of Applied Ecology* 42, 605–615.

GILL, A. B. & BARTLETT, M. 2010. Literature review on the potential effects of electromagnetic fields and subsea noise from marine renewable energy developments on Atlantic salmon, sea trout and European eel. Scottish Natural Heritage: Inverness (GBR). p. 40.

GLASBY, T. M., S. D. CONNELL, M. G. HOLLOWAY & C. L. HEWITT, 2007. Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine Biology* 151(3): 887–895.

GOODSHIP, N. M. & FURNESS, R. W. 2022. Disturbance Distances Review: An updated literature review of disturbance distances of selected bird species. NatureScot Research Report 1283.

GRADOLEWSKI, D., DZIAK, D., MARTYNOW, M., KANIECKI, D., SZURLEJ-KIELANSKA, A., JAWORSKI, A. & KULESZA, W. J. 2021. Comprehensive bird preservation at wind farms. *Sensors*, 21(1), 267.

GREEN, R. M., BURTON, N. H. & COOK, A. S. 2019. Migratory movements of British and Irish Common Shelduck *Tadorna tadorna*: a review of ringing data and a pilot tracking study to inform potential interactions with offshore wind farms in the North Sea. *Ringling & Migration*, 34 (2): 71- 83.

GREEN, R., HEIN, C., OTERI, F., SEVERY, M., MAHON, A., FARR, H., HARKER-KLIMES, G. (2022). Síntesis de Investigación de Efectos Ambientales de la Energía Eólica Marina de los Estados Unidos. Efectos ambientales del desarrollo de la energía eólica marina en los Estados Unidos: Recopilación de resúmenes de investigaciones educativas. Disponible en <https://tethys.pnnl.gov/us-offshore-wind-synthesis-environmental-effects-research-seer>

GREEN, R. M. W., THAXTER, C. B., COLLIER, M. P., TAYLOR, R. C., COOK, A. S. C. P., MIDDELVELD, R., SCRAGG, E.S., WRIGHT, L.J. & FIJN, R.C. Offshore wind farms form barriers to movement in a central place foraging seabird. En preparación.

GRODSKY, S. M., BEHR, M. J., GENDLER, A., DRAKE, D., DIETERLE, B. D., RUDD, R. J. & WALRATH, N. L. 2011. Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. *Journal of mammalogy*, 92(5), 917-925.

GUILLEMETTE, M., LARSEN, J. & CLAUSAGER, I. 1998. Impact assessment of an offshore wind park on

sea ducks. NERI (national environmental research institute) report.

GUILLEMETTE, M., LARSEN, J. & CLAUSAGER, I. 1999. Assessing the impact of the tuno knob wind park on sea ducks: The influence of food resources. NERI (national environmental research institute) report.

GUŞATU, L. F., MENEGON, S., DEPELLEGRIN, D., ZUIDEMA, C., FAALJ, A. & YAMU, C. 2021. Spatial and temporal analysis of cumulative environmental effects of offshore wind farms in the North Sea basin. *Scientific reports*, 11 (1), 1-18.

HAMILTON, W. J. 1962. Evidence concerning the function of nocturnal call notes of migratory birds. *The Condor*, 64(5), 390-401.

HAMMAR, L., PERRY, D. & GULLSTRÖM, M. 2016. Offshore wind power for marine conservation. *Open J. Mar. Sci.* 6, 66–78. <https://doi.org/10.4236/ojms.2016.61007>.

HAMMOND, P. S., MIZROCH, S. A. & DONOVAN, G. P. 1990. Report of the workshop on individual recognition and the estimation of cetacean population parameters. In: Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. Eds. Hammond, P.S., Mizroch, S.A. and G.P.Donovan. Rep. Int. Whal. Commn. Special issue 12. Cambridge. 1990. p. 3-17.

HARWOOD, A. J. P. & PERROW, M. R. 2019. Mitigation of birds with implications for bats (2019). In: Perrow, M.R. (ed.) Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Vol. 4 Offshore: Monitoring and Mitigation, Chapter: 8. Publisher: Pelagic Publishing, Exeter, UK.

FARR, H., RUTTENBERG, B., K. WALTER, R., WANG, Y-H., WHITE, C. 2021. Potential environmental effects of deepwater floating offshore wind energy facilities, Ocean & Coastal Management, Volume 207, 105611, ISSN 0964-5691.

HEIN, C. D., GRUVER, J. & ARNETT, E. B. 2013. Relating pre-construction bat activity and post-construction bat fatality to predict risk at wind energy facilities: a synthesis. A report submitted to the National Renewable Energy Laboratory. Bat Conservation International, Austin, TX, USA. 22 pp.

HEINÄNEN, S., ŽYDELIS, R., KLEINSCHMIDT, B., DORSCH, M., BURGER, C., MORKUNAS, J., ... & NEHLS, G. 2020. Satellite telemetry and digital aerial surveys show strong displacement of red-throated divers (*Gavia stellata*) from offshore wind farms. *Marine Environmental Research*, 160: 104989.

HELCOM. 2021. Guidelines for monitoring seabirds at sea. HELCOM. 46 pp.

HENRY S., ASSALI C., ALLONCLE N., CAMPILLOS-LLANOS M., CERVERA-NUÑEZ C., GUTIERREZ E., PREVOT J., 2022. Knowledge synthesis about interactions between Mediterranean ecosystems and offshore floating windfarm in the Gulf of Lion. EU Project Grant No EASME/887390/MSPMED/EMFF-MSP-2019. Towards the operational implementation of MSP in our common MEDITerranean sea (MSPMED). OFB, 58p +annexes.

HISCOCK, K. 1996. Marine nature conservation review: rationale and methods. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee.

HISCOCK, K., TYLER-WALTERS, H. & JONES, H. 2002. High level environment screening study for

offshore wind farm developments - marine habitats and species project. Report from the Marine Biological Association to The Department of Trade and Industry New & Renewable Energy Programme. (AEA Technology, Environment Contract: W/35/00632/00/00). p. 156.

HOGAN, F., HOOKER, B., JENSEN, B., JOHNSTON, L., LIPSKY, A., METHRATTA, E., SILVA, A., HAWKINS, A. 2023. Fisheries and Offshore Wind Interactions: Synthesis of Science. Northeast Fisheries Science Center (U.S.). NOAA technical memorandum NMFS-NE; 291.DOI: <https://doi.org/10.25923/tcjt-3a69>

HORSWILL, C., MILLER, J. A. & WOOD, M. J. 2022. Impact assessments of wind farms on seabird populations that overlook existing drivers of demographic change should be treated with caution. *Conservation Science and Practice*, 4 (4): e12644.

HORTON, K. G., SHRIVER, W. G. & BULER, J. J. 2015. A comparison of traffic estimates of nocturnal flying animals using radar, thermal imaging, and acoustic recording. *Ecological Applications*, 25(2), 390-401.

HOWELL, J. A., 1997. Bird mortality at rotor swept area equivalents, altamont passand montezuma hills, california. *Transactions Western Section Wildlife Society*. 33: 24-9.

HOWELL, J. A., DIDONATO, J. E. 1991. Assessment of the avian use and mortality related to wind turbine operations: Altamont pass, alameda and contra costa counties, California, September 1988 through august 1989.

HOWELL, J. A., NOONE, J., WARDNER, C. 1991. Avian use and mortality study, U.S. windpower, wind energy site development, montezuma hills, solano county, California, postconstruction, spring 1990 to spring 1991. Fairfield, California.

HUMPHRIES, G. R., FAIL, T., WATSON, M., HOUGHTON, W., PETERS-GRUNDY, R., SCOTT, M., ... & WEBB, A. 2023. Aerial photogrammetry of seabirds from digital aerial video images using relative change in size to estimate flight height. *Marine Biology*, 170(2), 18.

HÜPPOP O. 2004. Luftfahrzeuge, windräder und freileitungen: Störungen und hindernisse als problem für vögel? Vogel und Luftverkehr. 24: 27-45.

HÜPPOP, O., DIERSCHKE, J., EXO, K. M., FREDRICH, E. & HILL, R. 2006. Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines. *Ibis*, 148, 90-109.

KRIJGSVELD, K. L., LENSINK, R., SCHEKKERMAN, H., WIERSMA, P., POOT, M. J. M. & MEESTERS, E. H. W. G., *et al.* 2005. Baseline studies North Sea wind farms: fluxes, flight paths and altitudes of flying birds 2003 - 2004. Bureau Waardenburg. Informe técnico 05-041. 194 pp.

IEA. 2019. Offshore Wind Outlook. 2019. International Energy Agency. Disponible en: https://iea.blob.core.windows.net/assets/495ab264-4ddf-4b68-b9c0-514295ff40a7/Offshore_Wind_Outlook_2019.pdf.

IRENA. 2019. Future of wind. Deployment, investment, technology, grid integration and socio-economic aspects. International Renewable Energy Agency. Disponible en: file:///C:/Users/Albert/Downloads/IRENA_Future_of_wind_2019.pdf.

IMCA. 2021. Guidance for the safe and efficient operation of remotely operated vehicles. INTERNATIONAL HYDROGRAPHIC ORGANIZATION (IHO). 2020. IHO Standards for Hydrographic Surveys, 6th Edition, September 2020. International Hydrographic Organization. Special Publication

No. 44.

ISAACMAN, L. & DABORN, G. 2011. Pathways of Effects for Offshore Renewable Energy in Canada. Report to Fisheries and Oceans Canada. Acadia Centre for Estuarine Research (ACER) Publication No. 102, Acadia University, Wolfville, NS, Canada. 70 pp.

JACKSON, D. & WHITFIELD, P. 2011. Guidance on survey and monitoring in relation to marine renewables deployments in Scotland, volume 4. birds. Technical report, Scottish Natural Heritage and Marine Scotland. 100 pp.

JANßEN, H., SCHRÖDER, T., ZETTLER, M. L., & POLLEHNE, F. 2015. Offshore wind farms in the southwestern Baltic Sea: A model study of regional impacts on oxygen conditions. *Journal of Sea Research*, 95, 248-257.

JIGUET, F., SCHWEMMER, P., ROUSSEAU, P. & BOCHER, P. 2021. GPS tracking data can document wind turbine interactions: evidence from a GPS-tagged Eurasian curlew. *Forensic Science International: Animals and Environments*, 1: 100036.

JOHNSTON, A., THAXTER, C. B., AUSTIN, G. E., COOK, A. S., HUMPHREYS, E. M., STILL, D. A., ... & BURTON, N. H. 2015. Modelling the abundance and distribution of marine birds accounting for uncertain species identification. *Journal of Applied Ecology*, 52(1), 150-160.

JOHNSTON, D. T., THAXTER, C. B., BOERSCH-SUPAN, P. H., HUMPHREYS, E. M., BOUTEN, W., CLEWLEY, G. D., ... & COOK, A. S. 2022. Investigating avoidance and attraction responses in lesser black-backed gulls *Larus fuscus* to offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series*, 686: 187-200.

KAHLERT, J., DESHOLM, M. & CLAUSAGER, I. 2004. Investigations of migratory birds during operation of nysted offshore wind farm at rodsand: Preliminary analysis of data from spring 2004. -note from NERI commissioned by energi E2.

KAHLERT, J., DESHOLM, M., CLAUSAGER, I. & PETERSEN, I. K. 2000. Environmental impact assessment of an offshore wind park at rodsand: Technical report on birds.

KAHLERT, J., DESHOLM, M., PETERSEN, I. K. & CLAUSAGER, I. 2002. Base-line investigations of birds in relation to an offshore wind farm at Rødsand: Results and conclusions, 2001.

KAHLERT, J., HÜPPOP, K. & HÜPPOP, O. 2005. Construction of a fixed link across fehmarnebelt: Preliminary risk assesment on birds. NERI report.

KAHLERT, J., PETERSEN, I. K., FOX, A. D., DESHOLM, M. & CLAUSAGER, I. 2004. Investigations of birds during construction and operation of Nysted offshore wind farm at Rødsand. Annual status report 2003. Report request. Commissioned by Energi E2 A/S. National Environmental Research Institute.

KARLSSON, J. 1983. Birds and wind power. Result report 1977-1982. Faglar och Vindkraft. Resultatrapport 1977-1982. Sweden: N. p., 1983. Web.

KERCKHOF, F., DEGRAER, S., NORRO, A., & RUMES, B. 2011. Offshore intertidal hard substrata: a new habitat promoting non-indigenous species in the Southern North Sea: an exploratory study. *Offshore wind farms in the Belgian Part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine ecosystem management unit, Brussels*, 27-37.

KERLINGER, P. 2000. An assesment of the impacts of green mountain power Corporation's wind power

facility on breeding and migrating birds in searsburg, Vermont. National renewable energy laboratory, DOE (P2). United States: N. p., 2002. Web. doi:10.2172/15000381.

KERLINGER P. 1997. A study of avian fatalities at the green mountain power Corporation's searsburg, Vermont, windpower facility- 1997. Report.

KING, S. 2019. Seabirds: collision. En: PERROW, M. Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Pp. 206-234.

KINGSFORD, M. & BATTERSHILL, C. 2000. Studying temperate marine environments. CRC Press, Boca Raton Fl.

KIRCHGEORGA, T., WEINBERG, I., HORNIG, M., BAIER, R., SCHMID, M. J. & BROCKMEYER, B. 2018. Emissions from corrosion protection systems of offshore wind farms: evaluation of the potential impact on the marine environment Mar. Pollut. Bull., 136, pp. 257-268

KOOP B. 1999. Windkraftanlagen und vogelzug im kreis plön. - bremer beitr. naturkd. Natursch. 4 : 25-32.

KOSCHINSKI, S., CULIK, B. M., HENRIKSEN, O. D., TREGENZA, N, ELLIS, G., JANSEN, C. & KATHE, G. 2003. Behavioural reactions of free-ranging porpoises and seals to the noise of a simulated 2MW windpower generator. *Marine Ecology Progress Series* 265: 263–273.

KRÜGER, T. & GARTHE, S. 2001. Flight altitudes of coastal birds in relation to wind direction and speed. *Atlantic Seabirds*. 3: 203-16.

LAAKE, J.L., ROBERTSON, D. G., AMSTRUP, S. C. & MANLY, B. F. J. 1999. Marine Mammal Survey and Assessment Methods. CRC Press. London.

LAGERVELD, S., POERINK, B. J., HASELAGER, R. & VERDAAT, H. 2014. Bats in Dutch offshore wind farms in autumn 2012. *Lutra*, 57(2), 61-69.

LAGERVELD, S., POERINK, B. J. & DE VRIES, P. 2015. Monitoring bat activity at the Dutch EEZ in 2014 (No. C094/15). IMARES.

LAGERVELD, S., GERLA, D., VAN DER WAL, J. T., DE VRIES, P., BRABANT, R., STIENEN, E., ... & SCHOLL, M. 2017. Spatial and temporal occurrence of bats in the southern North Sea area (No. C090/17). Wageningen Marine Research.

LAGERVELD, S., NOORT, C. A., MEESTERS, L., BACH, L., BACH, P. & GEELHOED, S. 2020. Assessing fatality risk of bats at offshore wind turbines (No. C025/20). *Wageningen Marine Research*.

LAIST, D., KNOWLTON, A., MEAD, J. G., COLLET, A .S. & PODESTÀ, M. 2001. Collisions between ships and whales. *Marine Mammal Science*. 17. 35-75.

LANE, J. V., JEAUVONS, R., DEAKIN, Z., SHERLEY, R. B., POLLOCK, C. J., WANLESS, R. J. & HAMER, K. C. 2020. Vulnerability of northern gannets to offshore wind farms. Seasonal and sex- specific collision risk and demographic consequences. *Marine Environmental Research*, 162: 105196.

LANE, J. V., POLLOCK, C. J., JEAUVONS, R., SHEDDAN, M., FURNESS, R. W. & HAMER, K. C. 2021. Post-fledging movements, mortality and migration of juvenile northern gannets. *Marine Ecology Progress Series*, 671: 207-218.

LANGHAMER, O. 2012. Artificial reef effect in relation to offshore renewable energy conversion: state of the art. *Sci. World J.*, 386713.

LARGEY, N., COOK, A. S., THAXTER, C. B., MCCLUSKIE, A., STOKKE, B. G., WILSON, B. & MASDEN, E. A. 2021. Methods to quantify avian airspace use in relation to wind energy development. *Ibis*, 163 (3): 747-764.

LAWSON, M., JENNE, D., THRESHER, R., HOUCK, D., WIMSATT, J. & STRAW, B. 2020. An investigation into the potential for wind turbines to cause barotrauma in bats. *Plos one*, 15(12), e0242485.

LEAPER, R., GILLESPIE, D. & PAPASTAVROU, V. 2000. Results of passive acoustic surveys for odontocetes in the Southern Ocean. *J. Cetacean Res. Manage.* 2(3): 187-196

LEES, G., DAVIES, I., GRAW, K-U & PINN, E. 2012. Assessment of the marine renewables industry in relation to marine mammals. Synthesis of work undertaken by the ICES Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME).

LEHNERT, L. S., KRAMER-SCHADT, S., SCHÖNBORN, S., LINDECKE, O., NIERMANN, I. & VOIGT, C. C. 2014. Wind farm facilities in Germany kill noctule bats from near and far. *PloS one*, 9(8), e103106.

LEOPOLD, M. F., BOONMAN, M., COLLIER, M. P., DAVAASUREN, N., JONGBLOED, R. H., LAGERVELD, S., ... & SCHOLL, M. M. 2015. A first approach to deal with cumulative effects on birds and bats of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea (No. C166/14). IMARES.

LEWIS, M. & DUNN, T. 2020. Volunteer Seabirds at Sea Survey Methods. JNCC. Informe técnico663. 46 pp.

LOHMANN, K. J., CAIN, S. D., DODGE, S. A., LOHMANN, C. M. F. 2001. Regional magnetic fields as navigational markers for sea turtles. *Science* 294: 364-366.

LÓPEZ-BEDOYA, J. & PÉREZ-ALBERTI, A. 2009. 8330 Cuevas marinas sumergidas o semisumergidas. En: VVAA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid, 152 pp.

LUCKE, K., LEPPER, P.A., BLANCHET, M. A., SIEBERT, U. 2008. Testing the acoustic tolerance of harbour porpoise hearing for impulsive sounds. *Bioacoustics-the International Journal of Animal Sound and Its Recording*. 17: 329-331.

MADSEN, J., ASFERG, T., CLAUSAGER, I. & NOER, H. 1996. Status og jagttider for danske vildtarter. - TEMA-rapport fra DMU 1996/6: 112 s.

MADSEN, P.T., WAHLBERG, M., TOUGAARD, J., LUCKE, K. AND TYACK, P. 2006. Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 309, 279-295.

MAGRAMA. 2012. Estrategias Marinas. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Instituto Español de Oceanografía, NIPO: 280-12-175-8, Madrid.

MANOLA, I., BRADARIĆ, M., GROENLAND, R., FIJN, R., BOUTEN, W. & SHAMOUN-BARANES, J. 2020.

Associations of synoptic weather conditions with nocturnal bird migration over the North Sea. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8: 542438.

MANVILLE, A. M. 2001. The ABCs of avoiding collisions at communications towers: The next steps. In Proceedings of the Avian Interactions Workshop, December 2, 1999. Concord, California: Charleston SC Electric. EPRI Technical Report.

MARQUES, T., THOMAS, L., SHAFFER, J., DIMARZIO, N. & TYACK, P. 2009. Estimating cetacean population density using fixed passive acoustic sensors: An example with Blainville's beaked whales. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 125. 1982-94. 10.1121/1.3089590.

MARQUES, T. A., THOMAS, L., MARTIN, S. W., MELLINGER, D. K., WARD, J. A., MORETTI, D. J. & TYACK, P. L. 2013. Estimating animal population density using passive acoustics. *Biological Reviews*, 88, pp.287-309. DOI: 10.1111/brv.12001

MARQUES, A. T., BATALHA, H., RODRIGUES, S., COSTA, H., PEREIRA, M. J. R., FONSECA, C., ... & BERNARDINO, J. 2014. Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. *Biological Conservation*, 179, 40-52.

MARQUES, A. T., BATALHA, H. & BERNARDINO, J. 2021. Bird Displacement by Wind Turbines: Assessing Current Knowledge and Recommendations for Future Studies. *Birds*, 2 (4), 460-475.

MARTIN, G. R. 2011. Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis*, 153(2), 239-254.

MARTIN, K. J., ALESSI, S. C., GASPARD, J. C., TUCKER, A. D., BAUER, G. B. & MANN, D. A. 2012. Underwater hearing in the loggerhead turtle (*Caretta caretta*): a comparison of behavioral and auditory evoked potential audiograms. *J Exp Biol* 215:3001-3009.

MARTÍNEZ-ABRAÍN A, MAESTRE R & ORO D. 2004. Demersal trawling waste as a food source for western mediterranean seabirds during the summer. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 529-537.

MASDEN, E. A., HAYDON, D. T., FOX, A. D., FURNESS, R. W., BULLMAN, R. & DESHOLM, M. 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. *ICES Journal of marine Science*, 66 (4), 746-753.

MASDEN, E. A. & COOK, A. S. C. P. 2016. Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review*, 56: 43-49.

MASDEN, E. A., COOK, A. S., MCCLUSKIE, A., BOUTEN, W., BURTON, N. H. & THAXTER, C. B. 2021. When speed matters: The importance of flight speed in an avian collision risk model. *Environmental Impact Assessment Review*, 90: 106622.

MAY, R., MASDEN, E. A., BENNET, F. & PERRON, M. 2019. Considerations for upscaling individual effects of wind energy development towards population-level impacts on wildlife. *Journal of environmental management*, 230: 84-93.

MAY, R., NYGÅRD, T., FALKDALEN, U., ÅSTRÖM, J., HAMRE, Ø. & STOKKE, B. G. 2020. Paint it black: Efficacy of increased wind turbine rotor blade visibility to reduce avian fatalities. *Ecology and Evolution*, 10(16), 8927-8935.

MAXWELL, SARA & KERSHAW, FRANCINE & LOCKE, CAMERON & CONNERS, MELINDA & DAWSON,

CYNDI & AYLESWORTH, SANDY & LOOMIS, REBECCA & JOHNSON, ANDREW. (2022). Potential impacts of floating wind turbine technology for marine species and habitats. *Journal of Environmental Management*. 307. 114577. 10.1016/j.jenvman.2022.114577.

MCCLEERYM, R. H. & CIVIL, R. M. 1986. Feeding specialization and preference in herring gulls. *J. Anim. Ecol.* 66: 245-259.

MCGREGOR, R. M., KING, S., DONOVAN, C. R., CANECO, B. & WEBB, A. 2018. A stochastic collision risk model for seabirds in flight. Report to Marine Scotland.

MEIßNER, K. & SORDYL, H. 2006. Literature review of offshore wind farms with regard to benthic communities and habitats (Part B). En: Ecological research on offshore wind farms: International exchange of experiences. Literature review of the eco-logical impacts of offshore wind farms, ed. C. Zucco, Federal Agency for Nature Conservation: Germany, pp. 2–39.

MERCKER, M., DIERSCHKE, V., CAMPHUYSEN, K., KREUTLE, A., MARKONES, N., VANERMEN, N. & GARTHE, S. 2021. An indicator for assessing the status of marine-bird habitats affected by multiple human activities: A novel statistical approach. *Ecological Indicators*, 130: 108036.

MENDEL, B., SCHWEMMER, P., PESCHKO, V., MÜLLER, S., SCHWEMMER, H., MERCKER, M. & GARTHE, S. 2019. Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia* spp.). *Journal of environmental management*, 231: 429-438.

MERCK, T. & WASSERTHAL, R. 2009. Assessment of the environmental impacts of cables. *OSPAR Biodivers Ser* 2009: 437:18.

MILLER, J. A., FURNESS, R. W., TRINDER, M. & MATTHIOPOULOS, J. 2019. The sensitivity of seabird populations to density-dependence, environmental stochasticity and anthropogenic mortality. *Journal of Applied Ecology*, 56 (9): 2118-2130.

MITECO. 2002. Identificación de las Áreas de Especial Interés para la Conservación de los Cetáceos en el Mediterráneo Español.
https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/biodiversidad-marina/bm_em_ce_proy_mediterraneo_tcm30-162733.pdf.

MITECO. 2018. Recomendaciones sobre la información necesaria para incluir una evaluación adecuada de repercusiones de proyectos sobre Red Natura 2000 en los documentos de evaluación de impacto ambiental de la A.G.E. MITECO. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/evaluacion-ambiental/guiapromotoreseiayevaluacionrn200009_02_2018final_tcm30-441966.pdf.

MITECO. 2020. Estudio Ambiental Estratégico del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030.

MITECO. 2021. Hoja de Ruta para el desarrollo de la Eólica Marina y de las Energías del Mar en España. MITECO. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/ministerio/planes-estrategias/desarrollo-eolica-marina-energias/eshreolicamarina-pdfaccesiblev5_tcm30-534163.pdf.

MONTEVECCHI, W. A. 2001. Interactions between fisheries and seabirds. In: *Biology of marine birds* (pp. 545-576). CRC Press.

MONTEVECCHI, W. A. 2006. Influences of Artificial Light on Marine Birds. In: Rich, C. & Longcore, T. (eds.) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press.

MONTGOMERY J. C., JEFFS, A., SIMPSON, S. D., MEEKAN, M. & TINDLE, C. 2006. Sound as an orientation cue for the pelagic larvae of reef fishes and decapod crustaceans. *Advances in Marine Biology*, 51: 143-196.

MORALES, J. A., BORREGO, J., FLOR, G. & GRACÍA, F. J. 2009a. 1110 Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda (bancos sublitorales). En: VVAA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid, 57 pp

MURPHY, S., TOUGAARD, J., WILSON, B., BENJAMINS, S., HAEALTERS, J., LUCKE, K., WERNER, S., BRENSING, K., THOMPSON, D., HASTIE, G., GEELHOED, S., BRAEGER, S., MURRAY, S. N., AMBROSE, R. F. & DETHIER, M. N. 2006. *Monitoring rocky shores*. University of California Press, Berkley, California.

NACHTIGALL, P. E., SUPIN, A., PAWLOSKI, J. & AU, W. L. 2004. Temporary threshold shifts after noise exposure in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) measured using auditory evoked potentials. *Marine Mammal Sci.* 20, 673–687.

NAILSMA. 2013. Developing boat-based survey methods for dugong and marine turtles: Field trials at Montgomery Reef, Western Australia, August 2012. Micha Jackson, Rod Kennett, Frank Weisenberger, Peter Bayliss and the Dambimangari Rangers. NAILSMA Knowledge Series 021/2013. North Australian Indigenous Land and Sea Management Alliance Ltd Darwin. 27 p.

NATURESCOT 2018. Interim Guidance on apportioning impacts from marine renewable developments to breeding seabird populations in SPAs. Inverness: NatureScot.

NATURESCOT 2021. Bats and onshore wind turbines - survey, assessment and mitigation. 42 pp.

NATURESCOT 2023. Guidance Note 2: Guidance to support Offshore Wind Applications: Advice for marine ornithology baseline characterisation surveys and report. NatureScot. Versión 1. Publicada en enero de 2023. <https://www.nature.scot/doc/guidance-note-2-guidance-support-offshore-wind-applications-advice-marine-ornithology-baseline>

NEDWELL, J. R., LANGWORTHY, J. & HOWELL, D. 2003. Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from offshore wind turbines and its impact on marine wildlife. initial measurements of underwater noise during construction of offshore windfarms, and comparison with background noise. COWRIE report No. 544 R 0424, 68 pp.

NOAA. 2008. *Habitat Restoration*. Silver Spring, MD.

NOAA Fisheries. 2017. *Understanding Vessel Strikes*. NOAA Fisheries. <https://www.fisheries.noaa.gov/insight/understanding-vessel-strikes>.

NOAD, M. J., DUNLOP, R. A., PATON, D. & CATO, D. H. 2008. An update of the east Australian humpback whale population (E1) rate of increase. International Whaling Commission Scientific Committee, Santiago, Chile. SC/60/SH31.

NOER H, CHRISTENSEN T. K., CLAUSAGER, I. & PETERSEN, I. K. 2000. Effects on birds of an offshore ewind park at horns rev: Environmental impact assessment. NERI (national environmental

research institute) report.

NUSSBAUMER, R., BAUER, S., BENOIT, L., MARIETHOZ, G., LIECHTI, F. & SCHMID, B. 2021. Quantifying year-round nocturnal bird migration with a fluid dynamics model. *Journal of the Royal Society Interface*, 18(179), 20210194.

NUUTTILA, H. K. & MENDZIL, A. 2014. Development of marine mammal observation methods for vantage Point surveys in Ramsey sound. SEACAMS Project Report 2014-D75.

NWCC (National Wind Coordinating Committee). 2001. Avian collisions with wind turbines: A summary of existing studies and comparisons to other sources of avian collision mortality in the United States. NWCC.

O'BRIEN, S. H., COOK, A. S. & ROBINSON, R. A. 2017. Implicit assumptions underlying simple harvest models of marine bird populations can mislead environmental management decisions. *Journal of Environmental Management*, 201: 163-171.

ÖHMAN, M. C., SIGRAY, P., & WESTERBERG, H. 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *AMBIO: A journal of the Human Environment*, 36(8), 630-633.

ORLOFF, S. & FLANNERY, A. 1992. Wind turbine effects on avian activity, habitat use and mortality in Altamont pass and solano county wind resource areas, 1989-1991. Report for California Energy Commission.

ORO, D., CAM, E., PRADEL, R. & MARTÍNEZ-ABRAÍN, A. 2004. Influence of food availability on demography and local population dynamics in a long-lived seabird. *Proc. R. Soc. Lond.* 271: 387- 396.

OSPAR. 2017. Guidelines on Best Environmental Practice (BEP) in Cable Laying and Operation. (Agreement 2012-2). 2017 revision. 18 pp.

OSPAR CEMP. 2017. Guidelines Common Indicator: BH3 Extent of Physical damage to predominant and special habitats (Agreement 2017-09) (OSP-006).

OSPAR CEMP. 2018. Guideline: Common indicator: Condition of benthic habitat communities (BH2) – common approach (Agreement 2018-06) (OSP-009).

PALOMO, L. J., GISBERT, J. & BLANCO, J. C. Eds.. (2007). Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España. Madrid, Spain: Organismo Autónomo de Parques Nacionales.

PANIGADA, S., LAURIANO, G., DONOVAN, G., PIERANTONIO, N., CAÑADAS, A., VÁZQUEZ, J. A., & BURT, L. 2017. Estimating cetacean density and abundance in the Central and Western Mediterranean Sea through aerial surveys: Implications for management. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 141, 41-58.

PARVIN, S. J., NEDWELL, J. R. & HARLAND, E. 2007. Lethal and Physical Injury of Marine Mammals, and Requirements for Passive Acoustic Monitoring. Subacoustech Report Reference: 565R0212.

PEDERSEN, M. B. & POULSEN, E. En 90 m/2 MW vindmøllers indvirkning på fugllivet. *Danske vildtundersøgelser*, hæfte 47.

PERCIVAL, S. M. 2003. Birds and wind farms in Ireland: A review of potential issues and impact assessment. Ecology consulting.

PERCIVAL, S. M. 2001. Assessment of the effects of offshore wind farms on birds. Rep. ETSU W/13/00565/REP.

PÉRON, G., CALABRESE, J. M., DURIEZ, O., FLEMING, C. H., GARCÍA-JIMÉNEZ, R., JOHNSTON, A., ... & SHEPARD, E. L. 2020. The challenges of estimating the distribution of flight heights from telemetry or altimetry data. *Animal Biotelemetry*, 8 (1): 1-13.

PESCHKO, V., MENDEL, B., MÜLLER, S., MARKONES, N., MERCKER, M. & GARTHE, S. 2020a. Effects of offshore windfarms on seabird abundance: Strong effects in spring and in the breeding season. *Marine Environmental Research*, 162: 105157.

PESCHKO, V., MERCKER, M. & GARTHE, S. 2020b. Telemetry reveals strong effects of offshore wind farms on behaviour and habitat use of common guillemots (*Uria aalge*) during the breeding season. *Marine Biology*, 167 (8): 1-13.

PESCHKO, V., MENDEL, B., MERCKER, M., DIERSCHKE, J. & GARTHE, S. 2021. Northern gannets (*Morus bassanus*) are strongly affected by operating offshore wind farms during the breeding season. *Journal of Environmental Management*, 279: 111509.

PETERSEN, I. K., CHRISTENSEN, T. K., KAHLERT, J., DESHOLM, M. & FOX, A. D. 2006a. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev. Denmark. Commissioned by DONG energy and Vattenfall A/S NERI/ministry of environment NERI Report, (161).

PETERSEN, I. K., PIHL, S., HOUNISEN, J., HOLM, T. 2006b. Landsdækkende optælling af vandfugle januar-februar 2004.

PETTERSSON, J. 2005. The impact of offshore wind farms on bird life in southern kalmar sound, sweden. A final report based on studies 1999-2003. Swedish Energy Agency.

PETTERSSON, J. & STALIN, T. 2003. Influence of offshore windmills on migration birds in southeast coast of Sweden. GE Wind Energy.

PIET, G., CULHANE, F., JONGBLOED, R., ROBINSON, L., RUMES, B. & TAMIS, J. 2019. An integrated risk-based assessment of the North Sea to guide ecosystem-based management. *Science of the Total Environment*, 654: 694-704.

PIHA, H. & ZAMPUOKAS, K. 2011. Review of Methodological Standards Related to the Marine Strategy Framework Directive Criteria on Good Environmental Status (<https://mcc.jrc.ec.europa.eu/documents/201409161352.pdf>)

PLONCZKIER, P. & SIMMS, I. C. 2012. Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), 1187-1194.

POERINK, B. J., LAGERVELD, S. & VERDAAT, J. P. 2013. Pilot study Bat activity in the Dutch offshore wind farm OWEZ and PAWP (No. C026/13). IMARES.

POLLOCK, C. J., LANE, J. V., BUCKINGHAM, L., GARTHE, S., JEAVONS, R., FURNESS, R.W. & HAMER, K.C. 2021. Risks to different populations and age classes of gannets from impacts of offshore wind farms in the southern North Sea. *Marine Environmental Research*, 171: 105457.

POPPER, A. N. & HAWKINS, A. 2012. Effects of underwater noise on marine mammals. In: The Effects

of Noise on Aquatic Life 730, Springer New York/New York, NY (USA), S. 17–22.

POPPER, A. N., HAWKINS A. D., FAY, R. R., MANN, D., BARTOL, S., CARLSON, T., COOMBS, S., ELLISON, W. T., GENTRY, R & HALVORSEN, M. B. 2014. Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI. Springer.

POTIEK, A., LEEMANS, J. J., MIDDELVELD, R. P. & GYIMESI, A. 2022. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0. Bureau Waardenburg. Informe técnico 21-205.

REED, J. R., SINCOCK, J. L. & HAILMAN, J. P. 1985. Light attraction in endangered procellariiform birds: reduction by shielding upward radiation. *The Auk*, 102(2), 377-383.

REES, A. F., AVENS, L., BALLORAIN, K. & BEVAN, E. 2018 The potential of unmanned aerial systems for sea turtle research and conservation: a review and future directions. *Endangered Species Research* 35: 81-100.

RICHARDSON, W. J., MALME, C. I., GREEN, C. R. jr. & THOMSON, D. H. 1995: Marine Mammals and Noise. Academic Press, San Diego, CA 576 pp.

ROBINSON, S. P. & THEOBALD, P. 2017: An international standard for the measurement of underwater sound radiated from marine pile-driving. 141, S: 6.

RODRÍGUEZ, A. & RODRÍGUEZ, B. 2009. Attraction of petrels to artificial lights in the Canary Islands: effects of the moon phase and age class. *Ibis*, 151, 299-310.

RODRÍGUEZ, A., GARCÍA, D., RODRÍGUEZ, B., CARDONA, E., PARPAL, L. & PONS, P. 2015a. Artificial lights and seabirds: Is light pollution a threat for the threatened Balearic petrels? *Journal of Ornithology*, 156, 893-902.

RODRÍGUEZ, A., RODRÍGUEZ, B. & NEGRO, J. J. 2015b. GPS tracking for mapping seabird mortality induced by light pollution. *Scientific Reports*, 5, 10670

RODRÍGUEZ, A., HOLMES, N. D., RYAN, P. G., WILSON, K. J., FAULQUIER, L., MURILLO, Y., RAINE, A. F., PENNIMAN, J. F., NEVES, V. & RODRÍGUEZ, B. 2017. Seabird mortality induced by land-based artificial lights. *Conservation Biology*, 31, 986-1001. 91

RODRÍGUEZ, A., RODRÍGUEZ, B., ACOSTA, Y. & NEGRO, J. J. 2022. Tracking flights to investigate seabird mortality induced by artificial lights. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 786557.

ROEMER, C., DISCA, T., COULON, A. & BAS, Y. 2017. Bat flight height monitored from wind masts predicts mortality risk at wind farms. *Biological conservation*, 215, 116-122.

REDONDO, L., RUIZ MATEO, A. 2017. Ruido subacuático: fundamentos, fuentes, cálculo y umbrales de contaminación ambiental. *Ingeniería Civil* 186/2017, 73-94.

RICHARDSON, W. J., MALME, C. I., GREEN, C. R.. & THOMSON, D.H. 1995: Marine Mammals and Noise. Academic Press, San Diego, CA 576 pp.

RODRIGUES, L., BACH, L., DUBOURG-SAVAGE, M.-J., KARAPANDŽA, B., KOVAČ, D., KERVYN, T., ... &

COLLINS, J. 2015. Guidelines for consideration of bats in wind farm projects: Revision 2014. UNEP/EUROBATS.

RODRÍGUEZ-JUNCÁ, A., MARÍN DELGADO, O., GARCÍA DOCE, M. Y AGUILAR DE SOTO, N. (2023). Evaluación de los Posibles Impactos del Desarrollo de la Energía Eólica Marina en Cetáceos: Un Análisis Específico para las Poblaciones en Canarias. Informe para Grupo de Acción Costera de Tenerife. Tenerife, España.

ROSS, S. R. J., O'CONNELL, D. P., DEICHMANN, J. L., DESJONQUÈRES, C., GASC, A., PHILLIPS, J. N., ... & BURIVALOVA, Z. 2023. Passive acoustic monitoring provides a fresh perspective on fundamental ecological questions. *Functional Ecology*.

ROYAL HASKONING, 2011. Guidance on Survey and Monitoring in Relation to Marine Renewable Deployments in Scotland - Draft Reports. Report by Royal Haskoning. Report for Marine Scotland Science.

RYDELL, J., BACH, L., DUBOURG-SAVAGE, M. J., GREEN, M., RODRIGUES, L. & HEDENSTRÖM, A. 2010a. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. *Acta Chiropterologica*, 12(2), 261-274.

RYDELL, J., BACH, L., DUBOURG-SAVAGE, M. J., GREEN, M., RODRIGUES, L. & HEDENSTRÖM, A. 2010b. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration?. *European Journal of Wildlife Research*, 56(6), 823-827.

RYDELL, J., OTTVALL, R., GREEN, M. & PETTERSSON, S. 2017. The effects of wind power on birds and bats:—an updated synthesis report 2017. Naturvårdsverket.

SÁNCHEZ, M., MADRID, E., FELIS, I. & MARTÍNEZ, R. 2020. Guía de buenas prácticas para la medición de sonido submarino. Fundación Biodiversidad y CTN.

SCHEIDAT, M., TOUGAARD, J., BRASSEUR, S., CARSTENSEN, J., VAN POLANEN PETEL, T., TEILMANN, J. & REIJNDERS, P. 2011. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea Environ. Res. Lett. 6 025102 6.

SCHWEMMER, H., MARKONES, N., MÜLLER, S., BORKENHAGEN, K., MERCKER, M. & GARTHE, S. 2019. Aktuelle Bestandsgröße und -entwicklung des Sterntauchers (*Gavia stellata*) in der deutschen Nordsee. Bericht für das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie und das Bundesamt für Naturschutz.

SCHOFIELD, G., KATSELIDIS, K. A., LILLEY, M. K. S., REINA, R. D. & HAYS G. C. 2017. Detecting elusive aspects of wildlife ecology using drones: new insights on the mating dynamics and operational sex ratios of sea turtles. *Functional Ecology* 31: 2310-2319.

SEARLE, K., MOBBS, D., BUTLER, A., FURNESS, R., TRINDER, M. & DAUNT, F. 2018. Finding out the Fate of Displaced Birds. CEH Report to Marine Scotland FCR/2015/19.

SEARLE, K., MOBBS, D., DAUNT, F. & BUTLER, A. 2019. A Population Viability Analysis Modelling Tool for Seabird Species. *Natural England Commissioned Report*, No. 274.

SEARLE, K., BUTLER, A., MOBBS, D., TRINDER, M., MCGREGOR, R., COOK, A., MCCLUSKIE, A., CANECO, B. & DAUNT, F. 2022. Study to examine how Seabird Collision Risk, Displacement and Barrier Effects Could be Integrated for Assessment of Offshore Wind Developments. *Marine Scotland Science*.
SECAC. 2022. Cetáceos de Canarias. SECAC.

- SEGURA, A., HAMMOND, P. S., CAÑADAS A. & RAGA, J. A. 2007. Comparing cetacean abundance estimates derived from spatial models and design-based line transect methods. *Mar Ecol Prog Ser.* Vol. 329: 289-299
- SERRA-COBO, J. & BALCELLS, E. 2006. Migraciones de quirópteros en España. Ministerio de Medio Ambiente. Gobierno de España. 18 pp.
- SKOV, H., HEINANEN, S., NORMAN, T., WARD, R.M., MENDEZ-ROLDAN, S. & ELLIS, I. 2018. ORJIP Bird Collision and Avoidance Study. The Carbon Trust, informe técnico.
- SLAVIK, K., LEMMEN, C., ZHANG, W., KERIMOGLU, O., KLINGBEIL, K. & WIRTZ, K. W. 2019. The large-scale impact of offshore wind farm structures on pelagic primary productivity in the southern North Sea. *Hydrobiologia*, 845 (1): 35-53.
- SMART WIND. 2015. Hornsea Project Two: Outline Code of Construction Practice. Orsted.
- SNCBS 2017. Advice on how to present assessment information on the extent and potential consequences of seabird displacement from Offshore Wind Farm (OWF) developments. Joint SNCB Interim Displacement Advice Note.
- SOUDIJN, F. H., CHEN, C., POTIEK, A., VAN DONK, S. & WAARDENBURG, B. 2022. Density maps of the herring gull for the Dutch continental shelf. Wageningen Marine Research.
- SOUDIJN, F.H., HIN, V., VAN DER WAL, J.T. & VAN DONK, S. 2022b. Cumulative population-level effects of habitat loss on seabirds 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0'. Wageningen Marine Research. Informe técnico C070/21.
- SOUTHALL, B. L., BOWLES, A. E., ELLISON, W. T., FINNERAN, J. J., GENTRY, R. L., GREENE C. R., KASTAK, D., KETTEN, D. R., MILLER, J. H., NACHTIGALL, P. E., RICHARDSON, W., THOMAS, J. & TYACK, P. 2007 "Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations", *Aquatic Mammals*, vol. 33 (4): 1-121.
- SOUTHALL, B. L., FINNERAN, J. J., REICHMUTH, C., NACHTIGALL, P. E., KETTEN, D. R., BOWLES, A. E., ELLISON, W. T., NOWACEK, D. P. & TYACK, P. L. 2019. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals* 2019, 45(2), 125-232.
- SOUTHWOOD, A., FRITSCHES, K., BRILL, R. & SWIMMER, Y. 2008. Sound, chemical, and light detection in sea turtles and pelagic fishes: sensory-based approaches to bycatch reduction in longline fisheries. *Endangered Species Research*. 5, 2-3: 225-38.
- LA SORTE, F. A., HOCHACHKA, W. M., FARNSWORTH, A., SHELDON, D., FINK, D., GEEVARGHESE, J., ... & KELLING, S. 2015. Migration timing and its determinants for nocturnal migratory birds during autumn migration. *Journal of Animal Ecology*, 84(5), 1202-1212.
- SPARLING, C. E., CORAM, A. J., MCCONNELL, B., THOMPSON, D., HAWKINS K. R. & NORTHRIDGE, S. P. 2013. Paper Three: Mammals. Wave & Tidal Consenting Position Paper Series. Natural Environment research Council.
- SPARLING, C. E., THOMPSON, D. & BOOTH, C. G. 2017. Guide to Population Models used in Marine Mammal Impact Assessment. JNCC Report No. 607. JNCC, Peterborough.

SPITERI, C. 2015. Guidance Document on how to reflect changes in hydrographical conditions in relevant assessments. Unep-MAP (Mediterranean Action Plan)

STATOIL. 2015. Hywind Scotland Pilot Park Project. - Enviromental Statement. STATOIL.

STRYJECKI, M., MIELNICZUK, K. & BIEGAJ, K., 2011. Guide to the location determination and environmental impact forecasting procedures for offshore wind farms in Polish maritime areas.

SURYAN, R., ALBERTANI, R. & POLAGYE, B. 2016. A Synchronized Sensor Array for Remote Monitoring of Avian and Bat Interactions with Offshore Renewable Energy Facilities. Final Report of Results. <https://www.osti.gov/servlets/purl/1323469>

SUTTON, S J, LEWIN, P. L., SWINGLER, S. G. 2017. Electrical power and energy systems review of global HVDC subsea cable projects and the application of sea electrodes. 87 (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ijepes.2016.11.009>). p. 121–35.

SWIFT, R. J., HASTIE, G. D., BARTON, T. R., CLARK, C. W., TASKER, M. L. & THOMPSON, P. M. 2002. Studying the distribution and behaviour of cetaceans in the northeast Atlantic using passive acoustic techniques: An overview. Atlantic Frontier Environmentla Network 2002 Project Overview. Available at <http://www.abdn.ac.uk/~nhi519/AFEN/AFENSM02.pdf>

TAORMINA, B., BALD, J., WANT, A., THOUZEAU, G., LEJART, M., DESROY, N. & CARLIER, A. 2018. A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: Knowledge gaps, recommendations and future directions. Renewable and Sustainable Energy Reviews 96. 380–391.

TASKER, M. L., JONES, P. H., DIXON, T. I. M. & BLAKE, B. F. 1984. Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *The Auk*, 101(3), 567-577.

TASKER, M. L., CAMPHUYSEN, C. J. COOPER, J., GARTHE S, MONTEVECCHI, W. A. & BLABER, S. J. M. 2000. The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science*.57: 531-547.

TEILMANN, J. & CARSTENSEN, J. 2012. Negative long term effects on harbour porpoises from a large scale offshore wind farm in the Baltic - Evidence of slow recovery. Environmental Research Letters. 7. 045101. [10.1088/1748-9326/7/4/045101](https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/045101).

TEMPLADO, J., GUALLART, J., CAPA, M. & LUQUE, A.A. 2009. 1170 Arrecifes. En: VVAA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid, 142 pp.

THAXTER, C. B. & BURTON, N. H. 2009. High definition imagery for surveying seabirds and marine mammals: a review of recent trials and development of protocols. British Trust for Ornithology report commissioned by Cowrie Ltd. Informe técnico BTO_Wshop-09. 40 pp.

THAXTER, C. B., BUCHANAN, G. M., CARR, J., BUTCHART, S. H., NEWBOLD, T., GREEN, R. E., ... & PEARCE-HIGGINS, J. W. 2017. Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284 (1862): 20170829.

THAXTER, C. B., ROSS-SMITH, V. H., BOUTEN, W., CLARK, N. A., CONWAY, G. J., MASDEN, E. A., ... & BURTON, N. H. 2019. Avian vulnerability to wind farm collision through the year: Insights from lesser black-backed gulls (*Larus fuscus*) tracked from multiple breeding colonies. *Journal of Applied Ecology*,

56 (11): 2410-2422.

THIELE, R. 2002. Propagation loss values for the North Sea. Handout Fachgespräch: Offshore-Windmillsound emissions and marine mammals. FTZ-Büsum, 15.01.2002.

THUMS, M., WHITING, S. D., REISSER, J., PENDOLEY, K. L., PATTIARATCHI, C. B., PROIETTI, M., HETZEL, Y., FISHER, R. & MEEKAN, M. G. 2016. Artificial light on water attracts turtle hatchlings during their near shore transit. *Royal Society Open Science* 3/5, S: 160142.

TILLIN H. M., HULL S. C. & TYLER-WALTERS, H. 2010. Development of a Sensitivity Matrix (pressures-MCZ/MPA features). Report to the Department of Environment, Food and Rural Affairs from ABPMer, Southampton and the Marine Life Information Network (MarLIN) Plymouth: Marine Biological Association of the UK. Defra Contract No. MB0102 Task 3A, Report No. 22. http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=MB0102_9721_TRP.pdf

TJØRNØV, R. S., SKOV, H., ARMITAGE, M., BARKER, M., CUTTAT, F. & THOMAS, K. 2021. Resolving Key Uncertainties of Seabird Flight and Avoidance Behaviours at Offshore Wind Farms. Annual report for April 2020 – October 2020. Informe técnico. AOWFL. 46pp.

TJØRNØV, R. S., SKOV, H., ARMITAGE, M., BARKER, M., JØRGENSEN, J. B., MORTENSEN, L. O. THOMAS, K. & UHRENHOLDT, T. 2023. Resolving Key Uncertainties of Seabird Flight and Avoidance Behaviours at Offshore Wind Farms. Final Report for the study period 2020-2021. Informe técnico. AOWFL. 115pp.

TODD, V. L. G., TODD, I. B., GARDINER, J. C. & MORRIN, E. C. N. 2015. Marine mammal observer and passive acoustic monitoring handbook. Pelagic Publishing: Exeter. ISBN 978-1- 907807-66-4. XXXVI, 395 pp.

TULP I, SCHEKKERMAN H, LARSEN JK, VAN DER WINDEN, J., VAN DER HATERD, R.J.W., ET AL. 1999. Nocturnal flight activity of sea ducks near the windfarm tunø knob in the kattegat. Rep. Bureau Waardenburg proj. nr. 98.100, report nr. 99.64., Utrecht, The Netherlands.

TYLER-WALTERS, H., TILLIN, H. M., D'AVACK, E. A. S., PERRY, F. & STAMP, T., 2018. Marine Evidence-based Sensitivity Assessment (MarESA) – A Guide. Marine Life Information Network (MarLIN). Marine Biological Association of the UK, Plymouth, pp. 91.

UNEP/MAP. 2016. Integrated Monitoring and Assessment Guidance (2016) (BC-001).

UNEP. 2017. Guidelines for the long term Monitoring programmes for marine turtles nesting beaches and standardized monitoring methods for nesting beaches, feeding and wintering areas. UNEP (DEPI)/MED WG.431/ Inf.4.

U.S. NATIONAL MARINE FISHERIES SERVICE (NMFS). 2013. Draft Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammals. Acoustic Threshold Levels for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. U.S. NMFS.

U.S. NATIONAL MARINE FISHERIES SERVICE (NMFS) 2024 Update to: Technical Guidance for assessing the effects of anthropogenic sound on marine mammal hearing (version 3.0). NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-72. 193 pp.

VANERMEN, N., COURTENS, W., VAN DE WALLE, M., VERSTRAETE, H. & STIENEN, E. W. M. 2019a. Seabird monitoring at the Thornton Bank offshore wind farm. in (Ed.). En DEGRAER, S., BRABANT, R., RUMES, B. & VIGIN, L. (Ed.). Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the

North Sea: Empirical Evidence Inspiring Priority Monitoring, Research and Management. *Royal Belgian Institute of Natural Sciences*. Pp. 85.

VANERMEN, N., COURTENS, W., DAELEMANS, R., LENS, L., MÜLLER, W., VAN DE WALLE, M., ... & STIENEN, E. W. 2019b. Attracted to the outside: a meso-scale response pattern of lesser black-backed gulls at an offshore wind farm revealed by GPS telemetry. *ICES Journal of Marine Science*, 77 (2), 701-710.

VANERMEN, N., COURTENS, W., VAN DE WALLE, M., VERSTRAETE, H. & STIENEN, E.W.M. 2020. Belgian seabird displacement monitoring programme: A feasibility study on future research possibilities. En DEGRAER, S., BRABANT, R., RUMES, B. & VIGIN, L. (Ed.). *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Empirical Evidence Inspiring Priority Monitoring, Research and Management*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences.

VANERMEN, N., COURTENS, W., VAN DE WALLE, M., VERSTRAETE, H. & STIENEN, E.W.M. 2021. Belgian seabird displacement monitoring program. En S. DEGRAER, R. BRABANT, B. RUMES & L. VIGIN (Ed.). *Memoirs on the Marine Environment*. *Royal Belgian Institute of Natural Sciences*. Pp 33-46.

VANERMEN, N., FIJN, R. C., REBOLLEDO, E. B., BUIJS, R. J., COURTENS, W., DUIJNS, S., LILIPALY, S., VERSTRAETE, H. & STIENEN, E. W. M. 2022. Tracking lesser black-backed and herring gulls in the Dutch Delta. Distribution, behaviour, breeding success and diet in relation to (future) offshore wind farms. Bureau Waardenburg, Informe técnico 21-318.

VERBOOM, W. C. & KASTELEIN, R.A. 1995. Acoustic signals by harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). In Nachtigall, P.E., Lien, J., Au, W.W.L. and Read, A.J. (eds.), *harbour porpoises – laboratory studies to reduce bycatch*. De Spil Publishers, Woerden, Netherlands, 343-362.

VERBOOM, W.C. & KASTELEIN, R.A. 1997. Structure of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) click traint signals. In: Read, A.J., Wiepkema, P.R. and Nachtigall, P.E. (eds.), *The biology of the harbour porpoise*. De Spil Publishers, Woerden, 343-367.

VERHEIJEN, F. J. 1981. Bird kills at tall lighted structures in the USA in the period 1935-1973 and kills at a dutch lighthouse in the period 1924-1928 show similar lunar periodicity. *Ardea*. 69: 199-203.

VIADA, S. T., HAMMER, R. A., RACCA, R., HANNAY, D., THOMPSON, M. J., BALCOM, B. J. & PHILLIPS, N. W. 2008. Review of potential impacts to sea turtles from underwater explosive removal of offshore structures. *Environ Impact Assess Rev* 28:267-285.

VILELA, R., BURGER, C., DIEDERICHS, A., BACHL, F. E., SZOSTEK, L., FREUND, A., ... & NEHLS, G. 2021. Use of an INLA Latent Gaussian Modeling Approach to Assess Bird Population Changes Due to the Development of Offshore Wind Farms. *Frontiers in Marine Science*, 882.

VOTIER, S. C., GRECIAN, W. J., PATRICK, S. & NEWTON, J. 2011. Inter-colony movements, at-sea behaviour and foraging in an immature seabird: results from GPS-PPT tracking, radio- tracking and stable isotope analysis. *Marine biology*, 158, 355-362.

DE VREESE, S., VAN DER SCHAAR, M., WEISSENBERGER, J., ERBS, F., KOSECKA M., SOLÉ, M. & ANDRÉ, M. 2018. Marine mammal acoustic detections in the Greenland and Barents Sea, 2013 - 2014 seasons. *Sci Rep*. 2018 Nov 15;8(1):16882.

VV.AA., 2009. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

WAKEFIELD, E. D., PHILLIPS, R. A. & MATTHIOPOULOS, J. 2009. Quantifying habitat use and preferences of pelagic seabirds using individual movement data: a review. *Marine Ecology Progress Series*, 391, 165-182.

WALLS, R., PENDLEBURY, C., BUDGEY, R., BROOKES, K. & THOMPSON, P. 2009. Revised best practice guidance for the use of remote techniques for ornithological monitoring at offshore windfarms. Cowrie. Informe técnico REMTECH-08-08. 56 pp.

WAGGITT, J. J., EVANS, P. G., ANDRADE, J., BANKS, A. N., BOISSEAU, O., BOLTON, M., ... & HIDDINK, J. G. 2020. Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. *Journal of Applied Ecology*, 57(2): 253-269.

WARING, G. T., PALKA, D. B. & EVANS, P.G.H. 2008. North Atlantic Marine Mammals. In: EDITORS W.F. PERRIN, B. WÜRSIG & J.G.M. THEWISSEN. *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, San Diego. Pp. 763-771.

WARING, G. T., NØTTESTAD, L., OLSEN, E., SKOV, H. & VIKINGSSON G. 2008. Distribution and density estimates of cetaceans along the midAtlantic Ridge during summer 2004. *J. Cetacean Res. Manage.* 10(2):137–146, 2008.

WELCKER, J., BIOCONSULT, S. H. & KG, C. 2019. Patterns of nocturnal bird migration in the German North and Baltic Seas. Informe técnico. Bio-Consult SH, Husum, 70 pp.

WELCKER, J., VILELA, R., BIOCONSULT, S. H. & KG, C. 2018. Analysis of bird flight calls from the German North and Baltic Seas. Informe técnico. Bio-Consult SH, Husum, 128 pp.

WELCKER, J., VILELA, R., BIOCONSULT, S. H. & KG, C. 2019. Weather-dependence of nocturnal bird migration and cumulative collision risk at offshore wind farms in the German North and Baltic Seas. Informe técnico. Bio-Consult SH, Husum, 70 pp.

WESTRA CA. 2001. Development of a detection system for bird collisions for offshore wind turbines. Presented at International Workshop on Birds and Offshore Wind Farms. Mols, Jutland, Denmark., 2001. . NERI (national environmental research institute) report.

WHITE, C., HALPERN, B. S. & KAPPEL, C., 2012. Ecosystem service tradeoff analysis reveals the value of marine spatial planning for multiple ocean uses. *PNAS* 109 (12), 4696–4701.

WILHELMSSON, D., MALM, T., THOMPSON, R. C., TCHOU, J., SARANTAKOS, G., MCCORMICK, N., LUITJENS, S., GULLSTRÖM, M., EDWARDS, J. K., AMIR, O. & DUBI, A. 2010. Greening blue energy: identifying and managing the biodiversity risks and opportunities of offshore renewable energy. *International Union for Conservation of Nature: Gland (SUI)*. p. 102.

WILHELMSSON, D. & LANGHAMER, O., 2014. The influence of fisheries exclusion and addition of hard substrata on fish and Crustaceans. In: Shields, M.A., Payne, A.I.L. (Eds.), *Marine Renewable Energy Technology and Environmental Interactions*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-017-8002-5_5.

WILSON, J. & M. ELLIOTT, 2009. The habitat creation potential of offshore wind farms. *Wind Energy* 12(2): 203–212.

WILTCHKO, W & WILTCHKO, R. 2001. Light-dependent magnetoreception in birds: The behaviour of european robins, *Erithacus rubecula*, under monochromatic light of various wavelengths and intensities. *Journal of Experimental Biology*. 204: 3295-302.

WIND EUROPE. 2021. Offshore Wind in Europe. Key trends and statistics 2020. Disponible en: <https://windeurope.org/intelligence-platform/product/offshore-wind-in-europe-key-trends-and-statistics-2020/>.

VAN DER WINDEN, J., DIRKSEN S, VAN DEN BERGH, L. M .J. & SPAANS, A. L. 1996. Nachtelijke vliegbewegingen van duikeenden bij het windpark IJly in het IJsselmeer. Arnhem. Bureau Waardenburg.

VOTIER, S. C. & SHERLEY, R. B. 2017. Seabirds. *Current Biology*, 27(11), R448-R450.

WINKELMAN, J. E. 1992. De invloed van de sep.proefeindcentrale te oosterbierum (fr.) op vogels. Rep. 1-4 (RIN-report 92/2-5), Arnhem.

WINKELMAN, J. E. 1985. Impact on medium-sized wind turbines on birds: A survey on flight behaviour, victims, and disturbance. *Netherlands Journal of agricultural Science*. 33: 75-77.

WINKELMAN, J. E. 1989 Vogels en het windpark nabij urk (NOP): Aanvaringsslachtoffers en verstoring van pleisterende eendern, ganzen en zwanen. Rep. (RIN-report 89/15), Rijksinstituut voor Natuurbeheer., Arnhem, Netherland.

YODA, K. 2019. Advances in bio-logging techniques and their application to study navigation in wild seabirds. *Advanced Robotics*, 33(3-4), 108-117.

ZAMPOUKAS, N. et al. 2014. Technical guidance on monitoring for the Marine Strategy Framework Directive. EUR – Scientific and Technical Research series – ISSN 1831-9424

ZANGO, L., NAVARRO-HERRERO, L., GARCÍA-VENDRELL, M., SAFI, K. & GONZÁLEZ- SOLÍS, J. 2020. Niche partitioning and individual specialization among age, breeding status and sex classes in a long-lived seabird. *Animal Behaviour*, 170, 1-14.

ŽYDELIS, R., DORSCH, M., HEINÄNEN, S., NEHLS, G. & WEISS, F. 2019. Comparison of digital video surveys with visual aerial surveys for bird monitoring at sea. *Journal of Ornithology*, 160, 567-580.