

Análisis de la distribución y estado de la población del rorcual común (*Balaenoptera physalus*) así como sobre sus presiones y amenazas en el Mediterráneo Español.

LIFE IP INTEMARES

Gestión integrada, innovadora participativa de la Red Natura 2000 en el medio marino español



Acción 2.4 Mejora del conocimiento para la gestión LIFE15 IP ES012 – INTEMARES
Autoría: Dr. Renaud de Stephanis.



Coordinación y revisión: Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Edita:

El proyecto LIFE INTEMARES avanza hacia el objetivo de lograr una gestión eficaz de los espacios marinos de la Red Natura 2000, con la participación de los sectores implicados y con la investigación como herramientas básicas.

La Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico coordina el proyecto. Participan como socios el propio ministerio, a través de la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación; la Junta de Andalucía, a través de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible, así como de la Agencia de Medio Ambiente y Agua; el Instituto Español de Oceanografía; AZTI; la Universidad de Alicante; la Universidad Politécnica de Valencia; la Confederación Española de Pesca, SEO/BirdLife y WWF-España. Cuenta con la contribución del Programa LIFE de la Unión Europea.



Coordina



Socios



Fecha de edición:

Enero 2024

INDICE

1	RESUMEN EJECUTIVO	5
1.1	RESUMEN EJECUTIVO.....	5
1.2	EXECUTIVE SUMMARY	6
2	CONOCIMIENTOS SOBRE RORCUALES COMUNES EN EL MEDITERRÁNEO ESPAÑOL, ECOLOGÍA, DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y AMENAZAS	7
2.1	ANTECEDENTES, JUSTIFICACIÓN Y DELIMITACIÓN DEL ÁMBITO GEOGRÁFICO.....	7
2.2	ECOLOGIA DE ESPECIES	7
2.2.1	Filogenia.....	7
2.2.2	Taxonomía	8
2.2.3	Morfología.....	8
2.2.4	Dieta	9
2.2.5	Reproducción y crecimiento.....	9
2.2.6	Comportamiento acústico.....	10
2.2.7	Identidad poblacional.....	10
2.2.8	Distribución	12
2.2.8.1	Demarcación Sudatlántica	13
2.2.8.2	Demarcación Estrecho y Alborán	14
2.2.8.3	Demarcación Levantino Balear	14
2.2.8.3.1	Cataluña e Islas Baleares.....	14
2.2.8.3.2	Comunidad Valenciana.....	15
2.2.8.3.3	Región de Murcia.....	16
2.2.8.4	Conectividad con el resto de demarcaciones.	17
2.2.9	Abundancia	17
2.2.10	Estado de las poblaciones	18
2.3	AMENAZAS. FACTORES DE AMENAZA O LIMITANTES.....	18
2.3.1	Interacciones con pesquerías.....	19
2.3.2	Interacciones operacionales	19
2.3.3	Interacciones con embarcaciones.....	20
2.3.3.1	Colisión con embarcaciones.....	20
2.3.3.2	Avistamiento recreativo de cetáceos	23
2.3.4	Contaminación.....	25
2.3.4.1	Contaminación química	25
2.3.4.1.1	Contaminantes orgánicos	25
2.3.4.1.2	Vertidos de hidrocarburos	27
2.3.4.1.3	Metales pesados	27
2.3.4.1.4	Ingestión de plásticos	28
2.3.4.2	Contaminación acústica	29
2.3.4.2.1	Tráfico marítimo	30
2.3.4.2.2	Prospecciones sísmicas.....	31
2.3.4.2.3	Ejercicios militares	32
2.3.5	Desarrollo costero.....	34

2.3.6	Construcciones de plantas de eólicas marinas y otras construcciones	35
2.3.7	Depredación y mortalidad natural	36
2.3.8	Caza ballenera.....	37
2.3.9	Investigación.....	38
2.3.10	Cambio climático y del ecosistema.....	39
2.3.11	Resumen de amenazas potenciales para rocales comunes.....	40
2.4	ESTATUS LEGAL.....	41
3	BIBLIOGRAFÍA.....	44

1 RESUMEN EJECUTIVO

1.1 RESUMEN EJECUTIVO

En este informe se detallan las actividades realizadas en el marco del proyecto “Análisis de la distribución y estado de la población del rorcual común (*Balaenoptera physalus*) así como sobre sus presiones y amenazas en el Mediterráneo Español. Gestión integrada, innovadora y participativa de la Red Natura 2000 en el medio marino español”. Los aspectos más importantes obtenidos en el estudio se detallan a continuación:

Introducción: El rorcual común (*Balaenoptera physalus*), segundo cetáceo más grande del mundo, es prominente en aguas españolas y mediterráneas, llegando hasta 27 metros de longitud. Se caracteriza por su alta velocidad de natación y dieta de krill y peces pequeños. Físicamente, destaca por su rostro puntiagudo con una cresta longitudinal y barbas en la mandíbula superior. Presenta una aleta dorsal falcada y surcos ventrales desde la barbilla hasta el ombligo. Su coloración es asimétrica, con el lado izquierdo oscuro y el derecho más claro. Esta singularidad física y comportamental subraya la importancia del rorcual común en los ecosistemas marinos y su necesidad de conservación.

Distribución: Los rorcuales comunes, con una distribución global, realizan migraciones verticales desde regiones tropicales a polares. Su distribución no es completamente entendida, con teorías que varían entre una distribución global continua y un aislamiento reproductivo entre hemisferios. En el Mediterráneo, son el único misticeto observado regularmente, predominando en aguas pelágicas profundas de la cuenca occidental. Áreas clave incluyen la cuenca corso-liguriana, el mar Tirreno, el Golfo del León y el mar catalano-balear. Dependiendo principalmente de los frentes de clorofila y la temperatura superficial del agua, su distribución muestra un carácter dinámico. Estudios recientes en el Mediterráneo y el Atlántico Norte sugieren patrones migratorios y de alimentación estacionales, con importantes concentraciones en aguas templadas y frías.

Abundancia: Las últimas estimaciones indican una población de aproximadamente 80.000 rorcuales comunes en el Atlántico Norte y el Mediterráneo. Entre Portugal y el Reino Unido, las cifras varían entre 19.300 en 2007 y 27.293 en 2015. En la cuenca noroccidental del Mediterráneo, se estimaron 3.583 individuos en 1991, con 1.032 en invierno 2011-2012 y 2.500 en verano 2012. Los censos aéreos de 2018 estiman 3.282 rorcuales en el Mediterráneo, sugiriendo que el total no excede los 5.000 ejemplares, con alrededor de 2.500 individuos maduros.

Estado de protección: La subpoblación de rorcuales comunes en el Mediterráneo fue clasificada como En Peligro de extinción en 2020 por la UICN, basándose en su aislamiento genético y un número de individuos maduros inferior a 2.500. Esta valoración considera el declive debido a amenazas antropogénicas como colisiones con buques, molestias por tráfico marítimo y contaminación por microplásticos. A pesar de no haber diferenciación genética significativa en la cuenca mediterránea, las variaciones en grabaciones acústicas sugieren la necesidad de investigar una posible subestructura dentro de la subpoblación, especialmente en aguas españolas del Mediterráneo y Golfo de Cádiz.

Presiones y amenazas: Los rorcuales comunes enfrentan una serie de amenazas potenciales derivadas de la actividad humana y cambios en el ecosistema marino. Entre estas amenazas se destacan la colisión con embarcaciones debido al tráfico marítimo y el avistamiento comercial de cetáceos, lo que puede causar heridas y muertes. Otro factor crítico es la contaminación por ruido submarino generado por actividades como campañas sísmicas y construcciones en el mar, afectando la comunicación y actividades vitales como la alimentación y reproducción. Además, la contaminación por micro y nanoplásticos, originada en residuos marinos y vertidos, puede bioacumular contaminantes y dañar el sistema inmunitario. Existen otras amenazas como la

contaminación química, interacciones con pesquerías, perturbaciones físicas, cambio climático y enfermedades, cada una con su nivel de evidencia y prioridad en términos de gestión. Estas amenazas resaltan la importancia de tomar medidas prioritarias para proteger a estos cetáceos y garantizar su supervivencia en los océanos.

1.2 EXECUTIVE SUMMARY

This report details the activities carried out within the framework of the project "Análisis de la distribución y estado de la población del rorcual común (*Balaenoptera physalus*) así como sobre sus presiones y amenazas en el Mediterráneo Español. Gestión integrada, innovadora y participativa de la Red Natura 2000 en el medio marino español". The most important aspects obtained in the study are detailed below:

Introduction: The fin whale (*Balaenoptera physalus*), the second largest cetacean in the world, is prominent in Spanish and Mediterranean waters, reaching up to 27 meters in length. It is characterized by its high swimming speed and diet of krill and small fish. Physically, it stands out for its pointed face with a longitudinal crest and baleen on the upper jaw. It has a falcate dorsal fin and ventral grooves from the chin to the navel. Its coloration is asymmetrical, with the left side dark and the right side lighter. This physical and behavioral uniqueness underlines the importance of the fin whale in marine ecosystems and its need for conservation.

Distribution: Fin whales, with a global distribution, make vertical migrations from tropical to polar regions. Their distribution is not completely understood, with theories varying between a continuous global distribution and reproductive isolation between hemispheres. In the Mediterranean, they are the only regularly observed mysticetus, predominantly in deep pelagic waters of the western basin. Key areas include the Corsican-Ligurian Basin, the Tyrrhenian Sea, the Gulf of Lions and the Catalan-Balearic Sea. Depending mainly on chlorophyll fronts and water surface temperature, their distribution shows a dynamic character. Recent studies in the Mediterranean and North Atlantic suggest seasonal migratory and feeding patterns, with important concentrations in temperate and cold waters.

Abundance: The latest estimates indicate a population of approximately 80,000 fin whales in the North Atlantic and Mediterranean. Between Portugal and the UK, numbers range from 19,300 in 2007 to 27,293 in 2015. In the northwestern Mediterranean basin, 3,583 individuals were estimated in 1991, with 1,032 in winter 2011-2012 and 2,500 in summer 2012. Aerial surveys in 2018 estimate 3,282 fin whales in the Mediterranean, suggesting that the total does not exceed 5,000 individuals, with around 2,500 mature individuals.

Protection status: The fin whale subpopulation in the Mediterranean was classified as Endangered in 2020 by the IUCN, based on its genetic isolation and a number of mature individuals below 2,500. This assessment considers the decline due to anthropogenic threats such as ship strikes, maritime traffic disturbance and microplastic pollution. Although there is no significant genetic differentiation in the Mediterranean basin, variations in acoustic recordings suggest the need to investigate a possible substructure within the subpopulation, especially in Spanish waters of the Mediterranean and Gulf of Cadiz.

Pressures and threats: Fin whales face a number of potential threats from human activity and changes in the marine ecosystem. Among these threats are collisions with vessels due to maritime traffic and commercial whale watching, which can cause injuries and deaths. Another critical factor is underwater noise pollution generated by activities such as seismic campaigns and construction at sea, affecting communication and vital activities such as feeding and reproduction. In addition, contamination by micro and nanoplastics, originating from marine debris and spills, can bioaccumulate pollutants and damage the immune system. There are other threats such as chemical pollution, interactions with fisheries, physical disturbances, climate change and disease, each with its own level of evidence and priority in terms of management.

These threats highlight the importance of taking priority measures to protect these cetaceans and ensure their survival in the oceans.

2 CONOCIMIENTOS SOBRE RORCUALES COMUNES EN EL MEDITERRÁNEO ESPAÑOL, ECOLOGÍA, DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y AMENAZAS

2.1 ANTECEDENTES, JUSTIFICACIÓN Y DELIMITACIÓN DEL ÁMBITO GEOGRÁFICO

El presente informe representa una compilación exhaustiva de los conocimientos científicos más recientes acerca de la presencia y comportamiento de rorcuales comunes en el Mediterráneo. Este documento se integra dentro del marco más amplio del proyecto "Campañas de fotoidentificación de la población de rorcuales comunes (*Balaenoptera physalus*) en el Mediterráneo español", que abarca el marcado satelital de 14 ejemplares y su seguimiento detallado, en el contexto del proyecto LIFE15 IPE ES 012 INTEMARES "Gestión integrada, innovadora y participativa de la Red Natura 2000 en el medio marino español" – Acciones MITECO.

El objetivo principal de este informe es analizar a fondo el estado de conservación de los rorcuales comunes en la región del Mediterráneo, abarcando la totalidad de la información recopilada sobre la especie en esta área geográfica. Este análisis se inscribe en el compromiso general del proyecto de vida marina, buscando comprender y abordar las diversas presiones y amenazas que afectan a estos mamíferos marinos. La recolección y evaluación de datos específicos proporcionará una visión integral de la situación actual de los rorcuales comunes del Mediterráneo, contribuyendo así a la gestión sostenible de estos entornos marinos cruciales.

2.2 ECOLOGIA DE ESPECIES

Los misticetos, o ballenas barbadas, son un grupo de mamíferos marinos que incluye algunas de las criaturas más grandes del mundo. Estos animales son conocidos por su alimentación a base de plancton y krill, y por sus complejas vocalizaciones que les permiten comunicarse entre ellos y navegar en las vastas distancias de los océanos. En España, los misticetos son una parte importante de la fauna marina, ya que las costas españolas son visitadas por varias especies de ballenas barbadas a lo largo del año. Desde las aguas de las islas Canarias hasta el Mediterráneo y el Atlántico, estas criaturas majestuosas son una atracción para los turistas y un indicador del estado de salud de los ecosistemas marinos.

En este contexto, el rorcual común (*Balaenoptera physalus*) es una de las especies de misticetos con mayor presencia en nuestras aguas. Esta especie es la segunda especie de cetáceo más grande, llegando a medir hasta 27 metros. Se encuentra en todo el mundo y en todas las aguas españolas, incluyendo, por tanto, las aguas del Mediterráneo. Son conocidas por su alta velocidad de natación. Se alimentan principalmente de krill y peces pequeños.

A continuación, se describe someramente los conocimientos generales que se tienen sobre estas especies.

2.2.1 Filogenia

Los rorcuales comunes fueron descritos por primera vez por Frederik Martens en 1675 y, posteriormente, Lacépède comenzó a designarlos como *Balaenoptera physalus*. Esta especie

está muy cerca de otros rorcuales de la familia Balaenopteridae, particularmente con las ballenas jorobadas (*Megaptera novaeangliae*) y siendo el grupo hermano de la mayoría de las filogenias (Bannister, 2018).

En general, los rorcuales comunes realizan migraciones verticales estacionales en cada hemisferio, aunque las poblaciones del hemisferio norte y del sur no parecen entrar en contacto (Aguilar & García-Vernet, 2018). Como resultado, en base a las diferencias morfológicas y el aislamiento genético se propusieron dos subespecies: *B. physalus physalus* (Linnaeus, 1758) presente en el hemisferio norte y *B. physalus quoyi* (Fischer, 1829) en el hemisferio sur (Archer et al. 2013, Pérez-Álvarez et al. 2021). Según Archer *et al.*, (2019), los rorcuales comunes del Pacífico norte formarían una subespecie aparte, propuesta como *B. p. velifera* (Cope, 1869) (Scammon and Cope 1869). Estas tres subespecies son las reconocidas actualmente por el Comité de taxonomía de la Sociedad de Mamíferos marinos (Committee on Taxonomy, 2022).

2.2.2 Taxonomía

Reino: Metazoa
Subreino: Eumetazoa
Rama: Bilateria
Grado: Coelomata
Serie: Deuterostomia
Filo: Chordata
Subfilo: Gnathostomata
Superclase: Tetrapoda
Clase: Mammalia
Subclase: Eutheria
Orden: Cetacea
Suborden: Mysticeti
Familia: Balaenopteridae
Género: Balaenoptera
Especie: *Balaenoptera physalus*

2.2.3 Morfología

Los rorcuales comunes son sexualmente dimórficos, siendo las hembras de 5 a 10 % más largas que los machos (Gambell, 1985). Las poblaciones del hemisferio norte tienen un tamaño corporal más pequeño y aletas más cortas que la población del sur (Aguilar & García-Vernet, 2018). La longitud de las hembras y los machos adultos en el hemisferio norte es de unos 22,5 y 21 m respectivamente (Aguilar & García-Vernet, 2018). El tamaño máximo de los machos y hembras adultos se alcanza alrededor de los 9 y 13 años y su peso oscila entre 40 y 50 toneladas, respectivamente (Aguilar & Lockyer, 1987; Aguilar & García-Vernet, 2018).

El rostro del rorcual común es muy puntiagudo y estrecho con una única cresta longitudinal. Presenta de 350 a 400 placas córneas (barbas) en cada lado de la mandíbula superior y su longitud máxima es de hasta 80 cm (Aguilar & García-Vernet, 2018). La aleta dorsal tiene una forma general falcada y es más alta que la de las ballenas azules (Aguilar & García-Vernet, 2018). Los surcos ventrales se extienden desde la barbilla hasta el ombligo y la coloración de la región cefálica es llamativamente asimétrica. El lado izquierdo (dorsal y ventral) es oscuro, mientras

que el lado derecho dorsal es gris claro, y el ventral es blanco (Aguilar & García-Vernet, 2018). También poseen un ligero patrón de coloración en forma de V llamado chevron detrás del espiráculo, que se curva hacia abajo en ambos lados y es más brillante en el lado derecho (Notarbartolo-Di-Sciara *et al.*, 2003). El tono de estas coloraciones es diferente entre los individuos.

2.2.4 Dieta

Durante el verano, la mayoría de los rorcuales comunes habitan en latitudes altas donde la producción de alimentos es importante (Mizroch *et al.*, 1984). Los rorcuales comunes se alimentan intensivamente de eufáusidos (krill) durante el verano, que se congregan en bancos a diferentes profundidades (Aguilar, 2008; Aguilar & García-Vernet, 2018; Díaz López & Methion, 2019). En el hemisferio sur los rorcuales comunes se alimentan casi exclusivamente de krill, compitiendo con otras especies de misticetos que se alimentan en aguas antárticas (Aguilar, 2008). En el hemisferio norte, los rorcuales comunes también pueden ser vistos alimentándose de pequeños bancos de peces como capelán, *Mallotus villosus*; anchoas, *Eugraulis mordax*; y arenques, *Clupea harengus* (Jonsgård, 1996; Mitchell, 1975; Kawamura, 1982), pero en el Atlántico Norte, los rorcuales comunes consumen principalmente las especies de krill *Meganyctiphanes norvegica* y *Thysanoessa inermis* (Nemoto, 1959).

2.2.5 Reproducción y crecimiento

El rorcual común es un depredador marino de estrategia K, por lo que suele vivir durante largos periodos de tiempo, tener una baja tasa reproductiva y una maduración sexual tardía (Kovacks & Lydersen, 2008). En el hemisferio sur, la longitud corporal media es de 26 y 25 m para las hembras y los machos adultos respectivamente (Aguilar & García-Vernet, 2018). En el Atlántico Norte, el tamaño medio de las hembras adultas es de 22,5 m, 21 m para los machos (Aguilar, 2008). Las hembras alcanzan la madurez sexual a los 7,7 años con un tamaño medio de 18,5 m y los machos a los 6,7 años con un tamaño medio de 17,4 m (Aguilar *et al.*, 1988). Los animales del Mediterráneo son generalmente más pequeños que los del Atlántico Norte (Notarbartolo-Di-Sciara *et al.* 2003). El tamaño medio de los varamientos de neonatos es de $5,6 \pm 0,4$ m ($n = 16$), llegando a $11,9 \pm 1,1$ m ($n = 11$) con 1 año de edad y $14,0 \pm 0,8$ m ($n = 11$) con 2 años de edad (Orsi Relini and Garibaldi 2013). Los rorcuales comunes pueden vivir más de 80 años (Aguilar, 2008).

La estrategia reproductiva de los rorcuales comunes está sincronizada con sus migraciones anuales y su ciclo reproductivo es bienal (Mizroch *et al.*, 1984). El apareamiento tiene lugar durante un periodo de 5 meses durante el invierno (Mizroch *et al.*, 1984). Al igual que las ballenas azules, las hembras de rorcual común tienden a ser monoéstricas estacionales, pero si no conciben, pueden ovular 2 o 3 veces durante un ciclo reproductivo (Mizroch *et al.*, 1984). Dan a luz una sola cría, tras una gestación de unos 11 meses (Aguilar & García-Vernet, 2018). El recién nacido suele medir 6 m de longitud (Mizroch *et al.*, 1984). El destete se produce cuando la cría tiene 6-7 meses de edad y una longitud de 11 a 13 m (Aguilar & García-Vernet, 2018). Las hembras sexualmente maduras pueden tener una cría cada 2 o 3 años (Mizroch *et al.*, 1984). Se cree que la biología reproductiva de los rorcuales comunes en el Pacífico Norte y el hemisferio sur es similar a la de los rorcuales comunes en el Atlántico Norte (National Marine Fisheries Service, 2010).

2.2.6 Comportamiento acústico

Como mamíferos sociales, los rorcuales son capaces de comunicarse a grandes distancias (Payne & Webb, 1971) produciendo varios tipos de llamadas y sonidos de alta intensidad, que varían según la ubicación geográfica, la población y la temporada (Stimpert *et al.*, 2015). En zonas de tráfico marítimo intenso, las señales acústicas de los rorcuales comunes podrían quedar parcialmente enmascaradas por el ruido de fondo de baja frecuencia (Castellote *et al.*, 2012). Sin embargo, la vocalización más común es un pulso de 1 s ligeramente descendente de 30 a 20 Hz (Watkins *et al.*, 1987; Notarbartolo-Di-Sciara *et al.*, 2003; Širović *et al.*, 2013; Stimpert *et al.*, 2015).

Los rorcuales pueden producir largas secuencias de pulsos infrasónicos o bien notas de dos tipos: A o B. Las notas de fondo (A), cortas y de baja frecuencia (1s, 22-19 Hz) (Clark *et al.*, 2002; Notarbartolo-Di-Sciara *et al.*, 2003), son menos frecuentes y parecen producirse más en el Océano Atlántico (Hatch & Clark, 2004). Las notas clásicas (B) tienen una duración aproximada de 1 s y una frecuencia descendente que oscila entre 42 y 15 Hz (Watkins *et al.*, 1987; Croll *et al.*, 2002). Se cree que este último tipo de nota se utiliza en contextos sociales o de llamada de contacto a larga distancia (Širović *et al.*, 2013), aunque también puede asociarse a un comportamiento de contra llamada (McDonald *et al.*, 1995). Otro tipo de llamada que se registra con menos frecuencia es un sonido de mayor frecuencia que forma una curva descendente de 75 a 40 Hz que se registró en el Pacífico Norte durante el verano y que posiblemente esté asociado con el comportamiento de alimentación (Širović *et al.*, 2013).

Las secuencias de pulsos emitidas por el rorcual común son más pronunciadas durante el periodo de reproducción de la especie, por tanto, su función comunicativa se asocia principalmente al comportamiento sexual (Watkins *et al.* 1987, Moore *et al.* 1998). Además, se ha descrito que solo los machos producen largas series de pulsos a modo de ‘display’ reproductivo (Croll *et al.* 2002). Dentro del mar Mediterráneo se identificaron dos patrones acústicos de canto de rorcual común bien diferenciados, un tipo llamado “mediterráneo” desde el mar de Liguria hasta Baleares y un tipo llamado “atlántico” desde Baleares hasta el Estrecho y Azores (Clark *et al.* 2002, Castellote *et al.* 2012). Los autores encontraron que los caracteres que mejor diferencian las poblaciones estudiadas fueron el ancho de banda de los pulsos de 20 Hz y el intervalo entre pulsos. Otro estudio realizado en el Golfo de Cádiz entre septiembre 2007 y agosto 2008 registró cantos con características globalmente parecidas a los dos tipos identificados previamente (Pereira *et al.* 2020). Los dos tipos detectados se solaparon parcialmente entre octubre y diciembre, pero el tipo “atlántico”, el más común, se registró principalmente entre noviembre y enero mientras el tipo “mediterráneo” fue registrado principalmente en septiembre y en menor medida en octubre y diciembre. En una ocasión en octubre 2007, un receptor detectó los dos tipos simultáneamente (Pereira *et al.* 2020). Cabe resaltar que, aunque este estudio tuvo una duración de 12 meses consecutivos, no obtuvieron ninguna detección entre mayo y agosto (Pereira *et al.* 2020), a pesar de corresponder con el pico de migración hacia el Golfo de Cádiz observado anualmente en el Estrecho (Gauffier *et al.* 2018), por lo que los rorcuales podrían no producir los pulsos de 20 Hz durante ese periodo.

2.2.7 Identidad poblacional

Diferentes estudios sugieren que los rorcuales comunes del hemisferio norte y del hemisferio sur tienen diferencias morfométricas originadas por la falta de contacto entre las subespecies (Aguilar & García-Vernet, 2018). Clark (2004) presentó evidencias de que entre los rorcuales comunes del hemisferio sur (*B.p. quoyi*) los individuos de latitudes medias son más pequeños y de coloración más oscura, y propuso que podrían ser reconocidos como una subespecie

diferente (*B.p. patachonica*). Sin embargo, estudios genómicos más recientes sugieren que todos los individuos del hemisferio sur pertenecen a la misma subespecie *B.p. quoyi* (Pérez-Álvarez et al. 2021).

Los estudios genéticos han investigado si las poblaciones del Pacífico Norte y del Atlántico Norte pertenecen a la misma subespecie y los resultados muestran una contradicción con los análisis anteriores de las secuencias de ADN de la región de control del ADNmt altamente variable (Archer et al., 2013; Cabrera et al., 2019). Cabrera et al., (2019) concluyen que el carácter distintivo de los rorcuales comunes del Atlántico Norte y del Pacífico Norte como subespecies diferentes no está totalmente respaldado por el tamaño de la muestra de Archer et al., (2013). Un nuevo análisis que combina los datos de Archer et al., (2013) y 1.248 nuevas muestras de ADN mitocondrial descubrió que todos los clados están agrupados con otros clados (Cabrera et al., 2019). El muestreo ampliado del mitogenoma niega la monofilia previamente aceptada de las subespecies de rorcuales comunes (Cabrera et al., 2019). Sin embargo, estudios genómicos posteriores sugieren que los rorcuales comunes del Pacífico norte podrían ser reconocidos como una nueva subespecie (Archer et al. 2019, Pérez-Álvarez et al. 2021), propuesta como *B. p. velifera* (Cope, 1869) (Scammon and Cope 1869).

Se realizaron otros estudios para investigar si existen diferencias genéticas entre los rorcuales comunes del Mediterráneo, las aguas costeras del Atlántico de Canadá, Groenlandia, Islandia y el noroeste de España. Un primer estudio sugirió un aislamiento genético a nivel de ADN mitocondrial de la población mediterránea tanto con el Atlántico noroeste como con el noreste (Bérubé et al., 1998). Posteriormente, se demostró que existe una escasa relación genética entre la población del Mediterráneo y la del Atlántico Nororiental (Galicia), basándose en el flujo genético de dos hembras por generación (Palsbøll et al., 2004). Sin embargo, a nivel del ADN nuclear, sólo se encontraron diferencias significativas en los individuos del Atlántico Noroeste (Bérubé et al., 1998). Estudios genéticos recientes sugieren que los individuos del Estrecho de Gibraltar están más relacionados con los del Mediterráneo (mar de Liguria) que con los del Atlántico noreste, aunque los resultados son más robustos para el ADN mitocondrial que para el ADN nuclear (Gauffier 2020, Schleimer 2021). Estos resultados podrían implicar la existencia de un fenómeno de filopatría de las hembras de cada cuenca y de un flujo genético esporádico generado por machos.

En las últimas décadas, se han realizado varios estudios complementarios como análisis de cantos vía acústica pasiva (Castellote et al. 2012, Pereira et al. 2020), de marcaje por satélite (Cotté et al. 2009, Bentaleb et al. 2011) y de isótopos estables (Bentaleb et al. 2011, Giménez et al. 2013, Gauffier et al. 2020) alimentando el debate científico sobre el número de poblaciones de rorcuales comunes que habitan el Mediterráneo y Atlántico contiguo y sus respectivos límites geográficos. Los rorcuales muestreados en el mar de Liguria presentan diferencias en señales acústicas, genéticas e isotópicas, ácidos grasos y carga de contaminantes con los que se han muestreado en el Atlántico noreste (Bérubé et al. 1998, Aguilar et al. 2002, Palsbøll et al. 2004, Ruchonnet et al. 2006, Bentaleb et al. 2011, Castellote et al. 2012, Giménez et al. 2013, Gauffier et al. 2020, Gauffier 2020, Schleimer 2021). Sin embargo, se han detectado movimientos contemporáneos de individuos a través del estrecho de Gibraltar tanto del Atlántico al Mediterráneo, como en sentido contrario (Gauffier et al. 2018, Gauffier et al. 2020, Cotté et al. 2009, Bentaleb et al. 2011, Castellote et al. 2012). Las cuestiones actuales están enfocadas a delimitar los límites y solapamiento espaciotemporal y cuantificar el flujo limitado de intercambio entre las poblaciones de rorcual común alrededor de la Península Ibérica. El grado de aislamiento de la subpoblación mediterránea es un dato muy importante, debido a que puede condicionar su tamaño poblacional y su diversidad genética, y a su vez su estado de

conservación y la necesidad de implementar medidas de gestión diferenciadas para las demarcaciones de interés.

2.2.8 Distribución

Los rorcuales comunes son una especie cosmopolita. Realizan migraciones verticales y pueden encontrarse desde regiones tropicales hasta polares en ambos hemisferios (Edwards *et al.*, 2015). Su distribución global no se conoce del todo, y todavía existe cierta controversia. Aguilar (2008) presenta una distribución global continua que sugiere que no hay estructura espacial ni temporal y, por otro lado, Mizroch *et al.*, (1984) muestran un hiato ecuatorial que sugiere que las poblaciones del hemisferio norte y del sur están aisladas reproductivamente. Sin embargo, más recientemente, Edwards *et al.*, (2015) también sugieren que algunos rorcuales comunes permanecen en latitudes más altas durante los meses más fríos y en latitudes más bajas durante los meses más cálidos, como es el caso del Mar Mediterráneo (Panigada *et al.*, 2005; Druon *et al.*, 2012) y Océano Atlántico Norte (Methion & Díaz López, 2019; Díaz López *et al.*, 2021). Las mayores concentraciones suelen encontrarse en aguas templadas y frías (Aguilar & García-Vernet, 2018). Se han observado rorcuales comunes frente a Noruega entre 60°N y 70°N (Kellogg, 1929; Jonsgård, 1966), cerca de las Islas Feroe en aproximadamente 62°N, y frente a Terranova en aproximadamente 55°N, a lo largo de todo el año (Jonsgård, 1966).

En el Mediterráneo, el rorcual común es el único cetáceo misticeto observado regularmente (Notarbartolo-di-Sciara, Zanardelli, Jahoda, Panigada, and Airoidi, 2003; Notarbartolo di Sciara and Birkun, 2010). Sin embargo, por su carácter pelágico, tanto para su alimentación como para su reproducción, este cetáceo es uno de los menos conocidos del mar Mediterráneo. Se encuentra mayoritariamente en aguas pelágicas profundas de la cuenca occidental, y su presencia es habitual desde el noreste de las Islas Baleares hasta el mar Jónico y el sur del mar Adriático; es muy escaso en el mar Adriático, Egeo y Levantino, y se encuentra ausente en el Mar Negro (Notarbartolo di Sciara and Birkun, 2010). La cuenca corso-liguriana, el mar Tirreno central, el Golfo del León y el mar catalano-balear, son las áreas de máxima abundancia en el Mediterráneo (Druon *et al.*, 2012; Notarbartolo-di-Sciara *et al.*, 2003).

El análisis del hábitat potencial para la alimentación del rorcual común en el Mediterráneo demostró que éste dependía mayoritariamente de los frentes de clorofila y temperatura superficial del agua (Druon *et al.*, 2012). Este estudio también identificó diferencias tanto interanuales como temporales en el hábitat potencial mostrando un carácter dinámico en su distribución, un hecho a tener en cuenta en las medidas de conservación.

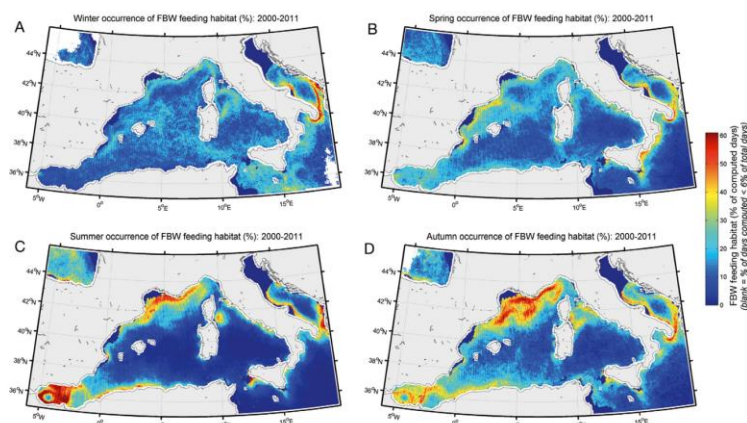


Figura 1. Estacionalidad de hábitat potencial de alimentación potencial de *B. physalus* entre 2000 y 2011 (Druon *et al.* 2012)

La mayoría de la información histórica disponible acerca de la distribución del rorcual común en el Mediterráneo español proviene del “Inventario de los cetáceos mediterráneos ibéricos: estatus y problemas de conservación” (A Aguilar et al., 1994) y del “Proyecto Mediterráneo. Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español” (Raga and Pantoja, 2004). Para algunas zonas es la única información disponible hasta la fecha, en otras hay datos más actualizados, como se recoge a continuación.

En verano 2018, en el marco de la ACCOBAMS Survey Initiative (ASI) se realizaron censos simultáneos desde avioneta y desde embarcación cubriendo toda la zona ACCOBAMS desde Cabo São Vicente en el suroeste de Portugal hasta el mar negro (ACCOBAMS, 2019). Este estudio confirmó la zona de mayor concentración en el Mediterráneo noroccidental (Golfo de León, mar Liguria y cuenca provenzal) y una presencia más difusa en el corredor de migración entre el mar Balear y el Golfo de Cádiz (Figura siguiente; ACCOBAMS, 2021).

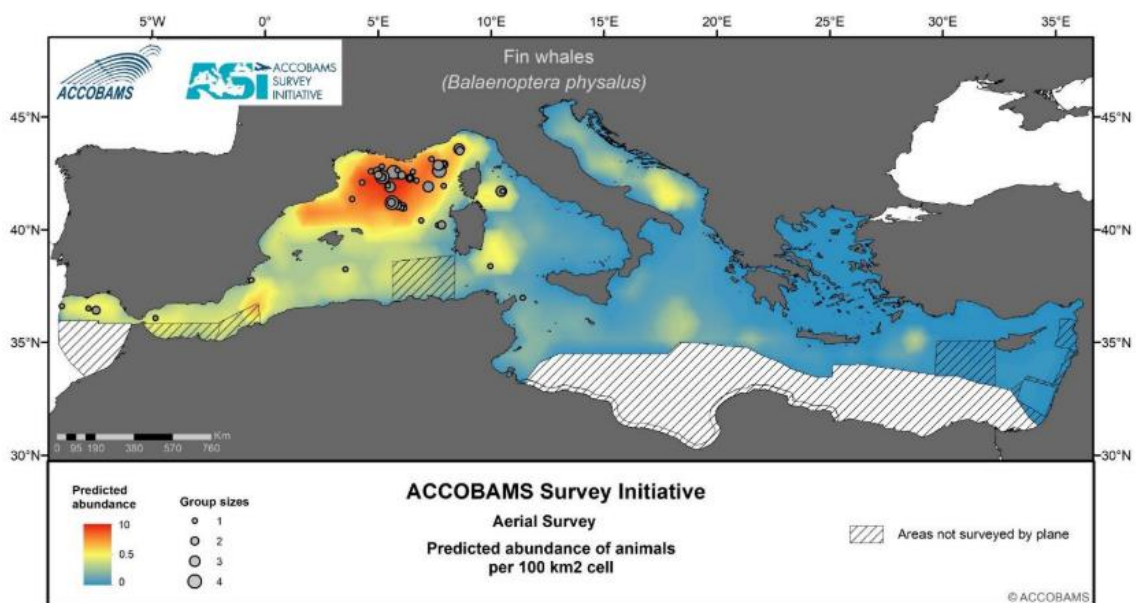


Figura 2. Predicción de abundancia para rorcuales comunes (ACCOBAMS, 2021)

2.2.8.1 Demarcación Sudatlántica

En Andalucía occidental, su presencia parece escasa cerca de la costa en el golfo de Cádiz (Gutiérrez-Expósito et al., 2012; Vilela, Pena, Esteban, and Koemans, 2016). Sin embargo algunos individuos han sido detectados regularmente por acústica pasiva cerca del estrecho de Gibraltar durante el invierno 2008-2009 (Castellote, Clark, and Lammers, 2012) y en las aguas pelágicas del Golfo de Cádiz (Pereira, Harris, Tyack, and Matias, 2020). El estrecho de Gibraltar actúa como corredor migratorio, con un desplazamiento predominante hacia el Mediterráneo en otoño e invierno y hacia el Atlántico en primavera y verano (Gauffier et al., 2018). Asimismo, por lo menos 5 individuos fueron avistados en dos ocasiones navegando hacia el Atlántico, reforzando la hipótesis de que parte de los animales son los mismos que entran y salen (Gauffier et al., 2018). La intensa actividad ballenera del siglo XX puede haber extirpado la población migratoria en el estrecho de Gibraltar y golfo de Cádiz (Clapham, Aguilar, and Hatch, 2008; Palsbøll, Bérubé, Aguilar, Notarbartolo-Di-Sciara, and Nielsen, 2004; Sanpera and Aguilar, 1992). La disminución de la abundancia de rorcuales en esta zona pudo haberse producido por la pérdida de la

existencia de este hábitat en la memoria cultural de la población de rorcuales (Clapham et al., 2008).

2.2.8.2 Demarcación Estrecho y Alborán

En el mar de Alborán, los avistamientos de rorcual común en verano llevan un rumbo general hacia el oeste y algunos individuos identificados en el mar de Alborán fueron identificados posteriormente en el estrecho de Gibraltar (CIRCE-Alnitak/Alnilam, datos no publicados). El resto del año, la información disponible proviene de los registros acústicos. El volumen de detecciones acústicas obtenidas a lo largo de la cuenca balear, mar de Alborán y estrecho de Gibraltar confirman que la presencia del rorcual común es habitual durante el otoño y el invierno en estas áreas y demuestran que los rorcuales también utilizan este corredor al final de su periodo de alimentación estival (Castellote et al., 2012). Asimismo, las detecciones obtenidas en el área de la isla de Alborán confirman que es un área de invernada para el rorcual común donde se podrían desarrollar conjuntamente actividades de alimentación y de reproducción (Castellote et al., 2012). Estos datos han sido confirmados por seguimiento satelital realizado por CIRCE en el periodo 2010-2015, como se puede ver a continuación, datos que serán analizados en profundidad a lo largo de este proyecto.

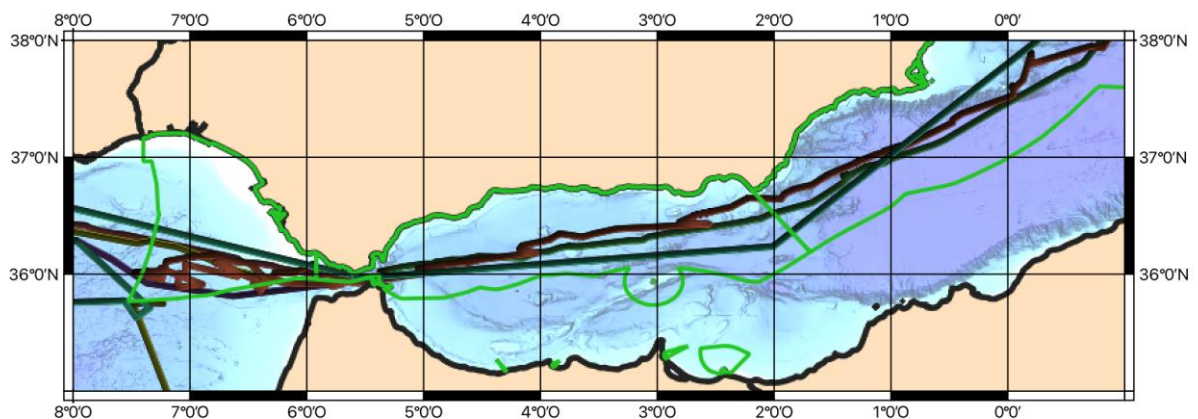


Figura 3. Movimientos de rorcuales comunes en el Mar de Alborán y cercanías del Golfo de Cádiz. En base a marcaje satélite. En verde se indican los límites de las demarcaciones marinas españolas.

2.2.8.3 Demarcación Levantino Balear

2.2.8.3.1 *Cataluña e Islas Baleares*

Con 89 observaciones en los sectores de Cataluña y Levante entre 1990 y 2002, el rorcual común fue la segunda especie más avistada en esta área (Gazo et al., 2004). Aunque su presencia se detectó a lo largo del año, su densidad era más importante durante la primavera y principio del verano (Gazo et al., 2004). La migración estacional empezaba en febrero, cuando los rorcuales comunes comenzaban a detectarse en las aguas del sur de las Islas Baleares y el Canal de Ibiza; se desplazaban entonces hacia el norte paralelo a la costa española (A Aguilar et al., 1994), en dirección a las zonas de alimentación, situadas principalmente en el Golfo de León y mar de Liguria (Notarbartolo-di-Sciara et al., 2003). Según los autores, al adentrarse en el Canal de Ibiza, el flujo migratorio se compactaba y los animales se veían obligados a acercarse considerablemente a la costa, lo que explicaba la elevada frecuencia de avistamientos durante la primavera a lo largo de la costa de Levante y Cataluña (Gazo et al., 2004). No obstante, los

avistamientos de rorcual común se limitaron a la zona norte y centro de Cataluña, y se detectaron en la amplia plataforma continental frente al Delta del Ebro.

No existe información más reciente que cubra toda la costa catalana. Sin embargo, en los últimos años, se ha confirmado la existencia de un área de alimentación frente a la costa catalana entre los meses de febrero y junio, la cual llevaba siendo reportada desde hace décadas por los pescadores de la zona (EDMAKTUB, 2023; Tort Castro, Prieto González, O'Callaghan, Dominguez Rein-Loring, and Degollada Bastos, 2022). Se han identificado más de 150 individuos incluyendo madres con crías. Algunos permanecieron en la zona durante varias semanas y un 13% han sido avistados en años diferentes entre 2011 y 2018, lo que sugiere cierta fidelidad a esta zona (EDMAKTUB, 2018). Esta zona había sido identificada como hábitat potencial de alimentación por sus características ecológicas (Druon et al., 2012), aunque no había sido verificada con avistamientos hasta la fecha. Estos datos han sido confirmados por seguimiento satelital realizado por CIRCE y Edmaktub en el periodo 2010-2022, como se puede ver a continuación, datos que serán analizados en profundidad a lo largo de este proyecto.

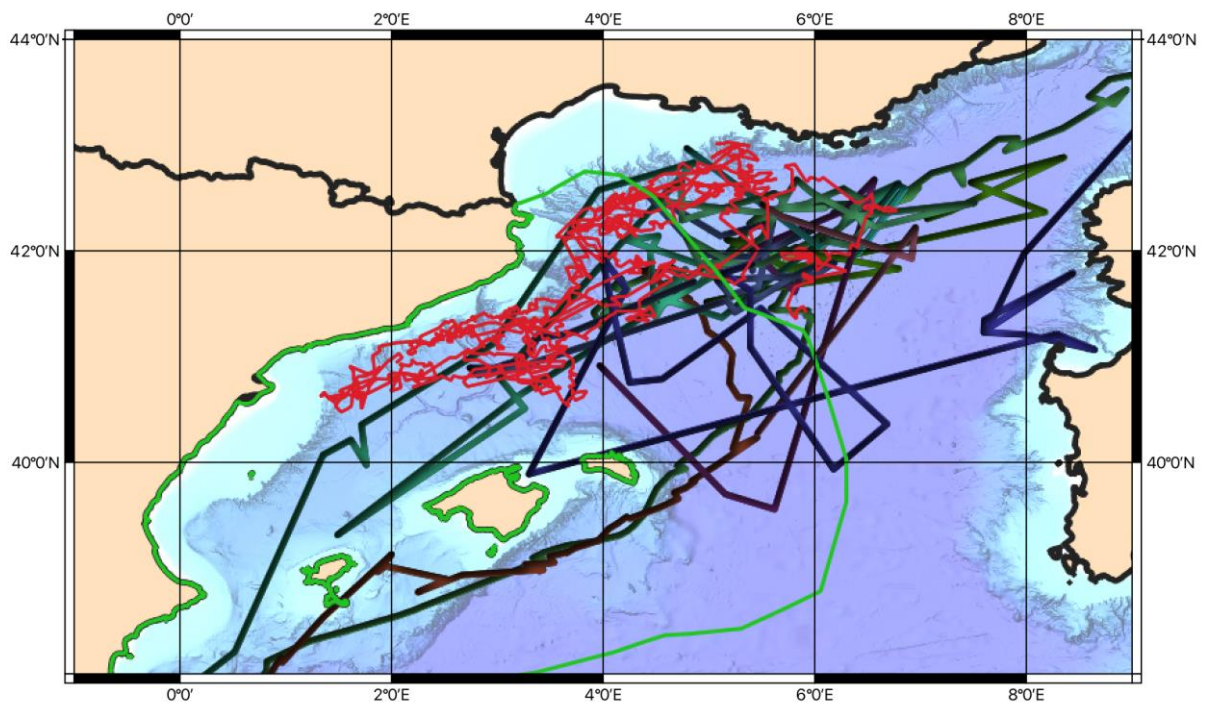


Figura 4. Marcajes satélite desplegados que se pondrán a disposición del proyecto (oscuros), y rojos, obtenidos a modo visual de informes disponibles en la página web: <https://edmaktub.org/>. Hay que dejar claro que estos datos no se utilizarán y tan solo se presentan a modo ilustrativo al ser propiedad de Edmaktub. De la misma forma, los datos no son exactos, dan una idea de donde se movieron los rorcuales comunes marcados por esta entidad, en base a resultados presentados en congresos de la Sociedad Europea de Cetáceos y el informe referido anteriormente.

2.2.8.3.2 Comunidad Valenciana

Los censos aéreos desarrollados durante el Proyecto Mediterráneo en el sector centro (Comunidad Valenciana y región de Murcia), obtuvieron 6 avistamientos de rorcuales comunes, la mayoría sobre el talud continental, lo que representa una densidad relativa de 0,0007 avistamientos/milla náutica y 0,0012 individuos/milla náutica (Gómez de Segura, Tomás, and Raga, 2004). Además, entre 1990 y 2002, se registraron 34 avistamientos oportunistas a lo largo

de toda el área de estudio. Se registraron una mayoría de observaciones con 2 individuos y siempre con comportamiento de navegación. Solo se detectó una cría acompañando a un adulto en primavera del 2002.

En la Comunidad Valenciana, 497 avistamientos han sido recopilados en el Banco de datos de Biodiversidad de la Comunidad Valenciana (<https://bdb.gva.es>) muchos de ellos provenientes del denominado Proyecto Rorcual, ejecutado por la Universidad Politécnica de Valencia a través de la financiación de la Fundación Biodiversidad. Estos avistamientos incluyen datos de censos aéreos y náuticos, así como avistamientos oportunistas desde tierra y mar entre 1996 y 2021. La mayoría de las observaciones se concentran en la plataforma continental, principalmente alrededor de las Islas Columbretes y del Cabo de San Antonio. Sin embargo, ambas zonas tienen un mayor esfuerzo de avistamientos oportunistas por los Servicios de Guardería de las Reservas Marinas y Naturales, por lo que esta aparente mayor densidad podría reflejar un mayor esfuerzo de búsqueda y no necesariamente una mayor tasa de encuentro relativa.

Desde 1990 a 2009, se han realizado un total de 69 avistamientos de rorcuales comunes alrededor de las Islas Columbretes o en el trayecto entre la Península y el archipiélago (Gozalbes et al., 2010). Fue la segunda especie más avistada (20% de 352). El tamaño medio de grupo fue de 2.8 (rango de 1-5 animales), sin embargo, existen dos citas excepcionales de 13 y 20 individuos. El 82% de las observaciones se han realizado en los meses de marzo a mayo con rumbo norte (Belenguer and Kersting, 2011; Gozalbes et al., 2010). Sin embargo, estudios de acústica pasiva han identificado otro periodo de presencia importante a partir del mes de septiembre pero sobre todo en noviembre y diciembre, con animales llevando un rumbo sur y más cercanos de costa (Castellote et al., 2012; Esteban et al., 2014). En el Cabo San Antonio, la mayoría de las observaciones ocurrieron entre mayo y julio, aunque hay algún avistamiento fuera de estos meses (Servicio de Vida Silvestre, 2017, 2018). Los datos de avistamiento oportunistas más recientes (2016-2017) parecen indicar que existe un patrón de desplazamiento desde las Islas Columbretes en abril-mayo hacia el Cabo San Antonio en mayo-julio, un rumbo contrario al que se describía antes de 2009. Estudios recientes de censo visual y acústica pasiva mediante equipos de grabación acústica fondeados cerca de la costa en el Cabo de San Antonio (Alicante) entre junio de 2021 y mayo de 2022. Se detectaron diversos tipos de vocalizaciones de rorcual en todas las estaciones del año, con un mayor número de días con presencia en los meses de verano (Belda et al., 2022). Análisis preliminares sugieren que los cantos detectados presentaban características del Atlántico Norte como del Mediterráneo. En paralelo, las grabaciones registradas durante los meses de junio y julio de 2021 por equipos similares fondeados en el Cabo de la Nao, unos km al sur del Cabo de San Antonio, indican unos movimientos en dirección sur y el seguimiento satelital de un rorcual común refuerza la hipótesis de que se dirigen al Atlántico (Feliu-Tena et al., 2022).

2.2.8.3.3 *Región de Murcia*

En la región de Murcia, los avistamientos ocurren entre mayo y octubre, pero sobre todo en los meses de junio y julio, y mayoritariamente con componente sur, muy cerca de la costa dentro de la Reserva Marina de Interés Pesquero (RMIP) de Cabo de Palos-Islas Hormigas (Peñalver et al., 2022). Asimismo, los autores reportan cuatro avistamientos de ejemplares aislados entre finales de febrero y mediados de marzo de 2021 en la RMIP de Cabo Tiñoso, coincidiendo con episodios de afloramientos de krill norteño. También se conocen avistamientos en aguas pelágicas del Golfo de Mazarrón y de la ZEC ES6200048 Valles sumergidos del escarpe de Mazarrón (Canales Cáceres et al., 2022; ANSE, datos no publicados).

2.2.8.4 Conectividad con el resto de demarcaciones.

A lo largo del seguimiento satelital realizado por CIRCE y el equipo de Guinet en 2004, se ha confirmado la existencia de los procesos migratorios mencionados anteriormente. A continuación, se presentan los resultados principales de los procesos de migración detectados, aunque están sujetos a una revisión más detallada. Estos resultados iniciales son sumamente interesantes, ya que evidencian una conectividad significativa entre las dos cuencas y, especialmente, entre cuatro de las cinco demarcaciones marinas declaradas en España. Del mismo modo, se demuestra que los rorcuales presentes en aguas de Cataluña probablemente se desplacen hacia aguas de Portugal o el norte de la Península.

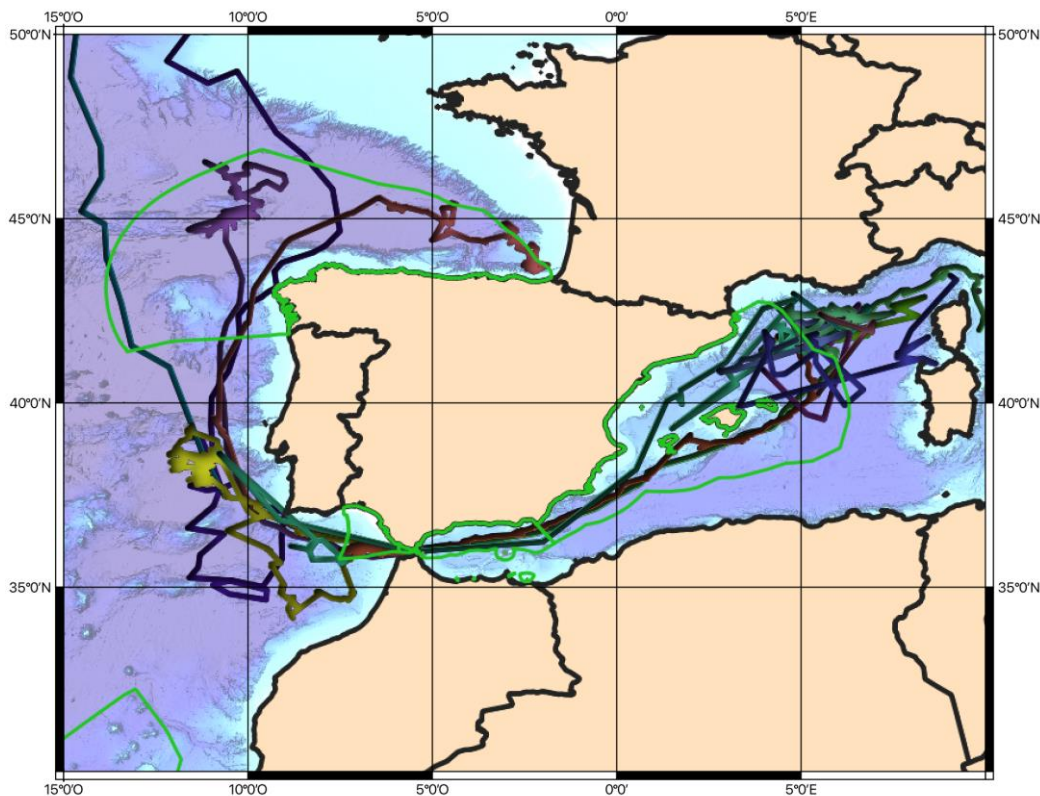


Figura 5. Marcajes satelitales realizados en España que se pondrán a disposición del proyecto. En total son 18 marcas puestas en el periodo 2002-2019. En verde se presentan los límites de las demarcaciones marinas españolas.

2.2.9 Abundancia

Las últimas estimas publicadas suman unos 80.000 rorcuales comunes en el Atlántico Norte y Mediterráneo (Cooke, 2018). Entre Portugal y el Reino Unido, las estimas son similares entre 19.300 (CV = 0,24) en 2007 (CODA/SCANS II, Hammond et al., 2011) y 27.293 (CV= 0,38) en 2015 (SCANS III, Hammond et al., 2021). En comparación, en 1989 solo se obtuvo una estima para el Golfo de Vizcaya de unos 8.000 en 1989 (NASS-89, Buckland et al. 1992). En 1991, una estima de 3.583 (CV= 0,27) rorcuales comunes usaban la parte noroccidental de la cuenca mediterránea, pero solo se obtuvieron avistamientos en la cuenca Liguro-Provenzal, y todos fuera de aguas españolas (Forcada et al., 1996). Un muestreo aéreo cubriendo la cuenca noroccidental (toda la ZEE francesa, y las aguas italianas del santuario Pelagos) encontró una abundancia corregida de 1.032 individuos (95% CI: 462–2.526) en invierno 2011-2012 y 2.500

individuos (95% CI: 1.472–4.310) en verano 2012, de los cuales el 45% se encontraba en el santuario Pelagos (Laran, Pettex, et al., 2017). Las estimas corregidas por disponibilidad basadas en los censos aéreos de la ACCOBAMS Survey Initiative de verano 2018 fueron de 3.282 individuos (CV=0,31) para toda la cuenca mediterránea (ACCOBAMS, 2021; Panigada et al., 2021). Es muy improbable que el número total para todo el Mediterráneo supere los 5.000 ejemplares (Panigada et al., 2021), y por lo tanto los 2.500 individuos maduros según la tasa de 48% calculada por Taylor et al. (2007).

2.2.10 Estado de las poblaciones

La subpoblación de rorcuales comunes del Mediterráneo fue catalogada como En Peligro de extinción por la lista roja de la UICN en 2020 (Panigada et al., 2021). Esta valoración se basó en el criterio C: (a) una subpoblación genéticamente aislada (Bérubé et al., 1998; Gauffier, 2020; Palsbøll et al., 2004; Schleimer et al., 2019) con un número de individuos maduros inferior a los 2.500, usando la estima total más reciente basada en la ACCOBAMS Survey Initiative (ACCOBAMS, 2021) y una tasa de 48% de individuos maduros (Taylor et al., 2007), (b) se deduce que dicha subpoblación sufre un declive por causa de niveles elevados de amenazas antropogénicas, en particular muerte por colisiones con buques (Peltier et al., 2019), molestias por el aumento del tráfico marítimo (ruido submarino (Castellote et al., 2012a) y observación comercial de cetáceos (Jahoda et al., 2003)), contaminación por microplásticos (Fossi et al., 2017). No hay evidencia de diferenciación genética dentro de la cuenca mediterránea (Bérubé et al., 1998; Gauffier, 2020; Palsbøll et al., 2004; Schleimer et al., 2019), y a pesar de existir registros de diferentes tipos de grabaciones acústicas (Castellote et al., 2012b; Pereira et al., 2020), no permiten definir grupos identificables dentro de la subpoblación. Las diferencias y solapamiento espaciotemporal de dichos tipos acústicos ocurren mayoritariamente en aguas españolas del Mediterráneo y Golfo de Cádiz por lo que investigar su significado en relación con posible subestructura dentro de la subpoblación mediterránea debería ser una prioridad.

2.3 AMENAZAS. FACTORES DE AMENAZA O LIMITANTES

Las poblaciones de mamíferos marinos se encuentran frecuentemente expuestas a muchas formas de degradación de su medio, incluyendo el deterioro de su hábitat, cambios en la disponibilidad de presas, incremento de la exposición a contaminantes y la interacción con el hombre. Todos estos factores se han identificado como potenciales amenazas para estas especies de animales al sur peninsular.

Los cetáceos pueden verse perjudicados, no solamente por las amenazas individuales, también por el efecto acumulativo y sinérgico de varias amenazas. La determinación de los posibles impactos acumulativos de múltiples actividades humanas es difícil pero necesario para asegurar el mantenimiento sostenible y funcional de un ecosistema y de sus especies, hábitats y procesos (Clark et al., 2010).

A continuación, se realiza una descripción de las amenazas que afectan a estos mamíferos marinos. Estas se han englobado en impactos producidos por pesquerías, por interacciones con embarcaciones, contaminación, competición con otras especies, depredación y mortalidad natural, procesos asociados a actividades de investigación y cambio climático y global.

2.3.1 Interacciones con pesquerías

Las interacciones entre mamíferos marinos y pesquerías pueden ser operacionales -daños causados por los mamíferos marinos a las artes de pesca; y/o daños (o muerte) sufridos por los mamíferos marinos a causa de las operaciones pesqueras-, o biológicas (fundamentalmente interacciones de depredación y competencia por recursos). Las interacciones operacionales, y especialmente las capturas accidentales en artes de pesca han sido tradicionalmente (y aún son) motivo de preocupación entre la comunidad científica ya que amenazan seriamente la supervivencia de algunas especies de mamíferos marinos (Leatherwood y Reeves 1983; Di Natale 1989; Lal Mohan 1990; Notarbartolo di Sciara 1990; UNEP 1990; Vidal 1990, Northridge 1991; Alverson *et al.*, 1994; Silvani *et al.* 1999; D'agrosa *et al.* 2000; CBI 2001; CBI 2002; DeMaster *et al.*, 2001; Tudela *et al.* 2005; Read *et al.*, 2006; Rojas-Bracho *et al.*, 2006; Turvey *et al.*, 2007; Hamer *et al.*, 2008 Zhao *et al.*, 2008). Hay menos ejemplos de interacciones biológicas, pero a causa del gran tamaño, de la abundancia, y de la distribución ubicua de los mamíferos marinos se piensa que tienen gran influencia sobre la estructura y función de los ecosistemas de los que forman parte y que además pueden tener efectos importantes en las poblaciones de presas que son de interés económico para los humanos (Katona y Whitehead 1988; Bowen 1997).

La interacción entre las pesquerías profesionales y las rutas migratorias del rorcual común en la demarcación marina del Estrecho y Alborán supone una potencial amenaza, sobre todo en las zonas de pesca de arrastre en aguas profundas. Como se muestra en el mapa (Figura 6) las rutas de migración se solapan, especialmente en la zona de Alborán, con las pesquerías profesionales, representadas mediante puntos negros. Sin embargo, no debería existir competición directa con las pesquerías debido a la dieta de esta especie, especializada en la captura de zooplancton. Las capturas accidentales se pueden deber a redes de deriva pelágica de larga escala, a pesar de que este tipo de pesca está prohibido por el texto modificado en 2007 por ACCOBAMS en los estados miembros (Notarbartolo di Sciara & Birkun 2010). Sin embargo, se estima que desde estas prohibiciones el enmalle ocurre de manera puntual (Aguilar & García-Vernet 2018).

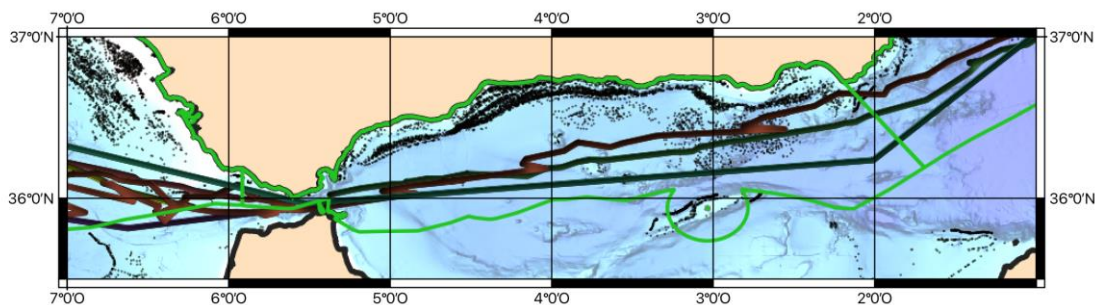


Figura 6. Movimientos de rorcuales comunes y presencia de actividades pesqueras profesionales en la demarcación Estrecho Alborán. Elaboración propia a partir de datos AIS obtenidos a través de vesselfinder

2.3.2 Interacciones operacionales

Las capturas incidentales son una de las mayores amenazas para muchas poblaciones de cetáceos, y es una de las amenazas que debe ser considerada y propiamente analizada (Di Natale y Notarbartolo di Sciara 1994; IWC 1994; UNEP/IUCN 1994; Aguilar y Silvani 1995; Forcada y Hammond 1998; Silvani *et al.* 1999).

Un informe de Oceana (Cornax et al. 2006) describe que en 1994 únicamente un 7% del total de las capturas efectuadas por la flota de deriva española que operaba en el Estrecho de Gibraltar se correspondía con la especie objetivo (pez espada), siendo el 93% restante capturas incidentales entre las que se contaban cetáceos, tortugas y elasmobranquios. Si bien no se cree que sea un problema en la actualidad, al haber desaparecido este tipo de arte.

Actualmente la pesca con redes a la deriva está prohibida, pero a pesar de las prohibiciones por la GFCM (Comisión General de Pesca del Mediterráneo), el ICCAT (Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico), y la Comisión Europea, e incluso después de que el acuerdo de ACCOBAMS haya sido modificado en 2007 para prohibir explícitamente el uso de este arte de pesca por los estados miembros (Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010), se siguen encontrando animales enmallados en redes a la deriva, pero el impacto de estas interacciones es difícil de evaluar debido a que ocurren en aguas pelágicas y son difíciles de observar. En general se estima que el enmalle en arte de pesca ocurre de manera ocasional (Aguilar 2008).

Entre 1990 y 2013 se conocen cinco casos de muertes por captura accidental de rorcual común en la zona sur y mediterránea, dos (15% de un total de 13 varamientos) individuos en el Golfo de Cádiz y dos (33% de 6 total) en Baleares, uno (4% de 26 en total) en la Comunidad Valenciana (Gozalbes et al., 2010; Vázquez et al., 2015). En la demarcación noratlántica también se han constatado casos de ejemplares enmallados en redes de pesca (Díaz López & Methion, 2019), de los cuales destacan 3 rorcuales comunes enredados accidentalmente en artes de pesca entre 2000 y 2006 en la costa noratlántica, dos en Asturias y uno en el País Vasco (López Fernández et al., 2011). Los números de animales encontrados con claras señales de interacción con pesquería fueron muy bajos, pero en algunos casos representan porcentajes nada despreciables ya que el número total de varamientos de rorcual común es generalmente escaso (Vázquez et al., 2015). Las zonas más problemáticas fueron el golfo de Cádiz, el Levante y Baleares (Vázquez et al., 2015). Además, solamente se pueden evaluar las posibles causas de muerte para el porcentaje de animales que llegan en estado no muy avanzado de descomposición. Un 12% de los varamientos de rorcual común en Italia entre 1964 y 2021 fue debido a interacción con pesquerías (Manfrini et al., 2022).

2.3.3 Interacciones con embarcaciones

2.3.3.1 Colisión con embarcaciones

Varios autores recopilaron la información disponible sobre las colisiones entre grandes cetáceos y embarcaciones en el mundo, demostrando que los rorcuales comunes son los cetáceos más conocidos como víctimas de colisiones y que esta amenaza puede llegar a representar el tercio de las causas de muerte en individuos varados (Laist et al. 2001; Jensen y Silber 2004; Weinreich et al. 2004; Vanderlaan y Taggart 2007; Douglas et al. 2008; Van Waerebeek y Leaper 2008). Según Jensen y Silber (2004), la tasa de mortalidad asociada a las colisiones con embarcaciones sería de 70-80%. Desde hace 20 años, se establece que los grandes buques que navegan a más de 14 nudos son los que tienen más probabilidad de provocar la muerte de ballenas por colisión (Laist et al. 2001). Esta recomendación fruto de un análisis a largo plazo establece también que esto es real, pero que ha de tenerse en cuenta el peso de la embarcación.

El Mediterráneo es una cuenca con tráfico marítimo muy intenso (Abdulla and Linden, 2008). Pesante et al. (2000) encontraron que 3,9% de los rorcuales comunes analizados por foto-identificación tenían evidencias de colisiones con grandes embarcaciones. Este porcentaje solo representa los individuos que sobrevivieron a esas colisiones, lo cual supone que el impacto de

colisiones sobre rorcuales es mucho más importante. Panigada et al. (2006) demostró que la muerte de 16% de los ejemplares de rorcual común varados en costas mediterráneas se puede atribuir a colisiones con un barco. El 82,2 % de las colisiones mortales fueron registradas en el santuario Pelagos del mar de Liguria, otra zona de alto tráfico marítimo, mientras el 11,1% ocurrió en aguas españolas (Panigada et al. 2006). El 22,5% ($\pm 7,3\%$) de los varamientos de rorcuales comunes en las costas francesas del Mediterráneo fue atribuido a la colisión con embarcaciones, siendo la primera causa de muerte para la especie y otros Balaenopteridos anecdóticos (Peltier et al., 2019). Esas colisiones ocurrieron a lo largo del año, pero con mayor frecuencia entre los meses de julio y noviembre.



Figura 7. Individuo BP_GIB_007 del catálogo de Circe demostrando marcas de embate con una embarcación.



Figura 8. Fig. 1 - Individuo BP_GIB_068 del catálogo de Circe demostrando marcas de embate con una embarcación.

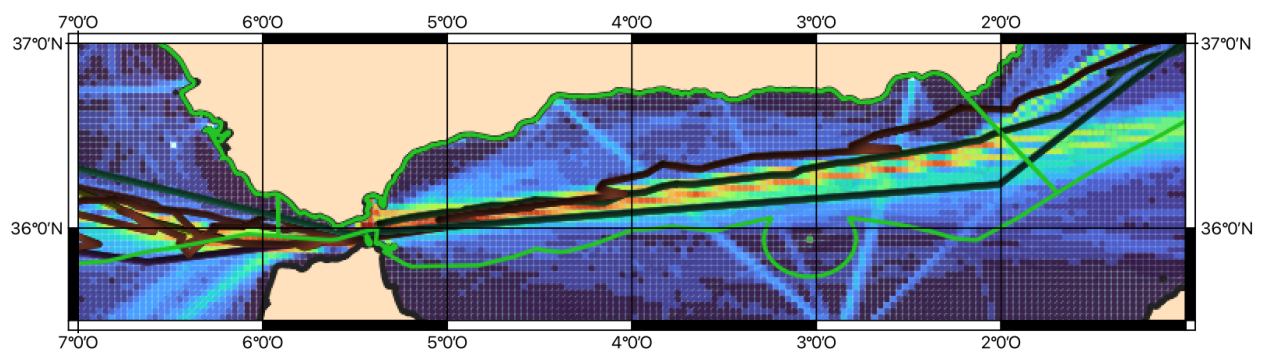


Figura 9. Movimientos de rorcuales comunes y presencia de buques de alto tonelaje (carga, petroleros y gaseros y ferries y fast ferries) en la demarcación Estrecho Alborán. Elaboración propia a partir de datos AIS obtenidos a través de vesselfinder

El estrecho de Gibraltar ha sido descrito como la primera zona crítica en relación al tráfico marítimo en el mundo (Stephanis et al., 2005). Es el único paso de comunicación entre el Mar Mediterráneo y el Océano Atlántico, dónde navegaron unos 110.000 cargueros y ferris en el 2014 (Sociedad de Salvamento y Seguridad Marítima, 2014). Varias compañías de ferris y fast-ferris hacen la conexión de Algeciras hacia Ceuta o Tánger-Med, y de Tarifa hacia Tánger ciudad; cargueros y cruceros cargan y descargan en los puertos de Algeciras, Gibraltar, Ceuta y Tánger-Med o cruzan el Estrecho desde o hacia algún puerto del Mediterráneo. Los rorcuales comunes que cruzan el Estrecho se encuentran en medio de las principales rutas marítimas (de Stephanis et al., 2010). En dos ocasiones se ha fotografiado un ejemplar de rorcual común con heridas probablemente debidas a una colisión (Gauffier et al., 2018) y se han registrado tres rorcuales comunes varados con evidencias de colisión, aunque la ausencia de necropsias no permite conocer la causa de la muerte con certeza (CIRCE-CEGMA, datos no publicados).

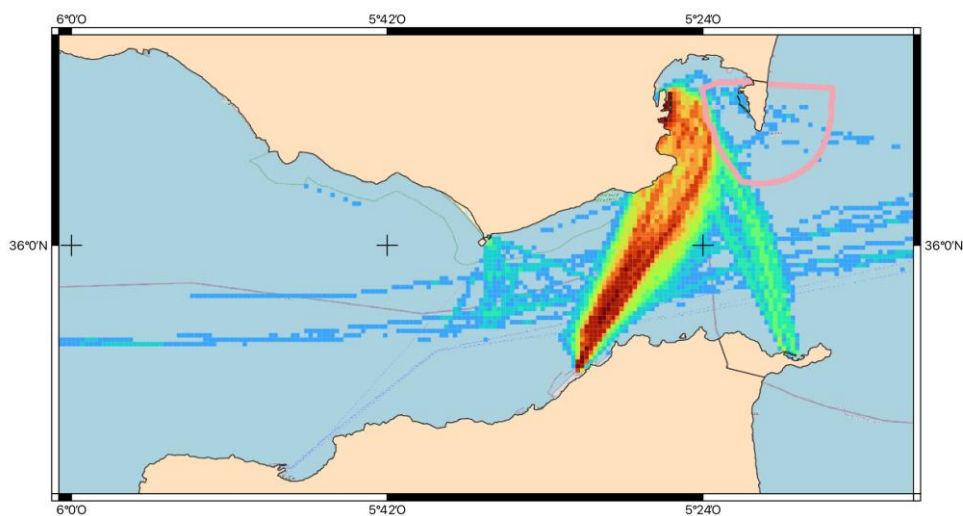


Figura 10. Tráfico marítimo de ferris y fast ferris en el Estrecho de Gibraltar a lo largo del mes de septiembre de 2022

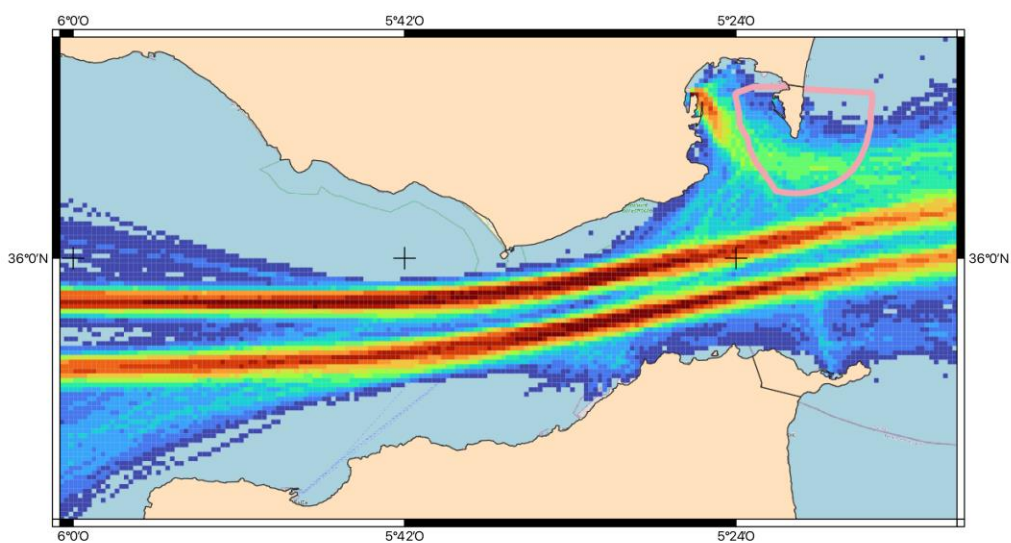


Figura 11. Tráfico marítimo de mercantes y petroleros en el Estrecho de Gibraltar a lo largo del mes de septiembre de 2022

Siguiendo una propuesta previa al cambio en el dispositivo de separación de tráfico debido a la construcción del nuevo puerto de Tánger-Med (de Stephanis et al., 2005), se ha establecido la única regulación de la velocidad del tráfico marítimo comercial existiendo en España, que ha tenido como consecuencia, además de optimizar las rutas y evitar interacciones entre embarcaciones, la reducción del riesgo de colisión con cetáceos en el estrecho de Gibraltar (Instituto Hidrográfico de la Marina (IHM), 2007). Sin embargo, esta medida solo tiene carácter de recomendación, y menos de la mitad de los cargueros y ferris, y ninguno de los fast-ferris, cumplen con la misma (Gauffier et al., 2010; Silber et al., 2012). Además el carácter temporal de la recomendación, entre abril y agosto, deja sin protección a todos los rorcuales comunes y cachalotes que usan el Estrecho durante el resto del año (Gauffier et al., 2018).

Por otro lado, durante la primavera, algunos animales se acercan a la costa a lo largo del Levante y Cataluña (Gazo et al., 2004; Gómez de Segura, Tomás, and Raga, 2004), y ocasionalmente tienen lugar colisiones entre ballenas y embarcaciones. Entre 1983 y 1994 llegaron seis rorcuales comunes atravesados en la proa de barcos mercantes provistos de bulbos a los puertos de Valencia y Barcelona (Aguilar et al., 1994; Borrell et al., 2000). En junio 2018, se ha declarado la nueva AMP denominada “Corredor de migración de cetáceos del Mediterráneo” entre la costa catalana y valenciana, y el archipiélago balear (Real Decreto 699/2018, de 29 de junio). En el caso de aplicar medidas enfocadas al tráfico marítimo en esta zona en su futuro plan de gestión, podría disminuir el riesgo de colisión con embarcaciones tanto para el rorcual común como para el resto de los cetáceos.

En el Golfo de Cádiz existe mucho tráfico marítimo en la plataforma continental (EDMODnet human activities 2019), que probablemente solapa con la distribución de los rorcuales aliblanco.

Hay que considerar que sólo una parte de los cetáceos que mueren en alta mar, ya sea por consecuencia de una colisión o no, flotan y acaban siendo transportados por las corrientes hacia la costa, pudiendo recuperarse posteriormente y realizar los estudios necesarios para tratar de determinar la causa de la muerte (Laist *et al.*, 2001; Carrillo & Ritter, 2008). En algunos casos, los animales que llegan a la costa pueden no mostrar signos externos de colisión, dificultando la determinación de la causa de la muerte y en otros casos, el cuerpo del animal llega a la costa en un estado de descomposición muy avanzado, imposibilitando la determinación de la causa de la muerte del animal (Laist *et al.*, 2001). Por todo ello, los resultados obtenidos del análisis de los ejemplares varados aquí deben interpretarse con precaución.

2.3.3.2 *Avistamiento recreativo de cetáceos*

La actividad recreativa de observación/avistamiento de cetáceos (AROC) o whale watching se define como “la observación de cetáceos en su hábitat natural desde una plataforma de observación en tierra, mar o aire” (Hoyt 2001). El avistamiento de cetáceos se ha convertido en una importante industria turística en muchos lugares alrededor del mundo desde la década de 1980 (Hoyt 2001). Además de impulsar la economía de las comunidades costeras y proporcionar una razón económica para la conservación de las poblaciones de cetáceos, también ha demostrado ser beneficioso al aumentar la conciencia pública sobre los mamíferos marinos y los problemas ambientales a los que se enfrentan (Tilt 1986, Duffus y Deardon de 1993, Lien 2001).

Sin embargo, el efecto de un desarrollo descontrolado de esta actividad puede causar un estrés acústico agravado y cambios de comportamiento, lo que puede tener efectos negativos

impredecibles a nivel de la población (Airoldi et al. 1999, Jahoda et al. 2003, IWC 2007b). En la actualidad, la observación de cetáceos en su medio natural constituye una actividad turística, económica, científica y recreativa de excepcional importancia, puede desempeñar una importante labor de investigación y de educación ambiental e incluso de conservación, siempre cuando se realiza de acuerdo con los principios de protección ambiental y de uso sostenible de los recursos naturales, principios que inspiran y se expresan en la Estrategia Española para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica. En 2007 se ratificó el Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre (RD 1727/2007), por el que se establecen medidas de protección de los cetáceos, que eviten o minimicen el impacto de las actividades de observación de cetáceos, ya sea con fines turísticos, científicos, recreativos, divulgativos o por cualquier otra circunstancia en la que el hombre entre en contacto con éstos, especificando conductas que deben cumplirse, evitarse o prohibirse con el fin de no dañar, molestar o inquietar a los cetáceos, conforme al artículo 54.5 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre (Ley 42/2007). Pero hasta la fecha, no han realizado actividades de control de la actividad, aunque en el marco del proyecto LIFE IP INTEMARES, se están desarrollando estudios (en proceso en el momento de redacción del presente informe) para tratar de regular esta actividad en zonas del archipiélago canario y del estrecho de Gibraltar, en base a la capacidad de carga de cada uno de los sistemas. Asimismo, el artículo 3.4 de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino (Ley 41/2010), estipula que cualquier actividad que suponga el manejo de especies marinas de competencia estatal incluidas en el CEEA o en los anexos de la Ley 42/2007 y RD 1727/2007, estará sujeta a la autorización previa, otorgada por el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Cabe destacar que diversos estudios nacionales e internacionales demuestran que estas actividades alteran los patrones de conducta de los cetáceos, por un constante estado de estrés producido por el trasiego de embarcaciones y la persecución a la que se los somete en numerosas ocasiones (e.j. Watkins et al. 1981; Jahoda et al. 2003). Normalmente se registran cambios comportamentales a corto plazo en los individuos, como variaciones en las vocalizaciones, aumento de los intervalos de buceo, evasión horizontal, aumento en la velocidad y descenso en el tiempo de descanso, aunque también se han registrado respuestas a largo plazo, como declives en la abundancia relativa (Gordon et al. 1992; Corkeron 1995; Barr y Slooten 1999; Bejder et al. 1999; Scarpaci et al. 2000; Williams et al. 2002; Lusseau 2003; Constantine et al. 2004; Bejder et al. 2006; Neumann y Orams 2006; Richter et al. 2006, Lusseau 2005, Bejder et al. 2006).

La presión debida a la actividad AROC en España es muy desigual, siendo Canarias con 92 embarcaciones autorizadas (51,97 % de la actividad) seguida de Andalucía con 25 embarcaciones (14, 12 %) (Datos sobre actividad ARCOC registrada por Ministerio de Transición Ecológica y El Reto Demográfico) las regiones españolas donde más presión se ejerce sobre los cetáceos debido a esta actividad.

En el estrecho de Gibraltar, y más concretamente en Tarifa, donde la observación de cetáceos como actividad turística ligada al entorno marino se inició a mediados de la década de los 90, acaparando en pocos años los primeros puestos de interés y rentabilidad en el sector turístico tarifeño, con una evolución claramente ascendente (Martín y Urquiola 2000; Urquiola y de Stephanis 2000; Carbó Penche et al. 2006).

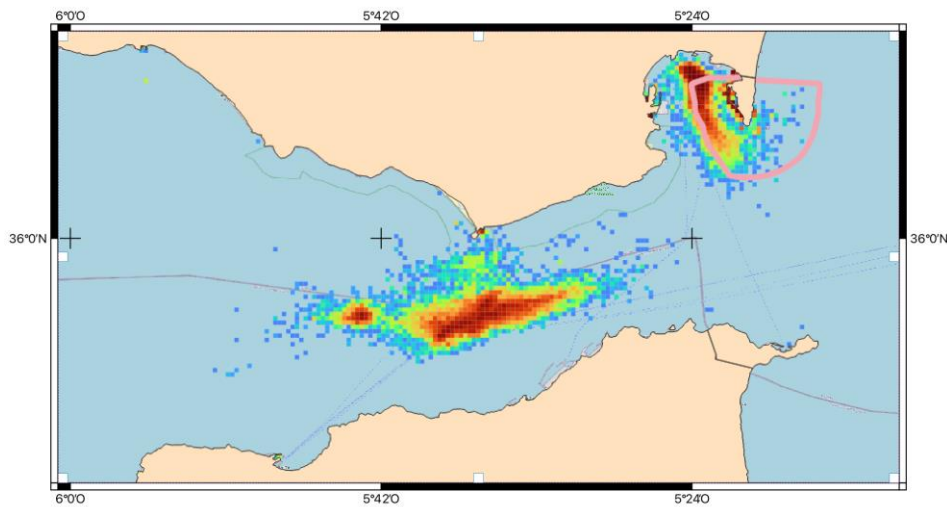


Figura 12. Áreas de avistamiento de cetáceos. Se ven claramente las 3 zonas de avistamiento de cetáceos. Mapa realizado planteando presencia de barcos de avistamiento entre 2012 y 2022 a velocidades de menos de 3 nudos, indicando la presencia de cetáceos. Fuente: CIRCE

Los rorcuales comunes son la atracción principal para las empresas de avistamiento turístico de cetáceos en la costa Este de Canadá y de EE.UU. donde se ven sometido a persecuciones frecuentes por embarcaciones (Beach y Weinrich 1989). Sin embargo, en el Mediterráneo español, esta especie no suele ser la especie objetivo de las compañías turísticas, debido a su presencia habitual en mar abierto, excepto en el estrecho de Gibraltar. En el Golfo de Cádiz, de momento no existe una actividad de avistamiento de cetáceos desarrollada orientada a esta especie, por lo que esta amenaza se considera muy baja actualmente. Sin embargo, su impacto potencial sobre los rorcuales se debería considerar en el caso de que la actividad se quiera desarrollar en el futuro.

2.3.4 Contaminación

2.3.4.1 Contaminación química

Se analiza posibles presiones debidas a contaminación química y acústica.

2.3.4.1.1 Contaminantes orgánicos

En las últimas décadas se ha producido una creciente preocupación sobre los efectos ambientales adversos derivados de la utilización y la eliminación de numerosos compuestos químicos en la industria, la agricultura, los hogares, y los tratamientos médicos. Muchos tipos de productos químicos son tóxicos cuando están presentes a altas concentraciones, incluidos los compuestos tradicionales, tales como los organoclorados, hidrocarburos aromáticos policíclicos y metales pesados que han sido reconocidos como problemáticos. Sin embargo, una creciente lista de los llamados contaminantes "emergentes" y otras sustancias contaminantes, tales como retardantes de llama bromados, los compuestos perfluorados, y muchas otras sustancias, están cada vez más vinculadas a los efectos dañinos biológicos. Las distintas clases de contaminantes varían en sus propiedades químicas y las estructuras, la persistencia en el medio ambiente, las vías de transporte a través de los ecosistemas y los efectos sobre los

mamíferos marinos y otras especies silvestres. A pesar de su toxicidad, la mayoría de estos productos químicos están siendo fabricados o utilizados en muchos países. Además, es importante mencionar que el medio marino es particularmente vulnerable a los componentes órgano-halogenados porque actúa como el receptáculo final y consecuentemente contiene la mayor porción de estos componentes (Tanabe et al. 1988).

También los compuestos organoclorados como los Policloruros de Bifenilo (PCB) y los pesticidas clorados representan una amenaza constante para la salud de animales y humanos. Estos componentes son lipofílicos y persistentes, se acumulan en los depósitos de grasa de los mamíferos marinos a lo largo de la cadena alimenticia (Borrell 1993). Pero estos no son los únicos, pues existen otros compuestos como los polibromodifenil éteres (PBDE) cada vez más distribuidos en los mamíferos marinos (de Boer *et al.* 1998, Lindström *et al.* 1999, Ikononou *et al.* 2002, Kajiwara *et al.* 2004, Martin *et al.* 2004, Fossi *et al.* 2003, 2010).

Los mysticetos suelen tener niveles tróficos bajos, por lo que no suelen ser especies susceptibles de verse afectada severamente por la contaminación química. Para rorcuales comunes, los valores más altos se han registrado en los individuos del Atlántico norte y Mediterráneo con valores de PCBs de 500 a 8000 ng/g lw y de dicloro difenil tricloroetano (DDTs) de 200 a 12.000 ng/g lw (Alex Aguilar and García-Vernet, 2018). En el Atlántico, los valores de PCBs, DDTs, y metales pesados analizados en muestras de piel, grasa, músculo, hígado y riñón fueron generalmente bajos por lo que no se consideran peligrosos desde el punto de vista toxicológico (Aguilar and Borrell, 1988, 1991; Borrell, 1993). No obstante, los rorcuales comunes del Mediterráneo contienen altas concentraciones de organoclorados, Dicloro Difencil Tricloroetano (DDT), Hidrocarburo aromático policíclico (PAH) y PBDE, con efectos sobre las hormonas sexuales (Fossi *et al.* 2003, 2010; Tapie *et al.* 2010). Fossi *et al.* (2010) encontraron un estrés toxicológico más elevado en la población de rorcuales comunes del mar de Liguria, en comparación con los del mar de Cortés, relacionado con altos niveles de PCB, DDT, organoclorados con efectos disruptores endocrinos y PAH en las muestras de hembras y machos, lo que puede afectar a la función reproductiva de la especie. En el Mediterráneo español, cuatro rorcuales comunes que llegaron varados a la costa catalana presentaron concentraciones de compuestos organoclorados en su grasa hipodérmica de 22,08 ppm de tDDT y 11 ppm de PCB (Aguilar et al., 1994).

Aguilar y Borrell (1988) informan que mientras la carga de contaminantes presentes en la grasa de rorcuales comunes juveniles es similar para ambos sexos, después de la madurez sexual, los niveles de concentración de compuestos organoclorados aumentan con la edad y el tamaño corporal para los machos mientras disminuyen para las hembras hasta que ambos se establecen en un valor constante. La disminución de compuestos organoclorados en la grasa de las hembras de rorcual común ocurre por transferencia a sus crías durante el periodo de lactancia (Aguilar y Borrell 1988). La transferencia es mayor para la primera cría que recibirá una descarga de 1 g de PCB y 1,5 g de tDDT, pero decrece hasta 0,2 g de PCB y 0,3 g de tDDT para las hembras más viejas (Aguilar y Borrell 1994). La descarga de tDDT es mayor que la de PCB, debido a las propiedades más lipófilas de este último (Aguilar y Borrell 1988).

La alimentación del rorcual aliblanco puede incluir más peces que otras especies por lo que algunos niveles son más altos, especialmente en individuos machos (O'Shea and Brownell, 1994; Skaare, 1995; Kleivane and Skaare, 1998). No existen valores para aguas españolas.

A nivel de la población, se desconoce cuáles serían los posibles efectos a largo plazo y entre generaciones de la exposición a contaminantes químicos en esta especie.

2.3.4.1.2 Vertidos de hidrocarburos

A raíz de varias catástrofes (como el Torrey Canyon en 1967 o el Exxon Valdez en 1989), se adoptaron una serie de convenios en el marco de la Organización Marítima Internacional (OMI) con el fin de luchar contra la contaminación accidental (imprevista) y la contaminación causada por la explotación normal (deliberada, como la limpieza de tanques con agua de mar). Así, por ejemplo, en 1973 se adoptó el Convenio internacional MARPOL sobre la prevención de la contaminación ocasionada por los buques. Durante el año 2009, según datos de ITOFF (Internacional Tankers Oil Pollution Fund) los hidrocarburos vertidos a la mar en accidentes de buques tanque sumaron únicamente 100 toneladas. Se trata de una cifra muy reducida, teniendo en cuenta que en ese mismo año se transportaron por mar más de 2.300 millones de toneladas de hidrocarburos. Sin embargo, mientras exista el transporte marítimo de petróleo, los riesgos seguirán existiendo.

Los mamíferos marinos son generalmente capaces de metabolizar y excretar pequeñas cantidades de hidrocarburos, pero la exposición aguda o crónica plantea mayores riesgos toxicológicos (Grant y Ross 2002). A diferencia de los seres humanos, los cetáceos tienen una epidermis engrosada que reduce enormemente la probabilidad de toxicidad por el contacto de la piel con el petróleo (Geraci y St. Aubin 1990; O'Shea y Aguilar 2001). Por lo tanto, la inhalación de vapores en la superficie del agua y la ingestión de hidrocarburos durante la alimentación son las vías más probables de exposición a hidrocarburos en estas especies.

Los efectos de la exposición aguda a los productos derivados del petróleo, en los mamíferos marinos, puede causar cambios en el comportamiento, inflamación de las membranas mucosas, congestión pulmonar, neumonía, trastornos del hígado, y daño neurológico (Geraci y St. Aubin 1990). Además, los derrames de petróleo son también potencialmente destructivos para las poblaciones de sus presas y por lo tanto reducir la disponibilidad de alimentos, lo que puede afectar negativamente a las poblaciones de cetáceos.

Esta amenaza es especialmente relevante en Galicia (donde han tenido lugar las mayores catástrofes ambientales de este tipo como el vertido del Prestige en 2003) y el área del estrecho de Gibraltar y bahía de Algeciras donde se ubica la refinería de Algeciras y hay gran cantidad de trasvase de hidrocarburos desde tierra los barcos y viceversa.

Geraci (1990) propone que, si ocurre un vertido de petróleo en una zona de presencia de rorcuales comunes, puede resultar en contactos del petróleo con la piel, ensuciamiento de las barbas, ingestión de compuesto, problemas respiratorios por la inhalación del humo tóxico, contaminación de las presas y desplazamiento de las áreas de alimentación, y más probablemente irritación de las membranas respiratorias y absorción de hidrocarburos en la sangre. Los efectos reales dependerán del tamaño de la zona afectada y de la duración del contacto, así como de las características del petróleo derramado, pero nunca se ha podido evaluar las consecuencias de los vertidos para rorcuales comunes.

2.3.4.1.3 Metales pesados

Desde el punto de vista eco toxicológico, los mamíferos marinos presentan características interesantes para el estudio de acumulación de contaminantes y las transferencias de éstos en los sistemas marinos. Bien es conocido que metales, como el mercurio, se acumulan en los organismos marinos, donde debido al proceso de biomagnificación existe un incremento de las concentraciones de mercurio en los niveles tróficos más altos (Palmisano et al. 1995). Pero se necesitan más estudios, para explicar los procesos de acumulación de metales y cómo estos

organismos pueden hacer frente a las concentraciones tan elevadas. Por ejemplo, el metilmercurio (MeHg) es la forma predominante en el músculo de los mamíferos marinos, mientras que en el hígado su contenido es sólo un pequeño porcentaje del total.

Se ha detectado la presencia de pequeñas cantidades de varios elementos traza esenciales y no esenciales en los huesos y los órganos de rorcuales comunes y rorcuales aliblanco del Atlántico norte y del Mediterráneo, incluyendo cadmio, cobre, estroncio, fluor, hierro, manganeso, mercurio, plomo, selenio, titanio y zinc (Capelli et al., 2008; Pinzone, Damseaux, Michel, and Das, 2019; Roubira, Bosch, and Bentaleb, 2015; Sanpera, González, and Jover, 1996; Vighi, Borrell, and Aguilar, 2017; Vighi, Borrell, Víkingsson, Gunnlaugsson, and Aguilar, 2019; Vighi, García-Nisa, Borrell, and Aguilar, 2015, O'Shea and Brownell, 1994; Hobson et al., 2004).

2.3.4.1.4 Ingestión de plásticos

Los plásticos y los materiales sintéticos son los componentes de la basura presente en el mar que provocan la mayoría de los problemas a animales marinos. Se han descrito hasta un total de 267 especies diferentes que hayan sufrido enmalles o ingesta accidental de alguno de estos tipos de basura (Allsopp *et al.* 2006). El PRUGMA (Programa de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente, en inglés UNEP) es una de las organizaciones que lidera desde 2003 iniciativas encaminadas a evaluar el impacto de la basura sobre la fauna marina e identificar las medidas de mitigación. Recientemente Simmonds (2011) ha realizado una recopilación de bibliografía científica referente a casos de ingestas de plásticos por parte de diferentes especies de cetáceos en distintas partes del mundo. El autor concluye que las especies que más frecuentemente se ven afectadas por este tipo de amenaza son los zifios y los cachalotes, ya que ambas especies se alimentan preferentemente de cefalópodos, presas que debido a su fisionomía y densidad pueden confundirse en ocasiones con ciertos tipos de plásticos. En el caso de los mysticetos, la ingesta puede venir relacionada con la filtración de micro plásticos, presentes sobre todo en aguas del Mediterráneo. En el Mediterráneo y Golfo de Cádiz, se han encontrado concentraciones altas de varios tipos de basuras marinas, principalmente de plásticos (Cózar et al., 2015; Fossi et al., 2017, Lambert et al., 2020). Los datos recogidos durante la ACCOBAMS Survey Initiative estimaron que había ~11,5 millones de basuras flotantes >2 cm en toda la cuenca, con mayores densidades en la zona central (Lambert et al., 2020). En particular, se han localizado microplásticos en zonas conocidas de alimentación del rorcual común, y en sus presas (Fossi et al., 2016, 2017; Guerrini, Mari, and Casagrandi, 2019). Todos los mysticetos pueden llegar a ingerir microplásticos directamente al engullir grandes cantidades de agua, como se ha demostrado en yubartas (Besseling et al., 2015), o indirectamente a través de la ingesta de sus presas zooplanctónicas, las cuales confunden los microplásticos con su alimento (Desforges, Galbraith, and Ross, 2015).

También existe un peligro de heridas o enredamiento en basuras de mayor tamaño, como restos de artes de pesca o de cabos (Fossi, Panti, Bani, and Lavers, 2018; Kühn and van Franeker, 2020). Además, se han registrado casos de ingestión de macro residuos sólidos por rorcuales aliblanco (Tarpley and Marwitz, 1993; Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2017). Esta amenaza tiene especial incidencia en el mar de Alborán debido a la presencia masiva de turismo, y adquiere una preocupación mayor en la costa de las provincias de Almería y Granada debido a la gran cantidad de plásticos que se usan cada año en los invernaderos.

Un riesgo añadido de los plásticos y microplásticos, es su capacidad de transportar contaminantes y toxinas en su superficie, que pueden ser absorbidos por los animales que los ingieren (Teuten et al., 2007). Algunos son aditivos del plástico como el bisfenol A, los ftalatos (ésteres de ácido ftálico, PAEs) o retardantes de llamas que se sueltan cuando el plástico se

degrada (Teuten et al., 2007), y otros son contaminantes químicos persistentes, bioacumulativos y tóxicos (PBT), como los compuestos organoclorados, que se adhieren a la superficie del plástico (Engler, 2012). Por ejemplo, se ha detectado la presencia de siete ftalatos, grupo de compuestos químicos añadidos a los plásticos para incrementar su flexibilidad, en muestras de zooplancton y de grasa de rorcuales comunes del Mediterráneo noroccidental, contaminantes liberados por los microplásticos ingeridos (Baini et al., 2017; Fossi et al., 2012). Algunos de estos ftalatos como el MEHP han sido reportados como disruptores endocrinos (Fossi et al., 2012), y podrían causar estragos importantes en una especie con baja tasa de reproducción. Además, los niveles de LPO, un indicador de estrés oxidativo de las células, fueron más altos en los animales del Mediterráneo (Fossi et al., 2016).

2.3.4.2 Contaminación acústica

El ruido siempre ha existido en los fondos marinos. Los cetáceos son bioindicadores naturales del equilibrio acústico de los océanos, por tanto, es imprescindible comprender los mecanismos de comunicación de estos mamíferos marinos, con el objetivo de conservar los ecosistemas en los que habitan, así como hacer de las actividades humanas en la mar sostenibles. El hombre realiza un gran número de actividades que provocan ruido submarino; tanto de forma intencionada, como la exploración geofísica o las maniobras militares, en las cuales se emiten sonidos para la búsqueda activa de yacimientos y submarinos respectivamente; o que generan ruido de forma indirecta, como el tráfico marítimo comercial o la construcción de puertos. Los sonidos introducidos por el hombre en el medio submarino producen dos tipos de efectos negativos en los organismos: i) graves de impacto agudo como la pérdida total de audición, ii) bajos o de impacto moderado, que pueden ser crónicos, como la pérdida parcial de audición, limitación en el rango de detectabilidad de conspecíficos, aumento del estrés, etc. (Richardson et al., 1995; Würsig y Richardson, 2002) Debido a las condiciones favorables de transmisión de las ondas sonoras en el medio marino, no es de extrañar que los fenómenos de comunicación acústica estén especialmente desarrollados en los cetáceos. Hildebrand (2005) calculó un patrón anual de energía de origen antropogénico radiada al medio marino incluyendo todos los tipos de fuentes de ruido conocidas: 1) las explosiones nucleares submarinas, 2) la exploración geofísica, 3) el sonar táctico de media frecuencia militar, 4) tráfico marítimo, 5) las explosiones de prueba de resistencia de buques militares, y 6) el sonar táctico de baja frecuencia militar.

La comunicación a larga distancia del grupo de los misticetos es la función más propensa al impacto del ruido producido por las actividades humanas en el medio marino debido al enmascaramiento (Payne y Webb 1971; Richardson et al. 1995). Este grupo de cetáceos se ha especializado en la comunicación a bajas frecuencias en un hábitat cuyo ruido ambiente estaba dominado por el oleaje y no por el tráfico marítimo (NRC 2003). Se cree que su máxima sensibilidad acústica se encuentra en el rango de frecuencias más afectado por el ruido (Southall et al. 2007). Concretamente, los comportamientos evasivos en misticetos se producen con sonidos de baja frecuencia, de 140 a 160 dB re 1 μ Pa (Malme et al. 1983, 1984, 1988; Ljungblad et al. 1988; Tyack y Clark 1998). Por estas razones, las especies de este suborden tienen máxima prioridad en el análisis del significado ecológico de los efectos del ruido marino en los mamíferos marinos (NRC 2003; 2005; Southall et al. 2009).

Los diferentes tipos de perturbaciones generadas por este contaminante en los mamíferos marinos están siendo cada vez mejor documentados y la literatura disponible sobre este problema es cada vez más abundante, como por ejemplo una reducción del área de comunicación por efecto de enmascaramiento (Richardson et al. 1995, Clark et al. 2009), daños fisiológicos, provocando una pérdida permanente de audición o una pérdida temporal de la

sensibilidad auditiva en función de la intensidad y tiempo de exposición (Ketten 2004), una disminución de la disponibilidad de las presas o aumento de la vulnerabilidad frente a ciertos peligros (Richardson et al. 1995). También se han observado en cetáceos cambios hormonales indicativos de estrés en respuesta a la exposición al ruido intenso (Romano et al. 2003). En mamíferos terrestres se sabe que el estrés crónico induce cambios fisiológicos que incluyen la disminución de la función inmune y probablemente ocurra de forma similar en los cetáceos (Gordon y Moscrop 1996).

La exposición a sonidos de la suficiente intensidad causa una reducción en la sensibilidad acústica (cambio del umbral de detección), bien de forma temporal y recuperable en minutos u horas (TTS, “temporal threshold shift”), bien de forma permanente (PTS). El efecto reiterado de la perturbación puede llegar a causar daños permanentes (Melnick 1991). En los casos más severos, ruidos muy intensos pueden tener como consecuencia hemorragias internas y en el sistema auditivo que pueden llevar a la muerte (Frantzis, 1998; Balcomb et al. 2001). La presión sonora recibida y la repetición y duración de los sonidos marcarán el grado de desgaste celular de las células auditivas (agotamiento metabólico) o la afección anatómica a los estereocilios de la cóclea (Gordon et al. 1998; McCauley et al. 2000).

El ruido debido a la actividad humana (antropogénico) es por tanto un factor de contaminación del medio que puede tener un efecto negativo sobre el ecosistema marino local, pudiendo afectar zonas muy extensas (Curtis et al. 1999; Andrew et al. 2002; McDonald et al. 2006, 2008; Castellote 2009). La regulación del ruido como contaminante en el mar está limitada por el desconocimiento sobre los niveles base naturales de sonido ambiente en los océanos y cómo han sido alterados por las emisiones humanas. Esto dificulta evaluar las “dosis” de ruido aceptables en distintas zonas. La evaluación de este efecto a escala poblacional requiere asociar el nivel de exposición al ruido con cambios en la abundancia o parámetros demográficos. Para ello, es necesario obtener medidas del nivel de ruido expuesto en animales y documentar sus respuestas, aunque en el medio marino ninguna de estas tareas es fácil (Tyack, Gordon y Thompson 2004).

2.3.4.2.1 Tráfico marítimo

El avance tecnológico que supuso la incorporación del motor a la industria naval en el siglo XIX, supuso un aumento en la autonomía de los buques y un incremento paulatino de la velocidad de los mismos. Desde entonces, el tráfico marítimo mundial no ha hecho más que aumentar, siendo la marina mercante un factor fundamental en el desarrollo económico de los países. El transporte marítimo de mercancías comprende, él sólo, el 90% del comercio exterior y el 40% del comercio interior europeo, transportando una carga de 3,5 billones de toneladas al año. A pesar de que el transporte marítimo representa una de las formas de transporte más rentables en términos ecológicos, las amenazas generadas por el mismo sobre la biodiversidad marina en zonas donde confluyen una elevada sensibilidad y una alta vulnerabilidad ambiental, merecen una mayor atención pública a distintos niveles. Así, para el caso concreto español, estas cuestiones merecen una especial atención, dado que el elevado tráfico marítimo que soportan sus aguas coincide en muchos casos con áreas de elevada sensibilidad ambiental (Bland et al., 2022).

De las diferentes fuentes de ruido existentes en la cuenca mediterránea, en el Atlántico y en Canarias, el tráfico marítimo comercial y la exploración geofísica son las dos primeras en orden de importancia (Abdulla y Linden 2008). El aumento substancial del número de buques en los últimos 50 años implica un aumento gradual del ruido generado por el tráfico del orden de 15 dB en incrementos de 3 dB por década (Andrew et al. 2002; McDonald et al. 2006). El mar

Mediterráneo es una de las zonas con más ruido submarino del mundo, presentando niveles medios de ruido ambiente en los primeros 1000 Hz por encima de los 100 dB (Ross 2005, Castellote 2009). El elevado número de buques comerciales que transitan diariamente por toda la cuenca Mediterránea impide que haya regiones silenciosas y hace que el ruido ambiente sea más elevado aquí que en otras cuencas marinas (Abdulla y Linden 2008). El área del Estrecho de Gibraltar, como zona de tránsito entre el mar Mediterráneo y el océano Atlántico, concentra gran parte de ese tráfico marítimo, lo que se traduce en niveles de ruido ambiente con valores medios de 112,5 dB re 1 μ Pa (Castellote 2009). De igual forma, el tráfico de mercancías a lo largo de la demarcación noratlántica podría generar un impacto acústico en la zona y con ello alterar el comportamiento de los mysticetos en estas aguas.

Además del tráfico de mercancías, los avances tecnológicos han propiciado el incremento del transporte marítimo de pasajeros, especialmente el de alta velocidad, y el aumento masivo de las actividades náuticas de recreo, lo que contribuye también a aumentar los niveles de ruido en los canales de navegación de este tipo de embarcación (Urquiola y de Stephanis 2000).

El estudio del comportamiento acústico del rorcual común del Mediterráneo demuestra que, cuando está expuesto al ruido del tráfico marítimo, este cetáceo presenta un mecanismo de compensación para aumentar la detectabilidad de sus vocalizaciones en horas o en regiones de elevados niveles de ruido ambiente, como el Estrecho de Gibraltar (Castellote 2009, Castellote *et al.* 2010), de la misma forma que la ballena franca (Parks *et al.* 2007, 2009) y la ballena azul (Di Iorio y Clark 2010). Este mecanismo implica un considerable aumento del coste energético para la producción de la señal acústica, pudiendo generar efectos crónicos negativos (Castellote 2009, Castellote *et al.* 2010). Además, en otros mysticetos el ruido generado por el tráfico marítimo ha provocado un aumento de estrés (Rolland *et al.*, 2012) y una reducción del esfuerzo de alimentación (Blair *et al.*, 2016). En el Atlántico noroeste se ha estimado que el potencial de enmascaramiento de las vocalizaciones de rorcual aliblanco debido al ruido de los buques resulta en un ~80% de pérdida de comunicación para sus trenes de pulsos en comparación con niveles de ruido históricos que eran más silenciosos (Cholewiak *et al.*, 2018).

2.3.4.2.2 *Prospecciones sísmicas*

La prospección sísmica es la técnica de exploración primaria para detectar petróleo y los depósitos de gas, estructuras de fallas, y otros accidentes geológicos en alta mar. Las campañas son realizadas por los buques que remolcan uno o dos arrastres con cañones de aire comprimido, que generan intensas ondas de presión de sonido de baja frecuencia capaz de penetrar en el fondo del mar y se dispara repetidamente a intervalos de 10-20 segundos durante períodos prolongados (National Research Council 2003). Los arrastres tienen capacidad para 70 cañones de aire comprimido y por lo general varían de 0,033 a 0,131 m³ de tamaño total. La mayor parte de la energía de los cañones es dirigida verticalmente hacia abajo, pero la emisión de sonido también radia en la horizontal. Los pulsos dirigidos hacia abajo que entran en el canal de sonido profundo (unos 800 m de profundidad o más) se pueden detectar a distancias de hasta 3.000 km (Nieukirk *et al.* 2004). Los niveles máximos de presión de los cañones de aire por lo general van desde 5 hasta 300 Hz y el alcance de 235 a 240 dB re 1 μ Pa (National Research Council 2003) y la mayor parte de la energía está por debajo de 500 Hz.

Existe una creciente preocupación sobre el efecto de la contaminación acústica de las prospecciones sísmicas sobre el ecosistema marino, principalmente sobre los cetáceos, por su dependencia del sonido para las funciones de alimentación, reproducción, comunicación y orientación (Richardson *et al.* 1995). Según modelos de transmisión esférica, la intensidad

sonora pierde 6 dB cada vez que se duplica la distancia, de modo que, las intensidades a las que se han observado comportamientos de alarma y evitación en cetáceos, tortugas, peces y cefalópodos (145-195 dB re 1 μ Pa, Richardson et al. 1995; Malme et al. 1984; McCauley et al. 2000) se alcanzarían a distancias de entre los 100 m y más de 1000 km. Madsen et al. (2006) midieron los mismos niveles (162 dB_{max} re 1 μ Pa) a 2 y 12 km de distancia de un barco de emisión sísmica.

Las exploraciones para petróleo y gas, incluyendo campañas sísmicas, suelen operar en con la presencia a bordo de observadores de mamíferos marinos (MMO) para detectar la presencia de cetáceos (obligatoria para obtener el permiso). Sin embargo, como ya se ha mencionado, el efecto de la contaminación acústica puede alcanzar grandes distancias lo que hace inviable la sola presencia de MMOs para limitar estos impactos, como se describe a continuación.

Varias especies de misticetos mostraron un comportamiento de evasión de las fuentes sonoras emitidas por campañas sísmicas (Gordon et al., 2003; Castellote, Clark and Lammers, 2012). La campaña de exploración geofísica científica MARSIBAL 1-06 del CSIC en el mar de Alborán provocó un impacto agudo sobre los rorcuales comunes, en un área que puede ser una de sus zonas de reproducción y/o alimentaciones principales en invierno; los animales huyeron del ruido y no volvieron a la zona hasta varios días después de que cesará la campaña sísmica (Castellote 2009, Castellote et al. 2010). Para los autores, eso demuestra que esta población de rorcuales comunes probablemente ha sufrido un proceso de sensibilización a este tipo de perturbación y que su efecto crónico podría muy probablemente generar un impacto de significado biológico. El efecto detectado por Castellote (2009) y Castellote et al. (2010) aproximadamente a 285 km de distancia de la zona donde se encontraban los rorcuales hace inviable la sola presencia de MMOs para limitar estos impactos. Asimismo, el área de impacto acústico de campañas comerciales puede ser superior en varios ordenes de magnitud a las campañas científicas, por ejemplo, radios de 2500 km (Gedamke et al. 2009). En el Golfo de Cádiz se han llevado a cabo varias campañas sísmicas científicas y comerciales (Vilela et al., 2016). Durante un estudio de acústica pasiva usando 24 sismómetros fijos en el Golfo de Cádiz, los sonidos producidos por una campaña sísmica científica impidieron que se registraran detecciones durante varios días porque enmascararon totalmente los cantos de rorcuales (Pereira et al., 2020). Un estudio detectó un cese en las vocalizaciones de un grupo de rorcuales comunes machos en un área de 10.000 km² durante un estudio sismográfico (Clark y Gagnon 2006). Sólo después del estudio comenzaron las ballenas a cantar con éxito. Gedamke et al. (2011) predicen que los impactos de una campaña de exploración sísmica pueden causar una reducción temporal en la sensibilidad acústica (TTS) para misticetos nadando a más de 1 km del barco emisor.

2.3.4.2.3 *Ejercicios militares*

El LFAS (sónar activo de baja frecuencia) o SURTTASS LFAS (sistema de sónar de vigilancia por medio de barrido reticular) son los términos con los que se conoce un sistema de sónar antisubmarino de gran precisión utilizado por las armadas de varios países. Estos sistemas se basan en la utilización de ondas sonoras de alta intensidad (>235 dB re 1 μ Pa a 1 m) y baja frecuencia (entre los 2,5 y los 7 kHz) que pueden viajar grandes distancias bajo el agua y detectar objetivos a cientos de kilómetros de distancia. Se emiten decenas de estas señales en periodos de pocos segundos (cerca de 250 en 4-5 segundos) que son interpretados por un receptor después de que la onda rebote en los objetivos (D'Amico 1998, Zimmer 2003).

En 1997, la comisión sobre Mamíferos Marinos presentó un informe al congreso estadounidense en el que se reconocía el impacto del LFAS. Entre sus conclusiones cabría destacar las

declaraciones en las que se reconocen efectos nocivos sobre la fauna marina tales como: i) muerte por hemorragia en los pulmones y otros traumas titulares, ii) pérdida total o parcial de audición, iii) disrupción de los hábitos alimenticios, reproductores, en la comunicación acústica y sensitiva, y otras alteraciones vitales de comportamiento. En este mismo informe, también se hace referencia a que las perturbaciones debidas a el uso de LFAS podían provocar alteraciones en las rutas migratorias, evitar las zonas habituales de alimentación y reproducción, etc (MMPA 1997).

El análisis de las interacciones entre las actividades militares y la migración de los rorcuales comunes en la demarcación Sudatlántica (Figura 13) revela que puede existir una correlación espacial significativa que podría influir en el comportamiento de desplazamiento de estos cetáceos. La presencia de ejercicios militares, evidenciada por las zonas de colores en el mapa, coincide con áreas de alta densidad de tránsito de rorcuales, marcadas por líneas de colores que representan sus rutas migratorias.

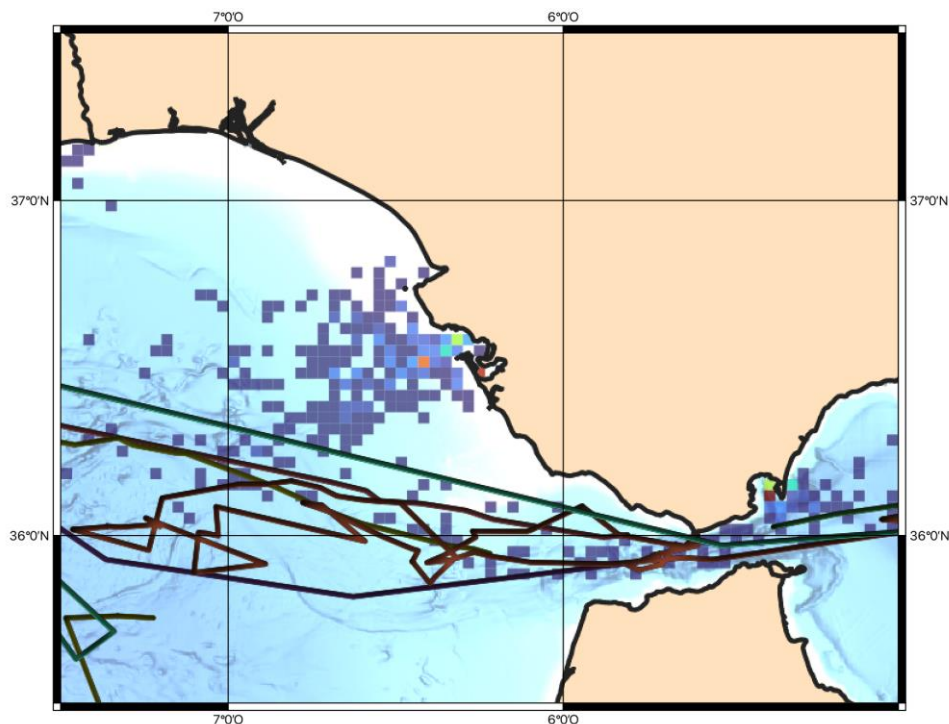


Figura 13. Movimientos de rorcuales comunes y presencia de actividades militares en la demarcación Sudatlántica. Elaboración propia a partir de datos AIS obtenidos a través de vesselfinder

No sólo el uso de sónares activos puede afectar seriamente o matar a los cetáceos, otros sonidos emitidos durante el desarrollo de maniobras militares también tienen serios efectos sobre los cetáceos (Plan de conservación realizado por IUCN 2000). Por ejemplo, las comunicaciones entre submarinos suelen utilizar frecuencias de 5-11 kHz de alta intensidad (180-200 dB re 1 μ Pa) y los disparos desde las baterías de los navíos de guerra pueden exceder los 270 dB re 1 μ Pa. Asimismo, las explosiones pueden provocar la muerte de numerosos cetáceos, como ya fue comprobado durante algunos conflictos bélicos con el uso de torpedos (Gardner 1996).

Por otro lado, experimentos con buceadores humanos demuestran que, además de los daños a órganos de recepción acústica, la exposición a sonidos de alta intensidad puede producir otras afecciones, principalmente cerebrales, de mayor seriedad y persistencia que los cambios en el umbral de sensibilidad auditiva. Estos impactos revisados por NATO-Saclantcen (1998) incluyen: i) afección a receptores táctiles epiteliales (los corpúsculos de Paccini, con picos de sensibilidad

a frecuencias de 250 Hz) lo que produce sensación de cosquilleo y adormecimiento en la piel; ii) vibraciones de gases en el tracto gastrointestinal, provocando dolores; y iii) otros efectos, tales como resonancia arterial, hemorragias pulmonares, ansiedad o pánico. Sin datos que demuestren lo contrario, es razonable considerar que los resultados de experimentos del impacto del sonido, en buceadores humanos, serán indicativos de los impactos potenciales a mamíferos marinos en libertad.

NMFS (2008) ha concluido que los barcos militares pueden causar heridas y o perturbaciones a los rorcuales comunes debido al tráfico marítimo, al ruido de los motores y a los sonares tácticos de media frecuencia. Aunque es difícil realizar experimentos sobre el impacto del sonido en grandes ballenas, se han encontrado daños en los oídos de yubartas varadas tras explosiones submarinas (Ketten *et al.* 2004), desconociéndose la distancia a la que las yubartas se encontraban de las explosiones y por tanto los niveles que recibieron. En casos concretos, el ruido de sonares activos de media frecuencia (MFAS) ha llegado a causar varamientos masivos de zifios (familia Ziphiidae) (Frantzis, 1998; Bernaldo de Quirós *et al.*, 2019). Estos varamientos atípicos asociados al uso de sonares militares, son muy raros en otras familias de cetáceos, aunque se han observado en una ocasión para una especie de misticeto, cuando vararon 2 rorcuales aliblancos, además de otras especies de cetáceos, en Bahamas en 2000 tras la realización de unas maniobras militares con MFAS (Balcomb and Claridge, 2001; Weilgart, 2007). En la última década, se han realizado varios estudios de “control exposure experiment” (CEE) del impacto de sonares de media frecuencia sobre varias especies de cetáceo. Se ha demostrado que rorcuales aliblancos han evitado la zona incluso a larga distancia y con niveles de ruido bajos o han interrumpido sus cantos (Martin *et al.*, 2015; Sivle *et al.*, 2015; Kvadsheim *et al.*, 2017), mientras otras especies de misticetos han interrumpido su alimentación (Goldbogen *et al.*, 2013). En el caso de sonar activo de baja frecuencia, las yubartas alargaron la duración de sus canciones, con un coste energético asociado desconocido (Miller *et al.*, 2000; Fristrup, Hatch and Clark, 2003).

2.3.5 Desarrollo costero

Las actividades de construcción en el litoral, como por ejemplo la instalación de pilares o la construcción de diques, pueden producir niveles de sonido suficiente para molestar a los mamíferos marinos bajo ciertas condiciones. Se han registrado niveles de presión sonora de 190 a 220 dB re 1 μ Pa en la instalación de pilares de diferente tamaño, estando la mayoría de la energía sonora asociada a esta actividad, en el rango de las bajas frecuencias, <1000 Hz (Illingworth y Rodkin, Inc. 2001, 2004; Reyff *et al.* 2002; Reyff 2003).

Las operaciones de dragado también provocan sonidos a niveles que puedan molestar a los mamíferos marinos. Dependiendo del tipo de draga, los niveles máximos de presión sonora son de 100 a 140 dB re 1 μ Pa (Clarke *et al.* 2003). Similar a la de instalación de pilares, la mayor parte de la energía del sonido asociada está en el rango de baja frecuencia, <1000 Hz (Clarke *et al.* 2003).

Varias técnicas de mitigación han sido adoptadas para reducir los niveles de presión sonora asociadas a las actividades de construcción litorales o prevenir la exposición de los mamíferos marinos a los sonidos. Por ejemplo, un bloque de 15,24 cm de madera colocado entre el pilar y el martillo de impacto se utiliza en combinación con una cortina de burbujas pudiendo reducir los niveles de presión sonora en unos 20 dB. Por otro lado, la instalación de pilares con martillos vibratorios produce picos de presión que son alrededor de 17 dB más bajos que los generados por los martillos de percusión (Nedwell & Edwards 2002). Además, si estas actividades de construcción se programan para no coincidir temporalmente con los momentos de mayor

densidad de animales en el área, se reduciría el riesgo de perturbación. Se recomienda, asimismo, hacer un seguimiento de animales en las zonas susceptibles de impacto acústico, deteniendo la actividad si los cetáceos se encuentran dentro de las zonas de amortiguamiento.

El ruido de las industrias y construcciones costeras o submarinas puede afectar a los mysticetos, debido a que la mayoría de ellas son de bajas frecuencias (<1,000 Hz) (NMFS 2010). Por ejemplo, se redujo la presencia de rorcuales aliblancos durante la construcción de un gasoducto marino en el norte de Irlanda (Culloch et al., 2016). Asimismo, se observaron reacciones severas hasta cientos de metros de dispositivos acústicos repulsivos usados en el contexto de construcciones marinas (Boisseau et al., 2021). En verano de 2002, los rorcuales comunes del mar de Liguria evitaron una zona a más de 200 km de unas construcciones costeras que implicaban el clavado de pilares o “pile-driving” durante varias semanas, incluso después de la actividad cesara (Borsani, Clark, Nani, and Scarpiniti, 2008).

2.3.6 Construcciones de plantas de eólicas marinas y otras construcciones

Los vientos marinos tienden a soplar a mayores velocidades que los vientos terrestres lo que permite a las turbinas producir más electricidad. Esto a su vez, posibilita la construcción de torres más cortas y menos visibles, una de las principales ventajas de los molinos eólicos marinos, donde cada unidad produce más electricidad. Sin embargo, estas instalaciones son técnicamente más complicadas en términos tanto operacionales, como de diseño y construcción, lo que se traduce en un mayor coste (Esteban et al., 2011).

En los últimos años, se ha planteado la construcción de parques eólicos marinos offshore en el entorno marítimo. A nivel de ejemplo se presentan los planes en el entorno del Estrecho de Gibraltar (Figura 14), son numerosos. De igual manera, en la demarcación noratlántica se consideraron 8 zonas prioritarias para el desarrollo de la industria eólica marina que se encuentran en las proximidades de zonas importantes para la alimentación de mysticetos (Figura 14). Es por ello que será necesario obtener información sobre dichas zonas y sobre el grado de afección de las actividades de desarrollo de dicha industria en los mysticetos, especialmente en las áreas consideradas como sensibles y críticas para la especie.

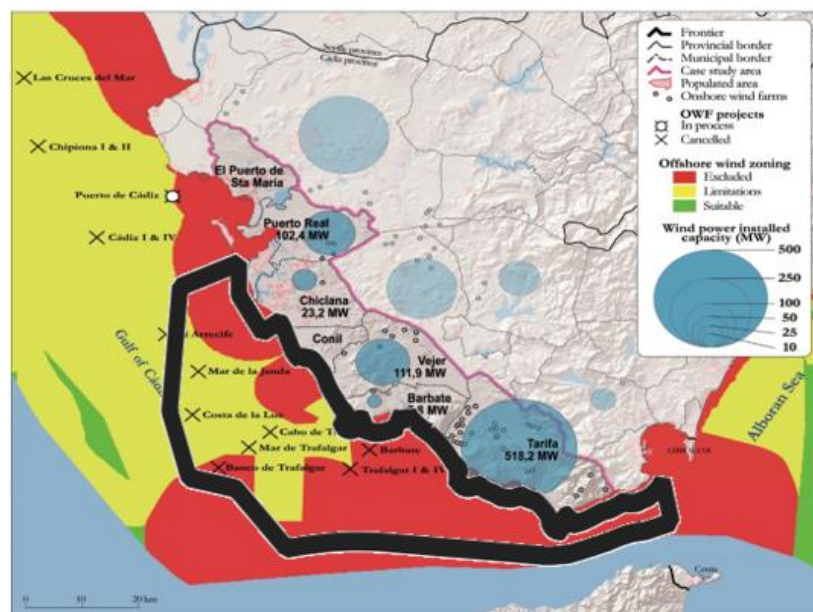


Figura 14. Proyectos piloto de parques eólicos marinos offshore en la Bahía de Cádiz. (Frolova et al. 2022)

2.3.7 Depredación y mortalidad natural

La determinación de si la mortalidad de un cetáceo es de origen natural o no, es difícil de determinar debido a que la muerte puede ser resultado de la combinación de diferentes procesos, y muchos de ellos pueden pasar desapercibidos, si no se realiza una investigación exhaustiva (Dhermain et al. 2002).

Varias enfermedades altamente virulentas han surgido en los últimos años como una amenaza para las poblaciones de mamíferos marinos. De particular preocupación son varios tipos de virus del género Morbillivirus. Estas incluyen: 1) morbillivirus de delfines, que mató a varios miles de delfines listados (*Stenella coeruleoalba*) en el Mar Mediterráneo durante la década de 1990 (Aguilar y Borrell 1994b) y un número desconocido de delfines mulares (*Tursiops truncatus*) en el Atlántico occidental durante la década de 1980 y en el Golfo de México a mediados de los años 1990 (Kennedy 1999, 2001), 2) virus del moquillo en focas, que produjo grandes mortandades de focas comunes (*Phoca vitulina*) y focas grises (*Halichoerus grypus*) en Europa a finales de los años 1980 y 2002 (Hall et al. 1992, Jensen et al. 2002), y 3) el virus del moquillo canino, que provocó mortalidades masivas entre las focas del Baikal (*Phoca sibirica*) a finales de 1980 y foca del Caspio (*Phoca caspica*) en 2000 (Kennedy et al. 2000, Kennedy 2001). Estas enfermedades serían potencialmente dañinas también en mysticetos.

Dado las habilidades de mutación y el histórico de saltos entre especies de los morbillivirus, se ha detectado la presencia del virus en individuos de rorcuales comunes del Mediterráneo y del Atlántico norte (Beffagna, Centelleghé, Franzo, Di Guardo, and Mazzariol, 2017; Jo et al., 2017; Mazzariol et al., 2016, 2012). A pesar de que todavía no se conocen epidemias para el rorcual común (Van Bresse et al., 2014), el morbillivirus podría ser una amenaza importante para los rorcuales comunes del Mediterráneo (Mazzariol et al., 2016). En una ocasión se ha detectado la presencia de *Toxoplasma gondii* en un individuo del Mediterráneo infectado con DMV y con altos niveles de DDT (Mazzariol et al., 2012). La supresión del sistema inmunológico causada por PCBs se cree que provoca una mayor susceptibilidad a los virus en muchos de estos casos (de Swart et al. 1996, Ross et al. 1996b, Ross 2000), aunque esta conclusión es objeto de debate (O'Shea 2000a, 2000b, Ross et al. 2000). Además, la endogamia también puede desempeñar un papel en la muerte de los cetáceos infectados (Valsecchi et al. 2004). En definitiva, como se ha mencionado anteriormente, atribuir una muerte a causas naturales o antropogénicas es complicado, y en gran medida dependerá de la profundidad de los estudios llevados a cabo (Dhermain et al. 2002).

Respecto a la depredación cabe destacar que la mayoría de mysticetos tienen pocos depredadores naturales, excepto las especies más pequeñas. Los mayores depredadores para estas especies son los grandes tiburones y las orcas. En el Mediterráneo, el problema es poco importante ya que las posibles especies predatoras son raras (Bearzi et al. 1997). A pesar de ello, algunos grandes tiburones están presentes en el Mediterráneo y se alimentan de pequeños cetáceos, por ejemplo, cuatro delfines listados fueron hallados en el estómago de un tiburón blanco en Sète. Las orcas transeúntes también podrían ser un potencial depredador en aguas del Atlántico, tanto norte, como en las Islas Canarias.

Aguilar y Lockyer (1987) estimaron una tasa de mortalidad natural de 0,04-0,06 a partir de datos de las capturas de la caza ballenera. Se sabe muy poco sobre las causas naturales de mortalidad de los rorcuales comunes, posiblemente la mortalidad natural se debe mayormente a enfermedades, aunque se desconoce su importancia. Existen enfermedades como la *Brucella* spp. y poxvirus de cetáceos, que pueden afectar las poblaciones de rorcuales comunes al reducir el éxito reproductivo o causar una mayor mortalidad entre las crías (Gaydos et al. 2004). Se detectó la presencia de anticuerpos anti-*Brucella* en rorcuales comunes del Atlántico norte

(Tryland et al., 1999). Por otro lado, Lambertsen (1986), afirma en sus estudios que las infecciones del tracto urinario causadas por el nematodo gigante, *Crassicauda boopis*, son la mayor causa de mortalidad de los rorcuales comunes del Atlántico norte, provocando desde daños en el sistema circulatorio hasta fallo renal. Se tiene poco conocimiento del parasitismo a nivel poblacional pero probablemente los efectos sean leves en animales con buen estado de salud, si no se combinan con otros factores de estrés (NFMS 2010).

2.3.8 Caza ballenera

Esta actividad empezó en las orillas de Nueva Inglaterra a principios del siglo XVIII, más tarde, la caza aumentó a nivel mundial hasta convertirse en una industria muy importante a lo largo del siglo XIX. Los grandes cetáceos fueron explotados en unos niveles muy altos desde 1876 en Noruega, Islandia, las islas Feroe y las islas Británicas, luego esta actividad se extendió a España, Groenlandia y Canadá, y finalmente, la explotación se acabó en los años 1980. En los años 1830, se capturaban unos 5.000 cachalotes al año, sobre todo en Estados Unidos, y el aceite producido gracias a la grasa de los cetáceos ayudó a lanzar la revolución industrial (Starbuck 1878). Más tarde, la industria declinó durante la segunda parte del siglo XIX, debido al descubrimiento de productos alternativos al aceite de cachalote.

Antes del periodo moderno de la caza ballenera a finales del siglo XVIII, los rorcuales comunes no se cazaban porque eran demasiado veloces para ser capturados por los barcos antiguos (Sanpera y Aguilar 1992). Luego fueron explotados en unos niveles muy altos desde 1876 en Noruega, Islandia, las Islas Feroe y las Islas Británicas. Se extendió a España, Groenlandia y Canadá, y la explotación fue interrumpida en el 1985 por la Moratoria internacional firmada por los miembros de la CBI. Las mejores series de datos de capturas aceptadas por la CBI entre el 1864 y el 1985 son de 96.212 individuos de rorcual común cazados en el Atlántico Norte (Canadá 17971, Groenlandia 866, Islandia Oeste 15.881, Islandia Este e islas Feroe 22.776, Noruega 24.701, España-Francia-Islas británicas 11.944, aguas pelágicas del norte 2.373), aunque hasta 17.000 animales adicionales podrían haber sido capturados antes de 1916 cuando las estadísticas eran menos fiables (International Whaling Commission, 2017).

Hoy en día, están autorizadas pequeñas cuotas de caza para la supervivencia de las poblaciones nativas de Groenlandia (19 animales) y también sigue existiendo una pequeña caza muy artesanal, con barquitas de madera, en la Isla de Lamalera, Indonesia. Además, Islandia ha reanudado la caza comercial desde 2006, de acuerdo con la reserva que interpuso a la Moratoria como condición a su vuelta como miembro de la CBI en 2002, capturando 852 rorcuales comunes (7 en 2006, 125 en 2009, 148 en 2010, 134 en 2013, 137 en 2014, 155 en 2015, y 146 en 2018, <https://iwc.int/catches>). Sin embargo, probablemente la caza ballenera en el Atlántico norte nunca volverá a altos niveles de capturas (Aguilar and García-Vernet, 2018).

En la Península Ibérica, Sanpera y Aguilar (1992) informan que 4770 rorcuales fueron capturados en el Estrecho de Gibraltar en 1921-1926 y 1933-1959, 5955 en Galicia en 1924- 1985 y 979 en Portugal en 1925-1951. Los rorcuales comunes eran capturados del lado Atlántico y se encontraban en alta densidad en una pequeña área al suroeste del Estrecho, todo el año sin estacionalidad aparente, sugiriendo una ausencia de migración de esta subpoblación. Los autores resaltaron que al principio la densidad de rorcuales era muy alta lo que permitió una explotación muy intensa, pero al final de los años veinte, la población se cayó abruptamente y se cerró la explotación a la disminución de las capturas por unidad de esfuerzo desde 54 animales/barco/mes en 1922 hasta 6 en 1927 (Aguilar 1985, Sanpera y Aguilar 1992). Mientras que el segundo periodo de caza ballenera, en 1933-1959, acabó con un total de 450 rorcuales comunes capturados (Sanpera y Aguilar 1992). Aunque en estas factorías al principio las

capturas de rorcuales eran económicamente más interesantes, durante el segundo periodo de caza ballenera, entre 1933 y 1954, los beneficios se obtenían de las capturas de cachalotes. Después del año 1980 se abandonó la caza de los cachalotes, y en 1985 se declaró la Moratoria para todas las especies por la CBI.

España tardó 30 años (en 1979) en adherirse y seguir la reglamentación dictada por la Comisión Ballenera Internacional, respetando la moratoria a la caza comercial de ballenas a partir del año 1986 (Aguilar, 2013). Con esta firma se puso fin a una actividad cuyos últimos vestigios se concentraron en la costa gallega, una importante zona de alimentación las ballenas azules y donde estuvieron activas las últimas factorías terrestres: Caneliñas en Cee (A Coruña, entre 1951 y 1985) y Balea en Cangas (Pontevedra, entre 1955 y 1983). Entre el 28 de septiembre del 1951, fecha en la que se capturó la primera ballena y el 21 de octubre de 1985, fecha en la que se capturó el último ejemplar, se estima que más de 5.000 ballenas (ballenas azules y rorcuales comunes y boreales) fueron cazadas en la demarcación marina noratlántica contribuyendo de forma importante a esquilmar las poblaciones de estos grandes cetáceos en esta región del Océano Atlántico (Aguilar, 2013; Valdés Hansen, 2010). Un claro ejemplo de la presión de explotación que sufrieron las poblaciones de ballenas durante este periodo son las estadísticas del año 1978, antes de que España siguiese de la reglamentación dictada por la Comisión Ballenera Internacional, que reportan la caza de hasta 670 rorcuales comunes, 15 rorcuales boreales y 6 ballenas azules en ese mismo año (Díaz López et al., 2022).

No existen evidencias de una actividad ballenera en el Mediterráneo ni en Canarias durante el siglo XX.

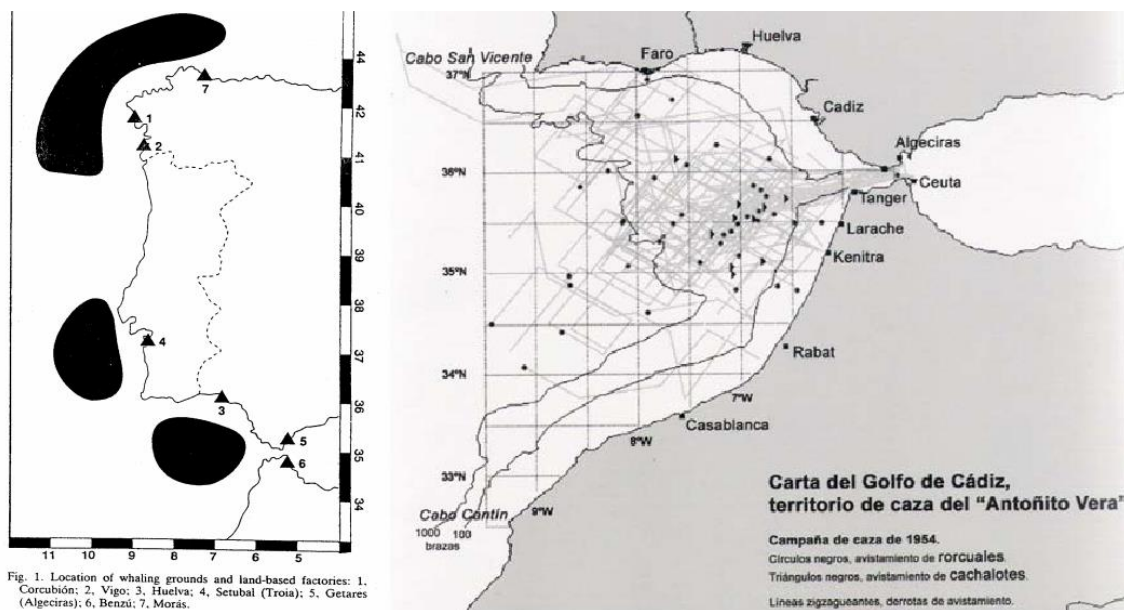


Fig. 1. Location of whaling grounds and land-based factories: 1. Corcubión; 2, Vigo; 3, Huelva; 4, Setubal (Troia); 5, Getares (Algeciras); 6, Benzú; 7, Morás.

Figura 15. Ilzqda. Zonas y estaciones de caza ballenera en el siglo XX (Sanpera y Aguilar 1992). Dcha. Territorio de caza del Antoñito Vera en 1954 (Vargas 2005).

Figura 16.

2.3.9 Investigación

Dentro del Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, por el que se establecen medidas de protección de los cetáceos, el artículo 3.4 estipula que las condiciones de aplicación de este real decreto a las actividades educativas, divulgativas, de investigación y de conservación de las

especies deberán ser especificadas en la autorización dispuesta en el artículo 58.1 de la Ley 42/2007 expuesta anteriormente.

El Capítulo I (de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, regula la Conservación in situ de la biodiversidad autóctona Silvestre. En ella se establece la prohibición de dar muerte, dañar, molestar o inquietar intencionadamente a animales silvestres, como los cetáceos (Ley 42/2007). Sin embargo la misma ley, también describe las excepciones a las prohibiciones detalladas en el Capítulo I, previa autorización administrativa de la Comunidad autónoma, cuando sea necesario por razón de investigación

Los estudios relacionados con la investigación son necesarios para determinar la biología, ecología y estado poblacional de las especies, así como los posibles impactos, tanto intrínsecos como extrínsecos de las presiones a las que se enfrentan. Estos estudios pueden requerir el uso moderado de métodos invasivos, como la recogida de muestras de tejidos mediante biopsias o el despliegue de marcas satélite, que pueden provocar un estrés temporal sobre el animal. Sin embargo, varios autores (e.g. Giménez et al. 2010, Kiszka et al. 2010, Cantor et al. 2010, Tezanos-Pinto y Baker 2011) han evaluado el impacto de estas técnicas sobre el comportamiento de las poblaciones estudiadas y aunque se hayan detectado perturbaciones bajas o medias a corto plazo para algunas especies, no se han observado modificaciones de comportamiento a medio o largo plazo, excepto cuando las reglas básicas de precaución no se habían respetado (Bearzi 2000). Asimismo, Giménez y coautores (2011) demostraron que las heridas causadas por biopsias se cicatrizan rápidamente y no suponen un peligro para el animal. El muestreo por biopsia y el despliegue de marcas satélite permiten el estudio de estructuras de poblaciones (p.ej. Bérubé et al. 1998, Verborgh et al. 2010), ecología alimenticia (p. ej. de Stephanis et al. 2008, García-Tiscar 2009), los niveles de contaminantes (p. ej. Fossi et al. 2010) y movimientos migratorios de cetáceos (p. ej. Mate 2010, Andrews et al. 2008). Por esas razones estas técnicas son las recomendadas para el estudio de los cetáceos por la Comisión Ballenera Internacional (IWC 1991, 2009b).

Los cetáceos son difíciles de estudiar por una variedad de razones: se encuentran en un hábitat marino, su amplio rango geográfico, y una esperanza de vida prolongada. Los estudios son necesarios para determinar posibles impactos tanto intrínsecos como extrínsecos. Por lo tanto, debido a la dificultad en el estudio de estos animales y al empleo de técnicas invasivas en las investigaciones, es fundamental coordinar las actuaciones para evitar solapamientos de programas de investigación y evitar un manejo innecesario de los animales.

2.3.10 Cambio climático y del ecosistema

El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático y la Agencia Europea Medioambiental han alertado sobre el impacto del aumento de temperatura sobre numerosos factores ecológicos incluyendo cambios en la composición del fitoplancton y sus periodos de blooms así como cambios del límite norte de distribución de las especies de aguas cálidas (IPCC 2007, EEA 2008).

El cambio climático global afecta negativamente al medio marino y como se ha mencionado anteriormente, tiene efectos en cetáceos y en las presas de estas especies. En general, los cetáceos responden a la disminución de disponibilidad de sus presas con una modificación de su distribución y de sus estrategias de alimentación. En definitiva, los cambios importantes en el ecosistema provocan una variación en la abundancia poblacional de estas especies que será objeto de estudio a continuación.

El cambio climático global probablemente tenga un efecto negativo importante sobre la distribución y abundancia de las presas de rorqual común, sobre todo para su presa principal *Meganyctiphanes norvegica*, una especie de krill de aguas frías que ya se encuentra en el límite sur de su tolerancia térmica y de salinidad en el Mediterráneo (Forward and Fyhn, 1983; Fowler, Small, and Kečkeš, 1971). El aumento de temperaturas y la acidificación de los océanos pueden provocar el desplazamiento del zooplancton hacia zonas más frías, crear un desajuste temporal con los blooms de fitoplancton, o afectar su supervivencia y reproducción (Beaugrand, Reid, Ibañez, Lindley, and Edwards, 2002; Whiteley, 2011), lo que puede desembocar en una modificación de las rutas migratorias abandonando determinadas zonas de alimentación ante una disminución del afloramiento costero o incremento de la temperatura del agua (Díaz López & Methion, 2019). Además, se incrementaría la competencia por el preciado crustáceo con otros animales, como muchas especies de peces y aves marinas (Giralte Parradell et al., 2020).

A su vez, los rorcales comunes podrían responder a una disminución de disponibilidad de sus presas cambiando de presas o buscando nuevas zonas de alimentación. Sus patrones migratorios se ajustan a la presencia temporal de sus presas en zonas concretas del Atlántico norte (Visser et al. 2011) y ya se han observado cambios temporales en su comportamiento migratorio en Canadá (Ramp et al. 2015). Además, el éxito reproductivo, en fecundidad o supervivencia de las crías, ha sido relacionado con la abundancia de las presas en varias especies de misticetos (Lockyer, 1986; Meyer-Gutbrod, Greene, Sullivan, and Pershing, 2015; Seyboth et al., 2016; Williams et al., 2013), lo que podría tener consecuencias a largo plazo sobre la abundancia del rorqual común.

Los futuros efectos del cambio climático son difíciles de evaluar, pero se ha evaluado que los cambios drásticos en la disponibilidad de presas podrían mermar la conservación de las poblaciones de misticetos, especialmente las que se alimentan lejos de los polos y en mares confinados (Tulloch, Plagányi, Brown, Richardson, and Matear, 2019), como el Mediterráneo y Atlántico Peninsular y subtropical.

2.3.11 Resumen de amenazas potenciales para rorcales comunes.

Figura 17. Resumen de amenazas potenciales y grafo de afección posible en rorcales comunes

Amenaza real/potencial	Actividad humana	Nivel de evidencias	Impacto posible Prioridad	Prioridad
Colisión con embarcaciones	Tráfico marítimo de mercancías y pasaje, avistamiento comercial de cetáceos, explotaciones de gas y petróleo oceánicas y sus barcos de apoyo, explotaciones de energías renovables y sus barcos de apoyo, pesca y navegación de recreo	Alto	Heridas, muerte según el tamaño.	Alta
Contaminación por ruido submarino	Campañas sísmicas de búsqueda y extracción de hidrocarburos (comerciales y científicas), tráfico marítimo, maniobras militares, construcciones en el mar, desarrollo eólica offshore	Medio/Alto	Daños en el oído, enmascaramiento, problemas de comunicación, interrupción y prevención de las actividades de alimentación, migración, descanso, Alta socialización y/o reproducción, desplazamiento fuera de zonas dedicadas a estas actividades	Alta
Contaminación por micro y nanoplasticos	Residuos marinos plásticos procedentes de la pesca, del tráfico marítimo y de las actividades costeras, que se van degradando en micro y nanoplasticos o vertidos directos de micro y nanoplasticos	Medio	Bioacumulación de contaminantes con posibles efectos endocrinos y/o Media inmunitarios	Media
Contaminación por sustancias	Vertidos de hidrocarburos y otras sustancias procedentes de actividades industriales y químicas en el mar o en tierra, del tráfico marítimo o de actividades costeras tales como aguas residuales domésticas y escorrentía agrícola	Bajo	Bioacumulación de contaminantes con posibles efectos endocrinos y/o Baja inmunitarios	Baja
Interacciones con pesquerías	Enmallamiento en redes (especialmente de deriva) y otras artes de pesca	Bajo	Heridas, muerte	Baja

Perturbación física y de comportamiento	Avistamiento comercial y recreativo de cetáceos, investigación	Bajo	Interrupción y prevención de actividades de alimentación, migración, descanso, socialización y/o reproducción, Alta desplazamiento fuera de zonas dedicadas a	Alta
Captura directa	Caza ballenera	Bajo	Muerte, reducción de abundancia y diversidad genética	Baja
Cambio climático y del ecosistema	Actividades produciendo gases de efecto invernadero a la atmósfera	Medio	Cambio en la distribución o abundancia de sus presas, especialmente el kril, cambio en las zonas de alimentación y/o las migraciones	Media
Enfermedades	Indirectamente: todas las que pueden tener consecuencias sobre el sistema inmunitario y reducen la diversidad genética de forma drástica	Bajo	Reducción en la efectividad del sistema inmunitario, muerte, en caso de epizootias puede causar reducción de abundancia y diversidad genética	Baja

Fuente: Elaboración propia a partir de datos obtenidos durante la elaboración del borrador del Plan de Conservación de los Mysticetos, CIRCE - Renaud de Stephanis.

2.4 ESTATUS LEGAL

Los temas relativos a las especies migratorias en el territorio del Estado español y en las aguas marítimas bajo soberanía o jurisdicción española, incluyendo la ZEE y la plataforma continental, y son tratados en el Comité de Flora y Fauna Silvestres dependiente de la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza (Real Decreto 2488/1994). Dicho Comité es un órgano consultivo y de cooperación entre el Estado y las Comunidades Autónomas.

Los mysticetos están protegidos por varios acuerdos internacionales.

La especie se considera una especie amenazada y de alta prioridad según:

- La UICN: Unión Internacional de la Conservación de la Naturaleza, que la cataloga dentro de la categoría de En Peligro (EN).

- ACCOBAMS: Acuerdo para la Conservación de los Cetáceos del Mediterráneo, Mar Negro y Atlántico Contiguo firmado en 1991, donde aparece como Vulnerable en el Mediterráneo (ausente en el Mar Negro).

- El Santuario Pelagos: 1999 Santuario marino internacional (tres países, Francia, Italia, Mónaco); 2002 Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM). Principal área de alimentación en el mar de Liguria.

Está incluida en los siguientes acuerdos, convenios y directivas internacionales:

- el Apéndice I del Convenio de Bonn sobre la conservación de especies migratorias de animales silvestres (CMS), que incluye las especies estrictamente protegidas, especies migratorias amenazadas de extinción en la totalidad o en una proporción significativa de su área de distribución (Seventh Meeting of the Conference of the Parties (COP7) Bonn, 18-24 September 2002), apareciendo bajo la categoría de especies migratorias en peligro.

- el Apéndice II del Convenio de Bonn sobre la conservación de especies migratorias de animales silvestres (CMS), que incluye las especies migratorias cuyo estado de conservación sea desfavorable y que necesiten que se concluyan acuerdos internacionales para su conservación, cuidado y aprovechamiento, así como aquellas cuyo estado de conservación se beneficiaría considerablemente de la cooperación internacional resultante de un acuerdo internacional

(Seventh Meeting of the Conference of the Parties (COP7) Bonn, 18-24 September 2002), apareciendo bajo la categoría de especies migratorias que deben ser objeto de acuerdos.

- el Apéndice I de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, que incluye las especies en peligro de extinción, que pueden ser afectadas por el comercio internacional. El comercio de esta especie tiene que ser sujeto a regulaciones especialmente estrictas para no poner más en peligro su supervivencia y solo se autorizará en circunstancias especiales.

- el Apéndice II del Convenio de Berna relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural en Europa, que incluye las especies de fauna estrictamente protegidas.

- el Apéndice II del Protocolo sobre zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica del Convenio de Barcelona para la protección del medio marino y de la región costera del Mediterráneo, que incluye la lista de especies en peligro o amenazadas.

- el Anexo IV de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestres (Directiva Hábitats), que incluye las especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta en su área de distribución natural.

- la Directiva 2008/56/CE o Directiva marco sobre la estrategia marina del Parlamento europeo y del Consejo de 17 de junio de 2008 por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino, establece un marco en el que los Estados miembros deberán adoptar las medidas necesarias para lograr o mantener un buen estado medioambiental del medio marino a más tardar en el año 2020.

También está protegida por los siguientes instrumentos políticos nacionales:

- el Anexo IV del Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre (por el que se adopta la Directiva 92/43/CEE o Directiva Hábitat de 21 de mayo del Consejo Europeo), que incluye las especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta.

- Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEAA), creado por la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, y regulado por el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. En este listado, la especie aparece incluida en la categoría de Vulnerable.

- la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, que transpone la Directiva 92/43/CEE comunitaria al ordenamiento jurídico español, los cataloga en su anexo V sobre Especies de interés comunitario que requieren una protección estricta.

- el Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, por el que se establecen medidas de protección de los cetáceos.

- la Estrategia Española para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica (1998).

Estado Nivel mundial (UICN):
EN PELIGRO desde 2001

Estado Nivel Mar Mediterráneo (UICN/ACCOBAMS):
VULNERABLE desde el 2006

Estado Nivel nacional España:
VULNERABLE desde 2011

Libro Rojo de Vertebrados amenazados de Andalucía “Vulnerable” según criterios A1ce en 1991

(Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas)

Estado Andalucía:

Estado autonómico (VULNERABLE)

(Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la flora y la fauna silvestres)

Libro Rojo de Vertebrados amenazados de Andalucía “Vulnerable” según criterios A1ce en 2003

Estado Islas Canarias

Estado autonómico (VULNERABLE)

(Ley 7L/ PPL-0011 2009, de 9 de septiembre, del Catálogo Canario de Especies Protegidas).

Estado Comunidad Valenciana

Estado autonómico (VULNERABLE)

(Decreto 32/2004, de 27 de febrero, del Consell de la Generalitat, por el que se crea y regula el Catálogo Valenciano de Especies de Fauna Amenazadas, y se establecen categorías y normas para su protección. DOGV número 4705 de 4 de Marzo de 2004)

Estado Cataluña

Estado autonómico (Especies protegidas de la fauna salvaje autóctona)

(Decreto legislativo 2/2008, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de protección de los animales)

Estado Islas Baleares

Estado autonómico (VULNERABLE)

(Decreto 75/2005, de 8 de julio, por el cual se crea el Catálogo Balear de Especies amenazadas y de Especial Protección, las Áreas Biológicas Críticas y el Consejo Asesor de Fauna y Flora de les Illes Balears. BOCAIB de 16 de julio de 2005)

Estado Comunidad de Cantabria

Estado autonómico (VULNERABLE)

(Decreto 120/2008, de 4 de diciembre, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Cantabria)

3 BIBLIOGRAFÍA

Abdulla, A. and Linden, O. (eds) (2008). *Maritime Traffic Effects on Biodiversity in the Mediterranean Sea: Review of Impacts, Priority Areas, and Mitigation Measures*. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 184pp.

Ables, E.D. (1969). Home-range Studies of Red Foxes (*Vulpes vulpes*). *J Mammal*, 50(1):108.

Abrahms, B., Hazen, E.L., Aikens, E.O., Savoca, M.S., Goldbogen, J.A., ... Mate, B.R. (2019). Memory and Resource Tracking Drive Blue Whale Migrations. *Proc Natl Acad Sci*, 116(12):5582–5587.

ACCOBAMS/Pelagos (2005). *Report of the Joint ACCOBAMS/Pelagos Workshop on Large Whale Ship Strikes in the Mediterranean Sea*. Weinrich, M., Panigada, S., and Guinet, C. (eds). Monaco. 35pp.

ACCOBAMS (2007a). Resolution 3.22 Marine Protected Areas for Cetaceans. In: *Third Meeting of the Contracting Parties to ACCOBAMS*. Dubrovnik, Croatia. p 252–288.

ACCOBAMS (2007b). Resolution 3.25 Cetacean Live Stranding. In: *Third Meeting of the Contracting Parties to ACCOBAMS*. Dubrovnik, Croatia. p 301.

ACCOBAMS (2010a). Resolution 4.16 Guidelines for a Coordinated Cetacean Stranding Response. In: *Fourth Meeting of the Contracting Parties to ACCOBAMS*. Monaco. p 218–270.

ACCOBAMS (2010b). Resolution 4.18 Guidelines on the Granting of Exceptions to Article II, Paragraph 1, for the Purpose of Non-lethal In Situ Research in the Agreement Area. In: *Fourth Meeting of the Contracting Parties to ACCOBAMS*. Monaco. p 282–311.

ACCOBAMS (2010c). Resolution 4.7 Guidelines for Commercial Cetacean Watching Activities in the ACCOBAMS Area. In: *Fourth Meeting of the Contracting Parties to ACCOBAMS*. Monaco. p 185–189.

ACCOBAMS (2013). Resolution 5.12 Work towards a Conservation Plan for Fin Whales in the Mediterranean Sea. In: *Fifth Meeting of the Contracting Parties to ACCOBAMS*. Monaco. p 289–290.

ACCOBAMS (2016a). Resolution 6.20 Commercial Cetacean Watching Activities in the ACCOBAMS Area. In: *Sixth Meeting of the Contracting Parties to ACCOBAMS*. Monaco. p 331–357.

ACCOBAMS (2016b). Resolution 6.21 Species Conservation Management Plans. In: *Sixth Meeting of the Contracting Parties to ACCOBAMS*. Monaco. p 358–364.

ACCOBAMS (2016c). Resolution 6.22 Cetacean Live Stranding. In: *Sixth Meeting of the Contracting Parties to ACCOBAMS*. Monaco. p 365–418.

ACCOBAMS (2019). Resolution 7.14 Best Practices in Monitoring and Management of Cetacean Stranding. In: *Seventh Meeting of the Contracting Parties to ACCOBAMS*. Istanbul, Turkey. p 399–410.

ACCOBAMS (2010d). Resolution A/4.1 Amendments: Extension of the ACCOBAMS Geographical Scope. In: *Fourth Meeting of the Contracting Parties to ACCOBAMS*. p 333–334.

Agler, B.A., Beard, J.A., Bowman, R.S., Corbett, H.D., Frohock, S.E., ... Seipt, I.E. (1990). Fin Whale (*Balaenoptera physalus*) Photographic Identification: Methodology and Preliminary Results from the Western North Atlantic. *Reports Int Whal Comm*, (Special Issue 12):349–356.

Agler, B.A., Schooley, R.L., Frohock, S.E., Katona, S.K., and Seipt, I.E. (1993). Reproduction of Photographically Identified Fin Whales, *Balaenoptera physalus*, from the Gulf of Maine. *J Mammal*, 74(3):577–587.

Aguilar, A. (1985). *Biología y Dinámica Poblacional del Rorcual Común (Balaenoptera physalus) en Aguas Atlánticas Ibéricas [Biology and Population Dynamics of the Fin Whale (Balaenoptera physalus) in the Iberian Atlantic Waters]*. PhD thesis. Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain. 487pp.

Aguilar, A. (2013). *Chimán, la Pesca Ballenera Moderna en la Península Ibérica*. Publicacions de la Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain. 375pp.

Aguilar, A. and Borrell, A. (1994a). Abnormally High Polychlorinated Biphenyl Levels in Striped Dolphins (*Stenella coeruleoalba*) Affected by the 1990-1992 Mediterranean Epizootic. *Sci Total Environ*, 154(2-3):237–247.

Aguilar, A. and Borrell, A. (1988). Age- and Sex-related Changes in Organochlorine Compound Levels in Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) from the Eastern North Atlantic. *Mar Environ Res*, 25:195–211.

Aguilar, A. and Borrell, A. (1991). Heterogeneous Distribution of Organochlorine Contaminants in the Blubber of Baleen Whales: Implications for Sampling Procedures. *Mar Environ Res*, 31(4):275–286.

Aguilar, A. and Borrell, A. (2007). Open-boat Whaling on the Straits of Gibraltar Ground and Adjacent Waters. *Mar Mammal Sci*, 23(2):322–342.

Aguilar, A. and Borrell, A. (1994b). Reproductive Transfer and Variation of Body Load of Organochlorine Pollutants with Age in Fin Whales (*Balaenoptera physalus*). *Arch Environ Contam Toxicol*, 27:546–554.

Aguilar, A., Borrell, A., and Reijnders, P.J.H. (2002). Geographical and Temporal Variation in Levels of Organochlorine Contaminants in Marine Mammals. *Mar Environ Res*, 53(5):425–452.

Aguilar, A., Forcada, J., Borrell, A., Silvani, L., Grau, G., ... Samaranch, R. (1994). *Inventario de Cetáceos Mediterráneos Ibéricos: Status y Problemas de Conservación*. 156pp.

Aguilar, A. and García-Vernet, R. (2018). Fin Whale. In: *Encyclopedia of Marine Mammals*, 3rd ed. Würsig, B., Thewissen, J.G.M and Kovacs, K.M. (eds). Elsevier, San Diego, CA, USA. p 368–371.

Aguilar, A., Giménez, J., Gómez-Campos, E., Cardona, L., and Borrell, A. (2014). $\delta^{15}\text{N}$ Value Does Not Reflect Fasting in Mysticetes. *PLoS One*, 9(3):e92288.

Aguilar, A. and Lockyer, C.H. (1987). Growth, Physical Maturity, and Mortality of Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) Inhabiting the Temperate Waters of the Northeast Atlantic. *Can J Zool*, 65(2):253–264.

Aguilar, A. and Olmos, M. (1988). Sexual Maturity in Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) Caught off Spain. *Reports Int Whal Comm*, 38:317–322.

Aguilar, A. and Sanpera, C. (1982). Reanalysis of Spanish Sperm, Fin, and Sei Whale Catch Data (1957-1980). *Reports Int Whal Comm*, 32:465–, and Kovacs, K.M. (eds). Elsevier, San Diego, CA, USA. p 368–371.

Airoidi, S., Azzellino, A., Nani, B., Ballardini, M., Bastoni, C., Notarbartolo di Sciara, G., & Sturlese, A. (1999). "Whale watching in Italy: results of the first three years of activity." In: *European Research on Cetaceans*, 13, 153–156.

Aïssi, M., Celona, A., Comparetto, G., Mangano, R., Würtz, M., & Moulins, A. (2008). "Large-scale seasonal distribution of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the central Mediterranean Sea." *J Mar Biol Assoc United Kingdom*, 88(6), 1253–1261.

Alava, J.J., Salazar, S., Cruz, M., Jiménez-Uzcátegui, G., Villegas-Amtmann, S., ... Gobas, F.A.P.C. (2011). "DDT strikes back: Galapagos sea lions face increasing health risks." *Ambio*, 40, 425–430.

Alexander, A., Steel, D., Hoekzema, K., Mesnick, S.L., Engelhaupt, D., Kerr, I., Payne, R., & Baker, C.S. (2016). "What influences the worldwide genetic structure of sperm whales (*Physeter macrocephalus*)?" *Mol Ecol*, 25(12), 2754–2772.

Allen, S.G. (1991). "Harbor seal habitat restoration at Strawberry Spit, S. F. Bay." Point Reyes Bird Observatory Report PB91-212332/GAR. Marine Mammal Commission. 43pp.

Alves, F., Ferreira, R., Fernandes, M., Halicka, Z., Dias, L., & Dinis, A. (2018). "Analysis of occurrence patterns and biological factors of cetaceans based on long-term and fine-scale data from platforms of opportunity: Madeira Island as a case study." *Mar Ecol*, 39(2), e12499.

Amos, B., & Hoelzel, A.R. (1991). "Long-term preservation of whale skin for DNA analysis." *Reports Int Whal Comm*, (Special Issue 13. Genetic ecology of whales and dolphins), 99–103.

Andersen, J.H., Berzaghi, F., Christensen, T., Geertz-Hansen, O., Mosbech, A., Stock, A., Zinglensen, K.B., & Wisz, M.S. (2017). "Potential for cumulative effects of human stressors on fish, sea birds, and marine mammals in Arctic waters." *Estuar Coast Shelf Sci*, 184, 202–206.

Anderson, M.J. (2001). "A new method for non-parametric multivariate analysis of variance." *Austral Ecol*, 26(1), 32–46.

Andrew, R.K., Howe, B.M., Mercer, J.A., & Dzieciuch, M.A. (2002). "Ocean ambient sound: Comparing the 1960s with the 1990s for a receiver off the California coast." *Acoust Res Lett Online*, 3(2), 65–70.

Andrews, R., Baird, R., Calambokidis, J., Goertz, C.E., Gulland, F.M., ... Zerbini, A. (2019). "Best practice guidelines for cetacean tagging." *J Cetacean Res Manag*, 20, 27–66.

Ansmann, I.C., Lanyon, J.M., Seddon, J.M., & Parra, G.J. (2015). "Habitat and resource partitioning among Indo-Pacific bottlenose dolphins in Moreton Bay, Australia." *Mar Mammal Sci*, 31(1), 211–230.

Arbelo, M., De Los Monteros, A.E., Herráez, P., Andrada, M., Sierra, E., Rodríguez, F., Jepson, P.D., & Fernández, A. (2013). "Pathology and causes of death of stranded cetaceans in the Canary Islands (1999-2005)." *Dis Aquat Organ*, 103(2), 87–99.

Arcangeli, A., Marini, L., & Crosti, R. (2013). "Changes in cetacean presence, relative abundance, and distribution over 20 years along a trans-regional fixed line transect in the Central Tyrrhenian Sea." *Mar Ecol*, 34(1), 112–121.

Archer, F.I., Brownell, R.L., Hancock-Hanser, B.L., Morin, P.A., Robertson, K.M., ... Taylor, B.L. (2019). "Revision of fin whale *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758) subspecies using genetics." *J Mammal*, 100(5), 1653–1670.

Archer, F.I., Morin, P.A., Hancock-Hanser, B.L., Robertson, K.M., Leslie, M.S., Bérubé, M., Panigada, S., & Taylor, B.L. (2013). "Mitogenomic phylogenetics of fin whales (*Balaenoptera physalus* spp.): genetic evidence for revision of subspecies." *PLoS One*, 8(5), e63396.

Arnason, U., Gullberg, A., & Widegren, B. (1993). "Cetacean mitochondrial DNA control region: sequences of all extant baleen whales and two sperm whale species." *Mol Biol Evol*, 10(5), 960–970.

Arregui, M., Borrell, A., Víkingsson, G., Ólafsdóttir, D., & Aguilar, A. (2018). "Stable isotope analysis of fecal material provides insight into the diet of fin whales." *Mar Mammal Sci*, 34(4), 1059–1069.

Arrigoni, M., Manfredi, P., Panigada, S., Bramanti, L., & Santangelo, G. (2011). "Life-history tables of the Mediterranean fin whale from stranding data." *Mar Ecol*, 32(1987), 1–9.

ASCOBANS (2009). "ASCOBANS Conservation Plan for Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena* L.) in the North Sea." In: 6th Meeting of the Parties to ASCOBANS. Bonn, Germany, 16–18.

ASCOBANS (2002). "Recovery Plan for Baltic harbor porpoises (Jastarnia Plan)." Bonn, Germany, 26pp.

ASCOBANS (1997). "Resolution 2.3 on Incidental Take of Small Cetaceans." In: Second Meeting of Parties to ASCOBANS. Bonn, Germany, 59–60.

Astarloa, A., Louzao, M., Boyra, G., Martinez, U., Rubio, A., Irigoien, X., Hui, F.K.C., & Chust, G. (2019). "Identifying main interactions in marine predator–prey networks of the Bay of Biscay." *ICES J Mar Sci*, 76(7), 2247–2259.

Austin, D., Bowen, W.D., & McMillan, J.I. (2004). "Intraspecific variation in movement patterns: modeling individual behaviour in a large marine predator." *Oikos*, 105(1), 15–30.

Azzellino, A., Airoidi, S., Lanfredi, C., Podestà, M., & Zanardelli, M. (2017). "Cetacean response to environmental and anthropogenic drivers of change: Results of a 25-year distribution study in the northwestern Mediterranean Sea." *Deep Sea Res Part II Top Stud Oceanogr*, 146, 104–117.

Azzellino, A., Gaspari, S., Airoidi, S., & Nani, B. (2008). "Habitat use and preferences of cetaceans along the continental slope and the adjacent pelagic waters in the western Ligurian Sea." *Deep Sea Res I*, 55(3), 296–323.

Baines, M., Reichelt, M., & Griffin, D. (2017). "An autumn aggregation of fin (*Balaenoptera physalus*) and blue whales (*B. musculus*) in the Porcupine Seabight, southwest of Ireland." *Deep Sea Res Part II Top Stud Oceanogr*, 141, 168–177.

Baines, M.E., & Reichelt, M. (2014). "Upwellings, canyons, and whales: An important winter habitat for balaenopterid whales off Mauritania, northwest Africa." *J Cetacean Res Manag*, 14(1), 57–67.

Baini, M., Martellini, T., Cincinelli, A., Campani, T., Minutoli, R., Panti, C., Finoia, M.G., & Fossi, M.C. (2017). "First detection of seven phthalate esters (PAEs) as plastic tracers in superficial neustonic/planktonic samples and cetacean blubber." *Anal Methods*, 9(9), 1512–1520.

Baker, C., Steel, D., Calambokidis, J., Falcone, E., González-Peral, U., ... Yamaguchi, M. (2013). "Strong maternal fidelity and natal philopatry shape genetic structure in North Pacific humpback whales." *Mar Ecol Prog Ser*, 494, 291–306.

Baker, C.S., Palumbi, S.R., Lambertsen, R.H., Weinrich, M.T., Calambokidis, J., & O'Brien, S.J. (1990). "Influence of seasonal migration on geographic distribution of mitochondrial DNA haplotypes in humpback whales." *Nature*, 344(6263), 238–240.

Ball, J.P., Nordengren, C., & Wallin, K. (2001). "Partial migration by large ungulates: characteristics of seasonal moose *Alces alces* ranges in northern Sweden." *Wildlife Biol*, 7(1), 39–47.

Barbraud, C., & Weimerskirch, H. (2003). "Climate and density shape population dynamics of a marine top predator." *Proc Biol Sci*, 270(1529), 2111–2116.

Barón, E., Giménez, J., Verborgh, P., Gauffier, P., de Stephanis, R., Eljarrat, E., & Barceló, D. (2015a). "Bioaccumulation and biomagnification of classical flame retardants, related halogenated natural compounds and alternative flame retardants in three delphinids from Southern European waters." *Environ Pollut*, 203, 107–115.

Barón, E., Hauler, C., Gallistl, C., Giménez, J., Gauffier, P., ... Barceló, D. (2015b). "Halogenated natural products in dolphins: brain-blubber distribution and comparison with halogenated flame retardants." *Environ Sci Technol*, 49(15), 9073–9083.

Bayed, A., & Beaubrun, P.-C. (1987). "Les mammifères marins du Maroc: Inventaire préliminaire." *Mammalia*, 51(3), 437–446.

Beach, D.W., & Weinrich, M.T. (1989). "Watching the whales: Is an educational adventure for humans turning out to be another threat for endangered species?" *Oceanus*, 32(1), 84–88.

Bearhop, S., Adams, C.E., Waldron, S., Fuller, R.A., & MacLeod, H. (2004). "Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis." *J Anim Ecol*, 73(5), 1007–1012.

Bearzi, G. (2000). "First report of a common dolphin (*Delphinus delphis*) death following penetration of a biopsy dart." *J Cetacean Res Manag*, 2(3), 217–221.

Bearzi, G., Notarbartolo, G., Reeves, R., Cañadas, A., & Frantzis, A. (2004). "Conservation plan for short-beaked common dolphins in the Mediterranean Sea." ACCOBAMS, Agreement on the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, Mediterranean Sea and Contiguous Atlantic Area, 1–90pp.

Beaugrand, G., Reid, P.C., Ibañez, F., Lindley, J.A., & Edwards, M. (2002). "Reorganization of North Atlantic marine copepod biodiversity and climate." *Science*, 296(5573), 1692–1694.

Berli, P. (2006). "Comparison of Bayesian and maximum-likelihood inference of population genetic parameters." *Bioinformatics*, 22(3), 341–345.

Berli, P. (2009). "How to use MIGRATE or why are Markov Chain Monte Carlo programs difficult to use?" In: *Population Genetics for Animal Conservation*. Bertorelle, G., Bruford, M.W., Hauffe, H.C., Rizzoli

Berli, P., & Felsenstein, J. (2001). Maximum likelihood estimation of a migration matrix and effective population sizes in n subpopulations by using a coalescent approach. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(8), 4563–4568.

Berli, P., & Palczewski, M. (2010). Unified framework to evaluate panmixia and migration direction among multiple sampling locations. *Genetics*, 185(1), 313–326.

Beffagna, G., Centelleghé, C., Franzo, G., Di Guardo, G., & Mazzariol, S. (2017). Genomic and structural investigation on dolphin morbillivirus (DMV) in Mediterranean fin whales (*Balaenoptera physalus*). *Scientific Reports*, 7(1), 41554.

Belenguer, R., & Kersting, D. K. (2011). Cetáceos en la Reserva Marina de las Islas Columbretes (Mediterráneo noroccidental): 20 años de avistamientos oportunistas. *Mediterránea. Serie de Estudios Biológicos*, 22(II), 101–125.

Benjamini, Y., & Hochberg, Y. (1995). Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 57(1), 289–300.

Bentaleb, I., Martin, C., Vrac, M., Mate, B., Mayzaud, P., Siret, D., de Stephanis, R., & Guinet, C. (2011). Foraging ecology of Mediterranean fin whales in a changing environment elucidated by satellite tracking and baleen plate stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series*, 438, 285–302.

Bernal de Casasola, D., & Monclova Bohórquez, A. (2011). Captura y aprovechamiento haliéutico de cetáceos en la Antigüedad. De Iulia Traducta a Atenas. In: *Pescar con Arte. Fenicios y romanos en el origen de los aparejos andaluces*. Monografías del proyecto Sagena 3. Bernal de Casasola, D. (ed). Servicio de Publicaciones de la Universidad de Cádiz, 95–118.

Bernaldo de Quirós, Y., Fernandez, A., Baird, R. W., Brownell, R. L., Aguilar de Soto, N., ... Schorr, G. (2019). Advances in research on the impacts of anti-submarine sonar on beaked whales. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286(1895), 20182533.

Berrow, S. D., O'Brien, J., Meade, R., Delarue, J., Kowarski, K., ... Porter, L. (2018). Acoustic surveys of cetaceans in the Irish Atlantic Margin in 2015-2016: occurrence, distribution and abundance. Department of Communications, Climate Action & Environment and the National Parks and Wildlife Service (NPWS), Department of Culture, Heritage and the Gaeltacht, Dublin, Ireland, 348pp.

Bérubé, M., Aguilar, A., Dendanto, D., Larsen, F., Notarbartolo Di Sciarra, G., ... Palsbøll, P. J. (1998). Population genetic structure of North Atlantic, Mediterranean Sea, and Sea of Cortez fin whales (*Balaenoptera physalus*, Linnaeus 1758): Analysis of mitochondrial and nuclear loci. *Molecular Ecology*, 7, 585–599.

Bérubé, M., Jørgensen, H., McEwing, R., & Palsbøll, P. J. (2000). Polymorphic di-nucleotide microsatellite loci isolated from the humpback whale, *Megaptera novaeangliae*. *Molecular Ecology*, 9(12), 2181–2183.

Bérubé, M., & Palsbøll, P. J. (1996a). Erratum to Identification of sex in Cetaceans by multiplexing with three ZFX and ZFY specific primers. *Molecular Ecology*, 5(4), 602.

Bérubé, M., & Palsbøll, P. J. (1996b). Identification of sex in cetaceans by multiplexing with three ZFX and ZFY specific primers. *Molecular Ecology*, 5(2), 283–287.

Bérubé, M., Urbán, J., Dizon, A.E.E., Brownell, R.L., & Palsbøll, P.J. (2002). Genetic identification of a small and highly isolated population of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the Sea of Cortez, Mexico. *Conserv Genet*, 3(2), 183–190.

Besseling, E., Foekema, E.M., Van Franeker, J.A., Leopold, M.F., Kühn, S., ... Koelmans, A.A. (2015). Microplastic in a macro filter feeder: Humpback whale (*Megaptera novaeangliae*). *Mar Pollut Bull*, 95(1), 248–252.

Best, P.B. (1992). Catches of fin whales in the North Atlantic by the M.V. Sierra (and associated vessels). *Reports Int Whal Comm*, 42, 697–700.

Birkun, A.J., Cañadas, A., Donovan, G., Holcer, D., Lauriano, G., ... Van Klaveren, M.-C. (2006). Conservation Plan for Black Sea Cetaceans. ACCOBAMS, Agreement on the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, Mediterranean Sea, and Contiguous Atlantic Area. 50pp.

Blair, H.B., Merchant, N.D., Friedlaender, A.S., Wiley, D.N., & Parks, S.E. (2016). Evidence for ship noise impacts on humpback whale foraging behavior. *Biol Lett*, 12(8), 20160005.

Block, B.A., Teo, S.L.H., Walli, A., Boustany, A., Stokesbury, M.J.W., ... Williams, T.D. (2005). Electronic tagging and population structure of Atlantic bluefin tuna. *Nature*, 434, 1121–1127.

Bolger, D.T., Newmark, W.D., Morrison, T.A., & Doak, D.F. (2008). The need for integrative approaches to understand and conserve migratory ungulates. *Ecol Lett*, 11(1), 63–77.

Borrell, A. (1993). PCB and DDTs in blubber of cetaceans from the Northeastern North Atlantic. *Mar Pollut Bull*, 26(3), 146–151.

Borrell, A., Abad-Oliva, N., Gómez-Campos, E., Giménez, J., & Aguilar, A. (2012). Discrimination of stable isotopes in fin whale tissues and application to diet assessment in cetaceans. *Rapid Commun Mass Spectrom*, 26(14), 1596–1602.

Borrell, A., Aguilar, A., Forcada, J., Fernández, M., Aznar, F.J., & Raga, J.A. (2000). Varamiento de cetáceos en las costas españolas del Mediterráneo durante el período 1989-1992. *Miscel·lània Zoològica*, 23.1, 53–69.

Borrell, A., Gómez-Campos, E., & Aguilar, A. (2016). Influence of reproduction on stable-isotope ratios: nitrogen and carbon isotope discrimination between mothers, fetuses, and milk in the fin whale, a capital breeder. *Physiol Biochem Zool*, 89(1), 41–50.

Borrell, A., Saiz, L., Víkingsson, G.A., Gauffier, P., López Fernández, A., & Aguilar, A. (2018a). Fin whales as bioindicators of multi-decadal change in carbon and oxygen stable isotope shifts in the North Atlantic. *Mar Environ Res*, 138, 129–134.

Borrell, A., Sant, P., Víkingsson, G., Aguilar, A., & García-Vernet, R. (2018b). An evaluation of whale skin differences and its suitability as a tissue for stable isotope analysis. *J Sea Res*, 140, 59–62.

Borsani, J.F., Clark, C.W., Nani, B., & Scarpiniti, M. (2008). Fin whales avoid loud rhythmic low-frequency sounds in the Ligurian Sea. *Bioacoustics*, 17(1–3), 161–163.

Bowen, G.J. (2010). Isoscapes: spatial pattern in isotopic biogeochemistry. *Annu Rev Earth Planet Sci*, 38(1), 161–187.

Breed, G.A., Bowen, W.D., McMillan, J.I., & Leonard, M.L. (2006). Sexual segregation of seasonal foraging habitats in a non-migratory marine mammal. *Proc R Soc B Biol Sci*, 273(1599), 2319–2326.

Brito, C., Vieira, N., Sá, E., & Carvalho, I. (2009). Cetaceans' occurrence off the west central Portugal coast: a compilation of data from whaling, observations of opportunity and boat-based surveys. *J Mar Anim Their Ecol*, 2(1), 2–5.

Brown, M.R., Corkeron, P.J., Hale, P.T., Schultz, K.W., & Bryden, M.M. (1995). Evidence for a sex-segregated migration in the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*). *Proc R Soc B Biol Sci*, 259(1355), 229–234.

Buckland, S.T., Cattanach, K.L., & Lens, S. (1992). Fin whale abundance in the eastern North Atlantic, estimated from Spanish NASS-89 data. *Reports Int Whal Comm*, 42, 457–460.

Burgess, E.A., Lanyon, J.M., Brown, J.L., Blyde, D., & Keeley, T. (2012). Diagnosing pregnancy in free-ranging dugongs using fecal progesterone metabolite concentrations and body morphometrics: a population application. *Gen Comp Endocrinol*, 177(1), 82–92.

Busquets-Vass, G., Newsome, S.D., Calambokidis, J., Serra-Valente, G., Jacobsen, J.K., Aguíñiga-García, S., & Gendron, D. (2017). Estimating blue whale skin isotopic incorporation rates and baleen growth rates: Implications for assessing diet and movement patterns in mysticetes. *PLoS One*, 12

Carpinelli, E., Gauffier, P., Verborgh, P., Airoidi, S., David, L., ... De Stephanis, R. (2014). Assessing sperm whale (*Physeter macrocephalus*) movements within the western Mediterranean Sea through photo-identification. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst*, 24(suppl.1), 23–30.

Carrillo, M., Pérez-Vallazza, C., & Álvarez-Vázquez, R. (2010). Cetacean diversity and distribution off Tenerife (Canary Islands). *Mar Biodivers Rec*, 3, 1–9.

Castellote, M., Alvarez, C., Laran, S., La Manna, G., Gazo, M., Manghi, M., & Lammers, M.O. (2011). Further acoustic insights into the Mediterranean fin whale migration and population identity. In: 25th Annual Conference of the European Cetacean Society. Gauffier, P. and Verborgh, P. (eds). European Cetacean Society, Cadiz, Spain. p 70.

Castellote, M., Clark, C.W., & Lammers, M.O. (2012a). Acoustic and behavioural changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biol Conserv*, 147(1), 115–122.

Castellote, M., Clark, C.W., & Lammers, M.O. (2014). Dispersal of North Atlantic fin whales (*Balaenoptera physalus*) into the Mediterranean Sea and exchange between populations: Response to Giménez et al., *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 2013, 27,1801–1806. *Rapid Commun mass Spectrom*, 28(6), 665–667.

Castellote, M., Clark, C.W., & Lammers, M.O. (2012b). Fin whale (*Balaenoptera physalus*) population identity in the western Mediterranean Sea. *Mar Mammal Sci*, 28(2), 325–344.

Caut, S., Fossette, S., Guirlet, E., Angulo, E., Das, K., Girondot, M., & Georges, J.-Y. (2008). Isotope analysis reveals foraging area dichotomy for Atlantic leatherback turtles. *PLoS One*, 3(3), e1845.

CeTAP (1982). Characterization of marine mammals and sea turtles in the Mid- and North Atlantic areas of the U.S. outer continental shelf. Final Report of the Cetacean and Turtle Assessment Program. NTIS PB83-2158555. Washington, D.C. Springfield, VA. 570pp.

Charif, R.A., & Clark, C.W. (2009). Acoustic monitoring of large whales in deep waters north and west of the British Isles: 1996-2005. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca, NY. 40pp.

Charif, R.A., Mellinger, D.K., Dunsmore, K.J., Fristrup, K.M., & Clark, C.W. (2002). Estimated source levels of fin whale (*Balaenoptera physalus*) vocalizations: adjustments for surface interference. *Mar Mammal Sci*, 18(1), 81–98.

Cholewiak, D., Clark, C., Ponirakis, D., Frankel, A., Hatch, L., ... Van Parijs, S. (2018). Communicating amidst the noise: modeling the aggregate influence of ambient and vessel noise on baleen whale communication space in a national marine sanctuary. *Endanger Species Res*, 36, 59–75.

Chouvelon, T., Spitz, J., Caurant, F., Méndez-Fernández, P., Chappuis, A., ... Bustamante, P. (2012). Revisiting the use of $\delta^{15}\text{N}$ in meso-scale studies of marine food webs by considering spatio-temporal variations in stable isotopic signatures – The case of an open ecosystem: The Bay of Biscay (North-East Atlantic). *Prog Oceanogr*, 101(1), 92–105.

Christensen, I., Haug, T., & Øien, N. (1992). A review of feeding and reproduction in large baleen whales (*Mysticeti*) and sperm whales (*Physeter macrocephalus*) in Norwegian and adjacent waters. *Fauna Nor Ser A*, 13, 39–48.

Christiansen, F., Dawson, S., Durban, J., Fearnbach, H., Miller, C., ... Moore, M. (2020). Population comparison of right whale body condition reveals poor state of the North Atlantic right whale. *Mar Ecol Prog Ser*, 640, 1–16.

Christiansen, F., Dujon, A.M., Sprogis, K.R., Arnould, J.P.Y., & Bejder, L. (2016). Noninvasive unmanned aerial vehicle provides estimates of the energetic cost of reproduction in humpback whales. *Ecosphere*, 7(10), e01468.

Clapham, P. (2001). Why do baleen whales migrate? A response to Corkeron and Connor. *Mar Mammal Sci*, 17(2), 432–436.

- Clapham, P.J., Aguilar, A., & Hatch, L.T. (2008). Determining spatial and temporal scales for management: Lessons from whaling. *Mar Mammal Sci*, 24(1), 183–201.
- Clapham, P.J., & Seipt, I.E. (1991). Resightings of independent fin whales, *Balaenoptera physalus*, on maternal summer ranges. *J Mammology*, 72(4), 788–790.
- Clark, C., Ellison, W., Southall, B., Hatch, L., Van Parijs, S., Frankel, A., & Ponirakis, D. (2009). Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication. *Mar Ecol Prog Ser*, 395, 201–222.
- Clark, C.W., & Ellison, W.T. (1997). Low-frequency signaling behavior in mysticete whales. *J Acoust Soc Am*, 101(5), 3163–3163.
- Clark, C.W., & Gagnon, G.C. (2006). Considering the temporal and spatial scales of noise exposures from seismic surveys on baleen whales. Document presented at the Scientific Committee of the International Whaling Commission. SC/58/E0.
- Clark, C.W., Notarbartolo-Di-Sciara, G., & Borsani, J.F. (2002). Vocal activity of fin whales, *Balaenoptera physalus*, in the Ligurian Sea. *Mar Mammal Sci*, 18(1), 286–295.
- Clementz, M.T., & Koch, P.L. (2001). Differentiating aquatic mammal habitat and foraging ecology with stable isotopes in tooth enamel. *Oecologia*, 129, 461–472.
- Colaço, A., Giacomello, E., Porteiro, F., & Menezes, G.M. (2013). Trophodynamic studies on the Condor seamount (Azores, Portugal, North Atlantic). *Deep Res Part II Top Stud Oceanogr*, 98(PA), 178–189.
- Committee on Taxonomy (2016). List of marine mammal species and subspecies. www.marinemammalscience.org (accessed 3 February 2017)
- Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (2016). Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. 128pp.
- Cooke, J.G. (2018). *Balaenoptera physalus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2478A50349982. IUCN Red List Threat Species, :e.T2478A50349982.
- Corkeron, P.J., & Connor, R.C. (1999). Why do baleen whales migrate? *Mar Mammal Sci*, 15(4), 1228–1245.
- Correia, A.M., Tepsich, P., Rosso, M., Caldeira, R., & Sousa-Pinto, I. (2015). Cetacean occurrence and spatial distribution: Habitat modelling for offshore waters in the Portuguese EEZ (NE Atlantic). *J Mar Syst*, 143, 73–85.
- Cosewic (2005). COSEWIC assessment and update status report on the fin whale *Balaenoptera physalus* in Canada. ix + 35p.
- Cotté, C., D’Ovidio, F., Chaigneau, A., Lévy, M., Taupier-Letage, I., Mate, B. and Guinet, C. (2011). Scale-dependent interactions of Mediterranean whales with marine dynamics. *Limnol Oceanogr*, 56(1):219–232.

Cotté, C., Guinet, C., Taupier-Letage, I., Mate, B. and Petiau, E. (2009). Scale-dependent habitat use by a large free-ranging predator, the Mediterranean fin whale. *Deep Sea Res Part I Oceanogr Res Pap*, 56(5):801–811.

Couvat, J. and Gambaiani, D. (2013). Evaluation of the technical solutions and management measures implemented at the international level to reduce the risks of collisions between ships and large cetaceans. 106pp.

Cózar, A., Sanz-Martín, M., Martí, E., González-Gordillo, J.I., Ubeda, B., Gálvez, J.Á., Irigoien, X. and Duarte, C.M. (2015). Plastic accumulation in the Mediterranean Sea. *PLoS One*, :1–12.

Craig, A.S., Herman, L.M., Gabriele, C.M. and Pack, A.A. (2003). Migratory timing of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the central north Pacific varies with age, sex and reproductive status. *Behaviour*, 140(8–9):981–1001.

Crance, J.L., Berchok, C.L., Bonnel, J. and Thode, A.M. (2015). Northeasternmost record of a North Pacific fin whale (*Balaenoptera physalus*) in the Alaskan Chukchi Sea. *Polar Biol*, 38(10):1767–1773.

Croll, D.A., Acevedo-Gutiérrez, A., Tershy, B.R. and Urbán-Ramírez, J. (2001). The diving behavior of large whales: is dive duration shorter than predicted? *Comp Biochem Physiol Part A Mol Integr Physiol*, 129(831):797–809.

Croll, D.A., Clark, C.W., Acevedo, A., Tershy, B., Flores, S., Gedamke, J. and Urban, J. (2002). Only male fin whales sing loud songs. *Nature*, 417:809.

Curtis, K.R., Howe, B.M. and Mercer, J.A. (1999). Low-frequency ambient sound in the North Pacific: Long time series observations. *J Acoust Soc Am*, 106(6):3189–3200.

Daan, S., Deerenberg, C. and Dijkstra, C. (1996). Increased daily work precipitates natural death in the kestrel. *J Anim Ecol*, 65(5):539.

Darriba, D., Taboada, G.L., Doallo, R. and Posada, D. (2012). JModelTest 2: more models, new heuristics and parallel computing. *Nat Methods*, 9(8):772.

Das, K., Holleville, O., Ryan, C., Berrow, S., Gilles, A., Ody, D. and Michel, L.N. (2017). Isotopic niches of fin whales from the Mediterranean Sea and the Celtic Sea (North Atlantic). *Mar Environ Res*, 127:75–83.

De Boer, J., Wester, P.G., Klamer, H.J.C., Lewis, W.E. and Boon, J.P. (1998). Do flame retardants threaten ocean life? *Nature*, 394:28–29.

de Stephanis, R., Cornulier, T., Verborgh, P., Salazar Sierra, J., Pérez Gimeno, N. and Guinet, C. (2008a). Summer spatial distribution of cetaceans in the Strait of Gibraltar in relation to the oceanographic context. *Mar Ecol Prog Ser*, 353:275–288.

de Stephanis, R., García-Tíscar, S., Verborgh, P., Esteban-Pavo, R., Pérez, S., Minvielle-Sebastia, L. and Guinet, C. (2008b). Diet of the social groups of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Mar Biol*, 154(4):603–612.

de Stephanis, R., Giménez, J., Esteban, R., Gauffier, P., García-Tíscar, S., Sinding, M.-H.S. and Verborgh, P. (2015). Mobbing-like behavior by pilot whales towards killer whales: a response to resource competition or perceived predation risk? *Acta Ethol*, 18(1):69–78.

de Stephanis, R., Verborgh, P., Gauffier, P., Esteban Pavo, R., Gimenez, J., Salazar Sierra, J., Seller, N. and Sánchez Morillas, V. (2010). Informe sobre posibles impactos producibles por la ampliación del Puerto de Tarifa en las poblaciones de cetáceos del Estrecho de Gibraltar. Algeciras, Spain. 101pp.

de Stephanis, R., Verborgh, P., Pérez Gimeno, N., Sánchez Cabanes, A., Pérez Jorge, S., ... Guinet, C. (2005). Informe sobre los impactos producidos por el tráfico marítimo en las poblaciones de cetáceos en el Estrecho de Gibraltar. Situación actual y previsiones de futuro. 34pp.

de Swart, R.L., Ross, P.S., Vos, J.G. and Osterhaus, A.D.M.E. (1996). Impaired immunity in harbour seals (*Phoca vitulina*) exposed to bioaccumulated environmental contaminants: review of a long-term feeding study. *Environ Health Perspect*, 104(suppl. 4):823.

deHart, P.A.P. and Picco, C.M. (2015). Stable oxygen and hydrogen isotope analyses of bowhead whale baleen as biochemical recorders of migration and arctic environmental change. *Polar Sci*, 9(2):235–248.

Delarue, J., Martin, B., Hannay, D. and Berchok, C.L. (2013). Acoustic occurrence and affiliation of fin whales detected in the northeastern Chukchi Sea, July to October 2007-10. *Arctic*, 66(2):159–172.

Delarue, J., Todd, S.K., Van Parijs, S.M. and Di Iorio, L. (2009). Geographic variation in Northwest Atlantic fin whale (*Balaenoptera physalus*) song: implications for stock structure assessment. *J Acoust Soc Am*, 125(3):1774–82.

Department of the Environment Heritage and Local Government (2009). Conservation Plan for Irish Cetaceans. 98pp.

Desforges, J.W., Galbraith, M., & Ross, P.S. (2015). Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Arch Environ Contam Toxicol*, 69(3), 320–330.

Di Iorio, L., & Clark, C.W. (2010). Exposure to seismic survey alters blue whale acoustic communication. *Biol Lett*, 6, 334–335.

Dingle, H., & Drake, V.A. (2007). What is migration? *Bioscience*, 57(2), 113–121.

Do, C., Waples, R.S., Peel, D., Macbeth, G.M., Tillett, B.J., & Ovenden, J.R. (2014). NeEstimator v2: Re-implementation of software for the estimation of contemporary effective population size (*N_e*) from genetic data. *Mol Ecol Resour*, 14(1), 209–214.

Dolman, S.J. (2007). Spatio-Temporal restrictions as best practice precautionary response to ocean noise. *J Int Wildl Law Policy*, 10(3–4), 219–224.

Dolman, S.J., Weir, C.R., & Jasny, M. (2009). Comparative review of marine mammal guidance implemented during naval exercises. *Mar Pollut Bull*, 58(4), 465–477.

Donovan, G.P. (1991). A review of IWC stock boundaries. *Reports Int Whal Comm*, 13(Special issue), 39–68.

Dorai-Raj, S. (2014). Package binom: Binomial Confidence Intervals For Several Parameterizations. R package version 1.1-1.

Douglas, A.B., Calambokidis, J., Raverty, S., Jeffries, S.J., Lambourn, D.M., & Norman, S.A. (2008). Incidence of ship strikes of large whales in Washington State. *J Mar Biol Assoc United Kingdom*, 88(06), 1121–1132.

Drouot, V., Bérubé, M., Gannier, A., Goold, J.C., Reid, R.J., & Palsbøll, P.J. (2004). A note on genetic isolation of Mediterranean sperm whales (*Physeter macrocephalus*) suggested by mitochondrial DNA. *J Cetacean Res Manag*, 6(1), 29–32.

Druon, J.-N., Panigada, S., David, L., Gannier, A., Mayol, P., ... Gauffier, P. (2012). Potential feeding habitat of fin whales in the western Mediterranean Sea: an environmental niche model. *Mar Ecol Prog Ser*, 464, 289–306.

Druskat, A., Ghosh, R., Castrillon, J., & Bengtson Nash, S.M. (2019). Sex ratios of migrating southern hemisphere humpback whales: A new sentinel parameter of ecosystem health. *Mar Environ Res*, 151, 104749.

Duffus, D.A., & Dearden, P. (1993). Recreational use, valuation, and management, of killer whales (*Orcinus orca*) on Canada's Pacific Coast. *Environ Conserv*, 20(2), 149–156.

Durban, J.W., & Pitman, R.L. (2012). Antarctic killer whales make rapid, round-trip movements to subtropical waters: evidence for physiological maintenance migrations? *Biol Lett*, 8(2), 274–277.

Edds, P.L., & Macfarlane, J.A.F. (1987). Occurrence and general behavior of balaenopterid cetaceans summering in the St. Lawrence Estuary, Canada. *Can J Zool*, 65(6), 1363–1376.

EDMAKTUB (2018). Proyecto rorcual. Memoria 2018 descripción y resultados. Barcelona, Spain. 69pp.

Edwards, E.F., Hall, C., Moore, T.J., Sheredy, C., & Redfern, J.V. (2015). Global distribution of fin whales *Balaenoptera physalus* in the post-whaling era (1980-2012). *Mamm Rev*, 45(4), 197–214.

Endo, T., Hotta, Y., Hisamichi, Y., Kimura, O., Sato, R., Haraguchi, K., Funahashi, N., & Baker, C.S. (2012). Stable isotope ratios and mercury levels in red meat products from baleen whales sold in Japanese markets. *Ecotoxicol Environ Saf*, 79, 35–41.

Endo, T., Kimura, O., Sato, R., Kobayashi, M., Matsuda, A., Matsuishi, T., & Haraguchi, K. (2014). Stable isotope ratios of carbon, nitrogen and oxygen in killer whales (*Orcinus orca*) stranded on the coast of Hokkaido, Japan. *Mar Pollut Bull*, 86(1–2), 238–243.

Engelhaupt, D., Hoelzel, A.R., Nicholson, C., Frantzis, A., Mesnick, S., ... Mignucci-Giannoni, A.A. (2009). Female philopatry in coastal basins and male dispersion across the North Atlantic in a highly mobile marine species, the sperm whale (*Physeter macrocephalus*). *Mol Ecol*, 18(20), 4193–4205.

Engler, R.E. (2012). The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. *Environ Sci Technol*, 46(22), 12302–12315.

Erbe, C., Marley, S.A., Schoeman, R.P., Smith, J.N., Trigg, L.E., & Embling, C.B. (2019). The effects of ship noise on marine mammals-a review. *Front Mar Sci*, 6, 606.

Esteban, J.A., Gozalbes, P., Tomás, J., Alonso, P., Ramos, B., Tamayo, L., Eymar, J., & Lammers, M. (2014a). Seasonal distribution of the fin whale (*Balaenoptera physalus*) around the Columbretes islands natural park: mismatch between data collected through sightings and acoustic detections. In: 28th Conference of the European Cetacean Society. Liege, Belgium.

Esteban, R., Verborgh, P., Gauffier, P., Alarcón, D., Salazar-Sierra, J.M., Giménez, J., Foote, A.D. and de Stephanis, R. (2016a). Conservation Status of Killer Whales, *Orcinus orca*, in the Strait of Gibraltar. In: *Advances in Marine Biology 75: Mediterranean Marine Mammal Ecology and*

Conservation. Notarbartolo Di Sciara, G., Podestà, M. and Curry, B.E. (eds). Elsevier, Oxford. p 141–172.

Esteban, R., Verborgh, P., Gauffier, P., Giménez, J., Afán, I., ... de Stephanis, R. (2014b). Identifying key habitat and seasonal patterns of a critically endangered population of killer whales. *J Mar Biol Assoc United Kingdom*, 94(6):1317–1325.

Esteban, R., Verborgh, P., Gauffier, P., Giménez, J., Guinet, C. and de Stephanis, R. (2016b). Dynamics of killer whale, bluefin tuna and human fisheries in the Strait of Gibraltar. *Biol Conserv*, 194:31–38.

Esteban, R., Verborgh, P., Gauffier, P., Giménez, J., Martín, V., ... de Stephanis, R. (2016c). Using a multi-disciplinary approach to identify a critically endangered killer whale management unit. *Ecol Indic*, 66:291–300.

Ewing, G.B. (2010). Haplotype viewer. Center for Integrative Bioinformatics, Vienna, Austria.
Ewing, M., Woollard, G.P., Vine, A.C. and Worzel, J.L. (1946). Recent results in submarine geophysics. *Bull Geol Soc Am*, 57(10):909–934.

Fagen, R.M. and Young, D.Y. (1978). Temporal patterns of behaviour: durations, intervals, latencies and sequences. In: *Quantitative Ethology*, Wiley-Inte. Colgan, F.W. (ed). New York. p 79–114.

Fanelli, E., Cartes, J.E. and Papiol, V. (2011). Food web structure of deep-sea macrozooplankton and micronekton off the Catalan slope: Insight from stable isotopes. *J Mar Syst*, 87(1):79–89.

Fanelli, E., Cartes, J.E., Rumolo, P., & Sprovieri, M. (2009). Food-web structure and trophodynamics of mesopelagic-suprabenthic bathyal macrofauna of the Algerian Basin based on stable isotopes of carbon and nitrogen. *Deep Res Part I Oceanogr Res Pap*, 56(9), 1504–1520.

Felsenstein, J. (1985). Confidence limits on phylogenies: an approach using the bootstrap. *Evolution*, 39(4), 783–791.

Felsenstein, J. (2013). PHYLIP (Phylogeny Inference Package).

Fernández-Maldonado, C. (2016). Patología y causas de muerte de cetáceos varados en Andalucía (2011-2014). PhD thesis. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria, Spain. 529pp.

Fernández, A., Esperón, F., Herraéz, P., Espinosa de los Monteros, A., Clavel, C., ... Bayón, A. (2008). Morbillivirus and pilot whale deaths, Mediterranean Sea. *Emerg Infect Dis*, 14(5), 792–794.

Ferraton, F. (2007). Écologie trophique des juvéniles de merlu (*Merluccius merluccius*) dans le golfe du Lion: Implications biologiques de la variabilité spatio-temporelle des ressources alimentaires exploitées dans les zones de nourricerie. PhD thesis. Université Montpellier II. 212pp.

Fisher, R.A. (1935). The logic of inductive inference. *J R Stat Soc*, 98(1), 39.

Forcada, J., Aguilar, A., Hammond, P., Pastor, X., & Aguilar, R. (1996). Distribution and abundance of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the western Mediterranean sea during the summer. *J Zool*, 238(1), 23–34.

- Forcada, J., Notarbartolo di Sciara, G., & Fabbri, F. (1995). Abundance of fin whales and striped dolphins summering in the Corso-Ligurian Basin. *Mammalia*, 59(1), 127–140.
- Forward, R.B., & Fyhn, H.J. (1983). Osmotic regulation of the krill *Meganyctiphanes norvegica*. *Comp Biochem Physiol Part A Physiol*, 74(2), 301–305.
- Fossi, M.C., Casini, S., & Marsili, L. (2007). Potential toxicological hazard due to endocrine-disrupting chemicals on Mediterranean top predators: State of art, gender differences and methodological tools. *Environ Res*, 104(1), 174–182.
- Fossi, M.C., Marsili, L., Baini, M., Giannetti, M., Coppola, D., ... Panti, C. (2016). Fin whales and microplastics: The Mediterranean Sea and the Sea of Cortez scenarios. *Environ Pollut*, 209, 68–78.
- Fossi, M.C., Panti, C., Baini, M., & Lavers, J.L. (2018). A review of plastic-associated pressures: cetaceans of the Mediterranean Sea and eastern Australian shearwaters as case studies. *Front Mar Sci*, 5, 173.
- Fossi, M.C., Panti, C., Guerranti, C., Coppola, D., Giannetti, M., Marsili, L., & Minutoli, R. (2012). Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Mar Pollut Bull*, 64(11), 2374–2379.
- Fossi, M.C., Panti, C., Marsili, L., Maltese, S., Coppola, D., ... Urban, R.J. (2014). Could feeding habit and migratory behaviour be the causes of different toxicological hazard to cetaceans of Gulf of California (Mexico)? *Environ Sci Pollut Res Int*.
- Fossi, M.C., Romeo, T., Baini, M., Panti, C., Marsili, L., ... Lapucci, C. (2017). Plastic debris occurrence, convergence areas and fin whales feeding ground in the Mediterranean marine protected area Pelagos sanctuary: a modeling approach. *Front Mar Sci*, 4, 167.
- Fossi, M.C., Urban, J., Casini, S., Maltese, S., Spinsanti, G., ... Marsili, L. (2010). A multi-trial diagnostic tool in fin whale (*Balaenoptera physalus*) skin biopsies of the Pelagos Sanctuary (Mediterranean Sea) and the Gulf of California (Mexico). *Mar Environ Res*, 69(suppl. 1), S17–S20.
- Fowler, C.W. (1987). A review of density dependence in populations of large mammals. In: *Current Mammalogy*. Genoways, H.H. (ed). Springer US, Boston, MA. p 401–441.
- Fowler, S.W., Small, L.F., & Kečkeš, S. (1971). Effects of temperature and size on molting of euphausiid crustaceans. *Mar Biol*, 11(1), 45–51.
- Fox, J., & Weisberg, S. (2011). *An R Companion to Applied Regression, Second*. Sage, Thousand Oaks CA.
- Frantzis, A. (1998). Does acoustic testing strand whales? *Nature*, 392(6671), 29–29.
- Friedlaender, A.S., Goldbogen, J.A., Hazen, E.L., Calambokidis, J., & Southall, B.L. (2014). Feeding performance by sympatric blue and fin whales exploiting a common prey resource. *Mar Mammal Sci*, 31(1), n/a-n/a.
- Frisk, G.V. (2012). Noiseconomics: The relationship between ambient noise levels in the sea and global economic trends. *Sci Rep*, 2(1), 437.
- Fristrup, K.M., Hatch, L.T., & Clark, C.W. (2003). Variation in humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) song length in relation to low-frequency sound broadcasts. *J Acoust Soc Am*, 113(6), 3411.
- Gambaiani, D. (2010). Evaluation des solutions techniques et mesures de gestion mises en place à l'échelle internationale pour limiter l'impact du trafic maritime sur les cétacés. 134pp.

Gambaiani, D.D., Mayol, P., Isaac, S.J., & Simmonds, M.P. (2009). Potential impacts of climate change and greenhouse gas emissions on Mediterranean marine ecosystems and cetaceans. *J Mar Biol Assoc United Kingdom*, 89(1), 179–201.

Gambell, R. (1985). Fin whale, *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758). In: *Handbook of Marine Mammals*. Ridgway, S.H., & Harrison, R. (eds). Academic Press Inc., London, UK. p 171–192.

García-Barón, I., Authier, M., Caballero, A., Vázquez, J.A., Santos, M.B., & Louzao, M. (2019). Modelling the spatial abundance of a migratory predator: a call for transboundary marine protected areas. *Divers Distrib*, 1–15.

Gärdenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G.M., & Rodríguez, J.P. (2001). The application of IUCN Red List criteria at regional levels. *Conserv Biol*, 15(5), 1206–1212.

Garland, E.C., Goldizen, A.W., Rekdahl, M.L., Constantine, R., Garrigue, C., ... Noad, M.J. (2011). Dynamic horizontal cultural transmission of humpback whale song at the ocean basin scale. *Curr Biol*, 21(8), 687–691.

Gauffier, P., Verborgh, P., Andréu, E., Esteban, R., Medina, B., Gallego, P., & de Stephanis, R. (2009). An update on fin whales (*Balaenoptera physalus*) migration through intense maritime traffic in the Strait of Gibraltar. SC/61/BC6. In: *Scientific Committee of the International Whaling Commission*. Madeira, Portugal.

Gauffier, P., Verborgh, P., Esteban, R., de Stephanis, R., Giménez, J., Jiménez Torres, C., Andréu, E., Medina, B., & Kniest, E. (2010). When it comes to whales' conservation, is recommendation enough? In: *24th Annual Meeting of the European Cetacean Society*. Stralsund, Germany.

Gauthier, J., Metcalfe, C., & Sears, R. (1997). Chlorinated organic contaminants in blubber biopsies from northwestern Atlantic balaenopterid whales summering in the Gulf of St Lawrence. *Mar Environ Res*, 44(2), 201–223.

Gazo, M., Forcada, J., Aguilar, A., Fernández-Contreras, M.M., Borrell, A., Gonzalvo, J., & Tornero, V. (2004). Sector norte (Cataluña e Islas Baleares). In: *Proyecto Mediterráneo: zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español*. Raga, J.A. and Pantoja, J. (eds). Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. p 15–65.

Gedamke, J., Gales, N., & Frydman, S. (2011). Assessing risk of baleen whale hearing loss from seismic surveys: The effect of uncertainty and individual variation. *J Acoust Soc Am*, 129(1), 496–506.

Gedamke, J., Gales, N., Hildebrand, J.A., & Wiggins, S. (2007). Seasonal occurrence of low-frequency whale vocalizations across eastern Antarctic and southern Australian waters, February 2004 to February 2007. Paper SC/59/SH5 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission. 11pp.

Geijer, C.K.A., & Jones, P.J.S. (2015). A network approach to migratory whale conservation: Are MPAs the way forward or do all roads lead to the IMO? *Mar Policy*, 51, 1–12.

Geijer, C.K.A., Notarbartolo di Sciara, G., & Panigada, S. (2016). Mysticete migration revisited: are Mediterranean fin whales an anomaly? *Mamm Rev*, 46(4), 284–296.

Geraci, J.R., & St. Aubin, D.J. (eds) (1988). *Synthesis of effects of oil on marine mammals*. 142pp.

Giese, M. (1996). Effects of human activity on Adelie penguin (*Pygoscelis adeliae*) breeding success. *Biol Conserv*, 75(2), 157–164.

Gil, Á. (2018). *Cetáceos na Zona Económica Exclusiva Continental Portuguesa: distribuição espaço-temporal e registo de novas ocorrências*. Master thesis. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 86pp.

Giménez, J., De Stephanis, R., Gauffier, P., Esteban, R., & Verborgh, P. (2011). Biopsy wound healing in long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). *Vet Rec*, 168(4), 101b.

Giménez, J., Gómez-Campos, E., Borrell, A., Cardona, L., & Aguilar, A. (2013). Isotopic evidence of limited exchange between Mediterranean and eastern North Atlantic fin whales. *Rapid Commun Mass Spectrom*, 27(15), 1801–1806.

Giménez, J., Gómez-Campos, E., Borrell, A., Cardona, L., & Aguilar, A. (2014). The uncertain status of the Mediterranean and northeastern North Atlantic fin whale subpopulations: Reply to Castellote et al., *Rapid Commun Mass Spectrom*, 28(6), 668–670.

Giménez, J., Louis, M., Barón, E., Ramírez, F., Verborgh, P., ... de Stephanis, R. (2018). Towards the identification of ecological management units: A multidisciplinary approach for the effective management of bottlenose dolphins in the southern Iberian Peninsula. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst*, 28(1), 205–215.

Giménez, J., Marçalo, A., Ramírez, F., Verborgh, P., Gauffier, P., ... de Stephanis, R. (2017a). Diet of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Gulf of Cadiz: Insights from stomach content and stable isotope analyses. *PLoS One*, 12(9), e0184673.

Giménez, J., Ramírez, F., Almunia, J., G. Forero, M., & de Stephanis, R. (2016). From the pool to the sea: Applicable isotope turnover rates and diet to skin discrimination factors for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *J Exp Mar Bio Ecol*, 475, 54–61.

Giménez, J., Ramírez, F., Forero, M.G., Almunia, J., de Stephanis, R., & Navarro, J. (2017b). Lipid effects on isotopic values in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and their prey with implications for diet assessment. *Mar Biol*, 164(6), 1–9.

Godwin, E.M., Noad, M.J., Kniest, E., & Dunlop, R.A. (2016). Comparing multiple sampling platforms for measuring the behavior of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Mar Mammal Sci*, 32(1), 268–286.

Goetz, S., Read, F.L., Ferreira, M., Martínez Portela, J., Santos, M.B., ... Pierce, G.J. (2015). Cetacean occurrence, habitat preferences and potential for cetacean-fishery interactions in Iberian Atlantic waters: results from cooperative research involving local stakeholders. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst*, 25(1), 138–154.

Goldbogen, J.A., Calambokidis, J., Shadwick, R.E., Oleson, E.M., McDonald, M.A., & Hildebrand, J.A. (2006). Kinematics of foraging dives and lunge-feeding in fin whales. *J Exp Biol*, 209, 1231–1244.

Goldbogen, J.A., Southall, B.L., DeRuiter, S.L., Calambokidis, J., Friedlaender, A.S., ... Tyack, P.L. (2013). Blue whales respond to simulated mid-frequency military sonar. *Proc R Soc B Biol Sci*, 280, 20130657.

Gómez de Segura, A., Tomás, J., & Raga, J.A. (2004). Sector Centro (Comunidad Valenciana y Región de Murcia). In: *Proyecto Mediterráneo: zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español*. Raga, J.A. and Pantoja, J. (eds). Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. p 67–131.

González, L.M., Fernández de Larrinoa, P., Mas, J., M'Bareck, H., Cedenilla, M.A., ... Pires, R. (2006). El Plan de Acción para la recuperación de la Foca monje del Mediterráneo (*Monachus monachus*) en el Atlántico oriental. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, Spain. 35pp.

Gordon, J., Gillespie, D., Potter, J., Frantzis, A., Simmonds, M.P., Swift, R., and Thompson, D. (2003). A review of the effects of seismic surveys on marine mammals. *Mar Technol Soc J*, 37(4), 16–34.

Gordon, J.C.D., Moscrop, A., Carlson, C., Ingram, S., Leaper, R., Matthews, J., and Young, K. (1998). Distribution, movements and residency of sperm whales off the commonwealth of Dominica, Eastern Caribbean: implications for the development and regulation of the local whalewatching industry. *Reports Int Whal Comm*, 48, 551–557.

Goudet, J. (2001). *FSTAT, a program to estimate and test gene diversities and fixation indices*.

Gowan, T.A., Ortega-Ortiz, J.G., Hostetler, J.A., Hamilton, P.K., Knowlton, A.R., ... Naessig, P.J. (2019). Temporal and demographic variation in partial migration of the North Atlantic right whale. *Sci Rep*, 9, 353.

Gozalbes, P., Jiménez, J., Raga, J.A., Esteban, J.A., Tomás, J., Gómez, J.A., and Eymar, J. (2010). *Cetáceos y tortugas marinas en la Comunitat Valenciana. 20 años de seguimiento*. Consellería de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda. Generalitat Valenciana, Valencia, Spain. 92pp.

Graham, B.S., Koch, P.L., Newsome, S.D., McMahon, K.W., and Aurioles, D. (2010). Using isoscapes to trace the movements and foraging behavior of top predators in oceanic ecosystems. In: *Isoscapes: Understanding Movement, Pattern, and Process on Earth Through Isotope Mapping*. West, J.B., Bowen, G.J., Dawson, T.E., and Tu, K.P. (eds). Springer. p 1–487.

Kershaw, J.L., Urbán, J., Robbins, J., Oosthuizen, W.H., Barendse, J., ... Best, P.B. (2019). Age estimation for humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the Benguela System. *Afr J Mar Sci*, 41(2), 201–215.

Khan, M., Gimpel, J., Roos, A., Rood, E., Ruckert, C., Scheeren, P., & Panigada, S. (2016). Jomopans sound source verification using marine mammals' sensors. *Procedia Comput Sci*, 80, 2030–2041.

Kim, S., and Park, D.K. (2010). Seasonal changes in the residence of minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) near the Antarctic Peninsula. *Polar Biol*, 33(2), 239–246.

Kiszka, J., Berzins, R., Oremus, M., Bonnevie, B.T., James, R., Peschon, J., & Dulau-Drouot, V. (2020). Marine mammals in the Grecian Straits: A hotspot of biological interaction and human impact. *Mar Pollut Bull*, 160, 111556.

Kiszka, J.J., Berzins, R., & Ridoux, V. (2011). Spatial and temporal distribution of cetaceans in the coastal waters of Mayotte (Mozambique Channel), based on small-scale monitoring. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst*, 21(6), 562–571.

Kiszka, J.J., Drouot, V.-D., Keip, M., Adda-Bedia, A., & Pierce, S.J. (2018). New calving grounds for the Critically Endangered humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in the Indian Ocean. *J Mar Biol Assoc UK*, 98(7), 1463–1472.

Kiszka, J.J., Heithaus, M.R., Wirsing, A.J., & Dill, L.M. (2015). Toward unifying ecological concepts and

Kiszka, J.J., Muir, C., Probst, J.M., & Vely, M. (2019). Identification of areas of ecological importance for humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the southern Mozambique Channel, using spatial analyses of platform of opportunity data. *PLoS One*, 14(2), e0211705.

Kiszka, J.J., Simon, T., & Van Canneyt, O. (2012). An Indo-Pacific bottlenose dolphin (*Tursiops aduncus*) feeding ground in the northeast of Mayotte Island (Mozambique Channel). *Aquat Mamm*, 38(1), 51–58.

Kiszka, J., Van Canneyt, O., & Mahafina, J. (2014). Cetacean diversity around Nosy Be (NW Madagascar) assessed through small-scale monitoring. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst*, 24(4), 493–506.

Kiszka, J.J., Vasquez, O., Harmon, L.K., & Weilgart, L.S. (2019). Humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) sightings in the northern Belize Barrier Reef System. *Aquatic Mammals*, 45(3), 294–301.

Klomp, N.I., Ramírez, F., Steiner, L., & Sprogis, K.R. (2019). Temporal variation in humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) song occurrence in Western Australia and Antarctica. *PLoS One*, 14(8), e0221466.

Koopman, H.N., Westgate, A.J., Siders, Z.A., Walsh, M.T., & Crantz, K. (2002). Evaluation of the blubber testosterone: Cortisol ratio as an indicator of nutritional condition in free-ranging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Aquatic Mammals*, 28(1), 62–73.

Kowarski, K., Rechsteiner, E.U., Anderson, M., & Crossin, G.T. (2019). First record of diving and feeding behaviors for the rare Shepherd's beaked whale (*Tasmacetus shepherdi*). *Mar Mammal Sci*, 35(2), 638–649.

Kreb, D. (2006). *Ocorrência e distribuição espacial e temporal de cetáceos na Zona Económica Exclusiva de Cabo Verde*. Master thesis. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 78pp.

Kreb, D., & Gomes, S. (2009). Short note on the occurrence of striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) in the coastal waters of Santiago Island, Cape Verde. *Afr J Mar Sci*, 31(1), 149–152.

Labrousse, S., Sallee, J.B., Fraser, A.D., Massom, R.A., Reid, P., Hobbs, W., Guinet, C., Harcourt, R., McMahon, C., Bailleul, F., ... Hindell, M.A. (2017). Under the sea ice: Exploring the relationship between sea ice and the foraging behaviour of southern elephant seals in East Antarctica. *Prog Oceanogr*, 156, 17–40.

Lambert, E., Doremus, G., Van Canneyt, O., Gressard, F., Lorvelec, O., & Kiszka, J. (2019). Prey consumption of odontocetes at Reunion Island (SW Indian Ocean): A preliminary study using tooth remains in faeces. *Aquat Mamm*, 45(4), 419–427.

Lambert, E., Doremus, G., Van Canneyt, O., Gressard, F., Winterton, P., ... & Kiszka, J. (2021). First record of Fraser's dolphin (*Lagenodelphis hosei*) in the Indian Ocean. *Mar Biodivers Rec*, 14(1), 1–4.

Lambert, E., Malavoi, J.-R., Saez, F., Van Canneyt, O., & Kiszka, J. (2016). A 5-year analysis of abundance, stranding rates, and estimated population size for pantropical spotted dolphins (*Stenella attenuata*) along the insular slope of Guadeloupe (Lesser Antilles). *Aquatic Mammals*, 42(2), 121–130.

Lambert, E., Martin, M., Van Canneyt, O., Zerdahelyi, K., Ceyrac, L., & Kiszka, J. (2017). Cetaceans in Guadeloupe (French West Indies): An update. *Mammalia*, 81(3), 221–229.

Le Bohec, C., Gauthier-Clerc, M., Grémillet, D., Pradel, R., Béchet, A., ... Weimerskirch, H. (2008). Population dynamics in a long-lived seabird: I. Impact of breeding activity on survival and breeding probability in unbanded adults. *J Anim Ecol*, 77(6), 1142–1151.

- Leeney, R.H., Tobin, A.J., and Launay, F. (2019). Conservation and research priorities for short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) and melon-headed whales (*Peponocephala electra*) in the Indian Ocean Sanctuary. *Adv Mar Biol*, 82, 281–319.
- Lefebvre, M.N., Oosthuizen, W.C., Meyer, M.A., Kotze, P.G.H., Swanson, S., ... Pistorius, P.A. (2021). Importance of the southern Benguela upwelling system in the life cycle of the endangered African penguin. *Afr J Mar Sci*, 43(3), 335–347.
- Lemos, L.S., Netto, R., Vilela, R., Galdino, C.A.B., and Siciliano, S. (2017). Diversity of prey brought by humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to the Abrolhos Bank, Brazil, and the implications for monitoring. *PLoS One*, 12(4), e0168882.
- Leotta, R.M., Negrín, R., Marcovecchio, J.E., and Bastida, R. (2016). Trace metals and As speciation in Antarctica terrestrial and marine ecosystem: A review. *Environ Rev*, 24(4), 422–433.
- Levy, D.A., Kitayama, T., and Nishiwaki, M. (1995). Kinematics and subharmonic content of the song of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*). *J Acoust Soc Am*, 98(3), 1750–1755.
- Levy, D.A., Wu, J., Shiu, Y.-J., Austin, T., Soldevilla, M.S., and Campbell, G.S. (2011). Use of a three-dimensional hydrophone array to assess calling behavior of baleen whales in the Antarctic Marginal Ice Zone. *PLoS One*, 6(12), e28748.
- Lino, A.S., Fragoso, A.B.L., Lomonte, B., Tschoeke, D.A., and Zelanis, A. (2020). Evaluation of the myotoxic effects of *Bothrops fonsecai* snake venom: Implications for the envenomation process. *Toxicon*, 183, 90–99.
- Little, A.F., Van Oppen, M.J.H., and Willis, B.L. (2004). Flexibility in algal endosymbioses shapes growth in reef corals. *Science*, 304(5676), 1492–1494.
- Loizaga de Castro, R., Piola, A.R., Campos, E.J.D., & Anson, I.J. (2020). Toward an understanding of the Benguela current system modulation by atmospheric forcing. *J Geophys Res Oceans*, 125(1), e2019JC015463.
- López, C., Barón, P.J., Arceo, A., Gracida, J., & Urbán, J. (2013). Potential influence of sea-surface height on humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) distribution along the Pacific coast of Mexico. *J Cetacean Res Manag*, 13(3), 173–179.
- López, C., Barón, P.J., Salinas, A., Liceaga, M., and Lastra, M. (2014). Occurrence and distribution of cetaceans off the coast of Nayarit, Mexico, based on observer data from 2004 to 2011. *Lat Am J Aquat Res*, 42(3), 594–603.
- López, C., Brinton, E., Montiel, M., Hermosillo, A., & Rojas-Bracho, L. (2019). Potential bycatch of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off the western coast of Baja California, Mexico. *Mar Biodivers Rec*, 12(1), 9.
- López, C., Gendron, D., Rocha-Olivares, A., and Urbán, J. (2017). Comparative analysis of genetic diversity and differentiation among the sympatric humpback whales and their implications for conservation. *Conserv Genet*, 18(2), 381–393.
- López, C., Gendron, D., Rocha-Olivares, A., and Urbán, J. (2018). Assessing stock structure and abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Mexican breeding grounds. *Mar Biol*, 165(4), 71.
- López-Correa, M., Gómez, E., McCulloch, M.T., and Fletcher, M.S. (2005). Geochemical variations in Porites corals from the Great Barrier Reef: Reef water versus offshore water impacts. *J Exp Mar Biol Ecol*, 320(3), 265–277.

Lorenzini, R., Gariboldi, C., and Foschi, E. (1995). Distribution and abundance of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) in the Ionian Sea, 1991–1993. *Rep Int Whal Comm*, 45, 389–395.

Loureiro, N.S., Johnson, M., & Madsen, P.T. (2016). Male sperm whale acoustic behavior observed from multipoint combined acoustic and visual monitoring platforms in the Azores. *J Acoust Soc Am*, 139(1), 295–304.

Lowther, A.D., Harcourt, R.G., Page, B., & Goldsworthy, S.D. (2017). Steady as he goes: At-sea movement of adult male Australian sea lions in a dynamic marine environment. *PLOS ONE*, 12(1), e0169228.

Lucas, B., Sideris, C., & Thomas, C. (2016). Environmental impact assessment of submarine cables: The Western Mediterranean case. *Sustain Energy Technol Assess*, 13, 35–46.

Lucey, W., Kosobokova, K.N., Hopcroft, R.R., Coyle, K.O., and Pinchuk, A.I. (2011). Zooplankton in the eastern Chukchi Sea: Community structure and seasonal variability. *Cont Shelf Res*, 31(18), 1950–1964.

Lusher, A.L., Tirelli, V., O'Connor, I., & Officer, R. (2015). Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Sci Rep*, 5, 14947.

Lockyer, C. (1986). Body fat condition in Northeast Atlantic fin whales, *Balaenoptera physalus*, and its relationship with reproduction and food resource. *Can J Fish Aquat Sci*, 43:142–147.

Lockyer, C. (1984). Review of baleen whale (Mysticeti) reproduction and implications for management. *Rep Int Whal Comm*, 19(6):27–50.

Lockyer, C., Desportes, G., Hansen, K., Labberté, S. and Siebert, U. (2003). Monitoring growth and energy utilisation of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in human care. *NAMMCO Sci Publ*, 5:107.

Lockyer, C.H. (1982). Preliminary investigation of some anatomical characters of fin whale ear plugs collected from different regions of the N.E. Atlantic. *Reports Int Whal Comm*, 32:101–103.

Lockyer, C.H., Gambell, R. and Brown, S.G. (1977). Notes on age data of fin whale taken off Iceland, 1967–74. *Reports Int Whal Comm*, 27:427–450.

Lockyer, C.H., McConnell, L.C. and Waters, T.D. (1985). Body condition in terms of anatomical and biochemical assessment of body fat in North Atlantic fin and sei whales. *Can J Zool*, 63(10):2328–2338.

Logan, J.M., Rodríguez-Marín, E., Goñi, N., Barreiro, S., Arrizabalaga, H., Golet, W. and Lutcavage, M. (2011). Diet of young Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in eastern and western Atlantic foraging grounds. *Mar Biol*, 158(1):73–85.

López Fernández, A., Covelo, P., Vázquez, J.A., Martínez Cedeira, J.A., Caldas, M., Lago, R., Llavona, A. and Alonso Farré, J.M. (2011). Bases para a conservación e xestión das especies de cetáceos ameazadas nas augas Atlánticas e Cantábricas. *Eubalaena*, 12:1–62.

Lyrholm, T. and Gyllensten, U. (1998). Global matrilineal population structure in sperm whales as indicated by mitochondrial DNA sequences. *Proc R Soc London Ser B Biol Sci*, 265(1406):1679–1684.

Lysy, M., Stasko, A.D. and Swanson, H.K. (2015). Package ‘nicheROVER’. (Niche) (R)egion and Niche (Over)lap Metrics for Multidimensional Ecological Niches. 21pp.

MacLeod, C.D. (2009). Global climate change, range changes and potential implications for the conservation of marine cetaceans: a review and synthesis. *Endanger Species Res*, 7:125–136.

Madsen, P.T., Johnson, M., Miller, P.J.O., Aguilar Soto, N., Lynch, J. and Tyack, P. (2006). Quantitative measures of air-gun pulses recorded on sperm whales (*Physeter macrocephalus*) using acoustic tags during controlled exposure experiments. *J Acoust Soc Am*, 120(4):2366–2379.

Mannocci, L., Roberts, J.J., Halpin, P.N., Authier, M., Boisseau, O., ... Vella, J. (2018). Assessing cetacean surveys throughout the Mediterranean Sea: a gap analysis in environmental space. *Sci Rep*, 8(1):3126.

Marini, L., Villetti, G. and Consiglio, C. (1996). Wintering areas of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the Mediterranean Sea: a preliminary survey. In: *European Research on Cetaceans*, 9. Evans, P.G.H. and Nice, H. (eds). European Cetacean Society, Lugano, Switzerland. p 126–128.

Marsili, L., Caruso, A., Fossi, M.C., Zanardelli, M., Politi, E. and Focardi, S. (2001). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in subcutaneous biopsies of Mediterranean cetaceans. *Chemosphere*, 44(2):147–54.

Marsili, L. and Focardi, S. (1996). Organochlorine levels in subcutaneous blubber biopsies of fin whales (*Balaenoptera physalus*) and striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the Mediterranean Sea. *Environ Pollut*, 91(1):1–9.

Marsili, L., Fossi, M.C., Notarbartolo di Sciara, G., Zanardelli, M., Nani, B., Panigada, S. and Focardi, S. (1998). Relationship between organochlorine contaminants and mixed function oxidase activity in skin biopsy specimens of Mediterranean fin whales (*Balaenoptera physalus*). *Chemosphere*, 37(8):1501–10.

Martien, K.K., Gregovich, D.P. and Punt, A.E. (2013). Defining the appropriate ‘Unit-To-Conserve’ under the international whaling commission’s revised management procedure. *J Cetacean Res Manag*, 13(1):31–38.

Masski, H. and De Stéphanis, R. (2018). Cetaceans of the Moroccan coast: information from a reconstructed strandings database. *J Mar Biol Assoc United Kingdom*, 98(5):1029–1037.

Mazzariol, S., Centelleghé, C., Beffagna, G., Povinelli, M., Terracciano, G., ... Di Guardo, G. (2016). Mediterranean fin whales (*Balaenoptera physalus*) threatened by dolphin morbillivirus. *Emerg Infect Dis*, 22(2):302–305.

Mazzariol, S., Marcer, F., Mignone, W., Serracca, L., Goria, M., Marsili, L., Di Guardo, G. and Casalone, C. (2012). Dolphin Morbillivirus and *Toxoplasma gondii* coinfection in a Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *BMC Vet Res*, 8:20.

McCauley, R.D., Fewtrell, J., Duncan, A.J., Jenner, C., Jenner, M.-N., ... McCabe, K. (2000). Marine seismic surveys: analysis and propagation of air-gun signals; and effects of air-gun exposure on humpback whales, sea turtles, fishes and squid. Prepared for the Australian Petroleum Exploration and Production Association from the Centre for Marine Science and Technology, Curtin University, Perth, Australia. 198pp.

- McDonald, M.A. (2006). An acoustic survey of baleen whales off Great Barrier Island, New Zealand. *New Zeal J Mar Freshw Res*, 40(4):519–529.
- McLeod, B.A. and White, B.N. (2010). Tracking mtDNA heteroplasmy through multiple generations in the North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). *J Hered*, 101(2):235–239.
- McMahon, K.W., Hamady, L.L., Thorrold, S.R., Ling Hamady, L. and Thorrold, S.R. (2013). A review of ecogeochemistry approaches to estimating movements of marine animals. *Limnol Oceanogr*, 58(2):697–714.
- Melcón, M.L., Cummins, A.J., Kerosky, S.M., Roche, L.K., Wiggins, S.M. and Hildebrand, J.A. (2012). Blue whales respond to anthropogenic noise. *PLoS One*, 7(2):1–6.
- Ohizumi, H., Matsuoka, K., & Kato, H. (2014). Vocalizations of free-ranging Bryde's whales (*Balaenoptera brydei*) in the northern Gulf of Thailand. *J Mammal*, 95(5), 1126–1135.
- Okuyama, J., Kitakado, T., Miyashita, T., Abe, H., & Okami, N. (2003). Behavior of a free-ranging Baird's beaked whale (*Berardius bairdii*) off the Pacific coast of Japan. *Mar Mammal Sci*, 19(3), 454–463.
- Oliver, A.J., Gallego, R., Falabella, V., Guijarro, J., & Polovina, J.J. (2016). Modeling oceanic spawning habitats for tropical tunas using thermal fronts and salinity. *Deep Sea Res Part II Top Stud Oceanogr*, 140, 162–174.
- Orio, A., Bergström, U., Casini, M., Erlandsson, M., Eschbaum, R., Huwer, B., ... Svedäng, H. (2017). Climate effects on benthic and pelagic productivity in the Baltic Sea. *PLoS One*, 12(2), e0172303.
- Ørjasæter, K., Skern-Mauritzen, M., Langhelle, G., & Øien, N. (2002). Distribution and abundance of large whales in Norwegian waters: Results from ship surveys 1995–1999. *J Cetacean Res Manag*, 4(2), 263–270.
- Ortega-Ortiz, J.G., Engelhaupt, D., Winsor, M., Mate, B.R., & Hoelzel, A.R. (2002). Kinship of long-term associates in the highly social sperm whale. *Mol Ecol*, 11(12), 2215–2223.
- Otani, S. (1995). World trade in sharks: a review. *Fishbyte*, 13(2), 18–22.
- Oudejans, M.G., Van Beest, F.M., & Mosegaard, H. (2015). Effects of climate change on the life cycle of Arctic marine mammals. *Ambio*, 44(1), 23–33.
- Overholtz, W.J., & Link, J.S. (2007). Consumption impacts by marine mammals, fish, and seabirds on the Gulf of Maine-Georges Bank Atlantic herring (*Clupea harengus*) complex during the years 1977–2002. *ICES J Mar Sci*, 64(1), 83–96.
- Öztürk, B., Öztürk, A.A., & Tonay, A.M. (2018). Interannual variations in the occurrence of cetaceans off the Turkish coast: comparison of 2015 with historic data. *J Mar Biol Assoc United Kingdom*, 98(2), 317–329.
- Palsbøll, P.J., Heide-Jørgensen, M.P., Dietz, R., & Clapham, P.J. (1997). Population structure and seasonal movements of narwhals, *Monodon monoceros*, determined from mtDNA analysis. *Heredity*, 78(3), 284–292.

Papastamatiou, Y.P., Wetherbee, B.M., Lowe, C.G., & Crow, G.L. (2006). Distribution and diet of four species of carcharhinid shark in the Hawaiian Islands: evidence for resource partitioning and competitive exclusion. *Mar Ecol Prog Ser*, 320, 239–251.

Paredes, R., Jones, I.L., Boness, D.J., & Tremblay, Y. (2012). Foraging behavior and physiological adaptation for diving in free-ranging lactating harbor seals, *Phoca vitulina*. *Physiol Biochem Zool*, 85(6), 627–640.

Pascual, M., Adkins, J., Robinson, C., & Lluch-Cota, S.E. (2010). Seasonal predictability of tuna habitats in the Gulf of California. *Fish Oceanogr*, 19(5), 351–366.

Pavan-Kumar, A., Gireesh-Babu, P., Babu, P.P.S., Robin, R.S., Krishna, G., & Jaiswar, A.K. (2018). Mitochondrial DNA analyses of narrow-barred Spanish mackerel (*Scomberomorus commerson*) from Indo-West Pacific region. *Mitochondrial DNA Part A*, 29(3), 368–374.

Peavey, L.E., Quakenbush, L.T., & Goertz, C.E.C. (2013). Diet of eastern North Pacific killer whales (*Orcinus orca*) inferred from fatty acid patterns in ADipose fin biopsies. *Mar Biol*, 160(9), 2397–2407.

Pearson, W.H. (2017). Satellite observation of marine pollution by Chinese lantern fishing boats in the northwestern Pacific Ocean. *Estuar Coast Shelf Sci*, 189, 196–203.

Pegado, M.R., & Marques, T.A. (2014). Indirect assessment of body condition and blubber fatty acids in free-ranging dolphins using unmanned aerial vehicles (UAVs). *PLoS One*, 9(12), e114002.

Pérez, J.E., García, A., Miján, I., & Silva, A. (2017). First record of a pygmy killer whale (*Feresa attenuata*) stranded in Galician waters (NW Spain). *Aquatic Mammals*, 43(4), 425–429.

Pérez-González, M., May-Collado, L.J., García-Tiscareño, L.M., & Urbán, J.R. (2007). Calving intervals of resident killer whales (*Orcinus orca*) in the coastal waters of the Gulf of California, Mexico. *J Mar Biol Assoc United Kingdom*, 87(1), 237–242.

Perryman, W.L., Lynn, M.S., & Forrest, T. (2002). Trawl survey of the eastern Bering Sea continental shelf: results from bottom trawl surveys by the F/V Ocean Prowler, July and August 2000-2002. *Alaska Fish Res Bull*, 9(1), 27–55.

Perryman, W.L., Lynn, M.S., & Forrest, T. (2004). Trawl survey of the eastern Bering Sea continental shelf: results from bottom trawl surveys by the F/V Ocean Prowler, July 2000-2003. *Alaska Fish Res Bull*, 10(1), 1–24.

Peterson, W.T., Fisher, J.L., Strub, P.T., Du, X., Risien, C., Casillas, E., ... Du, X. (2008). The pelagic ecosystem in the Northern California Current off Oregon during the 2002 upwelling season. *Deep Sea Res Part II Top Stud Oceanogr*, 55(10), 1215–1231.

Petitgas, P., Cano, J., Bellido, J.M., Masse, J., & Jadaud, A. (2010). Biophysical modelling to investigate the match-mismatch hypothesis in the Bay of Biscay. *Fish Oceanogr*, 19(1), 1–21.

Parsons, E.C.M., Dolman, S.J., Jasny, M., Rose, N.A., Simmonds, M.P. and Wright, A.J. (2009). A critique of the UK's JNCC seismic survey guidelines for minimising acoustic disturbance to marine mammals: best practise? *Mar Pollut Bull*, 58(5):643–51.

Payne, R. and Webb, D. (1971). Orientation by means of long range acoustic signaling in baleen whales. *Ann N Y Acad Sci*, 188(1):110–141.

Peltier, H., Beaufile, A., Cesarini, C., Dabin, W., Dars, C., ... Spitz, J. (2019). Monitoring of marine mammal strandings along French coasts reveals the importance of ship strikes on large cetaceans: a challenge for the European marine strategy framework directive. *Front Mar Sci*, 6:486.

Pereira, A., Harris, D., Tyack, P. and Matias, L. (2020). Fin whale acoustic presence and song characteristics in seas to the southwest of Portugal. *J Acoust Soc Am*, 147(4):2235–2249.

Perez-Vallazza, C., Alvarez-Vazquez, R., Cardona, L., Pintado, C. and Hernandez-Brito, J.N. (2008). Cetacean diversity at the west coast of La Palma Island (Canary Islands). *J Mar Biol Assoc United Kingdom*, 88(Special Issue 06):1289–1296.

Pérez, S., García-López, Á., de Stephanis, R., Giménez, J., García-Tiscar, S., Verborgh, P., Mancera, J.M. and Martínez-Rodríguez, G. (2011). Use of blubber levels of progesterone to determine pregnancy in free-ranging live cetaceans. *Mar Biol*, 158(7):1677–1680.

Pesante, G., Zanardelli, M. and Panigada, S. (2000). Evidence of man-made injuries on Mediterranean fin whales. *Eur Res Cetaceans*, 14:192–193.

Petursdottir, H., Falk-Petersen, S. and Gislason, A. (2012). Trophic interactions of meso- and macrozooplankton and fish in the Iceland Sea as evaluated by fatty acid and stable isotope analysis. *ICES J Mar Sci*, 69(7):1277–1288.

Petursdottir, H., Gislason, A., Falk-Petersen, S., Hop, H. and Svavarsson, J. (2008). Trophic interactions of the pelagic ecosystem over the Reykjanes Ridge as evaluated by fatty acid and stable isotope analyses. *Deep Res Part II Top Stud Oceanogr*, 55(1–2):83–93.

Pietsch, S.J., Hobson, K.A., Wassenaar, L.I. and Tütken, T. (2011). Tracking cats: Problems with placing feline carnivores on $\delta^{18}O$, δD isoscapes. *PLoS One*, 6(9).

Pike, D.G., Gunnlaugsson, T., Mikkelsen, B., Halldórsson, S.D. and Víkingsson, G.A. (2019). Estimates of the abundance of cetaceans in the central North Atlantic based on the NASS Icelandic and Faroese shipboard surveys conducted in 2015. *NAMMCO Sci Publ*, 11:22.

Pinzone, M., Budzinski, H., Tasciotti, A., Ody, D., Lepoint, G., ... Das, K. (2015). POPs in free-ranging pilot whales, sperm whales and fin whales from the Mediterranean Sea: Influence of biological and ecological factors. *Environ Res*, 142:185–196.

Pinzone, M., Damseaux, F., Michel, L.N. and Das, K. (2019). Stable isotope ratios of carbon, nitrogen and sulphur and mercury concentrations as descriptors of trophic ecology and contamination sources of Mediterranean whales. *Chemosphere*, 237:124448.

Pirotta, E., Booth, C.G., Costa, D.P., Fleishman, E., Kraus, S.D., ... Harwood, J. (2018). Understanding the population consequences of disturbance. *Ecol Evol*, 8(19):9934–9946.

Pirotta, E., Mangel, M., Costa, D.P., Goldbogen, J., Harwood, J., ... New, L. (2019). Anthropogenic disturbance in a changing environment: modelling lifetime reproductive success to predict the consequences of multiple stressors on a migratory population. *Oikos*, 128(9):1340–1357.

Piry, S., Alapetite, A., Cornuet, J.M., Paetkau, D., Baudouin, L. and Estoup, A. (2004). GENECLASS2: A software for genetic assignment and first-generation migrant detection. *J Hered*, 95(6):536–539.

Podestà, M. and Magnaghi, L. (1989). Unusual number of cetacean bycatches in the Ligurian Sea. In: *European Research on Cetaceans*. p 67–70.

Pörtner, H.-O., Karl, D., Boyd, P.W., Cheung, W., Lluch-Cota, S.E., Nojiri, Y., Schmidt, D.N. and Zvalov, P. (2014). Ocean systems. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth*

Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Field, C.B., Barros, V.R., Dokken, D.J., Mach, K.J., Mastrandrea, M.D., Bilir, T.E., Chatterjee, M., Ebi, K.L., Estrada, Y.O., Genova, R.C., Girma, B., Kissel, E.S., Levy, A.N., MacCracken, S., Mastrandrea, P.R. and White, L.L. (eds). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York. p 411–484.

Potvin, J., Goldbogen, J.A. and Shadwick, R.E. (2010). Scaling of lunge feeding in rorqual whales: an integrated model of engulfment duration. *J Theor Biol*, 267:437–53.

Preciado, I., Cartes, J.E., Punzón, A., Frutos, I., López-López, L. and Serrano, A. (2017). Food web functioning of the benthopelagic community in a deep-sea seamount based on diet and stable isotope analyses. *Deep Sea Res Part II Top Stud Oceanogr*, 137:56–68.

QGIS Development Team (2016). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing,

Vienna, Austria. R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing,

Vienna, Austria. R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing,

Vienna, Austria. Raga, J.A. and Pantoja, J. (eds) (2004). Proyecto Mediterráneo. Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español, *Naturaleza*. Ministerio de Medio Ambiente. *Naturaleza y Parques Nacionales*, Madrid, Spain. 219pp.

Adapting to a warmer ocean - Seasonal shift of baleen whale movements over three decades. *PLoS One*, 10(3):1–15.

Ramp, C., Gaspard, D., Gavrilchuk, K., Unger, M., Schleimer, A., Landry, S. and Sears, R. (2019). Perception bias: How aerial imagery revealed underrated threat of entanglement in large rorquals. In: *World Marine Mammal Conference*. Barcelona, Spain. p 584.

Rankin, S., Castellote, M., Delarue, J., Stafford, K., Archer, F.I., ... Morano, J.L. (2018). Methods for characterizing fin whale song notes for comparative studies of geographic variation in song. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-592. 33pp.

Rannala, B. and Mountain, J.L. (1997). Detecting immigration by using multilocus genotypes. *Proc Natl Acad Sci*, 94(17):9197–9201.

Reeves, R.R. and Notarbartolo-Di-Sciara, G. (2006). The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. Reeves, R.R. and Notarbartolo di Sciara, G. (eds). IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 137pp.

Reeves, R.R., Smith, B.D., Crespo, E.A. and Notarbartolo Di Sciara, G. (2003). Dolphins, whales, and porpoises: 2003–2010 conservation action plan for the world's cetaceans. 167-85pp.

Richardson, W.J., Greene, C.R., Malme, C.I. and Thomson, D.H. (eds) (1995). *Marine mammals and noise*. Academic Press. 576pp.

Riekkola, L., Andrews-Goff, V., Friedlaender, A., Zerbini, A.N. and Constantine, R. (2020). Longer migration not necessarily the costliest strategy for migrating humpback whales. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst*, 30(5):937–948.

Rivera-León, V.E., Urbán, J., Mizroch, S., Brownell, R.L., Oosting, T., Hao, W., Palsbøll, P.J. and Bérubé, M. (2019). Long-term isolation at a low effective population size greatly reduced genetic diversity in Gulf of California fin whales. *Sci Rep*, 9(1):12391.

Rocha, R.C.J., Clapham, P.J. and Ivashchenko, Y. (2015). Emptying the oceans: a summary of industrial whaling catches in the 20th century. *Mar Fish Rev*, 76(4):37–48.

Rochman, C.M., Browne, M.A., Underwood, A.J., van Franeker, J.A., Thompson, R.C. and Amaral-Zettler, L.A. (2016). The ecological impacts of marine debris: unraveling the demonstrated evidence from what is perceived. *Ecology*, 97(2):302–312.

Rogan, E., Breen, P., Mackey, M., Cañadas, A., Scheidat, M., Geelhoed, S. and Jessopp, M. (2018). Aerial surveys of cetaceans and seabirds in Irish waters: occurrence, distribution and abundance in 2015-2017. Department of Communications, Climate Action & Environment and National Parks and Wildlife Service (NPWS), Department of Culture, Heritage and the Gaeltacht, Dublin, Ireland. 297pp.

Rolland, R.M., Parks, S.E., Hunt, K.E., Castellote, M., Corkeron, P.J., Nowacek, D.P., Wasser, S.K. and Kraus, S.D. (2012). Evidence that ship noise increases stress in right whales. *Proc R Soc Biol Sci*, 279:2363–2368.

Romagosa, M., Baumgartner, M., Cascão, I., Lammers, M.O., Marques, T.A., Santos, R.S. and Silva, M.A. (2020). Baleen whale acoustic presence and behaviour at a Mid-Atlantic migratory habitat, the Azores Archipelago. *Sci Rep*, 10:4766.

Ross, D. (2005). Ship sources of ambient noise. *IEEE J Ocean Eng*, 30(2):257–261. Ross, P.S., Ellis, G.M., Ikonomou, M.G., Barrett-Lennard, L.G. and Addison, R.F. (2000). High PCB concentrations in free-ranging Pacific killer whales, *Orcinus orca*: effects of age, sex and dietary preference. *Mar Pollut Bull*, 40(6):504–515.

Rossi, A., Panigada, S., Arrigoni, M., Zanardelli, M., Cimmino, C., Marangi, L., Manfredi, P. and Santangelo, G. (2014). Demography and conservation of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*): what clues can be obtained from photo-identification data. *Theor Biol Forum*, 107(1–2):123–142.

Rossmann, S., Ostrom, P.H., Gordon, F. and Zipkin, E.F. (2016). Beyond carbon and nitrogen: Guidelines for estimating three-dimensional isotopic niche space. *Ecol Evol*, 6(8):2405–2413.

Roubira, P., Bosch, D. and Bentaleb, I. (2015). Pb Isotopic Compositions of Fin Whale Baleen Plates – A Clue to Unravel Individual Migrations between the Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea? *Procedia Earth Planet Sci*, 13:173–176. Rousset, F. (2008).

GENEPOP'007: A complete re-implementation of the GENEPOP software for Windows and Linux.

Mol Ecol Resour, 8(1):103–106. Rozas, J. and Rozas, R. (1999). DnaSP version 3: an integrated program for molecular population genetics and molecular evolution analysis. *Bioinformatics*, 15(2):174–175.

Ruchonnet, D., Boutoute, M., Guinet, C. and Mayzaud, P. (2006). Fatty acid composition of Mediterranean fin whale *Balaenoptera physalus* blubber with respect to body heterogeneity and trophic interaction. *Mar Ecol Prog Ser*, 311:165

Ryan, C., Berrow, S.D., McHugh, B., O'Donnell, C., Trueman, C.N. y O'Connor, I. (2014). "Prey preferences of sympatric fin (*Balaenoptera physalus*) and humpback (*Megaptera novaeangliae*) whales revealed by stable isotope mixing models." *Mar Mammal Sci*, 30(1): 242–258.

Ryan, C., McHugh, B., Trueman, C., Sabin, R., Deaville, R., Harrod, C., Berrow, S. y O'Connor, I. (2013). "Stable isotope analysis of baleen reveals resource partitioning among sympatric rorquals and population structure in fin whales." *Mar Ecol Prog Ser*, 479: 251–261.

Ryan, C., McHugh, B., Trueman, C.N., Harrod, C., Berrow, S.D. y O'Connor, I. (2012). "Accounting for the effects of lipids in stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values) analysis of skin and blubber of balaenopterid whales." *Rapid Commun Mass Spectrom*, 26(23): 2745–54.

Saitou, N. y Nei, M. (1987). "The neighbor-joining method: a new method for reconstructing phylogenetic trees." *Mol Biol Evol*, 4(4): 406–425.

Sala, B., Giménez, J., de Stephanis, R., Barceló, D. y Eljarrat, E. (2019). "First determination of high levels of organophosphorus flame retardants and plasticizers in dolphins from Southern European waters." *Environ Res*, 172: 289–295.

Salazar Sierra, J.M., Torres Barranco, F.J. y Cabaleiro Mora, E. (2008). "Estudio de los aspectos socioeconómicos y de conservación de la actividad de avistamiento de cetáceos." Sevilla. 232pp.

Salvadeo, C.J., Flores-Ramírez, S., Gómez-Gallardo U., A., MacLeod, C., Belda, D.L., Jaume-Schinkel, S. y Urbán-Ramírez, J. (2011). "Bryde's whale (*Balaenoptera edeni*) in the southwestern Gulf of California: Relationship with ENSO variability and prey availability." *Ciencias Mar*, 37(2): 215–225.

Sambrook, J. y Russell, D. (eds) (2001). "Molecular cloning: a laboratory manual, 3rd ed." Cold Spring Harbor Laboratory Press, Cold Spring. 2222pp.

Sampson, D.B. (1990). "A length-structured population model for southern fin whales and a test for density dependence." *ICES J Mar Sci*, 46(3): 249–268.

Sánchez-Ibarra, C., Bermúdez-García, D.M., Bezaury-Creel, J.E., Lasch-Thaler, C., Rodríguez-Dowdell, N., Cárdenas-Torres, N., Rojas-González de Castilla, S. y Gondor, A. (eds) (2013). "Plan de acción para la conservación y aprovechamiento sustentable de la biodiversidad terrestre y marina de la región Golfo de California y Pacífico Sudcaliforniano." Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), The Nature Conservancy (TNC), Fondo mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A.C., México. 294pp.

Sánchez Garrido, J.C., García Lafuente, J., Criado Aldeanueva, F., Baquerizo, A. y Sannino, G. (2008). "Time-spatial variability observed in velocity of propagation of the internal bore in the Strait of Gibraltar." *J Geophys Res*, 113(C7): C07034.

Sanpera, C. y Aguilar, A. (1992). "Modern whaling off the Iberian Peninsula during the 20th Century." *Reports Int Whal Comm*, 42: 723–730.

Sanpera, C., González, M. y Jover, L. (1996). "Heavy metals in two populations of North Atlantic fin whales (*Balaenoptera physalus*)." *Environ Pollut*, 91(3): 299–307.

Santos, J., Costa, R., Araújo, H., Rodrigues, P., Marçalo, A., ... Soares, A. (2014). "Cetaceans and seabirds in the Portuguese continental coast: what about their environmental status?" In: *Research Day - Universidade de Aveiro*. Aveiro, Portugal.

Saschenbrecker, P.W. (1973). "Levels of DDT and PCB compounds in North Atlantic fin-back whales." *Can J Comp Med*, 37(2): 203–206.

Scammon, C.M. y Cope, E.D. (1869). "On the cetaceans of the western coast of North America." *Proc Acad Nat Sci Philadelphia*, 21: 13–63.

Schleimer, A., Aguilar, A., Barco, S.G., Degollada, E., Berrow, S., ... Bérubé, M. (2019). "Population structure characterised by high within-area relatedness in North Atlantic and Mediterranean Sea fin whales (*Balaenoptera physalus*)." In: *World Marine Mammal Conference*. Barcelona, Spain. p 74.

Schmidt, K. (2010). "Food and feeding in northern krill (*Meganyctiphanes norvegica* Sars)." In: *Advances in Marine Biology*, 57. Elsevier. p 127–171.

Sciacca, V., Caruso, F., Beranzoli, L., Chierici, F., De Domenico, E., ... Riccobene, G. (2015). "Annual acoustic presence of fin whale (*Balaenoptera physalus*) offshore eastern Sicily, central Mediterranean Sea." *PLoS One*, 10(11): e0141838.

Sciacca, V., Viola, S., Pulvirenti, S., Riccobene, G., Caruso, F., De Domenico, E. y Pavan, G. (2016). "Shipping noise and seismic airgun surveys in the Ionian Sea: Potential impact on Mediterranean fin whale." In: *Proceedings of Meetings on Acoustics*, 27. p 040010.

Sears, R. y Perrin, W.F. (2018). "Blue whale." In: *Encyclopedia of Marine Mammals*, 3rd ed. Würsig, B., Thewissen, J.G.M. y Kovacs, K.M. (eds). Elsevier, San Diego, CA, USA. p 110–114.

SEC (2006). "Propuesta de plan de conservación para el delfín mular (*Tursiops truncatus*) en Andalucía y Murcia." 96pp.

Selling, J. (2007). "Fin whales off Gibraltar." In: *21st Annual Conference of the European Cetacean Society*. Donostia, Spain. p 126–127.

Sergeant, D.E. (1977). "Stocks of fin whales *Balaenoptera physalus* L. in the North Atlantic Ocean." *Reports Int Whal Comm*, 27: 460–473.

Sergio, F., Tanferna, A., De Stephanis, R., Jiménez, L.L., Blas, J., Tavecchia, G., Preatoni, D. y Hiraldo, F. (2014). "Individual improvements and selective mortality shape lifelong migratory performance." *Nature*, 515(7527): 410–413.

Servicio de Vida Silvestre (2017). "Avistamientos de cetáceos en aguas de la Comunitat Valenciana. 2016." 10pp.

Servicio de Vida Silvestre (2018). "Avistamientos de cetáceos en aguas de la Comunitat Valenciana. 2017." 13pp.

Seyboth, E., Groch, K.R., Dalla Rosa, L., Reid, K., Flores, P.A.C. y Secchi, E.R. (2016). "Southern right whale (*Eubalaena australis*) reproductive success is influenced by krill (*Euphausia superba*) density and climate." *Sci Rep*, 6(1): 28205.

Sigurjónsson, J. (1995). "On the life history and autecology of North Atlantic rorquals." *Dev Mar Biol*, 4(C): 425–441.

Sigurjónsson, J. y Víkingsson, G.A. (1997). "Seasonal abundance of the estimated food consumption by cetaceans in Icelandic and adjacent waters." *J Northwest Atl Fish Sci*, 22: 271–287.

Silber, G.K., Vanderlaan, A.S.M., Tejedor Arceredillo, A., Johnson, L., Taggart, C.T., Brown, M.W., Bettridge, S. y Sagarminaga, R. (2012). "The role of the International Maritime Organization in reducing vessel threat to whales: Process, options, action and effectiveness." *Mar Policy*, 36(6): 1221–1233.

Silva, M.A., Borrell, A., Prieto, R., Gauffier, P., Bérubé, M., Palsbøl, P.J. y Colaço, A. (2019). "Stable isotopes reveal winter feeding in different habitats in blue, fin and sei whales migrating through the Azores." *R Soc Open Sci*, 6: 181800.

Silva, M.A., Prieto, R., Jonsen, I., Baumgartner, M.F. y Santos, R.S. (2013). "North Atlantic blue and fin whales suspend their spring migration to forage in middle latitudes: building up energy reserves for the journey?" *PLoS One*, 8(10): e76507.

Simon, M., Stafford, K.M., Beedholm, K., Lee, C.M. y Madsen, P.T. (2010). "Singing behavior of fin whales in the Davis Strait with implications for mating, migration and foraging." *J Acoust Soc Am*, 128(5): 3200–3210.

- Singh, N.J., Börger, L., Dettki, H., Bunnefeld, N. y Ericsson, G. (2012). "From migration to nomadism: Movement variability in a northern ungulate across its latitudinal range." *Ecol Appl*, 22(7): 2007–2020.
- Širović, A., Oleson, E.M., Buccowich, J., Rice, A. y Bayless, A.R. (2017). "Fin whale song variability in southern California and the Gulf of California." *Sci Rep*, 7(1): 10126.
- Širović, A., Williams, L.N., Kerosky, S.M., Wiggins, S.M. y Hildebrand, J.A. (2013). "Temporal separation of two fin whale call types across the eastern North Pacific." *Mar Biol*, 160(1): 47–57.
- Sociedad de Salvamento y Seguridad Marítima (2014). "Informe anual." 63pp.
- Sørreide, J.E., Carroll, M.L., Hop, H., Ambrose, W.G., Hegseth, E.N. y Falk-Petersen, S. (2013). "Sympagic-pelagic-benthic coupling in Arctic and Atlantic waters around Svalbard revealed by stable isotopic and fatty acid tracers." *Mar Biol Res*, 9(9): 831–850.
- Soto, D.X., Wassenaar, L.I. y Hobson, K.A. (2013). "Stable hydrogen and oxygen isotopes in aquatic food webs are tracers of diet and provenance." *Funct Ecol*, 27(2): 535–543.
- Southall, B., Calambokidis, J., Tyack, P., Moretti, D., Hildebrand, J., ... Barlow, J. (2011). "Biological and behavioral response studies of marine mammals in southern California, 2010 ("SOCAL-10")." 29pp.
- Stevick, P.T., Berrow, S.D., Bérubé, M., Bouveret, L., Broms, F., ... Wenzel, F. (2016). "There and back again: multiple and return exchange of humpback whales between breeding habitats separated by an ocean basin." *J Mar Biol Assoc United Kingdom*, 96(4): 885–890.
- Tulloch, V.J.D., Plagányi, É.E., Brown, C., Richardson, A.J., & Matear, R. (2019). Future recovery of baleen whales is imperiled by climate change. *Global Change Biology*, 25(4), 1263–1281.
- Tyack, P., Gordon, J., & Thompson, D. (2003). Controlled exposure experiments to determine the effects of noise on marine mammals. *Marine Technology Society Journal*, 37(4), 41–53.
- Urbán-Ramírez, J., Rojas-Bracho, L., Guerrero-Ruiz, M., Jaramillo-Legorreta, A., & Findley, L.T. (2005). Cetacean diversity and conservation in the Gulf of California. In: *Biodiversity, ecosystems, and conservation in northern Mexico*. Cartron, J.-L.E., Ceballos, G., & Felger, R.S. (Eds.). Oxford University Press, Inc., New York, NY, pp. 276–297.
- Valente, R., Correia, A.M., Gil, Á., González García, L., & Sousa-Pinto, I. (2019). Baleen whales in Macaronesia: occurrence patterns revealed through a bibliographic review. *Mammal Review*, 49(2), 129–151.
- Valsecchi, E., & Amos, W. (1996). Microsatellite markers for the study of cetacean populations. *Molecular Ecology*, 5(1), 151–6.
- Valsecchi, E., Amos, W., Raga, J.A., Podestà, M., & Sherwin, W. (2004). The effects of inbreeding on mortality during a morbillivirus outbreak in the Mediterranean striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*). *Animal Conservation*, 7(2), 139–146.
- Van Bresseem, M.-F., Duignan, P., Banyard, A., Barbieri, M., Colegrove, K., ... Wellehan, J. (2014). Cetacean Morbillivirus: Current knowledge and future directions. *Viruses*, 6(12), 5145–5181.
- Van der Hoop, J.M., Vanderlaan, A.S.M., Cole, T.V.N., Henry, A.G., Hall, L., Mase-Guthrie, B., Wimmer, T., & Moore, M.J. (2015). Vessel strikes to large whales before and after the 2008 ship strike rule. *Conservation Letters*, 8(1), 24–32.

Van Waerebeek, K., & Leaper, R. (2008). Second report of the IWC vessel strike data standardization working group. *IWC 60th Annual Meeting, (SC/60/BC 5)*, 1–8.

Vander Zanden, H.B., Soto, D.X., Bowen, G.J., & Hobson, K.A. (2016). Expanding the isotopic toolbox: Applications of Hydrogen and Oxygen stable isotope ratios to food web studies. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 4(MAR), 1–19.

Vanderlaan, A.S.M., & Taggart, C.T. (2007). Vessel collisions with whales: The probability of lethal injury based on vessel speed. *Marine Mammal Science*, 23(1), 144–156.

Varela, J.L., Rodríguez-Marín, E., & Medina, A. (2013). Estimating diets of pre-spawning Atlantic bluefin tuna from stomach content and stable isotope analyses. *Journal of Sea Research*, 76, 187–192.

Vargas (2005). *Cazadores de ballenas en el Golfo de Cádiz*. Jaime Conde. 122pp.

Vázquez, J.A., Cañadas, A., Martínez-Cedeira, J., López, A., Tejedor, M., Gauffier, P., Gazo, M., & Brotons, J.M. (2015). Documento técnico sobre la incidencia de la captura accidental de especies de cetáceos amenazadas en artes de pesca. Informe realizado para el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. 96pp.

Verborgh, P., Gauffier, P., Brévert, C., Giménez, J., Esteban, R., Carbou, M., Debons, E., & de Stephanis, R. (2019). Epizootic effect and aftermath in a pilot whale population. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(5), 820–828.

Verborgh, P., Gauffier, P., Esteban, R., Giménez, J., Cañadas, A., Salazar-Sierra, J.M., & de Stephanis, R. (2016). Conservation status of long-finned pilot whales, *Globicephala melas*, in the Mediterranean Sea. In: *Advances in Marine Biology 75: Mediterranean Marine Mammal Ecology and Conservation*. Notarbartolo Di Sciarra, G., Podestà, M., & Curry, B.E. (Eds.). Elsevier, Oxford, pp. 173–203.

Viale, D. (1985). Cetaceans in the northwestern Mediterranean: their place in the ecosystem. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 23, 491–571.

Viale, D. (1977). Contribution à l'étude des grands cétacés en Méditerranée et sur la côte atlantique d'Espagne. *Mammalia*, 41(2), 197–206.

Vighi, M., Borrell, A., & Aguilar, A. (2017). Bone as a surrogate tissue to monitor metals in baleen whales. *Chemosphere*, 171, 81–88.

Vighi, M., Borrell, A., & Aguilar, A. (2016). Stable isotope analysis and fin whale subpopulation structure in the eastern North Atlantic. *Marine Mammal Science*, 32(2), 535–551.

Vighi, M., Borrell, A., Víkingsson, G., Gunnlaugsson, T., & Aguilar, A. (2019). Strontium in fin whale baleen: A potential tracer of mysticete movements across the oceans? *Science of the Total Environment*, 650, 1224–1230.

Vighi, M., García-Nisa, I., Borrell, A., & Aguilar, A. (2015). The fin whale, a marine top consumer, exposes strengths and weaknesses of the use of fluoride as an ecological tracer. *Chemosphere*, 127, 229–237.

Víkingsson, G.A. (1995). Body condition of fin whales during summer off Iceland. In: *Whales, Seals, Fish and Man, Developmen*, 4. Blix, A.S., Wallace, L., & Ulltang, Ø. (Eds.). Elsevier Science, Tromsø, Norway, pp. 361–369.

Víkingsson, G.A., Pike, D.G., Desportes, G., Øien, N., Gunnlaugsson, T., & Bloch, D. (2009). Distribution and abundance of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the Northeast and Central

Atlantic as inferred from the North Atlantic Sightings Surveys 1987-2001. *NAMMCO Scientific Publications*, 7, 49–72.

Víkingsson, G.A., Pike, D.G., Valdimarsson, H.V., Schleimer, A., Gunnlaugsson, T., ... Hammond, P.S. (2015). Distribution, abundance, and feeding ecology of baleen whales in Icelandic waters: have recent environmental changes had an effect? *Frontiers in Ecology and Evolution*, 3, 1–18.

Vilela, R., Pena, U., Esteban, R., & Koemans, R. (2016). Bayesian spatial modeling of cetacean sightings during a seismic acquisition survey. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 512–520.

Vingada, J., Ferreira, M., Santos, J., Araújo, H., Oliveira, I., ... Leigo, F. (2011). *SafeSea - Manual de Apoio para a Promoção de uma Pesca Mais Sustentável e de um mar seguro para cetáceos*. Braga, Portugal, 114pp.

Visser, F., Hartman, K.L., Pierce, G., Valavanis, V., & Huisman, J. (2011). Timing of migratory baleen whales at the Azores in relation to the North Atlantic spring bloom. *Marine Ecology Progress Series*, 440, 267–279.

Vogl, A.W., Lillie, M.A., Piscitelli, M.A., Goldbogen, J.A., Pyenson, N.D., & Shadwick, R.E. (2015). Stretchy nerves are an essential component of the extreme feeding mechanism of rorqual whales. *Current Biology*, 25(9), R360–R361.

Wall, D., Murray, C., O'Brien, J., Kavanagh, L., Wilson, C., ... Berrow, S. (2013). *Atlas of the Distribution and Relative Abundance of Marine Mammals in Irish Offshore Waters 2005-2011*. Irish Whale and Dolphin Group, Merchants Quay, Kilrush, Co Clare, 65pp.

Wang, D.P. (1993). The Strait of Gibraltar model: internal tide, diurnal inequality, and fortnightly modulation. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 40(6), 1187–1203.

Waples, R.S. (1991). Pacific salmon, *Oncorhynchus* spp., and the definition of 'species' under the Endangered Species Act. *Marine Fisheries Review*, 53(3), 11–22.

Waples, R.S., & Do, C. (2010). Linkage disequilibrium estimates of contemporary *Ne* using highly variable genetic markers: A largely untapped resource for applied conservation and evolution. *Evolutionary Applications*, 3(3), 244–262.

Waples, R.S., & Gaggiotti, O.E. (2006). What is a population? An empirical evaluation of some genetic methods for identifying the number of gene pools and their degree of connectivity. *Molecular Ecology*, 15(6), 1419–1439.

Watkins, W.A., Moore, K.E., Wartzok, D., & Johnson, J.H. (1981). Radio tracking of finback (*Balaenoptera physalus*) and humpback (*Megaptera novaeangliae*) whales in Prince William Sound, Alaska. *Deep Sea Research Part A: Oceanographic Research Papers*, 28(6), 577–588.

Watkins, W.A., Tyack, P., Moore, K.E., & Bird, J.E. (1987). The 20-Hz signals of finback whales (*Balaenoptera physalus*). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 82(6), 1901–1912.

Weilgart, L.S. (2007). A brief review of known effects of noise on marine mammals. *International Journal of Comparative Psychology*, 20(2), 159–168.

Weinrich, M. (2004). A review of worldwide collisions between whales and fast ferries. *Report to the Scientific Committee of the International Commission*. International Whaling Commission, 8pp.

Werle, E., Schneider, C., Renner, M., Volker, M., & Fiehn, W. (1994). Convenient single-step, one-tube purification of PCR products for direct sequencing. *Nucleic Acids Research*, 22(20), 4354–4355.

Whitehead, H. (2018). *Sperm Whale*. In: *Encyclopedia of Marine Mammals, 3rd ed.* Würsig, B., Thewissen, J.G.M., & Kovacs, K.M. (Eds.). Elsevier, pp. 919–925.

Whiteley, N.M. (2011). Physiological and ecological responses of crustaceans to ocean acidification. *Marine Ecology Progress Series*, 430, 257–271.

Whitlock, M.C., & McCauley, D.E. (1999). Indirect measures of gene flow and migration: $F_{ST} \approx 1/(4Nm+1)$. *Heredity*, 82, 117–125.

. Würsig, B., Reeves, R.R. and Ortega-Ortiz, J.G. (2002). Global climate change and marine mammals. In: *Marine Mammals*.

Evans, P.G.H.H. and Raga, J.A. (eds). Springer US, Boston, MA. p 589–608. Würsig, B. and Würsig, M. (1979). Behavior and ecology of the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in the South Atlantic. *Fish Bull*, 77(2):399–412.

Yoshida, N. and Miyazaki, N. (1991). Oxygen isotope correlation of cetacean bone phosphate with environmental water. *J Geophys Res Ocean*, 96(C1):815–820.

Zenteno, L., Crespo, E., Goodall, N., Aguilar, A., de Oliveira, L., ... Cardona, L. (2013). Stable isotopes of oxygen reveal dispersal patterns of the South American sea lion in the southwestern Atlantic Ocean. *J Zool*, 291:119–126.