



ESTRATEGIAS MARINAS

GRUPO MAMIFEROS MARINOS

EVALUACIÓN INICIAL Y BUEN ESTADO AMBIENTAL



Madrid, 2012



ESTRATEGIAS MARINAS: EVALUACIÓN INICIAL, BUEN ESTADO AMBIENTAL Y OBJETIVOS AMBIENTALES

AUTORES DEL DOCUMENTO

IEO, Instituto Español de Oceanografía

- Begoña Santos Vázquez, Fiona Read, Camilo Saavedra, Santiago Lens

EBD-CSIC, Estación Biológica de Doñana-Consejo Superior de Investigaciones Científicas:

- Renaud de Stephanis, Joan Giménez Verdugo

CIRCE, Conservación Información y Estudio sobre Cetáceos.

- Philippe Verborgh, Pauline Gauffier, Ruth Esteban Pavo, Susana García Tiscar, Juan Manuel Salazar Sierra, Carolina Jiménez

CEMMA, Coordinadora para o Estudio dos Mamíferos Mariños

- Alfredo López, Jose Antonio Martínez Cedeira, Angela Llanova, Pablo Covelo.

SEC, Sociedad Española de Cetáceos

- J. Antonio Vázquez Bonales

CEPESMA, Coordinadora para el Estudio y Protección de las Especies Marinas

- Luis Laria

EIBE, Euskal Izurde eta Balezaleen Elkartea

- Enara Marcos Ipiña, Juanma Salazar Sierra

AMBAR, Sociedad para el Estudio y Conservación de la Fauna Marina

- Irazu Maestre

Alnilam

- Ana Cañadas

ANSE

- Pedro Moreno, José Luis Murcia

SECAC

- Vidal Martín

Universidad de Valencia

- Juan Antonio Raga, Patricia Gozalbes Aparicio

Universidad de Barcelona

- Alejandro Aguilar Vila

Universidad de Aberdeen

- Jenifer Learmonth, Ruth Fernández, Graham J. Pierce

Otros

- Erika Urquiola Pascual, Arturo Ruano, Juan Jose Areces.

**COORDINACIÓN INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA (IEO) y
ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA-CSIC.**

- Juan Bellas (IEO), Begoña Santos Vázquez (IEO), Renaud de Stephanis (EBD-CSIC)

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:

- Aitor Freire, Carmen Díaz

**COORDINACIÓN GENERAL MINISTERIO DE AGRICULTURA,
ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE (DIVISIÓN PARA LA PROTECCIÓN
DEL MAR)**

José Luis Buceta Miller, Felipe Martínez Martínez, Ainhoa Pérez Puyol, Sagrario Arrieta
Algarra, Jorge Alonso Rodríguez, Ana Ruiz Sierra, Javier Pantoja Trigueros, Mónica
Moraleda Altares, Víctor Escobar Paredes

Nota:

Muchos resultados presentados en este documento no han sido publicados en revistas científicas. Por ello se ruega consultar con los autores del mismo en caso de querer citarlo.



MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:

© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
Secretaría General Técnica
Centro de Publicaciones

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:

<http://publicacionesoficiales.boe.es/>

NIPO: 280-12-175-8



Contenido

1. Introducción al grupo	3
2. Consideraciones generales sobre el desarrollo de la estrategia de cada Demarcación Marina para el grupo mamíferos marinos	4
3. Ámbito de estudio	5
4. Delfín mular (<i>Tursiops truncatus</i>)	8
5. Marsopa (<i>Phocoena phocoena</i>).....	15
6. Delfín común (<i>Delphinus delphis</i>)	19
7. Zifio de Cuvier (<i>Ziphius cavirostris</i>).....	23
8. Calderón común (<i>Globicephala melas</i>) del Mediterráneo.	27
9. Orca (<i>Orcinus orca</i>) del Golfo de Cádiz.....	28
10. Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>).	30
11. Delfín listado (<i>Stenella coeruleoalba</i>) en la Demarcación Levantino-Balear.	32
12. Calderón gris (<i>Grampus griseus</i>) en la Demarcación Levantino-Balear.	34
13. Calderón tropical (<i>Globicephala macrorhynchus</i>) en la demarcación Canaria.	36
14. Rorcual común (<i>Balaenoptera physalus</i>) en la demarcación Noratlántica.....	36
15. Escala espacial y temporal.....	40
16. Principales presiones e impactos	40
17. Indicadores propuestos para evaluar el BEA de mamíferos marinos	47
18. Fuentes de información y programas de seguimiento.....	52
19. Legislación relevante en aguas españolas.....	52
1. DEMARCACIÓN MARINA NORATLÁNTICA.....	57
2. DEMARCACIÓN MARINA SUDATLÁNTICA	105



3. DEMARCACIÓN MARINA DEL ESTRECHO Y ALBORÁN.....	156
4. DEMARCACIÓN MARINA LEVANTINO BALEAR	253
5. DEMARCACIÓN MARINA CANARIA.....	326
20. Agradecimientos.....	360
21. Referencias	361



INTRODUCCIÓN

1. Introducción al grupo

Los mamíferos marinos se consideran un grupo de organismos que pueden ser utilizados como indicadores del estado del medio marino en el que viven no solamente porque son especies carismáticas con un alto interés para el público en general sino también porque su uso como herramientas /indicadores que faciliten la gestión del océano tiene sentido biológicamente. Para entender el porqué de esta creencia es importante tener en consideración que la misión fundamental de un indicador (bioindicador en este caso) es la de poder comunicar de un modo sencillo y directo información sobre el estado de un ecosistema marino y el impacto de las actividades humanas, reduciendo la complejidad inherente en los ecosistemas marinos (ICES, 2001).

El International Council for the Exploration of the Sea (ICES) define un buen indicador como aquél que cumple los siguientes criterios:

- (a) resulta relativamente fácil de entender para el público y los gestores
- (b) es sensitivo a la acción de una actividad humana gestionable
- (c) está relativamente íntimamente relacionado en el tiempo con esa actividad humana
- (d) se puede medir fácilmente y con exactitud, con un baja tasa de error
- (e) responde principalmente a una actividad humana y al mismo tiempo presenta una baja respuesta a otras causas de cambio
- (f) puede ser medido sobre una amplia parte del área a la que se aplica
- (g) está basado en información existente o en series temporales de datos que permitan el establecimiento de objetivos realistas.

Y además el indicador ha de permitir la integración de información a través de amplias escalas espaciales, temporales y ecológicas.

Los indicadores basados en la información disponible sobre mamíferos marinos en la actualidad cumplen al menos parcialmente, casi, sino todos de los criterios anteriormente descritos. Son organismos que resultan atractivos, hasta cierto punto totémicos, para el gran público por lo que indicadores basados en ellos son fácilmente comunicables y despierten más interés que aquellos basados en diferentes grupos/especies. Por todo ello estos organismos son importantes políticamente pero también biológicamente. Los mamíferos marinos son depredadores apicales, es decir,



situados en los eslabones finales de la cadena trófica marina, donde juegan un papel importante en el control de las poblaciones de sus presas y en la estabilidad de todo el ecosistema. Esta posición también implica que acumulan grandes cantidades de diferentes sustancias a través de su dieta, algunas de ellas tóxicas, frente al medio ambiente que les rodea en un proceso denominado biomagnificación. Este proceso se ve facilitado, en el caso de determinadas sustancias lipófilas (orgaoclorados como los policloruros de bifenilos (PCBs), pesticidas clorados como el DDT, etc.), por la presencia de importantes depósitos de grasas en los cuerpos de estos organismos que han surgido como adaptación a la vida en el medio marino. Ha sido en el grupo de los cetáceos donde se han detectado las concentraciones más altas de determinados contaminantes (particularmente organoclorados) que se han medido nunca (Aguilar & Borrell, 1994). Además al integrar el perfil de contaminación de grandes masas de agua, las concentraciones que podemos medir en estos organismos son menos lábiles que en otros, permitiendo compendiar los procesos metabólicos y de bioacumulación.

La estrategia reproductiva de los mamíferos marinos (elevada edad de primera madurez, períodos de gestación largos, lactancia prolongada, etc., es decir una estrategia de la *K* extrema) hace que las poblaciones sean más vulnerables y sensibles al tener menos capacidad de recuperarse, comparado, por ejemplo, con peces.

Por último las diversas variables de los ciclos vitales de diferentes especies permiten cubrir escalas espaciales y temporales muy diferentes y se pueden seleccionar diferentes especies y variables para poder cubrir diferentes escalas.

2. Consideraciones generales sobre el desarrollo de la estrategia de cada Demarcación Marina para el grupo mamíferos marinos

La taxonomía de los mamíferos marinos incluye tres órdenes: Cetacea (que engloban a las ballenas, delfines y marsopas), Sirenia (representado por el manatí y dugongo pero sin representantes en Europa) y Carnivora (que incluye las focas, leones marinos, osos polares y nutrias). El orden Cetacea se divide a su vez en dos subórdenes que se diferencian en la presencia o no de dientes: Odontoceti y Mysticeti, respectivamente. Los primeros conservan los dientes para la captura de presas como peces y cefalópodos y los segundos han sustituido la dentición por láminas ("barbas") de queratina, elásticas que cuelgan del maxilar superior y le permiten filtrar el agua y retener los pequeños crustáceos que constituyen su alimento principal.

Cochrane et al. (2010) establecen 4 ecotipos dentro del grupo funcional mamíferos marinos como "biodiversity components" para los que se requiere la evaluación del estado inicial y desarrollo de indicadores que permitan resumir la información disponible y poder medir el progreso hacia la consecución del Buen Estado Ambiental (BEA). Estos ecotipos son: "baleen whales", "toothed whales", "seals" and "ice-



associated mammals” (misticetos, odontocetos, focas y especies asociadas al hielo¹, respectivamente).

Solamente dos de los ecotipos propuestos para los mamíferos marinos pueden considerarse plenamente representados en las aguas jurisdiccionales españolas (cetáceos odontocetos y misticetos) desde el punto de vista que desarrollan su ciclo vital completo en estas aguas ya que no existen mamíferos marinos asociados al hielo en nuestras latitudes y la presencia de focas está vinculada a la aparición de un bajo número de ejemplares de especies como la foca gris (*Halichoerus grypus*) y la foca común (*Phoca vitulina*) cuyas áreas principales de distribución se encuentran en aguas más septentrionales o ejemplares divagantes de especies como la foca ocelada (*Phoca hispida*), morsa (*Odobenus rosmarus*), foca barbuda (*Erignatus barnatus*), foca de Groenlandia (*Pagophilus groenlandicus*) o foca de casco (*Cystophora cristata*). Teniendo en cuenta las directrices para la aplicación de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (Cochrane et al., 2010; EC, 2011) estas especies no se han incluido en el descriptor sobre biodiversidad.

3. Ámbito de estudio

Los cetáceos son organismos que pueden desplazarse grandes distancias viviendo en un medio en el que existen pocas barreras a su movimiento. De las 32 especies de cetáceos cuya presencia se ha citado en aguas españolas, en casi todos los casos los individuos forman parte de poblaciones cuyo rango de distribución se extiende fuera de nuestras aguas (Tabla 1).

De todas las especies citadas en aguas españolas podemos establecer 3 tipos dependiendo de la presencia relativa de los individuos en series históricas de capturas, de varamientos en las diferentes secciones del litoral español y de avistamientos llevados a cabo tanto desde costa como desde plataformas de oportunidad o campañas dirigidas. Esta información nos permite dividir las especies en: especies comunes, especies ocasionales y especies raras, aunque ha de tenerse en cuenta que esta división puede variar ligeramente entre demarcaciones en función de las características de hábitat que permiten a cada especie utilizar un área geográfica para alimentarse, reproducirse, etc. Por ello, estas diferencias justifican la presentación de esta información más detalladamente en cada demarcación.

En general, podemos concluir que existen 14 especies que pueden observarse regularmente por lo menos en alguna de las demarcaciones a lo largo del año o estacionalmente: rorcual común (*Balaenoptera physalus*), rorcual aliblanco (*Balaenoptera acutorostrata*), marsopa (*Phocoena phocoena*), delfín mular (*Tursiops truncatus*), delfín común (*Delphinus delphis*), delfín listado (*Stenella coeruleoalba*), calderón gris (*Grampus griseus*), calderón común (*Globicephala melas*), cachalote (*Physeter macrocephalus*) y zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*). A estas 10 especies se les puede añadir el calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*), el



rorcual tropical (*Balaenoptera edeni*) y el delfín moteado atlántico (*Stenella frontalis*) comunes en la demarcación Canaria y la orca (*Orcinus orca*) común en las demarcaciones sudatlántica y Estrecho-Alborán pero no en el resto de las aguas españolas (Tabla 1).

Las especies de cetáceos que se pueden considerar ocasionales, ya que solamente aparecen citadas con poca frecuencia en aguas españolas, son: rorcual norteño (*Balaenoptera borealis*), ballena azul (*Balaenoptera musculus*), zifio nariz de botella (*Hyperoodon ampullatus*), cachalote pigmeo (*Kogia breviceps*), falsa orca (*Pseudorca crassidens*) y la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*) (Tabla 1). Especies ocasionales pero cuya presencia se restringe a la demarcación Canaria incluyen: zifio de Blainville (*Mesoplodon densirostris*) y delfín de dientes rugosos (*Steno bredanensis*) (Tabla 1).

Tabla 1. Especies de cetáceos en aguas españolas y frecuencia de aparición en nuestras aguas. †En aguas de la demarcación Canaria, †en aguas de las demarcaciones Sudatlántica y Estrecho-Alborán (ver texto principal).

Especies	Nombre común	Presencia en aguas españolas
<i>Eubalaena glacialis</i>	Ballena franca boreal	Rara
<i>Balaenoptera physalus</i>	Rorcual común	Común
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ballena jorobada	Ocasional
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Rorcual aliblanco	Común
<i>Balaenoptera borealis</i>	Rorcual norteño	Ocasional
<i>Balaenoptera musculus</i>	Ballena azul	Ocasional
<i>Balaenoptera edeni</i>	Rorcual tropical	Común†
<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	Común
<i>Kogia breviceps</i>	Cachalote pigmeo	Ocasional
<i>Kogia sima</i>	Cachalote enano	Rara
<i>Ziphius cavirostris</i>	Zifio de Cuvier	Común
<i>Mesoplodon densirostris</i>	Zifio de Blainville	Ocasional, Común en Canarias
<i>Hyperoodon ampullatus</i>	Zifio nariz de botella	Ocasional
<i>Mesoplodon bidens</i>	Zifio de Sowerby	Rara
<i>Mesoplodon europaeus</i>	Zifio de Gervais	Rara†, Común en Canarias
<i>Mesoplodon mirus</i>	Zifio de True	Rara
<i>Lagenodelphis hosei</i>	Delfín de Fraser	Rara†
<i>Delphinus delphis</i>	Delfín común	Común
<i>Lagenorhynchus albirostris</i>	Delfín de hocico blanco	Rara
<i>Lagenorhynchus acutus</i>	Delfín de flancos blancos	Rara
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Delfín listado	Común
<i>Stenella frontalis</i>	Delfín moteado atlántico	Común†
<i>Stenella attenuata</i>	Delfín moteado tropical	Rara†
<i>Stenella longirostris</i>	Delfín tornillo	Rara†
<i>Steno bredanensis</i>	Delfín de dientes rugosos	Ocasional, Común en Canarias
<i>Tursiops truncatus</i>	Delfín mular	Común
<i>Grampus griseus</i>	Calderón gris	Común
<i>Globicephala melas</i>	Calderón común	Común
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Calderón tropical	Común†
<i>Orcinus orca</i>	Orca	Común ^v
<i>Pseudorca crassidens</i>	Falsa orca	Ocasional
<i>Phocoena phocoena</i>	Marsopa	Común



Por último, 12 especies se consideran raras ya que su presencia se ha citado en muy pocas ocasiones en aguas españolas y hay muy pocos avistamientos y/o varamientos de individuos pertenecientes a estas especies: ballena franca boreal (*Eubalaena glacialis*), delfín de flancos blancos (*Lagenorhynchus acutus*), delfín de hocico blanco (*Lagenorhynchus albirostris*), zifio de Sowerby (*Mesoplodon bidens*), cachalote enano (*Kogia sima*), zifio de Blainville (*Mesoplodon densirostris*) y zifio de True (*Mesoplodon mirus*). A estas seis especies se añaden las siguientes especies que se han citado como raras pero solamente en aguas de la demarcación Canaria: delfín de Fraser (*Lagenodelphis hosei*), zifio de Gervais (*Mesoplodon europaeus*), delfín moteado tropical (*Stenella attenuata*) y el delfín tornillo (*Stenella longirostris*) (Tabla 1; ver bibliografía).

Se ha llevado a cabo una extensa revisión bibliográfica de la información disponible (publicada en revistas científicas, libros, presentada en congresos, reuniones, informes, etc.) sobre la distribución, abundancia, uso de hábitat, movimientos, migraciones, alimentación, historia vital, etc. Esta búsqueda ha puesto de manifiesto que, como cabría esperar, el nivel de conocimiento no es igual para todas las especies. OSPAR (Convención Para la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico del Nordeste) considera que para la selección de las especies deben tenerse en cuenta los siguientes factores: representatividad de la especie en términos de abundancia y distribución, sensibilidad frente a actividades humanas específicas, adecuación a los indicadores y descriptores, facilidad para la monitorización (incluyendo la efectividad de los costes) e inclusión en los programas de monitorización y en las series de datos temporales existentes (OSPAR, 2011). Siguiendo estas recomendaciones se ha procedido a seleccionar aquellas especies dentro de este grupo funcional en función de su presencia común en aguas españolas y en cada Demarcación y de la información disponible sobre su biología, ecología y amenazas que sufren. Asimismo, se ha prestado particular atención a aquellas especies incluidas en el anexo II de la Directiva Hábitats de la UE y, de ser posible, se tomó en consideración el estado de conservación de la especie en todo el mundo, por ejemplo, la UICN (ver sección sobre legislación).

Debe de tenerse en cuenta asimismo que es importante coordinar la selección de las especies con otros países comunitarios limítrofes debido a la dispersión de muchas poblaciones de estos organismos en aguas jurisdiccionales de varios países para poder asegurar el éxito de cualquier futura medida de gestión. Por este motivo, para hacer la selección final de las especies se tuvieron en cuenta las propuestas de los países vecinos (Portugal y Francia) (OSPAR, 2011), y los movimientos, para las Demarcaciones Mediterráneas, entre países.

Sobre la base de este proceso de selección, se seleccionaron 10 especies de cetáceos candidatas a la aplicación de los criterios dictados por la DMEM y se procedió a la selección también de especies candidatas a la aplicación de la Estrategia en un futuro una vez que se subsanen las lagunas de conocimiento existentes. Basándose en todo lo anterior se seleccionaron las especies citadas a continuación aunque se debe señalar que desde el punto de vista de la conservación y gestión de estos organismos, son las



poblaciones las que deben de ser consideradas. Por poblaciones se consideran aquel conjunto de individuos de una misma especie que presentan diferencias genéticas, demográficas con otros miembros de su especie o están espacialmente separadas de ellos. Las especies seleccionadas fueron:

1. delfín mular (*Tursiops truncatus*)
2. marsopa (*Phocoena phocoena*)
3. delfín común (*Delphinus delphis*)
4. calderón común del Mediterráneo (*Globicephala melas*) (demarcación Estrecho y Alborán y Levantino-Balear)
5. orca del Golfo de Cádiz (*Orcinus orca*) en demarcaciones Sudatlántica y Estrecho y Alborán)
6. cachalote (*Physeter macrocephalus*)
7. calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*) en la demarcación Canaria
8. rorcual tropical (*Balaenoptera edeni*) en la demarcación Canaria
9. zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*)
10. rorcual común (*Balaenoptera physalus*) en la demarcación noratlántica.

Estas 10 especies de cetáceos seleccionados pueden considerarse representativos, por ejemplo en términos generales de su uso de hábitat, de los otros cetáceos que también pueden ocurrir con menos frecuencia en nuestras aguas. Aparte de la mencionada utilización de cuatro especies para todas las demarcaciones, se ha elegido a la orca, por su carácter exclusivo en España, el cachalote y el rorcual común, como representantes de grandes cetáceos en la cuenca Mediterránea y demarcación noratlántica respectivamente. Descripciones generales de su biología, ecología y su estado de conservación se resumen a continuación, y con más detalle en el análisis de cada una de las Demarcaciones.

4. Delfín mular (*Tursiops truncatus*)

Es una de las especies de cetáceos más conocidas, en parte debido al hábitat costero de muchas poblaciones (Simmonds, 2004) y se encuentra ampliamente distribuida en casi todos los mares tropicales y templadas de ambos hemisferios, ocupando tanto aguas costeras como de mar abierto (Reid et al., 2003). En aguas europeas, la especie se distribuye a lo largo de las costas atlánticas desde Madeira y las Islas Canarias a las islas Feroe, siendo regularmente avistados en las aguas de la plataforma portuguesa, española, noroeste de Francia, sur y oeste de Irlanda, nordeste y sudoeste de Escocia, el Mar Céltico y en el Canal de la Mancha (Evans et al., 2003; Hammond et al., 2008). La especie también se halla presente en el Mediterráneo y el Mar Negro (Wells & Scott, 2002).

Dentro de los proyectos internacionales SCANS y SCANS-II (Small Cetaceans in the European Atlantic and North Seas), cuyo objetivo fue obtener estimas de la abundancia y distribución de las poblaciones de pequeños cetáceos en las aguas de la



plataforma del Atlántico Nordeste europeo, se llevaron a cabo varias campañas simultáneas de avistamientos en los veranos de 1994 y 2005. Para el área de estudio completo de SCANS-II (Figura 1), se estimó una abundancia en el mes de julio de 2005 de 12645 delfines mulares ($CV = 0,27$, $95\% IC = 7504-21307$), con una mayor densidad de animales en el área occidental del Mar Céltico (al sur y al oeste de Irlanda) y siguiendo hacia el sur a lo largo del talud continental (SCANS II, 2008). Para el bloque de la campaña que incluye aguas españolas (bloque W de la Figura 1), la abundancia se estimó en 3935 ($CV = 0,38$) delfines. Además, para las aguas oceánicas, en el mes de Julio de 2007, cuatro campañas simultáneas cubrieron las aguas entre el límite de la plataforma continental gallega y el límite de la Zona Económica Exclusiva (ZEE) en el sur hasta aguas escocesas en el norte (Figure 1) con el objetivo de determinar la abundancia y distribución de las especies de cetáceos presentes en aguas oceánicas del Atlántico nordeste. Con los resultados de estas campañas, que se llevaron a cabo dentro del proyecto internacional CODA (Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic) se obtuvo una estima total de 19295 ($CV = 0,25$, $95\% IC = 11842 - 31440$) con una estima en aquellos bloques que incluyen aguas españolas (bloques 3 y 4) de 876 ($CV = 0,82$) y 1174 ($CV = 0,45$) respectivamente (CODA, 2009).

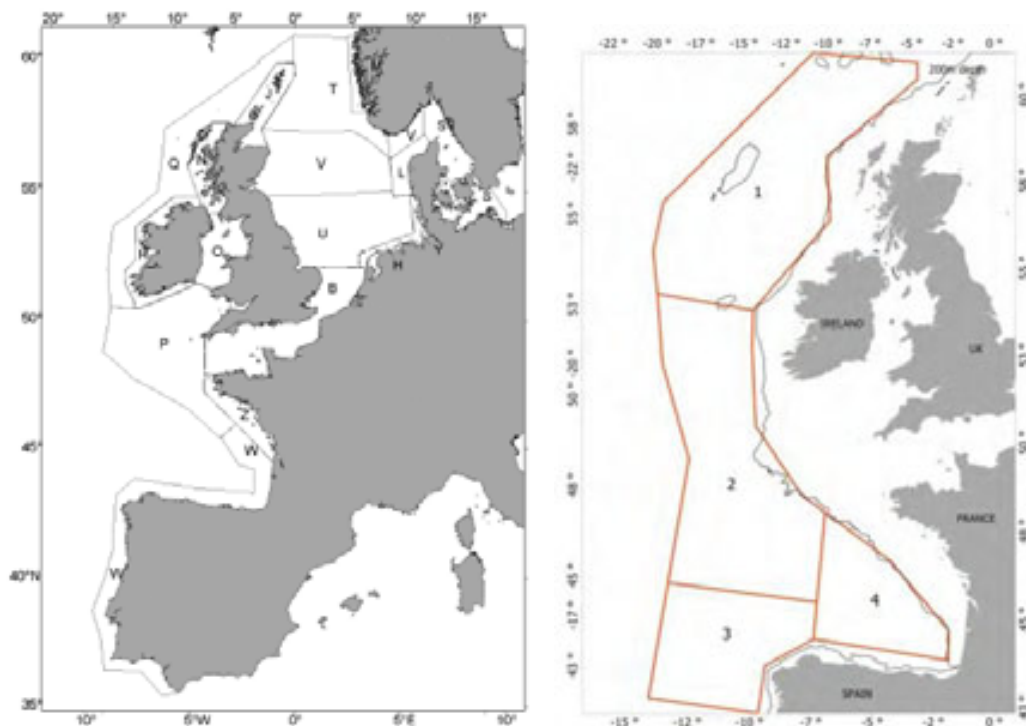


Figura 1. Mapas de las aéreas cubiertas por las campañas SCANS-II (izquierda) y CODA (derecha) indicando los bloques correspondientes en los que se dividió cada una de las áreas muestreadas (SCANS-II, 2008, CODA, 2009).

Las estimas más recientes de abundancia y densidad de delfín mular en el norte peninsular se han obtenido en el marco del proyecto *Bases para el Desarrollo de los Planes de Conservación de las Especies de Cetáceos Protegidas en la Demarcación*



Marina Noratlántica, proyecto dirigido por CEMMA (Coordinadora para el Estudio de los Mamíferos Marinos) en colaboración con otras organizaciones del norte como AMBAR (Sociedad para el Estudio y Conservación de la Fauna Marina), EIBE (Euskal Izurde eta Balezaleen Elkartea) y CEPESMA (Coordinadora para el Estudio y Protección de las Especies Marinas), y financiado por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y la Fundación Biodiversidad. Los resultados generados a partir del análisis mediante modelización espacial de los datos de avistamientos con esfuerzo registrados por todas las organizaciones entre los años 2003 y 2011, ambos incluidos, y contabilizando datos obtenidos en todas las épocas del año, indican valores de abundancia total para el área de estudio de 12086 (CV= 0,26, 95% IC = 4094-18132) individuos. Entre los datos que se han analizado se encuentran los obtenidos en los proyectos SCANS-II y CODA correspondientes a las áreas españolas así como las campañas costeras y litorales financiadas por la Xunta de Galicia (2003-2011) y por la Fundación Biodiversidad y el LIFE+INDEMARES en el Banco de Galicia y Cañón de Avilés (2005-2011). El área de estudio contemplada en este proyecto es similar al área comprendida entre los límites correspondientes a la Demarcación marina noratlántica.

Las abundancias de la especie son desconocidas por el momento en aguas de la región de Canarias, si bien existen varios proyectos que darán información al respecto, desarrollados por la Fundación Biodiversidad y la SECAC (Sociedad para el Estudio de los Cetáceos en el Archipiélago Canario), que darán datos concluyentes a finales del 2012.

En las aguas del Golfo de Cádiz, nos encontramos con dos tipos de delfines mulares, tal como se ha comentado anteriormente. Por un lado tendremos los delfines mulares costeros, que cuentan con dos estimas recientes, una de 347 (CV = 0,17, 95% IC = 264-503) individuos obtenida entre 2005-2006 a lo largo de un programa de investigación desarrollado por CIRCE en colaboración con la Empresa Capital Energy Offshore, y una estima más reciente (2009-2010) de 397 (CV=0,16, 95% IC = 300-562) obtenida por CIRCE durante el programa INDEMARES en colaboración con la Fundación Biodiversidad y la Asociación Cultural Alnitak. El segundo tipo de delfín mular sería el de tipo “oceánico”, que se encuentra principalmente en aguas profundas de gran pendiente del Golfo de Cádiz, asociados a las llamadas “Chimeneas de Cádiz”. Si bien no se tiene una estima robusta sobre sus abundancias, un primer modelo desarrollado entre 2009-2010 a lo largo del programa INDEMARES arrojaría una estima de alrededor de 4391 (CV=0,33, 95% IC = 2373-8356). Hay que resaltar que esta estima es orientativa, ya que no se obtuvieron suficientes recapturas fotográficas como para poder sacar una estima robusta sobre sus abundancias. Durante el año 2013 se obtendrá una estima más robusta por parte de la Asociación Cultural Alnitak, gracias al proyecto Indemares, coordinado por la Fundación Biodiversidad, que servirá para poder tener una estima de base para esta región.

El Estrecho de Gibraltar cuenta con una población o unidad de gestión estimada en 297 animales (95% IC = 276-332) (Chico Portillo et al., 2011), que no se han visto en ningún momento en aguas del Golfo de Cádiz.



En el área del mar de Alborán la estima de abundancia más reciente para esta especie se cifra en 1189 individuos (95% IC= 961-1420), con una densidad de 0,049 individuos por kilómetro cuadrado (Ana Cañadas, comunicación personal). En este área también se ha estudiado con detalle la distribución de la especie (Cañadas et al. 2002 2006a,b; García-Tiscar, 2010) y se han identificado áreas de mayor densidad correspondientes con la bahía de Almería, la isla de Alborán y el Seco de los Olivos, un conjunto de elevaciones montañosas de origen volcánico especialmente importantes para la alimentación de los delfines mulares (García-Tiscar, 2010). Por otro lado, a lo largo del 2013, se obtendrá una estima de abundancia de la zona de la Isla de Alborán por parte de la Asociación Cultural Alnitak a través del proyecto Indemares.

A lo largo del periodo 2009-2010, la asociación ANSE desarrolló un programa de seguimiento de delfines mulares en aguas de la Región de Murcia, financiado también por la Fundación Biodiversidad, que arroja una estima de 740 (95% IC=382-1094) individuos utilizando el área de esta comunidad Autónoma. Por otro lado, durante el proyecto Mediterráneo, entre 1999 y 2001, en la costa de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y en la costa de la Comunidad Valenciana, se obtuvo un valor de abundancia de 1333 animales (95% IC= 739-2407) con una densidad absoluta de 0,041 delfines por kilómetro cuadrado (95% IC= 0,023–0,075) (Gómez de Segura et al., 2006). La especie no se observa nunca en aguas con profundidades superiores a 1000 metros (Gómez de Segura et al., 2008).

Las últimas estimaciones del número de delfines mulares en la Comunidad Valenciana (censos de 2000-2003) proponen la presencia de 1333 delfines mulares en estas aguas, con un rango aproximado de 739-2407 (Gómez de Segura et al., 2006). Es la segunda especie de cetáceo más abundante en la Comunidad Valenciana, con unos valores de densidad absoluta de 0,041 delfines/km² (Gómez de Segura et al., 2006)

En el año 2004 Forcada y colaboradores realizaron una estima de abundancia conjunta de 7654 individuos (CV = 0.47; 95% IC = 1608-15766) para la costa de Cataluña y Baleares. También estimaron la abundancia de delfines en las aguas costeras del archipiélago balear y el resultado varió desde 727 individuos (CV = 0.47, 95% IC = 149-1481) en la primavera de 2002 a 1333 individuos (CV = 0.44, 95% IC = 419-2617) en otoño del mismo año 2002, con una estima media de 1030 animales (CV = 0.35, 95% IC = 415-1849) (Forcada et al., 2004). El delfín mular es el cetáceo más común en la franja de 10 millas alrededor de las islas y aunque no parece existir una subpoblación única balear, los resultados de los estudios realizados hasta ahora indican que las islas contienen hábitats críticos para la conservación de la especie (Gazo et al., 2004).

En varias áreas tanto de aguas españolas como del resto del mundo, parecen existir formas de la especie tanto costeras como de aguas abiertas en alta mar, con las primeras constituyendo diversas poblaciones pequeñas, aparentemente separadas con rangos relativamente restringidos (p. ej. Fernández et al. 2011 a, b). Esta situación ha llevado a la propuesta de varias unidades de gestión para la especie en aguas europeas



atlánticas. Así, el taller de ASCOBANS-HELCOM sobre estructura poblacional de pequeños cetáceos sugirió siete unidades de gestión provisionales (Figura 2), corroboradas más adelante por el Grupo de trabajo del ICES sobre la Ecología de Mamíferos Marinos (Working Group on Marine Mammal Ecology, WGMME, 2012). Gracias al trabajo con marcadores genéticos se conoce que las poblaciones de delfín mular del Océano Atlántico y del Mediterráneo occidental presentan cierto nivel de diferenciación, y parece que la población mediterránea se originó a partir del ecotipo pelágico del atlántico que posteriormente adoptó hábitos costeros (Natoli y Hoelzel, 2000) existen indicios que señalan, que la verdadera frontera entre poblaciones atlánticas y mediterráneas sea el frente Almería-Orán, y no el Estrecho de Gibraltar (Natoli et al., 2005). La estructura de la población de delfines mulares alrededor de la Península Ibérica también ha sido estudiada mediante el análisis de perfiles de isótopos estables (Borrell et al., 2006) encontrándose diferencias significativas entre muestras mediterráneas y atlánticas. Se sugiere que la frontera entre ambas poblaciones se localizaría en un lugar difuso entre el Golfo de Cádiz y Valencia (Borrell et al., 2006).

Análisis isotópicos más recientes confirman la existencia de una “frontera real” entre poblaciones atlánticas y mediterráneas en el frente oceanográfico Almería-Orán. También se ha identificado el carácter de “frontera difusa” del estrecho de Gibraltar, de modo que las poblaciones de delfines mulares a uno y otro lado del estrecho presentan cierto grado de estructuración, pero no lo suficientemente intenso para ser consideradas poblaciones diferentes (García-Tiscar, 2010).

La distribución del delfín mular a nivel europeo parece estar relacionado con la temperatura del agua, con las poblaciones residentes en el Atlántico nordeste extendiéndose solo hasta el norte de Escocia. Sin embargo, la especie también se ha observado en los alrededores de las Islas Feroe (Reid et al., 2003), lo que sugiere que puede ser más abundante y estar más extendida de lo que generalmente se cree (Hammond et al., 2001).

El delfín mular se halla presente durante todo el año en Canarias, formando poblaciones reducidas estrechamente ligadas a determinados sectores costeros de algunas islas, casi siempre sobre fondos que no exceden los 600 m de profundidad, resultando difícil observarlo en los canales que existen entre las islas. En Canarias el delfín mular explota tanto cardúmenes de peces medio-pelágicos como caballas, sardinas, juveniles de trompetero, peces mesopelágicos y aquellos estrictamente costeros.

El tamaño de grupo varía entre 2-25 individuos aunque también se han producido avistamientos de varias decenas y centenares de animales con grupos mayores generalmente detectados en aguas abiertas (Reid et al., 2003; Vázquez, 2005; Marcos et al., 2010).

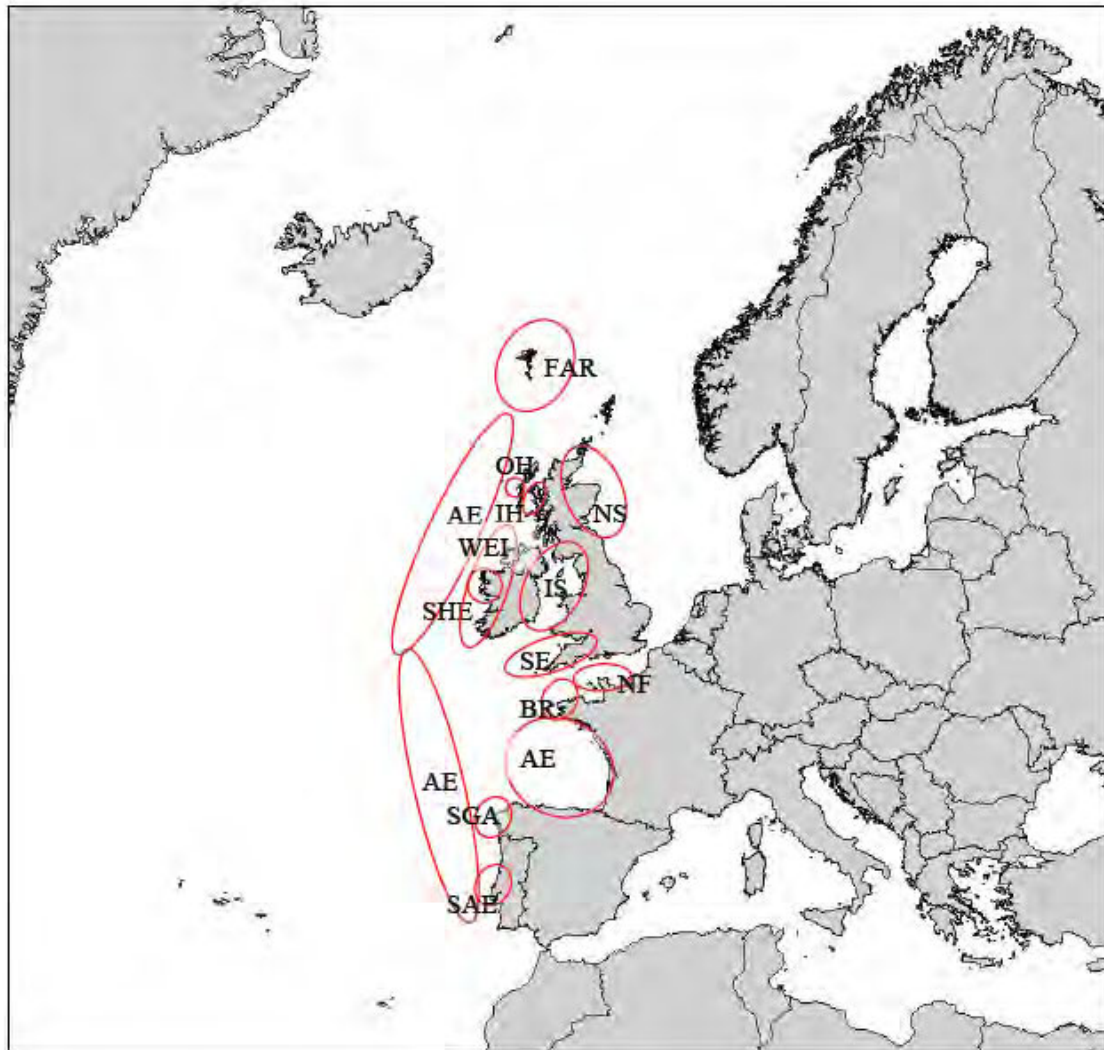


Figura 2. Unidades de gestión para el delfín mular propuestas por ASCOBANS (reproducida de Evans and Teilmann, 2009). AE – Atlántico europeo, NS – Mar del Norte, OH –Hebridas Exteriores, IH – Hebridas Interiores, IS – Mar Irlandés, SE – Sur de Inglaterra, NF – Norte de Francia/Islands del Canal de la Mancha, SHE – Estuario del Shannon (Irlanda), WEI – Irlanda occidental, BR – Bretaña, SGA – Galicia sur, SAE – Estuario del Sado (Portugal).

A lo largo de su rango los delfines mulares ocupan una amplia variedad de hábitats, desde estuarios y bahías poco profundas, a aguas costeras, el borde de la plataforma continental y las aguas profundas de mar abierto en alta mar. Sin embargo, es sobre todo una especie costera, con la mayoría de avistamientos teniendo lugar en un radio de 10 km de tierra, aunque también se han producido avistamientos en alta mar, a menudo en asociación con otros cetáceos. El hábitat varía temporal y espacialmente y puede ser influenciado por factores naturales y antropogénicos. Esta especie es capaz de adaptarse a condiciones ambientales cambiantes ya que los individuos parecen tener un alto nivel de plasticidad en su comportamiento y dieta (JNCC, 2007). Al igual que con otros cetáceos, la extensión de su hábitat es difícil de cuantificar y puede variar significativamente a lo largo del año y entre años (JNCC, 2007).



Los delfines mulares presentan una amplia variedad de especies en su dieta tanto peces como cefalópodos. Se han identificado presas tanto bentónicas como pelágicas, incluyendo bacalao (*Gadus morhua*), abadejo (*Pollachius pollachius*), merlán (*Merlangius merlangus*), eglefino (*Melanogrammus aeglefinus*), merluza (*Merluccius merluccius*), bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), salmón (*Salmo salar*), jurel (*Trachurus* sp.), lanzón (Ammodytidae), etc. así como pulpo y otros cefalópodos (Blanco et al., 2001; Santos et al., 2001, 2007; De Pierrepont et al., 2005). Esta variedad de presas ha hecho que algunos autores lo consideren una especie oportunista que se alimentaría de presas en función de su disponibilidad. En Galicia, la dieta de la especie estimada en base al análisis de contenidos estomacales está dominada por la bacaladilla y la merluza (Santos et al., 2007) mientras que en la Comunidad Valenciana se alimenta principalmente de peces (sobre todo merluza y otras especies demersales) y algunas especies de cefalópodos (Blanco et al. 2001). En base al análisis del perfil de isótopos estables en tejidos de delfines y sus presas potenciales, García-Tiscar (2010) obtuvo como dieta más probable una mezcla de especies demersales y pelágicas que variaron dependiendo de la zona de estudio. Así en el mar de Alborán, los delfines mulares se alimentarían sobre todo chicharros (*Trachurus picturatus*), caballas (*Scomber scombrus*) y merluza, alacha (*Sardinella aurita*) y boquerón (*Engraulis encrasicolus*). En el estrecho de Gibraltar, la dieta estaría constituida principalmente por doradas (*Spaurus aurata*), bailas (*Dicentrarchus punctatus*), merluza y lubina (*Dicentrarchus labrax*) y en el Golfo de Cádiz por merluza, dorada, corvina (*Argyrosomus regius*), voraz (*Pagellus bogaraveo*) y boquerón.

Los delfines mulares son cetáceos de tamaño mediano con una longitud entre 190-350 cm y una esperanza de vida estimada de hasta 40-50 años. Las hembras alcanzan la madurez sexual entre los 5-12 años de edad y producen una cría cada 2-3 años, aunque los intervalos de 3 a 6 años son más comunes (Connor & Smolker, 1990; Scott et al., 1996; Connor et al., 2000; López, 2003).

Muchas de las poblaciones de delfines mulares descritas en aguas europeas se encuentran en aguas costeras, donde están expuestas a amenazas antropogénicas, como la degradación del hábitat, el agotamiento de sus presas, la captura accidental, actividades de avistamiento de cetáceos y otras perturbaciones. A nivel de las poblaciones residentes, la principal preocupación sobre su viabilidad está relacionada a menudo con su pequeño tamaño (por ejemplo, se estima que la población del estuario del Sado en Portugal tiene menos de 30 individuos). En aguas españolas, estudios de fotoidentificación en la DMNATL sugieren la presencia de grupos concretos con un cierto grado de residencia en la zona sur de Galicia relacionados con las rías (Vázquez et al., 2006; García et al., 2011) y en Guipúzcoa (Marcos et al., 2010). La existencia de grupos con cierto grado de residencia ha sido también propuesta en otras demarcaciones.

Los delfines mulares parecen haberse habituado al tráfico marítimo, como lo indica su presencia regular en torno a las zonas portuarias (por ejemplo Sini et al., 2005; de Stephanis et al., 2008; Fonseca, 2011). También son conocidos por poseer



concentraciones muy altas de PCBs, en cantidades que, sobre la base de datos para otras especies, pueden comprometer la función inmune e inhibir la reproducción (Wells et al., 2005). Los delfines mulares se han sido citados como aprovechándose de la captura en redes fijas en varias partes del mundo. Se han registrado capturas accidentales de la especie en redes fijas pero también en aguas europeas en el arrastre pelágico (ICES, 2011).

Uno de los impactos potenciales principales a los que se ven expuestos estos animales (al igual que el resto de cetáceos) son las actividades de observación de cetáceos o whale watching. El impacto de este tipo de actividades ha sido estudiado en varias regiones del planeta, si bien a día de hoy, existen muy pocos estudios que hayan investigado su efecto a largo plazo sobre las poblaciones (ver Parsons, 2012 para una revisión del tema). Las repercusiones de esta actividad serán diferentes para cada población ya que actuará perturbando el comportamiento, disminuyendo el éxito reproductor y alterando los patrones normales de desplazamiento y migración. En determinados casos se ha estimado que el turismo de observación de cetáceos podría ser insostenible a medio y largo plazo, por ejemplo en el caso de la población en Fiordland (Nueva Zelanda, Lusseau et al., 2006). Otros impactos descritos causados por esta actividad serían las colisiones con embarcaciones o expulsión de la especie de su hábitat usual (Lusseau et al., 2004; Lusseau 2005). Si bien en España existe una legislación adecuada para evitar los impactos negativos de las actividades recreativas de observación de cetáceos, el problema radica en la efectividad de su aplicación y fundamentalmente del control y vigilancia de las actividades. Otro impacto que ocurre hasta ahora sólo en poblaciones de delfines mulares es el derivado de sus interacciones con las jaulas de cultivo marino, impactos descritos con más detalle en el caso de Canarias (oeste de Tenerife) y en la costa levantino Balear (frente a Murcia y Alicante fundamentalmente)

En aguas españolas, se ha descrito la presencia habitual de la especie en todas las demarcaciones, siendo avistada tanto en aguas de la plataforma continental llegando incluso a rías y bahías como en aguas oceánicas más profundas. Existen datos puntuales sobre diferencias en las pautas de distribución estacionales en distintas áreas (Certain et al., 2008; Marcos et al., 2010). Cabe destacar la presencia de diferencias genéticas entre los mulares que habitan las rías del sur de Galicia y otros mulares de las costas ibéricas y de aguas escocesas y del Mediterráneo (Natoli et al., 2005; Fernández et al., 2011a,b). La información disponible sobre esta especie/ estas poblaciones se trata en más detalle en cada demarcación.

5. Marsopa (*Phocoena phocoena*)

Las marsopas se distribuyen en aguas templadas y subárticas del hemisferio norte, principalmente en la plataforma continental (a profundidades de 20-200 m). Su distribución parece estar limitada principalmente a las aguas con temperaturas que van de 5 a 14°C (Evans y Teilmann, 2009). Se distribuyen alrededor de la cuenca del



Océano Atlántico Norte, desde Carolina del Norte, en los Estados Unidos, a Groenlandia y el norte de Noruega en el norte y en el sur a través de las aguas europeas hasta el norte de África (Hammond et al., 2004).

Las marsopas son cetáceos relativamente pequeños, de menos de 2,2 metros de longitud, pero muy robustos en apariencia. Su pequeño tamaño y su comportamiento tímido hace difícil los avistamientos de esta especie (Sveegaard y Teilmann, 2008). Se describe como una especie costera que frecuenta las bahías poco profundas y estuarios, con los avistamientos tendiendo lugar generalmente en profundidades inferiores a 200 m en las aguas de la plataforma continental (Klinowska, 1991). Sin embargo, la especie también ha sido avistada a distancias considerables de la costa. Se considera que las marsopas rara vez viven más de 20 años, madurando a una edad temprana (3-4 años) y su tasa de reproducción es elevada ya que algunas hembras se reproducen cada año siendo capaces de estar embarazadas y amamantando a la cría anterior al mismo tiempo (Simmonds, 2004).

Los resultados de SCANS-II indican una abundancia en aguas del Atlántico nordeste de 385617 individuos ($CV = 0,2095\%$ $IC = 261266-569153$) haciéndolo el cetáceo más abundante en aguas de la plataforma continental del nordeste europeo (Hammond et al., 2002). Los resultados de SCANS-I que tuvo lugar en julio del 1994 (341366, $CV = 0,14$ $95\% IC = 260000-449000$) parecen indicar que no ha habido un descenso significativo de la población pero sí un cambio en la distribución de la especie que parece haberse desplazado hacia el sur en el Mar del Norte. Así, áreas de altas densidades de marsopas alrededor de las islas Orkney y las Shetland en el 1994 mostraron menos individuos en el 2005. Por el contrario, se observaron en densidades relativamente altas en gran parte del sur del Mar del Norte en 2005, una zona de la que estaba ausente en 1994 (SCANS, 2008).

En aguas españolas, su presencia es habitual en las Rías Bajas (López et al., 2012) y en el norte de Portugal. SCANS-II obtuvo una estima de 2646 ($CV = 0.80$) individuos en el bloque W correspondiente a las aguas de la plataforma de las costas atlánticas españolas, portuguesas y parte de Francia (ver Figura 1) (SCANS-II, 2008). Análisis más recientes, realizados por López et al. (2012) a partir de datos de proyectos realizados por diferentes organizaciones entre 2003 y 2011 en la DMNATL que incluyen registros de todos los meses del año produjeron una estima de 3220 ($CV=0,71$, $95\% IC = 1466-8741$) animales. Los mapas de densidad generados a partir de estos análisis de modelización espacial indican que la zona más importante de la DMNATL para esta especie desde el punto de vista de abundancia y densidad es la costa gallega. En el resto de la península ibérica, se puede encontrar a la especie en aguas del Golfo de Cádiz, si bien no se tienen estimas de abundancia para estos grupos. No está presente ni en aguas de las Islas Canarias ni en aguas del Mediterráneo español. Existen evidencias de la existencia de una pequeña población alrededor de las islas Azores (Barreiros et al., 2006). Esta especie ha sido detectada acústicamente cerca de las islas orientales del archipiélago canario (Boisseau et al., 2007). La única cita de esta especie



en Canarias es un animal varado (una cría macho de 0.90m) varado el 15 de agosto de 2006 en Puerto del Rosario, en la isla de Fuerteventura

Estudios morfométricos, junto con estudios de la ultra-estructura de dientes y de genética sugirieron la existencia de varias sub-poblaciones de marsopas en aguas del Atlántico nordeste (Walton, 1997; Anderson et al., 2001; Anderson, 2003; Jepson, 2005). Los estudios genéticos más recientes parecen indicar la existencia de una única población ocupando la mayor parte del Atlántico nordeste, desde Francia hasta el norte de Noruega, que presenta aislamiento por distancia significativo. La existencia de fuertes barreras para el flujo de genes también fue detectada en la región más suroriental de su rango, con poblaciones genéticamente distintas y geográficamente separadas en la Península Ibérica y el Mar Negro (Fontaine et al., 2007, 2010). Toda esta variabilidad se ha intentado integrar en once unidades de gestión, definidas por el taller de ASCOBANS-HELCOM sobre estructura poblacional de pequeños cetáceos (Figura 3) y corroboradas por WGMME (WGMME, 2012). Una de estas unidades de gestión es la marsopa de la Península Ibérica cuyo pequeño tamaño poblacional y su aislamiento genético la hace particularmente vulnerables a cualquier mortalidad añadida por impactos antropogénicos.

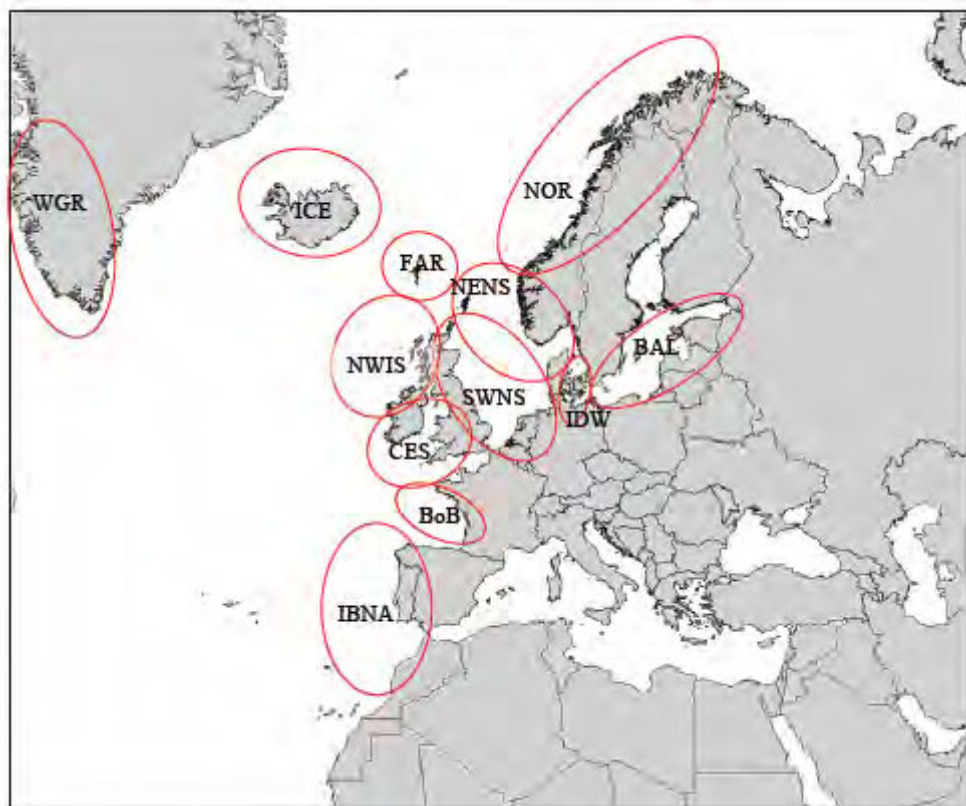


Figura 3. Unidades de gestión para la marsopa propuestas por ASCOBANS (reproducida de Evans and Teilmann, 2009). NOR – Noruega Nordeste/Central y Mar de Barents, NENS – Parte nordeste del Mar del Norte y Skagerrak, SWNS – Parte sudoeste del Mar del Norte y Canal de la Mancha, IDW – Aguas



interiores danesas, BAL – Mar Báltico, CES – Mar Céltico, NWIS – Noroeste de Irlanda y Oeste de Escocia, BoB – Golfo de Bizcaya (Oeste de Francia), IBNA – Península Ibérica (NW España, Portugal y NW África).

Las marsopas suelen observarse en grupos de 2 a 7 animales (Reid et al, 2003). En el norte peninsular, los tamaños de grupo observados son bastante heterogéneos variando entre 1 y 9 animales (López et al., 2012). Las marsopas se alimentan de pequeños peces pelágicos (arenque *Clupea harengus*, espadín *Sprattus sprattus*, bacaladilla, sardina, etc.) y de especies demersales y bentónicas (merluza, fanecas *Trisopterus* sp., lanzón, gobios Gobiidae, etc.). También se han descrito cefalópodos (sepiolidos, loliginidos y ommastreídeos) junto con otros moluscos, crustáceos (eufáusidos) y poliquetos en los contenidos estomacales de esta especie (Lick, 1991a, b; Aarefjord et al, 1995; Börjesson y Berggren 1996; Malinga y Kuklil, 1996; Rogan y Berrow, 1996; Santos y Pierce, 2003; Santos et al., 2004). Debido a la diversidad de especies que aparecen en la dieta se ha sugerido que la marsopa es una especie cuyo ámbito de alimentación no se limita sólo a las aguas poco profundas, sino que también puede capturar presas pelágicas de aguas más profundas (IWC, 1996). Muchas de las especies citadas en los estómagos son también explotadas comercialmente por lo que su sobreexplotación constituye una amenaza para las poblaciones de marsopas (IWC, 1996). El pequeño tamaño de los individuos y por ello su baja capacidad de almacenar reservas energéticas los harían particularmente vulnerables a esta amenaza (MacLeod et al., 2007).

La amenaza más importante para las marsopas en la actualidad es probablemente la captura accidental, especialmente en redes de enmalle. Se estima que en el pasado miles de marsopas morían de este modo anualmente en Europa, aunque desde la entrada en vigor del Reglamento comunitario 812 / 2004, que establece medidas destinadas a reducir las capturas accidentales de cetáceos, parece haberse producido una reducción en la tasa de mortalidad. Sin embargo, la necesidad de una mejora de los programas de monitoreo de esta amenaza, tanto para poder obtener mejores estimas de tasas de captura accidental como para cuantificar la eficacia de los elementos de disuasión acústica utilizados (pingers) en las redes ha sido reconocida por varios organismos internacionales (ver ICES, 2012). En este sentido, en Galicia se ha estimado que la proporción de marsopas varadas con indicios de captura accidental varió entre el 2 % y el 11% durante el período comprendido entre 1990-2011 (Martínez-Cedeira et al., 2007; CEMMA 2012).

Se ha propuesto además que la alta prevalencia de enfermedades infecciosas y carga parasitaria en los individuos puede estar vinculada a los efectos inmunosupresores de contaminantes orgánicos que se acumulan en los tejidos (ver Jepson et al, 2005; Hall et al, 2006; Pierce et al., 2008; Law et al., 2010). Además, su presencia generalizada en aguas costeras implica una mayor exposición a una amplia gama de impactos antropogénicos, incluyendo el desarrollo de las energías renovables y la perturbación por el tráfico marítimo. Otras causas de mortalidad que también han sido descritas incluyen los ataques por delfines mulares, que al menos en Escocia, parecen representar la mayor causa de mortalidad en los últimos años (Pierce et al., 2011).



6. Delfín común (*Delphinus delphis*)

El delfín común es una especie distribuida en todo el mundo, en aguas tropicales, subtropicales y templadas de los océanos Atlántico y Pacífico, estando también presente en el Mediterráneo (Reid et al., 2003; Hammond et al., 2008a). Se ha observado generalmente en aguas oceánicas y en el talud, aunque de vez en cuando también se han producido avistamientos en zonas costeras (Reid et al., 2003). Es una especie abundante y ampliamente distribuida por todo el Atlántico Nordeste, con un área que abarca en el norte desde aproximadamente los 70° N de latitud al oeste de Noruega (aunque la mayor parte de los avistamientos de esta especie han tenido lugar en aguas al sur de los 60° N, Murphy, 2004; Hammond et al., 2008a) a las islas Canarias en el sur.

Para el área de estudio completa de SCANS-II (Figura 1), la abundancia de delfines comunes en el mes de Julio de 2005 se estimó en 63366 (CV = 0,46, 95% IC = 26973-148865) individuos lo que representa una estima mínima ya que muchos grupos de delfines avistados fueron catalogados como comunes / listados al no poder diferenciar la especie y no entraron en los cálculos de abundancia (SCANS-II, 2008). Las áreas de mayor densidad de individuos se detectaron al sur de las islas Hébridas, al oeste de Irlanda, en la costa del Mar Céltico en el sureste de Irlanda, y en menor medida a lo largo de la costa norte de Cornualles (SCANS-II, 2008). En aguas oceánicas, con los resultados de las campañas CODA se generó una estima de abundancia en el mes de Julio de 2007 de 118264 individuos (CV = 0,38, 95% IC = 56915-246740), con la mayor parte de los avistamientos a lo largo de la pendiente de la plataforma continental al oeste de Francia (CODA, 2009). Cañadas et al. (2009), utilizando la información de ambos proyectos, obtuvo una abundancia de delfines comunes en las aguas atlánticas europeas de 185204 individuos (CV = 0,33, 95% IC = 99200 - 345772).

SCANS-II obtuvo una estima de abundancia de delfín común de 17916 individuos (CV = 0,22) en el bloque de la campaña que incluye aguas españolas (bloque W de la Figura 1). Además, para las aguas oceánicas, los resultados de CODA indicaron una estima en aquellos bloques que incluyen aguas españolas (bloques 3 y 4) de 12378 (CV = 1,23) y 48701 delfines (CV = 0,51) respectivamente (CODA, 2009).

La especie puede observarse, en aguas de las Islas Canarias, si bien no existen estimas de abundancia en el área.

El golfo de Cádiz está considerado como hábitat importante para las poblaciones de mamíferos marinos (Rivilla et al., 2001, 2002, 2003; Rivilla y Alís, 2004). Sin embargo, son pocos los trabajos que aportan datos sobre la abundancia y distribución espacial del delfín común en la zona. La mayoría de la información existente sobre esta especie en esta área proviene de los varamientos encontrados en las costas de Cádiz y Huelva durante las últimas décadas. La información proveniente de campañas recientes



realizadas por CIRCE y la EBD-CSIC, así como la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, parecen indicar que los delfines comunes se pueden observar tanto en la parte costera como en la parte más oceánica del golfo de Cádiz. Durante las campañas costeras realizadas entre 2001 y 2006 no fue común observarlos y tan solo se detectaron algunas zonas de concentración de avistamientos en aguas poco profundas. Sin embargo, durante las campañas realizadas entre 2009 y 2011, se avistaron delfines comunes en varias ocasiones, tanto en la plataforma como en el talud continental, siendo la segunda especie con más avistamientos después del delfín mular.

Gracias a los estudios preliminares de foto-identificación en esta área, se han identificado 109 delfines comunes (Giménez et al., 2009). Estos autores destacan que hasta la fecha, la comparación entre los catálogos de foto-identificación de delfines comunes del estrecho de Gibraltar y el Golfo de Cádiz, no han producido ninguna recaptura fotográfica entre las ambas zonas. Durante el año 2013-2014 se obtendrá una estima más robusta por parte de la EBD-CSIC que servirá para poder tener una estima de base para esta región.

En el Estrecho de Gibraltar, estudios realizados por de Giménez et al. (2012) durante los meses de verano de 2010, arrojaron una estima de alrededor de 1868 ($CV=0,12$, $95\% IC= 1483-2356$) individuos a partir de modelos de marcaje y recaptura fotográfica.

En el Mar de Alborán y Golfo de Vera, estudios realizados por Cañadas y Hammond (2008) analizaron la abundancia y el uso del hábitat para los delfines comunes en esta área durante el periodo comprendido entre 1992 y 2004. Gracias a modelos espaciales, los autores obtuvieron una abundancia de 19428 ($CV=0,10 - 0,18$, $95\% IC = 15277-22804$) individuos para toda el área de estudio entre el año 2000 y 2004, detectando variaciones en la abundancia tanto estacionales como geográficas, con una densidad media más elevada durante el verano que durante el invierno y mayor en el mar de Alborán que en el golfo de Vera. No se detectó ninguna tendencia en el mar de Alborán, sin embargo en el golfo de Vera se observó un declive de la densidad en el periodo de 1996 al 2004 comparado con el periodo entre 1992 y 1995.

Respecto al uso del hábitat, se han observado diferencias claras en la influencia de varios factores (Cañadas et al., 2006). Estos autores encontraron grandes densidades de grupos con crías cerca de la costa, que propusieron podrían estar asociados con una alta densidad de pequeños peces epipelágicos, ya que las hembras lactantes se concentrarían en áreas con mayor disponibilidad de presas. A su vez, el tipo de comportamiento observado varió entre hábitats, con las mayores diferencias encontradas entre los grupos que se estaban alimentando y aquellos que estaban socializando. Las mayores concentraciones de pequeños peces epipelágicos se encuentran en la plataforma continental y en el borde de dicha plataforma, por lo que los autores sugirieron que ya que estas especies sean probablemente supresa principal durante el día, sería lógico encontrar los grupos alimentándose en dicha área. Este hecho y la falta de observaciones de animales alimentándose en aguas más profundas



en opinión de los autores no significaría que los delfines comunes no se alimenten de peces oceánicos y cefalópodos, pero probablemente este comportamiento ocurrirá durante la noche cuando estas presas realizan migraciones verticales hacia la superficie. Por otro lado, la razón de encontrar mayor número de grupos socializando en aguas más profundas no está clara.

Los modelos espaciales de Cañadas y Hammond (2008) también informaron de la fuerte tendencia a encontrar grupos más grandes en aguas poco profundas alrededor del borde continental. Este hecho tampoco está claro, pero, según los autores, si estuviera relacionado con la alimentación, podría ser indicativo de ser beneficioso a la hora de alimentarse debido a la agregación de los individuos, pero como se da también en otras circunstancias, debe haber otros factores que determinen dicha agregación.

El Golfo de Vera sería la última “frontera” de esta especie a nivel del Mediterráneo, habiendo desaparecido de las dos cuencas en los últimos 100 años a pesar de realizarse algunos avistamientos también en aguas de Levante en la Comunidad Valenciana (Gómez de Segura, 2006; Gozalbes et al., 2010).

Varios estudios han investigado la estructura poblacional del delfín común en aguas europeas. Estudios genéticos y de morfología del cráneo utilizando muestras obtenidas desde Portugal a Escocia indican bajos niveles de diferenciación de la población (Natoli et al, 2006; Murphy et al, 2006; Amaral et al, 2007; Luca et al. 2009). Tampoco se han detectado diferencias significativas en ADNmt y microsatélites entre muestras obtenidas aguas oceánicas y costeras en el Golfo de Bizkaia y el Canal de la Mancha (Viricel, 2006) o entre animales del Canal de la Mancha y el Mar Céltico y la costa irlandesa (Mirimin et al., 2005). Todos estos resultados sugieren que existe una única población en aguas del Atlántico Nordeste y ASCOBANS y WGMME proponen por ello sólo dos unidades de gestión en aguas europeas, una comprendiendo todo el Atlántico y otra en la parte más occidental del Mediterráneo (Figura 4, WGMME, 2012).

Debido a la baja diferenciación genética de esta especie, se ha propuesto que su gestión se realice en base a stocks ecológicos. Sin embargo, como consecuencia del pequeño tamaño de muestra, los datos obtenidos hasta el momento utilizando marcadores ecológicos no se consideran suficientes para describir la existencia de stocks en el Atlántico Nordeste (WGMME, 2012).



Figura 4. Unidades de gestión para el delfín común propuestas por ASCOBANS (reproducida de Evans y Teilmann, 2009). WNA – Atlántico Noroeste, ENA – Atlántico Nordeste, WMED – Mediterráneo occidental.

El tamaño de grupo varía mucho entre avistamientos, desde grupos de pocos individuos a grandes concentraciones de 1000 a 5000 individuos (p. ej., Kiszka et al., 2004; Murphy, 2004; Vázquez et al., 1996). Se estima que el tamaño medio de grupo podría estar en los 14 individuos (Reid et al., 2003).

Se han detectado fuertes cambios estacionales en su distribución en el Atlántico Nordeste, con grupos desplazándose al Mar Céltico y a la parte occidental del Canal de la Mancha en invierno (Northridge et al., 2004).

La información que se posee sobre la dieta de esta especie indica que existe una gran variación entre áreas y épocas del año, con zonas y épocas, generalmente compuesta principalmente por pequeños peces pelágicos y también cefalópodos (Evans, 1975; Desportes, 1985; Santos, 1998; Kuiken et al., 1994; Merrett et al., 1995; Gosselin, 2001; Meynier, 2004; Santos et al., 2004; De Pierrepont et al., 2005; Pusineri et al., 2007). Aunque también se han citado especies demersales y bentónicas en la dieta. Evans (1994) sugirió que se alimentan de forma oportunista y que su dieta refleja la abundancia de sus presas y su disponibilidad a escala local. También se ha propuesto



que la distribución y movimientos de esta especie están relacionados con la distribución de sus presas (Fraser, 1946; Evans, 1980).

La información proveniente de los delfines capturados en redes de deriva irlandesas y francesas dedicadas a la pesca de atún durante la década de 1990 que tuvieron lugar a lo largo y por fuera del talud en verano, indican que los delfines se estaban alimentando predominantemente de noche, cuando organismos como peces mesopelágicos (mictófidios, etc.) y cefalópodos realizan migraciones nictemerales acercándose a la superficie (Hassani et al., 1997, Brophy, 2003, Pusineri et al., 2007).

El período de apareamiento y el nacimiento de las crías se extiende de mayo a septiembre en el Atlántico nordeste (Murphy et al., 2005; Murphy y Rogan, 2006), con la mayor parte de los avistamientos teniendo lugar durante esta época a lo largo y por fuera del talud (Hammond et al., 2008a). En Galicia los datos obtenidos a partir del análisis de individuos varados en las costas entre 2001 y 2003 indican que la longitud de los delfines comunes en esta zona varía entre los 100 y 190 cm para individuos inmaduros de menos de 9 años de edad y entre los 190 y 220 cm para los individuos adultos de más de 9 años de edad (Read et al., 2009).

Los delfines comunes son capturados con relativa frecuencia en redes de cerco, de arrastre y de enmalle, entre otras (Aguilar, 1997; Tregenza et al., 1997, 1998; López et al., 2003; Northridge, 2006; Gonzalvo et al., 2008; Fernández-Contreras et al., 2010). Otras amenazas son el agotamiento de sus presas debido a su sobreexplotación, la degradación de su hábitat y los efectos de la bioacumulación de contaminantes orgánicos (ver Pierce et al., 2008). En el Mar Negro, una epizootia causada por morbillivirus ocasionó una mortalidad significativa en 1994 (Birkun et al., 1999).

En aguas españolas, su presencia es habitual en las demarcaciones noratlántica, sudatlántica, canaria y del Estrecho y Alborán, siendo ocasional en la levantino-balear.

7. Zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*)

Los zifios, también llamados ballenas picudas, constituyen la segunda familia de cetáceos más numerosa después de la familia Delphinidae (Rice, 1998), incluyendo 6 géneros y 21 especies. De todas ellas el zifio de Cuvier es, sin duda, la especie de ballenas picudas más abundante y cosmopolita distribuyéndose en casi todas las aguas templadas, tropicales, sub-tropicales así como sub-polares e incluso las aguas polares (MacLeod et al., 2006c). Su comportamiento de buceo, su soplo inconspicuo y su tendencia a evitar las embarcaciones convierten a esta especie en una de las más complejas de estudiar. Tradicionalmente la mayoría de los datos sobre su distribución procedían de las redes de varamientos y, por lo tanto, la información obtenida era casi siempre escasa, sin embargo, en los últimos años debido a los eventos de varamientos masivos registrados en varias partes del mundo en relación a maniobras militares se ha convertido en una de las especies objetivo de múltiples investigaciones encaminadas a



incrementar su conocimiento y desarrollar medidas de mitigación (Simmonds and Lopez-Jurado, 1991; Frantzis, 1998, 2004; D'Amico et al., 2003; Jepson et al., 2003; Freitas, 2004; Martin et al., 2004; Fernández et al., 2005). Es una especie que parece tener preferencia por hábitats muy concretos característicos de los cañones y montañas submarinas. En las aguas europeas atlánticas su presencia se concentra en la aguas del sudeste del Golfo de Bizkaia (Smith, 2010; Cañadas et al., 2011; Macleod et al., 2011) y en el Mediterráneo se han identificado dos áreas de concentración, una en el mar de Liguria y otra en el mar de Alborán (Cañadas et al., 2011).

Los zifios son cetáceos que alcanzan tamaños máximos de 700 cm y tamaños medios de aproximadamente 600 cm para individuos adultos (Nishiwaki & Oguro, 1972; Heyning, 1989) y un tamaño de 270 cm para los recién nacidos (Mead, 1984). Recientes informes sobre varamientos en Irlanda han reportado individuos de hasta más de 900 cm (Rogan & Hernández- Millan, 2011). Las longitudes de los animales registrados por las redes de varamientos del norte peninsular oscilan entre 330 cm y 750 cm (AMBAR, CEPESMA y CEMMA datos sin publicar).

Una de las primeras estimas de abundancia de zifios o ballenas picudas en el Atlántico Norte Oriental se obtuvo en el proyecto CODA que cubrió las aguas profundas de las cuencas marinas de España, Francia, Reino Unido e Irlanda en Julio de 2007. Recientes análisis realizados por Cañadas et al. (2011) que incluyen además de los datos del proyecto CODA, datos de las campañas SCANSII y T-NASS (bloque correspondiente a las Islas Faroe) produjeron una estima de abundancia para la suma de las áreas cubiertas en las tres campañas de 4471 (CV=0,51, 95% IC = 1735-11519) individuos para la especie zifio de Cuvier (Figura 5). También existen estimas de abundancia para esta especie a una escala menor que se exponen en detalle en la sección de la demarcación noratlántica.

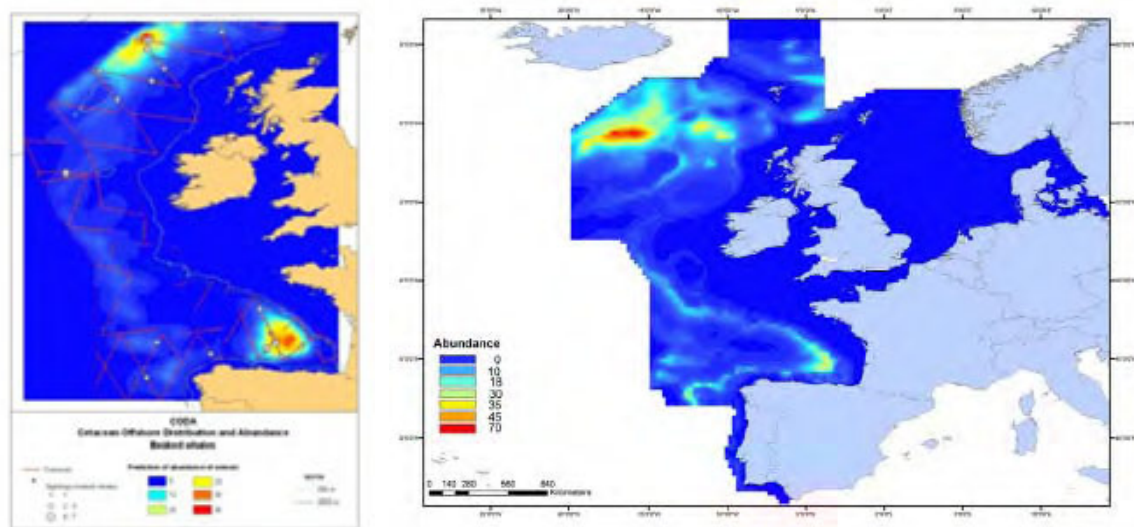


Figura 5. Mapa de densidad de ballenas picudas a partir de los datos obtenidos en la campaña CODA y a partir del análisis conjunto de datos obtenidos en las campañas SCANS-II, CODA y T-NASS (reproducido de CODA, 2009 y Cañadas et al., 2011).



Existen dos estimas de abundancia de zifios de Cuvier en el Mediterráneo. En el golfo de Génova se ha estimado una abundancia de 96-100 animales a partir de la aplicación de un modelo de población abierta a datos de foto-identificación (Rosso et al., 2009). La otra estima de abundancia disponible concierne al mar de Alborán (79532 Km²) en donde se ha estimado una abundancia de 410 (CV=0,52, 95% IC = 250-673) animales, abundancia corregida para el error de disponibilidad a partir de datos de buceo obtenidos mediante marcaje D-Tag en el mar de Alborán (Oedekoven et al., 2009), gracias al análisis combinado de los datos obtenidos durante las campañas Sirena08 y MED09, y de los datos obtenidos por ALNITAK para el norte del mar de Alborán (Cañadas y Vázquez, 2011).

El zifio de Cuvier es una especie predominantemente oceánica, frecuentemente asociada con hábitats de gran pendiente y con marcada preferencia por cañones submarinos y escarpes (D'Amico et al., 2003; MacLeod, 2005; Podestá et al., 2006; Azzellino et al., 2008). En el mar de Alborán, estas ballenas picudas se distribuyen en aguas de más de 600m de profundidad y más de 40m por km de pendiente, siendo especialmente más frecuentes sobre la isobata de 1000m en un área de cañones submarinos situados al sur-suroeste de Almería (Cañadas et al., 2002; Cañadas et al., 2005). En el Golfo de Bizkaia la distribución se extiende entre los 500 m y los 4000 m de profundidad (Vázquez et al., 2005; Smith, 2010; Macleod et al., 2011).

A nivel mundial los tamaños de grupo varían entre 1 y 15 individuos con valores medios que varían entre 2,3 (MacLeod and D'Amico, 2006a). En las áreas del Mediterráneo donde se ha realizado esfuerzo de muestreo, los valores del tamaño de grupo son bastante constantes con valores medios entre 2,2 y 2,6 individuos (Ballardiniet al., 2005; Cañadas et al., 2005; Scalise et al., 2005), excepto en la parte occidental del mar de Liguria donde los valores se incrementan hasta 4 (Azzellino et al., 2008). En el Golfo de Bizkaia los valores medios del tamaño de grupo oscilan entre 2.1 y 3, obteniéndose valores máximos de hasta 7 ejemplares (Vázquez et al., 2004; Vázquez, 2005; Smith, 2010; Cañadas et al., 2011; Macleod et al., 2011).

Las fuertes diferencias encontradas entre las secuencias de DNA mitocondrial obtenidas a partir de muestras de zifios de todo el mundo que alcanzan niveles del 42% de la varianza molecular total atribuibles a la variación entre los tres océanos, Pacífico, Indico y Atlántico, sugieren que las poblaciones de zifios presentan, en comparación con otras especies con algunos hábitos similares como los cachalotes, un cierto grado de aislamiento genético al menos a nivel de océanos (Dalebout et al., 2005). Solo se han encontrado 2 haplotipos de DNA mitocondrial en el Mediterráneo (n=12) siendo estos exclusivos de esta zona del globo terrestre (Dalebout et al., 2005). Debido a la escasa presencia de esta especie en Atlántico contiguo al Mediterráneo y, hasta que se puedan conseguir muestras en esta zona, actualmente la evidencia más plausible en base al bajo nivel de diversidad de haplotipos DNA mitocondrial y al hecho de su exclusividad para el Mediterráneo, sería la presencia de una sub-población con



menos de un individuo migrante por año. La nula presencia detectada durante los 23004 km de esfuerzo realizado en el Estrecho de Gibraltar durante 1999 y 2006 (de Stephanis et al., 2007) es consistente con la hipótesis de que el movimiento de esta especie a través del Estrecho de Gibraltar es muy baja o nula. La realización de estudios de monitorización acústica de esta especie en la zona podría ofrecer una solución más contundente a esta cuestión.

Macleod (2005) realizó una revisión de especies de presas identificadas a partir de restos estomacales de 38 ejemplares varados en diferentes partes del mundo incluyendo Alaska, California, Atlántico Nororiental, Mediterráneo, Golfo de México, mar Caribe, Brasil, Sudáfrica, Taiwán y Nueva Zelanda. El grupo de presas más abundantes fueron los cefalópodos con presencia en el 87% de los individuos, seguido por los crustáceos con una presencia en el 13% de los individuos y por ultimo peces con una presencia en el 8% de los individuos.

Las principales amenazas que de manera específica afectan a los zifios en general y al zifio de Cuvier en particular son por orden de importancia; ruido antropogénico submarino, ingestión de plásticos, capturas accidentales, competición o desaparición de recursos. Recientemente se ha demostrado la relación directa existente entre los varamientos atípicos masivos de zifios con el uso de sonares militares de alta intensidad y las actividades de prospección sísmica (por ejemplo, Frantzis 1998; Jepson et al., 2003; Fernández et al., 2005). El uso de sonares militares han provocado el varamiento de ejemplares de zifios con daños crónicos y agudos en sus tejidos debido a la formación de burbujas de aire que, en ultimo termino, tiene su origen de la enfermedad de la descompresión (Jepson et al., 2003; Fernández et al., 2005). El zifio de Cuvier es la especie de zifio que generalmente está implicada en estos sucesos de varamientos atípicos (Brownell et al., 2005). Se han constatado eventos de varamientos masivos de zifios en la demarcación marina Canaria (Martín et al., 2003) y en la demarcación marina del Estrecho y Alborán (Arbelo et al., 2007; Filadelfo et al., 2009) relacionados directamente con actividades militares, 6 en la demarcación marina Canaria (5 de Febrero de 1985 – Lanzarote, 25 y 26 de Noviembre de 1988 – Lanzarote y Fuerteventura, 10 de Octubre de 1989 – Fuerteventura, 11 de Diciembre de 1991 – Fuerteventura, del 24 al 27 de Septiembre de 2002 – Lanzarote y Fuerteventura, y del 22 al 28 de Julio de 2004 – Lanzarote y Fuerteventura) y 2 en la demarcación marina del Estrecho y Alborán (Febrero de 1996 – Valencia y Enero de 2006 – Almería). En el golfo de Bizkaia no se han documentado este tipo de relaciones directas entre maniobras militares y varamientos masivos de zifios, si bien existen al menos 9 casos de varamientos masivos en las costas francesas entre 1971 y 2010 en los que vararon varios ejemplares de zifios (entre 2 y 8) en periodos de tiempo que oscilaron entre 1 y 40 días y en rangos de distancia que variaron entre 70 y 322 km (Dabin et al., 2011).

Existen varios casos de varamientos de diferentes especies de zifios con presencia de plásticos en sus sistemas digestivos (Poncelet et al., 2000; Santos et al., 2001, 2007; Fernández et al., 2009; MacLeod et al., 2009; Kovacic et al., 2009). Según los datos que



se disponen en el noroeste de Europa se cree que más del 75% de los varamientos de zifios varados contienen plásticos en sus sistemas digestivos y que en un 25%, los plásticos serían la causa principal de la muerte. Se cree que algunos tipos de plásticos son confundidos con sus presas predilectas e ingeridos de manera accidental.

En cuanto a las capturas accidentales, los zifios de Cuvier suelen ser víctimas ocasionales de las redes de deriva en el mar Mediterráneo. En Italia existe un registro de 13 animales capturados accidentalmente por diferentes pesquerías durante el período comprendido entre 1986 y 1997 (Podestá y Bortolotto, 1997; Centro Studi Cetacei, 1998). Northridge (1994) reúne un total de 14 capturas accidentales de zifios de Cuvier a nivel internacional entre 1972 y 1982; 11 en aguas francesas y 3 en aguas españolas, todos ellos con signos de disparos y uno de ellos arponeado además de tiroteado.

Por último, el cambio climático podría afectar también a la distribución de presas si bien todavía no está claro si el efecto neto sobre la población de zifios de Cuvier sería positivo o negativo. En este aspecto hay que mencionar que hasta la fecha no se ha descrito ningún efecto negativo sobre las presas debido a la competición directa con las pesquerías ya que el número de buques dedicados a la captura de cefalópodos es muy bajo.

8. Calderón común (*Globicephala melas*) del Mediterráneo.

En el Mediterráneo, los calderones comunes son especies predominantemente de aguas abiertas, con preferencia por aguas de gran profundidad, cerca de las pendientes de los taludes continentales (Gannier, 1995; Raga y Pantoja, 2004; Cañadas et al., 2005; de Stephanis et al., 2008a).

A día de hoy, no hay ninguna evidencia de presencia de calderones comunes en la cuenca este del Mediterráneo (Marchessaux y Duguy 1978; Frantzis et al., 2003, Boisseau et al., 2010), aunque algunos avistamientos oportunistas han sido registrados en el documento redactado por Reeves y Notarbartolo di Sciara (2006) así como en otras tres áreas no especificadas (McBrearty et al., 1986). La especie está por tanto considerada como presente tan solo en la cuenca oeste del Mediterráneo. Se ha descrito también su presencia en aguas de Marruecos (Bayed, 1996), Argelia (Boutiba, 1994), Túnez (Lotfi et al., 1997), España (Raga y Pantoja, 2004; Cañadas et al., 2005, de Stephanis et al., 2008), Francia (UNEP-RAC/SPA 1998, Gannier, 2005) e Italia (Podestá et al., 1997). Cuando se compara el Mar de Alborán con el resto del Mediterráneo, queda bastante claro que el Mar de Alborán, incluyendo la Región de Murcia, y el Estrecho de Gibraltar, es una de las zonas con mayor abundancia de calderones de todo el Mediterráneo, y puede considerarse como una unidad de gestión independiente.



El calderón común es poco frecuente en la zona norte, Cataluña e Islas Baleares, donde en el “Proyecto Mediterráneo” (Raga y Pantoja, 2004) que recopiló todos los avistamientos de cetáceos realizados en este proyecto entre 1990 y 2002, sólo se detectó en aguas abiertas, correspondientes al talud continental. En el sector centro (Comunidad Valenciana y Región de Murcia) esta especie parece estar presente por toda el área, aunque con densidad baja en la Comunidad Valenciana, lo que fue corroborado por los estudios de Gómez de Segura et al. (2006) y Gozalbes et al. (2010). En el sector sur (Región de Murcia, Andalucía y Ceuta), el calderón común se encuentra en todas las estaciones del año. Los modelos de predicción indican una preferencia por aguas con profundidades superiores a los 500 metros (Cañadas et al., 2005), preferencia corroborada por otros estudios basados en seguimiento de calderones comunes a través de marcas satélite.

El calderón común está presente en el Atlántico noreste, con una población estimada en cerca de 778000 animales (95% IC = 440000-1370000; Buckland et al., 1993). En el noroeste Atlántico, se obtuvo una estima de 12619 individuos (CV=0,37, Palka 2006, L. Garrison SEFSC pers. comm. en NOAA 2010). Se ha estimado la abundancia de la especie en el sureste del Golfo de Bizkaia, durante el periodo 2003 y 2010 y mediante captura-recaptura en 1737 individuos (CV = 0,18, 95% CI 1236-2514) (Marcos et al., 2012)

Para este informe, se actualizaron las estimas de abundancia (aun sin publicar) para verano (Junio a Septiembre) entre 1992 y 2010 mediante modelización espacial por la Dra. Ana Cañadas de Alnitak. Esta estima abarca un área de 25589 km², que incluye desde el extremo occidental del Estrecho de Gibraltar hasta el Cabo de Palos y aproximadamente hasta unas 20 ó 25 millas de costa, dependiendo de la zona. En este área se estima una población de calderones comunes de unos 2888 (CV= 0,12, 95% IC= 2565-3270) individuos y una estima de densidad de 0,122 animales/km² (Cañadas, datos sin publicar).

9. Orca (*Orcinus orca*) del Golfo de Cádiz.

Las orcas (*Orcinus orca*) son los miembros más grandes de la familia Delphinidae, presentando los adultos un rango de tamaño de 5 a 9 metros. Su gran tamaño, cuerpo robusto, la mancha post ocular, y las aletas ovaladas les distinguen fácilmente del resto de los cetáceos. Las orcas tienen proporcionalmente la aleta dorsal más grande de los delfínidos, con un rango de una décima a una quinta parte del tamaño del cuerpo total (Heyning y Dahlheim, 1988).

Existen avistamientos dispersos de la especie en la Cornisa Cantábrica, así como en el Mediterráneo. En el primero de los casos, existen avistamientos oportunistas obtenidos desde embarcaciones, pesqueras y de otros tipos desde 1985 (Marcos Ipiña et al., 2004; Marcos Ipiña y Salazar Sierra, 2006; Salazar Sierra et al., 2005; Salazar Sierra y Marcos Ipiña, 2006; Ruano et al., 2005). No se tiene información sobre la



abundancia, ni sobre su distribución espacial aunque su presencia parece estar bastante ligada a la pesquería del bonito del norte. Sin embargo, se puede inferir que la población sería muy reducida, y bastante fragmentada, teniendo en cuenta la información proveniente de muestreos dedicados. Las tasas de encuentro con estos animales obtenidas a lo largo de diferentes proyectos de investigación en la Cornisa Cantábrica, indican que a pesar de estar presente, su abundancia es ínfima (Marcos Ipiña et al., 2004; Marcos Ipiña y Salazar Sierra, 2006; Salazar Sierra et al., 2005; Salazar Sierra y Marcos Ipiña, 2006; Ruano et al., 2005; Kiszka et al., 2007). Durante las campañas de los proyectos SCANS II solamente se produjeron dos avistamientos de la especie en la cornisa cantábrica en la zona asturiana (SCANS-II, 2008). Se han producido avistamientos oportunistas de la especie en el centro y sur de la Golfo de Bizkaia desde ferrys que realizan el trayecto entre la costa sur de Inglaterra y el norte de España (Kiszka et al., 2007). Sin embargo, trabajos realizados por Hammond y Lockyer (1987) indican que antes de 1985 era probable observar orcas en todo el Atlántico norte y en la Cornisa Cantábrica, desconociéndose también parámetros de abundancia y distribución espacial sobre la especie en esa época.

La especie ha sido avistada de forma esporádica en las aguas del archipiélago canario. Según los pescadores artesanales canarios de túnidos, esta especie puede observarse en aguas canarias coincidiendo con la presencia en éstas de grandes túnidos. La orca es rara en las aguas canarias habiéndose registrado escasos avistamientos principalmente durante los meses de junio y julio. Hervé-Gruyer (1989) señala el avistamiento el 25 de febrero de 1998 de una manada de 6 animales en la costa este de Lanzarote y V. Martín observó una pareja de ejemplares adultos de esta especie en febrero de 1995 entre las islas de Tenerife y Gran Canaria. Un análisis filogenético de las orcas (*Orcinus orca*) en el Atlántico norte por Foote et al. (2010) puso de manifiesto que 9 orcas biopsiadas por la SECAC frente a las costas de Lanzarote pertenecían a una de las tres poblaciones significativamente diferentes en el Atlántico con una especialización trófica en atunes.

En el caso del Mediterráneo, tan solo se han observado de forma esporádica (Casinos, 1981; Raga et al., 1985; Notarbartolo di Sciara, 1987, 2002; Notarbartolo di Sciara y Birkun, 2010). Al contrario en el Golfo de Cádiz, las orcas son regularmente observadas en el Estrecho de Gibraltar y aguas atlánticas contiguas (de Stephanis et al., 2002, 2005a,b; Esteban, 2008). Empresas de avistamiento de cetáceos del sur de Portugal tienen escasos avistamientos de orcas, durante los meses de verano (Gonçalves pers. comm.).

Se estima que la población actual consiste en 38 individuos vivos (datos del 2011). Los mismos animales han sido observados entre 1999 y 2011 y se suelen observar constantemente entre marzo y noviembre (temporada de muestreos intensos en la zona de estudio). A pesar de no haber sido observados durante el invierno, esto puede ser debido a la falta de esfuerzo de búsqueda en estas épocas del año. No se han



podido establecer ninguna conexión con otras poblaciones de orcas del Atlántico norte por medio de identificación fotográfica de aletas dorsales (Foote, pers. comm.).

Foote et al. (2011) demostraron, en base a estudios de ADN mitocondrial y de microsatélites, que las orcas del Estrecho de Gibraltar están comprendidas en dos clanes que se estima que divergieron aproximadamente hace 200.000 años. Estos dos grupos forman una sola población, presentando diferencias significativas con otras dos poblaciones muestreadas en las aguas del Mar del Norte alrededor de Gran Bretaña, Islandia y Noruega. Además, dos grupos de orcas muestreadas en las Islas Canarias se agrupan con las orcas del Estrecho de Gibraltar. Sin embargo, la comparación de fotografías mediante la técnica de foto-identificación demuestra que estos grupos de las Islas Canarias no contienen ninguno de los individuos vistos en el Estrecho de Gibraltar (Pérez-Gil et al., 2010). Cada uno de los grupos de las Islas Canarias poseen un haplotipo mitogenómico distinto, uno se agrupa dentro de los haplotipos del Estrecho de Gibraltar y el otro haplotipo canario se agrupa con haplotipos del Golfo de México, Escocia y el tipo A de las orcas de la Antártica, muy divergentes con respecto a los del Estrecho de Gibraltar (Foote et al., 2011). Fenotípicamente estos individuos son muy similares entre ellos, pero diferentes con respecto a los individuos del Atlántico Nororiental (ver Foote et al., 2009). Por lo tanto los estudios genéticos sugieren el aislamiento de esta población con respecto a poblaciones más al Norte.

10. Cachalote (*Physeter macrocephalus*).

El cachalote es uno de los cetáceos con distribución más amplia por todos los mares de todo el mundo, sólo superado en este punto por la orca (Whitehead, 2008). Posee un rango de distribución muy extenso, ocupando las aguas de todos los océanos, desde el ecuador hasta las aguas polares (Rice, 1989). El cachalote, al igual que los grandes misticetos, muestra una tendencia general estacional a realizar migraciones latitudinales: en verano hacia los polos, en invierno hacia aguas tropicales (Best, 1979). En el interior de la amplia zona de distribución del cachalote, existen zonas más restringidas, donde la especie es particularmente abundante. En estas zonas, llamadas *sperm whales grounds* ("campos de cachalotes") por los balleneros americanos del siglo XIX, la presencia de cachalotes está relacionada con la abundancia de alimentos sobre todo en zonas muy productivas como afloramientos, aunque también existen *grounds* en zonas poco productivas como el mar de los Sargazos (Jaquet et al., 1996, Jaquet 1996).

El cachalote fue perseguido intensamente por los balleneros norteamericanos desde el siglo XVII hasta el XIX, y por los europeos durante los siglos XIX y XX. Como la especie es sexualmente dimórfica y las hembras son mucho menores que los machos, la presión de la explotación ha recaído fundamentalmente sobre este último sexo. En nuestras aguas atlánticas, las factorías balleneras capturaron cachalotes en el Estrecho de Gibraltar (Algeciras y Norte de Marruecos), Setúbal (Portugal) y Galicia (Vigo, Finisterre y Muros), finalizando la explotación de esta especie en esta última región en



el año 1983. Durante los años de más intensa explotación, en la década de los sesenta, se llegaron a capturar más de 300 ejemplares por temporada.

Recientes estudios han demostrado la existencia de estructura genética entre distintas cuencas oceánicas. Drout (2003) encontró variación significativa de secuencias de ADNmt entre las muestras recogidas en el Mediterráneo y el Atlántico norte. Asimismo, Engelhaupt (2004) examinó la variación genética entre muestras recogidas en el Golfo de México, el Mediterráneo, el Mar del Norte y el Atlántico norte.

La estación reproductora de esta especie es prolongada y se extiende desde mitad del invierno a mitad del verano. Los apareamientos suelen tener lugar en aguas tropicales. Durante el verano los testículos alcanzan su máximo peso y volumen, llegando hasta los 12 kg de peso en animales adultos y maduros. La gestación dura de 14 a 15 meses, y la única cría que paren nace entre mayo y septiembre (Rice, 1989). La cría pesa alrededor de una tonelada y mide de 3,5 a 4,5 m de longitud. El intervalo de nacimientos es de entre 5,2 a 6 años (Rice, 1989). La cría es amamantada generalmente en aguas templadas o tropicales durante al menos dos años, pese a que comienzan a tomar alimentos sólidos antes de cumplir el primer año de vida (Santos et al., 2006). Después del destete, el pequeño puede continuar tomando leche, en el caso de las hembras hasta los 7,5 años y los machos hasta los 13 años. Cuando el joven alcanza la madurez sexual es expulsado del grupo familiar y viajará en compañía de otros ejemplares de su mismo estatus hasta poder competir con los machos reproductores. Aparentemente los cachalotes son polígamos, ya que durante el período de celo estos machos reproductores emplean cierto tiempo en buscar grupos de hembras que viajan con su prole. Durante este período, los machos pueden competir entre sí por estos grupos de hembras (Fernández, 2000).

En el Mediterráneo, el cachalote está distribuido desde el Estrecho de Gibraltar hasta la cuenca oriental (Notarbartolo di Sciara y Birkun, 2010). El hábitat preferido del cachalote en el Mediterráneo consiste en aguas profundas del talud, entre 1500 y 2000m donde sus presas favoritas, los cefalópodos mesopelágicos, son más abundantes (Azzellino et al., 2008; Praca y Gannier, 2008). También está presente en aguas oceánicas más profundas pero probablemente en un grado menor (Praca y Gannier, 2008). En el Mediterráneo, debido a su alimentación oportunista, los cachalotes se encuentran en zonas de alta productividad desde los 500 a más de 2000 m de profundidad, tanto en el talud continental, donde su distribución se relaciona con las características batimétricas, como en las aguas oceánicas más profundas, donde su hábitat preferido corresponde a zonas de frente de corrientes y zonas de orografía de fondo abrupta (Gannier y Praca, 2007; Pirodda et al., 2011; Cañadas et al., 2002). Su presencia fue confirmada por estudios visuales y acústicos en la parte sur de la cuenca occidental del mar Mediterráneo, incluyendo el mar de Alborán, la cuenca argelina y la parte sur de la cuenca oceánica Sardinio-Balear en los meses de agosto, octubre y noviembre, sobre todo en aguas profundas de más de 2000 m (Lewis et al., 2007; Boisseau et al., 2010).



La estructura social de los cachalotes incluye grupos sociales de hembras con individuos inmaduros y machos adultos que se separan de las hembras. En la cuenca occidental, los machos se reúnen en verano en el norte (aproximadamente al norte del 41°N), mientras los grupos sociales permanecen en el sur (Drouot et al., 2004b), aunque estos últimos pueden encontrarse ocasionalmente también en el norte también (Moulins y Würtz, 2005; Di Meglio y David, 2008; Pierantonio et al., 2008). En el Mediterráneo, estos grupos sociales suelen contar con unos 7-12 individuos, incluyendo por lo menos 1-2 crías (Gannier et al., 2002). Se cree que los cachalotes se alimentan en toda su área de distribución (Notarbartolo di Sciara y Birkun, 2010).

Algunos individuos identificados en el Estrecho de Gibraltar fueron observados en aguas de la Región de Murcia y en el Mar de Liguria (a una distancia en línea recta de unos 1600 km) pero ninguno fue observado en el Océano Atlántico (Carpinelli et al., 2011), confirmando el aislamiento de la población mediterránea a nivel genético sugerido por Engelhaupt et al. (2009) y Drouot et al. (2004a).

En el Mediterráneo español, el cachalote tiene una presencia habitual en el Estrecho de Gibraltar, Mar de Alborán y alrededor de las Islas Baleares (Universitat de Barcelona, 1994; Raga y Pantoja, 2004; Notarbartolo di Sciara y Birkun, 2010).

11. Delfín listado (*Stenella coeruleoalba*) en la Demarcación Levantino-Balear.

El delfín listado se encuentra distribuido a nivel mundial en un rango desde zonas tropicales hasta temperaturas cálidas (Perrin et al., 1994). Prefiere aguas superficiales de temperaturas comprendidas entre los 18° C y los 25° C (Miyazaki, 1977), sin embargo, Marcuzzi y Pilleri (1971) registraron la presencia de esta especie en aguas tan septentrionales como las de la parte del mar de Bering. En el océano Pacífico se puede encontrar tanto desde fuera de las costas de Japón hasta en el norte de América pero se desconoce si la distribución es continua a través de estas dos regiones (Arther y Perrin 1999). La mayoría de los registros se encuentran por debajo de los 43° N hasta los 15° S. En el Atlántico, en la vertiente occidental esta especie se ha registrado a lo largo de la costa de Sudamérica, el mar del Caribe, el norte del Golfo de México y América del Norte; mientras que, en la vertiente oriental, desde el Reino Unido, costas de Francia, España, y Portugal, hasta el sur de África. En mar abierto esta especie se ha visto tanto en las Islas Azores como en las Canarias (Perrin et al., 1994). En el océano Índico la especie parece estar restringida al norte de los 35° S y es común en el mar Rojo (Calzada, 1996).

El delfín listado es el delfín más frecuente y abundante en el mar Mediterráneo. Está bien documentado que se encuentra en las costas de España, Francia, Italia y Grecia (Perrin et al., 1994). Los países limítrofes documentan que esta especie no es abundante en el sur y este del Mediterráneo, quizás es el resultado de falta de



esfuerzo realizado en estas zonas (Marchessaux, 1980). Sin embargo, se conoce bien su presencia en las costas de Marruecos (Boutiba, 1994b), Argelia y Túnez, en el norte de África (Duguy et al., 1983, 1988). En el mar Negro no se ha tenido constancia de registros (Reeves y Notarbartolo di Sciara, 2006).

El estudio realizado por Forcada y Hammond (1998) a través de transectos lineales durante los años 1991 y 1992, puso de manifiesto que la densidad de los delfines listados en el Mediterráneo noroccidental era de 0,20 delfines por Km^2 (CV = 0,24, 95% CI: 0,12-0,32) y fue 41% mayor que en el Mediterráneo suroccidental, donde se estimó en 0,12 delfines por Km^2 (CV= 0,38, 95% CI: 0,05-0,25). Las densidades más altas se observaron en la cuenca liguro-provenzal con 0,24 delfines por Km^2 (CV= 0,26; 95% CI: 0,14-0,40). Mientras que la densidad más baja se estimó en el mar Balear con 0,09 delfines por Km^2 (CV= 0,36; 95% CI: 0,03-0,23). Por tanto, según Forcada *et al.* (1994) el delfín listado es el cetáceo más abundante en el Mediterráneo occidental con una estima de 117880 individuos (95% CI: 68379-214800), y con una estima de 25614 individuos para la cuenca Córcega-Liguria en 1992 (Forcada et al., 1995).

La población del Mediterráneo ha sufrido recientemente varias amenazas cuyos efectos son difíciles de cuantificar. Se pueden mencionar, por ejemplo, la epidemia de morbillivirus, el aumento de la contaminación ambiental, o interacciones con diversos artes de pesca (Aguilar, 2000).

En España se ha descrito su presencia en todo el litoral, pero parece particularmente abundante en el estrecho de Gibraltar, en las costas de Andalucía, Islas Baleares, y costas de Cataluña, hasta el Cabo de Creus (Casinos y Vericard, 1976; Aguilar, 1987).

Forcada y Hammond (1998) en el mar de Alborán obtuvieron densidades de población para el delfín listado de 0,20 delfines por Km^2 (CV= 0,33; 95% CI: 0,10-0,36) similares a las obtenidas en la cuenca liguro-provenzal. Pero la magnitud de capturas incidentales de delfines en las artes de pesca en el mar de Alborán y otras áreas norte-africanas, hace que sea necesario evaluar la densidad de individuos en esas áreas. Finalmente, las últimas estimas de abundancia para esta especie, mediante modelización espacial, dentro del período 1992-2010 y para un área de 25.589 km^2 , que incluye desde el extremo occidental del Estrecho de Gibraltar hasta el Cabo de Palos y aproximadamente hasta unas 20 o 25 millas de costa, dependiendo de la zona, es de 27968 (95% IC: 24896-30770), con una densidad de 1,186 individuos por Km^2 (Cañadas, datos no publicados, ver Figura 4).

Otros estudios recientes llevados a cabo en las aguas del Mediterráneo central español (desde el Delta del Ebro, en Tarragona, hasta Águilas, en Murcia), realizando sesiones de avistamientos aéreos utilizando la metodología de transectos lineales, con el objetivo de estimar la abundancia de diferentes especies de cetáceos, entre ellas el delfín listado; demostraron que esta especie era la más abundante en el área de estudio, con una densidad media de 0,489 delfines por Km^2 (95% CI: 0,339-0,705) y una abundancia media de 15778 (95% CI: 10940-22756). Se observaron a lo largo de



todo el año y no se detectaron cambios estacionales en la densidad (Gómez de Segura et al., 2006).

En aguas adyacentes al archipiélago de las Islas Columbretes, la estima de densidad de población fue de 0,37 individuos/milla náutica, donde se registraron grupos de hasta 200 individuos (Chicote et al., 2010).

En las costas catalanas también se considera una de las especies más abundantes. En 1992 se estimó la población para el Mediterráneo noroccidental en 48.098 individuos (CV: 0,24; 95% CI: 29388-78721) (Forcada et al., 1998). Aunque, como se comentó anteriormente (ver apartado 1.1.3.2), la densidad de población en el mar Balear (a efectos de estima de población, se considera como el área comprendida entre el golfo de Valencia, las islas Baleares y el litoral peninsular hasta el norte de Cataluña) se estimó en una de las más bajas de la franja norte. Concretamente, estudios más recientes realizados por Chicote et al. (2010) en el Cabo de Creus durante el verano del 2010 demostraron una tasa de encuentro para el delfín listado de 1,9 avistamientos por cada 100 Km navegados; con un tamaño medio de grupo de 19 individuos (5-32) y una abundancia relativa de 34,75 individuos por 100 Km navegados.

En el mar de Alborán, Cañadas et al. (2002), estudiaron el uso del hábitat que esta especie presenta, demostrando que los hábitats preferidos eran zonas más profundas de 600 m, distribución que coincidía con la de sus presas más comunes. Esta especie raramente se encuentra en aguas de la plataforma continental.

Concretamente en el Cabo de Creus, debido a que es una zona que se caracteriza por tener una orografía abrupta, de grandes profundidades y pendientes elevadas, donde sólo el 30% de la superficie del área está a profundidades inferiores a 200 metros, conformando un cañón submarino de gran productividad, las especies de cetáceos que pueden encontrarse con mayor frecuencia son generalmente pelágicas, como es el caso del delfín listado o del cachalote (Chicote et al., 2010). En el canal de Menorca, al tratarse de una especie que habita aguas más profundas, sólo se tiene registro en el límite norte del área (Chicote et al., 2010). En el delta Ebro – Columbretes, es la especie más representativa de la zona más pelágica del área y poco frecuente en el área circundante a la desembocadura del Ebro debido a la amplitud de la plataforma continental (Chicote et al., 2010).

12. Calderón gris (*Grampus griseus*) en la Demarcación Levantino-Balear.

Los calderones grises están en gran parte del Mediterráneo aunque la mayoría de los avistamientos registrados se han dado en el Mediterráneo occidental. La mayor concentración se da en la cuenca Liguro-Corso-Provençal, donde esta especie está presente durante todo el año. En general, los calderones grises prefieren las aguas profundas oceánicas y las áreas del talud continental. La cuenca Liguro-Corso-Provençal es una de las pocas áreas del Mediterráneo donde la plataforma continental



está cerca de costa, ofreciendo oportunidades especialmente buenas para observar y estudiar esta especie. Los calderones grises también se observan estacionalmente en el sur del Mar Tirreno en la costa oeste de Ischia y entre la isla de Ústica y las Islas Eolias. Se observan regularmente en las islas Baleares y en la mitad oriental del mar de Alborán (especialmente en el Golfo de Vera) todo el año.

La aparente escasez de calderones grises en el Mediterráneo oriental puede ser en parte debido a la parquedad del esfuerzo de observación ahí. Se han registrado unos cuantos avistamientos y varamientos a lo largo de la costa de Israel y en el Mar Egeo. Se han observado en el mar Jónico Oriental (Grecia), alrededor de la parte occidental de Creta y en el mar Jónico occidental (Sicilia). Se han registrado también algunos varamientos en el Adriático norte. No hay datos disponibles para el sur del mar Mediterráneo.

Hasta la fecha no existen datos sobre la tendencia de esta especie en el Mediterráneo.

En el sur peninsular, el calderón gris presenta una distribución bastante más reducida que la de otras especies, principalmente por la zona oriental del mar de Alborán y el Golfo de Vera. No se han registrado avistamientos de esta especie en el Estrecho de Gibraltar. La tasa de encuentro de calderón gris es de 0,003 grupos y 0,04 animales por milla navegada, colocándose en el quinto puesto en cuanto a densidad en aguas del mar de Alborán. Las mayores tasas de encuentro se dan al norte de la Isla de Alborán y el Golfo de Vera, seguidos por Almería y Granada, y siempre en profundidades superiores a los 600m.

En los censos aéreos llevados a cabo en 2000 y 2001 en las aguas de las Comunidades Autónomas de Murcia y Valencia en el marco del “Proyecto Mediterráneo” (Raga & Pantoja, 2004) se observaron calderones grises en 11 ocasiones, detectándose esta especie en muestreos en todas las estaciones. Los avistamientos se distribuyeron por toda el área de estudio, aunque en el sur de Murcia la frecuencia fue mayor. Las profundidades de los puntos de avistamiento variaron según la región: en el sur de Murcia solamente se encontraron en profundidades muy elevadas, entre 1.800 y 2.500 m, mientras que en resto del área las profundidades variaron entre 100 y 1.400 m. En ambas zonas la mayoría de los avistamientos se encontraron cerca del talud continental. Esta diferencia es debida a que en el área del sur de Murcia la plataforma continental es muy estrecha y que zonas de gran profundidad se encuentra muy próxima a la costa. Según los resultados de ese estudio, la zona del sur de Murcia puede identificarse como una zona muy importante para el calderón gris. La tasa de encuentro para el calderón gris en toda el área de estudio del sector central fue de 0,0012 avistamientos por milla náutica y de 0,015 individuos por milla náutica, siendo la tercera especie más observada en el área de Murcia y Valencia.

En las aguas de Cataluña el calderón gris es aún más escaso, siendo sin embargo relativamente común en aguas de las Islas Baleares, abundando en la isobata cercana a los 1000 metros, especialmente, en zonas donde la pendiente batimétrica es más



marcada, como es el caso del este del archipiélago de Cabrera, donde se ha avistado en numerosas ocasiones.

13. Calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*) en la demarcación Canaria.

La revisión de la taxonomía del género *Globicephala* y la distinción de las dos especies que se reconocen en la actualidad, se realizó de manera relativamente reciente (Van Bree, 1971). El calderón común (*G. melas*) es una especie de hábitos estrictamente oceánicos distribuida en las aguas frías y templadas de todos los océanos, a excepción del Pacífico norte donde sí estuvo históricamente y mostrando una distribución antitropical respecto a *G. macrorhynchus* en el resto de su ámbito de distribución. El calderón tropical (*G. macrorhynchus*) experimenta diferencias en la morfología y en la coloración de una población a otra que solo son bien conocidas en el pacífico noroccidental (Kasuya et al., 1988; Wada, 1988). Es una especie de hábitos estrictamente oceánicos que se encuentra distribuida en las aguas cálidas y templadas de todos los océanos ocupando una ancha franja en las aguas tropicales y subtropicales de ambos hemisferios con una temperatura en superficie de 15 a 18 grados centígrados.

14. Rorcual común (*Balaenoptera physalus*) en la demarcación Noratlántica

El rorcual común es una especie cosmopolita distribuida por todos los océanos del mundo. Está presente en todos los mares de aguas tropicales, templadas y frías, entrando incluso en aguas polares, aunque no con tanta frecuencia como el rorcual azul. Como otras especies de rorcuales, realiza migraciones estacionales norte-sur. En el verano va a zonas de alimentación en latitudes medias o altas y en invierno a zonas de reproducción en latitudes bajas. La migración estacional se inicia en la franja tropical a finales del invierno y poco después los rorcuales comunes comienzan a aparecer en las aguas del sur de Galicia. La migración continúa hasta más allá del mes de agosto, en tránsito hacia las zonas de alimentación. Éstas se caracterizan por sus aguas profundas de gran productividad biológica. En general, el rorcual común se encuentra en aguas relativamente frías, asociadas a afloramientos y surgencias de aguas profundas, ricas en nutrientes (Aguilar et al., 1997).

Esta especie tiene un marcado dimorfismo sexual, siendo las hembras un 5-10% mayores que los machos (Gambell, 1985). Además individuos en el Hemisferio Sur alcanzan tallas algo mayores que los del hemisferio Norte, siendo la longitud media de las hembras de unos 26m y de 25m para los machos en el Hemisferio sur y de 22,5m y 21m para hembras y machos, respectivamente en el Hemisferio Norte.



En las últimas décadas se están llevando a cabo series periódicas de muestreos en el Atlántico Norte con el objetivo de obtener estimas de abundancia para las distintas especies de grandes ballenas que habitan estas aguas. La serie de campañas NASS (North Atlantic Sightings Surveys) entre 1987-2001, T-NASS en 2007, NILS (Norwegian Independent Line Transect Surveys) entre 1995-2007, han focalizado el esfuerzo en la zona norte y central del Atlántico Norte. Las estimas de abundancia mas recientes obtenidas para la especie en el Atlántico norte han sido revisadas y compiladas por el AEWG (Abundance Estimates Working Group) del Comité Científico de NAMMCO (North Atlantic Marine Mammal Commission) en su informe de 2011 y comprenden: 4359 (95% IC =1879- 10114) individuos para el oeste de Groenlandia, 26117 (95% CI = 17401-39199) ejemplares para la zona de las isla Faroes y aguas contiguas de Islandia, 462 (95% IC = 270-791) individuos para la zona del Golfo de St Lawrence y aguas de la plataforma continental contigua (Canadá) y 1254 (95% IC =765-2059) ejemplares para la zona de Newfoundland y Labrador (Canadá).

Las primeras estimas para las aguas del noroeste peninsular, obtenidas a partir de estudios de marcaje, se referían a un tamaño mínimo de población y no al total, indicaron la existencia de al menos 1183 animales (Aguilar et al., 1986). Posteriormente se realizaron diversas estimas de abundancia para la misma zona utilizando la metodología del transecto lineal, la última de las cuales, realizada en 1987 durante la campaña NASS-87, produjo un resultado de 4109 animales (Sanpera y Jover, 1989). En 1989 se realizó otro crucero, que en este caso cubrió un área más extensa alcanzando las aguas del sur de las Islas Británicas y que situó el tamaño de la población total en la región en más de 17000 ejemplares, lo que probablemente representaría un 70% de su tamaño original (Buckland et al., 1992). Esta última estima se considera la más fiable para la población que habita o visita las aguas atlánticas ibéricas (CBI, 2008).

Estimas mas recientes de abundancia de rorcual común (*Balaenoptera physalus*) en el Atlántico Norte Oriental, se obtuvieron a partir del análisis conjunto de los datos obtenidos durante la campaña del proyecto SCANS-II en Julio de 2005 bordo de barcos y avionetas en aguas de la plataforma continental europea y de los datos obtenidos durante las campañas de los proyectos CODA y T-NASS en Julio de 2007 (Hammond et al., 2010). La densidad de rorcuales fue mayor en el extremo sur de la zona de estudio, siendo predictores importantes de su distribución la profundidad, la temperatura y la distancia a la isóbata de 2000 m. El número de ejemplares total estimado para toda el área de estudio fue de 9019 (CV = 0,11) rorcuales comunes y 9619 (CV = 0,11), aunque probablemente esta cifra sea una infraestima del tamaño real de la población pues del cálculo se excluyeron las ballenas no identificadas, de las cuales una gran proporción eran sin duda rorcuales comunes, al ser la especie más abundante en el área (MacLeod et al., 2010). Si se tienen éstos en cuenta, la abundancia de rorcuales se estimó en 19354 (CV = 0,24) para los avistamientos identificados como pertenecientes a esta especie y 29512 (CV = 0,21) cuando se ajustó para incluir una proporción de la abundancia de grandes cetáceos no identificados (que incluía grandes ballenas y cachalotes) (Hammond et al., 2011). La estima obtenida a partir únicamente de las



observaciones identificadas definitivamente como rorcuales comunes fue comparable a las obtenidas por las campaña española realizada como parte de NASS 1989, de 17355 (CV = 0,26) individuos. El área española fue similar a la que se muestreo en la campaña CODA (Sanpera y Jover, 1989; Buckland et al., 1992).

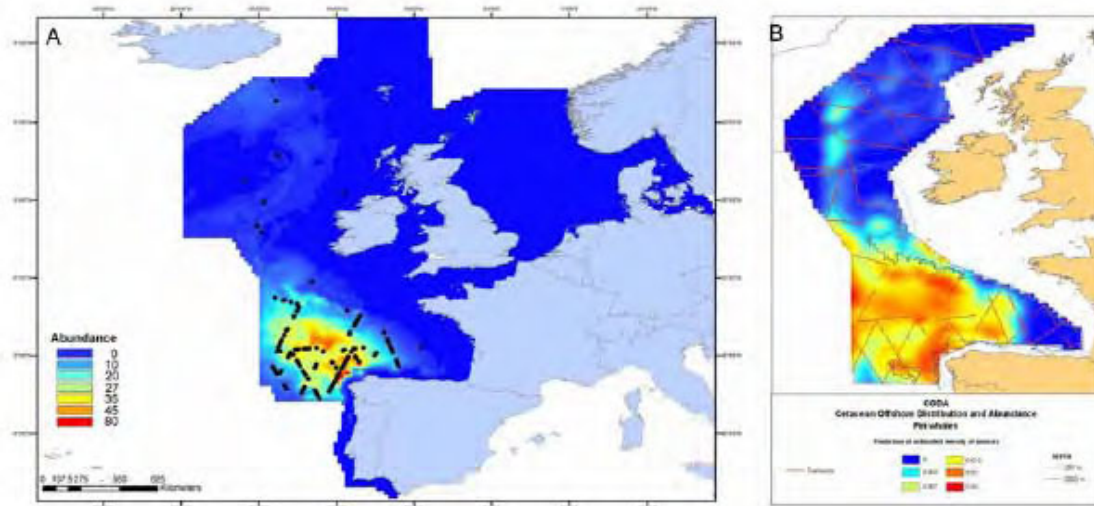


Figura 6. Representación de los mapas de predicción de rorcual común obtenidos combinando la información de los proyectos SCANS-II, CODA y T-NASS (reproducido de MacLeod et al., 2010 y Hammond et al., 2011).

Los análisis genéticos realizados por Bérubé et al. (1998) a partir de 407 muestras de rorcuales comunes procedentes de diferentes lugares del Atlántico Norte, el Mediterráneo y el Mar de Cortes en el Océano Pacífico sugiere una estructura genética divergente entre las poblaciones del Atlántico y del Mediterráneo. Este aislamiento se debería a la distribución de las áreas de alimentación, bastante alejadas unas de otras, combinadas con la existencia de un flujo genético limitado entre poblaciones adyacentes.

Fruto de estos estudios, así como de la trayectoria histórica de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las explotaciones balleneras en las distintas áreas, la CBI propuso la existencia de 7 stocks de rorcuales comunes en el Atlántico Norte (IWC, 2009). No obstante, estas delimitaciones han sido objeto de crítica. Por un lado, es probable que la población global del Atlántico Norte esté estructurada en subpoblaciones o unidades demográficas, algunas de las cuales incluso podrían haber llegado a extinguirse (Clapham et al., 2008). Recientes estudios llevados a cabo por Castellote et al. (2010) han identificado dos patrones acústicos diferenciados, basados en el intervalo y ancho de banda de los pulsos grabados por rorcuales comunes del mar de Liguria, el golfo de León, las islas Baleares, mar de Alborán, estrecho de Gibraltar y el archipiélago de Azores. Los rorcuales comunes en el mar de Alborán y estrecho de Gibraltar presentan características acústicas similares a los rorcuales del archipiélago de Azores, es decir, con los rorcuales del Atlántico Norte, mientras que los



rorcuales del resto de puntos del Mediterráneo presentan características comunes entre si y distintas del resto de muestras. Según los autores, estos descubrimientos deberían plantear al menos la redefinición de los límites de los stocks de rorqual común definidos por la CBI.

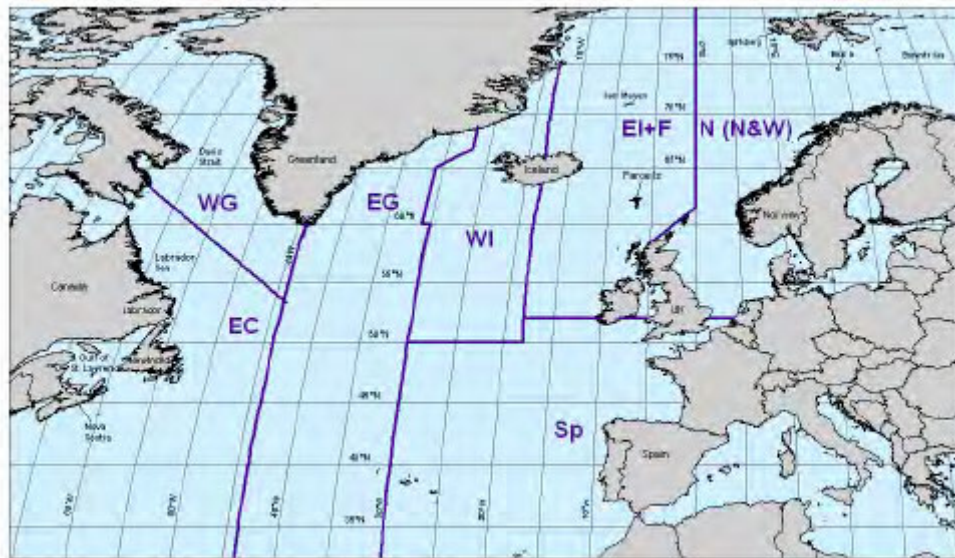


Figura 7. Mapa con los límites de los diferentes stocks definidos para el rorqual común en el Atlántico Norte definidos por la CBI (reproducido de IWC, 2009).

La maduración sexual de los machos y hembras de rorqual común, al igual que en otras especies de cetáceos, está ligada al crecimiento y desarrollo corporal. Los machos alcanzan su madurez sexual con 17 m aproximadamente y las hembras con 18 m, a los 6-7 años de edad aproximadamente. Las hembras inician en otoño un desplazamiento hacia aguas templadas y cálidas, donde tras un período de gestación de 11 meses, paren a una cría que al nacer mide 6- 6,5 m, pesa ya unas 2 toneladas y pasará un período de lactancia de 6-7 meses (Aguilar y Lockyer, 1987).

Los rorcuales comunes se alimentan de una gran diversidad de organismos, dependiendo de su disponibilidad (Kawamura, 1980). Posiblemente su dieta depende de la época del año y la localidad. En el Hemisferio Norte parece que se alimentan preferentemente de krill compuesto por el eufausiáceo *Meganyctiphanes norvegica*, aunque también consumen otras especies de crustáceos planctónicos (*Thysanoessa inermis*, *Calanus finmarchicus*), juveniles de peces como el capelán (*Mallotus villosus*), arenque, caballa (*Scomber scombrus*), y bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), e incluso pequeños cefalópodos (sobre todo calamares), a los que captura a más de 200 m de profundidad (Aguilar et al., 1997; Lens et al., 2008).

Los valores de sustancias contaminantes como PCB, DDT y metales pesados analizados en las muestras de piel, grasa, músculo, hígado y riñón son extremadamente bajos por lo que no se consideran peligrosos desde el punto de vista toxicológico (Aguilar y Jover, 1982; Borrell y Aguilar, 1987; Aguilar y Borrell, 1988, 1991; Borrell, 1993).



15. Escala espacial y temporal

Como se ha mencionado anteriormente, a pesar de que la escala básica espacial para el análisis de este descriptor es la definida por las demarcaciones marinas, los cetáceos presentan áreas de distribución que no sólo abarcan más de una demarcación, sino que se extienden por varias subregiones o regiones, bajo distintas jurisdicciones nacionales o incluso a aguas oceánicas libres. Es importante hacer constar sin embargo que, desde el punto de vista de la conservación y gestión de estos organismos, son las poblaciones las unidades a considerar. Por ello, y teniendo en cuenta la presencia de poblaciones locales en aguas españolas éstas se describen y evalúan en las demarcaciones correspondientes.

La escala temporal ha sido determinada por la información disponible para realizar las evaluaciones iniciales que ha sido variable entre las distintas especies/poblaciones.

16. Principales presiones e impactos

Se han descrito muchas presiones antropogénicas que podrían estar afectando a las especies de mamíferos marinos que, aunque en algunos casos existe evidencia de que causan mortalidades significativas, en otros se postula que pueden estar teniendo efectos subletales sobre las poblaciones de mucha más difícil cuantificación que la mortalidad directa. Estas presiones incluyen: las interacciones con las pesquerías, en particular la captura accidental de mamíferos marinos en los artes de pesca, las colisiones con buques, la perturbación causada por el ruido generado por embarcaciones de distintos tipos, el agotamiento de sus presas causado por su sobreexplotación, la pérdida o degradación del hábitat, la contaminación, los desechos marinos, la enfermedad, la evolución de las energías renovables y el cambio climático (ver Tabla 3 para un resumen de los posibles impactos de cada actividad antropogénica y las especies más amenazadas por cada una).



Tabla 3. Principales presiones e impactos causados por actividades antropogénicas.

Amenaza potencial o real	Actividad antropogénica	Especies/grupo amenazado	Posibles impactos
Captura directa	Caza de ejemplares mediante el uso de arpones (Cantabria y Euskadi)	Principalmente delfín mular y delfín común	Muerte de los individuos con el consecuente perjuicio para la supervivencia de la población.
Captura accidental	Pesquerías: redes de enmalle, arrastre pelágico y demersal, nasas.	Potencialmente amenazadas: todas las especies de cetáceos (y focas). Especies con mayor riesgo: marsopa (redes de enmalle), delfín común (arrastre en pareja), rorcual aliblanco (cabos nasas). En el norte peninsular además de éstas, calderón común y calderón gris.	Graves lesiones o mortalidad y, en algunas zonas, disminución de las poblaciones de cetáceos. Se ha estimado que por lo menos 5000-6000 marsopas por año mueren al año como resultado de la captura accidental en el Mar del Norte.
Colisión con barcos	Tráfico comercial, ferrys, explotaciones de gas y petróleo oceánicas y sus barcos de apoyo, explotaciones de energías renovables y sus barcos de apoyo, barcos de recreo; barcos de whalewatching.	Potencialmente amenazadas: todas las especies de cetáceos (y focas). Especial incidencia negativa en cachalotes (Canarias y Estrecho)	Se han documentado colisiones entre cetáceos y todos los tipos y tamaños de barcos. Mayores impactos a nivel poblacional en pequeñas poblaciones costeras de ballenas y delfines. Puede constituir una causa de mortalidad y graves lesiones significativa. Mayor riesgo por el tráfico de embarcaciones rápidas (> 10 nudos).
Perturbación	La mayor parte de las actividades	Potencialmente	Interrupción y prevención de actividad y comportamiento (alimentación, reproducción,



Amenaza potencial o real	Actividad antropogénica	Especies/grupo amenazado	Posibles impactos
física y de comportamiento	humanas, incluyendo: contaminación acústica (ver más abajo); tráfico de embarcaciones (ver más arriba); presencia física de estructuras o actividades (desarrollo del litoral, de puertos, explotaciones oceánicas de gas y petróleo, instalaciones de aerogeneradores y otras energías renovables); maniobras militares; dragado; pesca; actividades de avistamiento de cetáceos tanto a nivel comercial como oportunista y de investigación.	amenazadas: todas las especies de cetáceos (y focas). Especies con mayor riesgo: marsopa, delfín mular, rorcual aliblanco y otras especies costeras.	movimiento, descanso y socialización). Cambios en el uso del hábitat y se evitan antiguas aéreas preferentes. Cambios en comportamiento han producido efectos negativos a nivel poblacional con disminuciones del éxito reproductivo observadas en poblaciones de delfines mulares expuestas a tráfico marítimo durante largos períodos. Impactos fisiológicos como estrés crónico. Desplazamiento permanente. Barreras al movimiento o a la migración. Impactos acumulativos.
Ruido submarino	La mayor parte de las actividades humanas (ver más arriba), incluyendo todos los tipos de barcos, actividades militares, p. ej, sonar naval, campañas sísmicas, tráfico marítimo, dispositivos acústicos disuasorios, construcción de explotaciones eólicas marinas, construcción, operación (p. ej. perforado) y abandono de explotaciones de gas y petróleo marinas, dragado, instalación de oleoductos y cables, desarrollo costero, construcción y funcionamiento de	Potencialmente amenazadas: todas las especies de cetáceos (y focas). Especies con mayor riesgo: principalmente los zifios y en menor medida marsopa, delfín mular y otras especies costeras.	Igual que en el apartado anterior para las perturbaciones físicas y de comportamiento, incluyendo la interrupción de la alimentación y el desplazamiento, p. ej. evidencia de que la mayoría de las especies de cetáceos muestran reacciones de evasión ante las campañas sísmicas (incluyendo el abandono de la zona y el cambio de rumbo). Las perturbaciones causadas por el ruido pueden causar efectos negativos en la condición corporal y en el éxito reproductivo de los individuos, o en el bienestar y en la viabilidad de las poblaciones. El ruido submarino puede dificultar/impedir la alimentación, el escape de los depredadores, la comunicación y la navegación, incluyendo la interrupción de lazos familiares y sociales. Los efectos en la distribución de presas (ver abajo), abundancia y áreas de puesta. El ruido submarino puede resultar en pérdida de audición (cambios de umbrales de audición temporales o permanentes), estrés crónico, daño físico, incluyendo el síndrome de descompresión, y la muerte en casos extremos (p.ej. este último en el caso de los zifios que realizan inmersiones a aguas muy profundas). La vulnerabilidad al impacto del ruido submarino difiere entre especies y zonas. Los efectos pueden ser temporales, permanentes y acumulativos. Rango de impacto y la gravedad varía,



Amenaza potencial o real	Actividad antropogénica	Especies/grupo amenazado	Posibles impactos
	puertos, explosiones.		dependiendo de varios factores, incluyendo la especie, la ubicación, profundidad del agua, sedimentos, topografía, etc., pero puede ser localizado o extenderse varios km. Como especialistas en sonidos de baja frecuencia, las grandes ballenas presentan un mayor riesgo ante el ruido producido por los buques de gran tamaño.
Agotamiento de presas	Sobrepesca, degradación o pérdida de hábitat, cambio climático, dragado que tiene como consecuencia la perturbación física y acústica de las presas, contaminación.	Potencialmente amenazadas: todas las especies de cetáceos (y focas). Especies con mayor riesgo: marsopa	Cambios en la disponibilidad, abundancia, distribución y composición de presas marinas. Alteración en la distribución y la presencia de mamíferos marinos. Cambios en la dieta y consumo de presas alternativas, p. ej. en el caso de las marsopas. Aumento y alteración de movimientos estacionales, migraciones y de alimentación. Aumento de competencia por el alimento. Graves consecuencias para el éxito reproductivo, condición corporal, el crecimiento, período de reproducción. Aumento de la susceptibilidad a las enfermedades, desnutrición y aumento de la exposición a los contaminantes mediante p. ej. el metabolismo de la grasa corporal y movilización de los compuestos nocivos allí almacenados. La poca disponibilidad de especies de peces de elevado contenido energético se ha relacionado con mala salud en focas y desnutrición en marsopas.
Pérdida o degradación de hábitat	Acuicultura, pesca de arrastre, los desarrollos costeros y de alta mar, incluido el dragado, la construcción de puertos y la instalación de estructuras en aguas abiertas; también actividades tierra adentro que resultan en el lavado de materiales a los océanos mediante ríos, escorrentía, etc., p. ej., la tala de bosques, la contaminación, el cambio climático.	Potencialmente amenazadas: todas las especies de cetáceos (y focas). Especies con mayor riesgo: especies que dependen de determinadas áreas, especialmente en aguas costeras, p. ej. rorcual aliblanco, delfín mular.	Cualquier actividad humana que degrada el hábitat de las presas (p. ej. daños causados por el arrastre de fondo) pueden impactar negativamente en sus depredadoras. La pérdida o degradación de los hábitats marinos pueden ocurrir de repente o durante un período prolongado, temporalmente, estacionalmente o permanentemente. La sensibilidad ante la pérdida del hábitat, su degradación o restricción depende de la especie y la importancia de la zona para las diferentes etapas de su ciclo vital, p. ej. áreas de alimentación y reproducción.
Contaminación	Fuentes incluyen: aguas residuales	Potencialmente	Los contaminantes orgánicos persistentes (POPs), metales pesados, hidrocarburos



Amenaza potencial o real	Actividad antropogénica	Especies/grupo amenazado	Posibles impactos
química	domésticas, descargas industriales, escorrentía agrícola, accidentes y vertidos en el mar, vertidos operativos desde plataformas y barcos.	amenazadas: todas las especies de cetáceos (y focas). Especies con mayor riesgo: marsopa, delfín mular y otras especies costeras.	aromáticos policíclicos (HAP), productos químicos perfluorados, el petróleo. La exposición puede ser directa, o indirecta a través de la presa. Los PCBs y otros contaminantes orgánicos (p. ej., plaguicidas, materiales ignífugos) han sido relacionados con alteraciones de la función inmunológica y rendimiento reproductivo en focas y cetáceos, y se han asociado a una mayor mortalidad por enfermedades y parásitos. La exposición directa al petróleo puede causar mortalidad. Los contaminantes también pueden afectar a las presas, reduciendo su disponibilidad, así como la acumulación y biomagnificación en mamíferos marinos. La contaminación puede tener como resultado la pérdida o degradación del hábitat. Muchos factores pueden afectar el impacto de los contaminantes sobre los mamíferos marinos, incluyendo la dieta, la estrategia de alimentación, edad, especie, sexo y estado nutricional. Muchos contaminantes tienen el potencial de alterar el sistema endocrino de los cetáceos, afectando así a la reproducción, el crecimiento y el desarrollo. En varios animales varados en el Reino Unido, incluyendo ejemplares de delfín mular y orcas, las concentraciones de PCBs medidas en la grasa todavía exceden los umbrales conocidos o propuestos para la toxicidad en mamíferos a pesar de su uso estar prohibido desde hace 2-3 décadas.
Basura marina (plásticos, aparejos de pesca abandonados)	Fuentes incluyen: pesca, barcos, basura, residuos agrícolas de áreas costeras o procedentes de basureros o centros de residuos a cielo abierto que terminan en el mar por efecto del viento entre otros.	Potencialmente amenazadas: todas las especies de cetáceos (y focas). Especies con mayor riesgo: calderón gris, marsopa, rorcual aliblanco, cachalote y zifios.	Desde bolsas de plástico, láminas de plástico, pajitas para beber, tapas de botellas, redes abandonadas, cuerdas sintéticas y microplásticos. El enredo en desechos marinos puede causar asfixia y/o inanición, también puede causar maniobrabilidad reducida y trauma físico. La ingestión de desechos puede resultar en daños físicos o bloqueo del tracto digestivo, deterioro de la capacidad y efectividad en la captura de presas y la emisión de contaminantes tóxicos, como los contaminantes orgánicos persistentes (ver arriba). En aguas españolas, se han dado varios casos de zifios y otras especies que presentaban plásticos en el tracto digestivo. En Canarias es un factor de gran incidencia observado en los cetáceos varados.
Eutrofización	Fuentes: aguas residuales, vertidos industriales y granjas	Potencialmente amenazadas: todas las	Aumento de residuos ricos en nitrógeno y fósforo conducen a la eutrofización que favorece el rápido y excesivo crecimiento de algas, que cuando mueren y se



Amenaza potencial o real	Actividad antropogénica	Especies/grupo amenazado	Posibles impactos
	piscícolas.	especies de cetáceos (y focas). Especies con mayor riesgo: especies costeras como la marsopa, delfín mular y rorcual aliblanco.	descomponen pueden causar la desoxigenación de las bahías, estuarios y mares poco profundos. Estos blooms de algas están a menudo acompañados de la producción de toxinas. Los mamíferos marinos pueden verse afectados por estas toxinas, ya sea directamente al absorberlas del agua, o mediante el consumo de presas contaminadas. Además, los posibles cambios en la disponibilidad de presas (como arriba). Posible aumento del riesgo del cambio climático.
Enfermedad	Fuentes incluyen: descargas de los ríos, p. ej. aguas residuales no tratadas, efluentes de las explotaciones ganaderas.	Potencialmente amenazadas: todas las especies de cetáceos (y focas). Especies con mayor riesgo: marsopa, delfín mular, delfín común.	Contaminación (como antes), la reducción de disponibilidad de presas (como anteriormente), el cambio climático (como abajo), el estrés / perturbación (como anteriormente) aumentan el riesgo de enfermedad. Se sabe o sospecha que varias enfermedades infecciosas emergentes o recurrentes tienen un impacto significativo en las poblaciones de mamíferos marinos. Los morbillivirus como el moquillo cuyo origen se cree que es terrestre, causaron mortalidades generalizadas de focas en la costa este de Inglaterra en 1988 y 2002 y de delfines listados en el Mediterráneo. La brucelosis también se ha citado en mamíferos marinos y puede causar la infertilidad. Ejemplares de focas grises y comunes en la costa este de Inglaterra han dado positivo por Salmonella. Patógenos parasitarios, bacterianos, fúngicos y virales (más frecuentemente la neumonía causada por infecciones bacterianas o parásitos) son causas comunes de muerte de delfines varados en las costas europeas. La alta prevalencia de lesiones de la piel en delfín mular en el Moray Firth en Escocia p. ej. se cree que es causada por las condiciones ambientales que afectan la integridad de la piel o por el aumento de estrés fisiológico.
Desarrollo de explotaciones de energías renovables	Energías renovables marinas (por olas, corrientes y mareas) y parques eólicos.	Potencialmente amenazadas: todas las especies de cetáceos (y focas). Especies con mayor riesgo: marsopa, delfín mular y otras especies	Daño potencial y / o mortalidad durante las fases operativas de ciertas instalaciones de energías renovables por el contacto con las piezas en movimiento bajo el agua. Tanto aquellas explotaciones de corrientes marinas como eólicas pueden ocasionar barreras al desplazamiento de los individuos; perturbaciones físicas y de comportamiento (como antes), ruido submarino durante la fase de construcción (como antes), choque con embarcaciones (como antes), pérdida o degradación del hábitat (como antes) y cambios en la disponibilidad de presas (como antes). Sin embargo, también hay que citar los



Amenaza potencial o real	Actividad antropogénica	Especies/grupo amenazado	Posibles impactos
		costeras.	efectos de arrecifes artificiales, que pueden beneficiar a algunas especies de mamíferos marinos.
Cambio climático	Todas aquellas actividades que emiten gases de efecto invernadero a la atmósfera	Potencialmente amenazadas: todas las especies de cetáceos (y focas). Especies con mayor riesgo: marsopa, delfín mular.	Respuestas tanto a nivel individual como poblacional en los mamíferos marinos. Los impactos pueden ser directos, como el aumento de la temperatura, cambios de salinidad, aumento de la acidez, aumento del nivel del mar, así como indirectos, p. ej. a través de cambios en sus presa y / o hábitat. Impactos potenciales incluyen alteraciones en la distribución, en el hábitat físico (ver arriba), en las redes tróficas y la disponibilidad de presas (ver arriba), aumento de la susceptibilidad a los contaminantes (ver arriba) y enfermedades (ver arriba), la introducción de nuevas enfermedades (ver arriba), cambios en los desplazamientos o migraciones estacionales, mayor competencia, cambios en la estructura de la comunidad, especies invasoras, aumento del estrés, la salud y el crecimiento reducido, desarrollos de energía renovable (como antes), Los impactos pueden ser independientes, sinérgicos y acumulativos. En última instancia, impactarán en el éxito reproductivo y la supervivencia de los mamíferos marinos y, por lo tanto, tienen consecuencias para las poblaciones y su conservación.



Globalmente, la captura accidental en artes de pesca se percibe generalmente como el más serio, o una de las más graves amenazas a las que se enfrentan muchas poblaciones de mamíferos marinos (Lee et al. 2006). El impacto de la captura accidental en aguas españolas puede tener especial incidencia en zonas determinadas como así parece ser en Galicia donde se estima que el 30% de los animales que llegan varados a las costas presentan signos de captura accidental (CEMMA, 2012b) y estar afectando significativamente a algunas poblaciones. Sin embargo, a nivel local, y para las diferentes especies, poblaciones o segmentos de la población, otras amenazas pueden asumir una importancia mayor como pueden ser las colisiones con embarcaciones y el avistamiento de cetáceos que está totalmente desarrollado en Canarias y el Estrecho de Gibraltar, y que crece en grandes proporciones en aguas del Mediterráneo español.

Hay que tener en cuenta que los impactos de alguna de estas amenazas (p. ej. la captura incidental) son más fáciles de observar que, por ejemplo, los efectos del agotamiento de las presas, la contaminación y el ruido.

Por último, los cetáceos pueden verse perjudicados no solamente por las amenazas individuales descritas en la tabla 3 pero 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).

Información más detallada sobre estas amenazas y sus impactos se proporciona en las secciones individuales de cada demarcación. Se ha utilizado además la información obtenida a lo largo de la redacción de los planes de conservación de cetáceos desarrollada por CIRCE, CEMMA, ALNILAM y la EBD-CSIC a lo largo de 2011, para una mayor coordinación entre instrumentos de gestión en las demarcaciones correspondientes.

17. Indicadores propuestos para evaluar el BEA de mamíferos marinos

OSPAR coordina el proceso de implementación de la Directiva marco sobre la Estrategia Marina en la región del Atlántico Nordeste. En el 2011 organizó un Taller (OSPAR/MSFD Workshop on Approaches to Determining GES for Biodiversity, OSPAR, 2011) para homogeneizar criterios y evaluar las propuestas de indicadores y objetivos asociados de los diferentes estados miembros a la hora de definir el Buen Estado Ambiental para el Descriptor 1. Los resultados para el grupo de cetáceos se resumen a continuación y su comunalidad entre diferentes estados miembros es un reflejo de los requerimientos de monitorización ya establecidos por la legislación europea (p. ej. la Directiva Hábitats el Reglamento CE 812/2004) (Tabla 4).



Tabla 4. Propuesta de parámetros y Buen Estado Ambiental/objetivos asociados para cetáceos para cada uno de los indicadores a nivel de especies dentro del Descriptor 1 comunes entre estados miembros (OSPAR, 2011).

Criterio	Indicador	Parámetro	Buen Estado Ambiental/Objetivo
Distribución de las especies	Rango de distribución y Pautas de distribución	Rango de distribución de las especies comunes de cetáceos presentes y patrón de distribución a escala temporal relevante de las especies comunes de cetáceos	No se produce una disminución frente a un nivel de referencia debido a actividades antropogénicas
Tamaño de la población	Tamaño de la población	Abundancia a escala temporal relevante de las especies comunes de cetáceos	No se produce una disminución estadísticamente significativa con respecto al nivel de referencia debido a las actividades antropogénicas
Estado de la población	Características demográficas de la población (tasa de mortalidad)	Número de ejemplares capturados accidentalmente en relación a las estimas poblacionales	La tasa anual de captura accidental de [especies de mamíferos marinos] se reduce a menos del [X]% de la mejor estimación de la población disponible

Aunque aparentemente los indicadores y los objetivos (características del Buen Estado Ambiental) propuestos representan un enfoque lógico al objetivo final de mantener las poblaciones de cetáceos en un estado saludable frente a las presiones antropogénicas, existen problemas a la hora de aplicar estos objetivos al grupo de cetáceos y también ciertas consideraciones a tener en cuenta. Si el estado de conservación de una población empeora por razones no directamente relacionadas con actividades antropogénicas, p. ej. una epizootia, hemos de considerar la necesidad de tener que reducir aún más los impactos antropogénicos para asegurar su recuperación. Las poblaciones de cetáceos en aguas europeas presentan, con pocas excepciones, amplios rangos de distribución que abarcan las aguas jurisdiccionales de varios estados miembros y, aunque es relativamente más sencillo detectar una extensión de rango (es decir, animales aparecen donde previamente no se habían registrado), lo contrario, determinar que una especie ha desaparecido de un área es mucho más difícil. Obtener estimas de abundancia a nivel poblacional implica campañas de alto coste y complejos análisis de la información y aunque existen algunas estimas para varias especies obtenidas por estos métodos, esta información no está disponible a una escala temporal suficientemente pequeña como para detectar con precisión posibles tendencias negativas en el tamaño de las poblaciones. Esta carencia, puede resolverse



en parte, mediante la combinación de campañas a más pequeña escala pero cuya periodicidad sea mayor que permita obtener índices de abundancia relativa y monitorizar sus posibles cambios al mismo tiempo que obtener información sobre cambios aparentes en el rango y patrones de distribución. En cetáceos, como en otras poblaciones extremadamente móviles, la presencia de una especie es mucho más fácil de detectar que su ausencia y, las variaciones espacio temporales en su distribución que ocurren naturalmente a corto plazo dificultan la detección de cambios en sus patrones de distribución y la estabilidad de éstos (ICES, 2009). Como en todos los casos, existen excepciones a esta caracterización general, como son las poblaciones residentes en áreas determinadas (p. ej. mulares en la demarcación Noratlántica, etc.), cuyo hábitat costero las hace más fácil de monitorizar.

Otra dificultad planteada con los indicadores y objetivos propuestos es la falta de valores de referencia para las poblaciones que puedan utilizarse para evaluar el efecto de los impactos antropogénicos. El taller de OSPAR propuso valores históricos, es decir, antes de que las poblaciones sufrieran un impacto antropogénico importante como podría ser la época anterior al desarrollo industrial de la caza de ballenas. Sin embargo, existe muy poca información histórica a la escala espacio temporal requerida por la directiva (debe de referirse a la población en su conjunto), ya que existen muy pocas estimas precisas de los niveles poblacionales antes del inicio de los programas de monitoreo modernos. Se ha cuestionado asimismo qué valores de tamaño y rango poblacional deberían de constituir el objetivo a restaurar, ya que ante las presiones y usos del medio marino actual (incluyendo cambios causados por el cambio climático por ejemplo), es poco probable poder restaurar muchas poblaciones de organismos marinos a los niveles que tuvieron en el pasado ya que la capacidad de carga del ecosistema marino puede haberse reducido. Por ello, se ha propuesto también, el utilizar como límite de referencia los valores actuales de tamaño y distribución de las poblaciones, asegurándose de que no se producen disminuciones en el futuro que puedan poner en peligro su viabilidad.

En cuanto al estado de la población, se ha avanzado más en la actualidad en el indicador de la tasa de mortalidad por captura accidental, al menos para ciertas poblaciones. La mortalidad por captura accidental representa la mayor amenaza antropogénica para muchas especies de cetáceos a nivel global y ha sido identificada por muchos estados miembros como la mayor amenaza en sus aguas (ICES, 2012). Existe un nivel de referencia por encima del cual la tasa de captura accidental se convertiría en inaceptable establecido por la CBI y ASCOBANS (IWC, 2000) para la marsopa. Este valor (1,7% de la estima de la población) se obtuvo modelando la dinámica de la población de marsopa en el Mar del Norte y representa la tasa de extracción que todavía permitiría a la población marsopa lograr el 80% de su capacidad de carga en un período de tiempo muy largo (adoptado como proxy de población sostenible). Este valor pasó a adoptarse como un EcoQO por OSPAR para esta población en el Mar del Norte ("los niveles anuales de captura incidental se debe reducir por debajo del 1,7% de la mejor estimación de la población").



El Taller de OSPAR identificó la necesidad de desarrollar objetivos para este indicador para otras especies aparte de la marsopa y el desarrollo de un nivel de referencia para cada unidad de gestión. Otros acuerdos internacionales (Comisión de Helsinki, HELCOM) han propuesto que los límites de referencia para los indicadores de captura incidental de mamíferos marinos deben de aplicarse teniendo en cuenta el estado de conservación de la población. Así, para aquellas poblaciones en peligro, como es el caso de la población de marsopas del Báltico se propone que la tasa de captura accidental se reduzca a 0% mientras que para poblaciones en buen estado de conservación debería de ser del 1% para poder tener en cuenta el impacto sobre las poblaciones de otras presiones antropogénicas como la contaminación, el ruido, etc. (HELCOM, 2011). Este enfoque, establecer límites para el impacto de la captura accidental, podría ser seguido para otros tipos de amenazas antropogénicas que también estarían impactando negativamente sobre las poblaciones (contaminación, perturbación, etc.).

Teniendo en cuenta todo lo anterior se puede, en base a la información disponible y las lagunas existentes, proponer 4 características básicas del buen estado ambiental para el grupo de cetáceos en aguas españolas. Estas características serían:

- 1- el rango y patrón de distribución actual de las poblaciones se mantiene.
- 2- el tamaño actual de las poblaciones se mantiene sin que se produzcan disminuciones significativas.
- 3- el impacto poblacional debido a actividades antropogénicas (capturas accidentales, colisiones con embarcaciones, ruido en zonas de caza con escucha pasiva, actividades de avistamientos de cetáceos, etc.) se mantiene por debajo de aquellos niveles que supongan un riesgo para la población a largo plazo.
- 4- los parámetros poblacionales (supervivencia de crías, reproducción, mortalidad, edad de madurez, etc.) se mantienen a niveles consistentes con una población estable o en aumento.

Se podrían plantear definiciones de buen estado ambiental adicionales que utilicen los cetáceos como indicadores del estado de los ecosistemas, por ejemplo, mediante la concentración de contaminantes presentes en sus tejidos. Sin embargo, la falta de límites de referencia establecidos para estas concentraciones hace difícil su aplicación.

De las 4 características del buen estado ambiental propuestas, y como se ha discutido anteriormente, puede que la información necesaria para la aplicación de los indicadores propuestos por OSPAR no esté disponible inmediatamente. Sin embargo, esto hecho no implica que no se pueda intentar evaluar el buen estado ambiental ya que en muchos casos, se pueden proponer índices alternativos del estado de las poblaciones. Por ejemplo, mientras que la abundancia y la distribución de una población puede ser difícil de medir, se pueden extraer indicadores de cambios "negativos" en la dinámica de la población a partir del análisis de varamientos o el monitoreo de avistamientos, siempre que dichos monitoreo y análisis se lleve a cabo de manera sistemática. Como ejemplos se pueden citar:



- el número o la proporción de animales varados cuya causa de muerte fue la desnutrición o pérdida de la condición corporal (un aumento implicaría una escasez de sus presas)
- el número o la proporción de animales varados jóvenes (una mayor proporción de animales jóvenes implicaría un aumento en la tasa de mortalidad de la población)
- el número o la proporción de animales capturados accidentalmente (o muertos como consecuencia de otras actividades antropogénicas) en los varamientos
- el número de crías en las zonas de reproducción durante la temporada de reproducción

Por último, es importante resaltar que la recopilación de información biológica de las poblaciones (distribución de edades, tasa de reproducción, edad de madurez, tasa de mortalidad, etc.) es imprescindible para la creación de modelos de dinámica poblacional que sirvan como herramienta para la predicción de las tendencias en la abundancia de las poblaciones y la evaluación de los impactos generados por las actividades antropogénicas. Esta información puede derivarse de las muestras obtenidas de los animales varados o capturados accidentalmente que representan la fuente más extensiva de muestras disponible. Como ejemplos de modelos que utilizan proyecciones de las poblaciones para determinar el impacto de determinados impactos antropogénicos ante diferentes escenarios de gestión se puede citar el CLA (del inglés "Catch Limit Algorithm") desarrollado para la marsopa en el marco del proyecto SCANS-II (Winship, 2009) o el PBR ("Potential Biological Removal"), que se ha desarrollado para aquellas poblaciones donde la información demográfica disponible era limitada. PBR se define como el número máximo de individuos, sin incluir la mortalidad natural, que puede ser retirados de una población permitiendo que ésta alcance o mantenga su óptimo sostenible. Evidentemente, este tipo de cálculo es más importante en casos de poblaciones de pequeño tamaño (p.ej. la marsopa del norte de España y Portugal).

Para aquellos impactos antropogénicos subletales, se hace necesario el relacionar el estado de salud y los requerimientos energéticos de los individuos con la dinámica de la población. En estos casos, es necesario resolver cómo la condición física de un individuo afecta a su rendimiento reproductor y éste a su vez en el crecimiento y dinámica de la población.

En el presente documento se ha procedido a resumir la información disponible para cada población o unidad de gestión de las diferentes especies de cetáceos más comunes en las aguas españolas. En base a los indicadores de estado de las poblaciones descritos (Tabla 4) y a los datos disponibles en cada caso se ha procedido a evaluar el estado de las poblaciones de cetáceos en nuestras aguas en base a las características del buen estado ambiental propuestas, teniendo en cuenta las dificultades ya discutidas sobre la aplicación de los criterios. Asimismo, se ha revisado



la información actual sobre estado y presiones a las que se ven sometidas las poblaciones en cada demarcación, discutiéndose también la idoneidad de posibles indicadores adicionales para evaluar y monitorizar el estado de las poblaciones. Por último se destacan las lagunas de conocimiento existentes y las necesidades identificadas para el monitoreo efectivo de las poblaciones y las amenazas a las que están sometidas.

18. Fuentes de información y programas de seguimiento

Existe una gran cantidad de información sobre estas especies en aguas españolas, procedente de la actividad de ENL (Entidades No Lucrativas), universidades y centros de investigación. El establecimiento de redes de atención a varamientos de mamíferos marinos en diferentes regiones y de programas de seguimiento de las poblaciones a través de avistamientos desde barcos y/o costa, foto-identificación, etc., junto con el análisis de las muestras obtenidas de los ejemplares y la información proveniente de su marcado han permitido avanzar en el conocimiento sobre la biología, ecología, tendencias en la abundancia, cambios en la distribución, incidencia de las enfermedades infecciosas, mortalidad por captura incidental, niveles de contaminación, dieta, parámetros de historia de vida y estructura de la población de estas especies en nuestras aguas.

La cobertura espacial y temporal de esta información es sin embargo variable ya que muchos de estas actividades se realizaron gracias a la financiación proporcionada por proyectos que no han tenido continuidad en el tiempo. En la actualidad, se están llevando a cabo esfuerzos para poner en común todos estos resultados y para avanzar así en el conocimiento de las especies y facilitar la aplicación de medidas de conservación y monitorización concretas. De todos modos, es necesario asegurar la financiación que permita llevar a cabo este tipo de iniciativas de colaboración interregional e internacional que permitan aglutinar toda la información disponible y poder ser analizada de manera conjunta para obtener resultados robustos.

Las fuentes de información consultadas se detallan para cada demarcación junto con los programas de seguimiento existentes en cada área.

19. Legislación relevante en aguas españolas

Dos son las legislaciones de carácter nacional relevantes para el medio marino y la conservación de la biodiversidad, ambas vinculadas a dos importantes directivas europeas y a partir de las cuales se han desarrollado diversos instrumentos jurídicos más específicos. Aparte de ellas, existen legislaciones sectoriales específicas para cetáceos tanto de carácter estatal como autonómicos.



Contamos además con diversos acuerdos y tratados europeos, territoriales o internacionales suscritos por España cuyas directrices o resoluciones afectan a la conservación de la biodiversidad marina y, en algunos casos a los mamíferos marinos en particular.

De las dos legislaciones relevantes, la primera es la Ley de Protección del Patrimonio Natural y la Biodiversidad (42/2007) que establece el régimen jurídico básico de la conservación, uso sostenible, mejora y restauración del patrimonio natural y de la biodiversidad española. Además la ley recoge las competencias de la Administración General del Estado sobre biodiversidad marina. Esta Ley, entre otras cosas:

- reorganiza los anexos I, II, III, IV, V y VI del Real Decreto que traspuso la Directiva Hábitat al ordenamiento jurídico español, R. D. 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. En los anexos de esta Ley (derivados de la Directiva Hábitat) se cita al delfín mular y la marsopa en el anexo II relativo a *“especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación”* y a todos los cetáceos, cualquiera que sea la especie, en el anexo V relativo a *“especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta”*, siendo este anexo asimilable al anexo IV de la Directiva.

- crea la figura de Área Marina Protegida (AMP), como una de las categorías de espacios naturales protegidos. Las AMP se definen como *“espacios naturales designados para la protección de ecosistemas, comunidades o elementos biológicos o geológicos del medio marino que en razón de su rareza, fragilidad, importancia o singularidad, merecen una protección especial”*. Esta Ley determina, además, que las AMP se integrarán en la Red de Áreas Marinas Protegidas de España (RAMPE)

- crea asimismo el *Listado de Especies Silvestre en Régimen de Protección Especial* en el que se incluye el *Catálogo Español de Especies Amenazadas*, reorganizando, modificando y estructurando la protección de la biodiversidad y los deberes para con ella incluyendo la planificación relevante para su conservación que se desarrollará posteriormente en el Real Decreto 139/2011. Este Real Decreto desarrolla el *Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESRPE)* y el *Catálogo Español de Especies Amenazadas*. Incluye un total de 27 especies de cetáceos con una especie (ballena vasca o franca boreal) catalogada como *en peligro de extinción (taxones o poblaciones cuya supervivencia es poco probable si los factores causales de su actual situación siguen actuando)*, nueve especies de cetáceos y poblaciones de otras tres especies catalogadas como *vulnerable (taxones o poblaciones que corren el riesgo de pasar a en peligro de extinción en un futuro inmediato si los factores adversos que actúan sobre ellos no son corregidos)* y el resto incluidas en el régimen de protección especial al pertenecer al anexo IV de la Directiva Hábitat. Así pues aunque no aparezcan citadas en el listado todas las especies de cetáceos registradas en España



(unas 32 en 2012), se pueden considerar como protegidas al estar en el citado anexo de la Directiva.

Para las especies marinas, en particular las consideradas altamente migratorias y entre ellas los cetáceos, es la administración estatal la responsable (en el ámbito de sus competencias) de elaborar y aprobar planes de recuperación para las especies consideradas *en peligro de extinción* y planes de conservación para las especies *vulnerables*.

La Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino, es el otro gran instrumento jurídico que viene a dirigir, regular y complementar entre otros la conservación de la biodiversidad marina. Esta Ley es mucho más que meramente la transposición de la Directiva 2008/56/CE, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva Marco sobre la Estrategia Marina), pero en cualquier caso incluye muchos aspectos directamente vinculados con los mamíferos marinos como el propio hecho de requerir dentro de la información de los elementos o características biológicas la *“descripción de la dinámica de las poblaciones, de la superficie de distribución natural y real y de la situación de las especies de mamíferos y reptiles marinos presentes en la demarcación marina”*.

Tabla 5. Especies de cetáceos en aguas españolas y su estado de conservación a diferentes niveles (especie, población) siguiendo las categorías establecidas por la legislación española relevante (ver texto principal) y por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, a nivel mundial).

Especies	Nombre común	¹ Ley 42/2007	² RD 139/2011	³ IUCN 2008
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Rorcual aliblanco	V	Vulnerable	Preocupación menor
<i>Balaenoptera borealis</i>	Rorcual nortero	V	Vulnerable	En peligro (población en declive)
<i>Balaenoptera edeni/brydei</i>	Rorcual tropical	V	Régimen de Protección Especial	Datos insuficientes
<i>Balaenoptera musculus</i>	Ballena azul	V	Vulnerable	En peligro (población en declive)
<i>Balaenoptera physalus</i>	Rorcual común	V	Vulnerable	En peligro (población en declive)
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Yubarta, Ballena jorobada	V	Vulnerable	Preocupación menor
<i>Kogia breviceps</i>	Cachalote pigmeo	V	Régimen Protección Especial	Datos insuficientes
<i>Kogia sima</i>	Cachalote enano	V	Régimen Protección Especial	Datos insuficientes
<i>Eubalaena glacialis</i>	Ballena vasca, Ballena franca boreal	V	En Peligro de extinción	En peligro (población muy pequeña o)



				restringida)
<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	V	Vulnerable	Vulnerable (población en declive)
<i>Delphinus delphis</i>	Delfín común	V	Vulnerable (Mediterráneo) Régimen Protección Especial (resto)	Preocupación menor
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Calderón tropical	V	Vulnerable	Datos insuficientes
<i>Globicephala melas</i>	Calderón común	V	Vulnerable (Mediterráneo) Régimen Protección Especial (resto)	Datos insuficientes
<i>Grampus griseus</i>	Calderón gris	V	Régimen Protección Especial	Preocupación menor
<i>Lagenodelphis hosei</i>	Delfín de Fraser	V	Régimen Protección Especial	Preocupación menor
<i>Orcinus orca</i>	Orca	V	Vulnerable (Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz) Régimen de Protección Especial (resto)	Datos insuficientes
<i>Pseudorca crassidens</i>	Falsa orca	V	Régimen Protección Especial	Datos insuficientes
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Delfín listado	V	Régimen Protección Especial	Preocupación menor
<i>Stenella frontalis</i>	Delfín moteado atlántico	V	Régimen Protección Especial	Datos insuficientes
<i>Stenella attenuata</i>	Delfín moteado tropical	V	No aparece, por defecto Régimen de Protección Especial	Preocupación menor
<i>Stenella longirostris</i>	Delfín tornillo	V	No aparece, por defecto Régimen de Protección Especial	Datos insuficientes
<i>Steno bredanensis</i>	Delfín de dientes rugosos	V	Régimen Protección Especial	Preocupación menor
<i>Tursiops truncatus</i>	Delfín mular	II y V	Vulnerable	Preocupación menor
<i>Phocoena phocoena</i>	Marsopa	II y V	Vulnerable	Preocupación menor
<i>Hyperoodon ampullatus</i>	Zifio calderón septentrional	V	Régimen Protección Especial	Datos insuficientes
<i>Mesoplodon densirostris</i>	Zifio de Blainville	V	Régimen Protección Especial	Datos insuficientes
<i>Mesoplodon europaeus</i>	Zifio de Gervais	V	Régimen Protección Especial	Datos insuficientes
<i>Mesoplodon mirus</i>	Zifio de True	V	Régimen Protección Especial	Datos insuficientes
<i>Mesoplodon bidens</i>	Zifio de Sowerby	V	No aparece, por defecto Régimen de Protección Especial	Datos insuficientes
<i>Ziphius cavirostris</i>	Zifio de Cuvier	V	Régimen Protección Especial	Preocupación menor
<i>Lagenorhynchus albirostris</i>	Delfín de hocico blanco	V	No aparece, por defecto Régimen de Protección Especial	Preocupación menor
<i>Lagenorhynchus acutus</i>	Delfín de flancos blancos	V	No aparece, por defecto Régimen de Protección Especial	Preocupación menor

Notas:



¹**Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (42/2007). Anexo II:** Especies animales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar Zonas Especiales de Conservación. Todas las especies de cetáceos aparecen asimismo en el **Anexo V:** Especies animales de interés comunitario que requieren una protección estricta.

² **R.D. 139/2011: Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y Catálogo Español de Especies Amenazadas.**

³ **UICN 2008. Red list of Threatened species.**

Respecto a las regulaciones sectoriales, el Real Decreto 1727/2007 establece medidas de protección de cetáceos para contribuir a garantizar su supervivencia y estado de conservación favorable. Este Real Decreto incluye medidas generales de protección, y medidas específicas para actividades como las recreativas de observación de cetáceos. Toda actividad que pueda afectar negativamente a la supervivencia y buen estado de conservación de los cetáceos está regulada, así cualquier actividad que se realice en el espacio móvil de protección de cetáceos tiene que cumplir unas normas de conducta, salvo determinadas excepciones por cuestión científica, educativa, técnica, cultural, divulgativa o de conservación, o para algunos comportamientos de actividades de marisqueo, acuicultura, pesca profesional, protección civil, salvamento marítimo y lucha contra la contaminación, seguridad pública marítima y aérea, defensa nacional, señalización marítima y sistemas de medida del medio marítimo.

Hasta ahora solo la Comunidad Autónoma de Canarias tiene una regulación específica para la conservación de cetáceos, en su Decreto 178/2000 por el que se regulan las actividades de observación de cetáceos.

A nivel de acuerdos o convenios internacionales, España es signataria de ACCOBAMS (*Acuerdo de conservación de cetáceos del Mar Negro, mar Mediterráneo y Atlántico Contiguo*), aparte de las disposiciones que pudieran afectar también del Convenio de Barcelona para la protección del medio ambiente marino (1976-1995, con un protocolo (V) sobre zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica en el Mediterráneo, que incluye en su anexo II de especies amenazadas o en peligro a 199 especies de mamíferos marinos), del Convenio de Berna (1979), del Convenio de Bonn (1979, que incluye a tres cetáceos en el apéndice I de *especies en peligro* y 34 mamíferos marinos en el apéndice de *especies para las que se requiere hacer acuerdos para su conservación*), Washington (1973 – CITES, que incluye a 5 especies de cetáceos en el apéndice I de *en peligro de extinción* y a todos los cetáceos en el apéndice II de *reglamentación estricta*) y, claro está, la Comisión Ballenera Internacional.

En los últimos años otros acuerdos internacionales sectoriales relacionados con el medio marino han incluido disposiciones para la conservación de los cetáceos como puede ser el caso de la OMI (Organización marítima internacional) o el ICES, en aspectos relativos al transporte, tráfico marítimo, contaminación acústica y otros factores.



1. DEMARCACIÓN MARINA NORATLÁNTICA





Introducción

La demarcación Noratlántica se caracteriza por una oceanografía compleja, donde la orientación de la costa tiene una gran influencia sobre la oceanografía y la dinámica general del ecosistema de plataforma. Desde Portugal a Finisterre la costa presenta una orientación norte-sur para luego girar hacia el noreste hasta Estaca de Bares y, finalmente, en dirección oeste-este en el Cantábrico. Aunque la plataforma continental es relativamente estrecha (30-40 km en Galicia y aún más estrecha en el mar Cantábrico con zonas de apenas 12 km, OSPAR, 2000), la costa atlántica gallega (al oeste del Estaca de Bares) constituye el límite norte de Sistema de Afloramiento del Atlántico Noreste, uno de los cuatro grandes sistemas de afloramientos costeros mundiales. Este fenómeno es el responsable de la elevada producción primaria y de la alta productividad del ecosistema marino gallego en general (Figueiras et al., 2002). Una característica adicional de la costa sur de Galicia es la presencia de las rías, valles fluviales que el mar ha inundado y que se puede extender hasta 20 - 35 km tierra adentro. Las rías ofrecen hábitats adicionales para especies marinas donde la profundidad suele estar por debajo de los 50 m (Ferreiro y Labarta, 1988; Pardo et al, 2001). La intensidad del afloramiento se reduce mucho a lo largo de la costa cantábrica debido a la orientación oeste-este de la costa y disminuye hacia el interior del Golfo de Vizcaya. Además, la forma de la costa en la frontera entre Francia y España favorece el estancamiento de las aguas superficiales, por lo que la estratificación estival aumenta hacia el oeste y la diferencia de temperatura en la plataforma puede ser de más de 10°C cuando se produce un afloramiento intenso en aguas gallegas. Este importante gradiente tiene consecuencias en la dinámica general del ecosistema y en la distribución de las comunidades marinas. Por último, la pluma del río Adour y la proximidad de la plataforma francesa mucho más amplia influyen en la parte oriental de la costa Cantábrica y pueden constituir otra fuente de complejidad en la zona.

La zona oceánica incluye también áreas de especial interés para los cetáceos como son el Banco de Galicia, monte submarino localizado ca de 200 km al oeste de la costa gallega que actúa concentrando los nutrientes de la zona y mantiene una productividad más alta comparada con las aguas que le rodean y diversos cañones submarinos en la fachada cantábrica entre los que destacan el cañón de Avilés, el cañón de Torrelavega y el cañón de Cap Breton. Tanto el Banco de Galicia como el Cañón de Avilés situado a 7 millas de la costa asturiana han sido propuestas como Áreas Marinas Protegidas en base a los resultados del proyecto LIFE+INDEMARES. Estas áreas se unirían al Cachucho, montaña submarina situada a 56 kilómetros de la costa de Ribadesella, en Asturias que se eleva desde los cuatro mil metros de profundidad de la llanura abisal del golfo de Vizcaya hasta ca 400 metros y que ya posee esta designación desde el 2011.



Especies y poblaciones presentes y legislación relevante a nivel regional

La demarcación Noratlántica se caracteriza por un elevado número de especies de cetáceos presentes, 24 han sido citadas en esta demarcación, de las cuales 8 pueden considerarse comunes y 5 ocasionales (Tabla 1.1).

Tabla1.1: Especies de cetáceos citadas en la demarcación Noratlántica y frecuencia de aparición en esta demarcación.

Especies	Nombre común	Presencia en aguas noratlánticas
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Rorcual aliblanco	Ocasional
<i>Balaenoptera borealis</i>	Rorcual norteño	Ocasional
<i>Balaenoptera musculus</i>	Ballena azul	Rara
<i>Balaenoptera physalus</i>	Rorcual común	Común
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ballena jorobada	Ocasional
<i>Kogia breviceps</i>	Cachalote pigmeo	Ocasional
<i>Eubalaena glacialis</i>	Ballena franca boreal	Rara
<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	Común
<i>Delphinus delphis</i>	Delfín común	Común
<i>Globicephala melas</i>	Calderón común	Común
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Calderón tropical	Rara
<i>Grampus griseus</i>	Calderón gris	Común
<i>Orcinus orca</i>	Orca	Rara
<i>Pseudorca crassidens</i>	Falsa orca	Rara
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Delfín listado	Común
<i>Tursiops truncatus</i>	Delfín mular	Común
<i>Phocoena phocoena</i>	Marsopa	Común
<i>Hyperoodon ampullatus</i>	Zifio nariz de botella	Rara
<i>Mesoplodon densirostris</i>	Zifio de Blainville	Rara
<i>Mesoplodon mirus</i>	Zifio de True	Rara
<i>Mesoplodon bidens</i>	Zifio de Sowerby	Rara
<i>Ziphius cavirostris</i>	Zifio de Cuvier	Ocasional
<i>Lagenorhynchus albirostris</i>	Delfín de hocico blanco	Rara
<i>Lagenorhynchus acutus</i>	Delfín de flancos blancos	Rara

Además de la legislación a nivel comunitario y estatal ya citada en la introducción, existe un número de leyes y decretos a nivel autonómico que también afectan a la protección de las especies de cetáceos y que se citan muy brevemente a continuación:

- Galicia: La Ley 9/2001 de Conservación de la Naturaleza supone la trasposición de la Directiva Hábitats de la CE a la legislación de la comunidad gallega. El Decreto 88/2007 por el que se regula el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas (creado por la Ley 9/2001) incluye el establecimiento de mecanismos para la puesta en marcha de planes de gestión. Este catálogo incluye a la marsopa y el delfín mular como especies vulnerables. Esta clasificación implica la elaboración de Planes de Conservación.
- Principado de Asturias: el Decreto 32/1990 que crea el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Fauna Vertebrada del Principado de Asturias no cita a ninguna especie de cetáceo en dicho catálogo.



- Cantabria: Decreto 120/2008 que regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Cantabria. Este Catálogo incluye al rorcual común, el rorcual aliblanco, la ballena azul, el cachalote y delfín mular como especies *vulnerables*. Esta clasificación exige la aprobación de un Plan de Conservación y, en su caso, de la protección de su hábitat).
- País Vasco: el Decreto 167/1996 que regula el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora, Silvestre y Marina no cita ninguna especie de cetáceo en dicho catálogo.

Fuentes de información y programas de seguimiento

El establecimiento de redes de monitorización y atención a los varamientos de cetáceos en las costas de la demarcación y el análisis de las muestras procedentes de estos individuos ha permitido obtener información sobre la estructura poblacional de las especies (Murphy et al., 2006; Fontaine et al., 2007; Fernández et al., 2011b), su características biológicas (López, 2003; Murphy et al., 2009; Read et al., 2012), sobre su alimentación (González et al., 1994; Santos et al., 2004, 2007; Arronte et al., 2008, 2009; Read et al., 2012) y los niveles de contaminantes (Pierce et al., 2008; Murphy et al., 2010; Mendez et al., 2011, 2012) y empezar a evaluar las consecuencias a nivel poblacional de estas amenazas (López et al., 2012; Read et al., 2010, 2012).

En Galicia, esta labor se inició por parte de CEMMA en 1990 (López et al., 2002) mientras que en Asturias, Cantabria y el País Vasco también se lleva a cabo el registro de varamientos por parte de diversas organizaciones aunque la cobertura temporal disponible es menor. Así en Asturias existe una red de varamientos desde 1998 mantenida por CEPESMA con la colaboración en algunas ocasiones de la Universidad de Oviedo y la Dirección General de Pesca. Lo mismo sucede en el País Vasco donde AMBAR inició esta actividad en 1996 (López et al., 2012).

Aunque las campañas de avistamientos dedicadas que intentan cubrir la mayor parte del área de distribución de las especies se reconocen como el mejor método (y el menos sesgado) para obtener información sobre la distribución y abundancia de las especies de cetáceos, estas campañas necesitan de un elevado presupuesto para poder llevar a cabo sus objetivos y por ello proyectos del tipo SCANS y CODA han tenido lugar con una periodicidad de 10 años. Otras fuentes de información que también pueden proporcionar datos útiles sobre la distribución, abundancia y uso del hábitat de los cetáceos son las redes de avistamientos desde puntos determinados a lo largo de toda la costa. Las observaciones desde tierra permiten prospectar sólo áreas próximas y visibles desde la costa pero ofrecen la oportunidad de cubrir las aguas costeras sin un coste elevado. Esta información junto con la obtenida en las campañas de embarques dedicados, puede guiar los planes de conservación al permitir la identificación de áreas costeras de alta importancia para los cetáceos.



En Galicia, CEMMA inició un programa en Septiembre del 2003 para el estudio de la distribución, abundancia y uso del hábitat de los cetáceos en aguas costeras mediante observaciones desde puntos determinados a lo largo de toda la costa gallega (53 puntos que se redujeron a 30 en 2007) y mediante embarques específicos cubriendo las aguas costeras. Este programa se complementó con censos aéreos en 2009 y 2011. Los resultados de estos estudios son particularmente importantes en el interior de las rías y en aguas de poca profundidad que no son accesibles para los grandes barcos oceanográficos (SCANS-II en 2005 y CODA en 2007 muestrearon las aguas de la plataforma y oceánicas gallegas, respectivamente pero no el interior de las rías). En el resto de la cornisa cantábrica, ha habido intentos de organizar iniciativas similares aunque no se han mantenido en el tiempo (p. ej. en el País Vasco solamente desde el 2002-2005, etc., Vázquez et al., 2005).

También se han iniciado programas de embarques específicos aunque de cobertura espacial y temporal diferente entre regiones. En Galicia, desde el 2003 se llevan a cabo embarques anuales en la zona de las Rías Bajas (Covelo et al., 2008), mientras que en Asturias se han realizado muestreos regulares entre 2004 y 2008 (Ruano et al., 2007). En Cantabria los muestreos han sido más escasos limitándose a los veranos de 2006, 2007 y 2008 (Macleod et al., 2011) y en el País Vasco, AMBAR y EIBE realizan embarques en las costas de Vizcaya y Guipúzcoa desde el 2000 (Vázquez et al., 2005; Marcos et al., 2010). Estos embarques específicos en barcos de pequeño tamaño tienen la ventaja de poder cubrir determinadas zonas como el interior de las rías y en aguas de poca profundidad que no son accesibles para los grandes barcos oceanográficos.

El IEO incorporó en el 2007 a sus campañas anuales de primavera y otoño de evaluación acústica de la plataforma norte y noroeste españolas un equipo de observadores de depredadores apicales cuyo objetivo es la estimación de la abundancia relativa y la distribución de mamíferos y aves marinas mediante la recogida de información sobre la presencia, especie, número y comportamiento de los individuos avistados durante el recorrido del barco (Valeiras et al., 2010; Louzao et al., 2011, Murcia et al., 2012). Estos datos, unidos a la información sobre la distribución y abundancia de sus presas y las condiciones oceanográficas de las masas de agua obtenidas concurrentemente durante la campaña se están utilizando para mejorar la comprensión de las características que pueden estar condicionando la distribución y uso de hábitat de estas especies (Louzao et al., 2011).

Por último otra fuente de información consiste en la recopilación y análisis de avistamientos oportunistas tanto desde ferrys (2000-2010 AMBAR), barcos de pesca, barcos oceanográficos, de recreo o desde costa.

Principales presiones e impactos

Los factores que amenazan a los cetáceos en aguas de la demarcación noratlántica son aquellos ya descritos en la introducción y comunes al resto de las demarcaciones. La



importancia relativa de cada amenaza para cada una de las especies se presenta en la Tabla 1.2 atendiendo a la información disponible sobre las poblaciones / especies seleccionadas.

Tabla 1.2. Principales amenazas a las que se ven expuestos los cetáceos en la demarcación noratlántica y su importancia para las especies seleccionadas: marsopa, delfín mular y común, zifio de Cuvier, rorcual común y cachalote. Los colores indican el grado de importancia de cada amenaza (verde: bajo, amarillo: mediano y rojo: alto). La falta de color (p.e j. en el caso del cambio climático) indica falta de información para cuantificar su importancia en el grupo).

Amenaza	Marsopa	Delfín mular	Delfín común	Zifio de Cuvier	Rorcual común	Cachalote
Captura directa						
Captura accidental						
Colisión con barcos						
Perturbación física y de comportamiento						
Ruido submarino						
Agotamiento de presas						
Pérdida o degradación de hábitat						
Contaminación química						
Basura marina (plásticos, aparejos de pesca, etc.)						
Eutrofización						
Enfermedad						
Desarrollo de explotaciones de energías renovables						
Cambio climático						

Para esta demarcación, y atendiendo a criterios de información disponible y grado de protección se han seleccionado los siguientes elementos de evaluación: la población de marsopa de aguas del noroeste Atlántico de la Península Ibérica, el delfín mular, incluyendo la unidad de gestión del sur de Galicia, el delfín común, el zifio de Cuvier, el rorcual común y el cachalote. A continuación, se resume brevemente la información general disponible para cada una y con más detalle para cada descriptor.



Marsopa ibérica (*Phocoena phocoena*)

Como ya se ha mencionado en la introducción, los resultados de análisis genéticos llevados a cabo con marsopas de diversas áreas del Atlántico (Fontaine et al., 2007; 2010), parecen indicar que la población de marsopas de aguas del norte y noroeste de España y de Portugal es genéticamente distinta al resto de Europa. El WGMME del ICES ha recomendado tratar a esta población (denominada población Ibérica) como una unidad de gestión independiente en base a estos resultados y, ya en 2009, recomendó la acción inmediata por parte de los gobiernos español y portugués para monitorizar y garantizar la conservación de esta población (ICES, 2009).

Criterio 1.1. Distribución

Indicadores: Rango de distribución y patrones de distribución

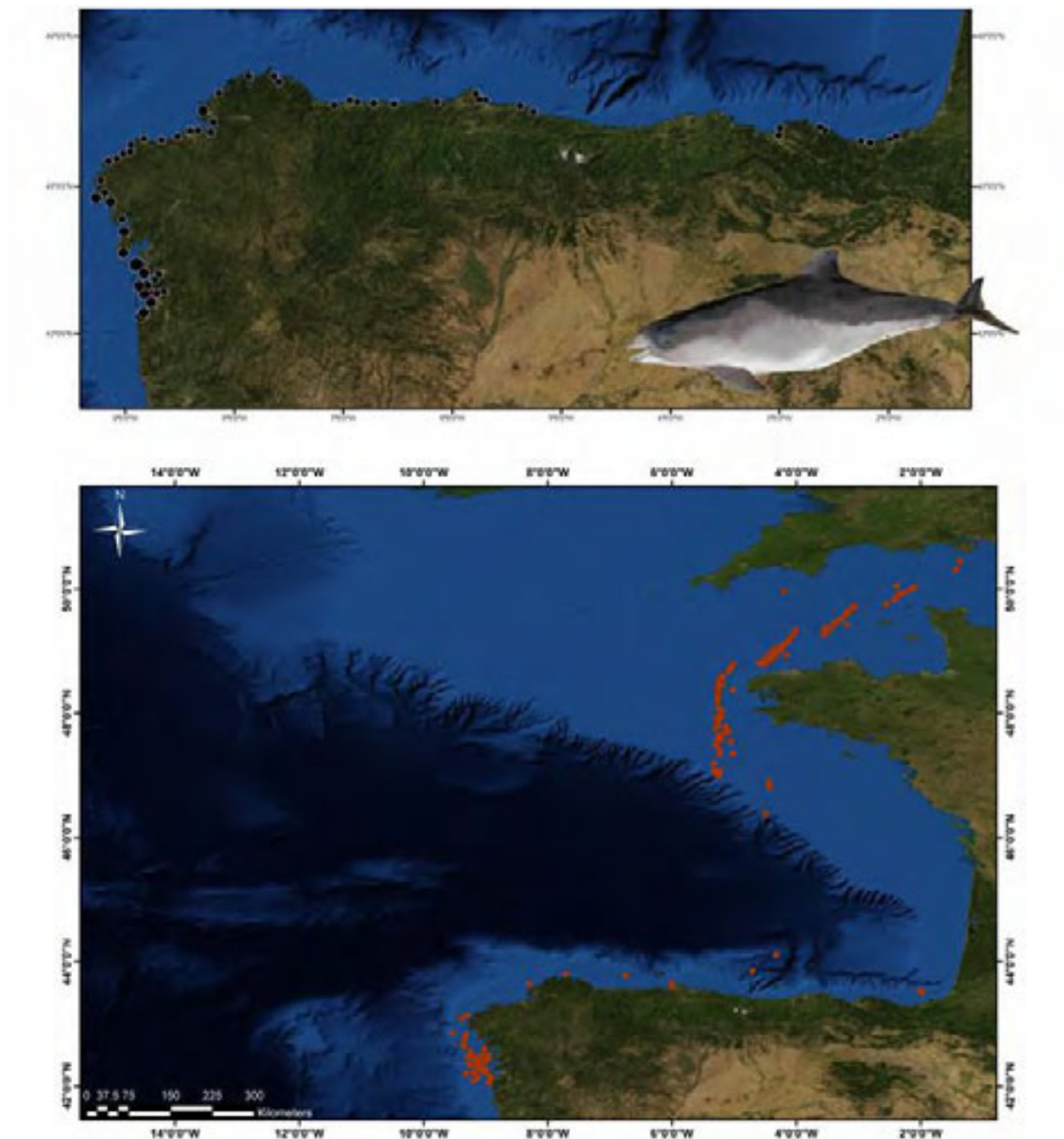
La información que se tiene de esta población proviene del análisis de los individuos varados y capturados accidentalmente en las costas españolas y portuguesas y de los avistamientos llevados a cabo tanto desde la costa como desde embarcaciones de modo oportunista o a partir de campañas dedicadas. Como puede apreciarse en la Figura 1.1, la mayor parte de los avistamientos y registros de varamientos/capturas accidentales tienen lugar en Galicia, donde las marsopas aparecen varadas a lo largo de toda la costa y durante todas las épocas del año aunque con mayor frecuencia en el período comprendido entre Enero y Abril (López et al., 2002; López, 2003; López et al., 2012). El número de avistamientos y registros de varamientos /capturas accidentales es mucho menor en el resto de la demarcación (ver Figura 1.1 a y c).

En Galicia, la mayor parte de los avistamientos se han producido en aguas costeras (López et al, 2004; Pierce et al, 2010; CEMMA) aunque también se han registrado individuos en aguas de hasta 150 m de profundidad (Spyrakos et al., 2011). El porcentaje de avistamientos registrados de esta especie en las campañas costeras de Galicia desde el año 2003 es del 3.3%. Durante las campañas litorales de avistamientos en el resto de la cornisa cantábrica únicamente ha sido registrada en aguas del País Vasco con 1% de porcentaje del total de avistamientos (Marcos et al., 2010). Los análisis de modelización espacial realizados para estimar la abundancia de esta especie en el norte peninsular utilizando 14 variables fisiográficas y oceanográficas, indicaron que la profundidad y el valor medio de producción primaria de verano son las dos variables testadas que mejor explican su distribución (López et al., 2012). En Portugal (citado aquí ya que se trata de la misma población) se ha observado la especie sobre todo en aguas poco profundas (<30 m) con la mayoría de los avistamientos teniendo lugar alrededor de Aveiro y Figueria da Foz (Sequeira, 1996).

En base a los datos obtenidos con un programa de observación desde varios puntos a lo largo de la costa gallega que se visitaron mensualmente durante cinco años (2003-2007), los avistamientos se concentraron sobre todo en la Ría de Pontevedra, alrededor del Cabo Finisterre y cerca de la frontera con Portugal y con Asturias (Pierce



et al., 2010) (ver Figura 1.1 b). Las marsopas representaron solamente un 1,6% del total de avistamientos de cetáceos de este estudio aunque ha de tenerse en cuenta que son animales de pequeño tamaño y poco conspicuos. Al realizar además inmersiones largas y permanecer en la superficie por periodos de tiempo muy cortos su detección es difícil a no ser que las condiciones meteorológicas sean muy buenas. Esta baja frecuencia de avistamientos también es aparente en avistamientos oportunistas desde barcos de pesca (Aguilar, 1997; López et al., 2004; Spyarakos et al., 2011) ya que los individuos tienden a huir de las embarcaciones.



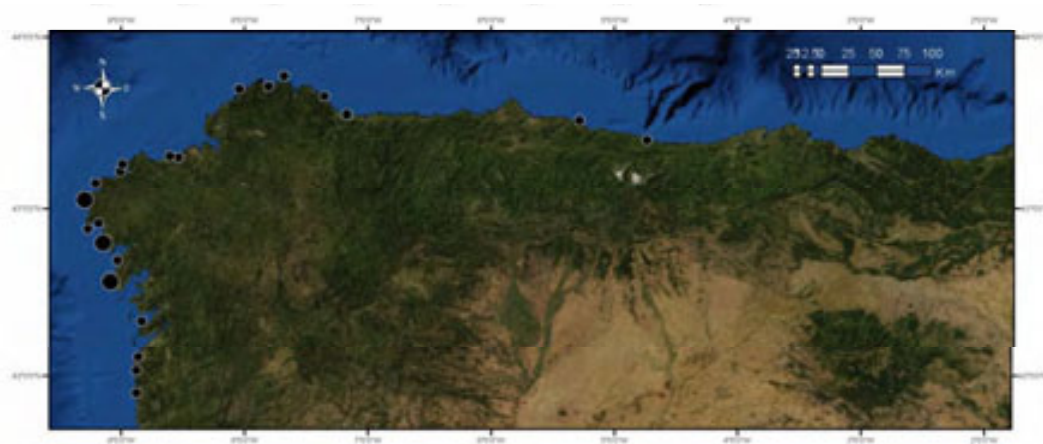


Figura 1.1. Mapas de (a) varamientos de marsopa en las costas de la demarcación, (b) avistamientos desde el mar y (c) avistamientos desde costa (reproducidos del proyecto *Bases para el desarrollo de los planes de conservación de las especies de cetáceos protegidas en la demarcación marina noratlántica*, López et al., 2012).

En la década de los 90, varios autores señalaron la aparente contracción en la distribución de la especie en base a los registros de varamientos (p. ej. Pérez et al., 1990). Así, por ejemplo, en el Cantábrico se observó una disminución hasta la desaparición completa de registros en la década de los 80. Aunque a partir del 2000 la especie ha vuelto a ser registrada en el norte peninsular, tanto las observaciones como los varamientos ocurren con muy baja frecuencia. La información proveniente de los varamientos puede estar sesgada, sobre todo en relación al destino de aquellos animales que mueren en el mar y si se considera que los varamientos son representativos de la población. Para poder interpretar los patrones espaciales de varamientos es necesario poseer información sobre cómo podrían derivar los cuerpos una vez que mueren en el mar. En la actualidad, se posee algo de información proveniente de dos fuentes: en Galicia, mediante el marcado de un pequeño número de animales capturados accidentalmente en barcos de pesca (pero no se marcaron marsopas) (Martínez-Cedeira, 2011) y en Francia, mediante el uso de modelos hidrodinámicos (Peltier et al., 2012). Siguiendo los resultados de este último estudio, podría esperarse que solamente una pequeña parte de los cuerpos llegan a la costa y en el noroeste gallego la presencia del afloramiento y las corrientes predominantes (ver introducción a la demarcación) conlleve cierto desplazamiento hacia el norte de los cuerpos lo que conllevaría que animales muertos en aguas portuguesas pudieran aparecer en Galicia. El análisis del registro de varamientos de esta especie en Galicia (disponible desde el 1990) y norte de Portugal (datos de la Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem (SPVS) disponible desde el 2000) llevado a cabo en conjunto por Read et al. (2012) (n= 319, 1990-2010, Figura 1.2) y de individuos varados solamente en aguas gallegas (n= 222, 1990-2011) analizados por López et al. (2012) no muestran una tendencia temporal clara. Sin embargo, el bajo número de registros en los 20-21 años de información disponible, implica que sólo las tendencias más importantes podrían detectarse.

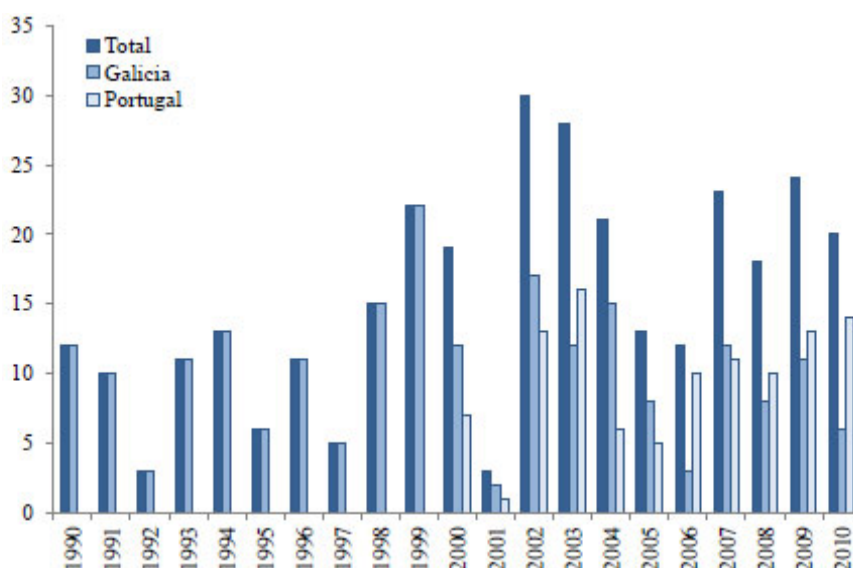


Figura 1.2. Serie temporal de número de varamientos de marsopa (eje Y) en aguas gallegas y del norte de Portugal (reproducido de Read et al., 2012).

Criterio 1.2. Tamaño poblacional

Indicador: Abundancia de la población

En el proyecto SCANS-II se obtuvo una estima de 2600 individuos para la población de marsopas de la Península Ibérica (SCANS-II, 2008), aunque ha de tenerse en cuenta que durante el proyecto no se prospectaron las rías gallegas. López et al. (2012) obtuvieron una estima de 3220 (CV=71%, 95%IC= 1466-8741) marsopas para toda la zona de estudio en base a la información recopilada de avistamientos en campañas dedicadas entre el 2003 y 2011. Dos zonas de máxima densidad de animales pueden apreciarse en la zona de estudio: a lo largo de prácticamente toda la plataforma continental gallega y, en la parte francesa de extremo más oriental de la zona de estudio (Figura 1.3).

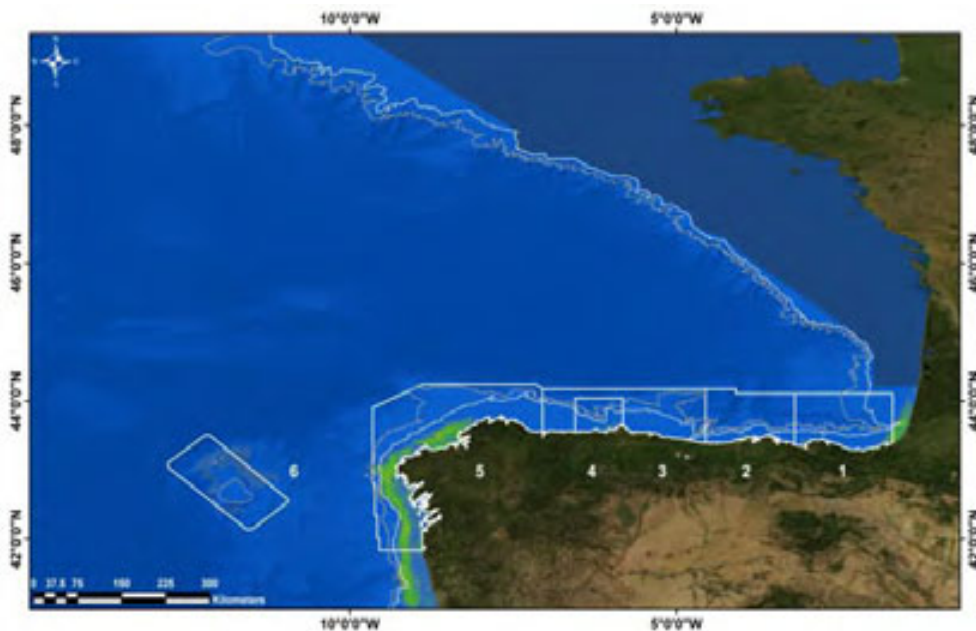


Figura 1.3. Mapa de densidad estimada para marsopa en base al análisis de los avistamientos obtenidos de campañas dedicadas entre el 2003-2011. Áreas = 1: Euskadi, 2: Cantabria, 3: Asturias, 4: cañón de Avilés, 5: Galicia y 6: banco de Galicia (reproducidos del proyecto *Bases para el desarrollo de los planes de conservación de las especies de cetáceos protegidas en la demarcación marina noratlántica*, López et al., 2012).

La bibliografía indica que la marsopa era una especie relativamente común en la fachada noroeste y norte de la Península Ibérica en el siglo XIX y se llegaron a citar la presencia de grandes grupos que entraban en las rías, estuarios y desembocaduras de ríos (López-Seoane, 1861, 1866; Bocage, 1863; Graells, 1870, 1889; Nobre, 1895, 1935; Cabrera, 1914; Sequeira, 1996). Sin embargo, en la década de los 90, varios autores mostraron preocupación por la tendencia decreciente en el número de marsopas en aguas españolas (Lens, 1997; Pérez et al., 1990) y portuguesas (Silva et al., 1999) mencionando también una contracción en su distribución (ver indicador anterior).

Las estimas de abundancia disponibles son puntuales en el tiempo y no permiten estudiar tendencias en el tamaño de la población, pero las campañas de avistamientos costeros pueden proporcionar índices válidos sobre todo para una especie de hábitats costeros como es el caso de la marsopa.

Criterio 1.3. Condición de la población

Indicador: Características demográficas de la población.

La población de marsopas en aguas del noroeste español y portuguesas se considera una población aislada cuyos individuos alcanzan tallas mayores que sus congéneres del norte de Europa (Lens, 1997; López, 2002), siguiendo la tendencia observada en la



especie a aumentar el tamaño con una disminución de la latitud o aumento de la temperatura del agua (Learmonth, 2006). En Galicia se han encontrado individuos por encima de los 200 cm y 80 kg de peso (López, 2006) con un rango de tallas entre 81-202 cm para las hembras ($n = 127$) y 82-189 cm para los machos ($n = 136$) (Read et al., 2012). A pesar de alcanzar tallas mayores que los individuos del resto de Europa (Sequeira, 1996; Lens, 1997; López, 2003; Read et al., 2012), el análisis de las edades de marsopas provenientes de varamientos y capturas accidentales en Galicia desde 1990 parece indicar que existen pocos individuos de edades avanzadas en la zona (el 85% de los animales cuya edad fue determinada tenían menos de 11 años, Read et al., 2012) cuando la edad máxima para esta especie puede superar los 20 años (Lockyer, 1995, 2003; Lockyer y Kinze, 2003; Ólafsdóttir et al, 2003; Learmonth, 2006).

La tasa de gestación (54%) y el intervalo entre partos (22,7 meses) obtenidos en base al estudio de estos animales indican que las marsopas dan a luz cada dos años en aguas gallegas (Read et al., 2012), como también se sugiere para Escocia (Learmonth, 2006), aunque estos valores son inferiores a las estimaciones de marsopas de otras zonas e.g. en la bahía de Fundy (Read, 1990), Dinamarca (Sørensen y Kinze, 1994) y el oeste de Groenlandia (Lockyer et al., 2003). Ha de tenerse en cuenta que estas estimas pueden estar subestimadas debido al sesgo hacia animales enfermos que representan parte de la muestra proveniente de los varamientos.

La información proveniente del análisis de 56 contenidos estomacales de marsopas varadas en Galicia muestran una dieta en la que aparecen varias especies de importancia comercial (Read et al., 2012). Las marsopas se alimentan de especies pelágicas y demersales con las fanecas y el lirio dominando la dieta, pero en la que también estaba presentes el jurel, la merluza y la sardina. La depredación de la marsopa sobre la merluza y la sardina parecen estar relacionada con la abundancia de estas especies (por lo menos a escala anual y a una escala espacial probablemente demasiado amplia en el estudio pero que vino determinada por la información disponible sobre los stocks de merluza y sardina).

Principales presiones e impactos

Las marsopas representan el 5,4% de los varamientos registrados en Galicia entre 1990 y 2011 (López et al., 2012) y el 13% de los varamientos en el centro-norte de Portugal (Ferreira, 2007). Durante 1990-1999, el 22% de los varamientos de marsopas en Galicia mostró indicios de interacciones con la pesca (López et al., 2002), mientras que en el centro-norte de Portugal, esta figura alcanza el 58% de los varamientos entre 2000-2005. En años más recientes, cuando solamente aquellos animales para los que se pudo diagnosticar una causa de muerte se incluyen en los cálculos, más del 40% de los varamientos de marsopa en Galicia han mostrado indicios de interacciones con la pesca, en comparación con casi el 60% en el centro-norte de Portugal (Read et al., 2010). Si bien estas cifras indican claramente que la captura incidental podría ser un problema cada vez mayor, se necesita cierta precaución en su interpretación, ya que la metodología para el diagnóstico de las capturas accidentales ha ido perfeccionándose



a lo largo de los años paralelamente a una mejora en la eficacia de las redes de varamientos que ha permitido acceder más rápidamente a los animales varados.

Como se ha visto en los estudios de la alimentación de esta población, las especies comerciales son una parte importante de su dieta. A pesar de que existe cierta diferencia entre las tallas de estas especies comerciales explotadas por la marsopa y las diferentes pesquerías (Read et al., 2012), la interacción con la actividad pesquera parece ser una consecuencia inevitable de sus hábitos de alimentación.

El Acuerdo para la Conservación de Pequeños Cetáceos del Mar Báltico y del Mar del Norte (ASCOBANS) y la CBI (IWC, 1995) establecieron un límite cuantitativo de 1,7% y 2% respectivamente de la mejor estima poblacional disponible por encima del cual las capturas accidentales u otros impactos antropogénicos representan una "interacción inaceptable". OSPAR empleó esta figura de 1,7% como Objetivo de Calidad Ecológica (EcoQO) para esta especie.

Para obtener la tasa de mortalidad de la población, Read et al. (2012) utilizaron las edades obtenidas a partir de la lectura de anillos de crecimientos en los dientes de las marsopas muestreadas para construir tablas de vida y curvas de supervivencia de los diferentes subgrupos (machos y hembras) y por causa de muerte (captura accidental, no captura accidental) de la población y diferentes períodos de la serie histórica de varamientos. Utilizando los datos de mortalidad por edad obtenidos mediante el análisis de marsopas varadas y capturadas accidentalmente en Galicia y norte de Portugal, Read et al. (2012) estimaron una tasa de mortalidad anual de 18% para la población ibérica de marsopas. Teniendo en cuenta que solamente para un 40% de los varamientos se pudo determinar la causa de la muerte, y que de éstos un 60% mostraba evidencias de captura accidental, la tasa de mortalidad atribuible a interacciones con la pesca sería de 11% (o 4,3% si se asume que ninguno de los animales para los que no se pudo determinar la causa de la muerte eran capturas accidentales).

Está claro que la validez de esta estima depende de la representatividad de la información procedente de varamientos y en la estabilidad de la estructura de edad asumida para la población a lo largo del período de estudio.

Para investigar la interpretación de tendencias en la tasa de mortalidad estimada a partir de los varamientos, Read *et al.* (2012) crearon modelos de crecimiento la población de marsopa ibérica. Estos modelos se construyeron asumiendo un sex ratio de 1:1, que la madurez sexual se alcanza a los 4 años de edad y que la esperanza de vida es de 20 años. La tasa de preñez en hembras maduras se fijó a 0,8 (en línea con los resultados de otros estudios). La tasa de mortalidad se fijó inicialmente constante para todas las edades, con un valor inicial de 0,17.

El número de supervivientes en cada clase de edad en cada año se calculó permitiendo que la población del año anterior cumpliera un año más y añadiendo el número



estimado de nacimientos en función del número de hembras maduras con vida el año anterior, y la aplicación de la tasa de mortalidad elegida para cada grupo de edad. Se asumió que una proporción constante de los animales que morían cada año, varaban y se ajustó una tabla de vida a las edades de los varamientos de cada año para obtener una tasa de mortalidad observada. Esta metodología se utilizó para investigar el efecto sobre la mortalidad observada de un cambio gradual o brusco en la tasa de mortalidad de la población.

Simulaciones del comportamiento de la población ante diferentes escenarios de mortalidad parecen indicar que la tasa de mortalidad derivada de la información proveniente de los varamientos es poco sensible a los cambios en la tasa de mortalidad general, principalmente debido a que las tasas estimadas de mortalidad depende de los números relativos de muertes en cada grupo de edad y no son sensibles a los cambios de tamaño de población. La figura 1.4 muestra el efecto de dos escenarios diferentes: (1) un aumento del 50% en la mortalidad real conduce a un aumento mucho menor de la mortalidad estimada (en base a los varamientos). Diez años después del aumento en la tasa de mortalidad, la población (previamente estable) se redujo al 50% de su tamaño original, incluso a pesar de que la tasa estimada de mortalidad estimada a partir de los varamientos aumentó sólo un 7% (2) el modelo tiene 3 componentes de mortalidad, y la mortalidad estimada a partir de los datos de varamientos parece ser sensible solo a la mortalidad juvenil.

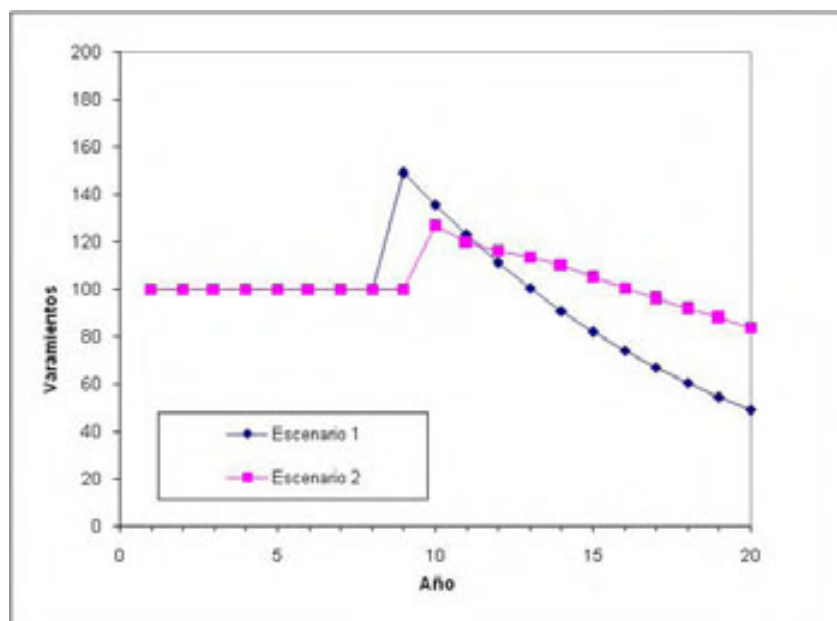


Figura1.4. Respuesta de una población simulada a aumentos de (1) mortalidad total y (2) mortalidad juvenil. El número de varamientos registrado inicialmente muestra un aumento brusco pero disminuye a medida que el tamaño de la población cae.

Ambas simulaciones parecen indicar que la tasa de mortalidad derivada de la información recogida a partir de individuos varados puede no ser lo suficientemente sensible a los cambios en la tasa de mortalidad subyacente como para permitir su uso



claro como indicador del estado de la población, excepto en el caso de la mortalidad juvenil. O dicho de otra manera, si apreciamos una tendencia en mortalidad aparente, sería debida a un cambio en la mortalidad de la fracción juvenil de la población.

Siguiendo la trayectoria de la población simulada en la figura 1.4, cambios importantes en la tasa de mortalidad de la población impactarían en el número de individuos varados, con una disminución de la población acompañada de una disminución del número de varamientos. Sin embargo, el análisis de número de varamientos de esta población en aguas gallegas (para la que se dispone de una serie temporal más larga) no muestran una tendencia clara (López et al., 2012; Read et al., 2012). Es importante recordad también que el número de varamientos en una zona puede verse asimismo influenciado por cualquier cambio en la distribución de la población.

Evaluación del estado ambiental

En base a las características del buen estado ambiental propuestas, en el caso de la marsopa ibérica, la evidencia proporcionada por la información disponible indica que es una población de pequeño tamaño, con una longevidad y tasa de reproducción baja y una elevada tasa de mortalidad aparente por captura accidental (especialmente en el norte de Portugal) por encima de los niveles considerados aceptables por organismos internacionales como OSPAR y ASCOBANS.

A pesar de la falta de estimas fiables del número total de capturas accidentales que se producen en las diferentes flotas de la demarcación (los programas de observadores a bordo son muy limitados tanto en cobertura de mareas como de artes, ICES, 2011), el número de ejemplares varados cuya causa de muerte es diagnosticada como captura accidental (López et al., 2002, 2003, 2012; Read et al., 2012) representa un porcentaje muy alto de una población de pequeño tamaño (2600-3000 individuos, SCANS-II, 2008; López et al., 2012). Valores de 1,7-2% de las estimas poblacionales existentes (establecidos como límites aceptables) representarían unos 44-64 animales al año. Durante la última década, un promedio de 9,5 marsopas varadas por año en Galicia de los cuales el 29,6% mostró signos de captura accidental. Datos anteriores (1990-1999) indican una media de 10,4 varamientos marsopa/año con una mayor proporción de capturas incidentales (31,1%) (ICES, 2010). De las 94 marsopas varadas a lo largo de la costa norte y central de Portugal entre 2000 y 2009, el 37,2% mostraba evidencias de captura incidental. Excluyendo los animales descompuestos (código ≥ 4), el 50,7% del total restante de marsopas varadas mostraba indicaciones de captura accidental (ICES, 2010). Teniendo en cuenta que con toda probabilidad solo un porcentaje pequeño de las capturas accidentales llega a la costa, estas cifras representan un porcentaje elevado de la población. Las edades estimadas a partir de los dientes de las marsopas varadas en Galicia y norte de Portugal se han utilizado para construir una tabla de vida, proporcionando una estima de la tasa anual de mortalidad para esta población de alrededor del 15%, que se traduciría en una tasa por mortalidad accidental en redes de pesca de entre el 3% y el 9% de la población por año (dependiendo de si se incluyen en



el modelo todos los individuos varados o sólo aquellos en código de conservación < 4). Si bien esto se basa en una muestra relativamente pequeña y es difícil dar cuenta de todos los posibles sesgos, estas cifras indican que la tasa de captura incidental está por encima del límite recomendado del 2-1,7% anual (Read et al., 2012). Esta situación hace que no se puede considerar que se cumpla el buen estado ambiental para esta población.

En este sentido, las estimas de número medio de marsopas capturadas accidentalmente en la DMNATL realizadas a partir de las encuestas a pescadores de distintos artes de pesca fue de 233 (CEMMA, 2012). Teniendo en cuenta que la estima de abundancia para la DMNATL es de 3220 individuos, aplicando el principio de precaución, el número máximo de capturas accidentales no debería superar los 65 ejemplares (2% de la población).

Pasos necesarios para el futuro

La captura accidental de marsopa en esta demarcación supera sustancialmente los límites considerados inaceptables por los organismo internacionales (IWC, 1995; ASCOBANS, 1997) y se desconoce el impacto sobre la población de otras presiones antropogénicas como pueden ser la contaminación, el agotamiento de sus presas, etc. e incluso las sinergias que se pueden estar produciendo entre impactos, por ello es necesario continuar con la financiación de proyectos de investigación que permitan el monitoreo de la población y sobre todo con el seguimiento mediante programas de observadores de la actividad pesquera, especialmente en aquellos artes identificados como causantes de las mayores interacciones, que son las redes de enmalle en Galicia mientras que en Portugal las marsopas también parecen ser particularmente vulnerables a las redes de cerco operadas desde playas (Sequeira y Inacio, 1992; Silva, 1996; López y Valeiras, 1997; López et al, 2003; Silva y Sequiera, 2003; Ferreira, 2007).

A pesar de que la información proveniente de los varamientos, como se ha indicado con anterioridad, no parece ser lo suficientemente sensible para actuar como un indicador de las tendencias de la población, no se debe de subestimar su utilidad para proporcionar información de la naturaleza y causas de mortalidad y de las propias tendencias en el estado de la población

En los últimos años se han llevado a cabo en la demarcación varios proyectos que han intentado recopilar información sobre las interacciones entre mamíferos marinos y pesquerías, por ejemplo LIFE-INDEMARES y DIVULGANDO A PE DE MAR en Galicia y SAFESEA en Portugal. Estos proyectos han trabajado en colaboración con el sector pesquero, con el objetivo de mejorar la educación ambiental y la sensibilización de este sector, al mismo tiempo que haciendo hincapié en la importancia científica de estas capturas y las muestras que de ellas se pueden obtener. Este tipo de proyectos, que promueven la colaboración de científicos, pescadores y otras partes interesadas es imprescindible para idear maneras de reducir / evitar interacciones.



Delfín mular (*Tursiops truncatus*)

En diversas regiones del mundo se ha citado la existencia de poblaciones costeras y oceánicas de delfines mulares claramente diferenciadas (Natoli et al., 2004) y en aguas europeas se han descrito varias pequeñas poblaciones residentes costeras (ver introducción): en Moray Firth (Escocia, Reino Unido, Wilson et al., 1997), Cardigan Bay (Gales, Reino Unido, Evans 1980), el estuario de Shannon (Irlanda, Ingram y Rogan, 2000) y el estuario del Sado (Portugal, dos Santos y Lacerda 1987).

En las Rías gallegas se han descrito poblaciones residentes (López et al, 2003; 2004) con cierta diferenciación genética entre los individuos varados en el sur de Galicia frente a aquéllos varados más al norte o en Portugal y otros puntos de la costa española (Fernández et al., 2011a,b). De las siete unidades de gestión propuestas para la especie en aguas atlánticas (ver introducción), dos son relevantes para la demarcación noratlántica: Galicia sur (animales residentes en las rías) y Atlántico europeo (animales de distribución más oceánica).

Criterio 1.1. Distribución

Indicadores: Rango de distribución y patrones de distribución

Como en el caso de la marsopa, la información sobre esta especie proviene de varias fuentes: seguimiento y análisis de varamientos y capturas accidentales, campañas de avistamientos dedicadas y/o oportunistas, etc. A pesar de que en términos porcentuales los varamientos de delfín mular son prácticamente similares a lo largo de la DMNATL, en términos de número total de ejemplares varados y número de animales varados por kilómetros de costa de cada comunidad autónoma existe un claro gradiente de oeste a este, siendo Galicia con una media anual de 14 animales varados la región más destacada, concretamente la zona comprendida entre el Río Miño y Fisterra donde se concentran el 64,5% de los varamientos de esta especie (López et al., 2002, 2012; López, 2003). La proporción de capturas para la especie en base a la totalidad de los varamientos, capturas comprobadas e indicios, oscila en Galicia entre el 12% y el 13,3% del período 1990-2011.

El delfín mular es la segunda especie más frecuentemente avistada durante las campañas litorales de monitorización en la DMNATL, alcanzando porcentajes del 15,6% en la costa gallega (período 2003-2011, López et al., 2012), del 25,5% en la costa asturiana (período 2004-2006, Ruano et al., 2007), y del 21,4% y 27,8% en la costa vasca y guipuzcoana, respectivamente (período 2004-2005, Vázquez et al., 2005; período 2003-2008, Marcos et al., 2010). En Cantabria el porcentaje disponible para delfín mular es del 4,7%, si bien este dato proviene de las campañas DIVER (período 2006-2008) centradas en muestrear aguas profundas de los cañones de Torrelavega y Cap Breton (Macleod et al., 2011).



En campañas de avistamientos llevadas a cabo en aguas profundas de la demarcación también se registró la especie pero con un porcentaje menor que osciló entre el 0,84% y el 5,5% (Salazar-Sierra y Marcos-Ipiña, 2007; CODA, 2009; Martínez-Cedeira, 2009) si bien estas campañas se centraron en los meses de verano.

A partir del análisis de los datos de avistamientos mensuales desde costa para el período 2003-2007, el delfín mular fue la especie más frecuentemente avistada en Galicia, registrándose en un 10,7% de los períodos de observación. Los avistamientos tuvieron lugar preferentemente en áreas donde la plataforma continental es relativamente amplia y la productividad es alta (Pierce et al., 2010).

Avistamientos oportunistas desde barcos de pesca en Galicia (López et al., 2004; Spyarakos et al., 2011) confirman la amplia distribución de la especie con avistamientos tanto en aguas someras (<200 m) como en aguas profundas (>800 m) aunque con más frecuencia en la parte sur de Galicia.

Modelos de distribución preliminares de la especie en base a los datos de avistamientos recogidos en Galicia y la Cornisa Cantábrica por las campañas PELACUS del IEO en marzo-abril desde el 2007 indican una relación entre la presencia de la especie y la batimetría y temperatura superficial del agua (Louzao et al., 2011).

En Galicia la especie presenta una distribución espacial bimodal con mayor presencia en el interior de las rías con descenso acusado hasta profundidades de 200 m y ligero aumento a partir de esta profundidad (López et al., 2012). En Asturias la distribución de la especie abarca profundidades desde 0 a 2000 m encontrándose la mayor presencia en el cañón de Avilés y a profundidades de entre 200 y 500 m (Ruano et al., 2007). Tanto en Cantabria como en el País Vasco se distribuye entre los 0 y los 1500 m con preferencia por las aguas del talud y zonas adyacentes a los cañones de Torrelavega y Cap Breton (Macleod et al., 2011; Vázquez et al. 2005; Marcos et al., 2010). En el País vasco esta especie suele introducirse ocasionalmente en el interior de las rías del Abra y Mundaka a comienzos de verano (Vázquez et al., 2002), comportamiento que también ha sido observado en las rías de Cantabria.

En cuanto a la distribución temporal, salvo en el País Vasco donde las campañas contemplaron todos los meses del año es difícil obtener un patrón claro. En esta región, la época de máxima presencia de delfín mular es desde Enero a Marzo. En Cantabria y Asturias no se dispone de información sobre este parámetro, y en Galicia la diversidad de campañas en cuanto a zonas de cobertura y épocas del año no permite establecer patrones definidos si bien los datos sugieren una mayor presencia en los meses de Septiembre y Octubre.

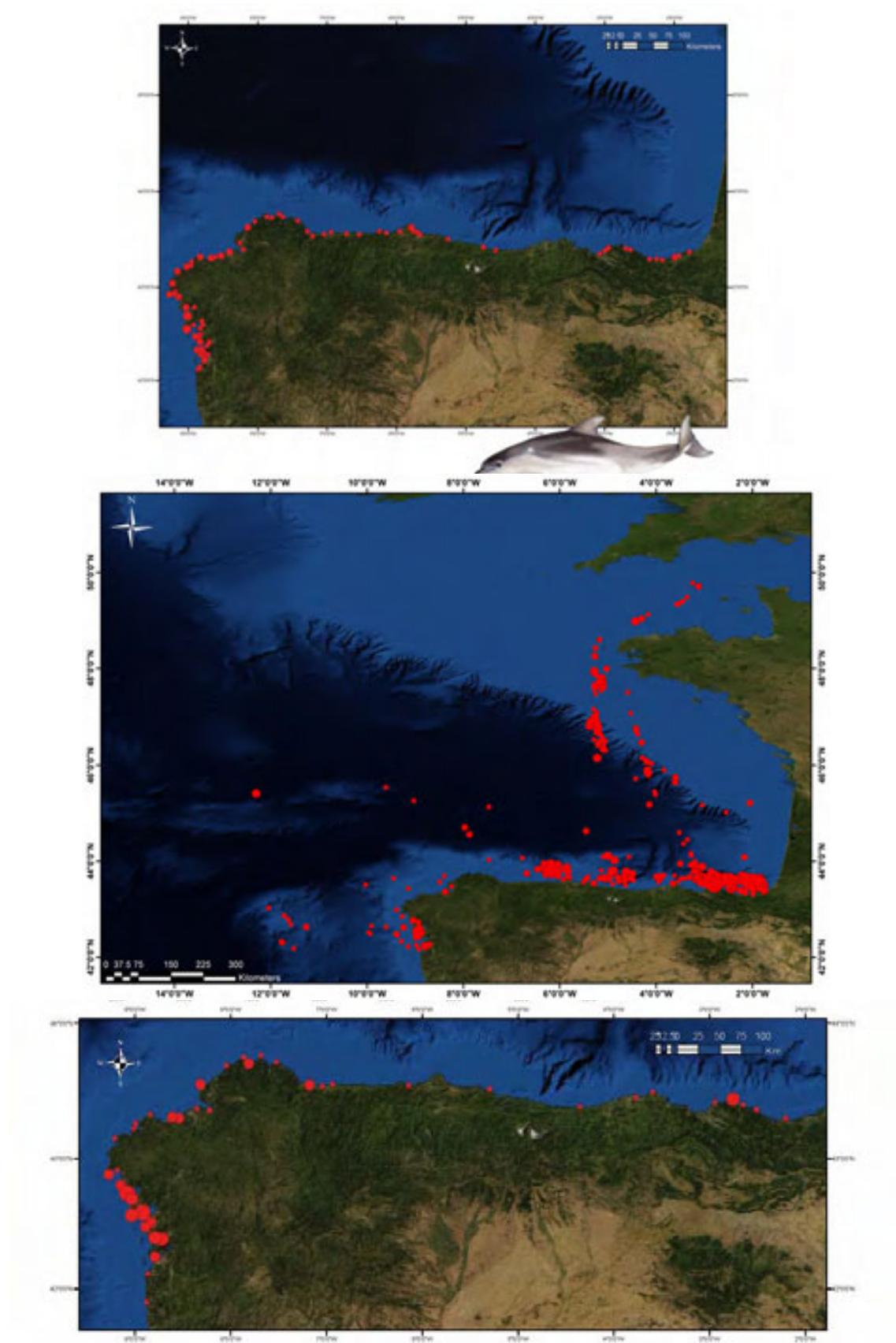




Figura 1.5. Mapas de (a) varamientos de delfín mular en las costas de la demarcación, (b) avistamientos desde el mar y (c) avistamientos desde costa (reproducidos del proyecto *Bases para el desarrollo de los planes de conservación de las especies de cetáceos protegidas en la demarcación marítima noratlántica*, López et al., 2012).

En aguas de la demarcación noratlántica, estudios de fotoidentificación llevados a cabo en Galicia y el País Vasco parecen indicar la existencia de individuos residentes en aguas costeras de las rías gallegas y Guipúzcoa (García et al., 2011; Vázquez et al., 2006; Marcos et al., 2010). Estos individuos fotoidentificados presentan diferentes grados de movimiento. En Galicia, se ha determinado el desplazamiento de individuos entre rías contiguas, entre áreas costeras diferentes como de la Ría de Pontevedra al Golfo Ártabro o incluso entre áreas costeras lejanas como de Galicia a Euskadi (Vázquez et al., 2006; López et al., 2009; García et al., 2011). Así mismo se han detectado movimientos de al menos tres individuos que se han desplazado a lo largo de toda la demarcación, siendo fotografiados en Galicia y País Vasco con un intervalo de tiempo de 1 y 2 años (López et al., 2007).

Los resultados de dos tipos diferentes de marcadores genéticos (microsatélites y DNA mitocondrial) indican la existencia de diferenciación genética entre esta población que habita las Rías Bajas gallegas y el resto de los delfines mulares de aguas adyacentes (Fernández et al., 2011a) con evidencias también de la existencia de individuos altamente móviles que se desplazarían entre ambas. Las dos poblaciones de delfines mulares identificados en Galicia, parecen ser simpátricas al menos en algunas áreas como por ejemplo las aguas de la plataforma. La combinación de análisis de contenidos estomacales e isótopos estables (nitrógeno y carbono) parecen indicar que existe un cierto grado de reparto de recursos o segregación de hábitat entre ambas poblaciones que reduciría la competencia intraespecífica entre las dos unidades genéticamente diferenciadas (Fernández et al., 2011b).

Criterio 1.2. Tamaño poblacional

Indicador: Abundancia de la población

El proyecto SCANS-II estimó una abundancia de 3935 (CV = 0,38) delfines mulares en las aguas de la plataforma del Noroeste de la Península Ibérica (Bloque W, Figura 1). La estima de abundancia, obtenida en la campaña CODA, para las aguas entre la plataforma continental y el límite de la ZEE fue mucho menor, con un valor de 876 delfines (CV = 0,82) y 1174 (CV = 0,45) (Bloques 3 y 4, respectivamente, Figura 1, CODA, 2009). Hay que tener en cuenta que en ambos casos, no se prospectaron las rías por lo que la población costera del sur de Galicia no se habría muestreado en su totalidad.

López et al. (2012) obtuvieron una estima de 12086 individuos (CV=26,6%, 95% IC= 4094 - 18132) para la demarcación a partir de avistamientos obtenidos en campañas dedicadas entre el 2003 y 2011. La zona de máxima densidad de animales se encuentra en la parte interna del Golfo de Bizkaia, en la cabecera del cañón de Cap Breton (Figura

1.6). Este resultado se debe principalmente a la presencia de grupos más numerosos en estas zonas alcanzando incluso en ocasiones los 200 ejemplares. Al igual que en el caso de las campañas SCANS-II y CODA en este análisis no se tuvo en cuenta los grupos del interior de las Rías Gallegas.

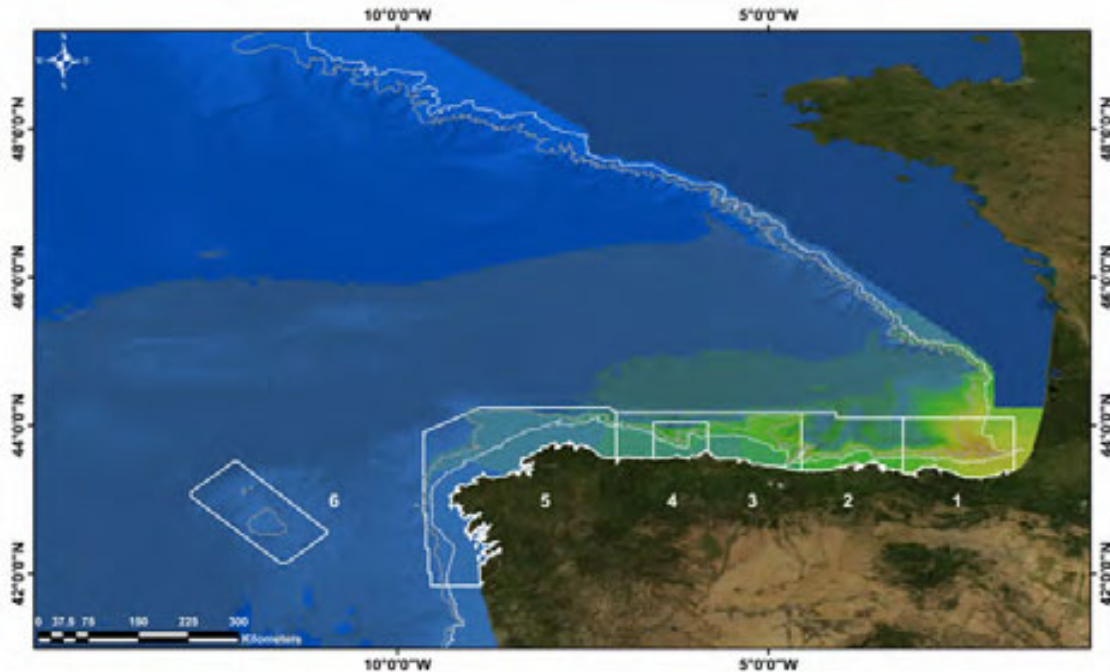


Figura 1.6. Mapas de densidad estimada para delfín mular en base al análisis de los avistamientos obtenidos de campañas dedicadas entre el 2003-2011. Áreas = 1: Euskadi, 2: Cantabria, 3: Asturias, 4: cañón de Avilés, 5: Galicia y 6: Banco de Galicia (reproducidos del proyecto *Bases para el desarrollo de los planes de conservación de las especies de cetáceos protegidas en la demarcación marina noratlántica*, López et al., 2012).

Los estudios de fotoidentificación basados en el reconocimiento de delfines individuales mediante el estudio del perfil de la aleta dorsal registraron un total de 255 delfines mulares en Galicia, con un bajo porcentaje de recaptura durante los años 2000-2010 que indicaría que sólo se habría identificado una parte de la población costera (García et al., 2011). Al igual que ocurre en Galicia donde se han identificado, gracias a las series historias de recapturas de individuos mediante técnicas de fotoidentificación, al menos algunos grupos de delfines mulares con un cierto grado de residencia, los últimos estudios realizados en la zona oriental de Guipúzcoa parecen indicar la presencia de este mismo fenómeno (López, et al., 2012).

Criterio 1.3. Condición de la población

Indicador: Características demográficas de la población



En Galicia, la mayor parte de los individuos varados poseen longitudes que van de 200 a 310 cm y se estima que los machos y las hembras alcanzan la madurez sexual a los 300 y 277 cm respectivamente (López, 2002) lo que parece indicar que los delfines mulares en Galicia son más grandes y maduran a tallas mayores que las poblaciones estudiadas en otras zonas del mundo.

De los 306 ejemplares varados en Galicia entre 1990 y 2011 cuya longitud se midió (el 91,8% de los ejemplares), ésta varió entre los 100 y los 345 cm con la mayoría de los delfines con longitudes comprendidas entre los 200 y 310 cm (López et al., 2012). La edad de una pequeña muestra ($n = 24$) de estos individuos se determinó contando los anillos presentes en los dientes y varió entre 1 y 20 años de edad. Se estimó que la mayor parte de los individuos eran mayores de 4 años y en muy pocos casos se estimó una edad por encima de los 16 años.

La información proveniente del análisis de los contenidos estomacales de 82 individuos varados en Galicia entre 1990 y 2005 indican una dieta fuertemente dominada por la bacaladilla (*Micromesistius poutassou*) y la merluza (*Merluccius merluccius*) que contribuyeron al 73% y 8% en número y el 48% y 30% en peso, respectivamente, del total de presas consumidas (Santos et al. 2007). Estas dos especies fueron también las más importante en la dieta de 8 estómagos de delfines mulares varados en Asturias (Arronte et al., 2009).

Fernández et al. (2011b) reanalizó los contenidos estomacales e investigó las concentraciones de isótopos estables en músculo y piel de ejemplares asignados a las dos poblaciones genéticamente diferenciadas en Galicia. Sus resultados indican que la población costera posee un nivel trófico significativamente mayor (reflejado en valores más altos del isótopo pesado de N), valores significativamente más altos del isótopo pesado de C (C^{13}) y un menor porcentaje de bacaladilla y merluza en la dieta que la población no residente. Estos resultados indicarían una segregación de hábitat entre ambas poblaciones que facilitaría su coexistencia al reducir la competencia por recursos.

Principales presiones e impactos

De las dos poblaciones de delfines mulares identificadas (dentro de la demarcación), la población costera puede estar sufriendo un mayor impacto por la degradación del hábitat y la contaminación que la población que habita en aguas más abiertas. Esta última, que parece alimentarse en mayor medida de especies de importancia comercial como la bacaladilla y la merluza, sería más vulnerable a interacciones con la pesca, tanto desde el punto de vista de las capturas accidentales como la sobrepesca de sus presas. Aunque el tamaño reducido de la población costera puede hacerla más vulnerable ante un menor grado de interacciones con la pesca.



Otra fuente de amenaza para esta población costera lo constituye el aumento del número de embarcaciones deportivas y el incremento de los puertos deportivos y del turismo en general conlleva un aumento del riesgo de interacciones negativas con las poblaciones de cetáceos que, sobre todo en el caso del delfín mular, utilizan las mismas áreas. El ruido de las embarcaciones, el acoso y persecución de los animales así como el comportamiento de muchos patrones de acercarse lo más posible a los delfines y el riesgo de colisiones son factores a tener en cuenta. Desde el 2007 existe un estudio por parte de CEMMA para investigar y evaluar el impacto de las interacciones entre las poblaciones costeras de delfín mular y las embarcaciones sobre todo deportivas en los puertos de Galicia. El estudio que se inició en los puertos de Sanxenxo y Portonovo se extendió al puerto de Ribeira en el 2010 y al de Portosín en el 2011. Los resultados indican que en la mayor parte de las ocasiones los delfines mulares reaccionaron a la aproximación de las embarcaciones generalmente alejándose aunque en algunos casos acercándose a ellas. En aquellos casos en que los barcos acosaron a los delfines, éstos mostraron reacciones de evasión que abarcaron desde cambios de rumbo, inmersiones prologadas y golpes en el agua con la aleta caudal (Caldas et al., 2007; CEMMA, 2008; Fonseca, 2011; Sirmel, 2011). Otras actividades recreativas identificadas por los estudio como potencialmente peligrosas para los delfines son la presencia de embarcaciones desplazándose a gran velocidad cerca de la costa como son las motos náuticas y el ski náutico.

Ambas poblaciones de delfines mulares son objeto de capturas accidentales. El análisis de los varamientos de esta especie en Galicia muestra que de un total de aproximadamente 300 varamientos de esta especie entre 1990-2011, alrededor de 12-13% presentaba signos de captura accidental (López et al., 2012). No existen en aguas de la demarcación programas específicos para el seguimiento a bordo de las capturas accidentales en redes de enmalle o arrastreros de gran apertura vertical (HVO) exigida por el Reglamento (CE) No 812/2004 en las divisiones ICES VIIIc (norte de Galicia y cornisa cantábrica) y IXa (sur de Galicia) (Lens et al., 2011). Información adicional sobre las capturas incidentales en las pesquerías españolas es proporcionada por el seguimiento de la actividad pesquera en virtud del Reglamento (CE) No 199/2008 (para el establecimiento de un marco comunitario para la recopilación, gestión y uso de los datos del sector pesquero y el apoyo al asesoramiento científico en relación con la política pesquera común). Observadores a bordo de barcos pesqueros realizan un seguimiento de descartes y capturas incidentales en las divisiones ICES VIII, IX y VII (Canal de la Mancha y aguas francesas). En este programa, se monitorearon un total de 908 lances de arrastre de fondo, 38 de parejas, 43 de cerqueros y 40 de enmalle conjuntos de redes de enmalle sin que se produjese ninguna captura accidental. Teniendo en cuenta el elevado número de mareas que sólo en Galicia podrían superar 1000000 anualmente (López et al., 2003), el número de lances monitoreado representa una parte demasiado pequeña del total del esfuerzo pesquero como para obtener estimas representativas de la magnitud de las capturas accidentales. La captura accidental representa un evento relativamente raro por lo que necesario una cobertura amplia para evitar la subestimación y lograr los límites razonables de confianza en la estima ($CV = 0,3$) siguiendo el requerimiento del Reglamento 812/2004.



En este sentido las estimas de número medio de delfines mulares capturados accidentalmente en la DMNATL realizadas a partir de las encuestas a pescadores de distintos artes de pesca fue de 703 (CEMMA, 2012). Teniendo en cuenta que la estima de abundancia para la DMNATL es de 12082 individuos, aplicando el principio de precaución, el número máximo de capturas accidentales no debería superar los 241 ejemplares (2% de la población).

Por último y, aunque de manera residual, todavía se producen capturas directas de esta especie mediante el uso de arpones para el consumo propio, principalmente en Cantabria y País Vasco. Estos datos provienen de encuestas a pescadores en toda la demarcación que revelan datos a tener en cuenta como que el 62% manifestó que se producen capturas accidentales de cetáceos en las artes de pesca y que el porcentaje de marineros que afirmaron que habían consumido alguna vez carne de cetáceo presenta un claro gradiente de oeste con el 14,1% en Galicia a este con el 73,2% de los entrevistados (CEMMA 2012a).

Evaluación del estado ambiental

En base a las características del buen estado ambiental propuestas y aunque no se tienen estimas de las tendencias poblacionales, el elevado número de capturas accidentales obtenido de los registros de varamientos es preocupante. Como se ha mencionado con anterioridad, diversos estudios han intentado analizar y cuantificar los posibles efectos en las poblaciones de delfín mular de algunas de las actividades humanas pero debe de tenerse en cuenta que estas presiones antropogénicas pueden están actuando en sinergia sobre las poblaciones que ya están afectadas por la disminución de sus presas tradicionales (también objetivo de la pesca comercial), la modificación de su hábitat por el desarrollo acelerado de las zonas costeras y la contaminación tanto acústica como del agua debido a los vertidos industriales y urbanos.

Pasos necesarios para el futuro

Como en el caso de la marsopa, las estimas de abundancia son puntuales en el tiempo y no permiten estudiar tendencias en el tamaño de la población, pero la continuación de los estudios de fotoidentificación y las campañas de avistamientos pueden proporcionar índices válidos sobre todo para la población costera de delfín mular en aguas gallegas que se considera una unidad de gestión diferente (ICES, 2011). Es necesario seguir promoviendo los proyectos regionales pero sobre todo incrementar los esfuerzos por realizar proyectos de colaboración interregional e internacional que permitan aglutinar toda la información disponible y poder ser analizada de manera conjunta para obtener resultados robustos. En el caso de estimas de abundancia se debería realizar especiales esfuerzos por participar en los muestreos a gran escala tipo



SCANSII – CODA – TNASS complementando en caso de que así fuera necesario muestreos en áreas donde estas campañas no llegan de modo que se puedan obtener series históricas completas que permitan obtener tendencias de las poblaciones.

Delfín común (*Delphinus delphis*)

Al contrario que en el caso de la marsopa y el delfín mular, se considera que existe una única población de delfín común en el Atlántico Nordeste en base a los resultados de estudios genéticos y de morfología del cráneo (Murphy et al., 2006, 2009; Luca et al., 2009).

Criterio 1.1. Distribución

Indicadores: Rango de distribución y patrones de distribución

El delfín común es el cetáceo más abundante y más frecuentemente avistado en aguas gallegas (López et al., 2002; 2004) y también es la especie más común en el resto de la Cornisa Cantábrica (Vázquez et al., 2005; Ruano et al., 2007; Covelo et al., 2008; Macleod et al., 2011; Marcos et al., 2012). Los mapas de la Figura 1.7 muestran la distribución del número de varamientos entre 2000 y 2011, de avistamientos registrados durante campañas dedicadas y avistamientos registrados desde costa entre 2003 y 2011 (López et al., 2012). El delfín común se considera una especie oceánica ya que la mayor parte de los avistamientos suelen tener lugar en aguas fuera de la plataforma (> 200 m de profundidad) aunque también se avista en la plataforma e incluso dentro de las Rías en ocasiones (Pierce et al., 2010; Spyarakos et al., 2011). Las observaciones realizadas por la red de avistamiento costera establecida en el 2003 por CEMMA en Galicia confirman esta preferencia del delfín común por aguas más profundas, al ser avistado con más frecuencia en los puntos de la costa en los que la plataforma es más estrecha (e.g. Cabo Ortegal, Laxe y A Guarda). Desde costa, y para el período septiembre de 2003 a octubre 2007, el delfín común fue la segunda especie más frecuentemente registradas, vistos durante el 3,7% de los períodos de observación (Pierce et al., 2010). En Asturias su distribución incluye aguas desde los 50 hasta los 2000 metros si bien tiene preferencia por zonas de profundidades entre los 200 y 1500 metros (Ruano et al., 2007). En el País Vaso esta especie se distribuye a lo largo de todo el año en un rango amplio de profundidades que varía desde los 20 hasta los 2500 m (Vázquez et al., 2005; Marcos et al., 2010) siendo el invierno la época en la que mas se acerca a costa (Vázquez et al., 2003). Los únicos datos sobre distribución espacial que se tienen en Cantabria corresponden al mes de Julio y al igual que ocurre en el resto de la cornisa cantábrica se distribuyen entre los 100 y 2000 m.

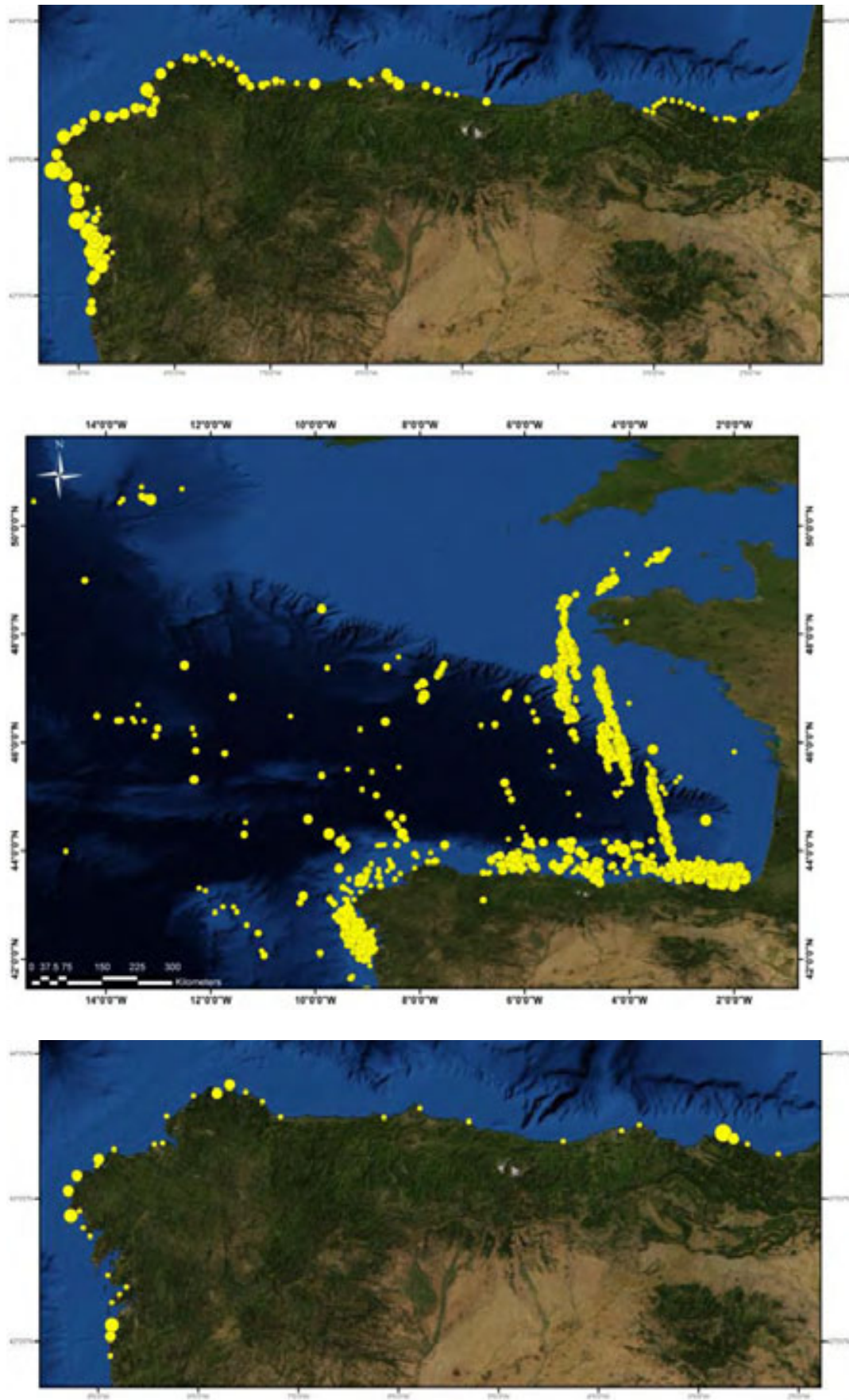




Figura 1.7. Mapas de (a) varamientos de delfín común en las costas de la demarcación, (b) avistamientos desde el mar y (c) avistamientos desde costa (reproducidos del proyecto *Bases para el desarrollo de los planes de conservación de las especies de cetáceos protegidas en la demarcación marina noratlántica*, López et al., 2012).

En los registros anuales de varamientos de CEMMA (disponibles desde 1990) el delfín común ocupa el primer puesto en número de individuos (con aproximadamente la mitad de los 250 mamíferos marinos varados cada año pertenecientes a esta especie) (López et al., 2002; Dove, 2010). También es la especie más comúnmente varada en Asturias (Ruano et al., 2007) y en el País Vasco (López et al., 2012). En Galicia, el número de varamientos de delfines comunes ha aumentado significativamente en el período de estudio, 1990-2011, pasando de una media anual de 69 individuos entre 1990-2000 a una media anual de 128 en el período 2011-2011 (CEMMA, 2012), con la mayor parte de los varamientos registrándose en la costa sur de Galicia y en los primeros meses del año. El máximo número de animales varados (180) se registró en 2008 (CEMMA, 2012).

Criterio 1.2. Tamaño poblacional

Indicador: Abundancia de la población

Existe una estima de abundancia para las aguas de la plataforma de la Península Ibérica (SCANS-II, Bloque W, Figura 1) de 17916 (CV = 0,22) individuos (SCANS-II, 2008). La estima de abundancia, obtenida en la campaña CODA, para las aguas entre la plataforma continental y el límite de la ZEE fue de 21 071 (CV = 0,51) delfines (Bloque 3, Figura 1, CODA, 2009).

López et al. (2004) utilizó los avistamientos oportunistas recopilados por observadores a bordo de barcos de pesca entre 1998 y 1999 para obtener una estima de abundancia aproximada de la población de unos 8100 delfines comunes en aguas gallegas. Otro programa llevado a cabo en 2006-2007 cubrió también las aguas litorales y obtuvo una abundancia de la población media de alrededor de 7300 delfines comunes. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que estas estimas (al contrario que las obtenidas a partir de SCANS y CODA) se han calculado en base a la estimación de los anchos de banda efectivos y no han sido corregidas para tener en cuenta los animales no observados en el transecto y por ello son estimas mínimas de abundancia.



Criterio 1.3. Condición de la población

Indicador: Características demográficas de la población

Murphy et al. (2009) estimaron que en aguas del Atlántico Nordeste, los delfines comunes alcanzan la madurez sexual a los 188 cm de longitud y a edades de 8 años. Estos resultados confirman los obtenidos por López (2003) con muestras de Galicia. En esta zona los animales adultos pueden llegar a los 230 cm de talla y a superar los 100 kg de peso (López, 2006).

La dieta del delfín común ha sido descrito a partir del examen de los contenidos estomacales de animales varados y capturados en Galicia (Santos et al., 2004, 2011) y Portugal (Silva, 1999).

Santos et al. (2011) investigaron la dieta de la especie en base a los resultados de la identificación del contenido estomacal de 514 individuos varados y capturados en Galicia desde el 1990-2008. Las presas más importantes fueron la sardina, la bacaladilla y merluza, todas ellas especies de alto valor comercial. Los autores también describieron la existencia de variabilidad espacio-temporal y ontogenético en la dieta aunque los análisis de la importancia en la dieta y los índices anuales de abundancia de las principales especie presas no son concluyentes para confirmar si la especie es un depredador oportunista o selectivo, aunque parece existir más evidencia de lo primero. No hay información disponible sobre la dieta para el resto de la zona de estudio.

Principales presiones e impactos

Como parte del proyecto europeo *Bioaccumulation of persistent organic pollutants in small cetaceans in European waters: transport pathways and impact on reproduction* (BIOCET) se examinaron aquellos cuerpos de animales varados en Galicia en el periodo 2001-03 que se encontraron en un buen estado de conservación. A estos animales se les practicó una necropsia completa y se tomaron muestras a las que se realizaron análisis bacteriológicos, virológicos e histopatológicos para determinar la causa de la muerte y las posibles enfermedades / lesiones / carga parasitaria presentes. Los resultados indican que en el caso del delfín común la principal causa de la muerte fue la captura accidental en redes de pesca. Otras lesiones, que en algunos casos fueron lo suficientemente severas como para ocasionar la muerte al animal, incluyeron: neumonías (causadas por parásitos o infecciosas), úlceras gástricas, hepatitis y lesiones renales (Pierce et al., 2005). En cuanto a los niveles de contaminantes, en concreto PCBs, el 39% de los delfines comunes muestreados (n = 23) presentaron niveles por encima del umbral considerado para producir efectos negativos en la reproducción.

El establecimiento de un programa de colaboración con los barcos de pesca, sobre todo de arrastre en Galicia por CEMMA permitió el acceso a 102 ejemplares capturados accidentalmente desde 1990 a 2006 (López y Martínez-Cedeira, 2010). El



análisis de los varamientos de esta especie en Galicia, al menos 2167 ejemplares a lo largo de la costa gallega entre 1990 y 2011 (CEMMA, 2012), de los cuales aproximadamente un tercio se encontraban en buen estado de conservación (código de conservación < 4) indica que la principal amenaza para el delfín común en la demarcación es la interacción con las pesquerías, ya que de los animales lo suficientemente frescos como para determinar con claridad la causa de la muerte, 767 (58,5%) ejemplares de los 1312 varados presentaban indicios de interacciones con la pesca entre los años 2000 y 2009 (López y Martínez-Cedeira, 2010).

Los machos juveniles representan la mayor proporción de individuos catalogados como capturas accidentales, apareciendo con más frecuencia que las hembras o machos adultos. Este hecho sugiere que existe una segregación de sexo y edad en cuanto a la ocupación del hábitat por parte de la especie en aguas gallegas. La tasa estimada en base a los varamientos de interacciones con la pesca se ha incrementado significativamente a lo largo de la serie histórica (Figura 2.9), desde un 26,5% en el período 1990-1999 al 58,5% en 2000-2009 (López y Martínez-Cedeira, 2010) y se estima que actualmente está alrededor del 50% (CEMMA, 2012). La mayor proporción de animales con evidencias de capturas accidentales se encuentra en las regiones más al sur de Galicia (Figura 1.8). Teniendo en cuenta que, como se mencionó anteriormente, no todos los cuerpos de animales capturados llegan a la costa como varamientos, y que no es posible el diagnóstico de captura accidental en animales en avanzado estado de descomposición, estas cifras representan subestimaciones de las figuras reales.

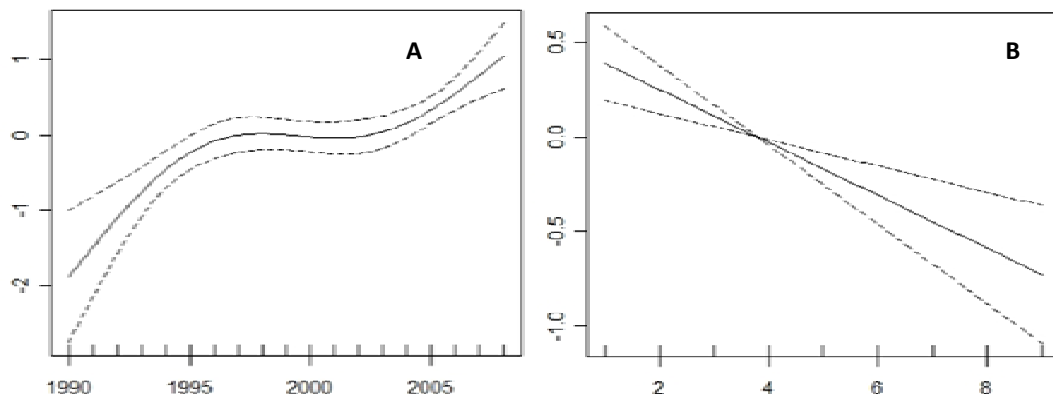


Figura 1.8. Tendencias intranuales y espaciales en el porcentaje de capturas accidentales en los varamientos registrados de delfín común en Galicia reveladas por modelos aditivos generalizados (GAMs). (A) efecto del año en la proporción de capturas accidentales y (B) efecto lineal de la zona geográfica (la costa de Galicia se dividió en 9 zonas de norte a sur) (reproducido de Dove, 2010).

López et al. (2003) utilizaron un cuestionario repartido entre diferentes segmentos de la flota pesquera en Galicia y obtuvieron una estima de captura accidental de 1629 pequeños cetáceos anualmente (en su mayoría probablemente delfines comunes). Este estudio identificó los barcos de arrastre que faenan en la modalidad de pareja



como la modalidad de pesca con una mayor tasa de capturas accidentales. El programa de colaboración establecido por CEMMA con parte de esta flota con base en Ribeira y otra iniciativa de colaboración entre patrones y el IEO dentro del marco del proyecto Whalewatch confirman que la mayor parte de las capturas son delfines comunes.

Fernández-Contreras et al. (2010) llevaron a cabo un estudio de la flota de pareja en Ribeira con observadores que monitorizaron un total de 891 lances de 12 parejas entre Marzo del 2001 y Diciembre del 2003. El base a estos datos, calcularon que número de delfines comunes capturados anualmente por esta flota podría representar 394 animales (95% IC = 230-632). El período del día de recogida de las redes, la profundidad y la época del año influyeron significativamente en la tasa de captura, con una mayor captura accidental de noche, de mayo a septiembre y en el borde de la plataforma continental. Estos autores también señalan la predominancia de machos juveniles y subadultos en las capturas que relacionaron con la existencia de grupos de machos jóvenes que en su estudio fueron capturados en los mismos lances en dos ocasiones (7 y 15 individuos, respectivamente).

Evaluación del estado ambiental

No se poseen estimas de las tendencias poblacionales del delfín común en aguas de la demarcación pero el aumento aparente de la tasa de mortalidad en los varamientos representa un motivo de preocupación. La creación de una tabla de vida para los individuos varados en Galicia utilizando las edades estimadas a partir de la lectura de las bandas depositadas en los dientes ($n = 312$ individuos) permite obtener una tasa de mortalidad anual del 13% (asumiendo que la distribución de edades de los varamientos es representativa de la población y que ha permanecido estable a lo largo del período de estudio, 1990-2007). Al aplicar a esta tasa de mortalidad, el porcentaje de individuos con evidencia de captura accidental en los varamientos (41%) se obtiene una tasa anual de mortalidad por captura incidental de aproximadamente 5,3% (Read, datos no publicados). Esta tasa de mortalidad superaría con creces los límites máximos recomendados por ASCOBANS y la IWC para las poblaciones de cetáceos y son probablemente insostenibles a largo plazo.

Con una estima poblacional de 17916 ($CV = 0,22$) individuos en aguas de la plataforma (SCANS-II, 2008) y de 21071 ($CV = 0,51$) ejemplares en aguas oceánicas (CODA – Bloque 3), valores de 1,7-2% (establecidos como límites aceptables) representarían unos 305 - 358 animales en aguas de la plataforma y 358 – 421 individuos en aguas oceánicas al año. Las estimas obtenidas por López et al. (2003) ya superan estas figuras y solamente se refieren a las capturas accidentales en Galicia. La estima de Fernández-Contreras et al. (2010), indicaría que solamente la captura accidental en la flota de arrastre en pareja con base en Ribeira superaría los límites representaría la mitad del total aceptable para la especie. Esta situación hace que no se puede considerar que se cumpla el buen estado ambiental para esta población.



Pasos necesarios para el futuro

Cualquier medida de gestión para asegurar la conservación de las poblaciones de cetáceos necesita ser implementada urgentemente, dado el alto nivel de capturas accidentales actuales y la baja resistencia ante este tipo de presiones antropogénicas de estas especies de crecimiento lento, esperanza de vida larga y pequeña tasa de reproducción. Es probable que el mayor impacto sobre las poblaciones en esta demarcación sea la captura accidental por lo que su disminución a límites sostenibles debería de ser prioritaria. Fernández-Contreras et al. (2010) propusieron que el nivel de captura de delfín común por parte de la flota de arrastre en pareja de Galicia podría reducirse significativamente si el arrastre tiene lugar en profundidades de más de 250-300 m. Este y otro tipo de medidas similares (por ejemplo, evitar el arrastre de noche), que redujesen la tasa de captura accidental a niveles muy por debajo de los actuales serían efectivas para la conservación de la población.

La continuación de la recolección de información biológica a partir de animales varados y capturados accidentalmente es necesaria para permitir mejorar la estima de los parámetros demográficos de esta población (por ejemplo la tasa de preñez, etc.) y construir modelos poblacionales robustos que permitan explorar el efecto a nivel poblacional de diferentes medidas de gestión.

Uno de los factores con más peso a la hora de estimar el impacto de la captura accidental (y otras presiones antropogénicas) va a ser la estima poblacional por lo que es necesario la obtención de estimas de abundancia y distribución más precisas. Para ello, y durante los períodos en los que no se produzca una campaña dedicada a gran escala como SCANS y CODA, el establecimiento y/o continuación de campañas a pequeña escala o oportunistas que produzcan índices de abundancia puede proporcionar la información necesaria para el monitoreo de las tendencias en la población (aunque ha de asegurarse que el protocolo utilizado tanto para la recolección como el análisis de los datos es estándar). En relación a este hecho, sería prioritario el poder analizar de manera conjunta los datos que se disponen desde 2003 a 2011 en el marco de la colaboración interregional a nivel de toda la demarcación como se ha hecho para otras especies como la marsopa o el delfín mular (López et al., 2012). Este análisis permitiría tener una estima de abundancia que, en base a la cantidad de datos y años disponibles, podrían servir para intentar obtener primeros datos sobre la tendencia de la abundancia de esta especie.

La estima de la abundancia poblacional del delfín común (y otros cetáceos) requiere idealmente campañas dedicadas a gran escala como SCANS y CODA y una metodología estandarizada para poder comparar las estimas obtenidas. Sin embargo, este tipo de campañas requieren un elevado tiempo de barco y son muy costosas con lo que probablemente en el futuro no disminuirán su periodicidad actual de una campaña de estas características cada 10 años. Este período de tiempo es demasiado largo para esperar detectar tendencias a no ser que éstas fuesen muy drásticas en las poblaciones



y de hecho, las estimas obtenidas por SCANS y CODA presentan límites de confianza muy amplios que hacen difícil el detectar cambios en la abundancia.

Es por ello que pese a dejar constancia de la importancia de tener buenas estimas de abundancia actualizadas, hay que darle mayor peso a la necesidad de trabajar en el seguimiento de los impactos negativos conocidos, máxime aquellos tan claros como es la captura accidental en el caso de la demarcación noratlántica y en la obtención de información más asequible derivada de los animales varados y capturados accidentalmente, tanto por la información biológica que proporcionan como por la patológica y de causa de muerte. Eso sí, pese al coste, para aquellas especies amenazadas incluidas en el catálogo nacional o bien para las del anexo II de la Directiva hábitat (*Tursiops truncatus* y *Phocoena phocoena*) la información sobre sus estimas de tamaño de población y/o abundancia han de realizarse ya que es una necesidad impuesta en nuestra legislación y vendrá impuesta en los planes de recuperación o conservación que se desarrollen para estas especies.

Por último, es necesario mejorar el monitoreo de los diferentes segmentos de la flota mediante observadores a bordo siguiendo los requerimientos ya establecidos en la legislación comunitaria. Está claro que la cobertura deseable (por ejemplo el reglamento 812/2004 habla de un 5% de la actividad) no es posible en todos los casos pero la información ya disponible, al menos para ciertas áreas, puede informar sobre aquellas flotas cuya monitorización debe de priorizarse (e.g. arrastre). Es imprescindible obtener estimas más robustas y fiables de las tasas de captura accidental que sufren las poblaciones y asimismo entender los mecanismos por los que tiene lugar para diseñar medidas de mitigación eficaces. Existen además métodos alternativos y con menor coste que pueden complementar los programas de observadores a bordo como son las encuestas a pescadores, programas de colaboración para facilitar la entrega de individuos capturados por parte de los pescadores y el análisis de los varamientos, todos ellos ya en marcha y de cuya información se ha nutrido este documento. Otra técnica en desarrollo y que parece obtener resultados prometedores a un coste mucho más reducido que el de observadores, es la instalación de cámaras de video a bordo que graben las operaciones de pesca.

Zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*)

Hasta hace bien poco el único conocimiento sobre la biología del zifio de Cuvier, al igual que el resto de especies de zifios, provenía única y exclusivamente de los datos obtenidos a partir de los animales varados en las costas. En la última década la proliferación de pequeños grupos locales que han desarrollado campañas de investigación, y la constatación de la elevada sensibilidad de este grupo de cetáceos al ruido antropogénico, fundamentalmente el producido por maniobras militares y operaciones sísmicas, que provocan varamientos masivos e incluso la muerte de



individuos, ha permitido incrementar notablemente el conocimiento sobre esta especie.

Criterio 1.1. Distribución

Indicadores: Rango de distribución y patrones de distribución

Los primeros datos sobre la importancia de la presencia del zifio de Cuvier en la demarcación marina noratlántica y, más concretamente en la zona sureste del golfo de Bizkaia, provienen del programa de monitorización BDRP (Biscay Dolphin Research Programme) a bordo del Ferry Pride of Bilbao que realizaba la ruta entre Bilbao – Portsmouth (Williams et al., 1999).

El zifio de Cuvier está presente a lo largo de todo el año en la parte sudeste del golfo de Bizkaia donde se ha descrito un patrón de distribución claro de modo que permanece en las zonas más meridionales durante el otoño e invierno y se expande hacia zonas septentrionales en primavera y verano (Vázquez et al., 2004; Smith, 2010).

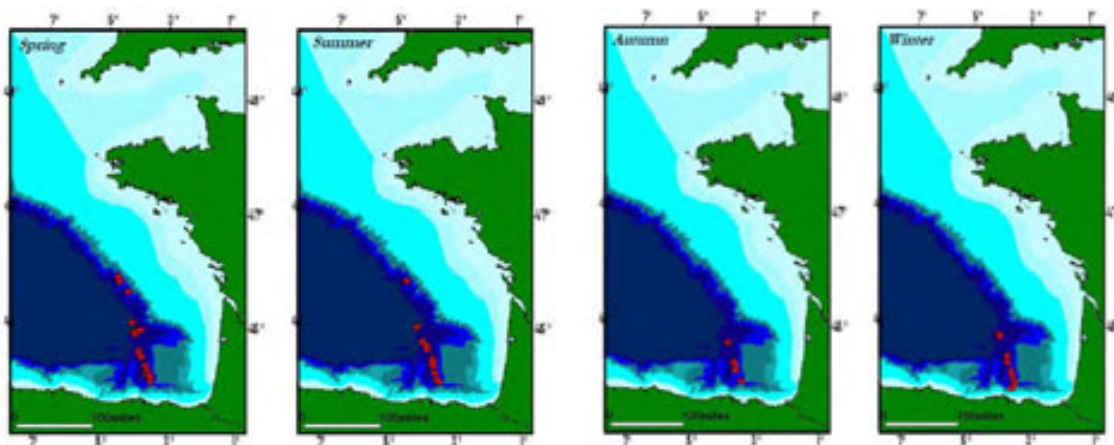


Figura 1.8. Distribución temporal de zifio de Cuvier en el sudeste del golfo de Bizkaia (Reproducido de Smith, 2010).

Los mapas de la Figura 1.9 muestran la distribución del número de varamientos entre 2000 y 2011, de avistamientos registrados durante campañas dedicadas y avistamientos registrados desde costa entre 2003 y 2011 (López et al., 2012). El valor de porcentaje de varamientos de zifio de Cuvier en relación al total de varamientos registrados entre el año 2000 y el año 2011 se incrementa de oeste a este con el 2,4% en Galicia, el 6,6 % en Asturias y el 7,9 % en País Vasco. Los últimos datos de campañas dedicadas en el cañón de Avilés realizadas por la CEMMA en el marco del proyecto INDEMARES entre 2009 y 2011 indican que este cañón también es un hábitat importante para el zifio de Cuvier.

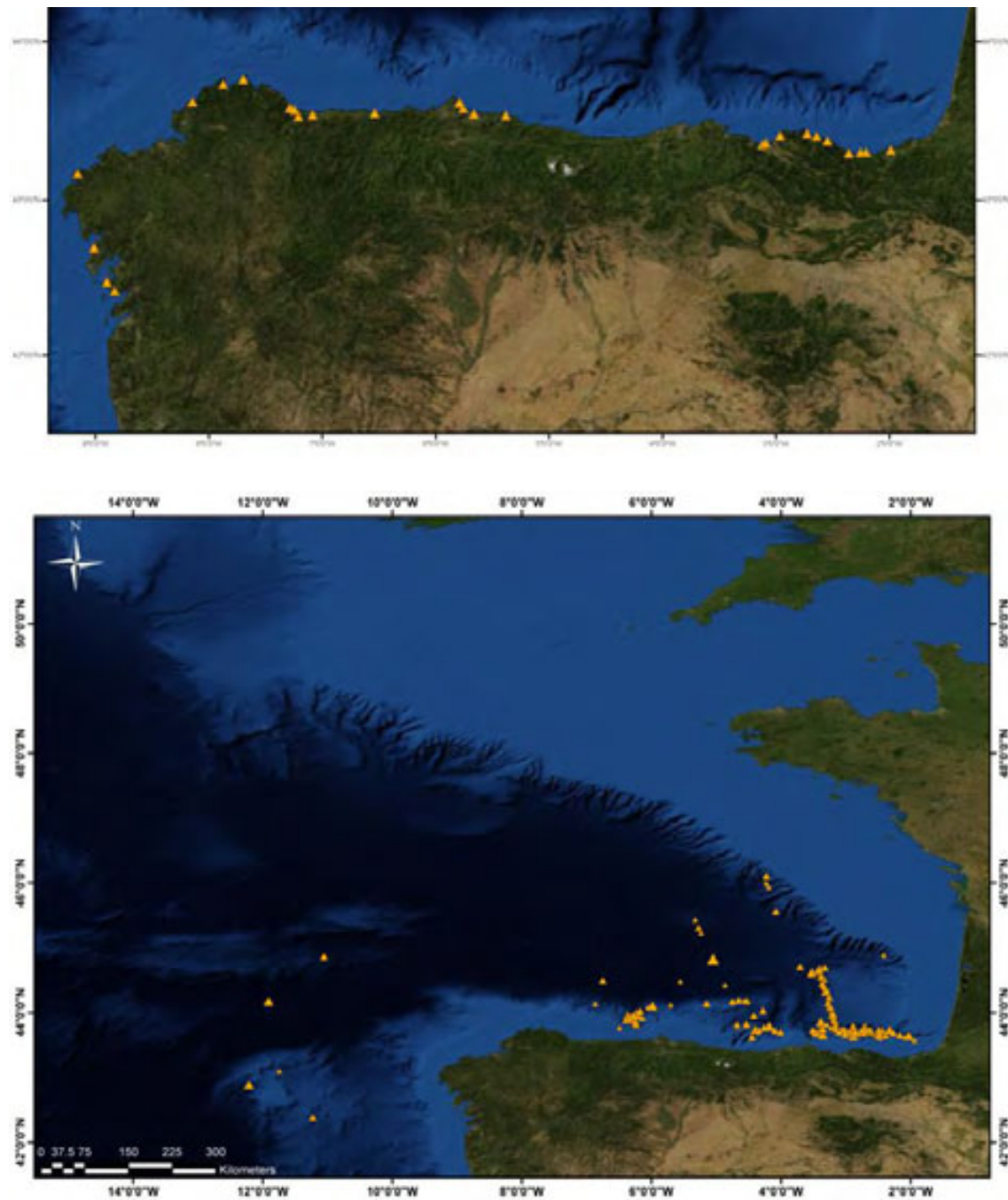


Figura 1.9. Mapas de (a) varamientos de zifio de Cuvier en las costas de la demarcación, y (b) avistamientos desde el mar (reproducidos del proyecto *Bases para el desarrollo de los planes de conservación de las especies de cetáceos protegidas en la demarcación marina noratlántica*, López et al., 2012).



Criterio 1.2. Tamaño poblacional

Indicador: Abundancia de la población

Como ya se ha mencionado en la introducción una de las primeras estimas de abundancia para la especie en el Atlántico Norte Oriental se obtuvo con el proyecto CODA. A menor escala, Macleod et al. (2011) obtuvieron estimas de abundancia para el zifio de Cuvier en los cañones de Torrelavega y Cap Breton durante las campañas DIVER llevadas a cabo durante los meses de Julio de 2006, 2007 y 2008. Los valores de estimas de abundancia corregidos teniendo en cuenta una estima del sesgo de disponibilidad de 0,22 (SE = 0,03), es decir, el periodo de tiempo medio durante el que los animales están visibles en la superficie, fueron de 841 (CV = 0,23), 168 (CV = 0,23) y 277 (CV = 0,23) para 2006, 2007 y 2008 respectivamente. En este sentido es necesario destacar que mientras que durante el año 2006 se muestreo el cañón de Torrelavega, durante el año 2007 y 2008 se muestreo fundamentalmente el cañón de Cap Breton.

Criterio 1.3. Condición de la población

Indicador: Características demográficas de la población

Los datos de fotoidentificación registrados durante las campañas DIVER y los muestreos realizados por AMBAR entre 2002 y 2005 solo contienen una recaptura de un total de 76 individuos identificados, lo que sugiere un bajo nivel de residencia de los animales que habitan los cañones del sur del golfo de Bizkaia. Sin embargo, se tiene que tener en cuenta la heterogeneidad de la procedencia de los datos y de los diseños de las campañas.

Principales presiones e impactos

La principal amenaza antropogénica identificada por la comunidad científica que afecta a esta especie y, por tanto, la que requiere de una especial atención a la hora de estructurar planes de conservación y gestión, es el ruido submarino. La fauna marina, especialmente los cetáceos, dependen del sonido para una serie de funciones biológicas y son susceptibles a los efectos de la contaminación acústica marina (Richardson et al., 1995). En particular, la preocupación se ha centrado en el sonido de gran amplitud producido por los sonares activos de media y alta frecuencia emitidos por las embarcaciones navales y en las armas de aire comprimido utilizadas desde las embarcaciones de exploración sísmica durante las exploraciones geofísicas, además del aumento del ruido asociado con el transporte comercial marítimo. El ruido, como forma de energía, se considera implícitamente un agente contaminante de acuerdo con el artículo 1(1) (4) de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (UNCLOS). Sin embargo, no está sujeto al mismo nivel de regulación que otros agentes contaminantes, ni a nivel nacional ni internacional, a pesar de que se están



realizando esfuerzos en este sentido en el Mar Mediterráneo (Pavan, 2006, 2007). Los datos aportados por las redes de varamientos que funcionan en la demarcación marina noratlántica no incluyen eventos de varamientos masivos correlacionados con maniobras militares, es más, existe un único caso de varamiento masivo registrado en Febrero de 2004 en Foz (Asturias) en el que se vieron implicados 3 individuos (López et al., 2012). En cualquier caso, debido a potencial daño que puede causar tanto las maniobras militares como las campañas sísmicas, así como posibles procesos de instalación de nuevas instalaciones energéticas marinas en zonas cercanas, sería necesario asegurar que legalmente se hacen cumplir la adaptación de medidas de mitigación necesarias a la hora de planificar y realizar este tipo de actividades.

A pesar de que en el País Vasco se han registrado en 3 ejemplares indicios de interacción con pesca que supone un 42,9% de los animales varados, los datos no son concluyentes en este sentido. Por ello se debería seguir apoyando las redes de varamientos que permitan ir adquiriendo información más precisa a este respecto en años futuros. Aunque teóricamente la contaminación por residuos sólidos en el mar Cantábrico es menos problemática si lo comparamos con el mar Mediterráneo por ejemplo, la presencia de plásticos encontrados en los estómagos de algunos de los ejemplares varados indica que no es una cuestión baladí que debería ser objeto de un estudio más profundo.

Evaluación del estado ambiental

Aunque en la actualidad no se disponen de datos robustos sobre la incidencia de capturas accidentales o muerte por ingesta de plásticos, si tenemos en cuenta las estimas de abundancia obtenidas para el cañón de Cap Breton en 2007 y 2008, 168 (CV= 0,23) y 277 (CV= 0,23) respectivamente, supondría que no se deberían superar entre 3 y 5 muertes debidas a factores humanos. Si tenemos en cuenta que los varamientos registrados en la costa vasca de esta media son aproximadamente entre 1 y 2 ejemplares al año podríamos sugerir que la población parece estar en buen estado ambiental. Sin embargo, para evaluar correctamente esta situación se deberían tener en cuenta tanto los varamientos de Cantabria como los de la parte más cercana al la frontera española de costa meridional atlántica francesa. En este sentido Dablin et al. (2011) han contabilizado un total de 77 varamientos de zifio de Cuvier en la costa francesa del golfo de Bizkaia entre 1970 y 2010, de los que la gran mayoría se han registrado en el tercio sur, área relativamente cercana al cañón de Cap Breton.

Pasos necesarios para el futuro

Las estimas de abundancia y densidad que se han obtenido en el cañón de Torrelavega y Cap Breton gracias a las campañas DIVER ponen de manifiesto la gran importancia de estos hábitats para esta especie en todo el Atlántico Norte constituyendo lo que se denominan “hot spots”. El análisis conjunto de los datos de las campañas DIVER, AMBAR (2002-2005), EIBE (2003-2005) y CEMMA (INDEMARES-AVILES 2009-2011),



permitirían obtener datos mas exactos sobre la abundancia y densidad de esta especie a lo largo de toda la demarcación marina noratlántica.

La continuación de la recolección de información biológica a partir de animales varados y capturados accidentalmente es imprescindible para permitir mejorar el conocimiento sobre el efecto que las diferentes amenazas tienen sobre esta especie, así como poder estimar los parámetros demográficos de esta población (por ejemplo la tasa de preñez, etc.) y construir modelos poblacionales robustos que permitan explorar el efecto a nivel poblacional de diferentes medidas de gestión.

Así mismo, se deberían promover proyectos de investigación encaminados a mejorar el conocimiento sobre el uso que los individuos de zifios de Cuvier realizan en los diferentes cañones submarinos y, sobre el grado de residencia de los mismos.

Rorcual común (*Balaenoptera physalus*)

Los trabajos sobre esta especie en la demarcación marina noratlántica se remontan a los años 80. Este misticeto es la especie de rorcual más común en estas aguas y en el siglo XX fue objeto de caza por parte de empresas balleneras principalmente de Galicia (aunque también del Estrecho de Gibraltar) hasta la entrada en vigor de la moratoria de 1988 de la CBI.

Criterio 1.1. Distribución

Indicadores: Rango de distribución y patrones de distribución

La mayoría de las campañas de investigación enfocadas en el estudio del rorcual común se han realizado durante los meses de verano que es la época durante la que hay más horas de luz y mejores condiciones climatológicas. Sin embargo, los datos de proyectos o programas de monitorización que se llevan a cabo durante todo el año indican que es precisamente esta época, los meses de finales de primavera y verano, el período durante el cual el rorcual común se detecta en las aguas de la demarcación marina noratlántica con picos de presencia máxima en el mes de Agosto (Walker, 2005).

También existen registros de varamientos de la especie en la demarcación (Figura 1.10a). Los porcentajes de avistamientos de esta especie registrados durante las campañas llevadas a cabo por las diferentes organizaciones del norte peninsular difieren en función del área de cobertura (Figura 1.10b). En Galicia, mientras que en las campañas marítimas dedicadas en el litoral esta especie supone entre el 0,4% y el 1,8% del total de avistamientos registrados, en las campañas marítimas oceánicas su importancia varía entre el 38,5% y el 71,7%. Los valores registrados en las campañas litorales de Asturias entre los años 2004 y 2007 son del 1% y del 0,7% en las campañas DIVER llevadas a cabo en Cantabria entre 2006 y 2008 (Macleod et al., 2010). Por



último, los porcentajes registrados en las campañas litorales llevadas a cabo por AMBAR en el País Vasco entre 2002 y 2005 fueron entre el 1,9% y el 8,62% (Vázquez et al., 2005) y del 0% en las campañas litorales llevadas a cabo por EIBE entre 2003 y 2008 (Marcos et al., 2010). En las campañas de embarques en pesqueros vascos llevadas a cabo por EIBE entre 2003 y 2005 el porcentaje de avistamientos de rorcual común fue del 24,81% (Salazar et al., 2007). Resumiendo, la presencia del rorcual común en la demarcación marina noratlántica se extiende a lo largo de toda la cuenca oceánica del golfo de Bizkaia con presencia máxima en los meses de verano.

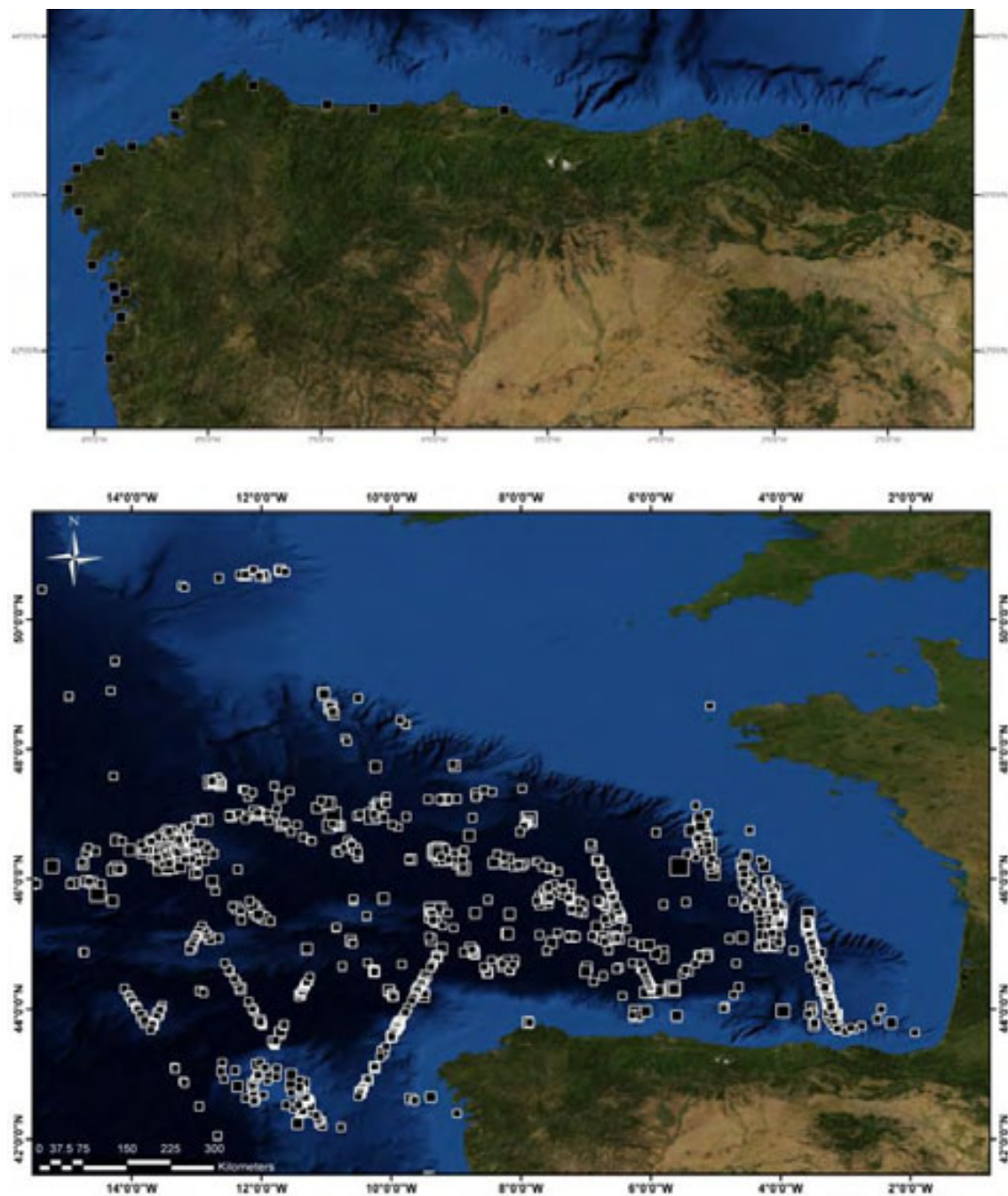




Figura 1.10. Mapas de (a) varamientos de rorcual común en las costas de la demarcación (2000-2011) y (b) avistamientos desde el mar en campañas dedicadas (2003-2011, incluyendo los datos de los proyectos SCANS-II y CODA) (reproducidos del proyecto *Bases para el desarrollo de los planes de conservación de las especies de cetáceos protegidas en la demarcación marina noratlántica*, López et al., 2012).

Criterio 1.2. Tamaño poblacional

Indicador: Abundancia de la población

Con los datos disponibles de avistamientos registrados en esfuerzo ($\text{Beaufort} \leq 4$) por las organizaciones del norte entre 2003 y 2011, incluyendo los datos de los proyectos SCANS-II y CODA, se han realizados análisis de modelización espacial para estimar valores de abundancia actualizados. En los análisis se han tenido en cuenta los datos únicamente de los meses de Junio, Julio, Agosto y Septiembre, ya que son los meses durante los cuales se realizaron casi la totalidad de las campañas en aguas profundas en las que se obtuvieron la mayoría de los avistamientos.

La estima del número medio de rorcuales comunes presentes en las aguas del área de estudio durante los meses de verano entre 2003 y 2011, es de 20546 ($\text{CV}=4.8\%$, $95\% \text{IC}= 19303\text{-}22349$), presentando densidades relativamente altas en casi la totalidad de aguas profundas de más de 1000m incluidas en el área de estudio. Quizás se podría destacar dos zonas más densas: una primera de menor extensión situada al noroeste de la plataforma gallega y, una segunda más extensa con forma de arco que ocupa una gran parte del sector noroccidental del área de estudio (Figura 1.11).

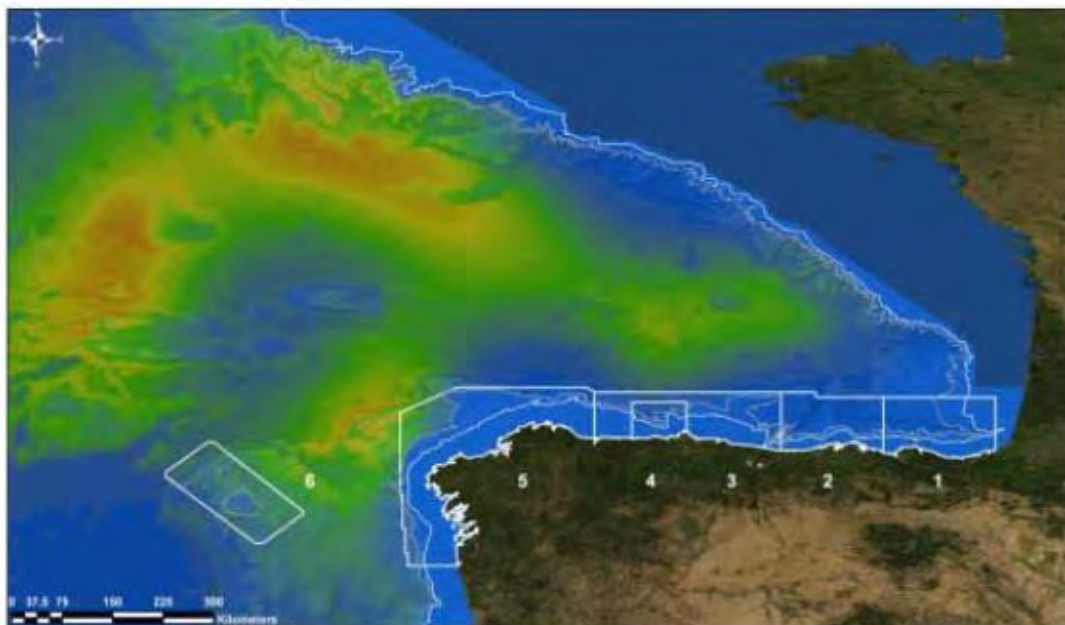




Figura 1.11. Mapas de densidad estimada para rorcual común en base al análisis de los avistamientos obtenidos de campañas dedicadas entre el 2003-2011. Áreas = 1: Euskadi, 2: Cantabria, 3: Asturias, 4: cañón de Avilés, 5: Galicia y 6: Banco de Galicia (reproducidos del proyecto *Bases para el desarrollo de los planes de conservación de las especies de cetáceos protegidas en la demarcación marina noratlántica*, López et al., 2012).

Criterio 1.3. Condición de la población

Indicador: Características demográficas de la población

Las características demográficas de la población de rorcual común de la demarcación marina noratlántica son las mismas que las descritas para esta especie en el parte introductorio de este documento ya que los individuos de esta demarcación pertenecerían al stock que comprende las aguas oceánicas de Irlanda, Reino Unido, Francia, España y Portugal.

Principales presiones e impactos

Los datos de los que se dispone no indican interacción con pesca en relación a capturas accidentales ni efectos negativos derivados de la acumulación de sustancias tóxicas. La base de datos de colisiones de embarcaciones con cetáceos de la Comisión Ballenera Internacional (http://www.iwcoffice.org/sci_com/shipstrikes.htm#summary) tiene registrados 126 casos de colisiones con rorcual común a nivel mundial, la mayoría de ellos registrados en las costas de Estados Unidos y Canadá. En la mencionada base están registrados 10 colisiones en la zona del Atlántico Norte Europeo; 2 en el Reino Unido, 3 en el Canal de la Mancha, 3 en la zona francesa del Golfo de Bizkaia, 1 en Canarias y 1 en Galicia. Aunque en Galicia se han registrado al menos tres casos más de colisiones de ballenas, en dos casos llegaron a puerto en la proa de las embarcaciones y un tercero fue comunicado desde el dispositivo de tráfico marítimo, considerando estos casos como resultado de atropellos y colisiones, la incidencia de las colisiones es muy baja pues supone el 0,1% de la totalidad de los registros de varamientos entre 1990 y 2011, así como el 3,3% de los varamientos de grandes cetáceos. Si bien la incidencia de esta amenaza parece no parece ser suficiente para que sea un problema a nivel poblacional, conviene realizar recomendaciones que minimicen el riesgo de colisión en zonas de alta densidad de tráfico marítimo como los son los dispositivos de tráfico marítimo y las cercanías a los grandes puertos comerciales.

Evaluación del estado ambiental

No existen estudios concretos y robustos que evalúen de manera conjunta las diferentes estimas de abundancias obtenidas a lo largo de los últimos 30 años y se relacionen con los diferentes parámetros biológicos del rorcual común en el Atlántico Norte Europeo. En cualquier caso, una vez desaparecida la explotación comercial y



teniendo en cuenta las escasas amenazas detectadas hasta la fecha para esta especie, se puede concluir que se cumple el buen estado ambiental para esta especie.

Pasos necesarios para el futuro

Las principales medidas a tomar en relación con esta especie se deberían centrar en seguir apoyando los programas de investigación interregionales e internacionales, que se realizan de manera periódica a nivel de los países europeos del atlántico norte como las campañas tipo T-NASS, SCANS y CODA. Es necesario que se sigan promoviendo y apoyando la puesta en común de los datos registrados a nivel local dado el carácter oceánico del rorqual común que habita en la demarcación noratlántica y las zonas relativamente alejadas de sus límites. Así mismo se debe mantener y promover las redes de varamientos que permitan monitorear en el tiempo las tendencias de las posibles amenazas.

A la hora de establecer programas de monitorización de la abundancia de esta especie deberían ser obligatorio la realización de los denominados “power analysis” que permiten establecer la cantidad de esfuerzo en términos de kilómetros necesarios navegados en un área de estudio determinada y la periodicidad con la que se tienen que hacer dichos muestreos para detectar cambios de tendencia de un nivel determinado.

Finalmente, dado que existe una gran incertidumbre acerca de la estructura demográfica de la especie en la región así como del grado de aislamiento existente entre los distintos núcleos demográficos, y que ello imposibilita una adecuada evaluación de las poblaciones, los esfuerzos de investigación deberían centrarse en aclarar los patrones migratorios, demográficos y genéticos de la especie alrededor de la Península Ibérica.

Cachalote (*Physeter macrocephalus*)

El cachalote es la otra especie de gran cetáceo que es más frecuente encontrar en las aguas de la demarcación marina noratlántica. Se desconoce cuál ha sido el grado de reducción de la población atlántica por efecto de la caza, pero la especie es todavía relativamente abundante en nuestras aguas.

Criterio 1.1. Distribución

Indicadores: Rango de distribución y patrones de distribución

Todavía hoy en día no se conoce con exactitud los patrones de migración de los cachalotes en la demarcación noratlántica. Los resultados obtenidos por Aguilar (1985) a partir de los datos históricos de capturas de las balleneras españolas y de Azores sugerían que únicamente los machos eran los que realizaban desplazamientos de



largas distancias hacia el norte mientras que los grupos de hembras, juveniles y crías permanecían en aguas templadas o tropicales.

La mayoría de los cachalotes que pasan el invierno alrededor de las Azores y Madeira se mueven hacia el Norte, probablemente siguiendo las cuencas de aguas profundas occidentales de la Península Ibérica e Islas Británicas, hacia las aguas profundas del Sur de Islandia y Mares de Noruega y Groenlandia. Unos cuantos individuos (normalmente machos), o pequeñas manadas, se mueven sobre la cornisa continental y son observados alejados de la costa norte de Escocia, Shetland, Orkney y las Islas Feroe, pero también de la costa oeste de Francia, España y Portugal (Fernández, 2000). En este sentido Mendes, et al. (2007) examinan ocho ejemplares de cachalotes de todo el mundo entre los que se incluyen tres machos y dos hembras del Atlántico Norte. Una de estas hembras varó en Galicia en el año 2003. A partir de los resultados de análisis de perfiles de isótopos estables de carbono y nitrógeno (C^{13} y N^{15}) a lo largo de las capas de crecimiento de dentina en dientes de cachalote, determinaron que las hembras generalmente no se alejan de las manadas de cría, localizadas en aguas templadas.

Los mapas de la Figura 1.12 muestran la distribución del número de varamientos entre 2000 y 2011, de avistamientos registrados durante campañas dedicadas entre 2003 y 2011 (López et al., 2012). Los varamientos de cachalote registrados en las costas del litoral de la DMNATL son inferiores al 1% del total de varamientos. La frecuencia de varamiento más alta corresponde a la costa asturiana con el 1,5% en el período comprendido entre 1990 y 2011. Los porcentajes de cachalotes avistados durante las campañas de los años 80 llevadas a cabo por la Universidad de Barcelona se sitúan entre el 0,5 y el 16 %. (Aguilar et al., 1983; Aguilar, 1997; Sanpera et al., 1984, 1985, 1986; Lens, 1991; Lens et al., 1989). A pesar de que ocasionalmente se han registrados grupos grandes de hasta 9 individuos en la cabecera del cañón de Cap Bretón (Marcos et al., 2005, 2009, 2010) y hasta 13 en el cañón de Torrelavega (Vázquez et al., 2008), el cachalote es una especie poco frecuente en las aguas cercanas a la costa y se avista con menor frecuencia que el rorcual común en las aguas profundas del golfo de Bizkaia y Banco de Galicia. La distribución temporal descrita a partir de los registros obtenidos en los embarques anuales en el ferri Pride of Bilbao entre 1997 y 2004 indican que esta especie está presente en las aguas profundas de más de 1000m el golfo de Bizkaia durante el período comprendido entre los meses de Mayo a Noviembre siendo su presencia máxima entre Agosto y Noviembre (Walker, 2005). Estos datos de distribución temporal coinciden con los descritos por Aguilar y Sanpera (1982) a partir de las series históricas de capturas entre 1957 y 1980 de las factorías balleneras en el noroeste de la Península Ibérica.

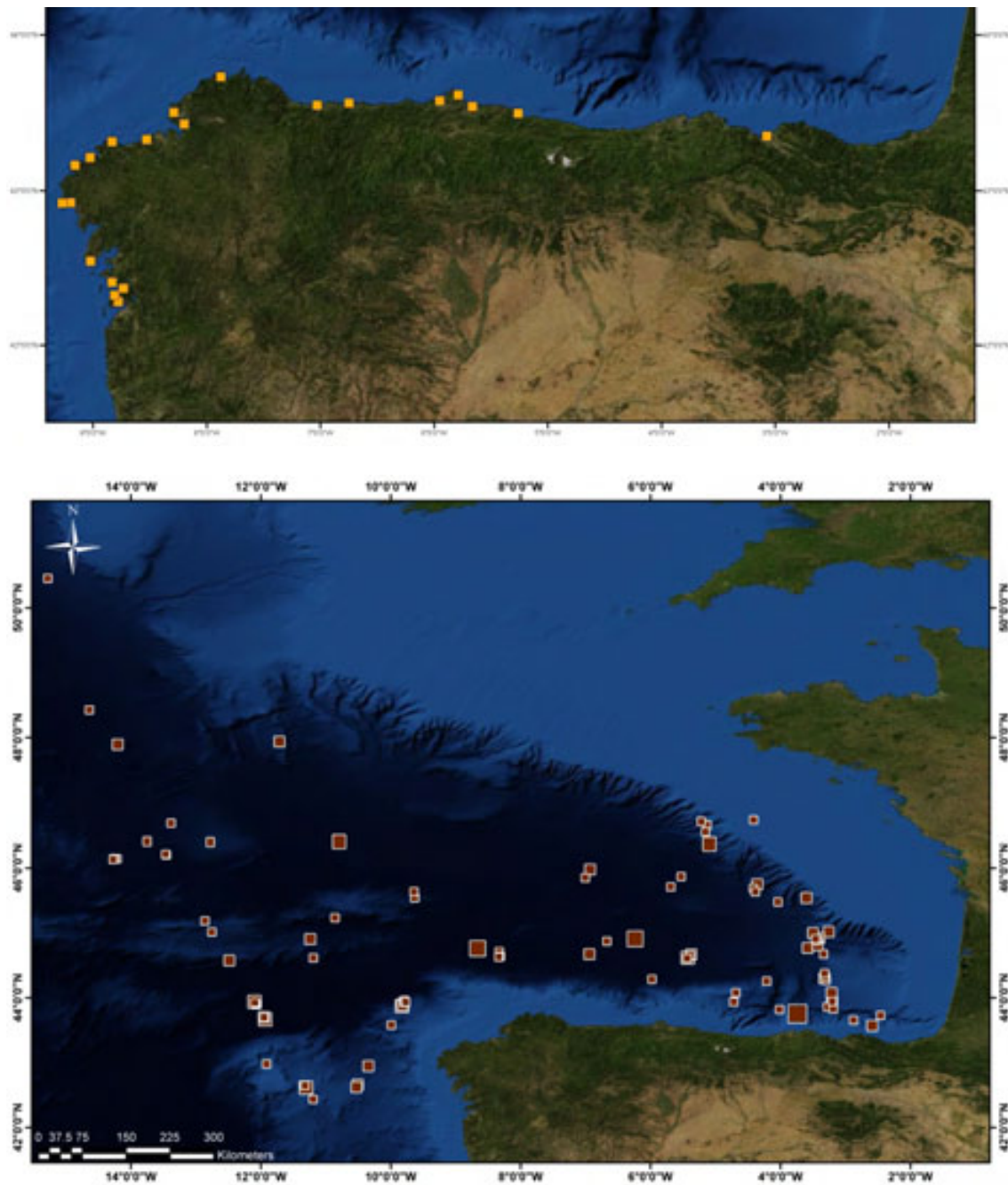


Figura 1.12. Mapas de (a) varamientos de cachalote en las costas de la demarcación, y (b) avistamientos desde el mar (reproducidos del proyecto Bases para el desarrollo de los planes de conservación de las especies de cetáceos protegidas en la demarcación marina noratlántica, López et al., 2012).



Criterio 1.2. Tamaño poblacional

Indicador: Abundancia de la población

Las campañas en el Banco de Galicia y en el Golfo de Bizkaia de 2006-2007 y 2009-2011 aportaron las primeras estimaciones de la abundancia de esta especie que deben de considerarse provisionales debido al bajo número de avistamientos detectados. En la campaña 2006-2007, se obtuvo una abundancia media de 41 ejemplares (36-46) para toda la DMNATL, aunque la mayor densidad fue obtenida para el Banco de Galicia con una estimación de 36 ejemplares (CEMMA, 2012a). En las campañas 2009-2011 en el Banco de Galicia, se obtuvo una densidad de 0,00206 ejemplares/km² y una abundancia media de 22 ejemplares (CEMMA, 2012b).

La única estima de abundancia robusta en el Atlántico Norte Oriental Europeo se obtuvo en el proyecto CODA (2009). La abundancia para toda el área fue de 2077 (CV=0.202) animales. Para el área del golfo de Bizkaia (bloque 4) fue de 661 (CV=0.336) y para el área del Banco de Galicia (bloque 3) la abundancia fue de 477 (CV=0.335), (CODA, 2009). Como se aprecia en el mapa de superficie de la abundancia predicha para el cachalote en el área CODA, las zonas de máxima densidad son la zona del sudeste del Golfo de Bizkaia y las zonas profundas del oeste de Galicia (Figura 1.13).

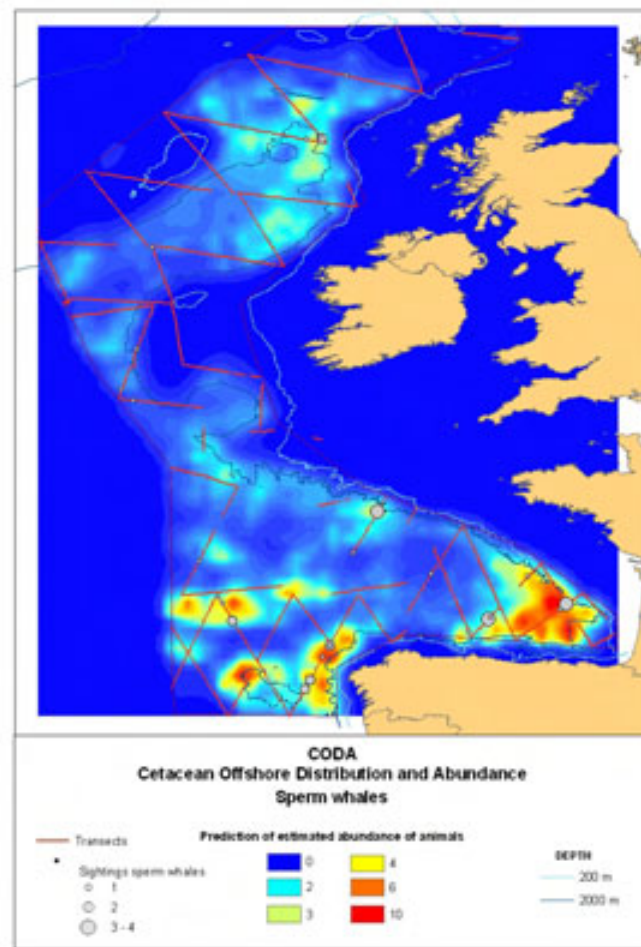


Figura 1.13. Mapa de superficie de la abundancia de cachalote (CODA, 2009).

Con los datos disponibles de avistamientos registrados en esfuerzo (Baufort ≤ 4) por las organizaciones del norte entre 2003 y 2011, incluyendo los datos de los proyectos SCANS-II y CODA, se han realizados análisis de modelización espacial para estimar valores de abundancia actualizados. En los análisis se han tenido en cuenta los datos únicamente de los meses de Junio, Julio, Agosto y Septiembre, ya que son los meses durante los cuales se realizaron casi la totalidad de las campañas en aguas profundas en las que se obtuvieron la mayoría de los avistamientos. La estima del número medio de cachalotes presentes en las aguas del área de estudio durante los meses de verano entre 2003 y 2011, es de 1730 (CV = 12,20% y 95% IC: 1579-2257), siendo las áreas de máxima densidad la zona situada al norte entre el Banco de Galicia y la plataforma continental de la costa occidental gallega, dos zonas adicionales localizadas en las aguas profundas del sudeste del Golfo de Bizkaia y, una última tercera zona situada en las proximidades del límite noroeste del área de estudio (Figura 1.14).

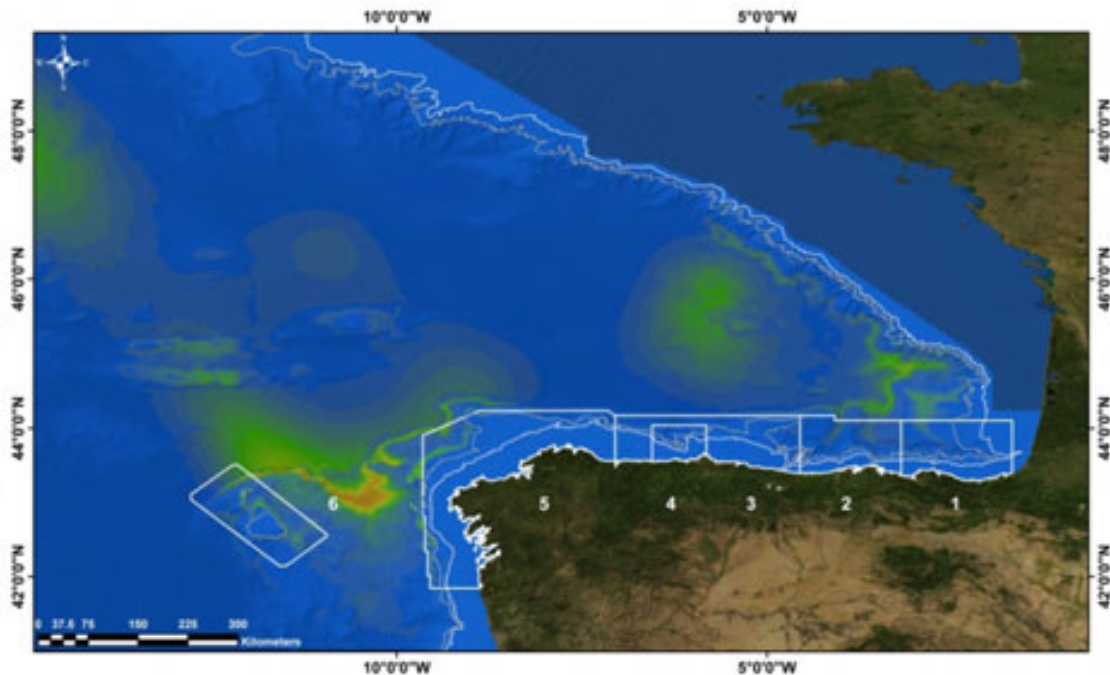


Figura 1.14. Mapas de densidad estimada para cachalote en base al análisis de los avistamientos obtenidos de campañas dedicadas entre el 2003-2011. Áreas = 1: Euskadi, 2: Cantabria, 3: Asturias, 4: cañón de Avilés, 5: Galicia y 6: banco de Galicia (reproducidos del proyecto *Bases para el desarrollo de los planes de conservación de las especies de cetáceos protegidas en la demarcación marina noratlántica*, López et al., 2012).

Criterio 1.3. Condición de la población

Indicador: Características demográficas de la población

El cachalote presenta un marcado dimorfismo sexual en base a las diferentes proporciones corporales de los machos y las hembras. Durante las campañas de captura comercial se ha investigado sobre los parámetros reproductivos. Las hembras alcanzan la maduración sexual entre los 7 y 13 años, cuando miden entre 8,3 y 9,2 metros, con una longitud media de 9 m. Los machos son maduros sexualmente entre los 7 y los 11 años, cuando miden de 8,7 a 10,3 m de longitud. La longevidad máxima de un cachalote puede superar los 70 años (Rice, 1989).

El calamar oceánico *Gonatus* sp. constituye la presa principal del cachalote en las aguas del Mar del Norte (Santos y Pierce, 2005). Los cachalotes capturados en las factorías balleneras de Galicia en 1966 (n = 1) y 1974 (n = 2) presentaban pocos restos de presas en sus estómagos (Clarke y MacLeod, 1974; Xampeny y Filella, 1976). Un cachalote juvenil varado en Galicia presentó pocos picos en el estómago (n=16), pertenecientes a seis especies de cefalópodos, de los que cinco fueron identificados: *Histioteuthis* sp., *Mastigoteutis* sp., *Chiroteuthis* sp., *Teutowenia megalops* y *Octopus vulgaris* (González et al., 1994).



Principales presiones e impactos

En el Atlántico Norte una vez entrada en vigor la moratoria de la Comisión Ballenera y el cierre de las factorías españolas y de Madeira y Azores, y tras la prohibición del uso de redes de deriva, las principales amenazas que afectan a la conservación de esta especie son, por este orden, colisiones con embarcaciones, contaminación química, y contaminación acústica.

La base de datos de colisiones de embarcaciones con cetáceos de la Comisión Ballenera Internacional (http://www.iwcoffice.org/sci_com/shipstrikes.htm#summary) tiene registrados 538 casos en el mundo de los cuales el 1,8% (n=29) son de colisiones de cachalote, un tercio de ellos registrados en las costas de Canarias, donde se ha constatado también esta situación, y se obtuvo un valor del 15% de los ejemplares de cetáceos varados con indicios de colisión (n=43) representando el 61,4% de los ejemplares muertos por causas antropogénicas (Carrillo y Taberna, 2010). En Galicia se han registrado al menos dos casos no incluidos en la base mundial, en el año 1991 varó una cría de cachalote con grandes cortes compatibles con los realizados por las hélices de un barco, en el año 2006 un cachalote aparece cortado en dos en la Ría de Arousa, considerando estos casos como resultado de atropellos y colisiones, la incidencia de las colisiones es muy baja pues supone el 0,1% de la totalidad de los registros de varamientos entre 1990 y 2011, así como el 3,3% de los varamientos de grandes cetáceos. Estos dos casos de colisión con cachalotes suponen el 20% de la totalidad de varamientos de cachalotes entre esos años. Si bien la incidencia de esta amenaza parece no parece ser suficiente para que sea un problema a nivel poblacional, conviene realizar recomendaciones que minimicen el riesgo de colisión en zonas de alta densidad de tráfico marítimo como los son los dispositivos de tráfico marítimo y las cercanías a los grandes puertos comerciales.

Los niveles de contaminantes químicos, principalmente sustancias organocloradas y metales pesados determinados en diferentes tejidos de 14 cachalotes capturados en operaciones balleneras del año 1981, fueron intermedios en relación al resto de cetáceos y mayores en hembras que en machos (Aguilar, 1983).

En cuanto a la contaminación acústica actualmente se desconoce con detalle los efectos del ruido sobre esta especie, pero los datos de los que dispone la comunidad científica indican que determinados niveles de ruido podría afectar seriamente al comportamiento normal de esta especie, tanto a nivel de socialización como de localización de presas. A pesar de que no se han identificado efectos tan severos de esta amenaza como en el caso de los zifios, debido a su comportamiento de buceo similar pudiera ser que determinados eventos de emisiones de ruido de alta intensidad continuada pudiera alterar los tiempos de buceo bruscamente y potencialmente ser la causa indirecta de colisiones con barcos.



Evaluación del estado ambiental

En base a los datos disponibles sobre esta especie en la demarcación noratlántica, no se puede concluir acerca de su estado ambiental, si bien, los datos recopilados hasta la fecha parecen indicar que las poblaciones de cachalotes se van recuperando lentamente y mejoran su estado ambiental.

Pasos necesarios para el futuro

Al igual que para el resto de cetáceos incluidos en este documento, se deberían seguir apoyando los programas de redes de varamientos que permitan obtener muestras biológicas para su análisis. Se tienen que promover proyectos de investigación encaminados a evaluar en el tiempo las variaciones de abundancias y los posibles cambios de hábitat preferente de esta especie en la demarcación.

Consideraciones finales para todas las especies seleccionadas en la demarcación

Teniendo en cuenta las características del buen estado ambiental descritas en la introducción, éstas son apropiadas para la definición del BEA de las especies seleccionadas dentro de la demarcación noratlántica. Debido a la falta de coordinación histórica en el monitoreo de las poblaciones / especies a nivel regional/nacional es difícil en estos momentos evaluar los estados de las poblaciones en relación a las características 1, 2 y 4. Sin embargo, para varias poblaciones / especies, como la marsopa y el delfín común y posiblemente el delfín mular, los niveles actuales de capturas accidentales indican que no se cumple la característica 3.



2. DEMARCACIÓN MARINA SUDATLÁNTICA





1- Especies y poblaciones presentes y legislación relevante a nivel regional

La demarcación Sudatlántica se caracteriza por un elevado número de especies de cetáceos presentes. En total 7 pueden considerarse comunes y 5 se cree que pudieran ser ocasionales (Tabla 2.1). Aparte se han descrito varamientos de especies como *Balaenoptera brydei*, *Kogia breviceps*, *Kogia sima*, *Pseudorca crassidens*, *Mesoplodon densirostris*, *Mesoplodon europaeus*, *Mesoplodon bidens* en la Demarcación, si bien lo más probable es que provengan de poblaciones del Atlántico que, debido a las corrientes reinantes en la región acabarían en la costa de la Demarcación.

Tabla 2.1: Especies de cetáceos citadas en la demarcación Sudatlántica, frecuencia de aparición en esta demarcación y estatus de conservación según la legislación nacional y autonómica (ver texto principal). [El Real Decreto El que establece el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y el Catálogo Español de Especies Amenazadas (la catalogación como “vulnerable” supone la obligación de elaborar y aprobar planes de conservación)].

Especies	Nombre común	Presencia en aguas Sud Atlánticas
<i>Balaenoptera physalus</i>	Rorcual común	Común
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ballena jorobada	Ocasional
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Rorcual aliblanco	Ocasional
<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	Ocasional¿?
<i>Ziphius cavirostris</i>	Zifio de Cuvier	Ocasional¿?
<i>Delphinus delphis</i>	Delfín común	Común
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Delfín listado	Común
<i>Tursiops truncatus</i>	Delfín mular	Común
<i>Grampus griseus</i>	Calderón gris	Común
<i>Globicephala melas</i>	Calderón común	Ocasional¿?
<i>Orcinus orca</i>	Orca	Común
<i>Phocoena phocoena</i>	Marsopa	Común

Además de la legislación a nivel comunitario y estatal ya citada en la introducción, existe un número de leyes y decretos a nivel autonómico que también afectan a la protección de las especies de cetáceos y que se citan muy brevemente a continuación (ver también Tabla 2.1).

- Decreto 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats



El Capítulo III de dicho Decreto desarrolla el régimen especial de protección de las especies incluidas en el **Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas**, en las distintas categorías previstas en el mismo, incluido en el listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, de conformidad con lo dispuesto en el artículo 53.4 de la Ley 42/2007 de 13 de Diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Incluye una mayor protección de cetáceos que el catálogo nacional ya que añade por ejemplo al zifio de Cuvier en el catálogo regional y no está en el nacional.

- Decreto 308/2002, de 23 de diciembre, por el que se aprueba el plan de ordenación de recursos naturales del frente litoral Algeciras-Tarifa.
- DECRETO 262/2007, de 16 de octubre, por el que se aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural del Estrecho y se modifica el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Frente Litoral Algeciras-Tarifa, aprobado por Decreto 308/2002, de 23 de diciembre.

Cabe así mismo resaltar que existen una serie de propuestas de planes de Conservación para cetáceos en el Golfo de Cádiz y Mediterráneo Español realizados por CIRCE, la EBD-CSIC y Alnilam a través del MAGRAMA y de la Fundación Biodiversidad, actualmente en manos del MAGRAMA, que analizan los cetáceos de las tres demarcaciones del Sur-Este Español. Debido a la interactividad de muchas de las acciones propuestas en dichos Planes de Conservación, así como la necesidad de información actualizada, se ha decidido utilizar estos documentos, que han sido ampliamente validados a través de diferentes comités científicos y reuniones técnicas como base a la Estrategia que se comenta a continuación.

2- Fuentes de información y programas de seguimiento

El establecimiento de redes de monitorización y atención a los varamientos de cetáceos en las costas de la demarcación desarrollado por la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (CAPMA) y el análisis de las muestras procedentes de estos individuos ha permitido obtener información sobre varamientos en la zona, así como sobre su ecología trófica y causas de mortandad. Por otro lado existen dos programas de seguimiento a largo plazo en mar. Por un lado, la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (CAPMA), lleva a cabo seguimientos desde embarcaciones y avionetas en la Demarcación desde el 2005. Por otro lado, tanto la Estación Biológica de Doñana-CSIC, como CIRCE (Conservación, Información y Estudio sobre Cetáceos), llevan a cabo, en coordinación con dicha Consejería, desde 2010 para el caso de la EBD-CSIC y desde 1999 para CIRCE muestreos dedicados desde embarcaciones de investigación. Desgraciadamente existe muy poca información publicada sobre esta demarcación, por lo que se han desarrollado una serie de modelos con datos provenientes de diferentes fuentes, y se ha buscado en literatura gris los resultados que se presentan a continuación. De la misma forma se ha obtenido información proveniente de la Fundación Loro Parque, así como de la Universidad Autónoma de Madrid.



Se ha utilizado también la revisión realizada durante la creación de los planes de Conservación de cetáceos del Golfo de Cádiz y Mediterráneo Español.

3- Presiones e impactos:

Se ha utilizado también la revisión realizada durante la creación de los planes de Conservación de cetáceos del Golfo de Cádiz y Mediterráneo Español. Se incluyen todas las que podrían afectar a cetáceos. En el caso de las Demarcaciones del Mediterráneo, así como del Sudatlántico, se han descrito tan solo una vez para evitar repetitividad en esta evaluación.

4- Especies elegidas como indicadores:

Para esta demarcación, y atendiendo a criterios de información disponible y grado de protección se han seleccionado los siguientes elementos de evaluación: la población de marsopa, el delfín mular, incluyendo los costeros y oceánicos, y las orcas del Golfo de Cádiz. A continuación, se resume brevemente la información general disponible para cada una y con más detalle para cada descriptor. Asimismo, se describen los conocimientos orientativos de otras especies de cetáceos presentes en la zona, que ayudarán a definir criterios de buen estado ambiental de la Demarcación.

5- Delfín mular (*Tursiops truncatus*)

Esta demarcación, cuenta con dos unidades de gestión de delfines mulares bien diferenciadas. Por un lado, los delfines mulares costeros, y por otro lado los delfines mulares oceánicos. Ambos grupos carecen de intercambios entre ellos, según estudios de identificación fotográfica, y carecen de intercambios también con la unidad de gestión del Estrecho de Gibraltar (ver evaluación Demarcación Estrecho-Alborán). Sin embargo sí que hay presencia de delfines mulares costeros presentes en esta demarcación en las costas sur de Portugal.

a) Análisis de las características esenciales de la especie en la Demarcación:

- Criterio 1.1. Distribución de la especie: Indicadores: Área de distribución y patrones de distribución dentro de la misma:

La información proviene de los muestreos realizados por la CAPMA, CIRCE y al EBD-CSIC. Se decidió construir una serie de modelos a partir del software MAXENT para la especie, que tiene en consideración exclusivamente datos de presencia. Para ello se testó la distribución espacial de la especie, en base a una serie de co-variables, como son la SST (temperatura superficial del mar), la Chl (Clorofila), la batimetría, pendiente de fondo y aspecto del mismo (direccionalidad de cañones). Se utilizaron estas covariables (fisiográficas, oceanográficas y geográficas) siguiendo las directrices de la

Decisión de la Comisión 2012/477/EU “sobre criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas”.

En el caso de los delfines mulares costeros, la distribución de la especie estaría explicada en un 94% por la batimetría del fondo. La especie está distribuida en aguas de menos de 50 metros, por toda la plataforma continental de al demarcación, y está completamente ausente en aguas profundas de la misma.

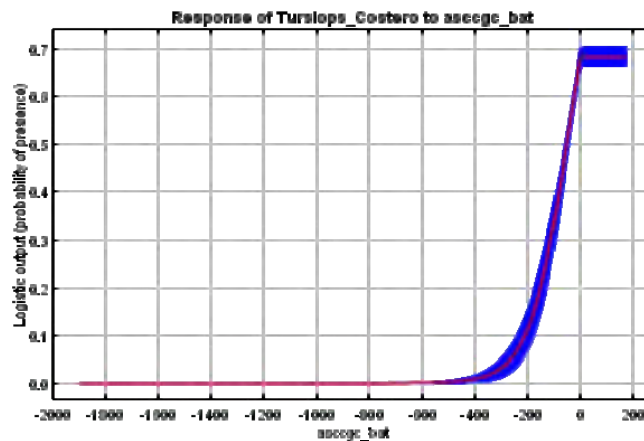


Figura 2.1 Respuesta de delfines mulares costeros a la batimetría del fondo.

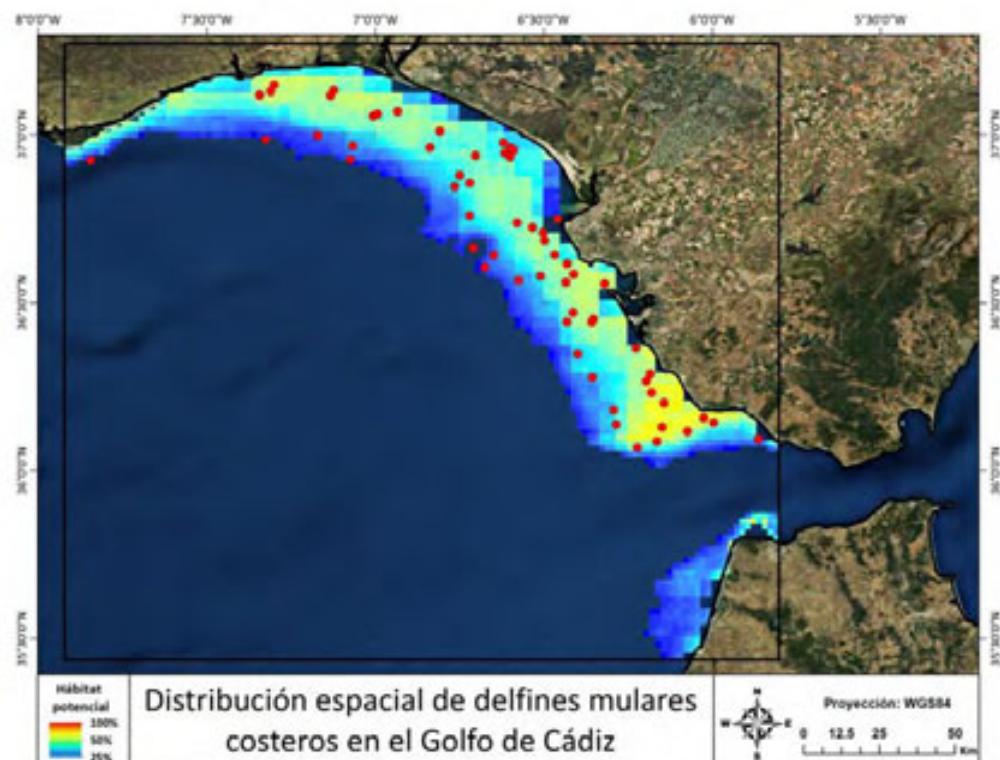


Figura 2.2 Predicción de zonas hábiles para delfines mulares costeros y representación de avistamientos procedentes de CAPMA, CIRCE y EBD-CSIC.



En el caso de los delfines mulares oceánicos, la distribución espacial de la especie estaría explicada en un 35% por la pendiente del fondo, en un 29% por la clorofila y en un 22% por la batimetría, encontrándose los delfines mulares en aguas profundas y de gran pendiente, correspondientes a las aguas circundantes de las chimeneas de Cádiz.

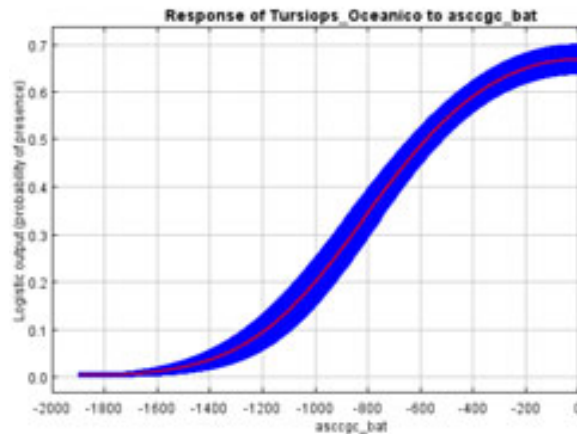


Figura 2.3: Respuesta de delfines mulares oceánicos a la batimetría del fondo.

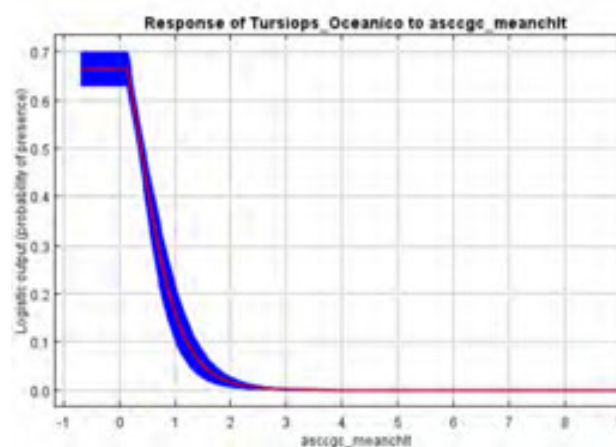


Figura 2.4: Respuesta de delfines mulares oceánicos a la concentración superficial de Chl.

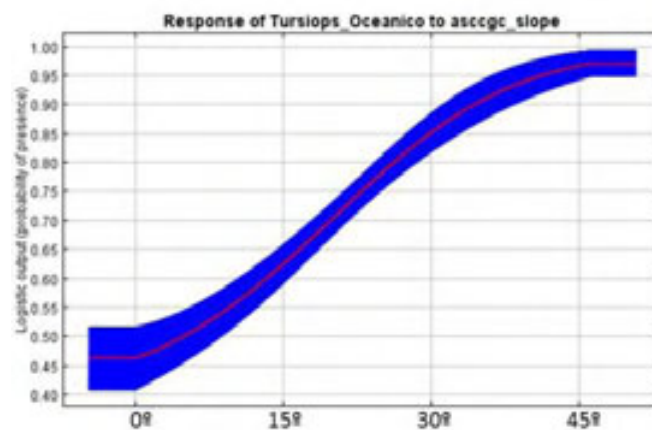


Figura 2.5: Respuesta de delfines mulares oceánicos a la pendiente del fondo.

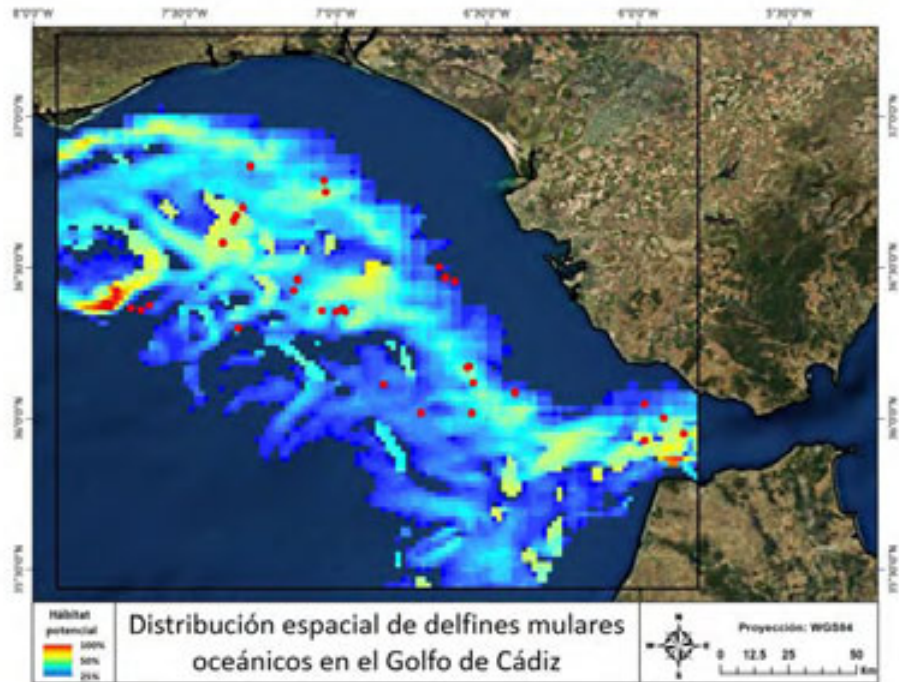


Figura 2.6: Predicción de zonas hábiles para delfines mulares oceánicos y representación de avistamientos procedentes de CAPMA, CIRCE y EBD-CSIC.

El modelo resultante combinando ambas predicciones sería el siguiente, con presencia por tanto de delfines mulares oceánicos en aguas profundas y de gran pendiente, correspondientes a las aguas circundantes de las chimeneas de Cádiz, y con presencia en aguas poco profundas de la plataforma del Golfo de Cádiz.

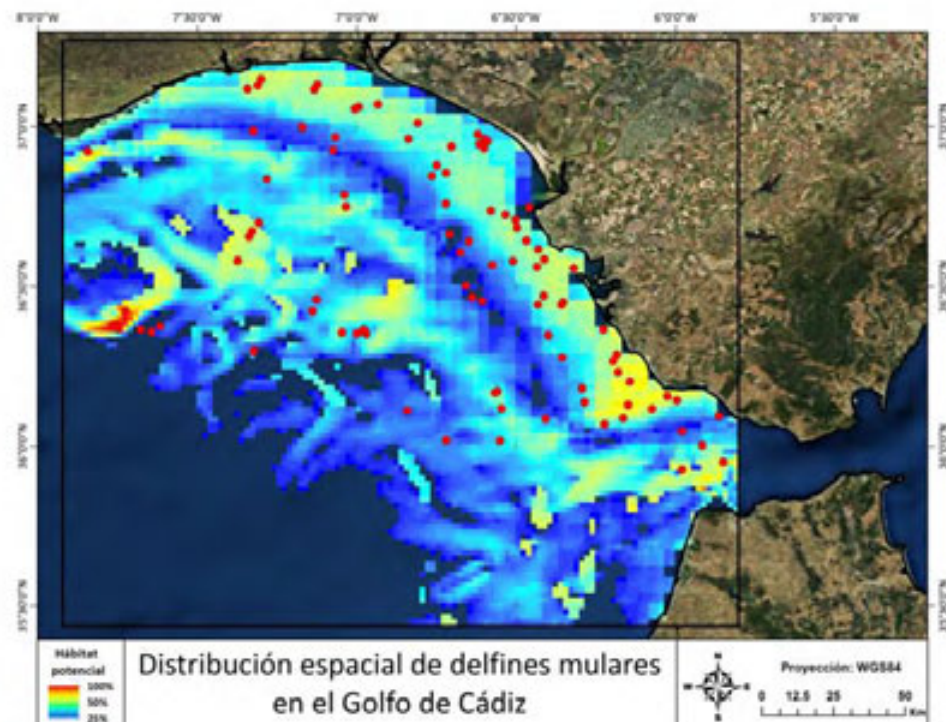


Figura 2.7: Predicción de zonas hábiles para delfines mulares costeros y oceánicos y representación de avistamientos procedentes de CAPMA, CIRCE y EBD-CSIC.



- **Criterio 1.2. Tamaño poblacional: Indicador: Abundancia de la población:**

En las aguas del Golfo de Cádiz, nos encontramos con dos tipos de delfines mulares, tal como se ha comentado anteriormente. Por un lado tendremos los delfines mulares costeros, que cuentan con dos estimas recientes, una de 347 (CV = 0,17, 95% 264-503) individuos obtenida entre 2005-2006 a lo largo de un programa de investigación desarrollado por CIRCE en colaboración con la Empresa Capital Energy Offshore, y una estima más reciente (2009-2010) de 397 (CV=0,16, 95% 300-562) obtenida por CIRCE durante el programa INDEMARES en colaboración con la Fundación Biodiversidad y la Asociación Cultural Alnitak. El segundo tipo de delfín mular sería el de tipo “oceánico”, que se encuentra principalmente en aguas de profundas de gran pendiente del Golfo de Cádiz, como se ha comentado anteriormente, asociados a las llamadas “Chimeneas de Cádiz”. Durante el año 2013 se obtendrá una estima robusta por parte de la Asociación Cultural Alnitak, gracias al proyecto Indemares, coordinado por la Fundación Biodiversidad, que servirá para poder tener una estima de base para esta región.

- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Características demográficas de la población (por ejemplo, estructura por tallas, o por edades, proporción de machos y hembras, tasas de fecundidad, tasas de supervivencia/mortalidad).**

Estructura social

En general se considera que los tamaños de grupo son menores en el ecotipo costero que en el ecotipo pelágico, pero es muy variable. Un tamaño de grupo típico está entre 2 y 25 animales, aunque en algunas ocasiones se han llegado a ver grupos cerca de un centenar y de hasta un millar de individuos. En la Bahía de Tampa, Estados Unidos, el tamaño medio de los grupos es de 5 animales. En el Estuario del Sado, Portugal, el tamaño medio es de unos 14. En Escocia, el tamaño medio de los grupos es de 4.5 y 5 en el Estuario de Shannon, Irlanda. En Sudáfrica, los tamaños de grupo son mucho mayores, en torno a los 67.

Como pasa en otras especies con este carácter gregario, todo el grupo participa en diversas actividades, como la caza, el cuidado de las crías y la diversión. En ocasiones los grupos de delfines mulares son observados en compañía de otros cetáceos, como calderones comunes (*Globicephala melas*). También existen casos documentados de ataques a individuos de otras especies, como por ejemplo la marsopa (*Phocoena phocoena*) o el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*), con resultado de muerte (Ross y Wilson 1996; A. López Comunicación personal.)



Sin embargo no se conoce el modelo de estructura social de las poblaciones de delfines mulares del Golfo de Cádiz. Sí se sabe que al menos en el mar de Alborán grupos más grandes tienen más crías (García-Tiscar 2010). Esta situación puede ser simplemente un artefacto matemático o puede tener sentido biológico si las hembras con crías tienden a agruparse para facilitar la tarea de cuidar de los pequeños. Es difícil comprobar si las hembras con crías salen de su grupo social y se integran en otros formados por otras hembras con crías. Existe también la posibilidad de la existencia de algún tipo de coordinación hormonal entre las hembras de un mismo grupo de modo que entran en estro a la vez y paren a las crías de modo simultáneo a lo largo de un corto periodo de tiempo. Esta estrategia comprobada en otros mamíferos (Riedman 1982) facilita la tarea de cuidar a las crías y podría explicar por qué en grupos con más animales (y por tanto más hembras en valor absoluto) hay también más crías. En cualquier caso es imposible comprobar la certeza de tales suposiciones sin un trabajo específico para describir en detalle la estructura social de la población. Y su evolución a lo largo del tiempo.

Parámetros demográficos

Según la literatura científica general sobre la especie, la longevidad estimada para los machos es de unos 40-45 años y para las hembras de al menos 50 años. Adquieren la madurez sexual a los 10-12 años los machos, y las hembras a los 5-12 años. No presentan celo estacional y se reproducen durante todo el año; el período de gestación oscila entre 11 y 12 meses y el de lactancia de 12 a 18. Se han observado picos en primavera y verano, o en primavera y otoño para la mayoría de las poblaciones. Cada tres años, aproximadamente, la hembra pare una cría que al nacer tiene un tamaño entre 0,84 y 1,4 m y un peso de 14-20 Kg (Reeves *et al*, 2002).

Dieta y selección de sus presas

En general los delfines mulares realizan inmersiones de 2-3 minutos, en el caso de las poblaciones costeras, y de mayor duración las oceánicas para capturar su alimento. La presencia de peces abisales en los estómagos de algunos animales pelágicos sugiere que su capacidad para bucear va más allá de los 500 m de profundidad (Reeves *et al*, 2002). La dieta de los delfines mulares se ha descrito en varias partes del mundo y en general depredan sobre gran cantidad de organismos y por ello se consideran de hábitos oportunistas. Se acepta generalmente que los animales de poblaciones costeras depredan sobre organismos bentónicos y demersales mientras que los animales de poblaciones pelágicas se alimentan de peces y cefalópodos mesopelágicos y pelágicos (Van Waerebeek *et al*. 1990). En el Atlántico Noroeste y el Mediterráneo se ha observado una predominancia de Gadiformes (peces de las familias Gadidae y Merluccidae) en su dieta; por ejemplo, merluza en los contenidos estomacales analizados en el Mediterráneo español (Blanco *et al*. 2001), bacaladilla y merluza en estómagos estudiados en Galicia (Santos *et al*, 2007), bacalao, saithe y merlán en



delfines varados en Escocia (Santos *et al.* 2001) y bacaladilla y *Trisopterus* spp. en animales varados en Francia (Desportes 1985).

No se conocen con precisión las cantidades de las distintas presas que los delfines mulares podrían estar consumiendo, varios análisis de contenidos estomacales (Salomón, 1999; Santos *et al.*, 2001; 2007; Blanco *et al.* 2001) estiman que aproximadamente el 80% de las especies que forman parte de la dieta son también especies de gran interés comercial; cómo la merluza (*Merluccius merluccius*) que supone más del 20% del peso reconstruido del contenido estomacal, la bacaladilla (*Micromessistius poutassou*) que supone más del 50% del peso y otros peces de la familia Sparidae que también parecen importantes en la dieta. Aunque más del 80% de la dieta está compuesta por peces, algunas especies de cefalópodos objetivo de pesca comercial son también parte de la dieta de los delfines mulares. Es, por ejemplo, el caso del pulpo blanco (*Eledone cirrhosa*), la puta costera (*Illex coindettii*), y el choco (*Todaropsis eblanae*) que llegan a representar más de un 5% del peso de su contenido estomacal.

En el Mar Mediterráneo y el Golfo de Cádiz se han descrito estrategias de alimentación por parte de los delfines mulares que sacan partido de la actividad pesquera. Una de estas maniobras consiste en acorralar a las presas en volantas o trasmallos de fondo para capturar a los peces. Una vez en la red, los delfines comen el cuerpo de su presa generalmente sin enmallarse. Esta estrategia de alimentación ha originado la preocupación e incluso la actitud violenta de algunos pescadores como es el caso en las Islas Baleares (Llabrés, M. y Martorell 1984; Brotons *et al.*, 2007). Otra estrategia de alimentación muy habitual de esta especie consiste en seguir las redes de arrastre de fondo para aprovechar el efecto turbulento de estas redes sobre las comunidades bentónico-demersales. En ambos casos, la presencia de delfines durante las actividades pesqueras y el efecto de acorralamiento que originan los cetáceos pueden aumentar la captura del arte. Aun así, los pescadores ven a los delfines como competidores y no como aliados ya que en muchas áreas las especies consumidas por los delfines poseen también interés comercial que en los casos de por ejemplo la merluza tanto en aguas del Mediterráneo español como en Galicia. Como resultado de las interacciones con pesquerías costeras, algunos individuos son disparados, arponeados o acosados en varias áreas (Resultados de encuestas a pescadores, datos sin publicar). Esta situación no es un problema reciente y existen también referencias de matanzas selectivas practicadas en Galicia antiguamente para la eliminación de la especie y aliviar así su presión depredadora sobre los recursos pesqueros.

Depredadores

Los cetáceos tienen muy pocos depredadores, que prácticamente se reducen a tiburones, orcas, falsas orcas y el hombre. La importancia o magnitud de la depredación producida por tiburones y orcas o falsas orcas es muy difícil de cuantificar. Aunque algunas de las cicatrices que presentan los delfines se podrían achacar a ataques de tiburones, muchas de ellas pueden ser debidas a interacciones



entre individuos de la misma especie. En el Golfo de Cádiz la presencia de orcas que se alimentan de mamíferos marinos y de falsas orcas es prácticamente inexistente, por lo que los depredadores del delfín mular en este mar se podrían reducir al tiburón y al hombre (tanto por muerte directa como accidental).

- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Estructura genética de la población:**

Gracias al trabajo con marcadores genéticos se conoce que las poblaciones de delfín mular del Océano Atlántico y del Mediterráneo occidental presentan cierto nivel de diferenciación, y parece que la población mediterránea se originó a partir del ecotipo pelágico del atlántico que posteriormente adoptó hábitos costeros (Natoli y Hoelzel, 2000) existen indicios que señalan, que la verdadera frontera entre poblaciones atlánticas y mediterráneas sea el frente Almería-Orán, y no el Estrecho de Gibraltar (Natoli *et al*, 2005).

La estructura de la población de delfines mulares alrededor de la Península Ibérica también ha sido estudiada mediante el análisis de perfiles de isótopos estables, Borrell y su equipo analizaron en el año 2006, 32 muestras de delfines mulares de distintas localizaciones (Balears, Cataluña, Golfo de Cádiz, Portugal y Valencia) y encontraron diferencias significativas entre muestras mediterráneas y atlánticas, situando la frontera entre ambas poblaciones en un lugar difuso entre el Golfo de Cádiz y Valencia (Borrell *et al*, 2006).

Análisis más recientes de 128 muestras de piel de delfines mulares procedentes de 9 áreas de la costa peninsular y de Baleares y la Isla de Alborán confirman la existencia de una “frontera real” entre poblaciones atlánticas y mediterráneas en el frente oceanográfico Almería-Orán. También se ha identificado una “frontera difusa” del estrecho de Gibraltar, de modo que las poblaciones de delfines mulares a uno y otro lado del estrecho presentan cierto grado de estructuración, pero no lo suficientemente intenso para ser consideradas poblaciones diferentes (García-Tiscar 2010).

b) un análisis de los principales impactos y presiones que afectan al estado ambiental de la especie en la demarcación marina:

Para evitar repetitividad en esta evaluación, se han incluido las presiones e impactos en la Demarcación del Estrecho y Alborán. Desde el 2008 hasta el 2011 se han registrado un total de 57 varamientos de delfín mular en la costa andaluza, principalmente en aguas del golfo de Cádiz y Málaga. Respecto al seguimiento sanitario de la especie, desde el 2008 hasta el 2011 se han necropsiado 6 ejemplares, que suponen el 10,5% de los varados, 3 de ellos durante el 2011. Las causas de muerte por captura accidental se ha dado en 1 individuo en 2008 y en otro caso de 2011 el cual existe la posibilidad de la interacción con pesca atendiendo a la histología, aunque habría que descartar posibles patologías agudas de origen infeccioso, ambos individuos varados en la costa almeriense.



En 2010, durante un censo desde embarcación en la costa onubense por parte del equipo de Medio Marino de la Agencia de Medio Ambiente y agua, se avistó un ejemplar vivo con una clara sección de la aleta caudal. Aunque no se ha podido confirmar el origen de dicha lesión es muy probable que ésta haya sido provocada por captura accidental.

c) Pasos necesarios para el futuro para obtener mayor precisión en la Evaluación del estado inicial:

Es fundamental continuar con las evaluaciones sobre la distribución espacial de la especie, tanto a nivel costero como a nivel oceánico. De la misma forma es fundamental continuar con los estudios sobre abundancia de la especie, lo que permitirá obtener información sobre tasas de supervivencia de la especie, y ponerlos en relación con las causas de muerte de las mismas en la Demarcación. Finalmente, un estudio en profundidad de los delfines mulares asociados a las Chimeneas de Cádiz es fundamental a largo plazo. De la misma forma, se ha de continuar con el estudio y evaluación de causas de muerte de la especie para identificar posibles nuevas presiones e impactos.

6- Marsopa ibérica (*Phocoena phocoena*)

La presencia de marsopas en la Demarcación es probablemente una extensión de la población presente en el sur de Portugal. Se ha elegido como indicador en coherencia con la Demarcación del Noratlántica, si bien no se tienen prácticamente datos sobre la misma.

a) Análisis de las características esenciales de la especie en la Demarcación:

- **Criterio 1.1. Distribución de la especie: Indicadores: Área de distribución y patrones de distribución dentro de la misma:**

La información proviene de los muestreos realizados por la CAPMA, CIRCE y al EBD-CSIC. Se decidió construir una serie de modelos a partir del software MAXENT para la especie, que tiene en consideración exclusivamente datos de presencia de la especie. Para ello se testó la distribución espacial de la especie, en base a una serie de co-variables, como son la SST (temperatura superficial del mar), la Chl (Clorofila), la batimetría, pendiente de fondo y aspecto del mismo (direccionalidad de cañones). Se utilizaron estas covariables (fisiográficas, Oceanográficas y Geográficas) siguiendo las directrices de la Decisión de la Comisión 2012/477/EU “sobre criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas”.

La distribución de la especie estaría explicada en un 94% por la batimetría del fondo. La especie está distribuida en aguas de menos de 50 metros, por toda la plataforma continental de la región, y está completamente ausente en aguas profundas de la demarcación.

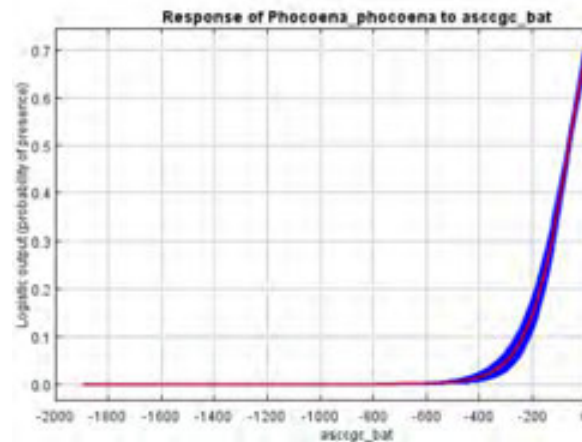


Figura 2.8: Respuesta de marsopas a la batimetría del fondo.

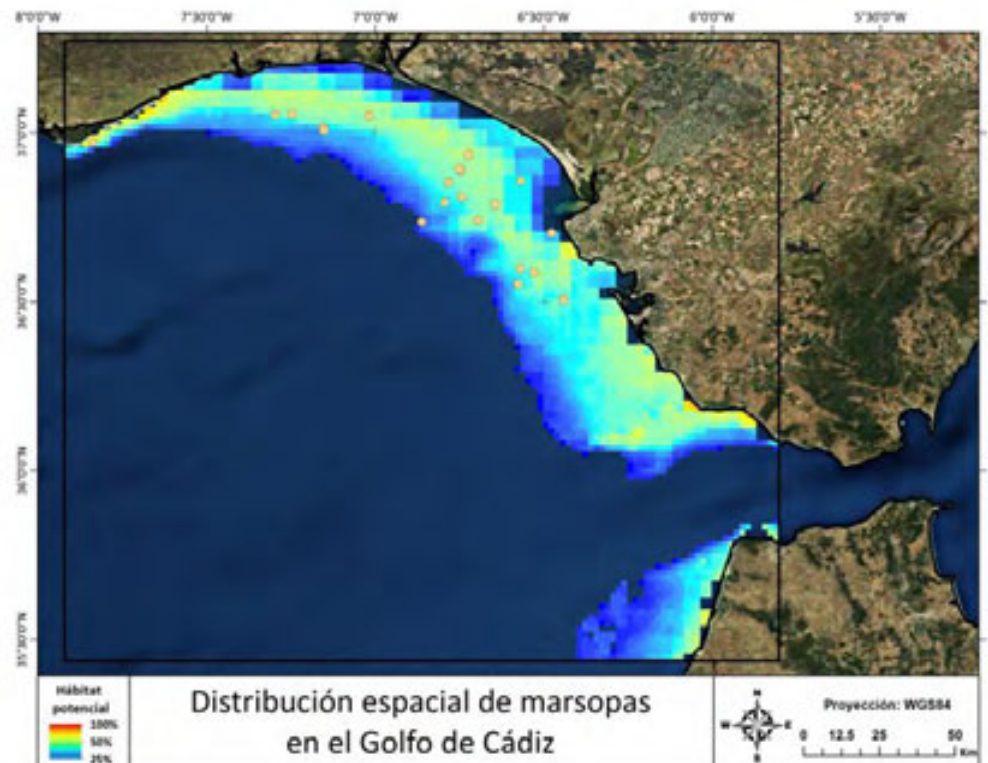


Figura 2.9: Predicción de zonas hábiles para delfines mulares costeros y representación de avistamientos procedentes de CAPMA, CIRCE y EBD-CSIC.

- **Criterio 1.2. Tamaño poblacional: Indicador: Abundancia de la población:**

La abundancia de la especie es bastante baja, si bien no se tienen estimas actualmente. A lo largo del 2013, la EBD-CSIC podrá dar una estima más o menos fiable de la abundancia de la misma en la Demarcación.



- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Características demográficas de la población (por ejemplo, estructura por tallas, o por edades, proporción de machos y hembras, tasas de fecundidad, tasas de supervivencia/mortalidad).**

No se tienen resultados al respecto para esta zona. La única información disponible estaría incluida en el informe que describe la Demarcación Noratlántica.

- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Estructura genética de la población:**

No se tiene información al respecto.

b) un análisis de los principales impactos y presiones que afectan al estado ambiental de la especie en la demarcación marina:

Para evitar repetitividad en esta evaluación, se han incluido las presiones e impactos en la Demarcación del Noratlántico. En lo que respecta al seguimiento sanitario, debido al estado de putrefacción avanzado que suelen presentar, sólo pudo practicarse la necropsia a un ejemplar varado en la costa de Huelva en 2009, cuya causa de muerte fue una patología no consuntiva de origen natural por interacción interespecífica, probablemente con delfines mulares (*Tursiops truncatus*) (competencia por zona de alimentación/territorio). Durante el 2011 no se ha realizado ninguna necropsia.

c) Pasos necesarios para el futuro para obtener mayor precisión en la Evaluación del estado inicial:

Actualmente tan solo se tiene información sobre la distribución espacial por lo que se hace necesario:

- Estimar abundancia de la especie en la Demarcación.
- Estimar causas de muerte de la especie en la Demarcación.
- Estimar origen genético de la población en la Demarcación.
- Estimar la dieta de la especie en la Demarcación.

7- Delfín común (*Delphinus delphis*)

a) Análisis de las características esenciales de la especie en la Demarcación:

- **Criterio 1.1. Distribución de la especie: Indicadores: Área de distribución y patrones de distribución dentro de la misma:**

La información disponible proviene de los muestreos realizados por la CAPMA, CIRCE y al EBD-CSIC. Se decidió construir una serie de modelos a partir del software MAXENT



para la especie, que tiene en consideración exclusivamente datos de presencia de la especie. Para ello se testó la distribución espacial de la especie, en base a una serie de covariables, como son la SST (temperatura superficial del mar), la Chl (Clorofila), la batimetría, pendiente de fondo y aspecto del mismo (direccionalidad de cañones). Se utilizaron estas covariables (fisiográficas, oceanográficas y geográficas) siguiendo las directrices de la Decisión de la Comisión 2012/477/EU “sobre criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas”.

La distribución de la especie estaría explicada en un 68% por la batimetría del fondo. La especie está distribuida en aguas de menos de 50 metros, por toda la plataforma continental de la región, y está completamente ausente en aguas profundas de la demarcación.

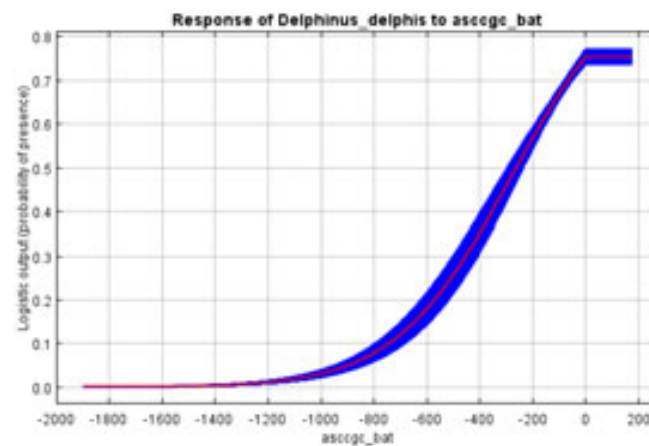


Figura 2.10: Respuesta de delfines comunes a la batimetría del fondo.

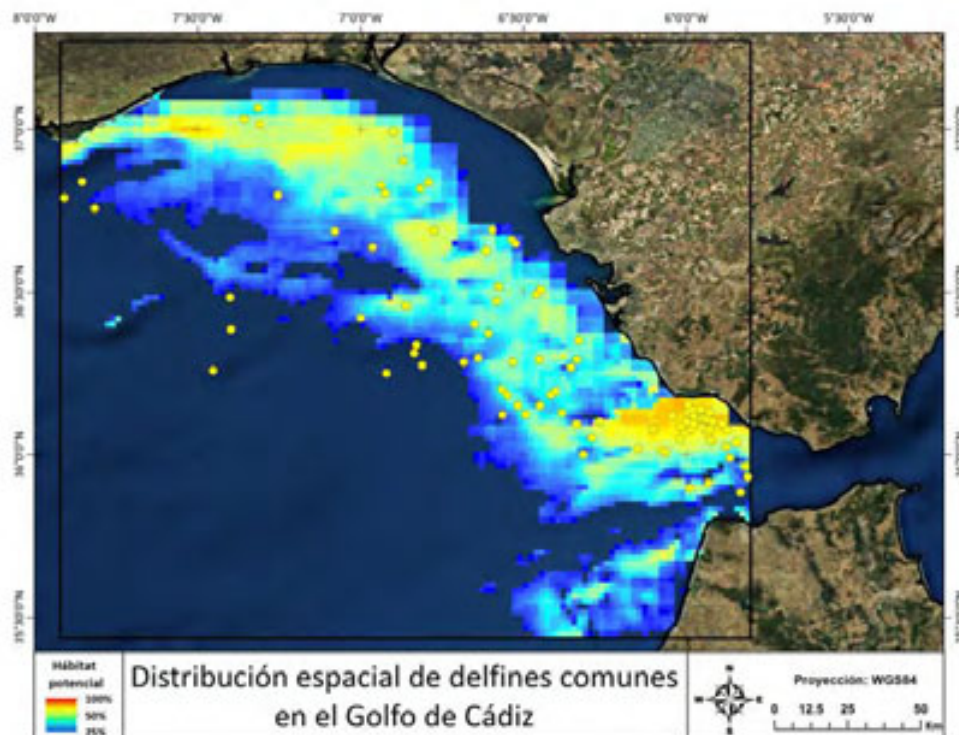




Figura 2.11: Predicción de zonas hábiles para delfines comunes y representación de avistamientos procedentes de CAPMA, CIRCE y EBD-CSIC.

- **Criterio 1.2. Tamaño poblacional: Indicador: Abundancia de la población:**

Actualmente no se tiene ninguna estima de abundancia de la especie en la Demarcación. Durante el año 2013-2014 se obtendrá una estima más robusta por parte de la EBD-CSIC que servirá para poder tener una estima de base para esta región.

- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Características demográficas de la población (por ejemplo, estructura por tallas, o por edades, proporción de machos y hembras, tasas de fecundidad, tasas de supervivencia/mortalidad).**

Dieta

La familia *Delphinidae* presenta una gran variedad de técnicas de alimentación (p. ej. Acevedo-Gutierrez 2002; Ford y Ellis 2006; Weiss 2006; Vaughn *et al.* 2007) en concreto, el delfín común es considerado una especie bastante oportunista en cuanto a hábitos de alimentación, cazando sobre todo pequeños peces y cefalópodos neríticos (Klinowska 1991; Young y Cockcroft 1994; Gannier 1995). Los delfines comunes no suelen realizar inmersiones de más de 150 metros de profundidad (Evans 1974), sugiriendo que restringirían la mayoría o casi todas sus actividades de alimentación, a las aguas superficiales.

La alimentación de los delfines comunes varía a lo largo de su distribución pero su alimentación suele consistir en grandes bancos de pequeños peces (p. ej.: sardinas) o calamares, y la técnica de alimentación cooperativa suele ser usada para agregar a los bancos de peces (Jefferson *et al.* 1993; Silva 1999). Dicha dieta también puede variar estacionalmente. Por ejemplo, en el sur de California, Estados Unidos, los delfines comunes comen principalmente anchoas y calamares durante el invierno, pero durante la primavera y el verano prefieren capellanes mesopelágicos y mictófidios (Reyes 1991). Gracias a estudios radiotelemétricos y análisis de contenidos estomacales en delfines comunes del sur de California, se conoce que estos individuos empiezan a comer al anochecer y continúan alimentándose durante la noche de mictófidios (Evans 1994).

La dieta de los delfines comunes en áreas neríticas se conoce con cierta exactitud a través del estudio de los contenidos estomacales de animales varados (p. ej. Ross 1984; Sekiguchi *et al.* 1992; Gonzales *et al.* 1994; Young y Cockcroft 1994; Dos Santos y Haimovici 2001; Meynier 2004; Santos *et al.* 2004). Según dichos estudios, estos animales se alimentan sobre la plataforma continental y la mayoría de su dieta se basa en una combinación de las especies de peces pelágicos más abundantes de cada zona y raramente de cefalópodos.



Silva (1999) estudió la dieta de los delfines comunes en Portugal a través del estudio de 50 animales varados o capturados incidentalmente, donde encontró que se alimentaban de una gran variedad de peces, pero cuatro especies de peces y dos de cefalópodos son los que predominan en su dieta, siendo el más importante la sardina (*Sardina pilchardus*). A pesar de que los delfines comunes de Portugal se alimentan mayoritariamente de especies pelágicas, el estudio sugiere que exploran hábitats con distintas características y con diferentes estrategias de alimentación, similares para los dos sexos.

Pusineriet *al.* (2007) estudiaron la dieta de 63 delfines comunes capturados por redes a la deriva en Francia durante los veranos de 1992 y 1993 en la parte oceánica del golfo de Vizcaya, mostrando que la dieta estaba compuesta mayoritariamente por peces (90% en número (N) y 53% en biomasa total (M)). Los cefalópodos también eran importantes en la dieta (9%N, 46%M) pero fueron de importancia secundaria en la fracción fresca (3%N, 10%M), seguramente debido a la mayor retención de restos de cefalópodos en los estómagos. Los crustáceos fueron de menor importancia. A nivel de especies, el mictófido *Notoscopelus kroeyeri* era el que dominaba la composición de la dieta en este estudio. El tamaño de las presas analizadas se encontraba entre 1 y 68 cm, pero la mayoría de presas estaban entre 2 y 30cm. Las características y el estado de digestión de las presas sugirieron que los delfines comunes se alimentan preferiblemente de pequeños bancos de peces, de fauna mesopelágica que realiza migraciones verticales hacia la superficie durante el atardecer y a primeras horas de la noche. La dieta obtenida en este estudio es taxonómicamente diferente a los resultados obtenidos en áreas neríticas pero es similar en los tipos de presas y en el comportamiento alimentario de la especie.

En el Mediterráneo y el Golfo de Cádiz, la información sobre la dieta no es muy extensa pero indica relativa flexibilidad referente a los hábitats donde se alimentan, presentando preferencia por los peces epi- y mesopelágicos, similar a lo que se ha observado fuera de la cuenca (p. ej. Evans 1975; Collet 1981; Overholtz y Waring 1991; Berrow y Rogan 1995; Silva y Sequeira 1996; Ohizumi *et al.* 1998; Birkun 2002). El estudio de los contenidos estomacales de individuos varados en el mar de Liguria y en el Mediterráneo occidental indican que la dieta se basa principalmente en peces como el boquerón (*Engraulis encrasicolor*), la sardina (*Sardina pilchardus*), la alacha (*Sardinella aurita*) y la aguja (*Belone belone*), pero también en cefalópodos euribáticos y crustáceos (Orsi Relini y Relini, 1993; Boutiba y Abdelghani, 1995; Cañadas y Sagarminaga, 1996).

Reproducción y crecimiento

La edad de madurez sexual, tanto de machos como de hembras, presenta grandes variaciones de una población a otra. Se ha estimado la edad de madurez sexual en el Atlántico Norte y el Pacífico tropical en unos 5 a 7 años para ambos sexos (Collet 1981), mientras que para la subespecie del mar Negro (*Delphinus delphis ponticus*) se



ha estimado que tanto el macho como la hembra alcanzan la madurez sexual más tempranamente, entre los 2 y 4 años (Perrin *et al.* 2008).

El período reproductivo se puede dividir en varias fases: gestación, lactancia, y período de descanso. En general, se calcula el periodo de gestación del delfín común entre 10 y 11,7 meses para diferentes poblaciones (Perrin and Reilly, 1984 ; Murphy and Rogan, 2006 ; Danil and Chivers, 2007 ; Westgate and Read, 2007) y el destete se produce en los 5-6 meses en el Mar Negro, pero posiblemente más tarde en otras áreas (Perrin *et al.* 2008)

En general, el intervalo entre crías se ha calculado que puede durar entre 1,7 y 2 años (Murphy 2004; Danil y Chivers 2007; Westgate y Read 2007). La época de nacimiento no parece estar muy bien definida y en algunas zonas parece existir más de un pico de máxima en nacimientos, normalmente produciéndose en otoño o verano (Jefferson *et al.* 1993).

La talla media total de los individuos adultos suelen encontrarse entre los valores de 180 a 230 cm (Evans 1994), aunque en individuos que habitan en aguas europeas se ha registrado hasta 250 y 270 cm de longitud (Fraser 1934; Fraser 1946; Fraser 1953). Como regla general, los machos son un 5% más largos que las hembras (Nishiwaki 1972; Evans 1994; Heyning y Perrin 1994; Silva y Sequeira 2003).

Por último cabe destacar, que el moderado dimorfismo sexual y los grandes testículos que presentan los machos, sugieren competición espermática y por lo tanto un sistema de apareamiento promiscuo donde las hembras de delfines comunes se aparearían con múltiples machos (Murphy *et al.* 2005).

Comportamiento acústico

Debido a las favorables condiciones 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. Destacan a este respecto los odontocetos (cetáceos con dientes), que emplean las señales acústicas tanto para la comunicación, como para la navegación y detección de presas (Richardson *et al.* 1995). El delfín común es una especie muy vocal, que produce como la mayoría de los delfínidos una gran variedad de vocalizaciones: chasquidos de ecolocalización (en inglés “clicks”), ráfagas de pulsos (en inglés “burst pulse sounds”) y silbidos (en inglés “whistles”). Estudios realizados por Caldwell y Caldwell (1965) en condiciones de cautividad, describen algunas de las características principales de las vocalizaciones más frecuentes: algunas de sus llamadas (descritas como “chirps”) tienen frecuencias dominantes entre 8-14 kHz, otras (descritas como “barks”) tienen frecuencias dominantes más bajas, por debajo de los 3 kHz, mientras que los silbidos poseen frecuencias que varían entre los 2-18 kHz (citado en Richardson *et al.* 1995).



En estudios llevados a cabo en condiciones naturales en el océano Pacífico, la duración media de los silbidos registrados fue de 0,8 segundos, con una frecuencia media en torno a los 6,3 kHz (media de frecuencia al inicio de 9,8 kHz, media de frecuencia al final de la señal de 11,4 kHz), con poco número de inflexiones en el contorno de los silbidos (media de 1,2) (Oswald *et al.* 2003).

Goold (2000) encontró que la tasa de silbidos del delfín común en la costa de Gales (Reino Unido) aumentaba significativamente durante la noche, lo que parece estar relacionado con una mayor necesidad comunicativa durante eventos cooperativos de alimentación sobre presas con migración nictimeral. Esta observación es de gran importancia, ya que resalta la importancia de combinar campañas acústicas y visuales, ya que los métodos visuales son más importantes durante el día, mientras que los acústicos lo son durante la noche, por lo tanto su combinación es esencial.

- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Estructura genética de la población:**

La identificación de barreras poblacionales es fundamental a la hora de diseñar planes de conservación efectivos, por eso es de vital importancia los estudios genéticos en conservación. Los estudios de Natoli *et al.* (2007) muestran una clara frontera poblacional entre el oeste y el este del Mediterráneo indicando la presencia de una población discreta en ambas zonas. Según los datos procedentes del estudio de microsatélites, la población del mar Jónico es significativamente diferente al resto de poblaciones, pero no se encontró una diferenciación genética significativa entre los individuos del mar de Alborán y del océano Atlántico (Galicia y Portugal). Por otro lado, el análisis de ADN mitocondrial confirmó la diferenciación entre la población del mar Jónico y el resto de poblaciones, pero sin embargo indicó a su vez una cierta diferenciación entre el mar de Alborán y el Atlántico. Con dichos datos se identificaron un flujo genético con intercambios entre las dos áreas, identificando algunos migrantes en ambas poblaciones.

Considerando la relativa proximidad de ambas poblaciones, las diferencias encontradas por Natoli *et al.* (2007) son inesperadas, ya que los delfines comunes son una especie con una alta movilidad, capaz de dispersarse a grandes distancias (confirmado debido a la falta de una fuerte estructura poblacional en las poblaciones del norte y el sur del océano Atlántico, Natoli *et al.* (2006)). Por lo tanto, en este contexto, es razonable concluir que la separación por distancia geográfica no es la responsable de la estructura genética observada en el mar Mediterráneo. Dicha diferenciación entre el oeste y el este del mar Mediterráneo también se ha observado en otras especies marinas como el lenguado común (*Solea vulgaris*; Guarniero *et al.* 2002), la lubina (*Dicentrarchus labrax*; Bahri-Sfar *et al.* 2000), el delfín mular (*Tursiops truncatus*, Natoli *et al.* 2005) y el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*, Gaspari *et al.* 2007). La gran movilidad que esperaríamos en los delfines comunes, puede verse reducida debido al hecho de que los delfines comunes muestran diferentes preferencias respecto al hábitat entre el oeste (aguas abiertas) y el este del



Mediterráneo (aguas costeras poco profundas), por lo tanto estas dos poblaciones están explotando diferentes recursos en las dos áreas (p. ej. Natoli *et al.* 2005). Por otro lado, las similitudes entre los individuos del mar de Alborán y los de aguas atlánticas se explica por el hecho de que el Estrecho de Gibraltar no actúa como una frontera ya que las características del mar de Alborán son más similares a las del Atlántico noreste que a las del Mediterráneo, siendo el frente Almería-Oran, situado 350km dentro del Mediterráneo, la frontera oceanográfica real para las poblaciones marinas. A su vez, cabe recalcar que los delfines comunes, tanto en el mar de Alborán como en el Atlántico, son observados en aguas abiertas después del borde continental (Cañadas *et al.* 2005; López *et al.* 2004), por ello deben estar adaptados a hábitats muy similares, que facilita la movilidad de individuos entre estas dos zonas. A pesar de ello, los estudios preliminares de foto-identificación llevados a cabo por CIRCE, no han producido ninguna recaptura entre los individuos del golfo de Cádiz y los del estrecho de Gibraltar, aunque más esfuerzo fotográfico tendría que darse en la zona del golfo para conocer con exactitud si existen recapturas entre ambas áreas. A su vez, sería de gran interés analizar genéticamente muestras del Golfo de Cádiz y así compararlas con las del estrecho de Gibraltar y mar de Alborán, para tener una imagen más detallada de los intercambios entre poblaciones.

Por lo tanto, en cierta manera los individuos del mar de Alborán y los del resto del Mediterráneo deberían ser consideradas independientemente respecto a las acciones de conservación que se deben llevar a cabo, aún así cabe destacar que la población del mar de Alborán y Golfo de Cádiz puede ser la última esperanza para la recuperación de toda la población de delfines comunes del Mediterráneo, por ello a nivel del Mediterráneo español se la ha de considerar como una población prioritaria a nivel de conservación.

b) Análisis de los principales impactos y presiones que afectan al estado ambiental de la especie en la demarcación marina:

Para evitar repetitividad en esta evaluación, se han incluido las presiones e impactos en la Demarcación del Estrecho y Alborán. En relación a las causas antropogénicas en esta especie se han constatado las capturas accidentales como principal factor causal desde 2008, ya que representan el 31% del total en estos 4 años. Más concretamente si analizamos el 2011 observamos que de los 16 ejemplares muestreados 6 de ellos murieron por interacción con pesca/captura accidental, lo que supone el 37,5% del total. De estos 6 casos, 5 de ellos fueron hallados en la costa malagueña, más concretamente entre Málaga capital y Benalmádena. Tras este análisis de resultados y comparativas en el tiempo se deja patente que estos resultados parecen ser una tónica habitual y se repiten prácticamente cada año.

c) Pasos necesarios para el futuro para obtener mayor precisión en la Evaluación del estado inicial:



Es fundamental continuar con las evaluaciones sobre la distribución espacial de la especie. De la misma forma es fundamental empezar con estudios sobre abundancia de la especie, lo que permitirá obtener información sobre tasas de supervivencia de la misma, y ponerlos en relación con las causas de muerte de las mismas en la Demarcación.

Actualmente tan solo se tiene información sobre la distribución espacial por lo que se hace necesario:

- Estimar abundancia de la especie en la Demarcación.
- Continuar estimando las causas de muerte de la especie en la Demarcación.
- Estimar origen genético de la población en la Demarcación.
- Estimar la dieta de la especie en la Demarcación.

8- Orca del Golfo de Cádiz (*Orcinus orca*)

En el caso del Mediterráneo, tan solo se han observado de forma esporádica (Casinos 1981, Raga *et al.* 1985, Notarbartolo di Sciara 1987, 2002, Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010). Al contrario en el Golfo de Cádiz, las orcas son regularmente observadas en el Estrecho de Gibraltar y aguas atlánticas contiguas (de Stephanis *et al.* 2002, 2005a, 2005b, Esteban 2008). Empresas de avistamiento de cetáceos del sur de Portugal tienen escasos avistamientos de orcas, durante los meses de verano (Gonçalves pers. Comm.). En este caso utilizaremos las orcas del Golfo de Cádiz, incluidas como vulnerables en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, por ser una población típicamente de la región, como se verá más adelante, y por ser probablemente la unidad de gestión de cetáceos mejor estudiada a nivel nacional. Cabe recalcar que esta unidad ha sido propuesta por la UICN a ser incluida en la categoría de “*En peligro crítico de extinción*”, por lo que será fundamental su estudio a largo plazo si se quiere asegurar un buen estado ambiental del medio marino en esta demarcación. Su presión principal es la falta de alimento, basado casi exclusivamente en atún rojo (*Thunnus thynnus*), por lo que la relación entre ellas y las pesquerías de atún rojo es clara también y ha de tenerse en cuenta en los objetivos globales de la estrategia marina. La especie está presente durante todo el año en nuestras aguas, si bien se conoce con precisión su distribución espacial durante dos momentos del año, es decir, entre los meses de febrero y junio (primavera), y entre junio y noviembre (verano-otoño).

a) Análisis de las características esenciales de la especie en la Demarcación:

- **Criterio 1.1. Distribución de la especie: Indicadores: Área de distribución y patrones de distribución dentro de la misma:**

La información proviene de los muestreos realizados por la CAPMA, CIRCE, la Fundación Loro Parque, La Universidad Autónoma de Madrid y la EBD-CSIC. Se decidió construir una serie de modelos a partir del software MAXENT para la especie, que



tiene en consideración exclusivamente datos de presencia de la especie para maximizar las fuentes de información. Para ello se testó la distribución espacial de la especie, en base a una serie de co-variables, como son: la SST (temperatura superficial del mar), la Chl (Clorofila), la batimetría, pendiente de fondo y aspecto del mismo (direccionalidad de cañones). Se utilizaron estas covariables (fisiográficas, oceanográficas y geográficas) siguiendo las directrices de la Decisión de la Comisión 2012/477/EU “sobre criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas”.

Se han analizado dos periodos diferentes para la especie, en base a los resultados y las estrategias de caza que desarrollan las orcas en la región. Por un lado, se ha analizado la presencia de la misma durante los meses de primavera, y por otro lado durante los meses de verano-otoño.

Durante la primavera, la distribución de la especie estaría explicada en un 47% por la batimetría del fondo y en un 22% por el aspecto de los cañones. Esto es debido principalmente a su estrategias de caza, que se basa en persecuciones de alrededor de 30 minutos hasta extenuar a los atunes que transitan por la zona durante su migración gamética hacia el Mediterráneo. Antes de estar persecuciones esperan en esos cañones, con una direccionalidad Este-Sur-Este, hasta que escuchan el paso de un banco de atunes y comienzan la persecución, de esta forma se explicaría esta distribución espacial durante la primavera. Cabe resaltar una zona importante para la especie en aguas cercanas a Isla Cristina-Faro. Si bien no se tienen observaciones directas en esa zona, es interesante recalcar que observaciones oportunistas desde embarcaciones de avistamiento de cetáceos en la zona confirmarían la presencia de la misma en esas aguas en primavera también (probablemente a finales de la primavera).

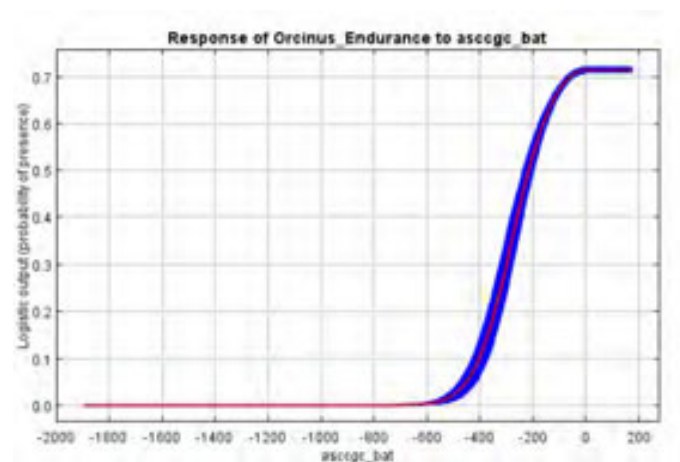


Figura 2.12: Respuesta de delfines orcas a la batimetría del fondo durante la primavera.

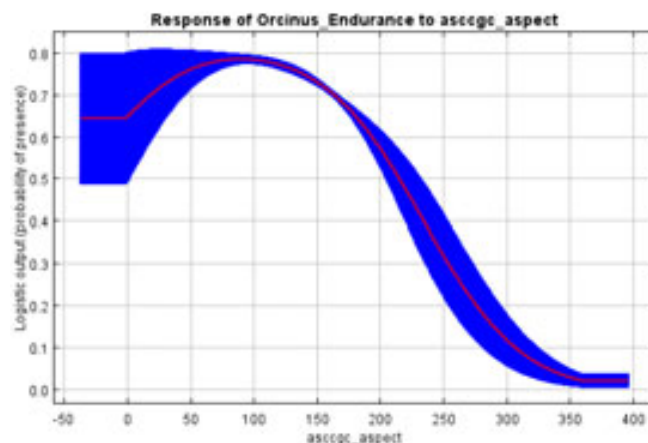


Figura 2.13: Respuesta de delfines orcas a la orientación de los cañones del fondo durante la primavera.



Figura 2.14: Predicción de zonas hábiles para orcas durante la primavera y representación de avistamientos procedentes de CAPMA, CIRCE y EBD-CSIC.

Durante el verano, la distribución de la especie estaría explicada en un 46% por la clorofila y en un 33% por la pendiente de fondo. En este caso las orcas estarían asociadas a aguas del final del cañón del Estrecho, donde se encuentra una montaña submarina donde el cambio brusco de la profundidad atrae a los atunes a la superficie, así como a sus presas gamba rojo ó camarón (de la Serna et al. 2004) que a su vez se concentraran en las zonas con mayor clorofila de la zona, aprovechando la situación



para cazar atunes de revés (que se encuentran en su migración trófica hacia el Atlántico) en la zona. De la misma forma la especie aprovecha el esfuerzo pesquero para capturar atunes previamente pescados por los pescadores de atún de palangre con piedra, que faenan en la zona, pudiendo provocar hasta 9% de pérdidas a los mismos. Es importante resaltar que si bien su distribución espacial está asociada a las pesquerías, en caso de no haberlas, la caza sigue en el mismo lugar, siendo los pesqueros un simple método de captura por parte de las orcas con menor requerimiento energético.

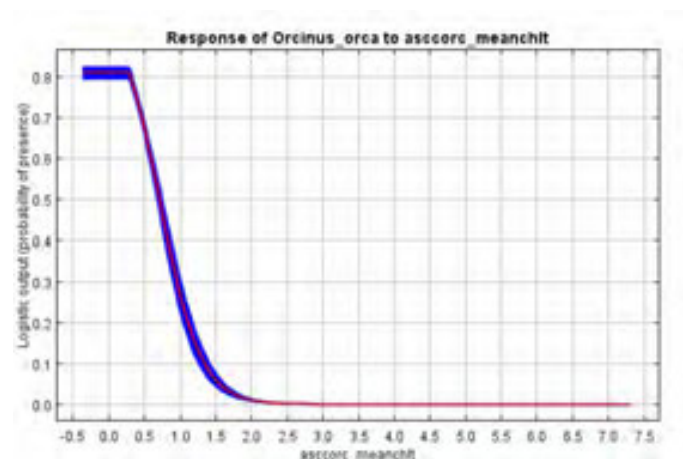


Figura 2.15: Respuesta de las orcas a la clorofila durante el verano.

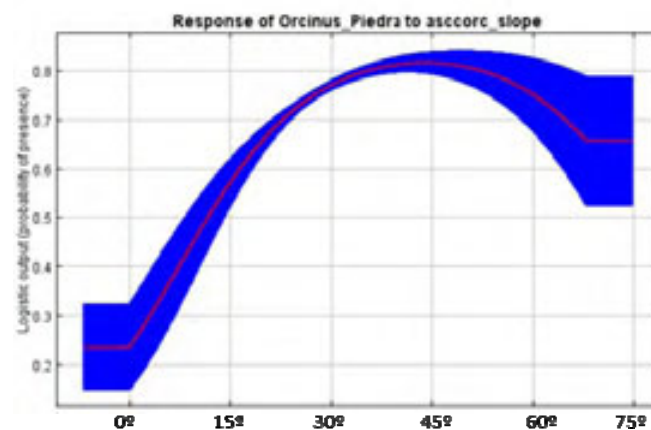


Figura 2.16: Respuesta de las orcas a la pendiente del fondo durante el verano.

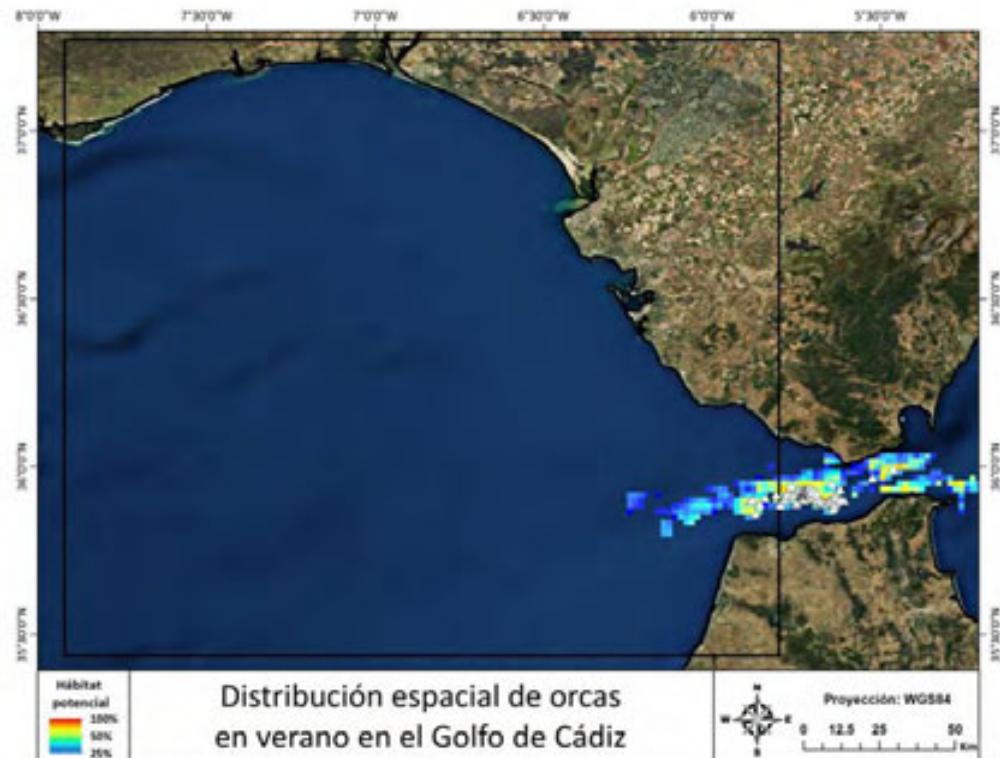


Figura 2.16: Predicción de zonas hábiles para orcas durante el verano y representación de avistamientos procedentes de CAPMA, CIRCE y EBD-CSIC.



Figura 2.17: Predicción de zonas hábiles para orcas entre el final del invierno y mediados del otoño y representación de avistamientos procedentes de CAPMA, CIRCE y EBD-CSIC.



- **Criterio 1.2. Tamaño poblacional: Indicador: Abundancia de la población:**

Como se puede ver en la figura a continuación, la abundancia de orcas del Golfo de Cádiz ronda los 38 individuos en el 2011. Si bien las capturas fotográficas van aumentando a lo largo del tiempo, desde 2005, tan solo aumenta debido a nacimiento de nuevas crías, siendo más o menos estable la población desde esa época, al no sobrevivir al primer año las crías que nacen desde 2007 (ver criterio 1.3). Es importante recalcar que la población parece estable, pero que en realidad se está viendo un envejecimiento de la misma muy importante al no conseguir superar su primer año de vida las crías desde 2007.

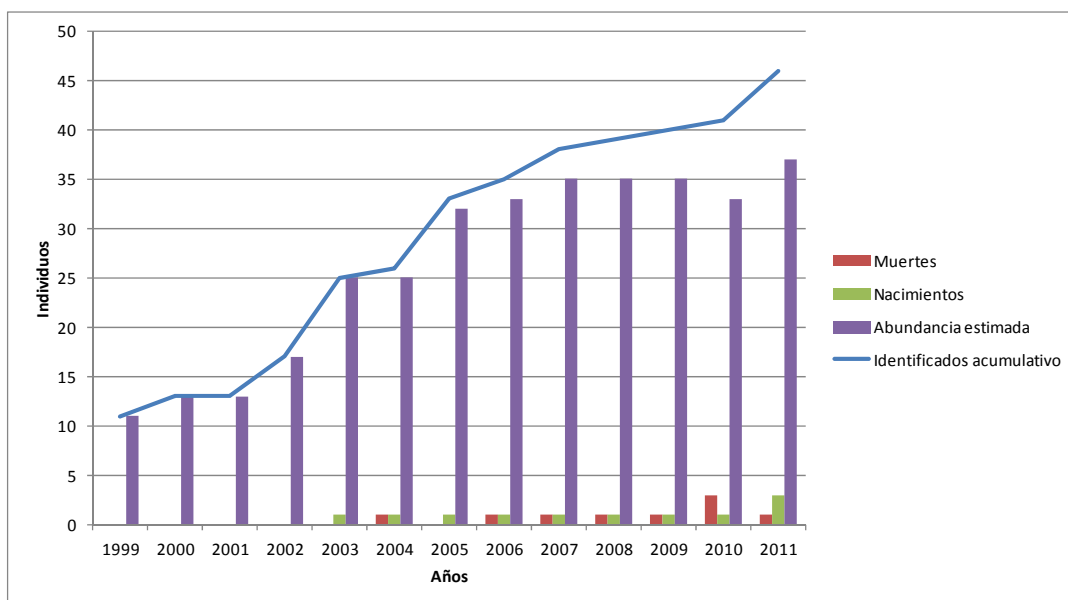


Figura 2.18: Evolución de la abundancia de la población. Datos provenientes de Esteban et al submitted.

- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Características demográficas de la población (por ejemplo, estructura por tallas, o por edades, proporción de machos y hembras, tasas de fecundidad, tasas de supervivencia/mortalidad).**

Como se ha comentado anteriormente, las orcas del golfo de Cádiz son probablemente la especie de cetáceos más estudiada a lo largo de los últimos años en España. Por ello se detalla información sobre su estructura social, parámetros demográficos, reproducción y crecimiento, dieta y selección de sus presas, energética, todos ellos importantes para la conservación de la especie y su ecosistema.



Estructura social

Esteban (2008) y Esteban *et al* (submitted), estudió la estructura social de las orcas del Estrecho de Gibraltar, a continuación se detallan sus resultados. La autora realizó un tratamiento estadístico de las asociaciones observadas en las fotografías de estas orcas, analizadas mediante la captura fotográfica de individuos. Este análisis revela una estructura perdurable en el tiempo y no aleatoria, donde los individuos pertenecen y se quedan para siempre en la manada donde nacen, y asociándose con individuos de otras manadas sólo para la reproducción. Esta estructura social muy fuerte y perdurable ha sido observada en otras poblaciones de orcas en el mundo (Bigg *et al.* 1990, Barrett-Lennard 2000).

La figura siguiente presenta las cinco manadas o grupos sociales que habitan en el Estrecho de Gibraltar.

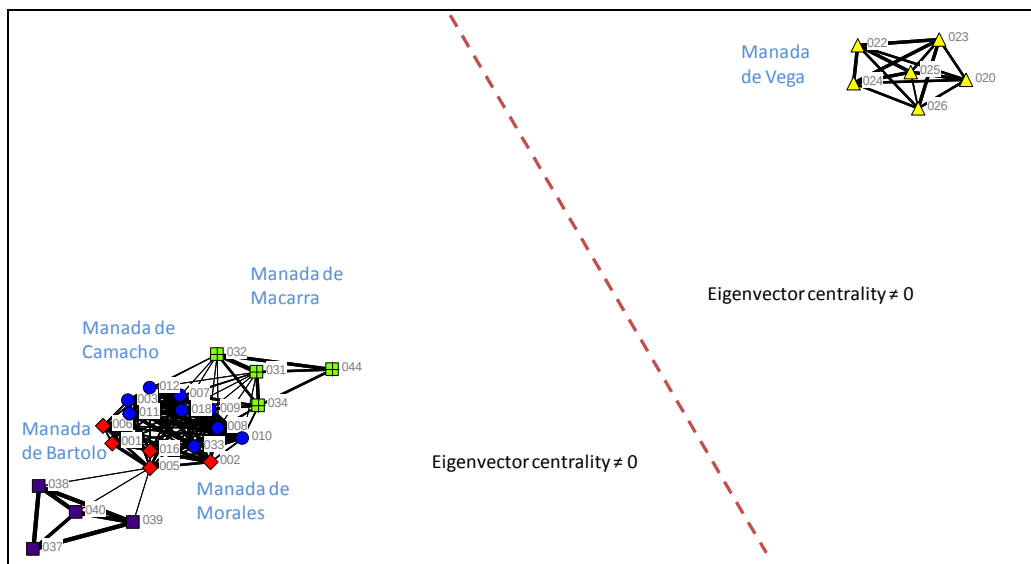


Figura 2.19. Representación de la red social que constituyen las orcas del Golfo de Cádiz, utilizando NETDRAW. (Fuente: Esteban *et al.* submitted).

Estas manadas se podrían dividir en dos grupos según sus hábitos alimenticios y distribución (ver apartado de dieta):

- en primer lugar, estarían las orcas presentes la mayoría del tiempo en el centro del Estrecho de Gibraltar, aunque se suelen ver también durante los meses de primavera en aguas de Barbate. Estos individuos al principio del 1999 formaban una única manada unida, pero fueron separándose hasta formar dos manadas bien definidas que nombraremos por los machos presentes en el grupo, Camacho y Morales. Estos dos grupos se han visto a partir del año 2005 hasta 2007 asociados a otra manada, que denominamos manada de Macarra.



- El otro grupo lo formarían orcas observadas sólo en la zona de Barbate, formado por las manadas de Vega y de Bartolo.

Esta estructura social es de tipo matrilineal, las manadas se organizan alrededor de una hembra matriarca y todos sus descendientes o familia, como lo sugieren los resultados de los análisis genéticos de la manada de Camacho donde los individuos muestreados eran descendientes de la hembra más vieja “Toni” (Foote, *pers. comm.*).

Parámetros demográficos

Esteban (2008) y Esteban *et al.* (submitted) estudiaron los parámetros demográficos de las orcas del Estrecho de Gibraltar, a continuación se detallan sus resultados. De todas las manadas, los autores destacan que las dos mejores estudiadas son las que se suelen observar en aguas centrales del Estrecho y que corresponden con las orcas que interactúan con la pesquería de atún del Estrecho (manadas de Camacho y Morales). De estas manadas se dispone de datos sobre cada individuo cada año, con lo que se puede tener un seguimiento exhaustivo de ellos. Por esta razón, los individuos de estas manadas han sido utilizados para el estudio de los parámetros demográficos de la población del Golfo de Cádiz.

Tabla 2.3: Datos resumidos de los parámetros de historia natural de las orcas del Estrecho de Gibraltar (Esteban 2008, Esteban et al. 2010) y comparados con los parámetros de otras poblaciones (Olesiuk et al. 1990, 2005, Poncelet et al. 2010, Kuningas et al. 2007).

Parameter	Strait of Gibraltar 1999-2011	Strait of Gibraltar		Northern Residents	
		2000-2006	2007-2011	1973-1995	1996-2004
Survival rate	0,962 (S. D. 0.042)	0,989 (S.D. 0,022)	0,937 (S.D. 0,042)	0,9836 females (SE= 0,0039)	0,9705 females (SE=0,0072)
				0,9590 males (SE=0,081)	0,9089 males (SE=0,0170)
New born survival rate	0.375 (S.D. 0.484)	1	0	0,975 (SE= 0,013)	0,914 (SE=0,033)
Juvenil survival rate	0.951 (S.D. 0.11)	0,952 (S.D. 0,125 ^a)	0,95 (S.D. 0,126)	0,960	0,946
Birth rate	0.058 (S.D. 0.045)	0,074 (S.D 0,041)	0,049 (S.D 0,002)	--	--
Population growth rate	1.962 (S.D. 0.042)	1,0287 (S.D. 0,036)	1,001 (0,067)	1,029	--
Birth interval	5 years (S.D 3.207)			4,88 years (SE= 0,793)	5,53 years (SE=1,103)
Fecundity rate	0.021 (S.D. 0.045)	0,111 (S.D. 0,086)	0,159 (S.D 0,14)	--	--

Desde 2000 hasta 2006, la tasa de supervivencia media para la población es de 0,989 (SD: 0,022) y disminuye hasta 0,937 (SD: 0,042) de 2007-2011. Considerando sólo las crías, la disminución es todavía más impactante, debido a que cambia de 1,00 a 0,00, lo que supone una supervivencia de todas las crías nacidas hasta 2006, y luego la muerte de la totalidad de los neonatos nacidos entre 2007 y 2010. En la siguiente gráfica se pueden observar las tasas de supervivencia a lo largo del tiempo en función de las clases de edad de las orcas.

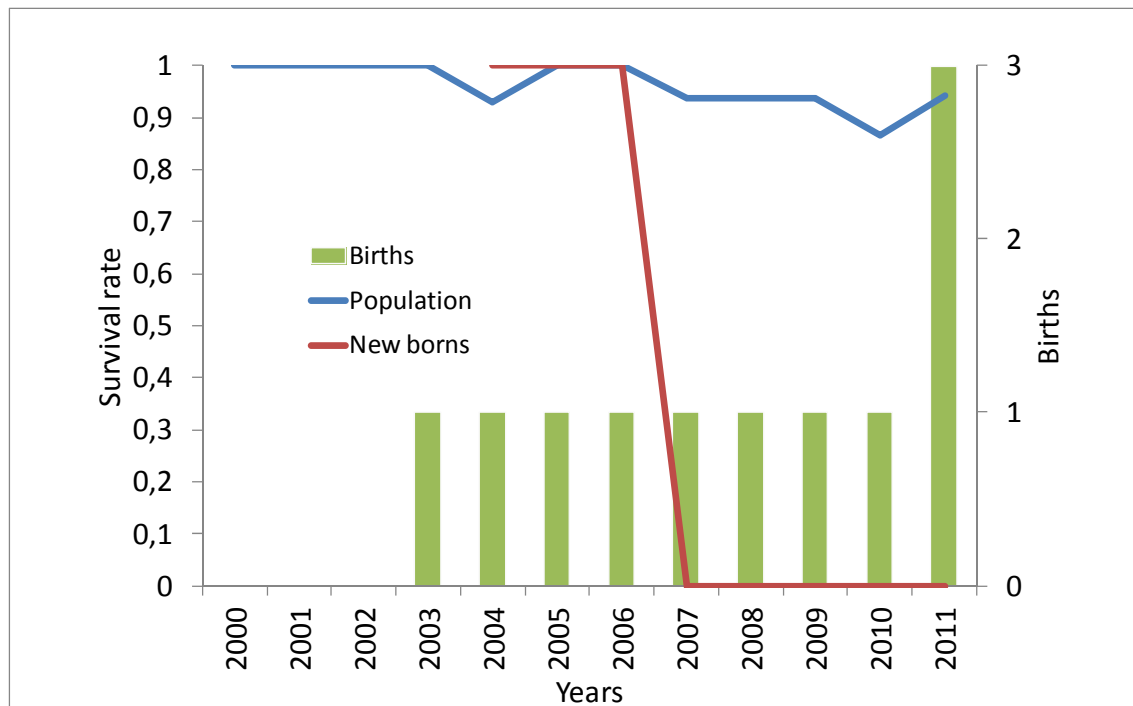


Figura 2.20: Gráfica donde se muestran las tasas de supervivencia tanto de la población como de las crías (Esteban et al. submitted).

Esteban *et al.* (submitted) muestra como la tasa de supervivencia de las crías ha sufrido un descenso en los últimos años. Esto se ve reflejado en un leve descenso en la tasa de supervivencia de la población, ya que ninguno de los individuos adultos de la población ha muerto durante el período de estudio (Manadas de Morales y Camacho).

Desde el 2006, las cinco crías que han nacido no han sobrevivido a su primer año de vida. Si se comparan con los datos observados de capturas de atún con piedra en los últimos años (datos Junta de Andalucía), se puede observar claramente como la disminución de las capturas de atún en verano, y por tanto las interacciones con los pesqueros, disminuye de forma drástica en los últimos años, al mismo tiempo que baja considerablemente la tasa de supervivencia de las crías de orcas del Golfo de Cádiz.

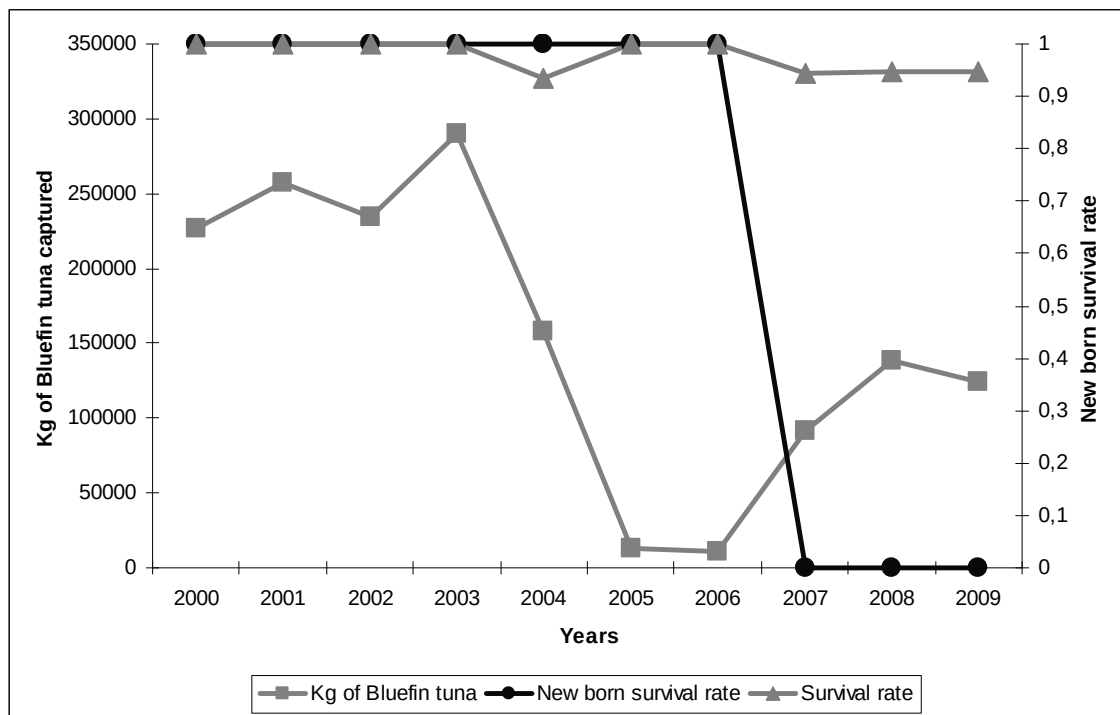


Figura 2.21: Comparativa de la evolución de las capturas de atún rojo con palangre a la piedra (datos Junta de Andalucía) y la Tasa de Supervivencia de crías. (Esteban et al. 2010)

Reproducción y crecimiento

Los ciclos de nacimientos parecen no ser fijos a lo largo del mundo, con épocas de apareamiento y cría dispersas en varios meses. En el Atlántico Noreste, el apareamiento ocurre desde finales de otoño hasta mediados de invierno (Jonsgård y Lyshoel 1970). La poligamia existe entre las orcas, y quizás se produzca un control social en la reproducción (Heyning y Dahlheim 1988). La proporción de sexos al nacimiento parece ser de 1:1, pero la supervivencia en hembras es más alta pudiéndose medir proporciones de machos y hembras adultos de 0,48:1 y 0,83:1 en el Pacífico Noreste (Balcomb *et al.* 1982, Bigg 1982) y 1,34:1 en las Islas Marion (Condy 1978).

El tamaño medio de los machos al alcanzar la madurez sexual es de 5,2 a 6,2 metros. El último estirón en el crecimiento de los machos adolescentes se ha observado entre los 5,5 hasta los 6,1 metros, en el momento en el que alcanzan la madurez sexual (Christensen 1984). Antes de esto, la curva de crecimiento de los machos y hembras es idéntica.

Olesiuk *et al.* (1990) predijeron que el comienzo de la producción de testosterona al inicio de la pubertad era responsable del incremento del índice HWR (altura de su aleta dorsal dividido por la anchura de su aleta dorsal) que probablemente ocurra de 2 a 3 años antes de la madurez sexual (cuando $HWR \geq 1,4$). Usando esta asunción, predijo que la edad de la pubertad de las orcas era de 7,5-14,5 años. Robeck *et al.* (2006) estudiaron el estado de madurez de orcas en cautividad con edad de 8 a 12



años basándose en las concentraciones de testosterona en la grasa, y no siempre observaron un $HWR \geq 1,4$ en machos sexualmente adultos. Aunque el HWR pueda resultar útil para identificar machos adultos en poblaciones en libertad, debemos considerar que la tasa de crecimiento de las aletas dorsales pueda variar entre individuos debido a factores diferentes a la concentración de la testosterona. Además pueden influir factores como diferencias genéticas en tasas de crecimiento, el tamaño final del individuo o el estado social (Robeck y Monfort 2006). Sin embargo esta disparidad en los datos de la madurez sexual puede estar reflejada por el incremento y consistencia de planes de nutrición mejorados para los animales en cautividad, el bajo tamaño de la población, estimaciones inapropiadas de la edad de los animales en libertad o alguna combinación de estos factores, que todavía son desconocidos (Robeck y Monfort 2006).

Experimentos con orcas en cautividad demuestran una producción constante de espermatozoides a lo largo del año manteniéndose siempre por encima de 1 ng/ml, mostrando períodos de elevación (primavera). Sin embargo la producción de esperma no exhibe ningún patrón estacional obvio, puesto que en períodos de baja secreción de testosterona, la espermatogénesis se mantiene (Robeck y Monfort 2006).

Las hembras alcanzan la madurez sexual entre los 4,6 y los 5,4 metros (Perrin y Reilly 1984). Presentando los animales de Atlántico Noreste los menores valores y los del Antártico las mayores (Perrin y Reilly 1984).

Las orcas presentan valores de embarazo anual entre 13,7 % a 39,2% del total de la población (siendo la probabilidad estimada más baja la más fiable), mientras que los valores de la tasa anual de nacimiento son entre el 4 al 5% (Dahlheim 1981). El período de latencia entre partos presenta valores de entre 3 a 8 años, indicando los datos que las estimas mayores son las más típicas en estos animales. Sin embargo, algunas evidencias sugieren que la tasa de nacimiento depende de la densidad de la población (Fowler 1984, Kasuya y Marsh 1984).

El período de gestación, obtenidos de orcas que han sido criadas en cautiverio, es de 19 meses (Hoyt 1981); mientras que en poblaciones salvajes se ha estimado que este período de gestación sería de 15 meses (Perrin y Reilly 1984).

El destete parece ocurrir cuando la cría alcanza un tamaño de 4,3 m (Nishiwaki y Handa 1958) con un período de lactancia de 12 meses (Bryden 1972). Sin embargo, las crías siguen siendo dependientes de sus madres durante al menos 2 años.

La esperanza de vida de las orcas está estimada en 25 años (Jonsgård y Lyshoel 1970), pero se han registrado animales más longevos con 35-40 años (Mitchell y Baker 1980). Estas edades fueron determinadas mediante una sección de los dientes, contando las capas de dentina y cemento. Sin embargo, en la sección de los dientes de *Orcinus orca* se distingue las capas de dentina, pero existen muchas capas accesorias que dificultan su interpretación (Perrin y Reilly 1984). Por otro lado, gracias a estudios a largo plazo



con foto-identificación se ha estimado que la esperanza puede variar desde los 30 a 46 años para las hembras (con un máximo de 80 años), mientras que para los machos varía de 19 a 31 años (con un máximo de 70 años) (Olesiuk *et al.* 1990). La tasa de mortalidad natural de las orcas es desconocida pero, basándose en la esperanza de vida, puede que sea aproximadamente del 5% al año de la población total (Heyning y Dahlheim 1988).

Dieta y selección de sus presas

Las orcas son carnívoros marinos de alto nivel en la red trófica y además oportunistas con dietas que difieren estacional y regionalmente. Principalmente se alimentan de peces, aunque también depredan mamíferos y aves marinas. En algunos lugares, las orcas muestran comportamiento de depredación de grandes ballenas, lo que les ha dado su nombre de “ballenas asesinas” (Gaskin 1982, Hancock 1965, Jonsgård y Lyshoel 1970, Rice 1968, Tarpy 1979), traducido del inglés “Killer whales”. Se desconoce la cantidad diaria exacta de ingesta, pero Mitchell (1975) estimó que las orcas consumen el 4% de su peso corporal al día. En la mayoría de las regiones geográficas, los movimientos de las orcas están relacionados con aquellos movimientos que realizan su fuente de alimento. Sergeant y Fisher (1957) creen que los movimientos al este de Canadá están asociados con las migraciones de las focas y rorcuales. Jonsgård y Lyshoel (1970) concluyeron que la distribución y migración de las orcas en el Atlántico Noreste parece depender de la migración del arenque, aspecto que fue confirmado a través del seguimiento de orcas con balizas satélites Argos en los fiordos de Noruega (Similä *et al.* 1996).

En el Estrecho de Gibraltar, las orcas suelen interactuar con las pesquerías de palangre de atún rojo (*Thunnus thynnus*) (de Stephanis *et al.* 2008). El atún rojo viene reproducirse desde el Océano Atlántico en el Mar Mediterráneo en primavera, y regresa al Atlántico en verano después de completar la puesta. La distribución espacial en verano de las orcas está estrechamente asociada a la localización geográfica de esta pesquería. La flota marroquí se concentra al este de la cresta Kamara y la flota española en el paso entre Monte Seco y Monte Tartesos. Durante los meses de primavera las orcas se observan en aguas de Bárbate, cazando atunes utilizando acústica pasiva (Guinet *et al.* 2007, Esteban *et al.* 2011). Esta técnica llamada de resistencia hasta el agotamiento, consiste en grupos de hasta 7 individuos distanciados unos de otros de 100 a 150 metros escuchando la llegada de los atunes. Una vez oído un grupo de peces, las orcas perseguirán a los atunes durante una media de 30 minutos a altas velocidades hasta que estos estén agotados y sean por tanto capaces de capturarlos fácilmente. Esta técnica puede ser eficaz para túnidos de bajo o medio tamaño, mientras que los más grandes son demasiado eficientes y buenos nadadores para ser capturados. Las partidas de caza implicarán un gasto energético elevado, y se estima que pueden capturar atunes de 0,5 a 1,5 metros (Guinet *et al.* 2007).

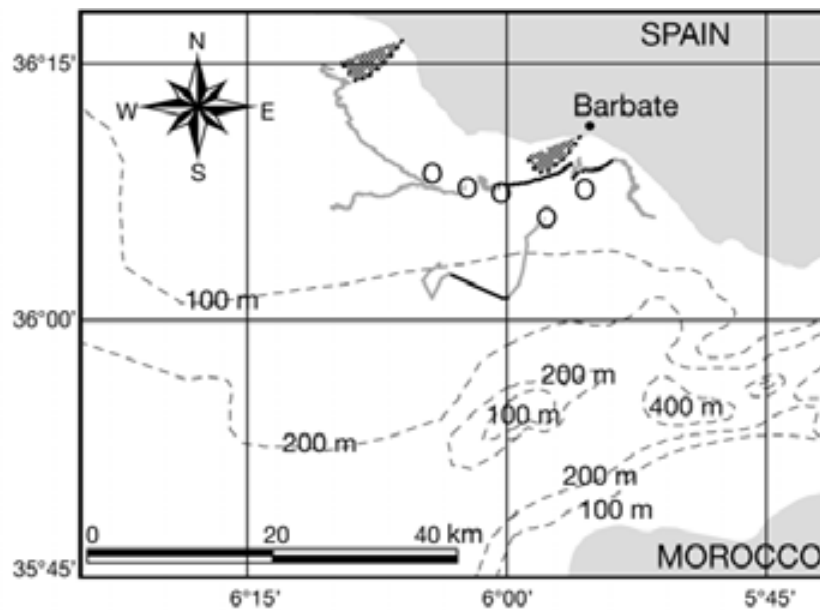


Figura 2.22: Transectos de 5 orcas en el área de Barbate. El círculo indica la localización donde las orcas fueron vistas por primera vez, la línea gris indica el trayecto de las orcas no persiguiendo a los atunes mientras que la línea negra indica nataciones rápidas persiguiendo a los atunes. Las zonas sombreadas indican la localización de las almadrabas. (Guinet et al. 2007).

García Tíscar (2009) definió dos grupos de orcas según sus preferencias alimenticias, basándose en estudios de isótopos estables de tejidos de piel en esta población de orcas, que a su vez han sido confirmados genéticamente. El primer grupo se alimenta exclusivamente de atún rojo, es el que interacciona con las pesquerías de atún en verano (en azul en verano y verde en primavera), y el segundo grupo se alimenta básicamente de atún rojo pero también de una serie de especies secundarias (en amarillo).

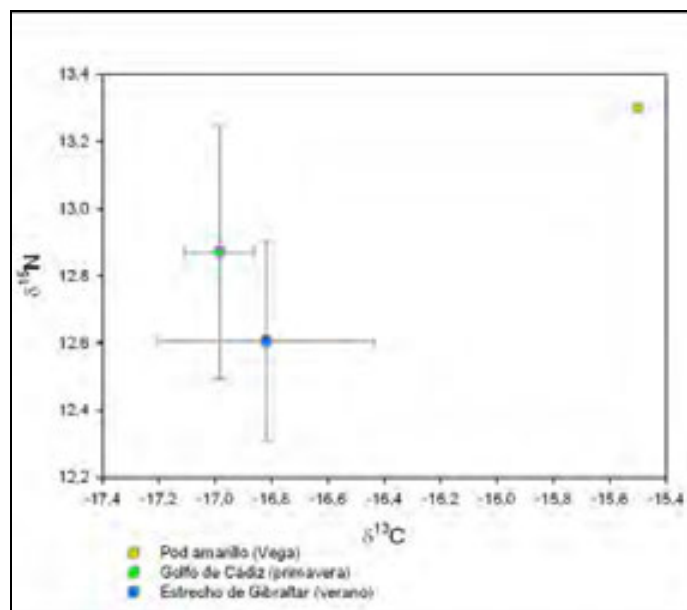


Figura 2.23: Diagrama de dispersión de los resultados medidos en piel de orcas del Sur de la Península. Se muestran los valores medios y las desviaciones estándar. (Fuente: García Tíscar 2009)



Estas diferencias entre grupos se ven claramente también en las diferencias genéticas de los grupos sociales comentadas posteriormente.

Energética de orcas

Recientes estudios realizados en base a la energética de las técnicas de captura de las orcas al sur peninsular han revelado la técnica de captura descrita como de resistencia hasta el agotamiento (Guinet *et al.* 2007). Esta técnica, que tiene lugar en la Ensenada de Barbate, supondría un alto gasto energético para las orcas, pero se vería recompensado por a un alto porcentaje de éxito en las capturas (Esteban *et al.* 2011). Por otro lado, la técnica de captura activa llevada a cabo en los meses de verano en el canal del Estrecho de Gibraltar, siempre y cuando las orcas no están interaccionando con la pesca del atún, sería menos costosa desde el punto de vista energético, pero su porcentaje de éxito de captura sería menor (Esteban *et al.* 2011). En ambos casos, la actividad tendría un balance energético positivo (Esteban *et al.* 2011).

De 1999 a 2004, las orcas en el Estrecho de Gibraltar se beneficiaban de las pesquerías de atún de palangre a la piedra y mostraban unas altas tasas reproductivas con unos niveles altos de supervivencia de neonatos (Esteban *et al.* 2010). Sin embargo desde 2005, la pesquería de atún rojo con palangre se ha mantenido inoperativa o con poco esfuerzo pesquero lo que parece que ha tenido un efecto directo sobre la supervivencia de los neonatos que ha bajado hasta cero desde entonces. Nada se sabe sobre el supuesto beneficio energético que obtenían al aprovechar las capturas de los pescadores, pero a la luz de estos datos, debería de ser lo suficientemente alto como para poder invertirlo y sostener la supervivencia de sus crías.

- Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Estructura genética de la población:

Footo *et al.* (2011) realizaron un esfuerzo importante en cuanto a la estructura genética de la población, demostrando que las orcas del Estrecho de Gibraltar están comprendidas en dos líneas matrilineales, gracias al estudio del ADN mitocondrial y de microsatélites detallados a continuación. La secuenciación completa del genoma mitocondrial (de origen únicamente maternal) de seis individuos de un grupo y un individuo de otro grupo, indican que los haplotipos mitogenómicos asociados con cada grupo recaen dentro de dos clados, que se estima que divergieron aproximadamente hace 200.000 años. Asimismo, los análisis de 17 locis de microsatélites polimórficos indican que estos dos grupos forman una sola población, presentando diferencias significativas con otras dos poblaciones muestreadas en las aguas del Mar del Norte alrededor de Gran Bretaña, Islandia y Noruega. Además, dos grupos de orcas muestreadas en las Islas Canarias se agrupan con las orcas del Estrecho de Gibraltar. Sin embargo, la comparación de fotografías mediante la técnica de foto-identificación demuestra que estos grupos de las Islas Canarias no contienen ninguno de los



individuos vistos en el Estrecho de Gibraltar (Pérez-Gil *et al.* 2010). Cada uno de los grupos de las Islas Canarias poseen un haplotipo mitogenómico distinto, uno se agrupa dentro de los haplotipos del Estrecho de Gibraltar y el otro haplotipo canario se agrupa con haplotipos del Golfo de México, Escocia y el tipo A de las orcas de la Antártica, muy divergentes con respecto a los del Estrecho de Gibraltar (Foote *et al.* 2011). Fenotípicamente estos individuos son muy similares entre ellos, pero diferentes con respecto a los individuos del Atlántico Nororiental (ver Foote *et al.* 2009). Por lo tanto los estudios genéticos sugieren el aislamiento de esta población con respecto a poblaciones más al Norte.

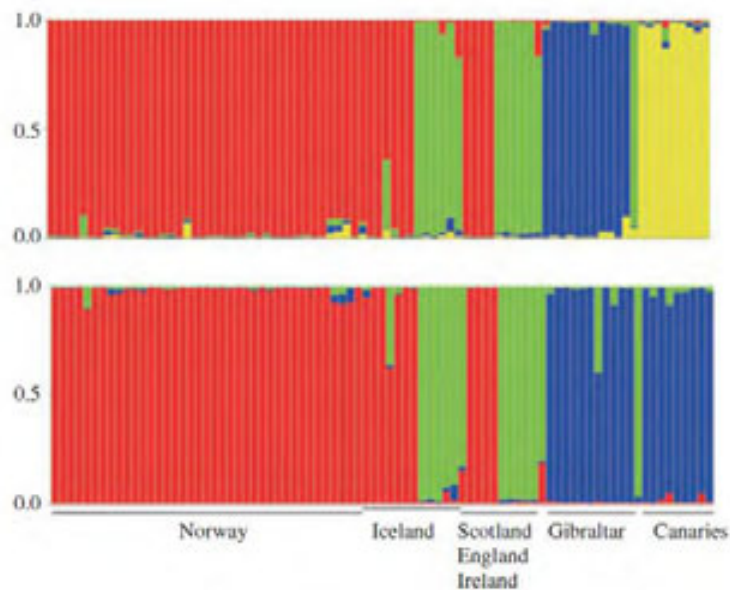


Figura 2.24: Estructura de las poblaciones de orcas del Atlántico Norte estimadas por STRUCTURE. Cada individuo está representado por una columna y la probabilidad de que un individuo pertenezca una población es indicada por los segmentos de colores. Los individuos están clasificados por su origen geográfico con latitud decreciente de izquierda a derecha. (Foote *et al.* 2011).

Estudios recientes (Esteban *et al.* Submitted) han comparado los haplotipos de ADN mitocondrial de las orcas del Estrecho de Gibraltar y de Canarias, y se ha visto como el primer grupo social definido anteriormente (ver apartado de Estructura social) comparten todas las manadas al menos un mismo haplotipo (manada de Camacho, Morales, Macarra y Bartolo), y por otro lado tendríamos al segundo grupo definido socialmente (manada de Vega) que no comparte ningún haplotipo con el grupo social anterior, pero si con las orcas encontradas en Canarias.

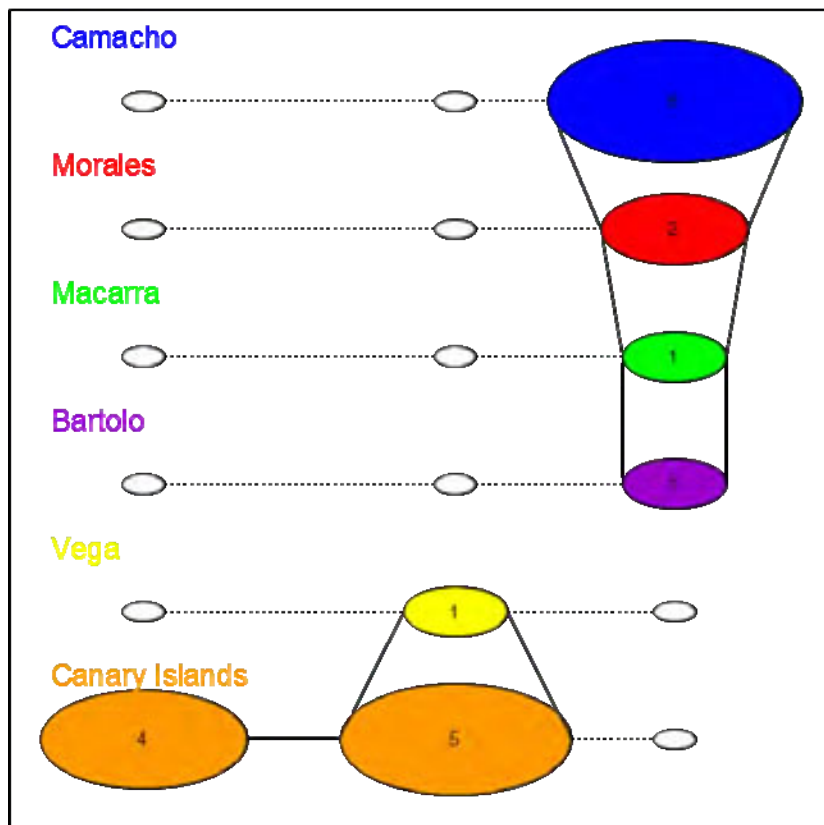


Figura 2.25: Representación de los haplotipos de ADN mitocondrial encontrados en las orcas de Canarias y del Estrecho de Gibraltar.

b) Análisis de los principales impactos y presiones que afectan al estado ambiental de la especie en la demarcación marina:

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 las orcas del sur peninsular.

El artículo 52.3 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (Ley 42/2007) establece la prohibición de dar muerte, dañar, molestar o inquietar intencionadamente a los animales silvestres, especialmente los incluidos en alguna de las categorías del Catálogo de Especies Amenazadas (CEA), como es el caso de los cetáceos, y entre ellos la orca.

Reducción de sus presas

La salud de una población de orcas depende de una adecuada disponibilidad de presas. La reducción en la disponibilidad de sus presas puede forzar a los animales a emplear



mayor parte de su tiempo en buscar el alimento y puede dar lugar a una reducción en sus tasas reproductivas y un aumento en sus tasas de mortalidad.

El atún rojo oriental del Atlántico es una especie de pez pelágico migratorio, cuyas migraciones presentan patrones que se repiten todos los años. Los atunes entran en el Mediterráneo desde el Atlántico a finales de la primavera. Viajan en busca de áreas de puesta adecuadas (migración gamética), donde sus descendientes puedan tener los nutrientes, temperatura y salinidad adecuados para su desarrollo (Sella 1928, Rodríguez Roda 1964, 1973). Durante esta migración de entrada, los atunes siguen la rama principal de la corriente del Atlántico. Esta corriente entra en el Estrecho de Gibraltar a nivel superficial debido al menor nivel de salinidad y densidad comparado con el agua del Mediterráneo (lo que es habitual en mares cerrados, donde la tasa de evaporación es mayor) (Lacombe y Richez 1982). En su vuelta de las áreas de puesta a finales de verano (migración trófica), los bancos siguen circuitos de corrientes secundarias que fluyen hacia el Atlántico, creados por la dinámica anticiclónica de las masas de agua superficiales, a lo largo de la costa del Magreb (Serna *et al.* 2004). En esta etapa, la carne de los atunes contiene menos grasa, debido a la inmadurez de los peces jóvenes y la tensión reproductiva sufrida recientemente por los adultos. Durante cientos de años, los pescadores han usado su conocimiento de estas migraciones para implantar almadrabas a lo largo del Estrecho de Gibraltar. Es una arte de pesca fijo y pasivo, casi no se modificó su diseño hasta mediados del siglo veinte (Thomazi 1947, Doumenge 1998). A partir de 1995, se desarrollan nuevas pesquerías de atún, tanto española como marroquí, con el palangre a la piedra en el Estrecho de Gibraltar (Srour 1994, Serna *et al.* 2004).

Se estima que el stock de atún rojo oriental está muy agotado y que se enfrenta a un grave riesgo de extinción (Costa Duarte *et al.* 1998). El atún rojo del Atlántico oriental ha sido objeto de sobrepesca severa durante la última década. De hecho, la intensidad de la explotación actual es la más alta en la larga historia de la pesca del atún rojo en el Mediterráneo (Fromentin 2003, ICCAT 2003b). La capacidad actual de la flota de cerqueros (más de 200 unidades en el Mar Mediterráneo) y la flota de palangreros juntos exceden la productividad media del atún rojo del Atlántico (estimada en aproximadamente 25.000 toneladas (ICCAT 1999, 2003a). Además, la perspectiva histórica dada por la pesquería de la almadraba de siglos de antigüedad y de la pesquería de los nórdicos indica que los rendimientos actuales en el Atlántico oriental y Mediterráneo son más de dos veces mayores a los registros históricos (Fromentin y Powers 2005). Según Mackenzie (2009), aún en el caso de que se imponga y se cumpla la casi completa prohibición de la pesca durante 15 años, la población caerá probablemente a niveles bajos récord en los próximos años, a menos que las condiciones ambientales redunden en un reclutamiento excepcionalmente elevado.

Debido a que los stocks de atún son cada vez más reducidos, sobre todo a causa de la pesca en el Mediterráneo, no está claro si las poblaciones de orcas serán capaces de adaptarse a otro tipo de presa, al estar totalmente especializadas, o si se dispersarán dejando de habitar las aguas de la Península Ibérica (WWF/ARTS S.L. 2006).



Interacciones con pesquerías

Los pescadores de atún del Estrecho se ven afectados por intensas interacciones con las orcas. Alrededor del 9% de las capturas de atún realizadas por los pescadores son recapturadas por parte de las orcas (de Stephanis *et al.* 2005a). A pesar de estas interacciones a fecha actual no se tiene conocimientos de muertes debida a pescadores en el Estrecho, pero si estas interacciones prosiguen, habría que tener la máxima vigilancia. Durante el verano, la industria de avistamiento de cetáceos se centra principalmente en las poblaciones de orca. Los barcos de avistamiento de cetáceos aprovechan las interacciones entre las pesquerías de atún y las orcas para localizar estas últimas. Por eso, hay permanentemente embarcaciones turísticas en medio de las de pesca, lo que hace más dificultoso el trabajo de los pescadores, y de esta manera lo achacan a las orcas. Esto podría aumentar las interacciones negativas por parte de los pescadores.

Las interacciones con pesquerías pueden causar otro tipo de problema. Por ejemplo, se ha observado por lo menos un juvenil de orca con un anzuelo y su línea colgando del costado (CIRCE datos no publicados). Las heridas causadas por los anzuelos y las líneas podrían causar daños graves, si se acompañan de infecciones o en el caso de individuos débiles.

Por otro lado, en el apartado sobre energética, se detallan los efectos positivos de las interacciones con pesquerías sobre la supervivencia de las crías.

Interacción con embarcaciones

Tráfico marítimo

El Estrecho de Gibraltar es una zona con tráfico marítimo intenso. El tráfico marítimo creado por los barcos comerciales, el avistamiento de cetáceos, los ferrys y los barcos deportivos han ido aumentando en las últimas décadas. Varios estudios han relacionado las embarcaciones con cambios en el comportamiento de las orcas a corto plazo en las orcas del Pacífico Nororiental (Kruse 1991, Kriete 2002, Williams *et al.* 2002a, 2002b, Foote *et al.* 2004). Los impactos potenciales de los barcos no están muy bien estudiados, pero puede que afecten a la eficiencia alimentaria, comunicación y/o gasto energético de las orcas mediante la presencia física de los barcos o mediante el aumento de los niveles de ruido bajo el agua, sobre todo en primavera en aguas de la ensenada de Barbate. Las colisiones con los barcos son también una potencial fuente de riesgo.



Avistamiento de cetáceos

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, 2002). 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).

Andalucía, junto con Canarias, representa la región española donde la actividad de observación de cetáceos está siendo explotada casi exclusivamente. Es sólo desde hace muy pocos años que los cetáceos se han convertido en un recurso natural con un potencial económico realmente importante.

Es 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: desde los 400 visitantes en el año 1998 hasta los 26.228 de 2007 (Martín y Urquiola 2000, Urquiola y de Stephanis 2000, Carbó Penche *et al.* 2006).

En 2007 se ratificó el Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, 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 52.3 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre (RD 1727/2007, Ley 42/2007).

Varios estudios han relacionado cambios en el comportamiento de las orcas a corto plazo con los barcos en el Pacífico Nororiental (Kruse 1991, Kriete 2002, Williams *et al.* 2002a, 2002b, Foote *et al.* 2004, Bain *et al.* 2006), aunque no queda muy claro si es a causa de la presencia y actividad del buque, los sonidos producidos por la embarcación o una combinación de estos factores. Estas reacciones se han relacionado con una disminución en la eficiencia energética de las orcas, haciendo que deban pasar más tiempo cazando para conseguir la misma cantidad de alimento que en ausencia de barcos (Kriete 1995, Williams 2002a y 2002b). Se ha observado que cada individuo puede reaccionar de diversas maneras a los barcos de avistamiento de cetáceos. Las respuestas incluyen nadar más rápido, adoptar patrones de navegación menos predecibles, cambios en el tiempo de las inmersiones, desplazarse hacia mar abierto, y la alteración de los patrones de comportamiento en superficie (Kruse 1991, Williams *et al.* 2002a, Bain *et al.* 2006), mientras que en algunos casos, parece ser que no ocurre ninguna respuesta a las embarcaciones. Las tácticas de evasión a menudo cambian



entre encuentros y entre sexos, con el número de embarcaciones y su proximidad, actividad, tamaño y con el nivel de ruido de los barcos afectando a la reacción de las orcas (Williams *et al* 2002a, 2002b).

Si esta situación se repite en el Estrecho de Gibraltar, supondrá un gran hándicap para la conservación de esta especie. Las actividades de avistamiento de cetáceos presentan salidas especiales para el avistamiento de las orcas, centradas en los meses de julio y agosto, cuando la especie se encuentra la mayoría del tiempo cazando, es decir, intentando encontrar comida. Se puede estar dando la situación de que la presencia de más barcos alrededor de las orcas esté perjudicando a su eficiencia alimenticia, haciéndoles más difícil y más costoso el alimentarse. Es aún más problemático desde 2004 cuando la interacción con las pesquerías no es tan fuerte, y deben cazar activamente más a menudo.

Por otro lado, existe la posibilidad de que la temporada de avistamiento de cetáceos se amplíe a la época de primavera, cuando las orcas se encuentran alimentándose en la Ensenada de Barbate. En esta zona, la presencia de barcos es menos pronunciada, pero por esta misma circunstancia podría provocar más daño a las orcas. En efecto, al no interaccionar con las pesquerías, sino cazar activamente con acústica pasiva, la presencia de barcos a su alrededor podría enmascarar los sonidos que utilizan para detectar los atunes, y provocar por tanto una reducción de capturas.

En los últimos años también se ha observado un incremento en el número de barcos de recreo, aprovechando sus travesías para pasarse por las zonas de presencia de estos animales y observarlos. Muchos de ellos por falta de conocimiento no respetan las directrices del Real Decreto de Protección de Cetáceos (RD 1727/2007).

Construcciones de plantas de eólicas marinas y otras construcciones

Varios proyectos de construcción de plantas de eólicas marinas han sido planteadas en la zona de Trafalgar y resto del Golfo de Cádiz, zona de residencia de las orcas gran parte del año, y en particular durante la época de entrada de atún rojo al Mediterráneo. Los efectos que estas estructuras tendrán en las poblaciones de orcas y en sus presas son desconocidos. Sin embargo, las orcas cazan atún por medio de acústica pasiva (Guinet *et al.* 2007), por lo que la fase de construcción, así como en el funcionamiento de las plantas eólicas tendrán probablemente efectos negativos en las estrategias de pesca de las orcas, y por tanto en su alimentación. Además, el atún rojo evita las aguas turbias y ruidosas (Lemos y Gomes 2004, Sará *et al.* 2007), con lo que cualquier tipo de construcción marina que altere las corrientes o las condiciones ambientales podría modificar su ruta. Si el atún se aleja más de costa para evitar estas aguas, es más difícil para las orcas capturarlo. En efecto, las aguas someras de la Ensenada de Barbate ayudan a las orcas, ya que los atunes no pueden escapar profundizándose en las aguas.



Contaminantes

Contaminación química

- **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 vinculada 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.

Organoclorados como los Policloruros de Bifenilo (PCBs) y los pesticidas clorados representan una amenaza constante para la salud de animales y humanos. Estos componentes son lipofílicos y persistentes, por lo tanto se acumulan en los depósitos de grasa de los mamíferos marinos a lo largo de la cadena alimenticia. Los polibromodifenil éteres (PBDEs) también se ha demostrado estar cada vez más distribuidos en los mamíferos marinos (de Boer *et al.* 1998, Lindström *et al.* 1999, Ikononou *et al.* 2002, Kajiwarra *et al.* 2004, Martin *et al.* 2004). 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).

Como en otros cetáceos, las orcas acumulan elevados niveles de PCBs y p,p'-DDE en grasa, debido a su posición arriba de la cadena trófica marina, y su relativamente alta esperanza de vida (Law *et al.* 1997, Hayteas y Duffield 2000, Ross *et al.* 2000). Ross *et al.* (2000) obtuvieron un nivel de contaminación por PCB más alto en transeúntes que en residentes del Pacífico, probablemente reflejando su alimentación en un nivel trófico superior, al alimentarse de mamíferos marinos, pudiéndoseles considerar como el cetáceo más contaminado del mundo. La diferencia en los patrones de los contaminantes entre las orcas y sus presas y los índices metabólicos sugieren que estos cetáceos tiene una capacidad relativamente alta de metabolizar los contaminantes (Wolkers *et al.* 2007). Estos resultados indican que los PCBs, clordanos y DDEs se acumulan en cierta medida en las orcas, y que los toxafenos y PBDEs pueden ser parcialmente metabolizados. Ylitalo *et al.* (2001) sugieren que los organoclorados



podrían ser un factor contribuyente en la baja reproducción y el declive de ciertas manadas de Alaska.

Las concentraciones de PCBs incrementan con la edad en machos, pero se ven reducidas de una forma clara en hembras sexualmente activas (Ross *et al.* 2000). Haraguchi *et al.* (2009) encontraron concentraciones más elevadas de PCBs y PBDEs en la grasa de crías que en hembras lactantes, lo que indica que grandes cantidades de estos compuestos organohalogenados son transferidos de la madre a la cría a través de la lactancia. Las tasas de transferencias de la madre a la cría para los PCBs y los PBDEs se reducen significativamente con el incremento de halógenos sustituidos, lo que sugiere que los componentes más halogenados son menos transferibles.

La transferencia de los metales tóxicos Hg y Cd entre la madre y la cría son mínimos, así como la acumulación en los órganos con la edad, mientras que los metales esenciales Mn y Cu se encuentran en mayores concentraciones en los músculos de las crías que en los de sus madres (Endo *et al.* 2007).

- Vertidos de hidrocarburos

El derrame petrolífero del Exxon Valdez en Prince William Sound, Alaska, en 1989 es la única fuente de las consecuencias de un derrame dentro de una población de orcas. Una manada residente y otra transeúnte fueron observadas nadando en la zona del accidente. Las consecuencias fueron muertes del 33 y 41%, respectivamente, en años subsiguientes al accidente (Markin *et al.* 2008). Dieciséis años después del accidente, la manada residente no ha recuperado el número de individuos anterior. Además, su tasa de crecimiento es significativamente inferior a la de otras manadas residentes, de las cuales ninguna se resintió después del accidente. La manada de transeúntes, que perdió 9 de sus miembros después del derrame, continúa en retroceso. Aunque pudo haber otros factores contribuyentes, la pérdida de individuos de la manada transeúnte, incluyendo a hembras en edad reproductora, aceleró la trayectoria de la población hacia la extinción. Las pérdidas sincronizadas de un número de orcas nunca antes registrado de dos grupos ecológica y genéticamente distintos y la ausencia de otras perturbaciones evidentes fortalece el vínculo entre la mortalidad y la falta de recuperación con el derrame de petróleo del Exxon Valdez.

A raíz de varias catástrofes (Torrey Canyon en 1967, 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 ITOPF (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.

La exposición a hidrocarburos liberados en el medio marino a través de los derrames de petróleo y otras fuentes de descarga, representa otra amenaza potencialmente grave para la salud de las orcas. 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 1990, O'Shea y Aguilar 2001). La inhalación de vapores en la superficie del agua y la ingestión de hidrocarburos durante la alimentación son las vías más probables de exposición. Matkin *et al.* (1994) informaron que las orcas no trataron de evitar las aguas contaminadas a raíz del derrame de petróleo del Exxon Valdez en Alaska. En los mamíferos marinos, la exposición aguda a los productos derivados del petróleo puede causar cambios en el comportamiento, la inflamación de las membranas mucosas, congestión pulmonar, neumonía, trastornos del hígado, y daño neurológico (Geraci y St. Aubin 1990).

Los derrames de petróleo son también potencialmente destructivos para las poblaciones de sus presas y por lo tanto puede afectar negativamente a las orcas al reducir la disponibilidad de alimentos.

Contaminación acústica

Muchas poblaciones de mamíferos marinos pueden estar experimentando una mayor exposición a los barcos y a sus sonidos asociados. La navegación comercial, la observación de cetáceos, los ferrys y el tráfico de embarcaciones de recreo se han expandido en muchas regiones en las últimas décadas. Los barcos de pesca comercial son también una parte importante del tráfico de buques en muchas áreas. Los barcos son potencialmente dañinos para las orcas a través de la presencia física, la actividad del buque, el aumento en los niveles bajo el agua del sonido generado por los motores de barco o una combinación de estos factores. Las colisiones con embarcaciones son raras, pero ocurren y pueden causar lesiones. Además, el sonido bajo el agua puede ser generado por una variedad de otras actividades humanas, como por ejemplo, el dragado, perforación, construcción, pruebas sísmicas y sonares (Richardson *et al.* 1995, Gordon y Moscrop 1996, National Research Council 2003). Aparte de colisiones directas con embarcaciones, los impactos potenciales de todas estas fuentes son poco conocidos.

Las orcas se basan en su altamente desarrollado sistema sensorial acústico para navegar, localizar presas y comunicarse entre ellas. El aumento de los niveles de ruido antropogénico puede llegar a enmascarar los sonidos de la ecolocación y otras señales utilizadas por la especie, así como dañar la sensibilidad auditiva de forma temporal o



permanente. La exposición a sonidos por lo tanto, puede ser perjudicial para la supervivencia mediante la alteración del tiempo empleado y su éxito en la alimentación, haciendo de esta forma que obtengan un balance energético negativo, ya que pasan más tiempo buscando sus presas pero con menor éxito (Bain y Dahlheim 1994, Gordon y Moscrop 1996, Erbe 2002, Williams *et al.* 2002a, 2002b). En otros cetáceos, los cambios hormonales indicativos de estrés se han registrado en respuesta a la exposición al ruido intenso (Romano *et al.* 2003). El estrés crónico se sabe que induce condiciones perjudiciales fisiológicas incluyendo la disminución de la función inmune, en los mamíferos terrestres y probablemente lo hace en los cetáceos (Gordon y Moscrop 1996).

Si los niveles de sonido recibidos por los mamíferos marinos son lo suficientemente altos, temporal o permanentemente la pérdida de audición puede producirse, y en algunos casos severos, puede resultar en hemorragias cerebrales y en los aparatos auditivos. La sensibilidad auditiva de las orcas varía de 1 a 120 kHz con un pico de sensibilidad de 20 a 50 kHz (Szymanski *et al.* 1999) y está comprendida dentro de la banda considerada como frecuencias medias (2 a 10 kHz). Los niveles umbral a los que las orcas se ven afectadas por los sonidos antropogénicos marinos están pobremente estudiados. En delfines, el nivel basal al cual comienzan a verse perjudicados por el sonido es a 195 dB en 1 segundo de duración de exposición (Schlundt *et al.* 2000, Finneran *et al.* 2005), mientras que los comportamientos evasivos en misticetos se producen con sonidos de baja frecuencia, de 140 a 160 dB (Malme *et al.* 1983, 1984, 1988, Ljungblad *et al.* 1988, Tyack y Clark 1998).

- Campañas sísmicas científicas y comerciales

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 se produce en sentido 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. Se ha demostrado que los peces experimentan daños en el oído cuando están expuestos a los cañones de aire comprimido mucho más intensamente que durante estudios sísmicos típicos (McCauley *et al.* 2003).



- Desarrollo costero

Las actividades de construcción en el mar, tales como la instalación de pilares 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 en una serie de estudios. La mayoría de la energía del sonido asociado con la instalación de pilares está en el rango de baja frecuencia, <1000 Hz (Illingworth y Rodkin, Inc. 2001, 2004, Reyff *et al.* 2002, Reyff 2003).

Las operaciones de dragado también tienen el potencial de emitir sonidos a niveles que puedan molestar a los mamíferos marinos. Dependiendo del tipo de draga, los niveles máximos de presión de sonido 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 con el dragado está en el rango de baja frecuencia, <1000 Hz (Clarke *et al.* 2003).

Varias técnicas han sido adoptadas para reducir los niveles de presión de sonido asociados a las actividades de construcción en el agua o prevenir la exposición de los mamíferos marinos a los sonidos. Por ejemplo, un bloque de 6 pulgadas 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 otra parte, 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 y Edwards 2002). Además, si la ejecución de estas actividades de construcción no está programada en los momentos en que los mamíferos marinos pueden estar presentes se reduce el riesgo de perturbación. Durante la realización de los proyectos también se debería controlar la presencia de mamíferos marinos y detener el sonido que producen las actividades si los mamíferos marinos se encuentran dentro de las zonas de amortiguamiento.

- Sonar y explosivos militares

Los actuales diseños de los sonares militares, como el sonar AN/SQS-53C de la Marina de los EE.UU. produce señales con niveles de la fuente de 235 RMS dB re 1 μ Pa a 1 metro. Se han relacionado varamientos de cetáceos con el uso del sonar naval (U.S. Department of Commerce and Secretary of the Navy 2001). En marzo de 2000, se produjo un varamiento masivo de 17 cetáceos en las Bahamas y coincidió con la actividad naval utilizando sonares. Los animales varados constan de nueve zifios de Cuvier, tres zifios de Blainville, dos zifios no identificadas, dos rorcuales aliblanco (uno de ellos sobrevivió al varamiento, y no se examinó) y un delfín moteado (se determinó que éste no estaba relacionado con el evento). Los resultados preliminares durante los exámenes de los zifios que murieron incluyen hemorragia aguda en el espacio



subaracnoideo y ventrículos laterales (U.S. Department of Commerce and Secretary of the Navy 2001)

De los exámenes de los zifios varados se observó la presencia de burbujas de nitrógeno en sus tejidos (Jepson *et al.* 2003). Se requiere mayor investigación para validar la hipótesis de que estos procesos de embolismo severo están relacionados con la exposición a niveles de sonido producidos por el sonar, y para describir las condiciones de exposición necesarias para inducir la embolia gaseosa.

Los impactos de los sonares militares de frecuencia media sobre las orcas no se han estudiado directamente, pero las observaciones se encuentran disponibles en un evento que ocurrió en el Estrecho de Juan de Fuca y el Estrecho de Haro en el Pacífico Norte, el 5 de mayo de 2003, cuando las orcas estaban presentes mientras la Marina de los EE.UU. disparó un misil destructor (USS Shoup) que pasó a través del estrecho mientras funcionaba un sonar de frecuencia media AN/SQS-53C durante un ejercicio de entrenamiento. Las orcas estaban presentes en el estrecho y se observaron comportamientos inusuales en respuesta al sonido (NMFS 2004d, U.S. Navy Pacific Fleet 2004). La NOAA evaluó la exposición acústica e informó de que era poco probable que las orcas experimentaran pérdida de audición ya sea temporal o permanente. Dada la duración y los niveles de sonido recibidos, se sabe que pueden causar reacciones en el comportamiento en otras especies de cetáceos (NMFS 2004d).

La zona del Estrecho de Gibraltar se caracteriza por estar altamente militarizada, donde se realizan ejercicios y entrenamientos militares. En concreto en la zona de la Ensenada de Barbate se vienen realizando ejercicios militares, con impresionantes despliegues de medios. Esto ha ocasionado diversos problemas en la zona, sobre todo cuando los ejercicios coinciden o bien con la época álgida del turismo o con la época de las almadrabas (como se puede ver en varias noticias publicadas en diversos medios acerca de los problemas causados y de las denuncias puestas por el Ayuntamiento de Barbate y las Cofradías de Pescadores). Estos ejercicios también podrían causar daños en las orcas, por ser una presencia inusual de una alta densidad de barcos, el aumento del nivel de ruido antropogénico, o una combinación de ambas. Además, podría afectar a la distribución de los atunes rojos, y por lo tanto a su alimentación. En los últimos años se ha observado que las orcas desaparecen de la Ensenada de Barbate cuando los ejercicios militares se dan en los meses de abril a mayo, dejándose de observar hasta semanas después del cese de las actividades militares (Gauffier *et al.* 2009).

Investigación

El CAPÍTULO I (artículos 52 a 58) 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. Su artículo 52.3 establece la prohibición de dar muerte, dañar, molestar o inquietar intencionadamente a las orcas (Ley 42/2007). Sin embargo, el artículo 58 de la misma ley, 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 [...] (artículo 58.1.c). El artículo 58.3 precisa que la autorización administrativa a que se refieren los apartados anteriores (58.1 y 58.2) deberá ser pública, motivada y especificar a) El objetivo y la justificación de la acción, b) Las especies a que se refiera, c) Los medios, las instalaciones, los sistemas o métodos a emplear y sus límites, así como las razones y el personal cualificado para su empleo, d) La naturaleza y condiciones de riesgo, las circunstancias de tiempo y lugar y si procede, las soluciones alternativas no adoptadas y los datos científicos utilizados, e) Las medidas de control que se aplicarán.

Según el artículo 58.4, las Comunidades autónomas comunicarán al Ministerio de Medio Ambiente las autorizaciones acordadas.

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.

Es fundamental coordinar las actuaciones de investigación para evitar solapamientos de programas de investigación por un lado y para evitar manejo de animales innecesarios.

Mortalidad Natural

La muerte de 32 individuos en cautiverio fueron atribuidos a neumonía (25%), micosis sistémica (22%), otras infecciones bacterias (16%), abscesos mediastinales (9%), y casos sin diagnosticar (28%) (Greenwood y Taylor 1985). Poco se sabe acerca de las enfermedades infecciosas de orcas en libertad o la amenaza que suponen para las poblaciones. Dieciséis patógenos se han identificado en animales en cautividad y en libertad, incluyendo nueve tipos de bacterias, cuatro de virus y tres de hongos (Gaydos *et al.* 2004). Tres de ellos, *Brucella* marina, *Edwardsiella tarda*, y poxvirus de cetáceos, fueron detectados en individuos en libertad. La *Brucella* marina y los poxvirus de cetáceos han sido potencialmente las causas de muerte en crías y la *Brucella* marina puede causar el aborto (Miller *et al.* 1999, Van Bresse *et al.* 1999). Los poxvirus de cetáceos también producen lesiones en la piel, pero probablemente no causen muchas muertes en cetáceos (Van Bresse *et al.* 1999). Otras enfermedades como la *Brucella* spp. y poxvirus de cetáceos pueden afectar las poblaciones de orcas al reducir el éxito reproductivo o causar una mayor mortalidad entre los terneros (Gaydos *et al.* 2004).

Las orcas son susceptibles de padecer otras formas de enfermedades, incluyendo la enfermedad de Hodgkin y arteriosclerosis severa de las arterias coronarias (Roberts *et al.* 1965, Yonezawa *et al.* 1989). También se han registrado tumores y fusiones de los huesos (Tomilin 1957). Los abscesos en las mandíbulas y las enfermedades dentales son problemas corrientes causados por desgastes severos en los dientes debajo de las



enciás, resultando ser un exponente para la infección por caries y de los tejidos adyacentes (Tomilin 1957, Caldwell y Brown 1964). Problemas dentales severos pueden también ocurrir en animales jóvenes (Carl 1946). Los animales en cautividad sufren comúnmente de abscesos en los folículos vestigiales de pelo del rostro, algo que puede esparcirse eventualmente sobre la superficie de la piel (Simpson y Gardner 1972).

El colapso de la aleta dorsal se observa normalmente en orcas en cautividad (Hoyt 1992) y no está causado por una condición patogénica, pero sin embargo se cree que en la mayoría de los casos está causada por un cambio irreversible en la estructura del colágeno de la aleta a lo largo del tiempo (B. Hanson, pers. comm.). Las posibles explicaciones son (1) alteraciones en el balance de agua causado por un estrés de cautividad o cambios en la dieta, (2) bajada de la presión arterial causada por la reducción de los patrones de actividad, o (3) sobrecalentamiento del colágeno debido a la mayor exposición de la aleta al aire ambiente. Las aletas colapsadas o en colapso son raras en poblaciones en libertad (Hoyt 1992, Ford *et al.* 1994, Visser 1998, Ford y Ellis 1999) y normalmente resulta de una serie de daños a la aleta, tales como haber sido disparado o colisionado con un barco. Matkin y Saulitis (1997) informaron de que las aletas dorsales de dos orcas residentes en Alaska empezaron a caerse no mucho después de que su manada se viera expuesta al vertido del Exxon Valdez en 1989 y se colapsaron completamente en dos años. La aleta dorsal de un individuo transeúnte, varado en la Bahía de Dungenes en Washington en 2002, mostraba signos de colapso después de tres días y comenzó a erigirse tan pronto como la orca fue liberada (J.P. Schroeder, pers. obs.)

Se sabe relativamente poco de los parásitos de las orcas. Entre los endoparásitos que se conocen están *Campula* sp., *Fasciola skjabini*, *Leucasiella subtila* y *Oschmarinella albamarina* (Trematoda), *Diphyllbothrium polyrugosum*, *Phyllobothrium* sp., y *Trigonocotyle spasskyi* (Cestoda), *Anisakis pacificus* y *A. simplex* (Nematoda), *Bolbosoma nipponicum* y *B. physeteris* (Acanthocephala), *Kyaroikeus cetarius* (Ciliata), y *Toxoplasma gondii* (Apicomplexa) (Dailey y Brownell 1972, Heptner *et al.* 1976, Heyning 1988, Sniezek *et al.* 1995, Gibson y Bray 1997, Gibson *et al.* 1998, Murata *et al.* 2004). Estos son transmitidos principalmente por la ingesta de presas infectadas (Baird 2000). Los ectoparásitos son encontrados frecuentemente e incluyen *Cyamus orcini*, *C. antarticensis* y *Isocyamus delphinii* (Amphipoda) (Leung 1970, Berzin y Vlasova 1982, Wardle *et al.* 2000). La mayoría de los parásitos externos se transmiten probablemente mediante el contacto directo con otros individuos, tales como los encuentros sociales y las interacciones entre madre y cría (Baird 2000). Los organismos comensales asociados a orcas incluyen percebes, rémoras y diatomeas (Hart 1935, Fertl y Landry 1999, Guerrero-Ruiz y Urbán 2000).

No se conoce ninguna enfermedad infecciosa que sea limitante para una población de orcas, ni se han registrado epidemias dentro de la especie. Sin embargo, se han identificado una serie de patógenos en las orcas, mientras que otros ocurren en especies simpátricas de mamíferos marinos y por lo tanto pueden ser transmisibles a



las orcas (Buck *et al.* 1993, Gaydos *et al.* 2004). 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). 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). La endogamia puede también desempeñar un papel en la muerte de unos delfines listados infectados (Valsecchi *et al.* 2004). Las infecciones por morbillivirus se han diagnosticado en una variedad de otros mamíferos marinos del Atlántico, pero causó baja mortalidad en la mayoría de los casos (Kennedy 2001).

En invierno 2006-2007 una epidemia de Morbillivirus tocó la población de calderones del Estrecho de Gibraltar y luego se extendió hasta las Baleares en abril 2007, donde se tiene el último registro de varamiento debido al Morbillivirus (Fernández *et al.* 2008). Esta epidemia causó la muerte de 51 calderones en el Estrecho y hizo disminuir de 15% su población entre 2006 y 2007 (Gauffier 2008). Dado las habilidades de mutación y el histórico de saltos entre especies de los morbillivirus, hay posibilidades de que las orcas puedan llegar a infectarse.

Competición por los recursos

Los únicos predadores conocidos de los atunes rojos son los grandes tiburones, las orcas y los humanos mediante las pesquerías (ver apartados 1.2.1 y 1.2.2). Este tipo de competición, en el caso de que sea desigual puede llevar a provocar problemas de conservación de las orcas, siendo el atún rojo su fuente principal de alimentación.

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 períodos 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 el medio marino y el ecosistema en el cual se incluyen los cetáceos (Würsig *et al.* 2002).

c) Pasos necesarios para el futuro para obtener mayor precisión en la Evaluación del estado inicial:

Como se ha visto en este análisis de información disponible, las orcas del golfo de Cádiz son probablemente una de las especies de cetáceos mejor conocidas a nivel nacional. Por ello, es fundamental, si queremos ser capaces de predecir el comportamiento de la población, seguir con este tipo de estudios a largo plazo, principalmente siguiendo el análisis poblacional de este grupo.

9- Otras especies de cetáceos presentes en la zona:

Otra de las especies fácilmente observables en la demarcación sería el Calderón gris (*Grampus griseus*), del que se sabe que suele verse por aguas poco profundas.



Figura 2.26: Predicción de presencia de calderones grises en la Demarcación del Sudatlántico.

10- Definición de Buen estado Ambiental.

Debido a la necesidad de integración con el resto de la Estrategia marina, y del resto de descriptores incluidos en la misma, se presentan una serie de propuestas de buen estado ambiental para cetáceos en la Demarcación. Hay que resaltar que es



prácticamente imposible definir cual sería el buen estado ambiental en lo relativo a cetáceos, ya que las poblaciones han disminuido tanto en los últimos siglos que no podemos conocer el estado inicial de los mismos. Por ello, estas características han de tomarse como un mínimo operativo, y deberían de ser validadas por un amplio espectro de expertos en cetáceos. En base a la Ley de Protección del Medio Marino, se propone por tanto como buen estado ambiental:

- Las tasas de crecimiento poblacional de cada una de las especies se mantiene positiva, y en caso de que sea negativa se analiza la causa en profundidad y se soluciona.
- Las estimas de abundancia sean al menos las actuales para delfines comunes, delfines mulares, marsopas, orcas y calderones grises.
- La estima de abundancia de orcas se incrementa a medio plazo significativamente.
- La tasa de supervivencia de crías de orca se mantenga en niveles parecidos a poblaciones de orcas consideradas “en buen estado” según la bibliografía más reciente.
- El atún rojo recupere sus niveles de abundancia tales, que permitan una explotación sostenible, para poder ser disponible de nuevo para las orcas
- Existe una ausencia total de ruido ambiente (por avistamiento de cetáceos, ejercicios militares o actividades sísmicas por ejemplo) en las zonas de caza de las orcas durante los meses de primavera y verano (ensenada de Barbate y Conil de la Frontera).

11- Objetivos ambientales

Como objetivos ambientales, se buscaría conseguir cada uno de los puntos descritos en el apartado de buen estado ambiental, que incluyen estimas de abundancia y seguimiento de tasas de crecimiento poblacional y tasas de supervivencia de crías, para cada una de las especies elegidas como indicadores. Para ello, se realizarán programas de seguimiento, tanto desde embarcaciones como desde aeronaves, tal como se vienen haciendo en los últimos años en la Demarcación.

Cabe destacar que el planteamiento de ausencia de ruido ambiente tanto en la ensenada de Barbate como en la zona de Conil, serían medidas fácilmente aplicables y no tendrían impacto económico o social, dada la inexistencia de industria de avistamiento en la región actualmente. En el caso de ejercicios militares o estudios sísmicos, se buscaría realizarlos en épocas en las que no exista presencia ni de orcas ni de atún.



3. DEMARCACIÓN MARINA DEL ESTRECHO Y ALBORÁN





1- Especies y poblaciones presentes y legislación relevante a nivel regional

La Demarcación marina del Estrecho y Alborán se caracteriza por un elevado número de especies de cetáceos presentes. En total 9 pueden considerarse comunes, 4 se consideran ocasionales y 1 rara (Tabla 3.1).

Tabla 3.1: Especies de cetáceos citadas en la Demarcación marina del Estrecho y Alborán, frecuencia de aparición en esta demarcación.

Especies	Nombre común	Presencia en aguas Sud Atlánticas
<i>Balaenoptera physalus</i>	Rorcual común	Común
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ballena jorobada	Ocasional
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Rorcual aliblanco	Ocasional
<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	Común
<i>Ziphius cavirostris</i>	Zifio de Cuvier	Común
<i>Delphinus delphis</i>	Delfín común	Común
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Delfín listado	Común
<i>Tursiops truncatus</i>	Delfín mular	Común
<i>Grampus griseus</i>	Calderón gris	Común
<i>Globicephala melas</i>	Calderón común	Común
<i>Orcinus orca</i>	Orca	Común
<i>Phocoena phocoena</i>	Marsopa	Rara
<i>Hyperoodon ampullatus</i>	Zifio nariz de botella	Ocasional
<i>Pseudorca crassidens</i>	Falsa orca	Ocasional

Además de la legislación a nivel comunitario y estatal ya citada en la introducción, existe un número de leyes y decretos a nivel autonómico que también afectan a la protección de las especies de cetáceos y que se citan muy brevemente a continuación.

- Decreto 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats

El Capítulo III de dicho Decreto desarrolla el régimen especial de protección de las especies incluidas en el **Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas**, en las distintas categorías previstas en el mismo, incluido en el listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, de conformidad con lo dispuesto en el artículo 53.4 de la Ley 42/2007 de 13 de Diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

- Decreto 308/2002, de 23 de diciembre, por el que se aprueba el plan de ordenación de recursos naturales del frente litoral Algeciras-Tarifa.
- DECRETO 262/2007, de 16 de octubre, por el que se aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural del Estrecho y se modifica el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Frente Litoral Algeciras-Tarifa, aprobado por Decreto 308/2002, de 23 de diciembre.



Cabe así mismo resaltar que existen una serie de propuestas de planes de Conservación para cetáceos en el Golfo de Cádiz y Mediterráneo Español realizados por CIRCE y la EBD-CSIC, ANSE y Alnilam a través del MAGRAMA y de la Fundación Biodiversidad, actualmente en manos del MAGRAMA, que analizan los cetáceos de las tres demarcaciones Golfo de Cádiz y el Mediterráneo español. Debido a la interactividad de muchas de las acciones propuestas en dichos Planes de Conservación, así como la necesidad de información actualizada, se ha decidido utilizar estos documentos, que han sido ampliamente validados a través de diferentes comités científicos y reuniones técnicas como base a la Estrategia que se presenta a continuación.

Finalmente cabe destacar también la declaración el LIC del Estrecho Oriental, que actualmente tiene su propuesta a ZEC (a través de su plan de gestión) en proceso de información pública, y la propuesta de LIC “Estrecho Occidental”, que se encuentra ahora mismo en periodo finalizado de exposición pública (Noviembre de 2011). Los objetivos de los planes de gestión de ambos LICs estarán en consonancia con la Estrategia marina.

2- Fuentes de información y programas de seguimiento

El establecimiento de redes de monitorización y atención a los varamientos de cetáceos en las costas de la demarcación desarrollado por la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (CAPMA) y el análisis de las muestras procedentes de estos individuos ha permitido obtener información sobre varamientos en la zona, así como sobre su ecología trófica y causas de mortandad. Por otro lado existen una serie de programas de seguimiento a largo plazo en mar. Por un lado, la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (CAPMA), lleva a cabo seguimientos desde embarcaciones y avionetas en la Demarcación desde el 2005. Por otro lado, tanto la Estación Biológica de Doñana-CSIC, como CIRCE (Conservación, Información y Estudio sobre Cetáceos), llevan a cabo, en coordinación con dicha Consejería, desde 2010 para el caso de la EBD-CSIC y desde 1999 para CIRCE muestreos dedicados desde embarcaciones de investigación. Además, tanto ANSE, como Alnitak y Alnilam, llevan a cabo programas de seguimiento desde embarcaciones en el Mar de Alborán desde 1992. Desgraciadamente existe muy poca información publicada sobre esta demarcación que unifique todos los datos de estas instituciones, por lo que se han desarrollado una serie de modelos con datos provenientes de estas fuentes, y se ha buscado en literatura SCI y gris los resultados que se presentan a continuación. De la misma forma se ha obtenido información proveniente de la Fundación Loro Parque, así como de la Universidad Autónoma de Madrid.

Cabe destacar también que se ha utilizado la revisión realizada durante la creación de los planes de Conservación de cetáceos del Golfo de Cádiz y Mediterráneo Español por parte de la EBD-CSIC, CIRCE, Alnilam y ANSE.



3- Presiones e impactos:

Se ha utilizado también la revisión realizada durante la creación de los planes de Conservación de cetáceos del Golfo de Cádiz y Mediterráneo Español.

4- Especies elegidas como indicadores:

Para esta demarcación, y atendiendo a criterios de información disponible y grado de protección se han seleccionado los siguientes elementos de evaluación: la población de delfín mular, la población de delfín común, en consonancia con el resto de demarcaciones marinas, así como las orcas del Golfo de Cádiz, que se pueden ver en la región del Estrecho de Gibraltar, pero que no han sido consideradas en este documento al estar completamente descritas en el documento referente a la Demarcación Marina del Sudatlántico, si bien esta especie servirá también como indicadora en esta demarcación. También se ha elegido la población de calderón común del Mediterráneo, así como el cachalote del Mediterráneo debido a sus estudios a largo plazo, y disponibilidad de información sobre ella, y como representante de especies de medio y gran tamaño sometidas a problemáticas ambientales diferentes a delfines comunes y mulares (esta especie se ha tratado en su integralidad en la Demarcación Levantino Balear). En este sentido estos dos indicadores será únicamente tratado en esta demarcación, por situarse su distribución espacial principalmente en esta demarcación. Por último, se ha elegido a la población de zifio de Cuvier, una especie de la que hasta hace poco no se sabía prácticamente nada pero que en el último lustro se han incrementado notablemente la información sobre esta especie en el área de la demarcación. A continuación, se resume brevemente la información general disponible para cada una y con más detalle para cada descriptor. Asimismo, se describen los conocimientos orientativos de otras especies de cetáceos presentes en la zona, que ayudarán a definir criterios de buen estado Ambiental de la Demarcación, acciones para su seguimiento y gestión así como definición de planes de vigilancia.

5- Delfín mular (*Tursiops truncatus*)

a) Análisis de las características esenciales de la especie en la Demarcación:

- **Criterio 1.1. Distribución de la especie: Indicadores: Área de distribución y patrones de distribución dentro de la misma:**

La información proviene de los muestreos realizados por la CAPMA, CIRCE, Alnilam, ANSE y la EBD-CSIC. Se agradece a Alnitak la cesión de sus datos de avistamientos a Ana Cañadas (Alnilam) para el periodo 1992-2010. Se decidió construir una serie de modelos a partir del software MAXENT para la especie, que tiene en consideración exclusivamente datos de presencia de la especie. Para ello se testó la distribución



espacial de la especie, en base a una serie de co-variables, como es la SST (temperatura superficial del mar), la Chl (Clorofila), la batimetría, pendiente de fondo y aspecto del mismo (direccionalidad de cañones). Se utilizaron estas covariables (fisiográficas, oceanográficas y geográficas) siguiendo las directrices de la Decisión de la Comisión 2012/477/EU “sobre criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas”.

En el caso de esta especie, la distribución de la especie estaría explicada en un 45% por la batimetría del fondo y en un 15% por la pendiente del fondo.

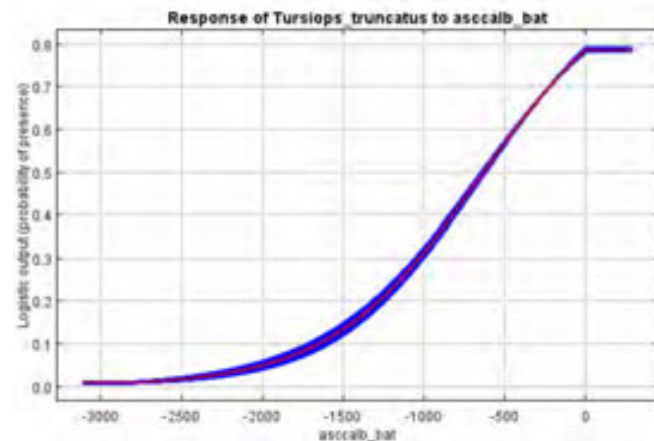


Figura 3.1: Respuesta de delfines mulares a la batimetría del fondo.

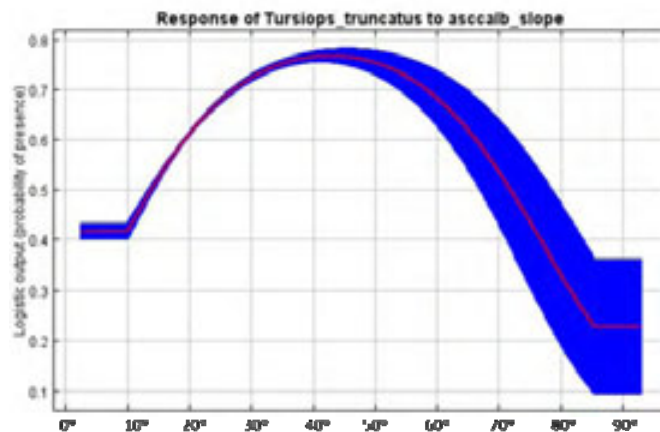


Figura 3.2: Respuesta de delfines mulares a la pendiente del fondo.

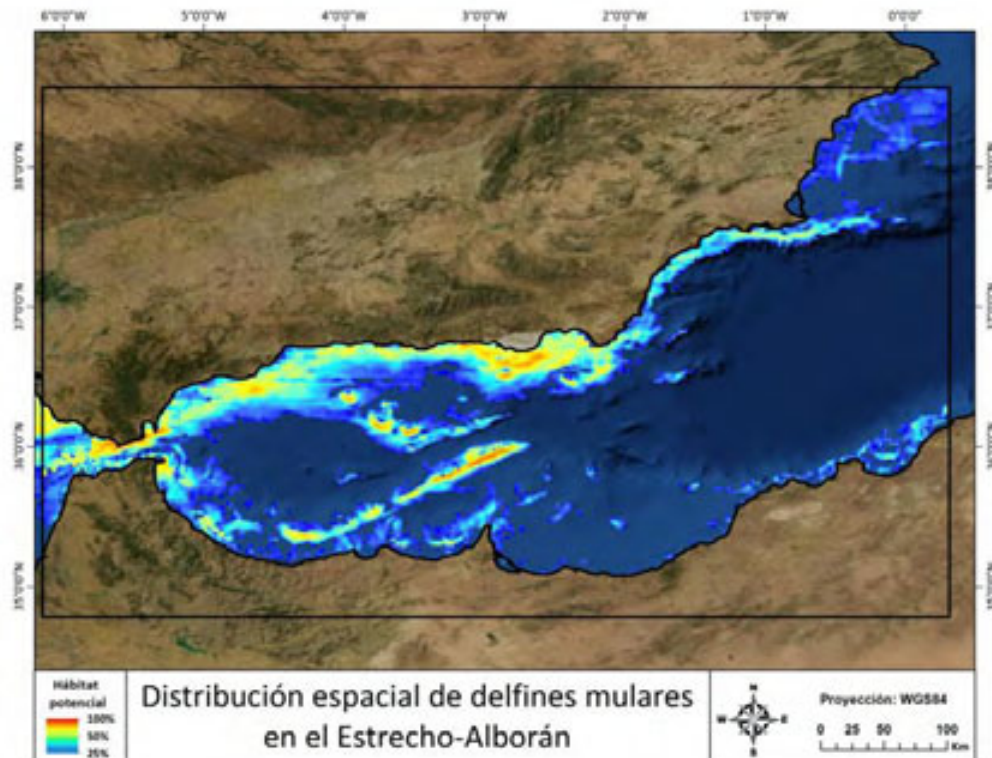


Figura 3.4: Predicción de zonas hábiles para delfines mulares en la Demarcación marina del Estrecho y Alborán.

Aparte de este modelo, la especie se ha estudiado con detalle (Cañadas et al. 2002; 2006a, b; de Stephanis et al 2008; García-Tiscar 2010) y se sabe que las áreas con mayor densidad de delfines mulares son la bahía de Almería, la isla de Alborán y el seco de los Olivos, un conjunto de elevaciones montañosas de origen volcánico especialmente interesante para la alimentación de los delfines mulares (García-Tiscar 2010), así como el Estrecho de Gibraltar.

- Criterio 1.2. Tamaño poblacional: Indicador: Abundancia de la población:

No se conoce con detalle cuántos delfines mulares hay en el mediterráneo español, pero hay estimas locales o regionales que dan una idea sobre la abundancia de la especie. En el estrecho de Gibraltar la población de delfines mulares se estima en 297 animales (95% CI 276-332) a partir de modelos de marcaje recaptura (Chico Portillo *et al.* 2011). En el área del mar de Alborán la estima más reciente cifra en 1189 (95% IC= 961-1420) los delfines de esta especie, con una densidad de 0,049 individuos por kilómetro cuadrado (Cañadas comunicación personal). Por otro lado, a lo largo del 2013, se obtendrá una estima de abundancia de la zona de la Isla de Alborán por parte de la Asociación Cultural Alnitak a través del proyecto Indemares, y una estima para todas las aguas españolas entre el Estrecho de Gibraltar y el Cabo de Palos, mediante marcaje y recaptura de foto-identificación con datos de 1992 a 2010, por parte de Alnilam Investigación y Conservación a principios de 2013.



- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Características demográficas de la población (por ejemplo, estructura por tallas, o por edades, proporción de machos y hembras, tasas de fecundidad, tasas de supervivencia/mortalidad).**

Estructura social

En el Mediterráneo español en la zona del Mar de Alborán el tamaño medio de las manadas es de unos 22 ejemplares y el tamaño de grupo máximo detectado es 180 ejemplares (Cañadas *et al*, 2002).

Como pasa en otras especies con este carácter gregario, todo el grupo participa de las diversas actividades, como la caza, el cuidado de las crías y la diversión. En ocasiones los grupos de delfines mulares son observados en compañía de otros cetáceos, como calderones comunes (*Globicephala melas*) (Cañadas comunicación personal). También existen casos documentados de ataques a individuos de otras especies, como por ejemplo la marsopa (*Phocoena phocoena*) o el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*), con resultado de muerte (Ross y Wilson 1996; A. López Comunicación personal.)

Parámetros demográficos

Según la literatura científica general sobre la especie, la longevidad estimada para los machos es de unos 40-45 años y para las hembras de al menos 50 años. Adquieren la madurez sexual a los 10-12 años los machos, y las hembras a los 5-12 años. No presentan celo estacional y se reproducen durante todo el año; el período de gestación oscila entre 11 y 12 meses y el de lactancia de 12 a 18. Se han observados picos en primavera y verano, o en primavera y otoño para la mayoría de las poblaciones. Cada tres años, aproximadamente, la hembra pare una cría que al nacer tiene un tamaño entre 0,84 y 1,4 m y un peso de 14-20 Kg (Reeves *et al*, 2002).

Dieta y selección de sus presas

En general los delfines mulares realizan inmersiones de 2-3 minutos, en el caso de las poblaciones costeras, y de mayor duración las oceánicas para capturar su alimento. La presencia de peces abisales en los estómagos de algunos animales pelágicos sugiere capacidad para bucear más allá de los 500 m de profundidad (Reeves *et al*, 2002). La dieta de los delfines mulares se ha descrito en varias partes del mundo y en general depredan sobre gran cantidad de organismos y por ello se consideran de hábitos oportunistas. Se acepta generalmente que los animales de poblaciones costeras depredan sobre organismos bentónicos y demersales mientras que los animales de poblaciones pelágicas se alimentan de peces y cefalópodos mesopelágicos y pelágicos (Van Waerebeek *et al*. 1990). En el Atlántico Noroeste y el Mediterráneo se ha



observado una predominancia de Gadiformes (peces de las familias Gadidae y Merluccidae) en su dieta; por ejemplo, merluza en los contenidos estomacales analizados en el Mediterráneo español (Blanco *et al.* 2001), bacaladilla y merluza en estómagos estudiados en Galicia (Santos *et al.*, 2007), bacalao, saithe y merlán en delfines varados en Escocia (Santos *et al.* 2001) y bacaladilla y *Trisopterus* spp. en animales varados en Francia (Desportes 1985).

No se conocen con precisión las cantidades de las distintas presas que los delfines mulares podrían estar consumiendo, varios análisis de contenidos estomacales (Salomón, 1999; Santos *et al.*, 2001; 2007; Blanco *et al.* 2001) estiman que aproximadamente el 80% de las especies que forman parte de la dieta son también especies de gran interés comercial; cómo la merluza (*Merluccius merluccius*) que supone más del 20% del peso reconstruido del contenido estomacal, la bacaladilla (*Micromessistius poutassou*) que supone más del 50% del peso y otros peces de la familia Sparidae que también parecen importantes en la dieta. Aunque más del 80% de la dieta está compuesta por peces, algunas especies de cefalópodos objetivo de pesca comercial son también parte de la dieta de los delfines mulares. Es, por ejemplo, el caso del pulpo blanco (*Eledone cirrhosa*), la puta costera (*Illex coindettii*), y el choco (*Todaropsis eblanae*) que llegan a representar más de un 5% del peso de su contenido estomacal.

Análisis de perfiles de isótopos estables de delfines, peces e invertebrados en el estrecho de Gibraltar y mar de Alborán sugieren una dieta compuesta por gran variedad de especies (García-Tiscar 2010). En el mar de Alborán el grupo de presas más importante (54% de la dieta por término medio) es el formado por voraces, aligotes y chicharros, tres especies nectobentónicas, con rango de profundidades ente 31 y 500 metros, que solapa, parcialmente al menos, con el rango preferido de los delfines mulares para la alimentación. En menor medida aparecen caballas, merluzas, besugos y bogas, y dos especies de pequeños pelágicos (alacha y boquerón) y una especie nectobentónica (trompetero) que en ocasiones forma cardúmenes que adquieren hábitos pelágicos (Marques *et al.* 2005) y que ha sido reconocida como parte de la dieta de delfines comunes en el sur de Portugal (Silva 1999). En el estrecho de Gibraltar el grupo de presas más importante es el formado por la dorada y la baila, dos especies nectobentónicas con un rango de profundidad entre 0 y 100 metros que suponen el 31% de la dieta. No se puede distinguir cuál de las dos especies es más importante, pero si se sabe que la baila es localmente muy abundante en el área del estrecho (Junta de Andalucía, 2001) y es probable que haya mayor disponibilidad de bailas que de doradas. La siguiente especie en importancia es la merluza que es una de las especies más comúnmente citadas en la dieta de los delfines mulares alrededor de la península (Blanco *et al.*, 2001, Santos *et al.*, 2007). En menor proporción aparece la lubina, del mismo género que la baila y con un rango de profundidad similar, pero de carácter más pelágico, que también localmente abundante en el estrecho.

En el Mar Mediterráneo se han descrito estrategias de alimentación por parte de los delfines mulares que sacan partido de la actividad pesquera. Una de estas maniobras



consiste en acorralar a las presas en volantas o trasmallos de fondo para capturar a los peces. Una vez en la red, los delfines comen el cuerpo de su presa generalmente sin enmallarse. Esta estrategia de alimentación ha originado la preocupación e incluso la actitud violenta de algunos pescadores como es el caso en las Islas Baleares (Llabrés, M. y Martorell 1984; Brotons *et al*, 2007). Otra estrategia de alimentación muy habitual de esta especie consiste en seguir las redes de arrastre de fondo para aprovechar el efecto turbulento de estas redes sobre las comunidades bentónico-demersales. En ambos casos, la presencia de delfines durante las actividades pesqueras y el efecto de acorralamiento que originan los cetáceos pueden aumentar la captura del arte. Aun así, los pescadores perciben a los delfines como competidores y no como aliados ya que en muchas áreas las especies consumidas por los delfines poseen también interés comercial que en los casos de por ejemplo la merluza tanto en aguas del Mediterráneo español como en Galicia. Como resultado de las interacciones con pesquerías costeras, algunos individuos son disparados, arponeados o acosados en varias áreas (Resultados de encuestas a pescadores, datos sin publicar). Esta situación no es un problema reciente y existen también referencias de matanzas selectivas practicadas en Galicia antiguamente para la eliminación de la especie y aliviar así su presión depredadora sobre los recursos pesqueros.

Depredadores

Los cetáceos tienen muy pocos depredadores, que prácticamente se reducen a tiburones, orcas, falsas orcas y el hombre. La importancia o magnitud de la depredación producida por tiburones y orcas o falsas orcas es muy difícil de cuantificar. Aunque algunas de las cicatrices que presentan los delfines se podrían achacar a ataques de tiburones, muchas de ellas pueden ser debidas a interacciones entre individuos de la misma especie. En el Mediterráneo la presencia de orcas y de falsas orcas es muy puntual, por lo que los depredadores del delfín común en este mar se podrían reducir al tiburón y al hombre (tanto por muerte directa como accidental).

- Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Estructura genética de la población:

Gracias al trabajo con marcadores genéticos se conoce que las poblaciones de delfín mular del Océano Atlántico y del Mediterráneo occidental presentan cierto nivel de diferenciación, y parece que la población mediterránea se originó a partir del ecotipo pelágico del atlántico que posteriormente adoptó hábitos costeros (Natoli y Hoelzel, 2000) existen indicios que señalan, que la verdadera frontera entre poblaciones atlánticas y mediterráneas sea el frente Almería-Orán, y no el Estrecho de Gibraltar (Natoli *et al*, 2005).

La estructura de la población de delfines mulares alrededor de la Península Ibérica también ha sido estudiada mediante el análisis de perfiles de isótopos estables, Borrell y su equipo analizaron en el año 2006, 32 muestras de delfines mulares de distintas



localizaciones (Baleares, Cataluña, Golfo de Cádiz, Portugal y Valencia) y encontraron diferencias significativas entre muestras mediterráneas y atlánticas, situando la frontera entre ambas poblaciones en un lugar difuso entre el Golfo de Cádiz y Valencia (Borrell *et al*, 2006).

Análisis más recientes de 128 muestras de piel de delfines mulares procedentes de 9 áreas de la costa peninsular y de Baleares y la Isla de Alborán confirman la existencia de una “frontera real” entre poblaciones atlánticas y mediterráneas en el frente oceanográfico Almería-Orán. También se ha identificado el carácter de “frontera difusa” del estrecho de Gibraltar, de modo que las poblaciones de delfines mulares a uno y otro lado del estrecho presentan cierto grado de estructuración, pero no lo suficientemente intenso para ser consideradas poblaciones diferentes (García-Tiscar 2010).

b) un análisis de los principales impactos y presiones que afectan al estado ambiental de la especie en la demarcación marina:

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 los delfines mulares del mediterráneo español.

El artículo 52.3 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (Ley 42/2007) establece la prohibición de dar muerte, dañar, molestar o inquietar intencionadamente a los animales silvestres, especialmente los incluidos en alguna de las categorías del Catálogo de Especies Amenazadas (CEA), como es el caso de los cetáceos y por tanto de los delfines mulares.

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). Este tipo de interacciones, y especialmente la competencia entre mamíferos marinos y pesquerías raramente ha sido probada sin ningún tipo de dudas (Kaschner *et al.* 2004; Kaschner y Pauly 2004).

Interacciones biológicas

La competencia por recursos con pesquerías es una de las amenazas más importantes para las poblaciones de delfines mulares del mar Mediterráneo (Reeves y Notarbartolo di Sciara 2006). Se ha constatado un esfuerzo energético inusualmente alto dedicado a la búsqueda de comida en algunas comunidades de delfín mular estudiadas consistentemente desde hace más de una década, y en algunos lugares del Mediterráneo como las islas Baleares o el mar Adriático, los delfines mulares y la flota de arrastre de fondo se pueden considerar especies simpátricas, (Gonzalvo *et al.* 2008).

La Agencia Europea del Medio Ambiente, ha reconocido la sobreexplotación de los recursos pesqueros en los caladeros europeos (EEA, 2003; EEA, 2004), y el departamento de Pesca y Acuicultura de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) estima que aproximadamente el 35% de los caladeros mediterráneos están sobreexplotados y el 43% están totalmente explotados (FAO 2005).

En un trabajo preliminar en el mar de Alborán, las capturas de especies de interés por parte de los delfines suponen el equivalente al 27% de los ingresos totales de los pescadores. En el estrecho de Gibraltar, sin embargo, las capturas por parte de los delfines mulares suponen el equivalente al 0.41% de los ingresos de los pescadores en el área (García-Tiscar 2010)

En Baleares (Brotons *et al.*, 2008) donde los delfines causan unas pérdidas anuales de aproximadamente el 6,5% del valor total de las capturas anuales, en otros lugares como Cerdeña (Gazo *et al.*, 2008), Marruecos, Grecia e Italia también se han documentado casos de pérdidas causadas por delfines mulares a pescadores (Bearzi *et al.*, 2008) pero en ningún caso se han obtenido cifras tan altas.

No hay datos para las costas de la Región de Murcia, Comunidad Valenciana, o Cataluña.

Los delfines mulares son capaces de aprovechar nuevas fuentes de recursos con facilidad, si la abundancia de presas habituales disminuye podrían acercarse cada vez con más frecuencia a arrastreros, otras artes pesqueras (Brotons *et al.*, 2008), o a



instalaciones de acuicultura en busca de alimento, aumentando por tanto las probabilidades de captura accidental (ANSE y Cemacan 2011).

Interacciones operacionales

Las capturas accidentales, especialmente en trasmallos, aunque también en redes de deriva, es un hecho bastante frecuente, y en algunas áreas puede no ser sostenible.

Se conocen capturas accidentales de delfines mulares en artes de pesca en toda la cuenca mediterránea incluyendo las costas españolas (Díaz-López y Shirai 2005; Tudela *et al.* 2005; Bearzi *et al.* 2008; Brotons *et al.* 2008), y en algunos lugares la tasa de capturas es insostenible para la población (Brotons *et al.* 2008). En el estrecho de Gibraltar y mar de Alborán no hay datos precisos sobre la tasa de capturas accidentales de delfines, aunque los modelos teóricos predicen alta probabilidad de interacción. (García-Tiscar 2010)

En el estrecho de Gibraltar y el mar de Alborán se considera susceptible de conflicto toda la franja litoral hasta una profundidad de unos 400 metros y la reserva de la Isla de Alborán. Hay algunos lugares que son especialmente sensibles, la bahía de Almería, sobre todo la mitad oriental, el conjunto volcánico al sur de Almería conocido como el Seco de los Olivos, y un área relativamente pequeña frente a la costa de Motril en la provincia de Granada.

Algunas de las áreas de interacción potencial se deben fundamentalmente a la presencia de delfines, es el caso de la Isla de Alborán y el área del estrecho de Gibraltar. La reserva de la Isla de Alborán, es un área de pesca restringida y muy regulada en la que hay baja probabilidad de encuentro con barcos de arrastre o trasmallo y muy alta probabilidad de encuentro con delfines mulares. Se puede decir, que mientras la pesca esté regulada la probabilidad real de conflicto es baja, pero si la regulación dejase de existir o se modificase permitiendo mayor actividad pesquera es fácil que las interacciones tanto biológicas como operacionales se intensificasen.

En el estrecho de Gibraltar se utilizan artes de pesca consideradas “menores o artesanales” (palangrillos, voraceras, cercos pequeños para la captura de cebo vivo, atuneros, etc) que son habitualmente muy selectivas en cuanto a las especies que se capturan y parece que no hay interacciones operacionales entre estas pesquerías y los delfines mulares del área.

En parte de la bahía de Málaga no es muy frecuente encontrar delfines mulares (sí están presentes sin embargo en los alrededores como el afloramiento de Estepona y frente a Punta Calaburras) pero sin embargo es el área con mayor intensidad de esfuerzo pesquero de arrastre y trasmallo. Imposible decir si habría más probabilidad de encuentro de delfines de no existir semejante presión pesquera en la zona.

A map of the Strait of Gibraltar and surrounding coastal areas. The map displays bathymetric contours in the water, indicating depth. A grid of colored squares (yellow, green, blue) is overlaid on the map, likely representing a spatial discretization for a model. Key locations labeled include: Burtanza, Rípiona, Barbate, Tarifa, Gibralfar, Algeciras, Estepona, Marbella, Fuengirola, Málaga, Caleta, Muelle, Adra, Agudulce, Almería, San José, Carboneras, and Camogila. The land is shown in orange, and the water in light blue.

En Baleares su afición a buscar alimento en los artes de pesca, genera un grave conflicto con las actividades pesqueras, existiendo un problema identificado en la bahía de Alcudia (Gazo et al. 2004) y en otros enclaves (Brotons y Grau 2004a; Brotons y Grau 2004b; Brotons y Grau 2005). Algunos estudios sugieren que se capturan unos 30 delfines al año en las artes de pesca, lo cual puede estar excediendo el límite ‘aceptable’ para ser sostenible del 1% de la población (según los criterios de la CBI) en esta zona.

168



Interacción con embarcaciones

Tráfico marítimo

Todo el mediterráneo español, y especialmente el estrecho de Gibraltar es una zona con tráfico marítimo intenso. El tráfico marítimo creado por los barcos comerciales, el avistamiento de cetáceos, los ferrys y los barcos deportivos han ido aumentando en las últimas décadas. Los impactos potenciales de los barcos no están muy bien estudiados, pero puede que afecten a la eficiencia alimentaria, comunicación y/o gasto energético de los animales mediante la presencia física de los barcos o mediante el aumento de los niveles de ruido bajo el agua.

Avistamiento de cetáceos

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, 2002). 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).

Andalucía, junto con Canarias, son las dos regiones españolas en las que hay mayor actividad de turismo de observación de cetáceos. Es sólo desde hace muy pocos años que los cetáceos se han convertido en un recurso natural con un potencial económico realmente importante.

En Estrecho de Gibraltar, y más concretamente en Tarifa, es 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: desde los 400 visitantes en el año 1998 hasta los 26.228 de 2007 (Martín y Urquiola 2000, Urquiola y de Stephanis 2000, Carbó Penche *et al.* 2006, Elejabeitia *et al.* in press).



**Tabla 3.2: Economía del avistamiento de cetáceos en el Mediterráneo en \$. (Elejabeitia et al in press).
DI=Ingresos Directos por venta de tickets. TI=Ingresos totales, incluyendo indirectos.**

Country	Whalewatchers 1998	Whalewatchers 2008 (WW)	Operators 2008	Direct income 2008, in \$ (DI)	Indirect income 2008, in \$	Total income 2008, in \$ (TI)	DI/WW	DI/TI
Spain (Mediterranean) 2011	25.000	70.000*	20*	2.968.961*	4.579.482*	7.548.443*	42*	39,3%*
Gibraltar 2008	1.875	35.371	8	834.077	1.664.551	2.498.628	24	33,4%
France (Mediterranean) 2008	712	5.258	22	739.569	811.565	1.551.134	141	47,7%
Italy 2008	53.000	14.415	6	839.426	1.836.437	2.675.863	58	31,4%
Cyprus 2008	-	<100	1	2.906	2.522	5.428	29	53,5%
Croatia 2008	21	24	1	29.090	8.093	37.183	1.212	78,2%
Greece 2008	3.678	3.283	7	297.546	407.897	705.443	91	42,2%
Slovenia 2008	-	21	1	8.866	4.431	13.297	422	66,7%
TOTAL (AVERAGE)	53.461	128.372	66	5.720.441	9.314.978	15.035.419	(44)	(38%)

* Based on own estimations for 2011.

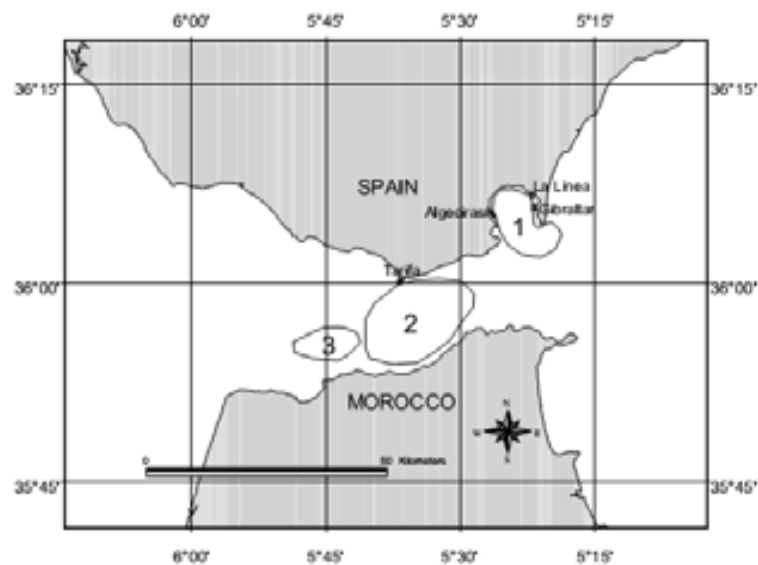


Figura 3.6: Tipos de avistamiento de cetáceos en el Estrecho de Gibraltar en función de la especie principal: 1=Delfín común, 2=Calderón común, 3=Orcas.

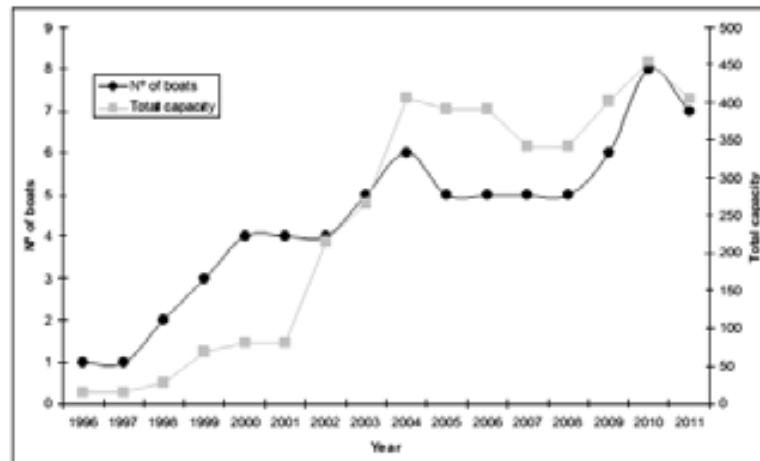


Figura 3.7: Evolución de la industria del avistamiento de cetáceos en el Estrecho de Gibraltar, en función de número de barcos y capacidad de los barcos.

En 2007 se ratificó el Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, 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 52.3 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre (RD 1727/2007, Ley 42/2007).

En los últimos años también se ha observado un incremento en el número de barcos de recreo, aprovechando sus travesías para pasarse por las zonas de presencia de estos animales y observarlos. Muchos de ellos por falta de conocimiento no respetan las directrices del Real Decreto de Protección de Cetáceos (RD 1727/2007).

Contaminantes

Contaminación química

i) 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 vinculada 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.

Organoclorados como los Policloruros de Bifenilo (PCBs) y los pesticidas clorados representan una amenaza constante para la salud de animales y humanos. Estos componentes son lipofílicos y persistentes, por lo tanto se acumulan en los depósitos de grasa de los mamíferos marinos a lo largo de la cadena alimenticia. Los polibromodifenil éteres (PBDEs) también se ha demostrado estar cada vez más distribuidos en los mamíferos marinos (de Boer *et al.* 1998, Lindström *et al.* 1999, Ikononou *et al.* 2002, Kajiwarra *et al.* 2004, Martin *et al.* 2004). 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).

ii) Vertidos de hidrocarburos

En los mamíferos marinos, la exposición aguda a los productos derivados del petróleo puede causar cambios en el comportamiento, la inflamación de las membranas mucosas, congestión pulmonar, neumonía, trastornos del hígado, y daño neurológico (Geraci y St. Aubin 1990).

Los derrames de petróleo son también potencialmente destructivos para las poblaciones de sus presas y por lo tanto puede afectar negativamente a los delfines mulares al reducir la disponibilidad de alimentos.

Esta amenaza es especialmente relevante en 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 a los barcos y viceversa, así como un bunkering importante.

Contaminación acústica

Muchas poblaciones de mamíferos marinos pueden estar experimentando una mayor exposición a los barcos y a sus sonidos asociados. La navegación comercial, la observación de cetáceos, los ferrys y el tráfico de embarcaciones de recreo se han expandido en muchas regiones en las últimas décadas. Los barcos de pesca comercial son también una parte importante del tráfico de buques en muchas áreas. Los barcos son potencialmente dañinos para los delfines mulares a través de la presencia física, la actividad del buque, el aumento en los niveles bajo el agua del sonido generado por los motores de barco o una combinación de estos factores. Las colisiones con embarcaciones son raras, pero ocurren y pueden causar lesiones. Además, el sonido



bajo el agua puede ser generado por una variedad de otras actividades humanas, como por ejemplo, el dragado, perforación, construcción, pruebas sísmicas y sonares (Richardson *et al.* 1995, Gordon y Moscrop 1996, National Research Council 2003). Aparte de colisiones directas con embarcaciones, los impactos potenciales de todas estas fuentes son poco conocidos.

Los delfines mulares se basan en su altamente desarrollado sistema sensorial acústico para navegar, localizar presas y comunicarse entre ellas. El aumento de los niveles de ruido antropogénico puede llegar a enmascarar los sonidos de la ecolocación y otras señales utilizadas por la especie, (Pérez *et al.*, 2000) así como dañar la sensibilidad auditiva de forma temporal o permanente. La exposición a sonidos por lo tanto, puede ser perjudicial para la supervivencia mediante la alteración del tiempo empleado y su éxito en la alimentación, haciendo de esta forma que obtengan un balance energético negativo, ya que pasan más tiempo buscando sus presas pero con menor éxito (Bain y Dahlheim 1994, Gordon y Moscrop 1996, Erbe 2002, Williams *et al.* 2002a, 2002b). En otros cetáceos, los cambios hormonales indicativos de estrés se han registrado en respuesta a la exposición al ruido intenso (Romano *et al.* 2003). El estrés crónico se sabe que induce condiciones perjudiciales fisiológicas incluyendo la disminución de la función inmune, en los mamíferos terrestres y probablemente lo hace en los cetáceos (Gordon y Moscrop 1996).

Si los niveles de sonido recibidos por los mamíferos marinos son lo suficientemente altos, temporal o permanentemente la pérdida de audición puede producirse, y en algunos casos severos, puede resultar en hemorragias cerebrales y en los aparatos auditivos. En delfines, el nivel basal al cual comienzan a verse perjudicados por el sonido es a 195 dB en 1 segundo de duración de exposición (Schlundt *et al.* 2000, Finneran *et al.* 2005).

i) Campañas sísmicas científicas y comerciales

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 se produce en sentido 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 µPa (National Research Council 2003) y la mayor parte de la energía está por debajo de 500 Hz. Se ha demostrado que los peces experimentan daños en el oído



cuando están expuestos a los cañones de aire comprimido mucho más intensamente que durante estudios sísmicos típicos (McCauley *et al.* 2003).

ii) Desarrollo costero

Las actividades de construcción en el mar, tales como la instalación de pilares 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 en una serie de estudios. La mayoría de la energía del sonido asociado con la instalación de pilares está en el rango de baja frecuencia, <1000 Hz (Illingworth y Rodkin, Inc. 2001, 2004, Reyff *et al.* 2002, Reyff 2003).

Las operaciones de dragado también tienen el potencial de emitir sonidos a niveles que puedan molestar a los mamíferos marinos. Dependiendo del tipo de draga, los niveles máximos de presión de sonido 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 con el dragado está en el rango de baja frecuencia, <1000 Hz (Clarke *et al.* 2003).

Varias técnicas han sido adoptadas para reducir los niveles de presión de sonido asociados a las actividades de construcción en el agua o prevenir la exposición de los mamíferos marinos a los sonidos. Por ejemplo, un bloque de 6 pulgadas 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 otra parte, 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 y Edwards 2002). Además, si la ejecución de estas actividades de construcción no está programada en los momentos en que los mamíferos marinos pueden estar presentes se reduce el riesgo de perturbación. Durante la realización de los proyectos también se debería controlar la presencia de mamíferos marinos y detener el sonido que producen las actividades si los mamíferos marinos se encuentran dentro de las zonas de amortiguamiento.

iii) Sonar y explosivos militares

Los actuales diseños de los sonares militares, como el sonar AN/SQS-53C de la Marina de los EE.UU., produce señales con niveles de la fuente de 235 RMS dB re 1 μ Pa a 1 metro. Se han relacionado varamientos de cetáceos con el uso del sonar naval (U.S. Department of Commerce and Secretary of the Navy 2001). En marzo de 2000, se produjo un varamiento masivo de 17 cetáceos en las Bahamas y coincidió con la actividad naval utilizando sonares. Los animales varados constan de nueve zifios de Cuvier, tres zifios de Blainville, dos zifios no identificadas, dos rorcuales aliblanco (uno de ellos sobrevivió al varamiento, y no se examinó) y un delfín moteado (se determinó



que éste no estaba relacionado con el evento). Los resultados preliminares durante los exámenes de los zifios que murieron incluyen hemorragia aguda en el espacio subaracnoideo y ventrículos laterales (U.S. Department of Commerce and Secretary of the Navy 2001).

De los exámenes de los zifios varados se observó la presencia de burbujas de nitrógeno en sus tejidos (Jepson *et al.* 2003). Se requiere mayor investigación para validar la hipótesis de que estos procesos de embolismo severo están relacionados con la exposición a niveles de sonido producidos por el sonar, y para describir las condiciones de exposición necesarias para inducir la embolia gaseosa.

Los impactos de los sonares militares de frecuencia media sobre delfines mulares no se han estudiado directamente. La zona del Estrecho de Gibraltar se caracteriza por estar altamente militarizada, donde se realizan ejercicios y entrenamientos militares. En concreto en la zona de la Ensenada de Barbate se vienen realizando ejercicios militares, con impresionantes despliegues de medios. Esto ha ocasionado diversos problemas en la zona, sobre todo cuando los ejercicios coinciden o bien con la época álgida del turismo o con la época de las almadrabas (como se puede ver en varias noticias publicadas en diversos medios acerca de los problemas causados y de las denuncias puestas por el Ayuntamiento de Barbate y las Cofradías de Pescadores). Estos ejercicios también podrían causar daños en los delfines mulares, por ser una presencia inusual de una alta densidad de barcos, el aumento del nivel de ruido antropogénico, o una combinación de ambas.

Investigación

El Título III, CAPÍTULO I (artículos 52 a 58) 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. Su artículo 52.3 establece la prohibición de dar muerte, dañar, molestar o inquietar intencionadamente a todas las especies de cetáceos (Ley 42/2007). Sin embargo, el artículo 58 de la misma ley, 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 [...] (artículo 58.1.c). El artículo 58.3 precisa que la autorización administrativa a que se refieren los apartados anteriores (58.1 y 58.2) deberá ser pública, motivada y especificar a) El objetivo y la justificación de la acción, b) Las especies a que se refiera, c) Los medios, las instalaciones, los sistemas o métodos a emplear y sus límites, así como las razones y el personal cualificado para su empleo, d) La naturaleza y condiciones de riesgo, las circunstancias de tiempo y lugar y si procede, las soluciones alternativas no adoptadas y los datos científicos utilizados, e) Las medidas de control que se aplicarán.

Según el artículo 58.4, las Comunidades autónomas comunicarán al Ministerio de Medio Ambiente las autorizaciones acordadas.



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.

Es fundamental coordinar las actuaciones de investigación para evitar solapamientos de programas de investigación por un lado y para evitar manejo de animales innecesarios.

Mortalidad Natural

La primera epidemia identificada debida a morbilivirus en mamíferos marinos se produjo en 1987-88 en la costa Atlántica de los Estados Unidos de América. En aquella ocasión, más de la mitad de la población de los delfines mulares de la zona pudieron haber muerto. Se detectó otra mortandad masiva de delfines mulares en las costas de Florida en primavera de 2004, y en este la causa podría ser neurotoxinas producidas por una marea roja, no habiéndose detectado morbilivirus en esta ocasión.

Ha habido varios casos de varamientos masivos de cetáceos en el Mar Negro, aparentemente relacionados con inmunodeficiencias exacerbadas por la contaminación (incluidas epidemias de morbillivirus). En la primavera de 1990 se hallaron números sin precedente de cetáceos del Mar Negro muertos en las costas turcas, crimeas, rusas y búlgaras. La causa probable de la epizootia fue una infección viral que, se estima, provocó la muerte de varios miles de animales (de las tres especies presentes en este mar: delfines mulares y comunes y marsopas). En cualquier caso hasta la fecha no se conocen casos de epizootías en delfines mulares en el mediterráneo español.

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 períodos 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 el medio marino y el ecosistema en el cual se incluyen los cetáceos (Würsig *et al.* 2002).



c) Pasos necesarios para el futuro para obtener mayor precisión en la Evaluación del estado inicial:

Actualmente se tiene información sobre la distribución espacial y abundancia a nivel de la Demarcación, estimada a partir de metodologías diferentes por lo que se hace necesario continuar con:

- Estimar abundancia de la especie en la Demarcación.
- Estimar causas de muerte de la especie en la Demarcación.
- Estimar tasas de crecimiento poblacional de la especie en la Demarcación.
- Estimar la dieta de la especie en la Demarcación.

6- Delfín común (*Delphinus delphis*)

Los delfines comunes eran abundantes y estaban distribuidos por todo el Mediterráneo hasta finales de los años 60, pero a partir de dicha fecha su declive ocurrió relativamente rápido. Colecciones en museos y varamientos sugieren, que los delfines comunes en la parte noroeste del Mediterráneo, eran comunes hasta principios de los 70, pero que desde entonces se han convertido en raros (Duguy *et al.* 1988, Perrin 1988, Notarbartolo di Sciara *et al.* 1993, Forcada y Hammond 1998). El estudio realizado por Forcada y Hammond (1998) puso de manifiesto que solo eran abundantes en el mar de Alborán, escasos en el área sur de las islas Baleares y casi ausentes en el noroeste del Mediterráneo. Grupos de centenares de individuos son observados en el mar de Alborán y golfo de Vera, en contraposición a los pequeños grupos observados en el resto del mar Mediterráneo (Cañadas *et al.* 2002).

Bearzi *et al.* (2003) revisaron el estado de conservación de los delfines comunes en el Mediterráneo concluyendo el gran declive en esta área en los últimos 30-50 años, lo que permitió la inclusión en la categoría de “en peligro de extinción” de la lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Pero, ya desde 1970 se reconocían los problemas de conservación. El Plan de Acción del Mediterráneo del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA, “UNEP” en inglés, Barcelona 1975) recomendó duras medidas de conservación para esta especie pero sin especificar cuáles, y también fue citado como prioridad en los planes de acción de la *Species Survival Commission* de la UICN (Perrin 1988; Reeves y Leatherwood 1994). Según Bearzi *et al.* (2003), los delfines comunes solo se mantenían abundantes en la parte más occidental de la cuenca (mar de Alborán) junto con concentraciones alrededor de la isla de Malta y en partes del mar Egeo, además de grupos residuales en el sud-este del mar Tirreno y en el este del mar Jónico. En el resto de la cuenca son raros, se encuentran ausentes o no hay datos disponibles.

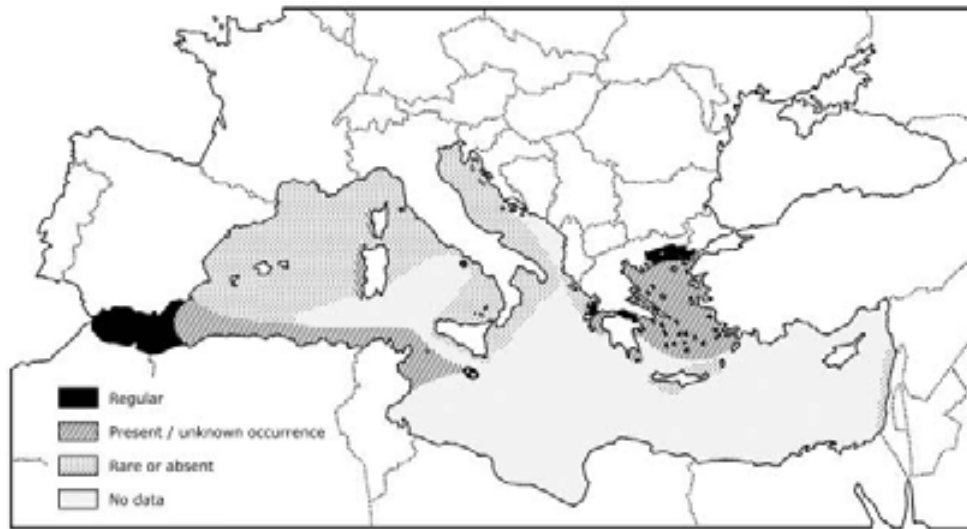


Figura 3.8: Mapa de la distribución y densidad relativa de delfines comunes en el mar Mediterráneo. El mar de Mármara y el mar negro no han sido considerados. (Bearzi *et al.* 2003)

a) Análisis de las características esenciales de la especie en la Demarcación:

- Criterio 1.1. Distribución de la especie: Indicadores: Área de distribución y patrones de distribución dentro de la misma:

La información proviene de los muestreos realizados por la CAPMA, CIRCE, agradece a Alnitak la, ANSE y la EBD-CSIC. Se agradece a Alnitak la cesión de sus datos de avistamientos a Ana Cañadas (Alnilam) para el periodo 1992-2010. Se decidió construir una serie de modelos a partir del software MAXENT para la especie, que tiene en consideración exclusivamente datos de presencia de la especie. Para ello se testó la distribución espacial de la especie, en base a una serie de co-variables, como es la SST (temperatura superficial del mar), la CHI (Clorofila), la batimetría, pendiente de fondo y aspecto del mismo (direccionalidad de cañones). Se utilizaron estas covariables (fisiográficas, oceanográficas y geográficas) siguiendo las directrices de la Decisión de la Comisión 2012/477/EU “sobre criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas”.

La distribución de la especie estaría explicada en un 39% por la batimetría del fondo, en un 29% por la temperatura superficial del agua y en un 19% por el aspecto del fondo.

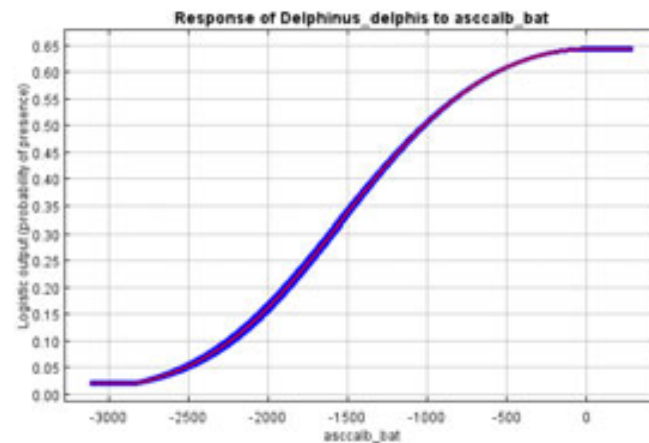


Figura 3.9: Respuesta de la especie a la batimetría del fondo.

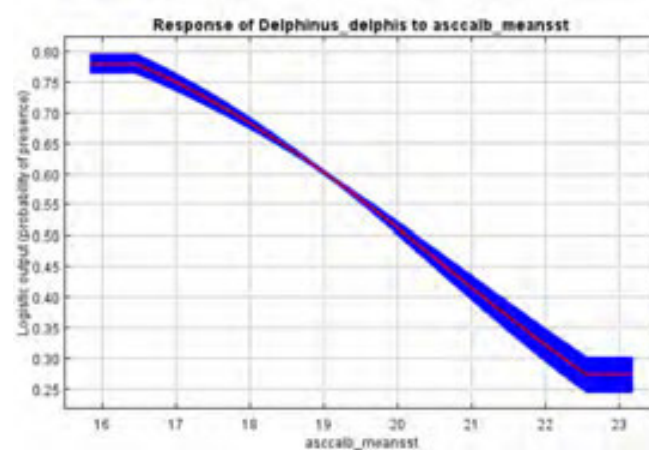


Figura 3.10: Respuesta de la especie a la temperatura superficial del mar.

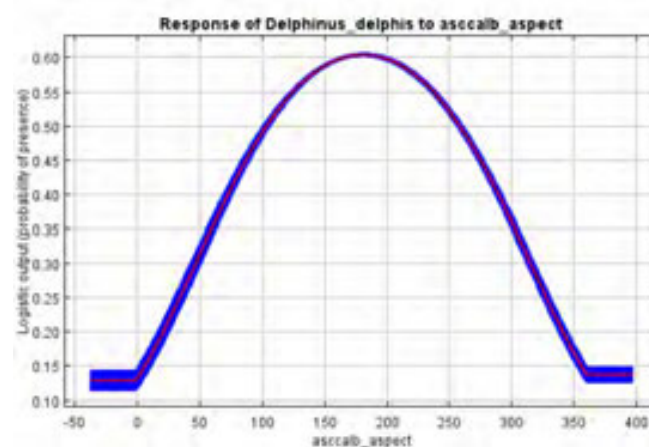


Figura 3.11: Respuesta de la especie a la orientación de los cañones.

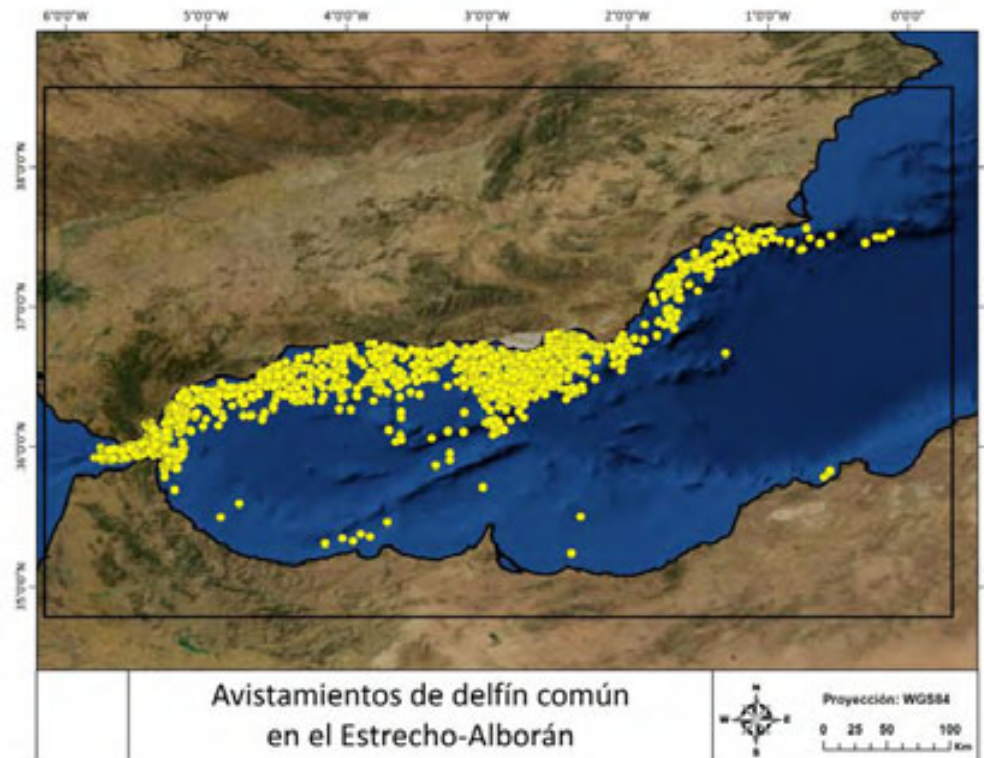


Figura 3.12: Avistamientos procedentes de CAPMA, CIRCE, Alnilam, Alnitak, ANSE y EBD-CSIC.

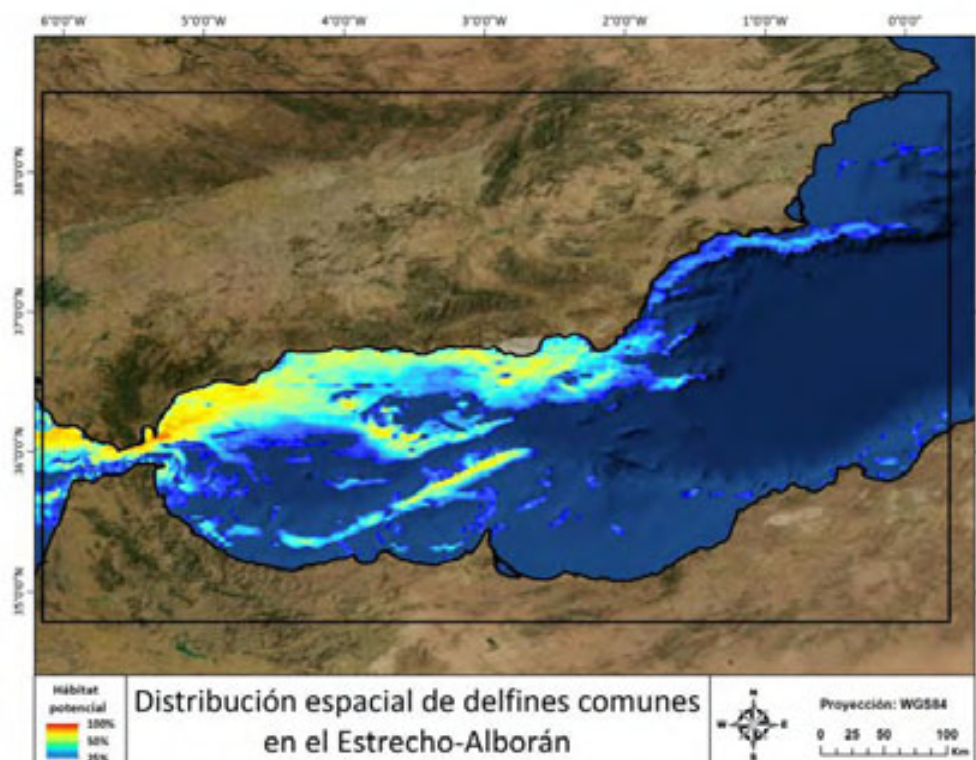


Figura 3.13: Predicción de zonas hábiles para la especie en la Demarcación marina del Estrecho y Alborán.



En estudios más profundos para esta Demarcación, Cañadas *et al.* (2006) observaron claras diferencias en la influencia de diferentes factores. Los autores encontraron grandes densidades de grupos con crías cerca de la costa, que pueden ser asociados con una alta densidad de pequeños peces epipelágicos, ya que las hembras lactantes deben estar concentrándose en áreas con gran disponibilidad de presas. A la vez, el tipo de comportamiento observado parece influenciar en la selección del hábitat; en dicho estudio, las mayores diferencias se encontraron entre los grupos que se estaban alimentando y aquellos que estaban socializando. Las mayores concentraciones de pequeños peces epipelágicos, que probablemente son la principal presa durante el día, se encuentran en la plataforma continental y en el borde de dicha plataforma; por tanto, para los autores, es lógico encontrar los grupos que se encontraban alimentándose en dicha área. Este hecho y la falta de observaciones alimentarias en aguas más profundas en dicho estudio no significan que los delfines comunes no se alimenten de peces oceánicos y cefalópodos, pero probablemente este comportamiento ocurrirá durante la noche cuando estas presas realizan migraciones verticales hacia la superficie. Por otro lado, la razón de encontrar mayor número de grupos socializando en aguas más profundas no está clara.

Los modelos espaciales de Cañadas y Hammond (2008) también informaron de la fuerte tendencia a encontrar grupos más grandes en aguas poco profundas alrededor del borde continental. Este hecho tampoco está claro, pero, según los autores, si estuviera relacionado con la alimentación, podría ser indicativo de ser beneficioso a la hora de alimentarse debido a la agregación de los individuos, pero como se da también en otras circunstancias, debe haber otros factores que determinen dicha agregación.

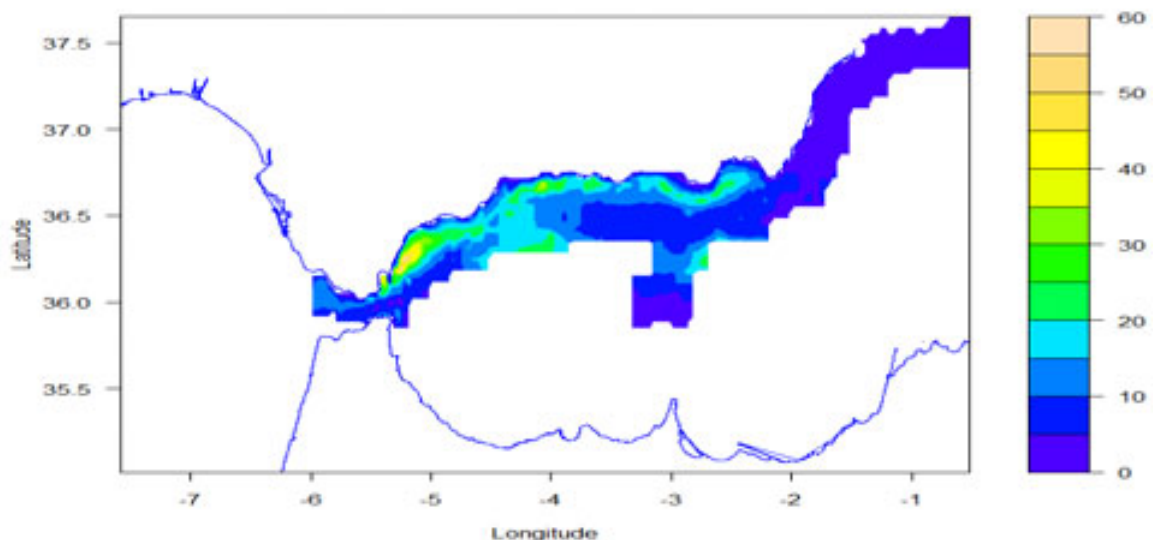


Figura 3.14. Mapa de la distribución y densidad de delfines comunes en el norte del mar de Alborán y en el Estrecho de Gibraltar, periodo 1992-2010 (Cañadas, datos no publicados)



- **Criterio 1.2. Tamaño poblacional: Indicador: Abundancia de la población:**

El estudio realizado por Forcada y Hammond (1998) a través de transectos lineales durante los años 1991 y 1992, puso de manifiesto que los delfines comunes solo eran abundantes en el mar de Alborán, con una densidad estimada de 0,16 delfines/km² (CV=0,40; 95% IC=0,08-0,35) y una abundancia de 15.072 individuos (CV= 0,38; 95% IC=7.337-30.960). Esta importante abundancia de delfines comunes en el mar de Alborán se da sobretodo en aguas cercanas al Estrecho de Gibraltar (Forcada y Hammond 1998). Por lo tanto, la presencia de delfines comunes en el Mediterráneo occidental parece estar restringida a las aguas continentales de la cuenca argelina y del mar de Alborán y por lo tanto la densidad de esta especie en áreas costeras quizá podría ser superior a los valores medios encontrados por dicho estudio. Debido a ello, los autores recomendaron realizar estudios específicos para estimar de una forma robusta las densidades de delfines comunes a lo largo de la costa africana.

Estudios posteriores realizados por Cañadas y Hammond (2008) analizaron la abundancia y el uso del hábitat para los delfines comunes en el mar de Alborán y golfo de Vera durante el periodo comprendido entre 1992 y 2004. Gracias a modelos espaciales, los autores obtuvieron una abundancia de 19.428 (95% IC = 15.277-22.804) delfines comunes, detectando variaciones en la abundancia tanto estacionales como geográficas, con una densidad media más elevada durante el verano que durante el invierno y mayor en el mar de Alborán que en el golfo de Vera. No detectaron ninguna tendencia en el mar de Alborán, sin embargo en el golfo de Vera observaron un declive de la densidad en el periodo de 1996 al 2004 comparado con el periodo entre 1992 y 1995. Este declive podría estar relacionado con la reducción de las presas en la zona debido al crecimiento exponencial de la acuicultura, ya que esta industria estaba explotando las presas de los delfines comunes para alimentar a los peces de acuicultura. No se dispone de información, de qué les ocurrió a estos animales, pero la hipótesis que los autores consideran más parsimoniosa es que hayan movido su distribución hacia aguas más profundas para alimentarse de otro tipo de presas, hacia el mar de Alborán o hacia la costa africana.

Por último, las estimas más recientes de abundancia de delfines comunes en el mar de Alborán y el Estrecho de Gibraltar en verano (junio a septiembre), calculadas mediante modelización espacial, son de una densidad de 0,861 delfines/km² (CV=0,082) y una abundancia de 20.316 individuos (95% IC=17.978-21.610) (Cañadas, datos no publicados). Estos datos son los más fiables hasta la fecha ya que la modelización tuvo en cuenta una serie temporal de 18 años (1992 al 2010), pero en cualquier caso son casi idénticos a los publicados por Cañadas y Hammond (2008).

Durante el 2012, se está comenzando un catálogo de foto-identificación de delfines comunes en el Mar de Alborán y Golfo de Vera por Alnitam, lo que permitirá obtener información relevante para la especie.

En el Estrecho de Gibraltar, estudios realizados por de Stephanis *et al.* (2008a) durante los meses de verano de 2001-2004, encontraron con 113 avistamientos de delfines comunes, una talla media de grupo de 35,73 individuos (rango: 1-250, SD: 42,39), una



tasa de encuentro de 2,29 observaciones/100 km navegados y un índice de abundancia de 81,97 individuos/100 km navegados. Finalmente, los autores concluyeron que, la distribución espacial de los delfines comunes en el Estrecho de Gibraltar es muy amplia compartiendo su distribución con los delfines listados. Se sitúan sobre todo en la parte norte del Estrecho, concentrados en las zonas de aguas profundas y a lo largo del borde norte del canal del Estrecho. En concreto, la Bahía de Algeciras se ha identificado como una zona importante para la reproducción y la alimentación de los delfines comunes (Giménez *et al.* 2011). Estudios realizados por CIRCE durante los últimos años, demuestran que se encuentran durante todo el año en la Bahía, pero sobre todo durante el verano, donde se concentran un gran número de individuos. En 2010, se estimó por modelos de marcaje-recaptura mediante foto-identificación que 1868 individuos (CV=0,116; 95%IC: 1483-2356) delfines comunes usan la Bahía durante los meses de verano (junio-agosto) (CIRCE, datos no publicados). A su vez se detectan movimientos entre la bahía y el estrecho de Gibraltar (Giménez *et al.* 2009), pero usado de manera diferencial ambas zonas (Giménez *et al.* 2011)

- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Características demográficas de la población (por ejemplo, estructura por tallas, o por edades, proporción de machos y hembras, tasas de fecundidad, tasas de supervivencia/mortalidad).**

Dieta

La familia *Delphinidae* presenta una gran variedad de técnicas de alimentación (p. ej. Acevedo-Gutierrez 2002; Ford y Ellis 2006; Weiss 2006; Vaughn *et al.* 2007) y en concreto, el delfín común es considerado una especie bastante oportunista en cuanto a hábitos de alimentación, cazando sobre todo pequeños peces y cefalópodos neríticos (Klinowska 1991; Young y Cockcroft 1994; Gannier 1995). Los delfines comunes no suelen realizar inmersiones de más de 150 metros de profundidad (Evans 1974), sugiriendo que restringirían la mayoría o casi todas sus actividades de alimentación, a las aguas superficiales.

La alimentación de los delfines comunes varía a lo largo de su distribución pero su alimentación suele consistir en grandes bancos de pequeños peces (p. ej.: sardinas) o calamares, y la técnica de alimentación cooperativa suele ser usada para agregar a los bancos de peces (Jefferson *et al.* 1993; Silva 1999). Dicha dieta también puede variar estacionalmente. Por ejemplo, en el sur de California, los delfines comunes comen principalmente anchoas y calamares durante el invierno, pero durante la primavera y el verano prefieren capellanes mesopelágicos y mictófidios (Reyes 1991). Gracias a estudios radiotelemétricos y análisis de contenidos estomacales en delfines comunes del sur de California, se conoce que estos individuos empiezan a comer al anochecer y continúan alimentándose durante la noche de mictófidios (Evans 1994).

La dieta de los delfines comunes en áreas neríticas se conoce con cierta exactitud a través del estudio de los contenidos estomacales de animales varados (p. ej. Ross



1984; Sekiguchi *et al.* 1992; Gonzales *et al.* 1994; Young y Cockcroft 1994; Dos Santos y Haimovici 2001; Meynier 2004; Santos *et al.* 2004). Según dichos estudios, estos animales se alimentan sobre la plataforma continental y la mayoría de su dieta se basa en una combinación de las especies de peces pelágicos más abundantes de cada zona y raramente de cefalópodos.

Silva (1999) estudió la dieta de los delfines comunes en Portugal a través del estudio de 50 animales varados o capturados incidentalmente, donde encontró que se alimentaban de una gran variedad de peces, pero cuatro especies de peces y dos de cefalópodos son los que predominan en su dieta, siendo el más importante la sardina (*Sardina pilchardus*). A pesar de que los delfines comunes de Portugal se alimentan mayoritariamente de especies pelágicas, el estudio sugiere que exploran hábitats con distintas características y con diferentes estrategias de alimentación, similares para los dos sexos.

Pusineriet *al.* (2007) estudiaron la dieta de 63 delfines comunes capturados por redes a la deriva en Francia durante los veranos de 1992 y 1993 en la parte oceánica del golfo de Vizcaya, mostrando que la dieta estaba compuesta mayoritariamente por peces (90% en número (N) y 53% en biomasa total (M)). Los cefalópodos también eran importantes en la dieta (9%N, 46%M) pero fueron de importancia secundaria en la fracción fresca (3%N, 10%M), seguramente debido a la mayor retención de restos de cefalópodos en los estómagos. Los crustáceos fueron de menor importancia. A nivel de especies, el mictófido *Notoscopelus kroyeri* era el que dominaba la composición de la dieta en este estudio. El tamaño de las presas analizadas se encontraba entre 1 y 68 cm, pero la mayoría de presas estaban entre 2 y 30cm. Las características y el estado de digestión de las presas sugirieron que los delfines comunes se alimentan preferiblemente de pequeños bancos de peces, de fauna mesopelágica que realiza migraciones verticales hacia la superficie durante el atardecer y a primeras horas de la noche. La dieta obtenida en este estudio es taxonómicamente diferente a los resultados obtenidos en áreas neríticas pero es similar en los tipos de presas y en el comportamiento alimentario de la especie.

En el Mediterráneo la información sobre la dieta no es muy extensa pero indica relativa flexibilidad referente a los hábitats donde se alimentan, presentando preferencia por los peces epi- y mesopelágicos, similar a lo que se ha observado fuera de la cuenca (p. ej. Evans 1975; Collet 1981; Overholtz y Waring 1991; Berrow y Rogan 1995; Silva y Sequeira 1996; Ohizumi *et al.* 1998; Birkun 2002). El estudio de los contenidos estomacales de individuos varados en el mar de Liguria y en el Mediterráneo occidental indican que la dieta se basa principalmente en peces como el boquerón (*Engraulis encrasicolor*), la sardina (*Sardina pilchardus*), la alacha (*Sardinella aurita*) y la aguja (*Belone belone*), pero también en cefalópodos euribáticos y crustáceos (Orsi Relini y Relini, 1993; Boutiba y Abdelghani, 1995; Cañadas y Sagarminaga, 1996).



Movimientos estacionales

Diferentes movimientos estacionales se han detectado en diversas poblaciones de delfines comunes. Por ejemplo se observan claros cambios en la distribución en el sur de California, mostrando picos de abundancia en ciertos meses del año (Reyes 1991). Neumann (2001) también registró movimientos estacionales en Nueva Zelanda, que parecen estar relacionados con los cambios de la temperatura superficial del mar. Estos individuos se movían de media a una distancia de 9,2km desde costa en primavera y verano, y una media de 20,2km desde costa en otoño. El autor observó que durante las condiciones más calientes durante el fenómeno de La Niña, la distancia media desde la costa se redujo a tan solo 6,2km, y el movimiento hacia zonas más profundas se retrasó un mes. Por lo tanto se planteó la hipótesis de si la temperatura superficial del mar modificaba la distribución de las presas de los delfines comunes, y por lo tanto si afectaba a los movimientos estacionales de los animales.

Concretamente, en el mar de Alborán se observaron cambios estacionales en la distribución y en la abundancia. Cañadas y Hammond (2008) encontraron en zonas costeras una menor densidad de individuos en invierno respecto al verano, mientras que ésta fue alta hacia aguas más profundas, un patrón muy similar al encontrado por Neumann (2001) en Nueva Zelanda. Sin embargo el patrón contrario se da para esta especie en el Atlántico Noreste, donde los delfines son más abundantes en aguas profundas (>400m) que en el borde de la plataforma continental durante el verano, y se mueven a aguas más costeras durante el invierno (Pollock *et al.* 1997; Ó Cadhla *et al.* 2003; Northridge *et al.* 2004; Brereton *et al.* 2005). Se ha sugerido que este movimiento sigue la migración de las anchoas (Borja *et al.* 1998; Allain *et al.* 2001). En el mar de Alborán, las sardinas se mueven hacia aguas más profundas para hibernar cuando la temperatura superficial del mar cae en otoño, sin volver al área epipelágica hasta el final de la primavera o el principio del verano donde se alimentan (Lotina 1985). Según los estudios de Cañadas *et al.* 2002, en invierno, los delfines comunes podrían adoptar una estrategia alimentaria diferente, quizás alimentándose de otras especies y dispersándose hacia aguas más profundas en grupos más pequeños. Este patrón ocurrió durante el verano de 1999 cuando se produjo un descenso en la temperatura superficial del mar durante algunos días, por lo tanto sugiere que los delfines comunes reaccionaron de la misma manera que lo hacen en invierno, debido al mismo factor, el cambio en la disponibilidad de presas en el área.

En general, todos estos ejemplos nos muestran que la temperatura del mar hace modificar la disponibilidad de alimento y por lo tanto puede explicar los movimientos estacionales de los delfines.

Reproducción y crecimiento

La edad de madurez sexual, tanto de machos como de hembras, presenta grandes variaciones de una población a otra. Se ha estimado la edad de madurez sexual en el Atlántico Norte y el Pacífico tropical en unos 5 a 7 años para ambos sexos (Collet



1981), mientras que para la subespecie del mar Negro (*Delphinus delphis ponticus*) se ha estimado que tanto el macho como la hembra alcanzan la madurez sexual más tempranamente, entre los 2 y 4 años (Perrin *et al.* 2008).

El período reproductivo se puede dividir en varias fases: gestación, lactancia, y período de descanso. En general, se calcula el periodo de gestación del delfín común entre 10 y 11,7 meses para diferentes poblaciones (Perrin and Reilly, 1984 ; Murphy and Rogan, 2006 ; Danil and Chivers, 2007 ; Westgate and Read, 2007) y el destete se produce en los 5-6 meses en el Mar Negro, pero posiblemente más tarde en otras áreas (Perrin *et al.* 2008)

En general, el intervalo entre crías se ha calculado que puede durar entre 1,7 y 2 años (Murphy 2004; Danil y Chivers 2007; Westgate y Read 2007). La época de nacimiento no parece estar muy bien definida y en algunas zonas parece existir más de un pico de máxima en nacimientos, normalmente produciéndose en otoño o verano (Jefferson *et al.* 1993).

La talla media total de los individuos adultos suelen encontrarse entre los valores de 180 a 230 cm (Evans 1994), aunque en individuos que habitan en aguas europeas se ha registrado hasta 250 y 270 cm de longitud (Fraser 1934; Fraser 1946; Fraser 1953). Como regla general, los machos son un 5% más largos que las hembras (Nishiwaki 1972; Evans 1994; Heyning y Perrin 1994; Silva y Sequeira 2003).

Comportamiento acústico

Debido a las favorables condiciones de transmisión de las ondas sonoras en el medio marino, no es de extrañar que los fenómenos de comunicación acústica estén especialmente desarrollado en los cetáceos. Destacan a este respecto los odontocetos (cetáceos con dientes), que emplean las señales acústicas tanto para la comunicación, como para la navegación y detección de presas (Richardson *et al.* 1995).

El delfín común es una especie muy vocal, que produce como la mayoría de los delfínidos una gran variedad de vocalizaciones: chasquidos de ecolocalización (en inglés “clicks”), ráfagas de pulsos (en inglés “burst pulse sounds”) y silbidos (en inglés “whistles”). Estudios realizados por Caldwell y Caldwell (1965) en condiciones de cautividad, describen algunas de las características principales de las vocalizaciones más frecuentes: algunas de sus llamadas (descritas como “chirps”) tienen frecuencias dominantes entre 8-14 kHz, otras (descritas como “barks”) tienen frecuencias dominantes más bajas, por debajo de los 3 kHz, mientras que los silbidos poseen frecuencias que varían entre los 2-18 kHz (citado en Richardson *et al.* 1995).

En estudios llevados a cabo en condiciones naturales en el océano Pacífico, la duración media de los silbidos registrados fue de 0,8 segundos, con una frecuencia media en torno a los 6,3 kHz (media de frecuencia al inicio de 9,8 kHz, media de frecuencia al final de la señal de 11,4 kHz), con poco número de inflexiones en el contorno de los silbidos (media de 1,2) (Oswald *et al.* 2003).



Goold (2000) encontró que la tasa de silbidos del delfín común en la costa de Gales (Reino Unido) aumentaba significativamente durante la noche, lo que parece estar relacionado con una mayor necesidad comunicativa durante eventos cooperativos de alimentación sobre presas con migración nocturna. Esta observación es de gran importancia, ya que resalta la importancia de combinar campañas acústicas y visuales, ya que los métodos visuales son más importantes durante el día, mientras que los acústicos lo son durante la noche, por lo tanto su combinación es esencial.

Áreas críticas

Bearzi *et al.* (2003) identificó 8 AICs (Áreas de importancia para la conservación) según los conocimientos de distribución y frecuencia de incidencia de los delfines comunes en el Mediterráneo. Estas áreas son las que se pueden ver en la figura siguiente.



Figura 3.15: Áreas de Importancia para la conservación (AIC) de delfines comunes en el mar Mediterráneo. Extraído del Bearzi *et al.* (2004)

En el Mediterráneo español, se identificó el área nº1 “mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar”. En estas áreas de importancia para la conservación se pone énfasis en los problemas locales, ya que estos pueden tener ramificaciones regionales, por ejemplo un grupo residual de delfines comunes puede ser esencial para preservar la variabilidad genética a escala mediterránea. Por lo tanto, es importante conocer la extensión real de los movimientos de los delfines comunes en cada una de las regiones. A la vez se pretende priorizar el mantenimiento de las poblaciones en un estado viable cerca de los corredores, como el Canal de Sicilia, el Estrecho de Gibraltar o el Estrecho de Turquía, para asegurar el flujo genético entre el este y el oeste de la cuenca mediterránea, entre el Mediterráneo y el Atlántico, y finalmente entre el Mediterráneo y el mar negro, respectivamente. También se contempla el estudio en zonas donde en décadas pasadas los delfines comunes estaban presentes, ya que uno de los objetivos es que los delfines comunes alcancen su antiguo rango de distribución. Por consiguiente, identificar los lugares con potencial para la recuperación de la especie es de gran importancia, con el objetivo de potenciar las medidas de gestión para que dicha recuperación sea factible.



Dentro del mar de Alborán destacaría la zona oeste de la Costa del Sol, aun encontrando altos valores a lo largo de toda la costa andaluza del mar de Alborán (Cañadas y Hammond 2008). La bahía de Algeciras también destaca como un hábitat importante ya que se ha identificado como una zona muy importante para la alimentación y la reproducción pero a la vez presenta una gran cantidad de actividades antropogénicas como el avistamiento de cetáceos, una gran cantidad de buques, pesca recreativa y comercial, acuicultura, ferries, etc., que pueden alterar los patrones de comportamiento y afectar finalmente a factores biológicos de la especie (Giménez *et al.* 2011).

- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Estructura genética de la población:**

La identificación de barreras poblacionales es fundamental a la hora de diseñar una estrategia marina eficiente, por eso es de vital importancia los estudios genéticos en conservación. Los estudios de Natoli *et al.* (2007) muestran una clara frontera poblacional entre el oeste y el este del Mediterráneo indicando la presencia de una población discreta en ambas zonas. Según los datos procedentes del estudio de microsatélites, la población del mar Jónico es significativamente diferente al resto de poblaciones, pero no se encontró una diferenciación genética significativa entre los individuos del mar de Alborán y del océano Atlántico (Galicia y Portugal). Por otro lado, el análisis de ADN mitocondrial confirmó la diferenciación entre la población del mar Jónico y el resto de poblaciones, pero sin embargo indicó a su vez una cierta diferenciación entre el mar de Alborán y el Atlántico. Con dichos datos se identificaron un flujo genético con intercambios entre las dos áreas, identificando algunos migrantes en ambas poblaciones.

Considerando la relativa proximidad de ambas poblaciones, las diferencias encontradas por Natoli *et al.* (2007) son inesperadas, ya que los delfines comunes son una especie con una alta movilidad, capaz de dispersarse a grandes distancias (confirmado debido a la falta de una fuerte estructura poblacional en las poblaciones del norte y el sur del océano Atlántico, Natoli *et al.* (2006)). Por lo tanto, en este contexto, es razonable concluir que la separación por distancia geográfica no es la responsable de la estructura genética observada en el mar Mediterráneo. Dicha diferenciación entre el oeste y el este del mar Mediterráneo también se ha observado en otras especies marinas como el lenguado común (*Solea vulgaris*; Guarniero *et al.* 2002), la lubina (*Dicentrarchus labrax*; Bahri-Sfar *et al.* 2000), el delfín mular (*Tursiops truncatus*, Natoli *et al.* 2005) y el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*, Gaspari *et al.* 2007). La gran movilidad que esperaríamos en los delfines comunes, puede verse reducida debido al hecho de que los delfines comunes muestran diferentes preferencias respecto al hábitat entre el oeste (aguas abiertas) y el este del Mediterráneo (aguas costeras poco profundas), por lo tanto estas dos poblaciones están explotando diferentes recursos en las dos áreas (p. ej. Natoli *et al.* 2005). Por otro lado, las similitudes entre los individuos del mar de Alborán y los de aguas atlánticas se explica por el hecho de que el Estrecho de Gibraltar no actúa como una



frontera ya que las características del mar de Alborán son más similares a las del Atlántico noreste que a las del Mediterráneo, siendo el frente Almería-Oran, situado 350km dentro del Mediterráneo, la frontera oceanográfica real para las poblaciones marinas. A su vez, cabe recalcar que los delfines comunes, tanto en el mar de Alborán como en el Atlántico, son observados en aguas abiertas después del borde continental (Cañadas *et al.* 2005; López *et al.* 2004), por ello deben estar adaptados a hábitats muy similares, que facilita la movilidad de individuos entre estas dos zonas. A pesar de ello, los estudios preliminares de foto-identificación llevados a cabo por CIRCE, no han producido ninguna recaptura entre los individuos del golfo de Cádiz y los del estrecho de Gibraltar, aunque más esfuerzo fotográfico tendría que darse en la zona del golfo para conocer con exactitud si existen recapturas entre ambas áreas. A su vez, sería de gran interés analizar genéticamente muestras del Golfo de Cádiz y así compararlas con las del estrecho de Gibraltar y mar de Alborán, para tener una imagen más detallada de los intercambios entre poblaciones.

Por lo tanto, en cierta manera los individuos del mar de Alborán y los del resto del Mediterráneo deberían ser consideradas independientemente respecto a las acciones de conservación que se deben llevar a cabo, aun así cabe destacar que la población del mar de Alborán puede ser la última esperanza para la recuperación de toda la población de delfines comunes del Mediterráneo, por ello a nivel del Mediterráneo español se la ha de considerar como una población prioritaria a nivel de conservación.

b) Análisis de los principales impactos y presiones que afectan al estado ambiental de la especie en la demarcación marina:

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 los delfines comunes del mediterráneo español.

El artículo 52.3 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (Ley 42/2007) establece la prohibición de dar muerte, dañar, molestar o inquietar intencionadamente a los animales silvestres, especialmente los incluidos en alguna de las categorías del Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEa), como es el caso de los cetáceos, y entre ellos el delfín común en la categoría de Vulnerable.

Bearzi *et al.* (2003) demostraron que el declive en la abundancia durante la segunda mitad del siglo XX fue causado mayoritariamente por actividades humanas, pudiendo diferenciar las siguientes causas:

- Reducción de las presas causadas por la sobrepesca y degradación del hábitat.
- Contaminación por sustancias químicas xenobióticas que provocan inmunodepresión y alteración reproductiva.



- Mortalidad accidental en las diferentes artes de pesca.
- Cambios ambientales como el aumento de la temperatura del agua afectando la dinámica del ecosistema (Bearzi *et al.* 2004).

A continuación se describen cada una de las amenazadas identificadas, y se caracterizan por su importancia (BAJO, MEDIO, ALTO).

Interacciones con pesquerías ALTO

Capturas incidentales MEDIO

Las capturas incidentales son una de las mayores amenazas para muchas poblaciones de cetáceos, y pueden haber jugado un papel importante en el declive de la población de delfines comunes en algunas zonas del Mediterráneo (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 elasmobranchios. En el Mediterráneo español y en concreto en el mar de Alborán la flota española capturaba incidentalmente con redes de enmalle un par de centenares de delfines comunes al año a principios de los años noventa (Silvani *et al.* 1999). Sin embargo, según la estima de Tudela *et al.* (2005), la flota marroquí durante el año 2003 capturó en doce meses entre 3110 y 4184 delfines comunes y listados con una proporción del 50% de cada especie en el mar de Alborán. Esta gran cantidad de capturas es debida a la mayor longitud de las redes y al enorme esfuerzo pesquero anual tras realizar una temporada de pesca muy extensa. A la vez Tudela *et al.* (2005) estimaron una captura anual de la flota con base en Tánger de entre 11590 y 15127 (tanto delfines comunes como listados capturados en el Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz) basándose en la hipótesis de que hay una tasa de captura accidental similar a la que se da en el mar de Alborán. Esta estima, como remarcan los autores, debe ser tomada con precaución ya que se basa en una asunción sin verificar.

De acuerdo con la Comisión Ballenera Internacional la tasa de extracción de cetáceos de una población no debería exceder la mitad del máximo de la tasa de crecimiento poblacional (IWC 1995). Este organismo internacional advierte que una extracción anual antropogénica del 2% de la mayor estima poblacional disponible puede causar un declive en la población y requiere una inmediata acción para reducir las capturas accidentales (Hobbs y Jones 1993; López *et al.* 2003). Por lo tanto los resultados de Tudela *et al.* (2005) son alarmantes ya que se estima que las capturas incidentales en el mar de Alborán para delfines comunes y delfines listados son superiores al 10% de las estimas poblacionales de Forcada *et al.* (1996). Sin embargo, si tomamos como



referencia los datos de Cañadas y Hammond (2008) para el norte del mar de Alborán y se extrapola de una manera simple a toda la cuenca del mar de Alborán se obtiene una abundancia de unos 95.000 delfines comunes, por lo tanto las capturas accidentales representarían alrededor del 2% en vez del 10% si cogemos como referencia los datos de Forcada y Hammond (1998). Desafortunadamente se tiene poco conocimiento de la población de delfines comunes en el sur de la cuenca del mar de Alborán y en consecuencia, cualquier inferencia hecha con los datos del norte de la cuenca tiene que tomarse con cierta precaución (Cañadas y Hammond 2008). Sin embargo, parece ser que la densidad de población en la porción suroeste puede ser relativamente alta porque tanto en las campañas de 1991 como en la de 1992 hechas por Forcada y Hammond (1998) detectaron agregaciones de delfines comunes cercanos a la costa suroeste del mar de Alborán, correspondiendo al borde del giro oeste anticiclónico, que presenta una gran productividad (Rodríguez 1982; Rubín *et al.* 1992). El resto de la porción sur del mar de Alborán es mucho más pobre que la sección norte en términos de nutrientes y productividad (Parrilla y Kinder 1987; Rubín 1994), y finalmente las densidades de delfines comunes en esta área es muy probable que sean inferiores respecto a altas áreas productivas del norte del mar de Alborán (Cañadas y Hammond 2008). Contrariamente, avistamientos oportunistas alrededor de Melilla indican una relativa presencia durante todo el año de delfines comunes en aguas costeras (A. del Salto pers. Comm en Cañadas y Hammond 2008).

Los datos de capturas incidentales de Tudela *et al.* (2005) contrastan con la ausencia de una tendencia negativa en la abundancia en el mar de Alborán en el estudio de Cañadas y Hammond (2008). Estos autores argumentaron que esta discordancia podría ser debida a los siguientes factores: a) La estima de las capturas accidentales viene de un único puerto en la costa marroquí y se extrapola a otros puertos. Si la tasa de capturas incidentales en otros puertos fuese inferior que la de dicho puerto (debido por ejemplo a las diferencias en la densidad de delfines y en el uso del hábitat a lo largo de la costa y las diferencias en las operaciones pesqueras de la flota que usan redes de deriva) se podrían haber sobrestimado las capturas; b) Puede haber una estructuración poblacional dentro del mar de Alborán, siendo los delfines comunes de la parte sur diferentes a los de la parte norte. En este caso, las capturas de la flota marroquí estarían afectando a la “población” del sur, mientras que la “población” del norte no se vería afectada. Esta situación parece poco probable, debido al tamaño de la cuenca y a la gran movilidad de los delfines; c) La población es suficientemente grande (por ejemplo la densidad de la porción sur es mayor) para mantener la tasa de capturas accidentales, por lo tanto no se esperaría ninguna tendencia poblacional. Pero actualmente se desconoce el tamaño de población para toda la cuenca.

Por consiguiente, es necesario muestrear toda la cuenca para poder tener estimas adecuadas de la población en todo el mar de Alborán y especialmente en la costa norteafricana (Cañadas y Hammond 2008), así como realizar el seguimiento de las capturas accidentales en otros puertos marroquíes. Por último también sería de extremo interés conocer si existe una estructura poblacional entre el norte y el sur del



mar de Alborán para que de este modo se pueda conocer con exactitud la dinámica de la población.

Los estudios de Bearzi *et al.* (2003) sugirieron que la captura incidental por si sola es poco probable de ser la mayor causa del declive de los delfines comunes en el Mediterráneo, pero sin duda han jugado un papel significativo en ciertas áreas. Actualmente dicha pesquería está prohibida, pero a pesar de las prohibiciones por la GFCM (Comisión General de Pesca del Mediterráneo), el ICCAT, 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. En estos momentos, la pesca ilegal con esta arte en aguas mediterráneas representa potencialmente una importante amenaza a considerar para la supervivencia de los delfines comunes.

En Estados Unidos, las enmiendas a la Ley de Protección de los Mamíferos Marinos en 1994 introdujeron un proceso en el que se establecieron límites de extracción anual permisibles para cada stock de mamíferos marinos, basado en el nivel de Extracción Biológica Potencial (EBP, del inglés: Potential Biological Removal o PBR) y, en el que las actividades de pesca están sujetas a monitoreo y regulación para asegurar que estos límites no son excedidos (Wade 1998). Establecieron también una necesidad de reducir el nivel de mortalidad incidental y de heridas graves a valores insignificantes cercanos al cero. La definición de este límite en la regulación es que no sobrepase en 10% el nivel de EBP. Este enfoque ha mejorado, substancialmente, el manejo de la pesca en Estados Unidos, en términos de mitigar la captura incidental de cetáceos. La Extracción Biológica Potencial (EBP) se calcula de la siguiente manera:

$$EBP = \frac{1}{2} * rmax * Nmin * FR$$

donde $rmax$ = rendimiento máximo, $Nmin$ = estima mínima de la población, y FR = factor de recuperación. $FR = 1$, la población se recupera sin problema; $FR = 0$, la población se resiente gravemente, se pierden muchos individuos por debajo de $K/2$ (K = capacidad de carga).

Si aplicamos esta ecuación a la estima mínima de población de delfines comunes en el mar de Alborán presentada en el anteriormente y los valores propuestos por Wade (1998) para cetáceos ($rmax = 0,04$ y $FR = 0,5$) tendríamos una $EBP = 0,5 * 0,04 * 17.978 * 0,5 = 179,19$ es decir que, si más de 179 individuos mueren cada año en las capturas incidentales o por otros factores no naturales, la población empezaría a disminuir. Si aplicamos la medida de nivel de mortalidad incidental cerca de cero (10% de la EBP) tendríamos un valor máximo de entre 17 y 18 individuos que podrían ser capturados al año.

Debido al gran problema de las capturas incidentales, se ha propuesto el uso de los dispositivos acústicos disuasorios (DADs, del inglés Acoustic Deterrent Devices, ADDs, o "pingers") como una posible manera de mitigar estos problemas. A pesar de ser



ampliamente utilizados, los datos sobre su efectividad son relativamente escasos (Jefferson y Curry 1996), pero los resultados sugieren que su efectividad varía ampliamente según las especies y la pesquería.

Los estudios realizados con DADs y pesquerías activas han puesto en evidencia que se puede llegar a reducir las capturas incidentales. Por ejemplo, Bordino *et al.* (2002) demostraron que los DADs reducen significativamente la mortalidad de franciscanas (*Pontoporia blainvillei*) en Argentina. En el caso de los delfines comunes, Barlow y Cameron (2003) observaron una reducción significativa de las capturas incidentales en la flota californiana que usa redes a la deriva cuando se usaban DADs, sin observar diferencias en las tasas de capturas de la especie objetivo de la pesquería.

En la costa sur de Irlanda, se llevaron a cabo diferentes experimentos para determinar si existen efectos sobre el comportamiento de los delfines comunes durante la utilización de DADs, pero ninguna de las respuestas fue catalogada como evasiva (Berrow *et al.* 2009). Por lo tanto, la falta de cambios en el comportamiento y la ausencia de comportamientos evasivos observados en este estudio sugieren que el uso de estos dispositivos no sería capaz de desplazar a los animales de las artes de pesca. Estos resultados están en contraposición con los encontrados en delfines comunes en golfo de Vizcaya donde sí se detectó un fuerte efecto disuasorio (Anon 2007). Así, estos resultados contrapuestos sugieren que hay diferencias intraespecíficas en la reacción de los delfines comunes respecto a un mismo estímulo. Por ello, la ausencia de efectos disuasorios en algunas de las poblaciones estudiadas cuestiona la eficacia de estos equipamientos con el objetivo de evitar las capturas incidentales de delfines comunes (Berrow *et al.* 2009).

Las conclusiones que se extraen de estos estudios son que las capturas incidentales pueden ser reducidas en algunas especies de cetáceos, pero esta reducción varía entre especies, áreas y la pesquería en cuestión (Dawson *et al.* 1998). Otro de los problemas que mencionan los autores, es el hecho de que los delfines pueden habituarse a la presencia de los DADs, con lo cual inicialmente se observaría una respuesta adversa pero podría decaer con el tiempo (Jefferson y Curry 1996; Dawson *et al.* 1998, Cox *et al.* 2004). Asimismo, aunque se ha podido observar una gran disminución en las capturas de marsopas, también se ha demostrado que la efectividad puede decaer rápidamente si la exposición a los DADs es continua (Cox *et al.* 2001). Incluso los DADs pueden convertirse en estímulos positivos, es decir pueden funcionar como un sonido indicativo de donde hay comida (p. ej. Bordino *et al.* 2002). Por lo tanto, es necesario que los gestores pesqueros tengan en cuenta el efecto de habituación de los animales para evaluar la eficacia de dichos dispositivos (Brotons *et al.* 2008).

En el Mediterráneo español se han realizado diferentes estudios para evaluar la efectividad de los DADs con delfines mulares (Brotons *et al.* 2008; Gazo *et al.* 2008), pero ningún estudio se ha encontrado hasta la fecha con delfines comunes. Los resultados de ambos estudios concluyen que existe una disminución del 50% en la tasa de interacción entre las artes de pesca y los delfines mulares cuando los DADs están



activos. Por un lado, estos estudios demuestran que estos dispositivos pueden ser un método efectivo para reducir las tasas de mortalidad incidental. Sin embargo, ninguno de los dos estudios analizó el posible efecto de habituación, ya que solo se analizaron los efectos a corto plazo después de la colocación de los dispositivos. Por otro lado, se desconoce cómo de rápido los delfines se habitúan a este nuevo sonido, concretamente bajo diferentes condiciones motivacionales, como por ejemplo el incremento del hambre si los recursos pesqueros continúan disminuyendo (Bortons *et al.* 2008). En consecuencia, si los animales llegaran a asociar el sonido de los DADs con la presencia de peces, la interacción podría ser incluso peor con su uso (p. ej. Bordino *et al.* 2002).

Tanto los estudios de Bortons *et al.* (2008), como Gazo *et al.* (2008), coinciden en la necesidad de realizar investigaciones adicionales, si su uso se generaliza en todo el Mediterráneo, es necesario llevar a cabo estudios a largo plazo para poder detectar el posible efecto de la habituación a los DADs. También sería necesario monitorizar la contaminación acústica que producen estos dispositivos ya que podría tener un doble efecto negativo, a) excluir a los delfines de su área de distribución y por lo tanto ir en contra del objetivo buscado, la conservación de los delfines, b) cambiar la distribución de algunas especies de peces, presas de los delfines y/o especies objetivos de la pesquería, ya que los DADs emiten dentro del rango auditivo de ciertas especies comerciales, como por ejemplo la familia *Clupeidae*, que son capaces de escuchar ultrasonidos (Mann *et al.* 1997).

Reducción de sus presas ALTO

La salud de una población de delfines comunes depende de una adecuada disponibilidad de presas. La reducción en la disponibilidad de sus presas puede forzar a los animales a emplear la mayor parte de su tiempo en la búsqueda del alimento y puede dar lugar a una reducción en sus tasas reproductivas y un aumento en sus tasas de mortalidad. Según Chapman y Reiss (1999), la falta de alimento suficiente que permita maximizar el potencial reproductivo, puede ser uno de los reguladores poblacionales más importantes, por lo tanto la sobrepesca ha de ser considerada con detalle a la hora de analizar el declive de la población de delfines comunes en el mar Mediterráneo, ya que dicha sobrepesca afecta a presas potenciales de los mismos. Jackson *et al.* (2001) expusieron que la extinción ecológica provocada por la sobrepesca precede a todas las perturbaciones humanas tales como la contaminación, la degradación de la calidad del agua y el cambio climático. A nivel mundial, diversas poblaciones de mamíferos marinos han descendido rápidamente sugiriendo la sobrepesca como principal factor del colapso (Crowder *et al.* 2008; Heithaus *et al.* 2008; Read 2008). Concretamente, en el mar Mediterráneo, la sobrepesca está bien documentada (Stergiou y Koulouris 2000; Coll *et al.* 2008; Heithaus *et al.* 2008; Piroddi *et al.* 2010) y ha provocado un declive en los stocks de peces (Caddy y Griffiths 1990; De Walle *et al.* 1993; Stanners y Bourdeau 1995; Briand 2000) y por lo tanto una disminución de las presas potenciales para los mamíferos marinos, en especial para los



pequeños cetáceos (Bearzi *et al.* 2008; Cañadas y Hammond 2008; Piroddi *et al.* 2010). El nivel trófico medio de las capturas mediterráneas ha descendido significativamente y pronunciadamente desde finales de los años cincuenta (p.ej. Pauly y Palomares 2000; Stergiou y Koulouris 2000). Este efecto denominado “fishing-down the foodweb” (en inglés, pescando en niveles tróficos cada vez más bajos) por Pauly *et al.* (1998) puede provocar serias consecuencias en la dinámica del ecosistema, afectando a su vez a los grandes depredadores como son los cetáceos.

Diversos autores (p. ej. Bearzi *et al.* 2006, 2008; Piroddi *et al.* 2010) han demostrado que la sobreexplotación de peces epipelágicos (sardinas y anchoas), especies importantes de la dieta de los delfines comunes en el archipiélago interno del mar Jónico, por las pesquerías locales, en especial la de cerco, ha provocado un gran impacto sobre la biodiversidad marina, causando un gran declive de la población de delfines comunes y de la mayoría de stocks de peces de la zona, debilitando de esta forma la robustez de la red trófica marina (Piroddi *et al.* 2011). En esta área se ha llegado a la situación de la eliminación del rol trófico de los delfines comunes en la dinámica del ecosistema (Fonseca y Ganade 2001; Duffy 2003). Piroddi *et al.* (2011) sugieren que cierres en las pesquerías provocarían una recuperación gradual de los stocks de peces, mientras que la población de delfines comunes aumentaría más marcadamente, pero solo si el área se cierra para todas las pesquerías.

En todas las áreas del mar Mediterráneo donde se han estudiado a los delfines comunes, se ha encontrado competencia con las pesquerías, representando una preocupación para su conservación. Por ejemplo, en el mar de Alborán la pesca con cerco, que tiene como especie objetivo pequeños peces pelágicos, ha aumentado drásticamente en la última década. Además, el descenso de los stocks de sardinas y anchoas y el aumento de la demanda de pequeños peces pelágicos de bajo valor comercial (p. ej. alachas, *Sardinella aurita* y agujas *Belone belone*) por parte de la industria en auge de la acuicultura, conlleva un aumento de la explotación comercial de la mayoría de presas de los delfines comunes en esta área (Universidad Autónoma de Madrid y Alnitak 2002). Los impactos de estas tendencias en el mar de Alborán son desconocidos pero es poco probable que sean beneficiosos (Bearzi *et al.* 2003). Aun así cabe destacar que, en caso de que exista una considerable presión pesquera en el mar de Alborán, debido a su alta productividad, aún presenta una gran riqueza de especies (Coll *et al.* 2010) y una importante población de delfines comunes (Cañadas y Hammond 2008).

Por lo tanto, el estudio de las tendencias en las presas objetivo de los delfines comunes, es de vital importancia ya que su reducción puede tener graves consecuencias a nivel poblacional. Por ejemplo, en el mar Negro, se relacionaron unas mortandades masivas de *Delphinus delphis ponticus* con el rápido declive de los boquerones (*Engraulis encrasicolus*) y el espadín (*Sprattus sprattus*), presas principales para estos cetáceos en la zona, donde los delfines varados presentaban graves síntomas de demacración (Birkun 2002).



Otro de los puntos a considerar cuando las presas escasean es la desestructuración social. En el archipiélago interno del mar Jónico, Bearzi *et al.* (2005) observaron cómo los grupos de delfines comunes se iban progresivamente distribuyendo en grupos más pequeños y más dispersos coincidiendo con el declive de las presas. Chapman y Reiss (1999) puntualizaron como las poblaciones con una falta de recursos alimentarios presentan mayores restricciones sociales y reproductoras, convirtiéndose en el factor más importante que controla el tamaño de la población. Este fenómeno puede ser particularmente importante en las poblaciones de delfines comunes, ya que presentan apareamientos altamente promiscuos, por lo tanto es importante que los individuos vivan en grandes grupos para asegurar el éxito reproductivo (Murphy *et al.* 2005).

Si queremos asegurar la supervivencia de las poblaciones de delfines comunes es esencial garantizar una pesca sostenible en las zonas de solapamiento (Trites *et al.* 2006). Cabe mencionar que el declive de las presas puede ser difícil de detectar si no hay un esfuerzo de investigación adecuado, por lo tanto las poblaciones de delfines comunes pueden ser consideradas como bioindicadores de los cambios en el ecosistema y de la degradación del mismo a lo largo del tiempo.

Interacciones con embarcaciones BAJO

Avistamiento de cetáceos BAJO

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, 2002). 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 1993; Lien 2001).

Andalucía, junto con Canarias, representa la región española donde la actividad de observación de cetáceos está siendo explotada casi exclusivamente. Es sólo desde hace muy pocos años que los cetáceos se han convertido en un recurso natural con un potencial económico realmente importante.

Es 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: desde los 400 visitantes en el año 1998 hasta los 26.228 en 2007 (Martín y Urquiola 2000; Urquiola y de Stephanis 2000; Carbó Penche *et al.* 2006).

En 2007 se ratificó el Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, 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 52.3 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre (RD 1727/2007, Ley 42/2007).

En el Mediterráneo español, esta especie suele ser una de las especie objetivo de las compañías turísticas (Villar *et al.* 2007), debido a su presencia habitual sobretudo en zonas como la bahía de Algeciras o el Estrecho de Gibraltar.

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 (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). Aunque también se han registrado respuestas a largo plazo, como declives en la abundancia relativa (Lusseau 2005, Bejder *et al.* 2006).

Concretamente, estudios realizados en delfines comunes de Nueva Zelanda, demuestran que las actividades de alimentación y descanso se vieron perturbadas debido a las interacciones con las embarcaciones de avistamiento de cetáceos (Stockin *et al.* 2008). En el estudio, la duración de ambas actividades descendió significativamente y los animales que se encontraban alimentándose tardaron más tiempo en volver a dicha actividad con la presencia de embarcaciones. A la vez, hubo un incremento de pasar a actividades de socialización o remoloneo después de las interacciones con embarcaciones.

En aguas del Estrecho de Gibraltar, un estudio llevado a cabo por Salazar-Sierra *et al.* (2008), tras realizar 42 embarques en el verano del 2007, y analizando 162 maniobras y conductas de aproximación y de estancia de las embarcaciones de avistamiento de cetáceos; demostraron que de éstas, el 47% fueron incorrectas, destacando con mayor frecuencia la interposición de las embarcaciones cortando el rumbo de los animales (18%), seguido por maniobras de acercamiento por detrás (9%), o brusco (8%) y por maniobras de alejamiento brusco (5%). En los últimos años también se ha observado un incremento en el número de barcos de recreo, aprovechando sus travesías para pasarse por las zonas de presencia de estos animales y observarlos. Muchos de ellos por falta de conocimiento no respetan las directrices del Real Decreto 1727/2007 de Protección de cetáceos.

Actualmente, se está estudiando la distribución y abundancia de la población de delfín común de la bahía de Algeciras y se está observando el incumplimiento del RD 1727/2007 por parte de las empresas de avistamiento de cetáceos y por los diferentes



usuarios del mar. Concretamente, esta bahía se ha identificado como una zona de alimentación y reproducción para esta población, por ello, es de suma importancia el cumplimiento de este Real Decreto con el objetivo de no perturbar estas funciones vitales (Giménez *et al.* 2011).

Contaminación MEDIO

Uno de los objetivos específicos de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino (Ley 41/2010) según el artículo 1.3 es *“Prevenir y reducir los vertidos al medio marino, con miras a eliminar progresivamente la contaminación del medio marino”*, y según el artículo 4.1.f. *“se mantendrá como objetivo la minimización de la contaminación del medio marino, entendiendo como contaminación toda introducción directa o indirecta en el medio marino de sustancias o energías como consecuencia de la actividad humana, incluidas las fuentes sonoras submarinas, que provoquen o puedan provocar efectos nocivos”*.

Efecto de la contaminación química MEDIO

- 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.

Organoclorados como los Policloruros de Bifenilo (PCBs) y los pesticidas clorados representan una amenaza constante para la salud de animales y humanos. Estos componentes son lipofílicos y persistentes, por lo tanto se acumulan en los depósitos de grasa de los mamíferos marinos a lo largo de la cadena alimenticia. Los polibromodifenil éteres (PBDEs) también se ha demostrado estar cada vez más distribuidos en los mamíferos marinos (de Boer *et al.* 1998; Lindström *et al.* 1999; Ikononou *et al.* 2002; Kajiwarra *et al.* 2004; Martin *et al.* 2004). 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).

Como en otros cetáceos, los delfines comunes acumulan elevados niveles de PCBs y ppDDE en grasa, debido a su posición elevada en la cadena trófica marina. Los estudios de Borrell *et al.* (2001) en delfines comunes del mar de Alborán comparados con los que habitan aguas gallegas han mostrado que los delfines de aguas mediterráneas presentan un ratio de tPCB/tDDT de 1,12 (frente a los 3,35 en aguas atlánticas) sugiriendo una contribución más elevada de contaminantes procedentes de la agricultura en contraposición a los procedentes de la industria para estos animales. A la vez, los individuos mediterráneos presentaban mayores niveles de todas las formas de DDT y un mayor ratio ppDDE que los atlánticos, pero concentraciones similares de PCBs. Cabe remarcar que los niveles de organoclorados encontrados en este estudio tanto en los delfines comunes del mar de Alborán como en aguas gallegas corresponden a concentraciones que se encuentran en el rango inferior o medio de los encontrados en otras poblaciones de delfines comunes o en otras especies de la familia *Delphinidae* en la misma región. Por ello, aunque el efecto de las concentraciones de organoclorados no pudo ser evaluada a nivel de población, es poco probable que dichas concentraciones hayan jugado un papel determinante en el declive que está sufriendo la población mediterránea (Borrell *et al.* 2001), aún así pudo haber sido un factor de estrés para dicha población (Fossi *et al.* 2003). Por lo tanto, el papel de dichos contaminantes es controvertido pero probablemente significativo ya que pueden causar inmunosupresión e impedimentos reproductores provocando efectos transgeneracionales (Fossi *et al.* 2000).

- Vertidos de hidrocarburos

A raíz de varias catástrofes (Torrey Canyon en 1967, 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 ITOPF (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.

La exposición a hidrocarburos liberados en el medio marino a través de los derrames de petróleo y otras fuentes de descarga, representa otra amenaza potencialmente grave para la salud de los delfines comunes. 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). La inhalación de vapores en la superficie del agua y la ingestión de hidrocarburos durante la alimentación son las vías más probables de exposición.

En los mamíferos marinos, la exposición aguda a los productos derivados del petróleo puede causar cambios en el comportamiento, la inflamación de las membranas mucosas, congestión pulmonar, neumonía, trastornos del hígado, y daño neurológico (Geraci y St. Aubin 1990).

- 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. Así mismo, según el autor, parece ser que los zifios, debido a su particular forma de alimentación mediante succión, se ven especialmente afectados. Existen varios casos de varamientos de diferentes especies de zifios con presencia de plásticos en sus sistemas digestivos (Poncelet *et al.* 2000; Santos *et al.* 2001, 2007; Fernández *et al.* 2009; MacLeod 2009; Kovacic *et al.* 2009). Según los datos disponibles en el noroeste de Europa se cree que más del 75% de los varamientos de zifios varados contienen plásticos en sus sistemas digestivos y que en un 25%, los plásticos serían la causa principal de la muerte. 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.

Existen pocos datos sobre la ingestión de plásticos por delfines comunes, sin embargo es un problema reconocido en otras especies de cetáceos.



Efecto de la contaminación acústica BAJO

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. Destacan a este respecto los odontocetos, que emplean las señales acústicas tanto para la comunicación, como para la navegación y detección de presas. Debido a ello, los diferentes tipos de perturbaciones provocadas por este contaminante en los odontocetos, abarca aspectos tan diversos como la obtención de alimento, navegación, comunicación, etc. (Richardson *et al.* 1995, Op cit). Los estudios sobre este problema son cada vez más abundantes y sus efectos están siendo cada vez mejor documentados. Por ejemplo, se han constatado reducciones en las distancias máximas a la que dos animales pueden comunicarse debido al enmascaramiento por ruido (Richardson *et al.* 1995; Clark *et al.* 2009), daños fisiológicos como pérdidas temporales de audición que pueden llegar a ser permanentes en función de la intensidad sonora y tiempo de exposición (Finneran 2002; Ketten 2004) y disminución en la capacidad para detectar presas por ecolocalización (Richardson *et al.* Op. cit.). 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, lo que probablemente ocurra de forma similar en los cetáceos (Gordon y Moscrop 1996).

La pérdida de audición en mamíferos marinos se produce cuando las perturbaciones acústicas son muy altas. Los daños en el sistema auditivo que resultan en pérdidas temporales de audición pueden provocar pérdidas permanentes si la causa de la perturbación se mantiene activa en el tiempo (Richardson *et al.*, 1995); incluso, 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). En delfines, el nivel sonoro al cual comienzan a verse perjudicados es de 195 dB re 1 μ Pa, con tiempos de exposición de tan sólo 1 segundo de duración (Schlundt *et al.* 2000; Finneran *et al.* 2005), mientras que 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).



Algunos odontocetos muestran variaciones en la tasa de emisión de vocalizaciones (observado en belugas, Lesage (1998)) o en los niveles de emisión (observado en orcas, Marla (2008)) relacionados con incrementos en los niveles de ruido antropogénico. Wakefield (2001) encontró que en periodos de ruido intenso como consecuencia de actividad sísmica subacuática, los delfines comunes aumentaban significativamente las frecuencias de sus silbidos, aumentando asimismo su tasa de vocalización. El autor relaciona estas variaciones en número de llamadas y nivel de emisión de las señales acústicas en presencia de ruido con intentos por parte de los animales de evitar el efecto del enmascaramiento por ruido. El efecto del enmascaramiento, puede llegar a ser limitante en situaciones en las que los animales tienen reducida su capacidad de producción acústica. Por ejemplo, Jensen *et al.* (2011), encontró que los calderones de aleta corta (*Globicephala macrorhynchus*) producen llamadas a grandes profundidades en condiciones de apnea, viéndose reducida su capacidad de emisión debido al efecto de la presión, lo que provoca que no puedan aumentar ni su tasa, ni sus niveles de emisión ante un repentino aumento del ruido.

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).

- 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 el 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.

De las diferentes fuentes de ruido existentes en la cuenca mediterránea, el tráfico marítimo comercial y la exploración geofísica son las dos primeras en orden de importancia (Abdulla y Linden 2008). El elevado número de buques comerciales que transitan diariamente por toda la cuenca mediterránea impide que haya regiones silenciosas y provoca que el ruido ambiente sea más elevado 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).

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).

- Campañas sísmicas científicas y comerciales

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. Aunque la mayor parte de la energía emitida por estos cañones se encuentra por debajo del espectro de frecuencias de emisión del delfín común, la alta intensidad de estos sonidos hace que cualquier animal en las cercanías de los lugares de emisión sea susceptible de verse afectado negativamente por ellos, ya que los rangos de sensibilidad acústica de la mayoría de los delfínidos si están dentro de su rango de acción (Au 1993; Awbrey 1998). Evans (1994) consideraba que el desarrollo de la industria petrolera en alta mar podría causar efectos negativos a diferentes especies de cetáceos entre las que se encuentra el delfín común. Más tarde, los estudios de Goold (1996) y Stone y Tasker (2005) describieron que los delfines



evitaban las zonas en las que se llevaban a cabo prospecciones de este tipo, confirmando esta sospecha.

- 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.

- Sonar y explosivos 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 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).

Se han identificado estos sonares antisubmarino de medio rango, como el factor común en casi todos los varamientos masivos de la familia *Ziphiidae* de los que se tiene información, aunque también resultan afectadas otras especies de cetáceos (Simmonds y Lopez-Jurado 1991, Martín *et al.* 2004, Fernández *et al.* 2005). Por ejemplo, en 2002 en Canarias fueron, 27 ballenas de tres especies de zifios (de las que 14 murieron) las que aparecieron varadas en las playas de Fuerteventura tras el desarrollo de maniobras navales Magestic Eagle de la OTAN (Martín *et al.* 2004, Op cit.). Estudios sobre los individuos que murieron allí (Jepson *et al.* 2003; Fernández *et al.* 2003; Degollada *et al.* 2003) pusieron de manifiesto que los cetáceos presentaban un cuadro patológico similar al que se provoca durante fuertes procesos de descompresión y que provocan que el aire se expanda bruscamente introduciéndose burbujas en el riesgo sanguíneo y produciéndose embolias gaseosas en diversos tejidos. Estos daños son muy similares a los encontrados por investigadores británicos en varios cetáceos aparecidos muertos en sus costas durante los últimos años (Jepson *et al.* 2003).

Los impactos de los LFAS sobre los delfines comunes no se han estudiado, pero cabria considerar esta posible perturbación ya que la zona del Estrecho de Gibraltar se caracteriza por estar altamente militarizada, donde se realizan ejercicios y entrenamientos militares, coincidiendo con una de las zonas de gran abundancia de delfines comunes.

No sólo el uso de sónares activos pueden 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).

Competición interespecífica BAJO

Como probable causa del declive de la población de delfines comunes en el Mediterráneo, se ha especulado con la posible competición con los delfines listados (Casinos 1982; Viale 1985; Di Natale 1987; Perrin1988; Cagnolaro y Notarbartolo di



Sciara 1992; Gannier 1995; Sagarminaga y Cañadas 1995; Notarbartolo di Sciara y Demma 1997), ya que los últimos aumentaron en número en el oeste del mar Mediterráneo (Aguilar 2000) durante el declive de los delfines comunes, ocupando su nicho (Viale 1985). Esta posibilidad es difícil de corroborar a través de evidencias científicas, pero cabe destacar que aunque las dos especies comparten ciertas porciones del hábitat (Sagarminaga y Cañadas 1995; Forcada y Hammond 1998; Frantzis y Herzing 2002), no hay evidencias de que los delfines listados estén compitiendo con los delfines comunes por los recursos alimenticios, ya que la dieta de los delfines listados está compuesta predominantemente por cefalópodos mesopelágicos y peces (Casinos 1982; Wurtz y Marrale 1991; Perrinet *et al.* 1994); por lo tanto, la dieta de los delfines comunes se solapa sólo ligeramente con la dieta de los listados (Bearzi *et al.* 2003). En el caso de que existiera una competencia importante por los recursos, no bastaría para explicar la desaparición del delfín común en ciertas áreas, como por ejemplo se puede ver en el mar Adriático, donde los delfines comunes fueron desapareciendo mientras que los delfines listados raramente son observados en la zona (Bearzi *et al.* 2003).

En conclusión, diversos autores (ver Aguilar 2000) destacaron que hay que tener en cuenta la posibilidad de que el declive de la población se pudo dar debido a que las condiciones oceanográficas mejoraron para los delfines listados mientras que empeoraron para los delfines comunes.

Cambio climático y del ecosistema MEDIO

El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático y la Agencia Europea Medioambiental han alertado sobre el impacto del aumento de la temperatura sobre numerosos factores ecológicos incluyendo cambios en la composición del fitoplancton y sus períodos 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 el medio marino y el ecosistema en el cual se incluyen los cetáceos (Würsig *et al.* 2002), y probablemente tenga un efecto negativo importante sobre la distribución y abundancia de las presas de delfín común. Los delfines comunes podrían responder a una disminución de disponibilidad de sus presas por la modificación de su distribución y de sus estrategias de alimentación, aunque cambios importantes en el ecosistema podrían llevar a una variación en la abundancia de la especie.

En concreto la biodiversidad del mar Mediterráneo está experimentando una rápida alteración debido a los impactos antropogénicos y al cambio climático (Bianchi y Morri 2000). Sanford (1999) mostró que pequeños cambios en el clima pueden generar grandes cambios en las comunidades marinas y Petchey *et al.* (1999) demostraron que el calentamiento ambiental altera la estructura de la red trófica y las funciones del ecosistema marino. El calentamiento del mar Mediterráneo puede por lo tanto modificar la distribución de las presas de los delfines comunes, concentrándolas o dispersándolas y en consecuencia repercutir secundariamente en la población de estos delfines, tanto en su distribución como abundancia (Selzer y Payne 1988). Este efecto



es muy difícil poderlo discriminar de otros factores que también alteran la disponibilidad de presas, como la sobrepesca o la alteración del hábitat (Bearzi *et al.* 2003). En conclusión, no se puede descartar que los cambios de temperatura que han tenido lugar en el Mediterráneo hayan afectado de manera negativa a la población de delfines comunes. Pero seguramente, la combinación de otros factores como la sobrepesca, la contaminación y la degradación del hábitat, pueda explicar mejor el rápido declive de estos depredadores apicales.

Investigación BAJO

Dentro del Real Decreto 1727/2007 (ver 1.2.3.2), 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.

El CAPÍTULO I (artículos 52 a 58) de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (Ley 42/2007) regula la Conservación *in situ* de la biodiversidad autóctona Silvestre. Su artículo 52.3 establece *la prohibición de dar muerte, dañar, molestar o inquietar intencionadamente a los* [delfines comunes]. Sin embargo, el artículo 58 de la misma ley, 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 [...], precisando que tal autorización administrativa deberá ser pública, motivada y especificar ciertas características de la acción a desarrollar y que las Comunidades autónomas comunicarán al Ministerio de Medio Ambiente las autorizaciones acordadas.

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 Real Decreto 1727/2007, estará sujeta a la autorización previa, que otorgará el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Los delfines comunes 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. 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.j. 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. Gracias al muestreo



por biopsia y el despliegue de marcas satélite se han podido averiguar estructuras de poblaciones (p.ej. Bérubé *et al.* 1998; Verborgh *et al.* 2010), ecología alimentaria (p. ej. de Stephanis *et al.* 2008b; García-Tiscar 2010), niveles de contaminantes (p. ej. Fossi *et al.* 2010) y movimientos migratorios de ballenas (p. ej. Mate 2010; Andrews *et al.* 2008). Por estas razones ambas técnicas han sido recomendadas por la Comisión Ballenera Internacional para el estudio de los cetáceos (IWC 1991, 2009). Por lo tanto, debido a que los delfines comunes son animales difíciles de estudiar y a menudo es necesario el empleo de técnicas invasivas, es fundamental coordinar las actuaciones de investigación para evitar solapamientos de programas de investigación por un lado y para evitar manejo de animales innecesarios por otro.

Mortalidad natural y depredación BAJO

La determinación de si la mortalidad de un cetáceo es de origen natural o no, es difícil debido ya 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 profunda de las causas de la muerte (Dhermain *et al.* 2002). Un ejemplo claro es la epidemia que afectó a la población de delfines listados en el Mediterráneo, ya que rápidamente se culpó al morbillivirus como responsable de la gran cantidad de muertes, y por lo tanto parecía de origen natural, pero las investigaciones posteriores desvelaron que el virus fue fatal sólo a aquellos animales que tenían una gran deficiencia inmunitaria (Kannan *et al.* 1993). Los autores encontraron grandes cantidades de PCBs en los individuos analizados, que son sustancias que provocan efectos inmunosupresores, indicando que la contaminación fue un factor que hizo aumentar la severidad de la epidemia. A la vez, en dicho estudio se relacionó la falta de comida con una mayor movilización de las reservas de grasa y por lo tanto una mayor entrada a la circulación de PCBs que antes estaban almacenados en la capa de grasa. Este es un ejemplo de que 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).

Se sabe relativamente poco de los parásitos de los delfines comunes, pero Quiñones *et al.* (2011) estudiaron los parásitos intestinales de 7 delfines comunes del Mediterráneo, encontrando cuatro especies de helmintos (*Synthesium delamurei*, *Trigonocotyle sp.* y dos morfotipos de plerocercoides tetrafilideos). *Trigonocotyle sp.* fue el más prevalente y abundante, mostrando también una gran intensidad de infección.

Respecto a la depredación cabe destacar que la mayoría de cetáceos tienen pocos enemigos naturales, excepto las especies más pequeñas. Los mayores depredadores para estas especies son los grandes tiburones y las orcas, pero 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, pero en el Estrecho de Gibraltar es el único sitio donde están presentes habitualmente y su alimentación se basa en el atún rojo (*Thunnus thynnus*) (García-Tiscar 2010), por lo tanto no se espera que dichos animales ataquen a los pequeños cetáceos de la zona.

Morbillivirus

En el mar Negro, la mortandad de delfines comunes de 1994 (Krivokhizhin y Birkun 1999) fue atribuida a una epidemia de morbillivirus (Birkun *et al.* 1999). Este es el único caso confirmado de infección por este virus en delfines comunes, sin embargo el virus ha sido responsable de diversas mortandades de cetáceos en todo el mundo (p. ej. delfines listados en el Mediterráneo (Domingo *et al.* 1990), delfines mulares en el noroeste del Atlántico (Lipscomb *et al.* 1994) y en el golfo de Méjico (Lipscomb *et al.* 1996), en marsopas (*Phocoena phocoena*) alrededor de las Islas Británicas (Kennedy *et al.* 1988) y en Holanda (Visser *et al.* 1993).

Cabe destacar que los animales varados durante la mortandad de delfines comunes del 1994 estaban escuálidos. Esta pobre condición nutritiva podría ser debida a los efectos del virus o bien al declive de sus presas durante aquel periodo. El boquerón (*Engraulis encrasicolus*) y el espadín (*Sprattus sprattus*), que corresponden con las presas más importantes para los delfines comunes en el mar Negro (Birkun 2002), sufrieron un fuerte declive como consecuencia de la sobrepesca combinado con el efecto de la eutrofización y la irrupción de un ctenóforo introducido (*Mnemiopsis leidyi*) que fue el causante de la aceleración del proceso (Zaitsev y Mamaev 1997). Por lo tanto, podría ser que la mala nutrición de los individuos hiciera más susceptible a la población de ser afectados por el virus, como pasó durante la epidemia de delfines listados en el Mediterráneo durante los años 1990-92 (Aguilar y Raga 1993; Aguilar 2000) o que la condición nutritiva de dichos animales fuese debido al virus per se (Birkun *et al.* 1999)

A pesar de no haberse detectado ningún caso de morbillivirus en el Mediterráneo español en delfines comunes, esta enfermedad podría suponer una amenaza potencial en aquellas zonas donde la distribución de delfines comunes, listados y/o calderones comunes se solapa. Se cree que puede haber transmisión interespecífica del virus, ya que Fernández *et al.* (2008) encontraron que el virus en calderones comunes y delfines listados era molecularmente casi idéntico durante la mortandad de ambas especies en el Sur peninsular en el mismo período del año 2007, por lo tanto debido al solapamiento tanto temporal como espacial de ambos casos como a la gran relación filogenética de los virus aislados en el laboratorio, la transmisión interespecífica se ha de tener en consideración para otras especies.

c) Pasos necesarios para el futuro para obtener mayor precisión en la Evaluación del estado inicial:

Actualmente se tiene información sobre la distribución espacial y abundancia de la especie. Sin embargo es fundamental seguir con estos estudios a largo plazo para



poder estimar si la tendencia poblacional es positiva o negativa por lo que se hace necesario, al menos en los próximos años, y con una periodicidad que se ha de definir en los planes de seguimiento:

- Estimar abundancia de la especie en la Demarcación.
- Estimar causas de muerte de la especie en la Demarcación.
- Estimar la dieta de la especie en la Demarcación.

7- Calderón común del Mediterráneo (*Globicephala melas*)

El calderón común habita en aguas templadas y subpolares de cierta profundidad, algunas veces en aguas pelágicas y otras cerca de la costa, siendo frecuente observarlo a lo largo de la cornisa continental, aunque en ocasiones puede acercarse mucho a la costa e incluso penetrar en las rías en busca de alimento. Algunos grupos, en esta búsqueda de alimento, realizan migraciones desde la costa hasta mar adentro. Parece haber dos poblaciones no conectadas, una circumpolar antártica (es decir, alrededor del continente antártico), y otra en el Atlántico Norte. (Abend y Smith 1999; Baird *et al.* 2002; Baird y Stacey 1993; Bloch *et al.* 1993; Bloch *et al.* 1989a; Bloch *et al.* 1989b; Bloch *et al.* 2003; Bossart *et al.* 1987; Cañadas *et al.* 2002.; Cañadas y Sagarminaga 2000; Desportes 1983a; Desportes 1983b; Desportes *et al.* 1994; Di Natale 1982; Gannon *et al.* 1997; González *et al.* 1999; Heide-Jorgensen *et al.* 2002; Heimlich-Boran 1993; Hersh y Duffield 1990; Kraus y Gahr 1971; Lockyer 1993; Martin y Rothery 1993; Mussi *et al.* 2000; Nawojchik *et al.* 2003; Nores y Perez 1982; Nores y Pérez 1988; Nussey *et al.* 2001; Payne y Heinemann 1993; Raga y Balbuena 1993; Rendell 1995; Shane 1995a; Shane 1995b; Sigurjónson *et al.* 1993; Stacey y Baird 1993; Vallon *et al.* 1977; Van Canneyt *et al.* 1999; Walsh *et al.* 1987; Weilgart y Whitehead 1990)

Este indicador se ha elegido debido por un lado a la epidemia que sufrió a lo largo del 2007, y por otro lado porque, junto con las orcas del Estrecho, son la especie estudiada a largo plazo de la que se cuenta con más información. A diferencia de las 3 otras especies, contaremos con una especie distribuida en ambientes totalmente pelágicos y de hábitos teutófagos.

a) Análisis de las características esenciales de la especie en la Demarcación:

- **Criterio 1.1. Distribución de la especie: Indicadores: Área de distribución y patrones de distribución dentro de la misma:**

La información proviene de los muestreos realizados por la CAPMA, CIRCE, Alnitak, Alnilam, ANSE y la EBD-CSIC. Se agradece a Alnitak la cesión de sus datos de avistamientos a Ana Cañadas (Alnilam) para el periodo 1992-2010. Se decidió construir una serie de modelos a partir del software MAXENT para la especie, que tiene en consideración exclusivamente datos de presencia de la especie. Para ello se testó la distribución espacial de la especie, en base a una serie de co-variables, como es la SST (temperatura superficial del mar), la Chl (Clorofila), la batimetría, pendiente de fondo y

aspecto del mismo (direccionalidad de cañones). Se utilizaron estas covariables (fisiográficas, oceanográficas y geográficas) siguiendo las directrices de la Decisión de la Comisión 2012/477/EU “sobre criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas”.

La distribución de la especie estaría explicada en un 60% por la batimetría del fondo, si bien existen una serie de parámetros que definen también la distribución espacial de cada uno de los clanes existentes en el Estrecho de Gibraltar, que se están analizando actualmente por parte de la EBD-CSIC.

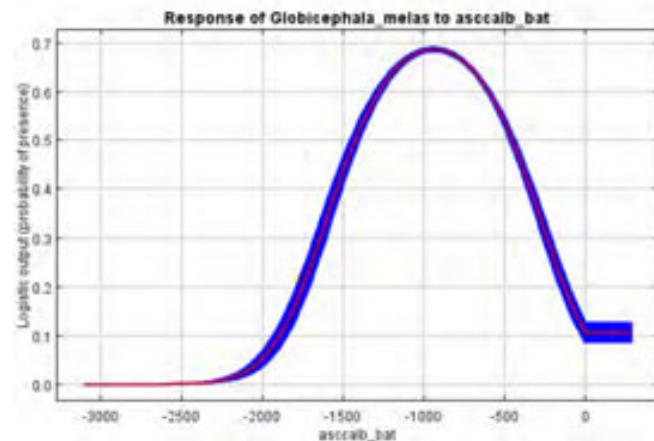


Figura 3.17: Respuesta de calderones comunes a la batimetría del fondo.



Figura 3.18: Avistamientos procedentes de CAPMA, CIRCE, Alnilam, Alnitak, ANSE y EBD-CSIC.

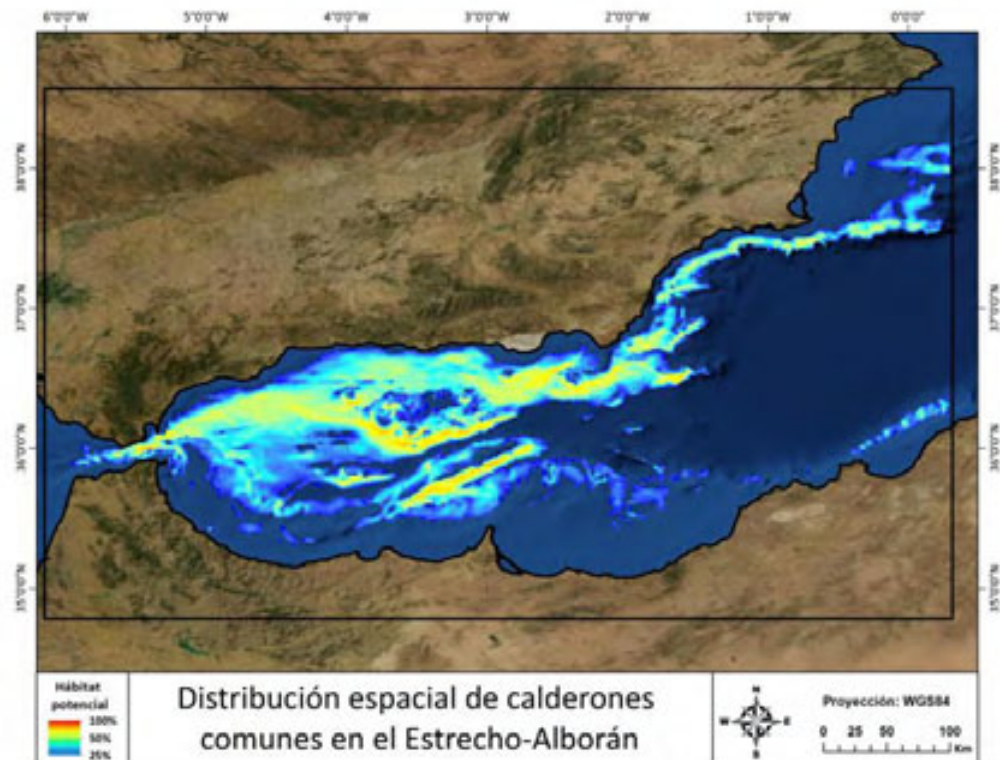


Figura 3.19: Predicción de zonas hábiles para la especie en la Demarcación marina del Estrecho y Alborán.

En el Mediterráneo, los calderones comunes son especies predominantemente de aguas abiertas, con preferencia por aguas de gran profundidad, cerca de las pendientes de los taludes continentales (Gannier 1995, Raga y Pantoja 2004, Cañadas *et al.* 2005, de Stephanis *et al.* 2008a). En la figura siguiente se puede apreciar la distribución espacial presupuesta en el Mediterráneo para la especie según Notarbartolo di Sciara y Birkun (2010).



Figura 3.20: Distribución supuesta de calderones comunes en la zona de ACCOBAMS, Azul oscuro: habitual, Azul claro presente, Blanco: escaso o ausente, Granate: sin datos (Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010)

A día de hoy, no hay ninguna evidencia de presencia de calderones comunes en la cuenca este del Mediterráneo (Marchessaux y Duguy 1978, Frantzis *et al.* 2003, Boisseau *et al.* 2010), aunque algunos avistamientos oportunistas han sido registrados en el documento redactado por Reeves y Notarbartolo di Sciara (2006) así como en otras tres áreas no especificadas (McBrearty *et al.* 1986). La especie está por tanto considerada como presente tan solo en la cuenca oeste del Mediterráneo. Se ha descrito también su presencia en aguas de Marruecos (Bayed 1996), Argelia (Boutiba 1994), Túnez (Lotfi *et al.* 1997), España (Raga y Pantoja 2004, Cañadas *et al.* 2005, de Stephanis *et al.* 2008), Francia (UNEP-RAC/SPA 1998, Gannier 2005) e Italia (Podestá *et al.* 1997). Cuando se compara el Mar de Alborán con el resto del Mediterráneo, queda bastante claro que el Mar de Alborán, incluyendo la Región de Murcia, y el Estrecho de Gibraltar, es una de las zonas con mayor abundancia de calderones de todo el Mediterráneo.

El calderón común es poco frecuente en la zona norte, Cataluña e Islas Baleares, donde en el “Proyecto Mediterráneo” (Raga y Pantoja 2004) que recopiló todos los avistamientos de cetáceos entre 1990 y 2002, sólo se avistaron en aguas abiertas, correspondientes al talud continental. En el sector centro (Comunidad Valenciana y Región de Murcia) esta especie parece estar presente por toda el área, aunque con densidad baja en la Comunidad Valenciana, lo que fue corroborado por los estudios de Gómez de Segura *et al.* (2006) y Gozalbes *et al.* (2010). En el sector sur (Región de Murcia, Andalucía y Ceuta), el calderón común se encuentra en todas las estaciones del año. Las mayores tasas de encuentro, tanto de grupos como de individuos, se dieron en Granada, Almería y el Estrecho de Gibraltar, seguido por el Golfo de Vera. Los modelos de predicción indican una preferencia por aguas con profundidades



superiores a los 500 metros (Cañadas *et al.* 2005), cuestión corroborada por otros estudios basados en seguimiento de calderones comunes a través de marcas satélite.

- **Criterio 1.2. Tamaño poblacional: Indicador: Abundancia de la población:**

No existen estimas de abundancia para todo el Mediterráneo, pero en el Mediterráneo occidental su presencia es habitual, aunque no muy frecuente, excepto en el golfo de Vera, Mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar. Poco abundante en Baleares, donde está presente más allá de la plataforma continental, por lo que tanto los varamientos como los avistamientos de esta especie son escasos (Raga y Pantoja 2004).

Para este informe, se actualizaron las estimas de abundancia (aun sin publicar) para verano (Junio a Septiembre) entre 1992 y 2010 mediante modelización espacial por la Dra. Ana Cañadas de Alnilam. Esta estima abarca un área de 25,589 km², que incluye desde el extremo occidental del Estrecho de Gibraltar hasta el Cabo de Palos y aproximadamente hasta unas 20 o 25 millas de costa, dependiendo de la zona. En este área se estima una población de calderones comunes de unos 2.888 individuos (95% IC: 2.565-3.270; CV: 0,12) y una estima de densidad de 0,122 animales/km² (Cañadas, datos sin publicar).

En la gráfica que se presenta a continuación, se puede apreciar el seguimiento que se ha realizado a partir de los modelos de captura recaptura fotográfica de calderón común en el Estrecho de Gibraltar entre 1999 y 2007 por CIRCE (Gauffier 2008).

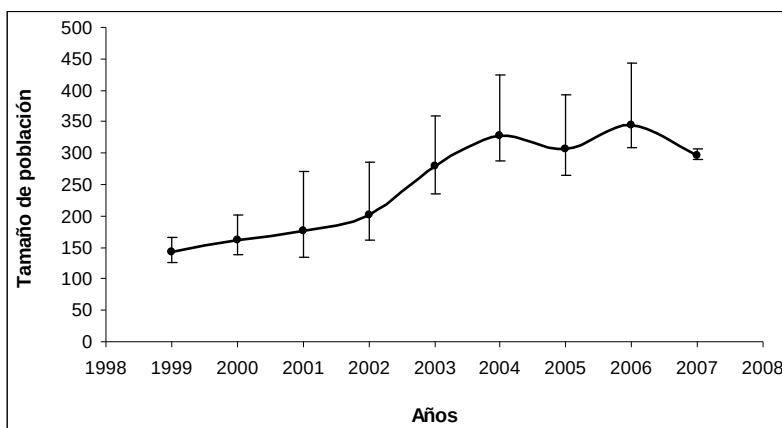


Figura 3.21 Evolución de la abundancia de calderones comunes en el Estrecho de Gibraltar entre 1999 y 2007 (Gauffier 2008).

Actualmente, se están analizando los catálogos de identificación fotográfica que abarcan desde 1992 hasta 2012, con datos de Alnitak, Alnilam, CIRCE y ANSE a través de una financiación de la Fundación Biodiversidad con el proyecto CETIDMED, que dará estimas, y tasas de supervivencia de la especie en ese periodo para las Regiones de Murcia y Andalucía, y que estarán disponibles a lo largo del 2013.



- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Características demográficas de la población (por ejemplo, estructura por tallas, o por edades, proporción de machos y hembras, tasas de fecundidad, tasas de supervivencia/mortalidad).**

Dieta:

La dieta de los calderones comunes se considera basada en calamares, aunque se les ha visto alimentarse en alguna ocasión de peces pelágicos (Relini y Garibaldi 1992; Cañadas *et al.* 2002; Olson y Reilly 2004). Existe una problemática en cuanto a su alimentación, ya que la mayoría de la información que se tiene proviene de estudios de contenidos estomacales. Por un lado, los animales que varan en las costas lo suelen hacer con el estómago vacío, y suelen estar enfermos, lo que no les permitirá cazar sus presas habituales de forma eficiente, y por tanto podría darnos una idea equivocada de su tipo de alimentación, pudiendo no ser fiel reflejo de su dieta en un estado de salud apropiado. Además, los contenidos estomacales nos dan una idea muy estática de las presas consumidas en los últimos días u horas que preceden a la muerte del animal, por lo que sería difícil evaluar posibles cambios en su dieta interestacionales o anuales.

Medidas de relaciones isotópicas de isótopos estables de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) y nitrógeno ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) pueden proporcionar información sobre los flujos de productividad primaria, así como sobre los niveles tróficos de organismos en ecosistemas marinos (Michener y Schell 1994). Estos métodos están basados en el principio de que la composición de isótopos estables de la dieta de un animal vendrá reflejada en sus tejidos (Klem 1935, Ackman y Eaton 1966, Rouvinen y Kiiskinen 1989, Hobson 1990, Wada *et al.* 1991, Iverson *et al.* 1995, Kirsch *et al.* 2000). Por lo tanto, comparado con la información de corto plazo que podrían dar los estudios sobre contenidos estomacales, se podría interpretar el tipo de dieta utilizando este tipo de análisis, que estaría basado en análisis de muestras de tejidos que reflejan la composición de los recursos alimenticios que fueron asimilados en el periodo de días o incluso meses, en función de las tasas de renovación del tejido muestreado (Tieszen 1978, Kirsch *et al.* 2000). Los valores de isótopos estables de carbono suelen variar en función de si estamos en una red trófica bentónica o de aguas costeras o en una red trófica pelágica (Hobson y Welch 1992, Hobson *et al.* 1996 y 1997). Además, en hábitats pelágicos, los isótopos de carbono varían en función de la latitud (i.e. temperatura), siendo más pobres en aguas de latitudes altas frente a aguas de latitudes bajas. Existe poco (i.e. aproximadamente 1‰) o ningún cambio en la abundancia relativa de ^{13}C entre cadenas tróficas, siguiendo los productores primarios a los consumidores primarios (Hobson y Welch 1992). Para el caso del Nitrógeno, existen enriquecimientos significativos en ^{15}N al subir la cadena trófica, un efecto que parece estar en el rango de entre 1,7‰ y 4‰ con valores medios de 3‰ (Michener y Schell 1994, Abund y Smith 1997). Por lo tanto, el análisis combinado de medidas de relaciones isotópicas de carbono y nitrógeno estable de organismos marinos, en conjunto con estudios más convencionales, puede proporcionar información importante en lo referente a relaciones tróficas y ecología



alimenticia, así como en estudios de uso de hábitat. (Hobson y Welch 1992, Hobson *et al.* 1994, Michener y Schell 1994, Kelly 2000, Lawson y Hobson 2000).

En el caso de las tres áreas más cercanas entre sí, Estrecho de Gibraltar, Almería y Murcia, analizadas por de Stephanis *et al.* (2009), no hay diferencias significativas en cuanto al carbono; tan sólo los animales del Estrecho tienen un valor de $\delta^{15}\text{N}$ más bajo. En este caso no se cuenta con los valores de referencia de productores primarios de los ecosistemas, pero parece que los animales de Murcia y Almería muy cercanos en el espacio tienen dietas muy similares y los del Estrecho de Gibraltar se alimentan de presas diferentes. En el caso del nitrógeno, no hay gran variabilidad en las muestras de Almería a lo largo de las tres estaciones muestreadas, lo que unido a la falta de diferencias en el carbono es indicativo de una dieta estable en el tiempo y en el espacio, es decir, parece que, a tenor de los resultados obtenidos, los calderones de Almería forman una población estable y residente durante todo el año, lo que ha sido confirmado también a partir de técnicas de seguimiento remoto e identificación fotográfica.

Algo similar sucede en el Estrecho de Gibraltar, que presenta valores relativamente estables a lo largo de todo el año, excepto en verano. La explicación más probable hasta ahora a tal circunstancia incide en el hecho de una posible migración anual hacia otros sitios en primavera para la reproducción o alimentación. De este modo, durante todo el año los valores de los calderones de Almería y el Estrecho son distintos y en verano, tras la migración, son similares. Estos resultados no se pueden explicar de ningún modo con una migración hacia el Mar de Alborán, y las diferencias entre verano y el resto de estaciones en el Estrecho de Gibraltar, se deben a cambios en la dieta de los animales en verano, ó a un movimiento hacia otros lugares no muestreados.

Dieta en el Estrecho de Gibraltar

En el Estrecho de Gibraltar se dispone de una serie anual completa, de modo que los calderones muestreados en otoño se parecen mucho a los cachalotes, una especie de dieta basada en cefalópodos, y cuyos tejidos están empobrecidos en nitrógeno con respecto a los de los delfines mulares (de dieta mixta de peces y cefalópodos tanto costeros como pelágicos). Se asume por lo tanto que los calderones en otoño tienen una dieta fundamentalmente basada en cefalópodos. Sin embargo, según avanzan las estaciones los calderones están cada vez más empobrecidos en $\delta^{15}\text{N}$, aunque no hay diferencia alguna en sus valores $\delta^{13}\text{C}$. Una explicación plausible es que se produzca un cambio en la disponibilidad de presas y, por tanto, en la dieta de los animales en cada estación. Otra posible explicación es que las presas de los calderones cambien de dieta y por tanto éstos cambien su señal isotópica sin modificar la dieta. En cualquier caso, lo que parece seguro es que no incluyen gran proporción de peces en su alimentación, y si lo hacen serían especies pelágicas como sardinas o escómbridos y no costeras como voraces u otros espáridos muy frecuentes en la zona.



Dieta en Almería y Murcia

Las diferencias entre calderones en Murcia y Almería son semejantes a las diferencias entre delfines mulares muestreados en las dos áreas. En ambos casos, los calderones están ligeramente empobrecidos con respecto a los delfines mulares de dieta mixta. Sin embargo, los valores isotópicos del pez espada también de dieta mixta y ligeramente más empobrecido que los calderones, y los valores $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ de delfines comunes (con dieta basada en pequeños pelágicos y por tanto red costera muy corta), hacen pensar que los calderones en Almería y en Murcia pueden incluir en su dieta especies de peces de carácter relativamente costero además de los moluscos cefalópodos esperados.

Reproducción y tendencias poblacionales

Gauffier (2008) encontró un intervalo de nacimiento viable para crías, es decir crías que sobreviven a su primer año situándolo en torno a los 4,5 años (rango: 2-7 años) para los calderones del Estrecho de Gibraltar. Los otros parámetros demográficos vienen de los estudios en las Islas Feroes con una madurez sexual a los 8 años para las hembras (Desportes *et al.* 1993) y 14 años para los machos (Martin y Rothery 1993). La población del Estrecho de Gibraltar ha tenido un crecimiento poblacional de un 5,5% (95% IC: 2,1-8,9%) anual entre 1999 y 2005 (Verborgh *et al.* 2009). Sin embargo, este crecimiento cambió drásticamente debido a la epidemia de Morbillivirus que ocurrió durante el invierno 2006-2007.

Comportamiento acústico

El repertorio acústico de los calderones se puede dividir en dos tipos de emisiones, como en el resto de los odontocetos. Por un lado, los sonidos utilizados en la ecolocalización, que son una serie de clicks de banda ancha, fácilmente reconocibles al oído. Este tipo de emisión ha sido considerada como una parte fundamental en la biología sensorial de estos animales (Evans 1973). El segundo tipo de emisión, son los silbidos de banda variable. Se ha dicho desde hace tiempo que este tipo de silbido tiene una función social y de comunicación en odontocetos (Evans 1973; Norris 1969). Este tipo de silbido sirve como firma individual en delfines mulares (Caldwell *et al.* 1990) y delfines moteados (*Stenella frontalis*) (Caldwell *et al.* 1973) o como signo de destreza en delfines mulares (Lilly 1963). En estudios muy detallados en orcas (*Orcinus orca*) desarrollados por Ford (1989, 1991), sugieren que los silbidos de estos animales podrían servir para cohesionar los grupos (a través de dialectos específicos de grupos), coordinar actividades, así como intercambiar información sobre el estado anímico de los individuos. Existen, hasta la fecha, varios estudios (Busnel y Dziedzic 1966, Taruski 1979, Weilegart y Whitehead 1990, Rendell 1995, Rendell y Gordon 1999, Rendell *et al.* 1999) sobre este tipo de emisiones en calderones comunes que describen contornos de silbidos, variables entre zonas, pero persistentes en el seno de los distintos grupos. Delmas y Gannier (2005) encontraron un repertorio acústico incluyendo silbidos con frecuencias en un rango de 730 Hz a 16kHz con la mayoría de



las señales entre 2 y 14 kHz. Estas frecuencias son muy parecidas a las encontradas por Evans y Nice (1996) con un rango de entre 0,5 a 8 kHz para los silbidos, concentrándose las frecuencias dominantes entre 1,6 y 6,7 kHz. Los clics emitidos por los calderones en este estudio tenían un rango de 0,1 a 18 kHz. Taruski (1976, 1979) describió el contorno de 30 silbidos diferentes y los agrupó en 7 tipos distintos de silbidos en función de su complejidad.

Taruski (1976, 1979), así como Weilgart y Whitehead (1990) han puesto de manifiesto que existen relaciones entre el tipo de emisiones, y el tipo de comportamiento, y es muy probable que tengan el mismo uso en el calderón que en el resto de especies mencionadas anteriormente. Existe una relación directa entre las emisiones del tipo “simple”, sin armónicos y repeticiones de los silbidos y los comportamientos de descanso en superficie, y los silbidos complejos, con varios armónicos, presencia de clicks y varias repeticiones, y los comportamientos del tipo alimenticio y de socialización (Weilgart y Whitehead 1990), así como de “pánico” o “alarma”, cuando balleneros cazan estos animales (Taruski 1976). En este sentido, McLeod (1982) observó un incremento en la complejidad de los silbidos en calderón común ante la emisión de silbidos de orcas. Es por tanto vital analizar posibles interacciones debidas a la contaminación acústica en zonas de presencia de cetáceos y de mucho tráfico marítimo, como es el caso del Estrecho de Gibraltar.

- Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Estructura genética de la población:

La estructura de población de calderones comunes en el Atlántico norte fue estudiado por Fullard *et al.* (2000). Estos autores encontraron una estructura con una población situada al oeste de Groenlandia diferente de los individuos muestreados entre el Cabo Cod en la costa este de EE.UU. y las Islas Feroes y Reino Unido El patrón de diferencia genética sería debido a una diferencia entre las temperaturas de superficie del mar de las diferentes zonas, más que por un aislamiento por distancia geográfica.

Otro estudio de Verborgh *et al.* (2010) estudió la estructura poblacional genética de calderones comunes entre Irlanda e Italia. Se encontraron diferencias significativas de distancias genéticas (F_{ST}) entre una población en el Atlántico (Irlanda, Atlántico Francés, Galicia y Portugal) y la población del Mar Mediterráneo (Alborán, Murcia, Mediterráneo Francés e Italia). Los individuos muestreados en el País Vasco en el Golfo de Vizcaya formaron una población única siendo significativamente diferente de los individuos de todas las otras áreas muestreadas con la excepción de Portugal. De la misma manera, los individuos del Estrecho de Gibraltar también forman una población única. Sin embargo, como se puede en las figuras siguientes, muchos individuos del Estrecho de Gibraltar son genéticamente parecidos a los individuos de la población Mediterránea, demostrando los intercambios genéticos entre las dos poblaciones.

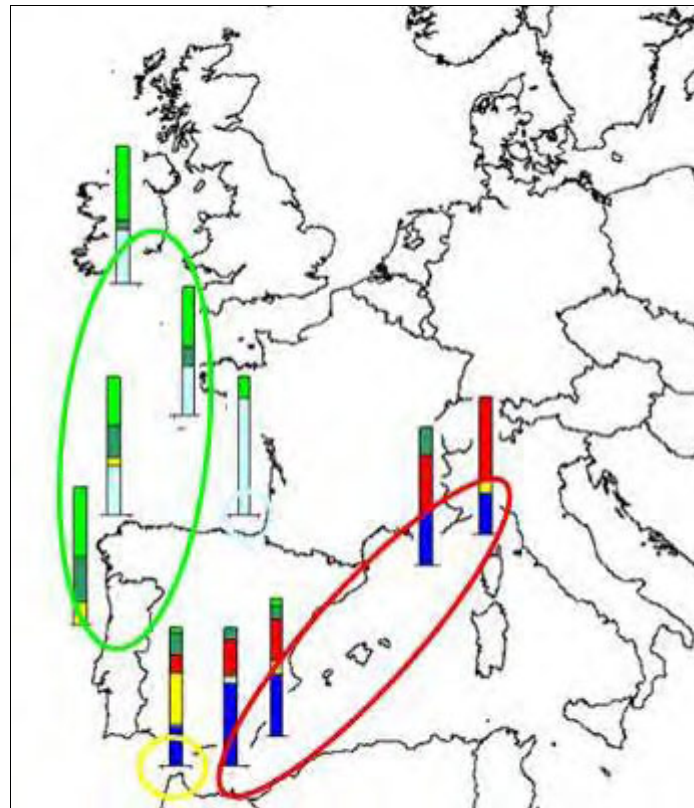


Figura 3.22: Mapa de las frecuencias de las poblaciones originales para cada área muestreada

La diversidad genética es más baja en el Mediterráneo ($H_o=0.47$) que en el Atlántico ($H_o=0.76$). Los individuos del Estrecho de Gibraltar tienen un valor intermedio ($H_o=0.58$) que los confiere una importancia especial porque podrían jugar un papel como fuente potencial de mayor diversidad genética para la población del Mediterráneo.

b) Análisis de los principales impactos y presiones que afectan al estado ambiental de la especie en la demarcación marina:

Interacciones con pesquerías BAJO

Las capturas incidentales de cetáceos en pesquerías es una problemática mundial. La mayoría de esas capturas no se conocen porque la información no está registrada en muchos países. Las capturas incidentales de calderones comunes que han tenido lugar en los últimos años se han producido, la gran mayoría en la pesca de arrastre de caballa y calamar en la costa este de EE.UU. y en las redes de deriva en la pesca de pez espada, tanto en aguas de EE.UU. y como del Mar Mediterráneo.

En Estados Unidos, las enmiendas a la Ley de Protección de los Mamíferos Marinos en 1994 introdujeron un proceso en el que se establecieron límites de extracción anual permisibles para cada stock de mamífero marino, basado en el nivel de "Extracción



Biológica Potencial” (EBP, del inglés: Potential Biological Removal o PBR) es decir, el número límite de muertes anuales provocadas por actividades humanas, más allá del cual la población estaría en peligro, y en el que las actividades de pesca están sujetas a monitoreo y regulación para asegurar que estos límites no son excedidos (Wade 1998). Establecieron también la necesidad de reducir el nivel de mortalidad incidental y de heridas graves a niveles insignificantes cercanos a cero. Esta regulación estableció que este límite no podría superar el 10% de la EBP. Este enfoque ha mejorado substancialmente la gestión de la pesca en Estados Unidos en cuanto a la mitigación de la captura incidental de cetáceos se refiere – a través del bloqueo de redes de enmalle en algunas áreas costeras y el uso obligatorio de disuasivos acústicos (‘pingers’) en otras.

Varios estudios han demostrado que el número de calderones capturados en las diferentes artes de pesca en la costa este de EE.UU. varía mucho de un año a otro pero que en general está por encima del 10% de la EBP (NOAA 2010). En los palangreros pelágicos en el Atlántico Noroeste entre 1992 y 1997, se estimó que podrían morir cada año entre 15 y 200 calderones (Johnson *et al.* 1999, Yeung 1999). Fairfield y Garrison (2008) estimaron que ocurrieron 267 (95% IC: 151-473) interacciones en 2006 con esa misma pesquería de atunes y peces espadas, que usaban caballas y calamares como cebo. Rossman (2010) describió una mortalidad anual de 72 calderones entre 2000 y 2005 en los arrastreros de fondo en la costa noreste de EE.UU. Este nivel de mortalidad corresponde al 29% de la EBP calculada para este área. En el periodo de 2004 a 2008, la mortalidad anual causada por diversas pesquerías fue de 176 calderones (NOAA 2010). De este número la mayor parte de la mortalidad es debida a capturas incidentales en los palangreros pelágicos, arrastreros de superficie y pesquerías de fondo. Las capturas incidentales son más probables en áreas de mayor densidad de calderones donde estos tipos de pesca suelen faenar (Northridge 1991). La estructura social de los calderones juega también un papel importante, sobretodo cuando esta especie se alimenta en grupo en las profundidades donde se utilizan estas artes de pesca (Waring *et al.* 1990).

Por el lado Europeo, las capturas incidentales no son registradas de manera tan regular como en EE.UU. sin embargo se tiene constancia de la misma problemática y con las mismas artes de pesca. Entre 1971 y 1981, se registraron capturas incidentales de calderones comunes en los arrastreros de fondo y de superficie en la costa francesa atlántica (Duguy y Hussenot 1982), en la costa sur de Inglaterra (Northridge 1991) y Couperus (1997) registró que los calderones comunes formaron un 12% de las capturas incidentales en la pesca pelágica Holandesa entre 1989 y 1994 al suroeste de Irlanda.

En el Mediterráneo, se estimó que 132 calderones comunes fueron capturados incidentalmente por toda la flota pesquera de redes de deriva en el mar Tirreno y de Sardo en Italia en 1990-1991 (Di Natale 1995). Ese tipo de arte fue responsable de la muerte de 10 calderones comunes en el mar de Liguria en 1988, aunque este número esta probablemente subestimado debido a que muchas de las capturas incidentales no



son declaradas, los animales se hunden o son hundidos a propósito por los pesqueros para evitar problemas administrativos (Notarbartolo di Sciara 1990). Los cerqueros que pescan atunes también han capturados de manera ocasional calderones comunes en sus redes (Di Natale 1990). Un estudio alrededor del archipiélago de Pontino Campano, en el sur del mar Tirreno, observó que los calderones se aprovechan de la pesquería del calamar, alimentándose de los calamares atraídos por la luz artificial que utilizan para atraerlos a la superficie (Mussi *et al.* 1998).

David *et al.* (2006) en un estudio sobre las capturas incidentales de cetáceos en pesquerías de redes de deriva de atunes y peces espada francesas, mostraron que calderones comunes fueron capturados en el sur de Francia, en el Mediterráneo. La población de calderón común en esta zona es poca numerosa y su estado de conservación desconocido así que esas pocas capturas podrían tener un impacto importante sobre esta población.

También en aguas mediterráneas, la flota de pesca marroquí con redes de deriva captura, en su mayoría, delfines listados y comunes aunque los calderones comunes también forman parte de estas capturas incidentales (Tudela 2004, Tudela *et al.* 2005). Un informe de Oceana (Cornax *et al.* 2006) describe que se calculó en 1994 que del total de las capturas efectuadas por la flota de deriva española que operaba en el Estrecho de Gibraltar únicamente un 7% se correspondía con la especie objetivo (pez espada), siendo el 93% restante capturas incidentales entre las que se contaban cetáceos, tortugas y elasmobranquios.

Existen muy pocos datos sobre capturas incidentales de cetáceos en aguas españolas. La flota de palangre de superficie española que opera en el Mediterráneo atrapa entre 12 y 32 cetáceos al año, en su mayoría delfines comunes, delfines listados y calderones comunes. Con una estima de tasa de mortalidad del 10%, entre 1 y 3 cetáceos perecerán cada año en este arte de pesca (University of Barcelona 1995).

Para saber cuál sería el nivel de amenaza en la zona más importante para calderones comunes en el Mediterráneo español, hemos aplicado la ecuación de Extracción Biológica Potencial (EBP) que se calcula de la siguiente manera:

$$EBP = 0,5 * r_{max} * N_{min} * FR$$

Donde r_{max} = rendimiento máximo, N_{min} = estima mínima de la población, y FR = factor de recuperación. $FR = 1$ la población se recupera sin problema $FR = 0$ la población se resiente gravemente, se pierde muchos individuos por debajo de $K/2$ (K = capacidad de carga).

Si aplicamos esta ecuación a la estima mínima de población de calderones comunes en el Mar de Alborán presentada anteriormente y los valores propuestos por Wade (1998) y Wade y Angliss (1997) para cetáceos ($r_{max} = 0,04$ y $FR = 0,5$) tendríamos una $EBP = 0,5 * 0,04 * 2565 * 0,5 = 25,65$ es decir que, si más de 26 individuos mueren cada año en las capturas incidentales o por otras razones no naturales, la población empezaría a disminuir debido a causas no naturales. Si aplicamos la medida de nivel de mortalidad incidental cerca de cero (10% de la EBP) tendríamos un valor máximo de



2,6 individuos, es decir entre 2 y 3 individuos que podrían ser capturados al año. Hasta la fecha hay muy pocas referencias de mortalidad de calderones en artes de pesca española. Sin embargo, como se ha descrito, la población de calderones comunes que se encuentra en el Estrecho de Gibraltar, el Norte del Mar de Alborán y Murcia, es decir aguas españolas, utilizan también la zona sur del Mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar, en aguas marroquíes y argelinas, donde hoy en día sigue la pesca con redes de deriva (Cornax y Pardo 2009). No se conoce el impacto total de estas interacciones pero podrían rápidamente llegar al EBP calculado para esta zona.

Existen otros tipos de interacciones, esta vez con embarcaciones de pesqueros deportivos, los cuales se han visto en varias ocasiones pasando por encima de grupos de calderones comunes en el Estrecho de Gibraltar dejando sus largas líneas de curricán detrás de su barco, sin bajar su velocidad o cambiar de rumbo para evitar el grupo de cetáceos como lo estipula el Real Decreto 1727/2007. Se han observado varios individuos de calderones del Estrecho con anzuelos enganchados en sus costados así como heridas claramente debidas a cortes de líneas y anzuelos de pesca (ver figura siguiente. CIRCE datos no publicados).



Figura 3.23: Calderón común del Estrecho de Gibraltar (individuo GM_GIB_060) con un corte limpio debido a una línea de pesca en la base posterior de su aleta dorsal.

Interacciones con embarcaciones MEDIO

Colisión con embarcaciones MEDIO

De manera general, se tiene poca constancia de problemas de colisiones entre pequeños cetáceos y embarcaciones. Pesante *et al.* (2002) hicieron una revisión de todos los datos de varamientos de cetáceos en las costas de Italia (1986-1999) y Francia (1972-2000) sobre problemas de colisiones entre cetáceos y embarcaciones. De los 87 individuos varados, tan solo uno murió por causa de colisión. Ritter (2009) en su estudio sobre colisiones entre veleros y cetáceos encontró solo un caso de colisión con un calderón con un trimarán que iba a más de 15 nudos. Como descrito en este documento, los calderones suelen vivir en aguas profundas lo que conlleva una distribución generalmente lejos de costa donde no habría tanto tráfico marítimo. Sin embargo, en el caso del Estrecho de Gibraltar y del mar de Alborán, la distribución de los calderones coincide con el paso de los cargueros que entran y salen del

Mediterráneo como con los ferries que cruzan en un eje norte-sur (de Stephanis *et al.* 2005).

De Stephanis y Urquiola (2006) describieron una colisión entre un calderón y una embarcación en el Estrecho de Gibraltar. Desde entonces se ha observado un total de 6 individuos vivos con marcas claras de colisión con embarcaciones. Como se puede observar en la figura siguiente, los calderones comunes parecen ser muy resistentes a cortes importantes y sobrevivir a graves heridas como el caso del individuo GM_GIB_125 el cual ha sufrido un grave herida, la cual empezó con un corte limpio delante de la dorsal en verano 2008. Esta parte se curó bastante bien hasta el verano de 2011 cuando sufrió un segundo corte limpio por la misma zona. Uno de los problemas identificados en el Estrecho es también el incremento de motos de aguas pasando a gran velocidad por encima de la zona de distribución de los calderones (Verborgh pers. obs.).



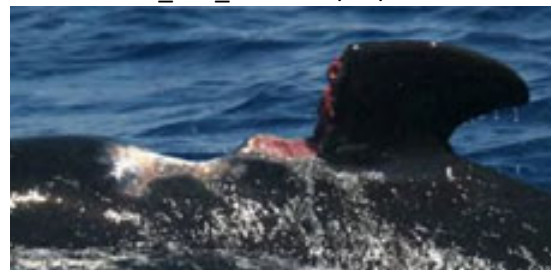
GM_GIB_125 el 17/06/2008



GM_GIB_125 el 06/09/2008



GM_GIB_125 el 03/07/2009



GM_GIB_125 el 05/09/2011

Figura 3.24: Fotos tomadas en el Estrecho de Gibraltar del individuo GM_GIB_125 con heridas debidas a colisiones con embarcaciones.

Efecto del avistamiento recreativo de cetáceos MEDIO

La actividad de observación/avistamiento de cetáceos 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 concienciación de la población sobre los mamíferos marinos y los problemas ambientales a los que se enfrentan (Tilt 1986, Duffus y Deardon de 1993, Lien 2001).

En la actualidad, la observación de cetáceos en su medio natural constituye una actividad turística, económica, científica y recreativa de excepcional importancia, a través de la cual se puede desempeñar una importante labor de investigación y de educación ambiental e incluso de conservación, siempre cuando se realice 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 52.3 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre (Ley 42/2007)*. Pero hasta la fecha, no se han realizado actividades de control de la actividad. 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 CEA (Catálogo Español de Especies Amenazadas) o en los anexos de la Ley 42/2007 y RD 1727/2007, estará sujeta a la autorización previa, que otorgará el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Por otro lado, 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 (p. ej. Watkins *et al.* 1981, Jahoda *et al.* 2003). Además, el transporte marítimo puede llegar a producir efectos adversos sobre las poblaciones y su hábitat, tanto por colisión con individuos, especialmente las embarcaciones rápidas o las dedicadas al turismo de observación de cetáceos, como por afectar a su comunicación y dañar su sistema auditivo.

El efecto del avistamiento de cetáceos descontrolado, una actividad en pleno desarrollo en España, puede causar un estrés acústico grave y cambios de comportamiento, lo que puede tener efectos negativos impredecibles a nivel de la población (Airoidi *et al.* 1999, Jahoda *et al.* 2003, IWC 2007b).

Es 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: desde los 400 visitantes en el año 1998 hasta los 26.228 en 2007 (Martín y Urquiola 2000; Urquiola y de Stephanis 2000; Carbó Penche *et al.* 2006).



En el Estrecho de Gibraltar durante 42 embarques en verano 2007 se pudieron analizar 162 maniobras y conductas de aproximación y de estancia de las embarcaciones de avistamiento de cetáceos, de las cuales el 47% fueron incorrectas, destacando con mayor frecuencia la interposición de las embarcaciones cortando el rumbo de los animales (18%), seguido por maniobras de acercamiento por detrás (9%), o aproximaciones bruscas (8%) y por maniobras de alejamiento brusco (5%) (Salazar Sierra *et al.* 2008).

Los calderones comunes del estrecho de Gibraltar son una de las especies principales del avistamiento de cetáceos de la zona (Carbo Penche 2006, Elejabeitia *et al.* in press). Los estudios realizados hasta la fecha sobre efectos del avistamiento de cetáceos en calderones comunes demuestran un efecto muy bajo en el Estrecho de Gibraltar, aunque en algunas ocasiones pueden tener un efecto a corto plazo, produciendo la evasión del grupo observado (Andreu *et al.* 2009). Los estudios de CIRCE han demostrado que la población de calderones del Estrecho de Gibraltar ha aumentado durante los últimos años al mismo tiempo que ha aumentado el número de embarcaciones de avistamiento (Verborgh *et al.* 2009). Sin embargo, es importante que esta actividad sea controlada y que siga el Real Decreto 1727/2007 para evitar que la población sufra un estrés adicional al intenso tráfico marítimo que pasa por encima de su área de distribución en el Estrecho de Gibraltar y evitar cualquier tipo de riesgo de colisión. Recientemente, se están observando cada año más pesqueros deportivos en la zona que se acercan a la población residente del Estrecho sin respetar las normas del Real Decreto 1727/2007 (Verborgh, pers. obs.).

Contaminación MEDIO

Uno de los objetivos específicos de la Ley 41/2010, según su artículo 1.3 es *“Prevenir y reducir los vertidos al medio marino, con miras a eliminar progresivamente la contaminación del medio marino”,* y según el artículo 4.1.f. *“se mantendrá como objetivo la minimización de la contaminación del medio marino, entendiendo como contaminación toda introducción directa o indirecta en el medio marino de sustancias o energías como consecuencia de la actividad humana, incluidas las fuentes sonoras submarinas, que provoquen o puedan provocar efectos nocivos”.*

Efecto de la contaminación química MEDIO

- **Contaminantes orgánicos**

Organoclorados (OCs) 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, por lo que se acumulan en los depósitos de grasa de los mamíferos marinos a lo largo de la cadena alimenticia (Borrell 1993). También se ha demostrado que los polibromodifenil éteres (PBDE) están 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).



El medio marino es particularmente vulnerable a los componentes órgano-halogenados ya que éste actúa como el receptáculo final y consecuentemente el medio marino contiene la mayor proporción de estos componentes (Tanabe *et al.* 1988).

Los calderones comunes del Mediterráneo tienen niveles de contaminación por OCs entre 5 y 10 veces más altos que los calderones del Atlántico norte (Praca *et al.* 2011, Dam y Bloch 2000, Law *et al.* 1996). Niveles altos de estos contaminantes se encontraron en otras especies del Mediterráneo como son los calderones grises (Corsolini *et al.* 1995, Marsili y Focardi 1996) y los delfines listados (Aguilar y Borrell 2005, Borrell *et al.* 2006, Borrell y Aguilar 2007). Estos resultados se explican por el alto nivel que estas especies ocupan en la cadena trófica y la alta contaminación del mar Mediterráneo (Gómez-Gutiérrez *et al.*, 2007, UNEP 2002). Estas concentraciones se encuentran por encima de un umbral a partir de cual los OCs podrían tener un efecto toxicológico en el sistema inmune y de reproducción de estos animales (Jepson *et al.* 2005, Kannan *et al.* 2000).

- Metales pesados

La acumulación de metales pesados como el cadmio y el mercurio se han encontrados en los calderones cazados en las Islas Feroe (Caurant y Amiard-Triquet 1995, Caurant *et al.* 1996). Como depredador apical, los calderones son los receptores de la acumulación de esos metales pesados a través de la cadena trófica (Bustamante *et al.* 1998). Los calderones comunes parecen ser excepcionalmente tolerante a niveles altos de esos metales, ya que ningún estudio ha podido desvelar un problema serio de toxicidad en esta especie (Caurant y Amiard-Triquet 1995).

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

- 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 ITOPF (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.



- 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). La UNEP (Programa de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente) 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. Simmonds concluye que las especies que más frecuentemente se ven afectadas por este tipo de amenaza son los zifios y los cachalotes. Ambas especies se alimentan preferentemente de cefalópodos, presas que debido a su fisionomía y densidad pueden confundirse en ocasiones con ciertos tipos de plásticos. Así mismo parece ser que los zifios, debido a su particular forma de alimentación mediante succión, se ven especialmente afectados. Existen varios casos de varamientos de diferentes especies de zifios con presencia de plásticos en sus sistemas digestivos (Poncelet *et al.* 2000, Santos *et al.* 2001, 2007, Fernández *et al.* 2009, MacLeod 2009, Kovacic *et al.* 2009). Según los datos disponibles en el noroeste de Europa se cree que más del 75% de los varamientos de zifios varados contienen plásticos en sus sistemas digestivos y que en un 25%, los plásticos serían la causa principal de la muerte. Se cree que algunos tipos de plásticos son confundidos con sus presas predilectas e ingeridos de manera accidental. 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 Almería debido a la gran cantidad de plásticos que se usan cada año en los invernaderos.

Existen pocos datos sobre la ingestión de plásticos por calderones comunes, sin embargo es un problema reconocido en otras especies que tienen una dieta similar y que suelen ocupar hábitats similares, como por ejemplo los cachalotes, zifios y calderones grises. En la costa Atlántica francesa, hay 3 registros publicados de calderones comunes con ingestión de plásticos que podrían haber participado en la causa de la muerte del animal (Poncelet *et al.* 2000).

Efecto de la contaminación acústica ALTO

El hombre realiza muchas actividades que producen ruido bajo el agua en el medio marino, algunas intencionadamente como la exploración geofísica o las maniobras militares y otras colateralmente, como el tráfico marítimo comercial o la pesca. Los diferentes tipos de ruido producen dos tipos de contaminantes acústicos, unos de alta intensidad e impacto agudo como la exploración geofísica marina y otros de baja o moderada intensidad pero crónico, como el tráfico marítimo (Hildebrand 2005), los



cuales pueden tener un efecto sobre el ecosistema marino local o contribuir al ruido ambiente en una zona muy extensa (Curtis *et al.* 1999; Andrew *et al.* 2002; McDonald *et al.* 2006, 2008; Castellote *et al.* 2010). 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 de superpetróleos, 5) las explosiones de prueba de resistencia de buques militares, 6) el sonar táctico de baja frecuencia militar y 7) el resto de buques comerciales.

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 la 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), la disminución de la disponibilidad de las presas o aumento de la vulnerabilidad frente a ciertos peligros (Richardson *et al.* 1995). Pero la manera en la que el ruido generado por actividades humanas está afectando a las poblaciones de mamíferos marinos sigue siendo desconocida (NRC 2005). 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, pero en el medio marino ninguna de estas tareas son fáciles (Tyack *et al.* 2004).

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 1.000 Hz por encima de los 100 dB (Ross 2005, Castellote 2009). De las diferentes fuentes de ruido existentes en la cuenca mediterránea, el tráfico marítimo comercial y la exploración geofísica son las dos primeras en orden de importancia (Abdulla y Linden 2008). 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). Además, de las áreas del mar Mediterráneo, la del estrecho de Gibraltar es la de mayores niveles de ruido ambiente con un valor medio de 112,5 dB re 1 μ Pa, coincidiendo con niveles extremos de tráfico marítimo (Castellote 2009, Castellote *et al.* 2010).

Los odontocetos, o cetáceos con dientes (delfines, calderones, cachalotes, zifios, etc.), emiten a frecuencias medias y altas, por lo que se han considerado tradicionalmente libres del impacto acústico de las prospecciones sísmicas. Sin embargo, hay dos razones que indican que los odontocetos también pueden ser objeto de impacto de los



sonidos sísmicos: i) se ha demostrado que los pulsos sísmicos, transmitidos cerca de la superficie, contienen energía en frecuencias que coinciden con los rangos de emisión de muchas especies de odontocetos (Goold y Fish, 1998; McCauley *et al.*, 2000; Madsen *et al.*, 2006); ii) es posible que un sonido de muy alta intensidad sea perjudicial, aunque no coincida con las frecuencias de las vocalizaciones de la especie.

Los calderones (*Globicephala melas*) cesaron completamente sus vocalizaciones con tasas de avistamiento mucho menores durante la prueba oceanográfica “Heard Island Feasibility Test/HIFT” 1991 en el Océano Austral (Bowles *et al.* 1994). Vocalizaron significativamente más durante e inmediatamente después de las transmisiones de sonares militares con frecuencias medias en torno a 4-5 kHz en el Mar Mediterráneo (Rendell y Gordon 1999).

Es destacable que, además de los varamientos de zifios, se han registrado en los últimos años mortandades y claros cambios de comportamiento, simultáneas a ejercicios navales, involucrando a otras especies de cetáceos. Un único caso reciente de varamientos vivos de dos cachalotes enanos (*Kogia simus*), calderones tropicales (*Globicephala macrorhynchus*) y un rorcual aliblanco (*Balaenoptera acutorostrata*) en Carolina del Norte (2005) fue descrito como un "evento de mortalidad inusual". Una posterior investigación del caso no pudo ni establecer ni descartar una correlación entre las ejercicios militares en alta mar y el incidente de varamiento (Hohn *et al.* 2006).

Investigación BAJO

Dentro del RD 1727/2007 (ver 1.2.3.2), 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.

El CAPÍTULO I (artículos 52 a 58) de la Ley 42/2007 regula la Conservación in situ de la biodiversidad autóctona silvestre. Su artículo 52.3 establece *la prohibición de dar muerte, dañar, molestar o inquietar intencionadamente a los* [calderones comunes]. Sin embargo, el artículo 58 de la misma ley, 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 [...], precisando que tal autorización administrativa deberá ser pública, motivada y especificar ciertas características de la acción a desarrollar y que las Comunidades autónomas comunicarán al Ministerio de Medio Ambiente las autorizaciones acordadas.

Asimismo, el artículo 3.4 de la Ley 41/2010, estipula que cualquier actividad que suponga el manejo de especies marinas de competencia estatal incluidas en el CEA o en los anexos de la Ley 42/2007 y RD 1727/2007, estará sujeta a la autorización previa, que otorgará el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.



Los estudios son necesarios para determinar posibles impactos tanto intrínsecos como extrínsecos. 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) con delfines comunes). Asimismo, Giménez y coautores (2011) demostraron que las heridas causadas por biopsias se cicatrizan rápidamente y no suponen un peligro para el animal. Gracias al muestreo por biopsia y el despliegue de marcas satélite se han podido averiguar 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), niveles de contaminantes (p. ej. Fossi *et al.* 2010) y movimientos migratorios de ballenas (p. ej. Mate 2010, Andrews *et al.* 2008). Por esas razones ambas técnicas ha sido recomendadas por la Comisión Ballenera Internacional para el estudio de los cetáceos (IWC 1991, 2009b).

Los impactos causados por investigaciones que no tienen el calderón común como primer objetivo (campañas sísmicas,...) se contemplan en otros apartados.

Depredación y Mortalidad Natural ALTA

Calderones comunes no tienen depredadores importantes en el Mediterráneo, sin embargo las orcas son conocidas por atacar y comer mamíferos marinos, de los cuales se incluye a los calderones comunes (Weller 2008). En el Estrecho de Gibraltar, se han observado interacciones entre calderones comunes y orcas pero siempre han sido con los calderones echando a las orcas de su territorio. Este comportamiento podría ser defensivo frente a posibles ataques por parte de las orcas.

Los calderones comunes son también conocidos por sus varamientos masivos en varios lugares del mundo. Sin embargo, hasta ahora no se tiene registro de estos tipos de varamientos en el Mediterráneo para esta especie. Las razones de estos varamientos son actualmente desconocidos. Debido a la poca densidad de esta especie presente en el este de la Península Ibérica, un varamiento masivo podría tener un impacto muy importante para la población.

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.* 2000), aunque esta conclusión es objeto de debate (O'Shea 2000a, 2000b, Ross *et al.* 2000). La endogamia también puede desempeñar un papel en la muerte de algunos delfines listados infectados (Valsecchi *et al.* 2004). Las infecciones por morbillivirus se diagnosticaron en otros mamíferos marinos del Atlántico, pero causó baja mortalidad en la mayoría de los casos (Kennedy 2001).



En invierno 2006-2007 una epidemia de Morbillivirus afectó a la población de calderones del Estrecho de Gibraltar y luego se extendió hasta las Islas Baleares en abril 2007, donde se tiene el último registro de varamiento debido al Morbillivirus (Fernández *et al.* 2008). Esta epidemia causó la muerte de 51 calderones en el Estrecho e hizo disminuir un 21,2% su población, entre 2006 y 2007 (Gauffier 2008). La epizootia de Morbillivirus a la que fue sometida la población de calderones del Mediterráneo en 2006-2007 fue modelada como una catástrofe en VORTEX con los siguientes parámetros: la frecuencia de la epidemia fue escogida como 6,25%, es decir $100/16=6.25$ que corresponde al intervalo de ocurrencia de la epizootia entre 1990-91 y 2006-07 en el mar Mediterráneo para delfines listados. Dicho intervalo se ha escogido debido a la similitud de los parámetros de historia natural de los listados y calderones comunes, y debido a la coincidencia en el tiempo de las dos plagas durante el invierno 2006-2007 y verano 2007 (ver Gauffier 2008). La reducción de la tasa de supervivencia (1-tasa de mortalidad) en años catastróficos fue asumida como 21,2% y la reducción de la proporción de hembras que crían se asumió que era nula ya que muchos nacimientos fueron observados en el verano de 2007.

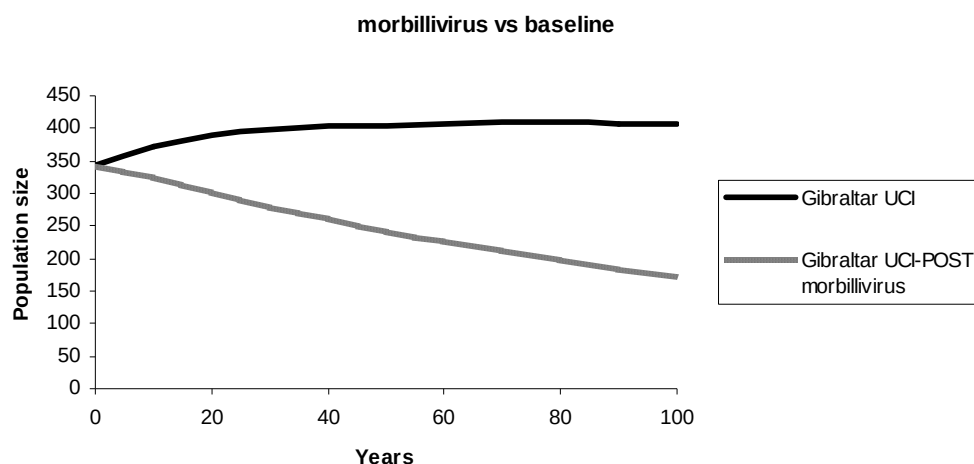


Figura 3.25: Predicción del tamaño medio de la población estimado para 100 años antes y después de la epizootia de Morbillivirus

Comparando los escenarios “Gibraltar UCI” y “POST Morbillivirus” se muestra un descenso de la tendencia del tamaño medio de la población de **345 a 175 animales en 100 años (5 generaciones), es decir, una reducción de 51%.**

Steele *et al.* (2009) investigaron la presencia de patógenos respiratorios en los calderones comunes del Estrecho de Gibraltar y encontraron bacterias en las 20 muestras de soplidos: *Mycobacteria* (40 %); *Streptococcus equi* (35 %); *Staphylococcus aureus* (30 %); *Streptococcus phocae* (25 %); *b-haemolytic streptococci* (15 %); *Streptococci spp.* (15 %) y *Brucella spp.* (5 %). También en algunos se encontraron evidencia de *Haemophilus influenza*; *Cryptococcus neoformans* y *Mycoplasma spp.* Se requiere un estudio avanzado del riesgo potencial para la salud humana, debido a que



algunos de estos patógenos, al ser zoonóticos, se podrían transmitir de un cetáceo al humano, o vice-versa, sobre todo para *Mycobacteria* y *b-haemolytic streptococci*.

Cambio climático y del ecosistema ALTO

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 el medio marino y al ecosistema en el cual se incluyen los cetáceos (Würsig *et al.* 2002). Una prueba de esta relación directa y su efecto sobre los calderones comunes del Atlántico norte ha sido publicado por Hátún *et al.* (2009) en su artículo sobre los cambios bio-geográficos a gran escala en el Atlántico noreste. En este artículo demuestran como la distribución de calderones comunes ha seguido en los últimos 300 años los cambios del giro subpolar, el cual tiene un impacto sobre la producción primaria y toda la cadena trófica hasta los calderones comunes.

En el Atlántico Norte, los calderones comunes están distribuidos de una forma general (Nelson y Lien 1996). Sin embargo, existe una aparente falta de información al sur de Groenlandia, debido posiblemente a un esfuerzo de búsqueda bajo en la región (ICES 1996). A una escala menor, la distribución de calderones comunes varía en función de los años (ICES 1996), debido probablemente a que sus movimientos están correlacionados (Sergeant y Fisher 1957; Sergeant 1962; Mercer 1975) con los de sus presas preferidas, los calamares (Desportes y Mouritsen 1993; Gannon *et al.* 1997). Cambios estacionales en su distribución espacial también han sido observados, los calderones comunes moviéndose a zonas de pendiente y plataforma durante los meses de verano, y moviéndose a zonas de aguas profundas durante el invierno (Sergeant y Fisher 1957; Sergeant 1962; Mercer 1975; Payne y Heinemann 1993). Este tipo de movimientos es bastante pronunciado en la costa oeste de Groenlandia, probablemente en respuesta a cambios de temperatura superficiales (Sergeant y Fisher 1957). La influencia de la temperatura en la segregación del género *Globicephala*, tiene amplios precedentes. Para el caso del calderón común de aleta larga, existen variaciones en las series históricas de capturas en las Islas Feroe, y parece que estén correlacionadas con series históricas de temperaturas del aire, sin embargo, estas relaciones cambiaron cerca de los años 1920s (Hoydal y Lastein 1993). La distribución de calderones comunes en el cañón submarino escocés también parece relacionada con cambios en temperatura superficial (Gowans y Whitehead 1995). En dos poblaciones de calderones de aleta corta de las costas pacíficas de Japón estudios genéticos, morfométricos y de parámetros de historia natural (Wada 1988) identifican una forma de calderón del norte que se desplazan en aguas de entre 12-24°C, entre corrientes de agua frías y calientes, y una forma de tipo sur, que se encuentran al sur de las corrientes calientes, en aguas de 18°C (Kasuya *et al.* 1988).



Los calderones comunes suelen ser observados en asociación con sus presas (Sergeant y Fisher 1957; Sergeant 1962; Mercer 1975; Bloch *et al.* 1990; Hoydal y Lastein 1993; Payne y Heinemann 1993). La sensibilidad térmica de las presas podría afectar su distribución y desarrollo, y por tanto podría afectar a la distribución de los calderones (e.g. Wigley y Serchuk 1992; Boletzky 1994; Roberts y Sauer 1994; Pierce *et al.* 1998; Brodziak y Hendrickson 1999). Otro estudio que demuestra que la distribución de calderones comunes podría estar afectada por aguas superficiales reside en el estudio realizado por Fullard *et al.* (2000), que demostró que las variaciones genéticas de las poblaciones de calderones comunes del Atlántico norte no estarían relacionadas exclusivamente con modelos de aislamiento por distancia, y por tanto sugiere que la diferenciación genética de la población ocurre entre áreas del océano que difieren en cuanto a temperatura superficial, como en el caso de las dos poblaciones de calderón tropical o de aleta corta identificadas en el Pacífico (Kasuya *et al.* 1988). Otro tipo de mecanismo que podría explicar esta clase de segregaciones podría ser comportamentales, como ocurre en el caso de ballenas jorobadas (*Megaptera novaengliae*) (Palumbi y Baker 1994) y de belugas (*Delphinapterus leucas*) (O’Corry-Crowe *et al.* 1997; Brown-Gladden *et al.* 1999), que tienen segregaciones espaciales debido a filopatría maternal.

c) Pasos necesarios para el futuro para obtener mayor precisión en la Evaluación del estado inicial:

Actualmente esta población está estudiada en profundidad, por lo que es importante seguir con estos estudios a largo plazo para detectar tendencias poblacionales. Para ello, es importante continuar con:

- Estimar abundancia de la especie en la Demarcación.
- Estimar las tasas de crecimiento poblacional de la especie en la Demarcación.
- Estimar causas de muerte de la especie en la Demarcación.
- Estimar la dieta de la especie en la Demarcación.
- Identificar núcleos de calderones comunes en la Demarcación Levantino-Balear a través de seguimiento satélite.

8- Orca (*Orcinus orca*):

Como se ha comentado en la Introducción de este documento, la orca del Golfo de Cádiz se tomará también como indicador de esta Demarcación, debido a su presencia en aguas del Estrecho de Gibraltar durante los meses de primavera y verano principalmente. No se describe la especie en este documento ya que toda la información está disponible en el documento referente a la Demarcación Marina del Sudatlántico.

9- Zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*)

Los resultados que aquí se presentan están extraídos en gran parte del informe “Identificación de las áreas críticas para zifios en el mar de Alborán, delimitación del



aérea prioritaria de conservación y bases para el establecimiento de un plan de gestión” realizado por Alnilam para el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (Cañadas y Vázquez, 2011). En este informe se han recopilado datos de varios proyectos. Proyecto “Understanding the patterns and causes of variability in distribution, habitat use, abundance, survival and reproductive rates of three species of cetacean in the Alborán Sea, western Mediterranean”: Grants Number N000140910536 (ALNITAK Marine Research Center) and N000141010709 (ALNILAM Research and Conservation Ltd) financiado por ONR (Office for Naval Research). Los datos registrados a bordo del buque *Alliance* en 2008 durante la campaña SIRENA 08 fueron financiados por el programa Strategic Environmental Research and Development Program (SERDP). Los datos registrados a bordo del buque *Alliance* en 2009 durante la campaña MED09 fueron financiados por Office of Naval Research (ONR). Los datos tomados a bordo de la embarcación de vigilancia pesquera Riscos de Famara han sido proporcionados por la Secretaría General del Mar (MARM) en colaboración con ALNITAK durante los proyectos LIFE02NAT/E/8610 y LIFE+INDEMARES. El uso de los datos del velero *Thomas Donagh* (2009) fue posible a través de la financiación de ACCOBAMS y la Fundación Biodiversidad durante el proyecto “Train the Trainers”. Los datos aportados por el velero *Toftevaag* han sido obtenidos a través de los diferentes proyectos de ALNITAK financiados por la Fundación Biodiversidad, el Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, la Sociedad Española de Cetáceos, Earthwatch y multitud de voluntarios.

a) Análisis de las características esenciales de la especie en la Demarcación:

- Criterio 1.1. Distribución de la especie: Indicadores: Área de distribución y patrones de distribución dentro de la misma:

La modelización de hábitat para el zifio de Cuvier en el Mediterráneo llevada a cabo bajo el auspicio de ACCOBAMS y fruto de la colaboración de muchas organizaciones incorpora datos de esfuerzo y avistamientos registrados durante el período comprendido entre 1990 y 2010. Los resultados del análisis de estos datos identifican 3 áreas con mayores densidades relativas de zifios de Cuvier; el mar de Alborán, la parte central del mar de Liguria, y la fosa helénica junto con la parte sur del mar Egeo (al norte del mar de Creta). Adicionalmente con valores más bajos se sitúan el mar Tirreno, la parte sur del mar Adriático y algunas áreas del norte de las islas Baleares y el sur de Sicilia. El modelo también predice un área de densidad relativamente alta en la zona oriental del Mediterráneo en aguas profundas de Siria, sin embargo, la falta de esfuerzo y de datos en esta zona requerían de un estudio previo antes de llegar a conclusiones sólidas sobre la abundancia relativa de esta especie en este lugar (Cañadas *et al.* 2011).

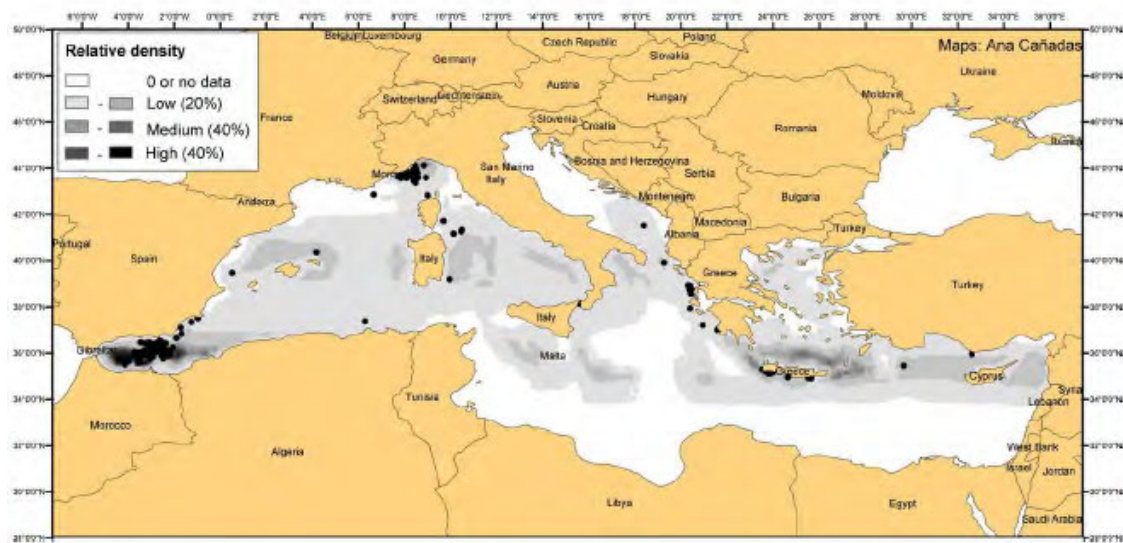


Figura 3-31. Predicción de abundancia relativa y avistamientos de zifio de Cuvier registrados en el Mar Mediterráneo (Cañadas et al., 2011).

Los resultados derivados de la modelización espacial de todos los datos analizados indicaron que las variables que mejor explicaron la distribución y abundancia del zifio de Cuvier en el mar de Alborán fueron la profundidad y la longitud (Cañadas, 2011). El mapa de predicción de abundancia de zifio de Cuvier en el mar de Alborán sitúa el área preferente para esta especie en profundidades entre los 1000 y 2500m (Cañadas y Vázquez., 2011)

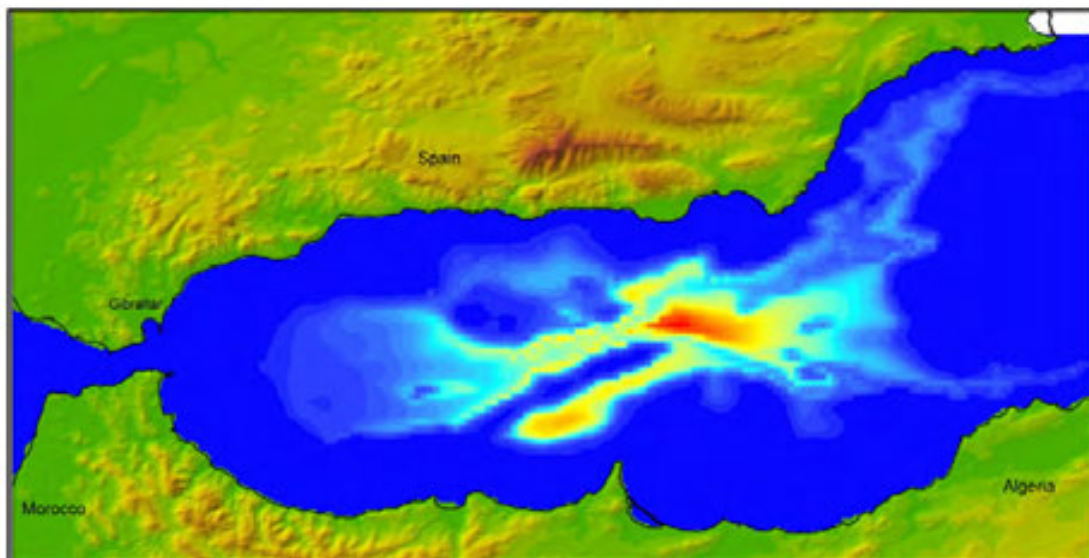


Figura 3-32. Mapa de predicción de abundancia de zifios para todas las embarcaciones durante 2008 y 2009 (Cañadas y Vázquez., 2011).



No se dispone de un patrón claro de distribución temporal en el mar de Alborán ya que los muestreos dedicados realizados a lo largo de todo el año disponibles se limitaron a las aguas situadas entre la línea de costa y aproximadamente las 20 millas náuticas, lejos de las zonas preferentes para zifios, y los muestreos dedicados realizados en aguas profundas siempre se llevaron a cabo en los meses de verano.

- **Criterio 1.2. Tamaño poblacional: Indicador: Abundancia de la población:**

A la hora de realizar estimas de abundancia de especies de cetáceos de buceo profundo es necesario tener en cuenta el sesgo que se produce debido al corto período de tiempo que están visibles en la superficie. De no tener en cuenta este factor las estimas obtenidas serían valores subestimados. Los resultados de estimas de abundancia obtenidos por Cañadas y Vázquez (2011) teniendo en cuenta la corrección para la avistabilidad en base a los tiempos de buceo y tiempos de presencia en superficie (Laake, 1997) fue de 410 animales (CV=53.2%, IC 250-673). En base a los valores de densidad obtenidos mediante estos análisis, el mar de Alborán (densidad sin corregir=0.0046; densidad corregida= 0.0052 animales/km²) representa uno de los lugares con mayor densidad de zifios de Cuvier a nivel mundial (ver tabla siguiente). Sin embargo esta estima es posiblemente aún una subestima, y se están realizando en este momento unos análisis novedosos en colaboración con el CREEM de la Universidad de St Andrews, para hacer las correcciones adecuadas.

Tabla 3-5. Estimaciones de densidad de zifio de Cuvier en otras partes del mundo (de Barlow et al. 2006)

Región	Período	Superficie (km ²)	Densidad (animales / km ²)	g(0)	Corrección de g(0)	CV (%)
Eastern Tropical Pacific ship surveys	1986-1990	19148000	0.0001		N	27.0
California ship surveys	1991	815000	0.0020	0.84	Y	82.0
Eastern North Pacific ship surveys	1986-1996	25000000	0.0036	0.23	Y	-
US West Coast ship surveys	1996 & 2002	1142500	0.0016	0.23	Y	68.0
Hawaii ship surveys	2002	2452916	0.0062	0.23	Y	143.0
US NE coast CETAP summer aerial surveys	1978-1982	278350	0.0001		N	94.0
Gulf of Mexico ship surveys	1991-1994	398960	0.0001		N	50.0
	1996-2001	380432	0.0002		N	47.0
Gulf of Mexico aerial surveys	1992-1994	85815	0.0001		N	71.0
	1996-1998	70470	0.0003		N	83.0
DIVER surveys – Southern Bay of Biscay Canyons	2006-2008	14701	0.064	0.22	Y	47



- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Características demográficas de la población (por ejemplo, estructura por tallas, o por edades, proporción de machos y hembras, tasas de fecundidad, tasas de supervivencia/mortalidad).**

Estructura social

En las áreas donde se ha realizado esfuerzo los valores del tamaño de grupo son bastante constante con valores medios entre 2,2 y 2,6 individuos (Cañadas et al. 2005, Ballardini et al. 2005, Scalise et al. 2005), excepto en la parte occidental del mar de Liguria donde los valores se incrementan hasta 4 (de=2) (Azzellino et al. 2008). Se desconoce cuál es la organización social de estas poblaciones si bien los niveles intermedios de diversidad de DNA mitocondrial sugieren que los grupos sociales no serían de un carácter matriarcal muy marcado (Dalebout et al. 2005).

Dieta y selección de sus presas

En cuanto a la dieta, los zifios de Cuvier son principalmente teutófagos. Las especies de presas más comunes descritas en el Mediterráneo pertenecen a la familia Histioteuthidae (MacLeod 2005 y referencias citadas), con hábitos oceánicos y meso o batipelágicos que habitan a profundidades de 1000m preferentemente en los escarpes. También algunas especies de peces pueden contribuir en ciertas circunstancias de manera importante a su dieta (MacLeod 2005).

Depredadores

Los cetáceos tienen muy pocos depredadores, que prácticamente se reducen a tiburones, orcas, falsas orcas y el hombre. La importancia o magnitud de la depredación producida por tiburones y orcas o falsas orcas es muy difícil de cuantificar. Aunque algunas de las cicatrices que presentan los zifios se podrían achacar a ataques de tiburones, la mayoría de ellas parecen ser debidas a interacciones entre individuos de la misma especie. En el Mediterráneo la presencia de orcas y de falsas orcas es muy puntual, por lo que los depredadores de zifios en este mar se podrían reducir al tiburón y al hombre (tanto por muerte directa como accidental).

- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Estructura genética de la población:**

Solo se han encontrado 2 haplotipos de DNA mitocondrial en el Mediterráneo (n=12, procedentes del Mar de Liguria) siendo estos exclusivos de esta zona del globo terrestre (Dalebout et al. 2005). Debido a la escasa presencia de esta especie en Atlántico contiguo al Mediterráneo y, hasta que se puedan conseguir muestras en esta zona, actualmente la evidencia más plausible en base al bajo nivel de diversidad de



haplotipos DNA mitocondrial y al hecho de su exclusividad para el Mediterráneo, sería la presencia de una sub-población con menos de un individuo migrante por año.

La nula presencia detectada durante los 23.004 km de esfuerzo realizado en el Estrecho de Gibraltar durante 1999 y 2006 (de Stephanis *et al.* 2007) es consistente con la hipótesis de que el movimiento de esta especie a través del Estrecho de Gibraltar es muy baja o nula. La realización de estudios de monitorización acústica de esta especie en la zona podría ofrecer una solución más contundente a esta cuestión.

No se dispone de estudios particulares sobre la estructura de la población de esta especie en el Mediterráneo español, pero por las mismas razones aducidas arriba, se puede considerar que estos animales están aislados genéticamente del Atlántico. Sin embargo, no se dispone de ninguna información para saber si están relacionados con los zifios del Mar de Liguria o no. Esta información sería de vital importancia obtener.

b) Análisis de los principales impactos y presiones que afectan al estado ambiental de la especie en la demarcación marina:

Debido a su marcada tendencia por habitar y alimentarse de cefalópodos de aguas profundas, los zifios de Cuvier probablemente no se encuentran expuestos a las amenazas antropogénicas típicas de las aguas más costeras como el turismo, pesquerías, contaminación...etc. Sin embargo, los escasos estudios llevados a cabo con esta especie ponen de manifiesto una amenaza principal: ciertas fuentes de sonido o ruido submarino generadas por actividades humanas. Este tipo de amenaza afecta a nivel global a las especies y ha sido el factor responsable de algunas de las muertes de zifios de Cuvier en el Mediterráneo. Los sonares militares y, probablemente, otras fuentes antropogénicas de sonido de alta energía han sido las causas de varamientos y muertes de ejemplares de esta especie de cetáceo. La implicación de lo que supone estas muertes a nivel de población es todavía una cuestión que se desconoce. El mar Mediterráneo es un área militar estratégica así como una zona de creciente interés para las compañías de exploración y explotación de hidrocarburos. Todas aquellas actividades humanas marinas que impliquen el uso de fuentes acústicas de alta intensidad en zonas próximas a la presencia de poblaciones de zifios de Cuvier constituyen una amenaza grave y un factor de preocupación para la conservación de esta especie.

Las redes de deriva están prohibidas en el Mediterráneo a distintos niveles administrativos, desde el verano de 2005, cuando la Comisión General para la Pesca en el Mediterráneo (CGPM) adoptó una resolución vinculante por la que prohibía el uso de redes de deriva de cualquier longitud para la captura de grandes migradores. Sin embargo, el cumplimiento de estos acuerdos está muy lejos de ser efectivo. La flota de rederos de deriva marroquíes que faenaban aun a finales de 2006 en aguas del Estrecho de Gibraltar y Mar de Alborán ha sido estimada en 150 unidades, aunque se calcula que este número puede incrementarse notablemente de forma estacional



(Oceana, 2006). Sin embargo, durante el censo MED09 en el mar de Alborán en verano de 2009, se encontró un zifio de Cuvier vivo enganchado, probablemente recientemente, en una red de deriva (y se avistaron dos redes de deriva de Marruecos unas millas más lejos, en los alrededores de la Isla de Alborán)

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 diferentes especies que han sufrido enmalles o ingesta accidental de alguno de estos tipos de basura (Allsopp *et al.*, 2006). Según parece, los zifios al igual que sus parientes los calderones negros, a veces pueden confundir ciertos tipos de plásticos con sus presas más comunes; los cefalópodos Poncelet *et al.* (1999). 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 Almería debido a la gran cantidad de plásticos que se usan cada año en los invernaderos.

c) Pasos necesarios para el futuro para obtener mayor precisión en la Evaluación del estado inicial:

Teniendo en cuenta el valor de la estima abundancia obtenida de 401 animales, y atendiendo al criterio de que las muertes no superen el 2% de la población, el número de animales fallecidos no debería ser superior a 8. Los datos publicados en la red MEDACES (Mediterranean Database of Cetaceans Strandings- http://bevacet.uv.es/home_eng.htm, Universidad de Valencia), contienen 17 varamientos en la región de Almería entre el año 2002 y 2011, 5 varamientos en la región de Granada entre el año 2001 y 2011, 11 varamientos en la región de Málaga entre el año 1997 y 2012, 5 varamientos en la región de Cádiz entre el año 1998 y 2009 y 1 varamiento en la región de Huelva en el año 2000. Estos resultados sugieren promedio aproximado de 3 animales varados por año en la costa andaluza, por debajo del límite teórico de 8. Sin embargo, si tenemos en cuenta los animales que una vez muertos no llegan a costa y los animales que varan en la costa del norte de África, así como los potenciales eventos de varamientos masivos debidos a ruido antropogénico el número de animales muertos se acercaría bastante al límite teórico. En este sentido se debe continuar el apoyo de las redes de varamientos y promover proyecto encaminados a la toma de muestras que permitan obtener información sobre la historia natural de la población del mar de Alborán para poder lograr el conocimiento del estado ambiental de la especie.

Así mismo se deben promover proyectos que permitan obtener estimas de abundancias, sin sesgos, en el tiempo tanto mediante metodologías visuales como acústicas que permitan disponer de tendencias a medio y largo plazo.



En la actualidad se dispone de bastante información sobre la abundancia y distribución espacial del zifio de Cuvier en el mar de Alborán. De hecho, se ha realizado una propuesta de área crítica para esta especie (Cañadas y Vázquez, 2011).

Dentro de la zona prioritaria de conservación se han diferenciado a su vez dos áreas en función de su importancia para la conservación. La primera zona, que sería la más importante de cara a la conservación del Zifio de Cuvier en el mar de Alborán, sería la ZONA C. La ZONA B correspondería a un área que a pesar de contener valores altos de abundancia, provienen de un escaso número de millas navegadas en esfuerzo y avistamientos registrados. Es por ello que se ha seleccionado como una zona de alta importancia para ser muestreada en futuros proyectos que permitan confirmar o descartar la importancia derivada de los análisis de modelización espacial.

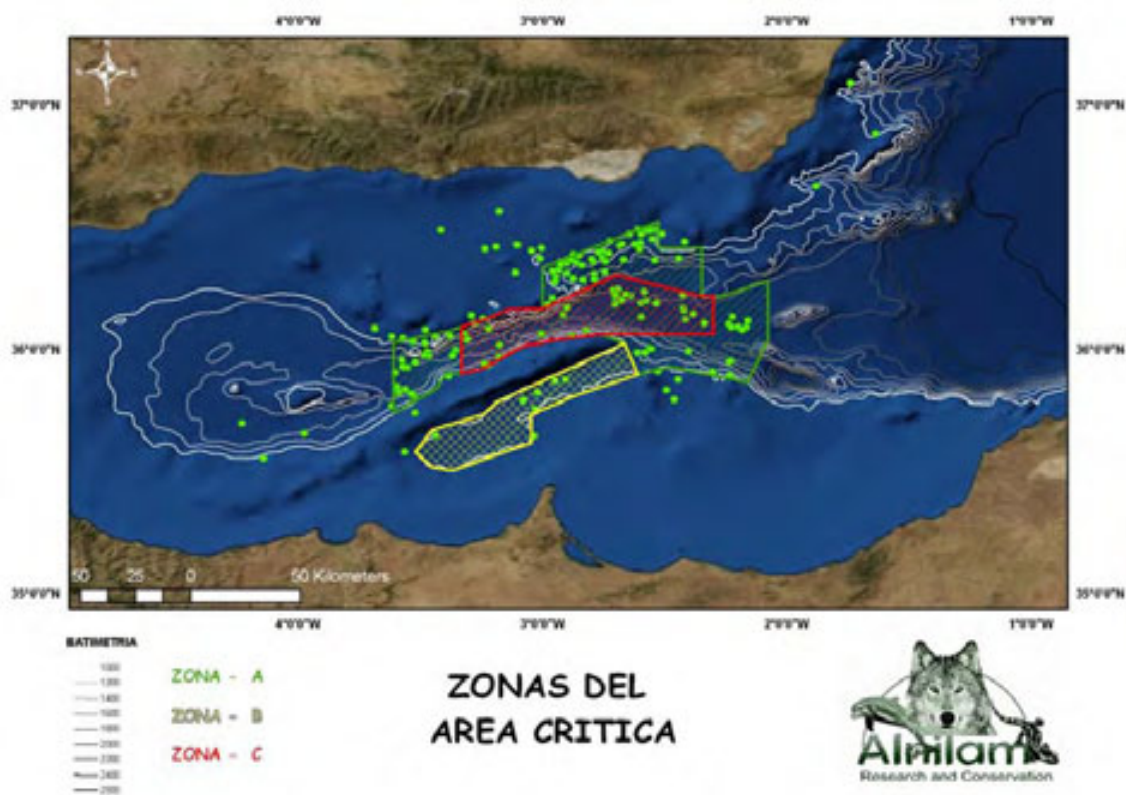


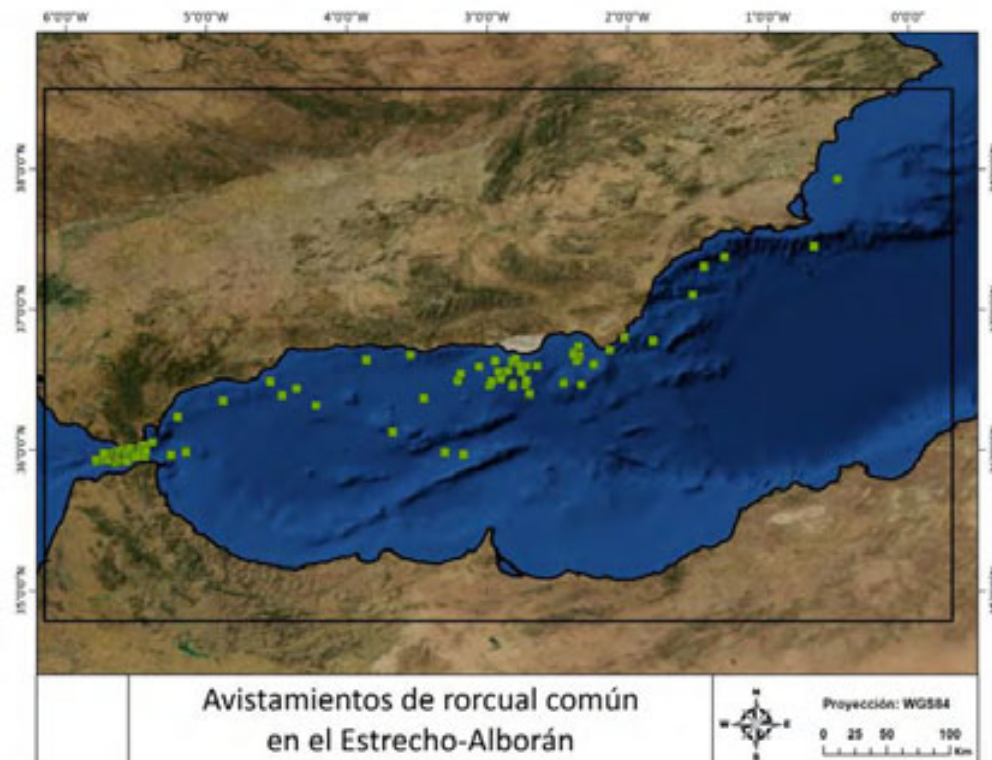
Figura 3.32: Zonación del Área Prioritaria de Conservación. Zona A: límite exterior verde, Zona B: límite exterior amarillo, zona C: límite exterior rojo.

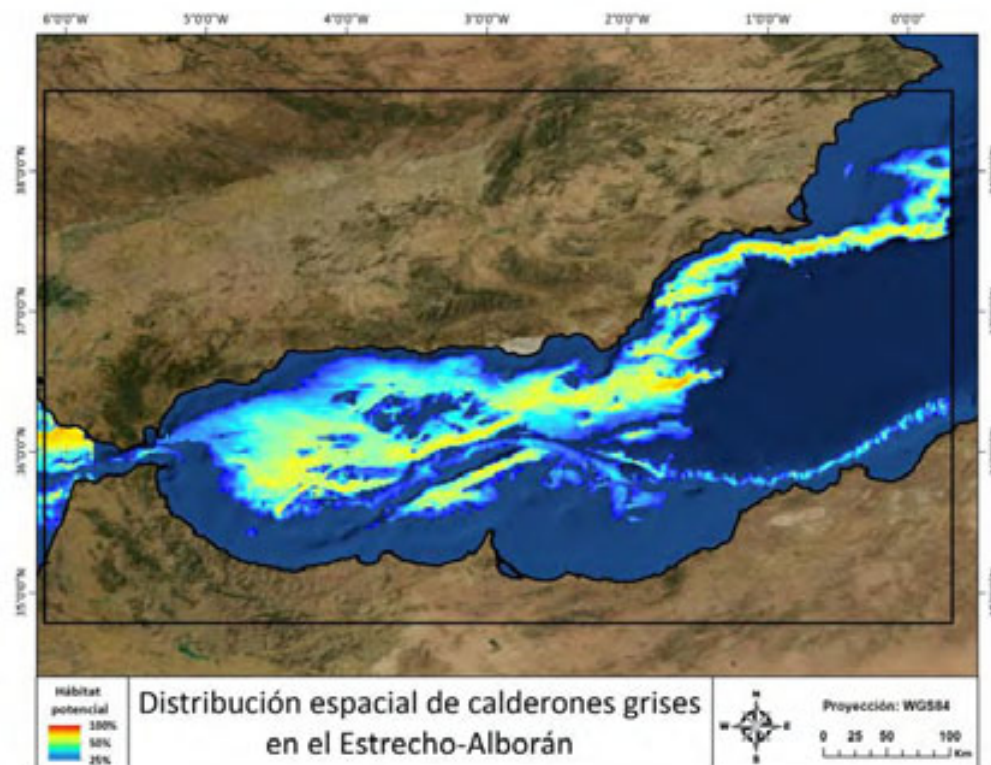
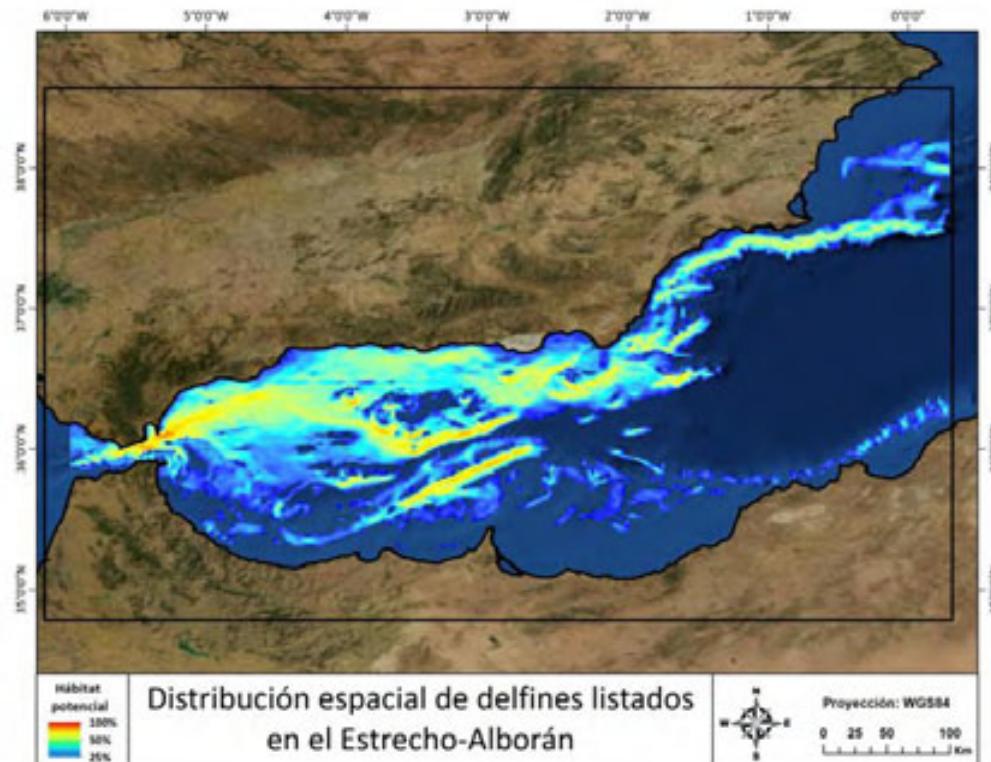
No se dispone de datos sobre parámetros como, tasa de mortalidad, tasa de nacimientos, tasa de captura accidental, etc., que son necesarios para evaluar el estado ambiental de esta especie. Sin embargo, a tenor de la información de la que se dispone sobre las principales amenazas descritas, cabe pensar que la población de zifio de Cuvier del mar de Alborán está potencialmente sometida a elevados niveles de estrés que están afectando a su estatus de conservación.



10- Otras especies de cetáceos presentes en la zona:

Si bien no se describirá con detalle los conocimientos del resto de especies comunes en la Demarcación, si que se presenta una descripción espacial de los modelos resultantes desarrollados con MAXENT para el resto de especies del Mar de Alborán. Estos mapas servirán como indicadores de la diversidad de especies existentes en al Demarcación, así como de la importancia de proteger ciertos áreas, en las que están presentes varias especies de cetáceos. Se presentan las predicciones de áreas idóneas para delfines listados, calderones grises, cachalotes, zifios de Cuvier y presencia de rorcuales comunes, única especie que utiliza el área para sus procesos migratorios.







11- Análisis Socio económico de cetáceos en España:

La proliferación y diversificación de actividades para ir al encuentro de fauna salvaje ha aumentado de forma exponencial (Higham, Lusseau and Hendry, 2008) en los últimos años. Actualmente es posible tener encuentros con animales salvajes en libertad en áreas remotas. Por ejemplo, se ofrecen safaris fotográficos en África para observar elefantes, leones, cebras (Akama, 1996), rutas de trekking y senderismo en bosques húmedos para observar flora y fauna tropical (Brockelman and Dearden, 1990; Valentine, 1992) o expediciones a zonas polares para observar osos, morsas y pingüinos (Lemelin and Wiersma, 2007; Lemelin and Maher, 2009). Otro tipo de turismo de observación de fauna salvaje, con décadas de historia es la observación de aves en libertad, siendo el Reino Unido uno de los más tradicionales e importantes destinos de Birdwatching. Más reciente, aunque no menos importante, es la observación de naturaleza en el medio marino. El buceo es una de las actividades más extendidas en este segmento turístico, con más de 900,000 nuevas certificaciones cada año (PADI, 2009). Ofrece la posibilidad de observar y conocer recursos de naturaleza, (arrecifes de coral, tiburones, mantas), pero también histórico-culturales (desde restos de civilizaciones antiguas hasta pecios que datan de épocas recientes). El también impactante whalewatching es una de las actividades de observación de fauna salvaje en libertad más extendidas en todo el mundo y tiene un destacado impacto económico (O'Connor et al 2009). El inicio del whalewatching se sitúa comúnmente en la década de los 50 y en las costas de California (Hoyt 1995). Uno de los especialistas de referencia a nivel mundial en el estudio de las actividades de avistamiento de cetáceos se refería a ellas como *"tours en barco, avión o desde tierra, organizados o no, ofrecidos con algún carácter comercial para observar u oír alguna de las 80 especies de ballenas, delfines o marsopas"* (Hoyt, 1995) e incluía a aquellos tours de naturaleza y cruceros en los que las ballenas o delfines constituyen un aspecto destacado de la actividad. Aludía a los fines educacionales, científicos o recreativos y al enfoque comercial como algunos de sus aspectos característicos más ampliamente aceptados. Señalaba que el avistamiento de cetáceos surge como extensión de las actividades de observación de aves y distinguía la oferta de calidad por incluir otras especies de fauna marina *"para atraer a más personas y ofrecer un más completo programa de interpretación ecológica"* (Hoyt, 2002).

El primer informe global sobre whalewatching cifraba en 9 millones el nº de personas que tomaban parte en la actividad, que se ofrecía en 80 países y producía alrededor de 1.000 millones \$ de ingresos. De éstos, 30% eran considerados ingresos directos por venta de ticket de excursión (Hoyt, 2001). Desde entonces, el turismo de observación de cetáceos ha crecido de forma notable. La organización *International Fund for Animal Welfare* (IFAW) viene elaborando desde hace algunos años informes periódicos que recopilan datos de la actividad a nivel mundial. El último informe refleja los siguientes datos para 2008: 119 países con oferta de actividades relacionadas con el avistamiento de cetáceos; 13 millones de visitantes; cerca de 2.100 millones de



ingresos, de los cuales el 41,4% son directos; y 13.200 personas empleadas directamente a través de 3.000 empresas operadoras (O'Connor *et al.* 2009).

Tabla 3.6: Economía del avistamiento de cetáceos en el Mediterráneo en \$. (Elejabeitia *et al.* in press). DI=Ingresos Directos por venta de tickets. TI=Ingresos totales, incluyendo indirectos.

Country	Whalewatchers 1998	Whalewatchers 2008 (WW)	Operators 2008	Direct income 2008, in \$ (DI)	Indirect income 2008, in \$	Total income 2008, in \$ (TI)	DI/WW	DI/TI
Spain (Mediterranean) 2011	25.000	70.000*	20*	2.968.961*	4.579.482*	7.548.443*	42*	39,3%*
Gibraltar 2008	1.875	35.371	8	834.077	1.664.551	2.498.628	24	33,4%
France (Mediterranean) 2008	712	5.258	22	739.569	811.565	1.551.134	141	47,7%
Italy 2008	53.000	14.415	6	839.426	1.836.437	2.675.863	58	31,4%
Cyprus 2008	-	<100	1	2.906	2.522	5.428	29	53,5%
Croatia 2008	21	24	1	29.090	8.093	37.183	1.212	78,2%
Greece 2008	3.678	3.283	7	297.546	407.897	705.443	91	42,2%
Slovenia 2008	-	21	1	8.866	4.431	13.297	422	66,7%
TOTAL (AVERAGE)	53.461	128.372	66	5.720.441	9.314.978	15.035.419	(44)	(38%)

* Based on own estimations for 2011.

Lo que en su día comenzó como sólida alternativa de uso frente a la caza de ballenas, se ha convertido en una reconocida y demandada alternativa de oferta turística. El enfoque “ecológico” con que se ha querido tutelar el WW ha conllevado una especial preocupación por el impacto negativo causado sobre el medioambiente y los recursos naturales aprovechados. Prueba de ello es el continuo esfuerzo que desde 1995 han desarrollado los grupos de trabajo designados en el seno de la International Whaling Commission para abordar aspectos de regulación, monitoreo y otros educativos y socioeconómicos relacionados con la actividad. Con ello, ha quedado relegada a un segundo plano la necesidad de proveer un similar marco de trabajo para abordar los aspectos de gestión de la actividad como oferta turística y su integración en la industria mundial de viajes, idóneamente, sin la pérdida del “principio de precaución” que oficialmente se ha venido aplicando al desarrollo del whalewatching desde instancias internacionales.

El éxito del whalewatching reside en su consistente valor económico. El hecho de que se haya desarrollado en tan gran medida y se haya transformado en uno de los sectores de la industria turística de más rápido crecimiento durante las últimas décadas (Hoyt 1995, Hoyt 2001, O'Connor *et al.* 2009) pone de manifiesto su inmenso y sustancial valor para la comunidad, en términos económicos y sociales. A medida que ha ido evolucionando esta actividad se ha descubierto el verdadero potencial que la observación directa de cetáceos tiene en áreas tan importantes como la educación, la concienciación, la conservación y la investigación del medio ambiente, pero también con respecto a los ingresos del turismo como fuente adicional de riqueza. La mera existencia de cetáceos genera una serie de valores, entre los que se incluye la industria



de observación de cetáceos. De ahí que el valor de esta industria es sólo una parte del valor total generado por la existencia de cetáceos.

El beneficio económico y social proporcionado por los cetáceos o por la industria de observación de cetáceos es un factor de relevancia que debe ser considerado en cualquier análisis de actividades relacionadas. Durante las jornadas de trabajo sobre aspectos económicos de la industria de observación de cetáceos (Kaikoura, Nueva Zelanda, 1997), se definió un conjunto de valores/servicios que los cetáceos y el whalewatching pueden generar. Se diferenció entre “valores de uso” (derivados de la utilización real de los recursos y, en este caso, de la experiencia) y “valores de no uso” (que no presuponen tipo de utilización real alguna, sino que simplemente resultan del potencial de uso futuro, ya sea realizado por las generaciones futuras o no) (IFAW, 1997). Entre los primeros se distinguió entre valores de uso directo e indirecto (como anteriormente se había establecido para el ecoturismo; Wells, 1997), es decir, valores directos generados “*in situ*” por la experiencia de observación de cetáceos, que benefician a observadores, investigadores, operadores y guías-naturalistas, y aquellos otros no generados “*in situ*” como resultado de la experiencia, respectivamente. En la categoría de “no uso”, se identificaron cuatro tipos de valor (IFAW, 1997):

- *Valor de existencia*: beneficios derivados del hecho de que la observación de cetáceos como experiencia continuará existiendo a pesar de cualquier uso potencial, presente o futuro.
- *Valor como legado*: beneficios derivados del hecho de que la observación de cetáceos continuará existiendo para las generaciones futuras.
- *Valor de opción*: beneficios derivados del conocimiento de que la observación de cetáceos continuará existiendo como uso personal en algún momento futuro.
- *Valor de “cuasi-opción”*: beneficios derivados de la información que ayudará a tomar una decisión sobre la participación en la observación de cetáceos.

La suma de estos valores de uso y no uso proporciona el valor total económico del subconjunto de valores generados por la actividad de observación de cetáceos.

El desarrollo de la industria de observación de cetáceos puede desencadenar numerosos cambios en la economía local y muchos de estos cambios se relacionan con otros cambios de tipo social o medioambiental. Por ejemplo, a medida que crece la economía, puede cambiar la estrategia de uso de los recursos locales y la forma en que las decisiones que afectan la economía local se ajustan a los cambios en la división de trabajo, en la situación de los empleados y en la distribución de la riqueza (IFAW, 1997). La industria de observación de cetáceos puede tener un valor en la estimulación económica, provocando un incremento de la tasa de empleo, las relaciones interpersonales positivas, actividades y oferta de formación y educación, el desarrollo de infraestructuras y de empresas, la estimulación del orgullo en la comunidad local por la existencia de determinados recursos y la promoción de conductas de conservación de la naturaleza, etc. (IFAW, 1997). Una industria de observación de cetáceos con nivel de



excelencia requiere una serie de características o factores necesarios (“inputs”): (1) una población accesible de cetáceos, (2) visitantes y (3) un capital para el desarrollo de la infraestructura. El whale-watching, a su vez, debe producir tres rendimientos importantes (“outputs”):

- 1) un crecimiento económico a través del desarrollo de una industria de observación de cetáceos sostenible,
- 2) un valor social basado en la educación y el propio impacto de la experiencia en la naturaleza y
- 3) mejora de la conservación de los cetáceos a través del estímulo a la investigación con el fin de desarrollar una industria de observación de cetáceos sostenible.

McNeely et al (1991) sugirieron que el ecoturismo podría proporcionar beneficios adicionales a través de su aportación a la protección de las culturas existentes, al estímulo de la infraestructura local, al incremento del interés gubernamental y a la mejoría en el entendimiento de otras culturas. De la misma forma, la presencia de un turismo (ecoturismo) general podría provocar impactos negativos en el entorno, causando debilitación de las tradiciones locales, pérdida de autenticidad, destrucción de relaciones personales, cambios en el estilo de vida, comercialización, incremento del crimen y de efectos de contaminación, aumento de ruido y masificación y promoviendo desigualdades socioeconómicas y alienación cultural y, finalmente, dependencia de las naciones industrializadas, (Dogan 1989; Brohman, 1996; Mansfeld y Ginosar, 1994).

El modelo de Butler sobre el Ciclo de Vida del Turismo (1980) argumenta que los atractivos del turismo pasan a través de un número de estadios a medida que aumenta su popularidad. Este modelo refleja el típico “ciclo productivo de la vida”, utilizado ampliamente en distintas áreas de gestión de mercado y negocio. Cada una de estas teorías afirma que el producto (en este caso, la observación de cetáceos) seguirá un modelo de desarrollo “nacimiento - crecimiento - maduración”. Este tipo general de desarrollo ha sido observado en lugares en los que la industria de observación de cetáceos tiene gran antigüedad (Forestell y Kaufman, 1996). En este sentido, Doxey (1975) ya proponía un modelo que destaca la reacción de la comunidad local frente al desarrollo del turismo. Esta reacción incluye fases distintas, desde el inicial cinismo a la euforia de la comunidad local al considerar los efectos negativos como el coste del desarrollo del turismo. Finalmente la comunidad local puede acabar por adaptarse y aceptar el nivel de desarrollo del turismo.

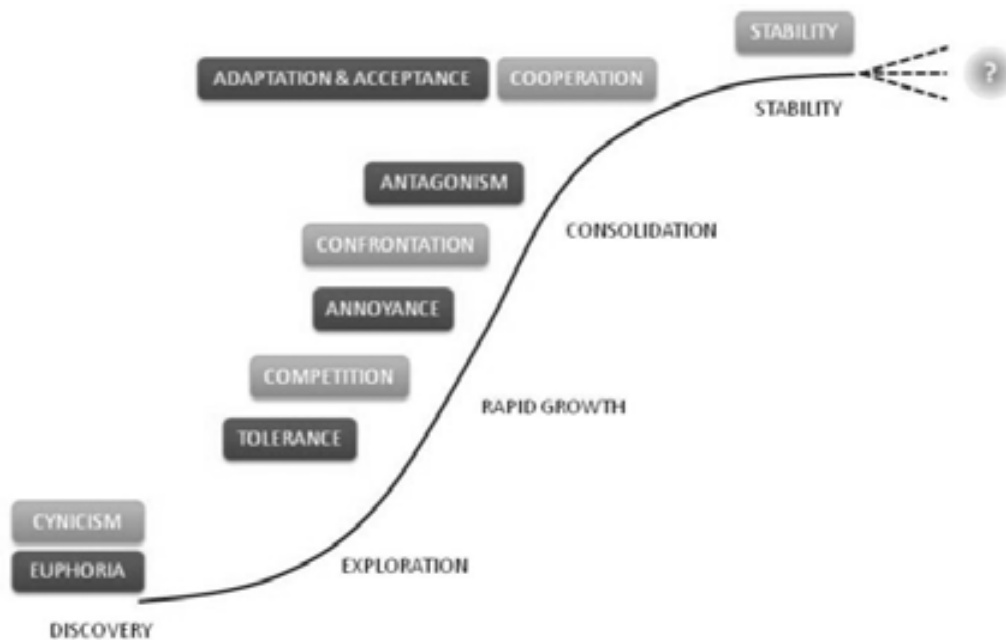


Figura 3.34: Estadio en el desarrollo de la industria del avistamiento de cetáceos y relaciones y reacciones asociadas con los operadores. En gris adaptado de Forestell and Kaufman, 1996, en negro adaptado de Doxey, 1975). Elejabeitia et al in press.

Forestell y Kaufman (1996) proporcionaron un análisis del desarrollo de la observación de cetáceos, sugiriendo que los operadores involucrados en la observación de cetáceos experimentan fases de descubrimiento, competencia a medida que se desarrolla el sector, confrontación a medida que los organismos reguladores se involucran y un eventual estadio de estabilidad durante la fase de maduración de la industria. Este análisis puede considerarse conjuntamente con el ciclo de vida descrito por Butler (Figura anterior). Si estas fases transcurren en un marco de respeto por el medio marino y cumpliendo las distintas normativas existentes en el mundo, beneficiarán tanto al turismo como al medio ambiente, ya que, refiriéndonos a éste último, mejorará la calidad de la labor educativa de concienciación y sensibilización para la conservación.

Duffus y Dearden (1990) sugirieron que los observadores de cetáceos siguen un ciclo similar: en una primera fase los especialistas confían en su propia experiencia y tienen un especial interés por el enclave. Son más comunes durante las fases de descubrimiento y explotación en el modelo de Butler. Durante la fase de crecimiento, consolidación y estabilidad, los “generalistas” son más frecuentes. Los “generalistas” confían más en organizaciones de apoyo y están poco interesados en el enclave (Duffus & Dearden, 1990). Cuando son pocos los visitantes que “utilizan” el sitio, nos encontramos en una fase de subdesarrollo del lugar en términos de infraestructura. En este estadio, los usuarios que dominan son "expertos-especialistas", caracterizados por ser usuarios que tienen una experiencia anterior en la actividad, “conocedores” que tienen unas expectativas concretas y no exigen una infraestructura extensa. A medida que un mayor número de turistas empiezan a “utilizar” el enclave, se desarrolla la infraestructura y eventualmente empiezan a dominar los "novicios-



generalistas". El "novicio-generalista" se caracteriza por ser un usuario que tiene poca o ninguna experiencia y conocimiento anterior, no posee expectativas concretas y demanda un nivel alto de infraestructura. Los límites de cambio aceptable representan los umbrales dónde los "expertos-especialistas" ya no resultan atraídos por el enclave debido a su excesivo desarrollo y se dirigen a otros lugares. La experiencia ganada por el usuario en el sitio determinará si mensajes de conservación están siendo transmitidos. Mientras la infraestructura normalmente se desarrolla con gran rapidez para cubrir la demanda, la gestión de la actividad de observación de cetáceos es de más lenta evolución. En el caso de que el enclave sea dominado por "generalistas", entonces aumenta también la necesidad de una fuerte componente educacional. Este aumento es necesario para incrementar al máximo el rendimiento de valor social del whale-watching y para introducir una ética de conservación en el colectivo del público general. Este grupo muestra una propensión hacia percepciones preconcebidas que evidencian un disociación considerable con la naturaleza, siendo elementos comunes el antropomorfismo y expectativas poco realistas, como la de alimentar a los animales, el acercamiento exagerado o el contacto directo (Duffus 1988, Higham 1998).

El caso del Estrecho de Gibraltar

A modo de ejemplo nos centraremos en la evolución que ha tenido el avistamiento de cetáceos en el Estrecho de Gibraltar. Es probablemente una de las zonas con más importante incremento de actividad de whalewatching en el Mediterráneo (Elejabeitia et al in press).

La actividad empezó a desarrollarse en 1982 en Gibraltar. Actualmente, el producto se diferencia en tres tipos. Por un lado, avistamiento de cetáceos de delfines comunes (*Delphinus delphis*) y delfines listados (*Stenella coeruleoalba*), en aguas de la Bahía de Algeciras, con salidas de 2 horas, que se ofrece desde los puertos de Algeciras, La Línea y Gibraltar. Por otro lado, existe una oferta de avistamiento de cetáceos enfocada sobre calderones comunes (*Globicephala melas*) principalmente, aunque permite observar otras especies, tales como delfines mulares (*Tursiops truncatus*), cachalotes (*Physeter macrocephalus*), delfines listados y comunes y, de forma oportunista, rorcuales comunes (*Balaenoptera physalus*) durante los meses de mayo y junio. Se ofrece desde el Puerto de Tarifa y se lleva a cabo en excursiones de 2 horas. Finalmente, durante los meses de verano (entre mediados de julio y agosto), las empresas de avistamiento de Tarifa, aprovechando las interacciones entre orcas (*Orcinus orca*) y pescadores de atún rojo (*Thunnus thynnus*) en aguas al este del Estrecho, organizan salidas de 3-4 horas. El caso de las empresas radicadas en el Puerto de Tarifa, la situación es muy interesante. Por un lado, el sector ha sabido adaptar su oferta turística a las condiciones turísticas del enclave. La comunidad Autónoma de Andalucía cuenta con un desarrollo turístico muy importante y la afluencia de visitantes no sólo proviene de las inmediaciones de Tarifa, sino incluso desde localidades situadas a más de 200-250 kilómetros. Esta situación ha permitido un rápido aprovechamiento, desarrollándose una industria madura en un periodo de tiempo muy corto, debido principalmente a la existencia de cetáceos muy cerca de la costa. Por otro lado, las empresas han sido capaces de diversificar su oferta turística: ofertan salidas de 2 o 4 horas compatibles entre sí (que tiene a calderones comunes u



orcas como especies objetivo respectivamente), lo que permite captar a un mismo turista con dos productos; además han sabido adaptar su oferta a las malas condiciones meteorológicas que se dan en el área de operaciones durante largos periodos, utilizando las bahía de Algeciras para realizar salidas siempre que los vientos reinante del Este impiden salir al Estrecho, ofreciendo un producto diferente (dolphin watching frente a whalewatching). El Estrecho de Gibraltar fue, por tanto, un sitio ideal para el nacimiento de la actividad de avistamiento de cetáceos, con animales cerca de costa, una cantidad de visitantes muy importante debido al turismo de masas del que ya disfrutaba Andalucía, y capacidad de ofrecer un producto diferente en función de las condiciones meteorológicas locales, adversas durante buena parte del año. La evolución de la actividad sigue en gran medida el ciclo de vida del producto turístico descrito por Butler1980. La actividad empezó en Tarifa en el año 1996-98, con dos entidades dedicadas, que alquilaban embarcaciones de 15 plazas para desarrollar la actividad, de la mano de emprendedores especializados no locales. Entre 1998 y 2001, la experiencia fue aprovechada por empresarios locales de sectores afines (náutica), que iniciaron la actividad de forma paralela. En corto tiempo se constituyeron 5 empresas que se mantuvieron hasta 2009. A medida que iban madurando su producto, fueron adaptando las embarcaciones utilizadas, con uso de embarcaciones pequeñas al principio de la actividad y progresiva incorporación de embarcaciones de gran tamaño. Cabe destacar la más reciente aparición (desde 2009-2010) de nuevas empresas, con orientación principalmente oportunista, que incorporan nuevas embarcaciones e intentan ofrecer productos diferenciados. En la actualidad la industria proporciona empleos directos a más de 40 personas en época estival.

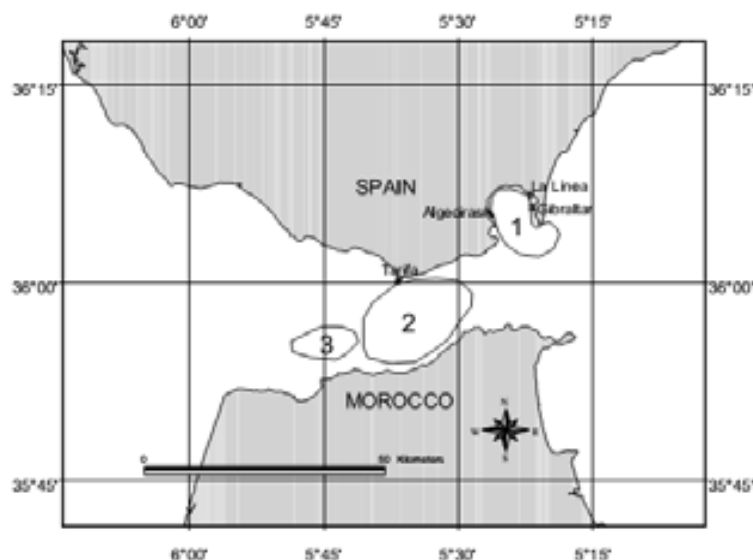


Figura 3.33: Tipos de avistamiento de cetáceos en el Estrecho de Gibraltar en función de la especie principal: 1=Delfín común, 2=Calderón común, 3=Orcas.

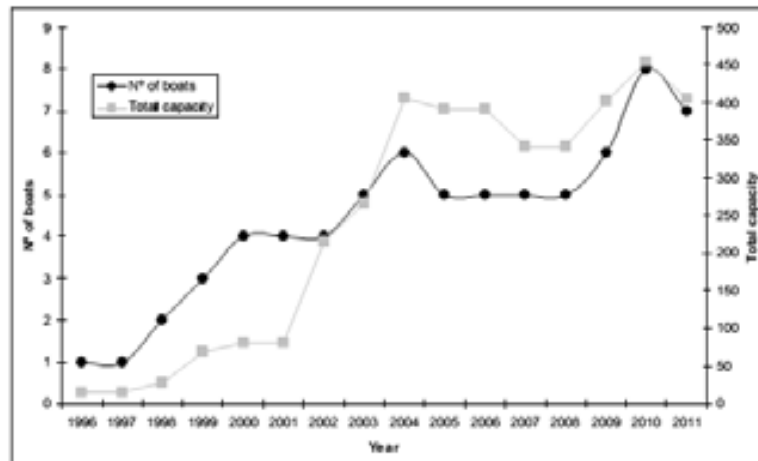


Figura 3.35: Evolución de la industria del avistamiento de cetáceos en el Estrecho de Gibraltar, en función de número de barcos y capacidad de los barcos.

En base a entrevistas realizadas a operadores de avistamiento de cetáceos establecidos en el Puerto de Tarifa, se calcula que la actividad atrajo aproximadamente 39,000 turistas en 2011, de los cuales 35,000 habrían optado por la opción de avistamiento de calderones comunes y otras especies, y los 4.000 restantes por el avistamiento de orcas. El total de ingresos directos se estima en 1.000.000 €. De éstos, 120,000€ corresponderían a salidas de orcas, y el resto a salidas de calderones comunes (como especie objetivo principal) y otras especies. Considerando el más reciente informe sobre el impacto económico del whalewatching en el mundo (O'Connor *et al.*, 2009), que estima que el ingreso directo de los WW tours representa el 41% de los ingresos totales del sector, se deduce que la actividad representa, sólo para el puerto de Tarifa, un valor de 2.427.000 € anuales (292,000 € corresponderían al avistamiento de orcas y 2.134.000 € al avistamiento de calderones comunes). Esto da idea del valor de los cetáceos del Estrecho de Gibraltar. Si nos atenemos a las características poblacionales calderones comunes y orcas en la región, se podría hacer el siguiente razonamiento. En el caso del calderón común, se trata de un clan de alrededor de 213 individuos, presentes durante todo el año en aguas del Estrecho de Gibraltar. La esperanza de vida calculada para este clan rondaría los 56 años. Así pues, el clan de 213 individuos sería capaz de generar cada año 880.000 €, lo que traducido a 56 años daría un valor al clan del Estrecho de 49.280.000 € de ingresos directos potenciales, con los datos de visitas actuales. De la misma forma, si contamos los ingresos tanto directos como indirectos teóricos, el clan sería capaz de generar de 119.504.000 €. El valor de cada calderón común podría fácilmente estimarse por tanto en 561,051 € (incluyendo ingresos directos e indirectos). En el caso de las orcas, la actividad se realiza sobre dos pods con un total de 16 individuos. Estos tienen una esperanza de vida de alrededor de 60 años. Siguiendo el mismo razonamiento, los dos pods tendrían un valor potencial de 7.200.000 € si tenemos en cuenta tan solo los ingresos directos y de 17.520.000 € si tenemos en cuenta los ingresos tanto directos como indirectos, llevando a dar un valor potencial a cada una de las orcas de 1.095.000 € (teniendo en cuenta el valor potencial teórico total). Si bien este razonamiento



carece de la profundidad necesaria para ahondar en el valor real y potencial de los cetáceos del Estrecho y extrapolarlo a otras zonas del Mediterráneo puede ser muy atrevido, las cifras dan idea del potencial del Mediterráneo para el desarrollo del whalewatching y son significativas para afrontar los objetivos de desarrollo sostenible del WW en la región.

12- Propuesta de zonas de seguimiento especial: El Estrecho de Gibraltar.

En base a los conocimientos existentes, el Estrecho de Gibraltar es probablemente la zona con mayor diversidad y densidad de especies de cetáceos del Mediterráneo y probablemente una de las zonas con mayor impacto antropogénico hacia ellos. Debido a ello, a la presencia de diversas figuras de protección ya existentes o en proceso de creación (LICs del Estrecho, del Estrecho Occidental y del Estrecho Oriental, Parques Naturales del Estrecho, Reserva de la Biosfera...), y en base al art.14, apartado 2, de la Ley de protección del Medio Marino se propone que la zona del Estrecho de Gibraltar se incluya como zona de seguimiento específico para cetáceos, sin que ello minore el seguimiento de especies a nivel de indicadores en el resto de esta y las demás demarcaciones marinas.

13- Definición de Buen estado Ambiental.

Debido a la necesidad de integración con el resto de la Estrategia marina, y del resto de descriptores incluidos en la misma, se presentan una serie de propuestas de buen estado ambiental para cetáceos en la Demarcación. Hay que resaltar que es prácticamente imposible definir cuál sería el buen estado ambiental en lo relativo a cetáceos, ya que las poblaciones han descendido tanto en los últimos siglos que no podemos conocer el estado inicial de los mismos. Por ello, estas características han de tomarse como un mínimo operativo, y deberían de ser validadas por un amplio espectro de expertos en cetáceos. En base a la Ley de Protección del Medio Marino, se propone por tanto como buen estado ambiental:

- Las tasas de crecimiento poblacional de cada una de las especies se mantiene positiva, y en caso de que sea negativa se analiza la causa en profundidad y se soluciona.
- Las estimas de abundancia sean al menos las actuales para delfines comunes, delfines mulares, zifios de Cuvier, cachalotes y calderones comunes.
- La estima de abundancia de orcas se incrementa a medio plazo significativamente.
- La tasa de supervivencia de crías de orca se mantenga en niveles parecidos a poblaciones de orcas consideradas “en buen estado” según la bibliografía más reciente.
- El atún rojo recupere sus niveles de abundancia tales, que permitan una explotación sostenible, para poder ser disponible de nuevo para las orcas



- Existe una ausencia total de ruido ambiente (por avistamiento de cetáceos, ejercicios militares o actividades sísmicas por ejemplo) en las zonas de caza de las orcas durante los meses de primavera y verano (ensenada de Barbate y Conil de la Frontera).
- Se reducen al mínimo las colisiones con grandes cetáceos.
- No hay un impacto negativo de las actividades de avistamiento de cetáceos en los cetáceos indicadores.
- Los niveles de capturas accidentales se reducen a mínimos sostenibles demográficamente.

14- Objetivos ambientales

Como objetivos ambientales, se buscaría conseguir cada uno de los puntos descritos en el apartado de buen estado ambiental, que incluyen estimas de abundancia y seguimiento de tasas de crecimiento poblacional y tasas de supervivencia de crías, para cada una de las especies elegidas como indicadores. Para ello, se realizarán programas de seguimiento, tanto desde embarcaciones como desde aeronaves, tal como se vienen haciendo en los últimos años en la Demarcación.

Se debería de buscar una reducción de capturas accidentales de las especies indicadoras a niveles sostenibles ecológicamente.

Cabe destacar que el planteamiento de ausencia de ruido ambiente tanto en la ensenada de Barbate como en la zona de Conil, serían medidas fácilmente aplicables y no tendrían impacto económico o social, dada la inexistencia de industria de avistamiento en la región actualmente. En el caso de ejercicios militares o las campañas sísmicas, se buscaría realizarlos en épocas en las que no exista presencia de orcas.



4. DEMARCACIÓN MARINA LEVANTINO BALEAR





1- Especies y poblaciones presentes y legislación relevante a nivel regional

La Demarcación marina levantino balear se caracteriza por un elevado número de especies de cetáceos presentes. En total 7 pueden considerarse comunes, 4 se consideran ocasionales, 2 raras y una extinta (Tabla 4.1).

Tabla 4.1: Especies de cetáceos citadas en la Demarcación marina levantino balear, frecuencia de aparición en esta demarcación.

Especies	Nombre común	Presencia en aguas Sud Atlánticas
<i>Balaenoptera physalus</i>	Rorcual común	Común
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ballena jorobada	Rara
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Rorcual aliblanco	Rara
<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	Común
<i>Ziphius cavirostris</i>	Zifio de Cuvier	Común
<i>Delphinus delphis</i>	Delfín común	Ocasional
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Delfín listado	Común
<i>Tursiops truncatus</i>	Delfín mular	Común
<i>Grampus griseus</i>	Calderón gris	Común
<i>Globicephala melas</i>	Calderón común	Común
<i>Orcinus orca</i>	Orca	Ocasional
<i>Phocoena phocoena</i>	Marsopa	Extinta
<i>Hyperoodon ampullatus</i>	Zifio nariz de botella	Ocasional
<i>Pseudorca crassidens</i>	Falsa orca	Ocasional

Cabe así mismo resaltar que existen una serie de propuestas de planes de Conservación para cetáceos en el Golfo de Cádiz y Mediterráneo Español realizados por CIRCE, ANSE, la EBD-CSIC y Alnilam a través del MAGRAMA y de la Fundación Biodiversidad, actualmente en manos del MAGRAMA, que analizan los cetáceos de las tres demarcaciones del Sur-Este Español. Debido a la interactividad de muchas de las acciones propuestas en dichos Planes de Conservación, así como la necesidad de información actualizada, se ha decidido utilizar estos documentos, que han sido ampliamente validados a través de diferentes comités científicos y reuniones técnicas como base a la Estrategia que se comenta a continuación.

2- Fuentes de información y programas de seguimiento

Se ha utilizado también la revisión realizada durante la creación de los planes de Conservación de cetáceos del Golfo de Cádiz y Mediterráneo Español. Los informes consultados provienen de la Universidad de Barcelona, Universidad de Valencia, GRUMM, Consellería de Agricultura y Pesca de Illes Balears, SUBMON, y la Fundación CRAM.

3- Presiones e impactos:



Se ha utilizado también la revisión realizada durante la creación de los planes de Conservación de cetáceos del Golfo de Cádiz y Mediterráneo Español. Se incluyen todas las que podrían afectar a cetáceos. En el caso de las Demarcaciones del Mediterráneo, así como del Sudatlántico, se han descrito tan solo una vez para evitar repetitividad en esta evaluación.

4- Especies elegidas como indicadores:

Para esta demarcación, y atendiendo a criterios de información disponible y grado de protección se han seleccionado además de las especies de cetáceos descritas en anteriores demarcaciones (población de delfín mular, población de delfín común, población de calderón común del Mediterráneo, y cachalote del Mediterráneo) el delfín listado y calderón gris. Estas dos especies, no incluidas en demás las demarcaciones, son en ésta ampliamente estudiadas, pudiendo ayudar a definir criterios de buen estado Ambiental de la Demarcación, acciones para su seguimiento y gestión así como definición de planes de vigilancia.

En este sentido, el delfín común, calderón común serán únicamente tratados en la demarcación del Estrecho y Alborán, por situarse su distribución espacial principalmente en esta demarcación. A continuación, se resume brevemente la información general disponible para cada una y con más detalle para cada descriptor.

5- Delfín mular (*Tursiops truncatus*)

Esta demarcación, cuenta con grupos de delfines mulares, principalmente en el Parque Natural de Islas Columbretes, Parque Natural de Serra Gelada, Cap de Creus y en todas las Islas Baleares.

a) Análisis de las características esenciales de la especie en la Demarcación:

- Criterio 1.1. Distribución de la especie: Indicadores: Área de distribución y patrones de distribución dentro de la misma:

Existe muy poca información respecto a la distribución espacial de la especie. En un reciente informe sobre la especie, (Gozalbes et al 2010), se cita la especie principalmente en el Parque Natural de Islas Columbretes, Parque Natural de Serra Gelada en la zona central de esta demarcación. De la misma forma, la especie está presente entorno a las Islas Baleares y Cap de Creus. De la misma forma que en las anteriores demarcaciones, se ha corrido una serie de modelos de predicción de hábitats idóneos para la especie a través de modelos maxent, que tienen únicamente en cuenta datos de presencia. Para ello, se ha optado por utilizar toda la información disponible publicada (Frocada et al 2004, Gozalbes et al 2010, Raga y Pantoja 2004) y procedente de las asociaciones Alnitalm y ANSE (figura 4.1). Obviamente la información que se saque de estos modelos es meramente descriptiva, ya que las representaciones serán groseras y



poco precisas al carecer de información tanto temporal, como de esfuerzo para las mismas.

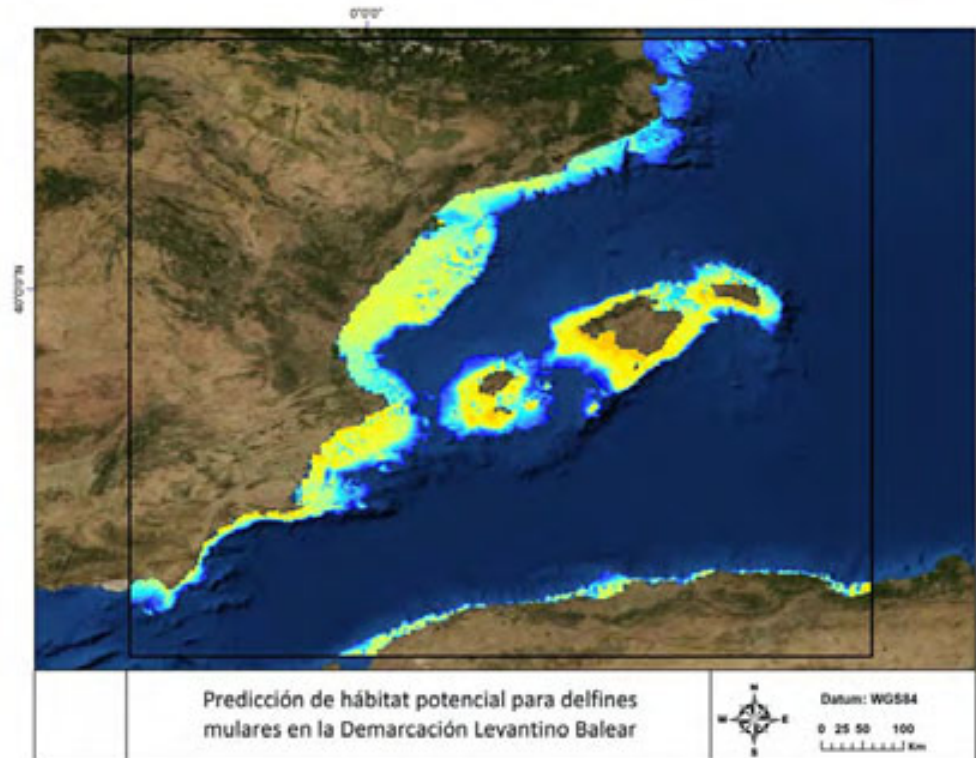


Figura: 4.1 Predicción de hábitats potenciales para delfines mulares en la Demarcación Levantino Balear a partir de los datos obtenidos de Frocada et al 2004, Gozalbes et al 2010, Raga y Pantoja 2004

- **Criterio 1.2. Tamaño poblacional: Indicador: Abundancia de la población:**

No se conoce con detalle cuántos delfines mulares hay en el mediterráneo español, pero hay estimas locales o regionales que dan una idea sobre la abundancia de la especie.

En el área central del mediterráneo español, es decir, la costa de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y en la costa de la Comunidad Valenciana, la estima es de 1333 animales (95% CI 739-2407) con una densidad absoluta de 0,041 delfines por kilómetro cuadrado (95% CI= 0,023 –0,075) (Gómez de Segura *et al.*, 2006) y la especie no se observa nunca en aguas con profundidades mayores de 1000 metros (Gómez de Segura *et al.* 2008).

En el año 2004 Forcada y colaboradores realizaron una estima de abundancia conjunta para la costa de Cataluña y Baleares. La abundancia total fue de 7654 (CV = 0.47; 95% CI = 1608 to 15 766). También estimaron la abundancia de delfines en las aguas costeras del archipiélago balear y el resultado varió desde 727 (CV = 0.47; 95% CI = 149 to 1481) individuos en primavera de 2002 a 1333 (CV = 0.44; 95% CI = 419 to 2617)



individuos en otoño de 2002, con una estima media de 1030 animales (CV = 0.35; 95% CI = 415 to 1849) (Forcada *et al.*, 2004).

El delfín mular es el cetáceo más común en la franja de las 10 millas alrededor de las islas y aunque parece que no hay una subpoblación única balear, los resultados de los estudios realizados hasta ahora indican que las islas contienen hábitats críticos para la conservación de la especie (Gazo *et al.* 2004).

- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Características demográficas de la población (por ejemplo, estructura por tallas, o por edades, proporción de machos y hembras, tasas de fecundidad, tasas de supervivencia/mortalidad).**

Los datos disponibles han sido descritos en el resto de Demarcaciones marinas del Mediterráneo, por lo que se ha optado en referirlos al resto de Demarcaciones para evitar repetitividad.

- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Estructura genética de la población:**

Los datos disponibles han sido descritos en el resto de Demarcaciones marinas del Mediterráneo, por lo que se ha optado en referirlos al resto de Demarcaciones para evitar repetitividad.

- b) un análisis de los principales impactos y presiones que afectan al estado ambiental de la especie en la demarcación marina:**

Para evitar repetitividad en esta evaluación, se han incluido las presiones e impactos en la Demarcación del Estrecho y Alborán.

- c) Pasos necesarios para el futuro para obtener mayor precisión en la Evaluación del estado inicial:**

Actualmente tan solo se tiene información sobre estimas de abundancia de la especie a nivel regional, por lo que se hace necesario:

- Estimar abundancia de la especie en la Demarcación a nivel global y de forma actualizada.
- Estimar cual es la distribución espacial de la especie a nivel de la Demarcación
- Continuar con las estimar causas de muerte de la especie en la Demarcación.
- Estimar la dieta de la especie en la Demarcación.

6- Cachalote Mediterráneo (*Physeter macrocephalus*):



En el Mediterráneo, el cachalote está distribuido desde el Estrecho de Gibraltar hasta la cuenca oriental (Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010). El hábitat preferido del cachalote en el Mediterráneo consiste en aguas profundas del talud, entre 1.500 y 2.000 m donde sus presas favoritas, los cefalópodos mesopelágicos, son más abundantes (Azzellino *et al.* 2008, Praca y Gannier 2008). También están presentes en las aguas oceánicas más profundas pero probablemente en un grado menor (Praca y Gannier 2008). En el Mediterráneo, debido a su alimentación oportunista, los cachalotes se encuentran en zonas de alta productividad desde los 500 a más de 2.000 m de profundidad, tanto en el talud continental, donde su distribución se relaciona con las características batimétricas, como en las aguas oceánicas más profundas, donde su hábitat preferido corresponde a zonas de frente de corrientes y zonas de orografía de fondo abrupta (Gannier y Praca 2007; Pirota *et al.* 2011; Cañadas *et al.* 2002). Su presencia fue confirmada por estudios visuales y acústicos en la parte sur de la cuenca occidental del mar Mediterráneo, incluyendo el mar de Alborán, la cuenca argelina y la parte sur de la cuenca oceánica Sardinio-Balear en los meses de agosto, octubre y noviembre, sobre todo en aguas profundas de más de 2.000 m (Lewis *et al.* 2007; Boisseau *et al.* 2010; Lewis *et al.* in prep).

La estructura social de los cachalotes incluye grupos sociales de hembras con individuos inmaduros y machos adultos que se separan de las hembras. En la cuenca occidental, los machos se reúnen en verano en el Norte (aproximadamente al norte del 41 °N), mientras los grupos sociales permanecen en el Sur (Drouot *et al.* 2004b), aunque estos últimos pueden encontrarse ocasionalmente en el Norte también (Moulins y Würtz 2005, Di Meglio y David 2008, Pierantonio *et al.* 2008). En el Mediterráneo, estos grupos sociales suelen contar con unos 7-12 individuos, incluyendo por lo menos 1-2 crías (Gannier *et al.* 2002). Se piensa que los cachalotes se alimentan en toda su área de distribución (Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010). Algunos individuos identificados en el Estrecho de Gibraltar fueron observados en aguas de la Región de Murcia y en el Mar de Liguria (a una distancia recta de unos 1600 km) pero ninguno fue observado en el Océano Atlántico (Carpinelli *et al.* 2011), confirmando el aislamiento de la población mediterránea a nivel genético sugerido por Engelhaupt *et al.* (2009) y Drouot *et al.* (2004a).

a) Análisis de las características esenciales de la especie en la Demarcación:

- Criterio 1.1. Distribución de la especie: Indicadores: Área de distribución y patrones de distribución dentro de la misma:

En el Mediterráneo español, el cachalote tiene una presencia habitual en el Estrecho de Gibraltar, Mar de Alborán y alrededor de las Islas Baleares (Universitat de Barcelona 1994; Raga y Pantoja 2004; de Stephanis *et al.* 2008; Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010, Carpinelli *et al.* accepted; de Stephanis *et al.* submitted).

En general, los cachalotes se distribuyen por toda la cuenca occidental mediterránea, mostrando preferencias por hábitats con aguas de profundidades superiores a los



1.000 metros, en especial entre los 1.500 y 2.000 m. Parte de estos hábitats corresponde a zonas de talud continental muy pronunciado, donde las condiciones oceanográficas favorecen la proliferación de cefalópodos y otras presas de profundidad que constituyen la dieta principal de los cachalotes. En el norte de Cataluña y golfo de León, el cachalote es habitual, sobre todo en las aguas profundas del talud continental; en la mayor parte de Cataluña y Baleares se encuentra desde el talud continental hasta aguas profundas superiores a los 2.000 metros; así como en el canal del mar Balear, canal de Ibiza y canal de Mallorca. En el sureste peninsular, es habitual en todo el rango de aguas oceánicas continua y nunca se encuentra en la plataforma continental o aguas someras.

Junto con aguas de Creta (Frantzis *et al.* 2003), el mar Tirreno, (Drouot *et al.* 2004b) y el mar de Liguria (Moulins y Würtz 2005; Di Meglio y David 2008; Pierantonio *et al.* 2008), las islas Baleares son una de las zonas del Mediterráneo, y la única del Mediterráneo ibérico, donde se pueden observar grupos sociales con hembras y crías, así como machos maduros, lo que sugiere una zona importante para la reproducción (Universitat de Barcelona 1994; Gannier *et al.* 2002; Drouot-Dulau y Gannier 2007). Pirotta *et al.* (2011) demostraron que los cachalotes se distribuyen en las aguas del sur, del este y del nordeste de las islas Baleares, pero no de manera uniforme. Durante los veranos 2003 a 2008, no avistaron ningún individuo en la parte oeste y norte de las islas. Sin embargo, Gannier *et al.* 2007 observaron grupos sociales al norte de Menorca.

Para obtener una idea fina de la distribución en la Demarcación Estrecho y Alborán, se aplicaron los mismos modelos que para el resto de especies, con toda la información disponible. La información proviene de los muestreos realizados por la CAPMA, CIRCE, Alnilam, ANSE y la EBD-CSIC. Se agradece a Alnitak la cesión de sus datos de avistamientos a Ana Cañadas (Alnilam) para el periodo 1992-2010. Se decidió construir una serie de modelos a partir del software MAXENT para la especie, que tiene en consideración exclusivamente datos de presencia de la especie. Para ello se testó la distribución espacial de la especie, en base a una serie de co-variables, como es la SST (temperatura superficial del mar), la Chl (Clorofila), la batimetría, pendiente de fondo y aspecto del mismo (direccionalidad de cañones). Se utilizaron estas covariables (fisiográficas, oceanográficas y geográficas) siguiendo las directrices de la Decisión de la Comisión 2012/477/EU “sobre criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas”.

La distribución de la especie estaría explicada en un 43% por la temperatura superficial del mar, y en un 22% por la batimetría del fondo.

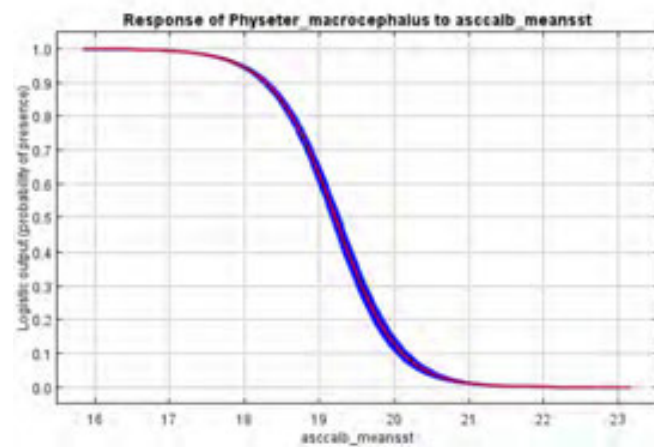


Figura 4.2: Respuesta de la especie a la temperatura superficial del mar.

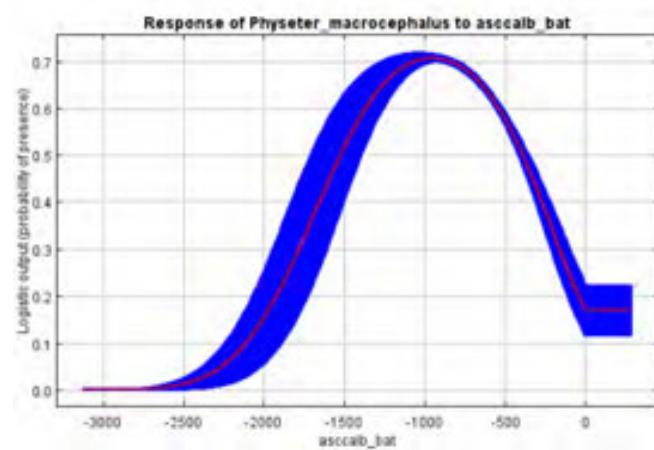


Figura 4.3: Respuesta de la especie a la batimetría del fondo.

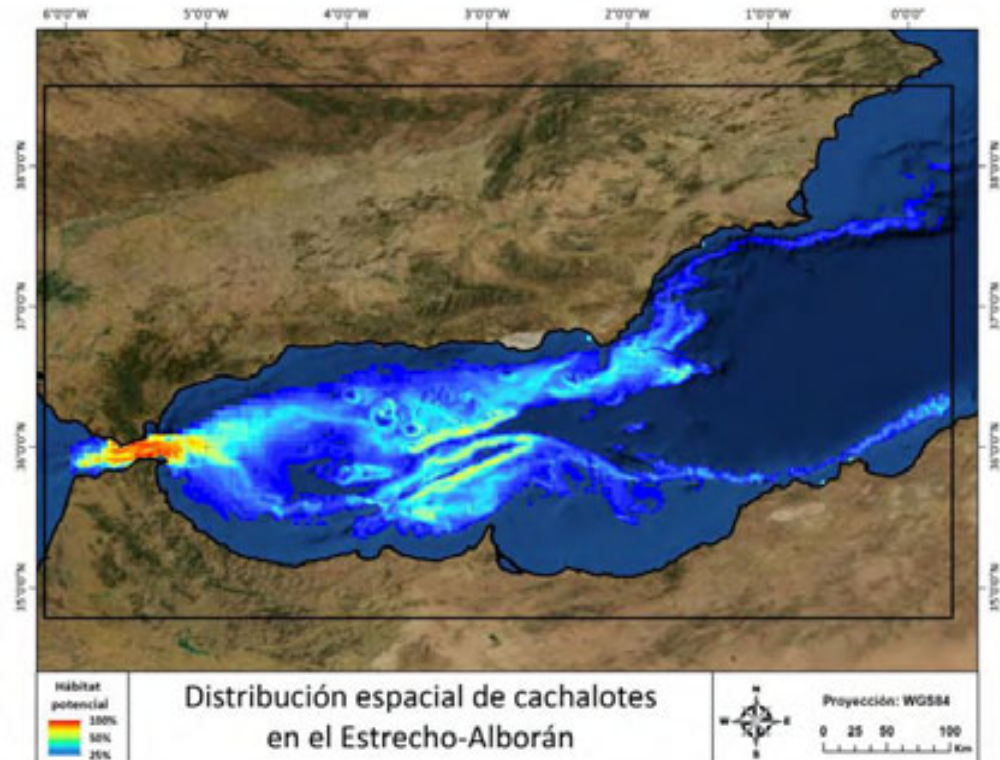


Figura 4.4 Predicción de zonas hábiles para la especie en la Demarcación marina del Estrecho y Alborán.

En un estudio fino realizado en colaboración por CIRCE, la EBD-CSIC y Alnilam, se aplicaron modelos de predicción, ya no solo con datos de presencia, sino también de ausencia, resultando los siguientes resultados en la Demarcación. En este estudio, las dos covariables que mejor explicaron la distribución de la especie fueron la profundidad y la longitud, como proximidad al Estrecho de Gibraltar. Una vez incorporados los tamaños de grupos, el 34% de la devianza fue explicada por la distancia a la isobata de 200 metros.

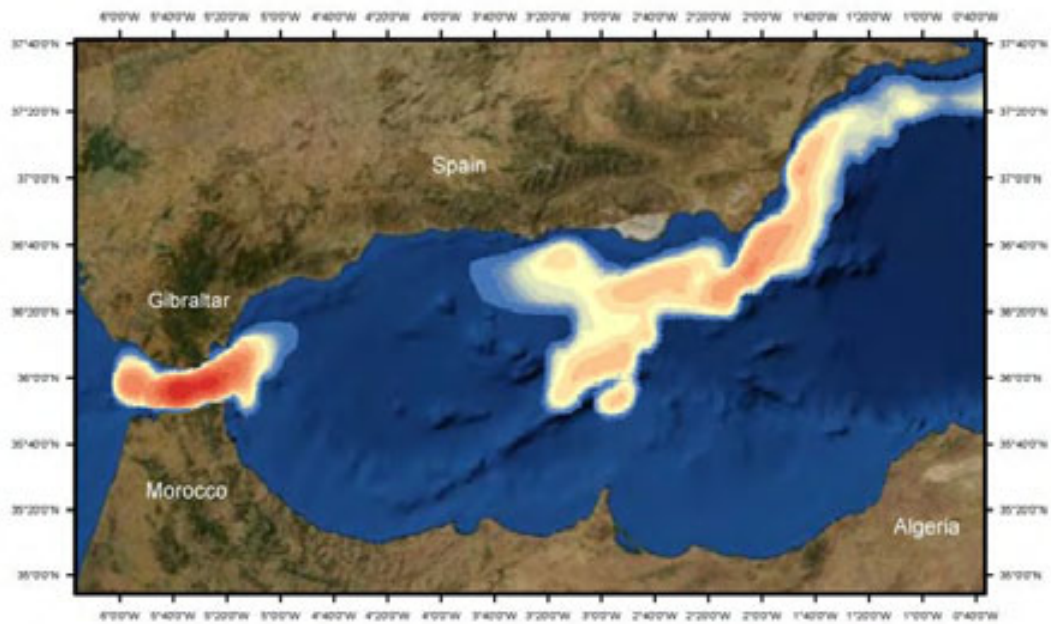


Figura 4.5: Modelo de predicción de presencia de cachalotes en la Demarcación Estrecho y Alborán (de Stephanis et al submitted).

Finalmente, ya para Baleares, se tiene disposición de una serie de modelos de predicción finos realizados a partir de observaciones y de seguimientos acústicos de los mismos publicado por Pirotta et al 2011, que se representan íntegramente del artículo en este informe. En él se puede apreciar una presencia importante de la especie en el sur de las Islas, así como al norte de la Isla de Menorca.

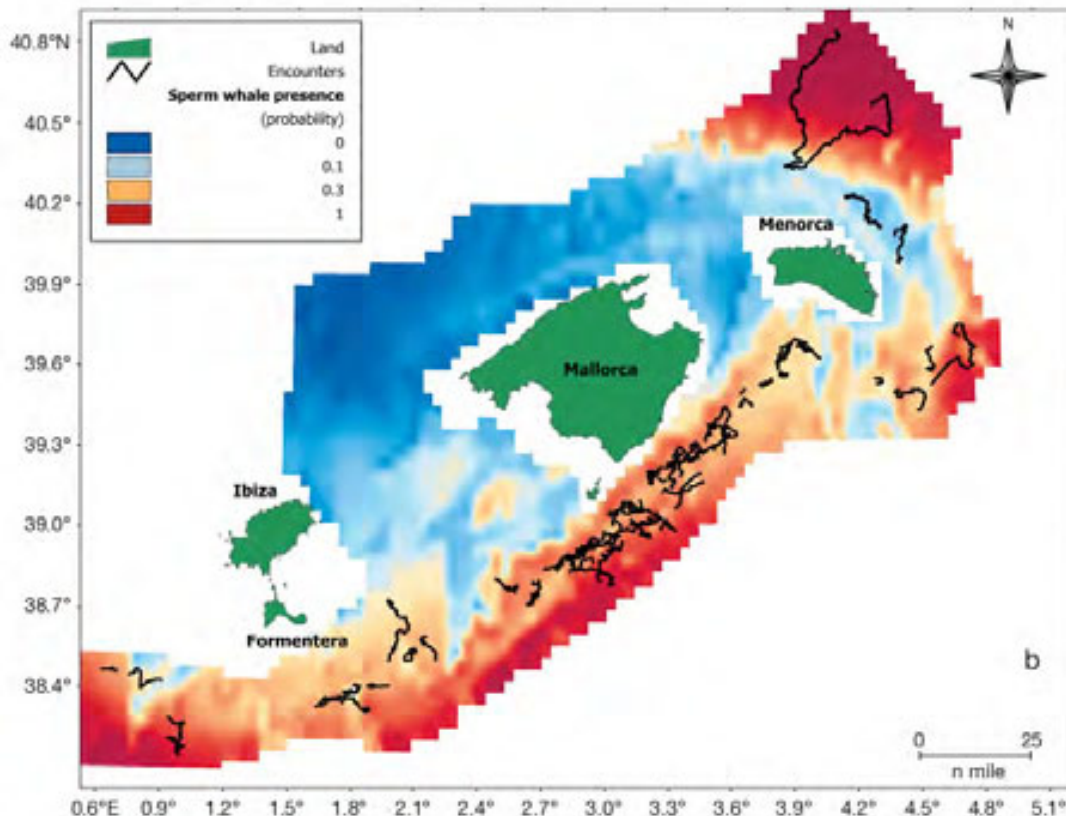


Figura 4.6: Modelo de predicción de presencia de cachalotes en las Islas Baleares. Reproducido íntegramente de Pirota et al 2011.

- **Criterio 1.2. Tamaño poblacional: Indicador: Abundancia de la población:**

Debido a su extensa distribución, es difícil estimar el tamaño de la población mundial. Sin embargo, Whitehead (2002) extrapoló las densidades estimadas por estudios científicos cubriendo el 24% de su hábitat global, y sugirió que la población actual de cachalotes cuenta con 360.000 animales (C.V.: 0,36), a partir de una población de 1.110.000 de individuos antes de la caza ballenera.

Basándose en estudios realizados en los últimos años a lo largo del Mediterráneo (Gannier *et al.* 2002; de Stephanis *et al.* 2005; Lewis *et al.* 2007; Boisseau *et al.* 2010; Carpinelli *et al.* 2011; Lewis *et al.* in prep), el número total de cachalotes presentes en toda la región Mediterránea se cuenta en centenares de individuos. Por ejemplo, Lewis *et al.* (in prep) estima una abundancia de 586 (I.C. 95%: 333-1033) cachalotes en la parte sur de la cuenca occidental del mar Mediterráneo, incluyendo el mar de Alborán, la cuenca argelina y la parte sur de la cuenca oceánica Sardino-Balear. Otra estima disponible, obtenida por Rendel y coautores, pero todavía pendiente de publicación sería la de aproximadamente 400 individuos, con un 95% de CI entre 200-1000, para aguas de Baleares, y el Mar de Liguria. En el Estrecho de Gibraltar-Mar de Alborán, 47 individuos han sido identificado desde el 1999 al 2010 (Carpinelli *et al.* 2011), con algunos individuos volviendo todos los años a esta zona (Gauffier *et al.* 2009).



- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Características demográficas de la población (por ejemplo, estructura por tallas, o por edades, proporción de machos y hembras, tasas de fecundidad, tasas de supervivencia/mortalidad).**

Dieta

En general los cachalotes comen cefalópodos mesopelágicos (Whitehead 2008). El carácter gelatinoso de estas presas hace complicado el estudio de su dieta a partir de contenidos estomacales y heces debido a la rápida digestión de los materiales frescos y los sesgos asociados al análisis de los picos (Whitehead 2003). La dieta de los cachalotes es variada (Clarke 1980), cambia mucho entre áreas (Whitehead 2003), en el tiempo dentro del mismo área (Kawakami 1980; Smith y Whitehead 2000) y entre individuos (p. ej. Clarke *et al.* 1993). Los cachalotes se alimentan “picoteando” continuamente, en vez de capturar una sola comida, pasando el 75% de su tiempo en busca del alimentos (Best 1999; Whitehead y Weilgart 1991).

Las hembras comen principalmente calamares de 0,1-10 kg, de los taxones *Ommastrephidae*, *Onychoteuthidae*, *Gonatidae*, *Pholidoteuthidae*, *Octopoteuthidae*, *Histioteuthidae* y *Cranchiidae* (Kawakami 1980). De éstos, sus presas preferidas en muchos estudios parecen ser los *Histioteuthidae*, cefalópodos mesopelágicos gelatinosos pesando entre 0,1-1 kg (p. ej. Clarke *et al.* 1976; Smith y Whitehead 2000), lo que también se verifica en el Mediterráneo (Roberts 2003). Sin embargo, pueden comer presas más grandes, como los calamares gigantes *Architeuthis* spp. y las potas *Dosidicus* spp., así como peses demersales y mesopelágicos (Whitehead 2003). Los machos comen las mismas especies que las hembras pero tienden a capturar individuos más grandes, y al aumentar el tamaño de los machos también lo hace el de las presas que capturan (Clarke 1980; Clarke *et al.* 1993; Best 1999). Asimismo, Clarke (1980) estima que las hembras capturan 750 calamares al día, y los machos 450. Además de las especies citadas, los machos se alimentan de algunas especies que viven únicamente en latitudes altas como el calamar colosal o cranquiluria antártica *Mesonychoteuthis hamiltoni* (Clarke 1987), considerado como la especie más grande de calamar alcanzando más de 10 m de longitud. Los machos son también consumidores de peces demersales, sobre todo gádidos, rayas o tiburones, en mayor cantidad que las hembras. En aguas subpolares boreales (cerca de Islandia o Alaska), los peces superan los calamares en la dieta de los grandes machos adultos, a veces el 90% del total (p. ej. Martin y Clarke 1986). Astruc y Beaubrun (2005) encontraron más de 90% de *Histioteuthis bonnellii* en el estomago de un cachalote varado en la costa francesa mediterránea. Estudios de isótopos estables demostraron que en el Mediterráneo y en el Estrecho de Gibraltar, los cachalotes se alimentan de cefalópodos pero también de peces (Capelli *et al.* 2008; de Stephanis 2008; Praca *et al.* 2011).

Reproducción y crecimiento

El cachalote es el ejemplo tipo de la especie de tipo K, que ha evolucionado frente a competencias para los recursos entre miembros de su propia especie (Whitehead



2003). Tiene una tasa de natalidad baja, un crecimiento y una madurez lentos y un alta tasa de supervivencia (Whitehead 2008). La estación reproductora de esta especie es prolongada: desde mitad del invierno a mitad del verano, y los apareamientos suelen tener lugar en aguas tropicales. La gestación dura de 14 a 16 meses, produciendo una única cría en primavera-verano, que pesa alrededor de una tonelada y mide de 3,5 a 4,5 m de longitud (Best *et al.* 1984). La hembra tardará unos 5 años en parir de nuevo, aunque el intervalo de natalidad varía entre áreas o en diferentes periodos de explotación humana (Whitehead 2008). La cría es amamantada generalmente en aguas templadas tropicales durante varios años, pese a que comienzan a tomar alimentos sólidos antes de cumplir el primer año de vida (Whitehead 2008). Después del destete el pequeño puede continuar tomando leche, las hembras hasta los 7 años y los machos hasta los 13. Las hembras alcanzan la madurez sexual alrededor de los 9 años, cuando miden unos 9 m (Best *et al.* 1984). Las capacidades reproductivas de las hembras disminuyen con la edad, y hay pocos nacimientos después de los 40 años; alcanzan la madurez física a los 30 años cuando dejan de crecer y miden unos 10,6 m (Whitehead 2008).

Los machos sin embargo, aunque alcancen la madurez a los entre los 10 y 20 años, no empiezan a reproducirse hasta los 20 ó 21 años de edad (Best 1979). Crecen mucho hasta los 30 años y alcanzan la madurez física a los 50 años, cuando miden unos 16-18 m (Whitehead 2008).

Durante el período de celo los machos reproductores emplean cierto tiempo en buscar grupos sociales con hembras en celo, pero sólo se quedan unos minutos o unas horas con cada grupo (Whitehead 2003). Se desconocen los procesos de apareamiento pero, durante este período los machos, ocasionalmente, pueden competir entre sí por grupos de hembras (Whitehead 2008).

Comportamiento acústico

Varios autores han sugerido diferentes funciones para el órgano del espermaceti y las estructuras accesorias que se encuentran en la cabeza del cachalote (Carrier *et al.* 2002; Clarke 1978b). La función más aceptada en la actualidad es que funcionan a modo de productor sonoro, haciendo a los animales capaces de producir chasquidos de ecolocalización de frecuencias más bajas que las que se esperarían para un animal de su tamaño (Møhl *et al.* 2001, 2003a, 2003b, Madsen 2002, Madsen *et al.* 2002b, 2002c, 2003). La función principal del órgano del espermaceti y las estructuras asociadas (el “*junk*”, los sacos y vías aéreas, y los denominados “labios de mono” o en francés “*museau de singe*”, que rodean el canal nasal derecho, en el extremo distal del órgano) es la de posibilitar la formación, ampliación y orientación de los chasquidos del cachalote, convirtiéndolo en un sistema muy potente de ecolocalización y de comunicación (Cranford 1999; Møhl *et al.* 2000).

La mayoría de las vocalizaciones de los cachalotes están constituidas por chasquidos de ecolocalización (en inglés “*click*”), que consisten en pulsos de energía altamente direccionales con frecuencias medias de emisión que se encuentran entre los 5 y 25



kHz y que pueden ser extremadamente potentes, hasta los 223 dB re 1 μ Pa @ 1m (Møhl *et al.* 2000, 2003a). Estos chasquidos son el sonido biológico más potente que se ha podido registrar hasta la fecha, equivalente a la intensidad del ruido producido por una avión a reacción, concentrado en unos milisegundos (Madsen *et al.* 2002b), lo que ha llevado a algunos autores a sugerir su posible uso para aturdir presas (Møhl *et al.* 2000; Miller *et al.* 2004).

El cachalote produce también dos tipos de pulsos omnidireccionales: los chasquidos lentos (en inglés “slow clicks” o “clangs”), producidos sólo por los machos solitarios y que podrían servir como señalización de su tamaño a larga distancia (Madsen *et al.*, 2002b), y series rítmicas de chasquidos, o “codas”, que se producen mayoritariamente en grupos de hembras con crías y que parecen tener funciones relacionadas con el mantenimiento de la cohesión de los mismos (Watkins y Schevill, 1977; Gordon, 1987; Weilgard y Whitehead 1993; Watwood *et al.* 2006). El cachalote produce también ocasionalmente “ráfagas de pulsos” (burst-pulses) (Goold, 1999; Weir *et al.*, 2007) y sonidos tipo “trompeta” (“trumpet”) (Teloni *et al.* 2005) de función desconocida.

Cranford (1999) y Madsen (2002) han descrito cómo funciona el melón para formar los chasquidos. Unos esfínteres musculares propulsan el aire a través de los labios de mono por el conducto nasal izquierdo permitiendo la producción los chasquidos. Debido a la presencia del saco nasal distal, situado justo por delante de los labios de mono, este chasquido es reflejado hacia atrás, propagándose por el espermaceti. Una segunda reflexión contra el saco nasal frontal envía de nuevo el clic hacia delante, proyectando el sonido amplificado y focalizado a través de las masas grasas del *junk*, hacia el medio externo.

Una vez encontrada la presa, el cachalote emite chasquidos a mayor velocidad (con un intervalo entre chasquidos reducido) según se acerca a ella, y en los momentos previos a su captura emiten un sonido denominado zumbido (en inglés, “creak”), que están formados por una sucesión muy rápida de chasquidos. Estos zumbidos le permiten al cachalote obtener más información por unidad de tiempo, previniendo posibles reacciones de huida de las presas (Madsen *et al.* 2002a). Estos autores estiman que los chasquidos usuales se pueden escuchar a unos 16 km y los zumbidos a 6 km. Por otro lado, los chasquidos lentos (“slow click” o “clang”), emitidos en series repetitivas cada 6-8 segundos, se pueden escuchar a más de 60 km y probablemente sirven para la comunicación a larga distancia con otros individuos o grupos (Weilgart y Whitehead 1988; Madsen *et al.* 2002d).

El otro tipo de chasquido omnidireccional, los codas, están constituidos por sucesiones rítmicas cortas, de 3-20 chasquidos que duran en torno a 0,2-2 segundos. Estos sonidos sólo se han observado en áreas donde coinciden grupos sociales (hembras, machos y crías) probablemente desempeñando algún papel en la comunicación social (p. ej. Weilgart y Whitehead 1993), ya que cada grupo social posee un repertorio de codas distintivo (Rendell y Whitehead 2003).



Comportamiento y estructura social

El cachalote posee distintos grados de asociación social: forma grupos familiares de hembras relacionadas genéticamente entre sí con sus crías, que permanecen estables a lo largo de los años (Christal y Whitehead 2001; Whitehead 1999; Mesnick 2001); los machos al alcanzar los 15-20 años abandonan los grupos familiares y forman grupos de solteros, permaneciendo las hembras en los mismos; y los machos adultos tienden a ser solitarios (Whitehead 2003).

Presentan dos tipos de comportamiento general: alimentación a grandes profundidades y socialización/descanso en superficie (Whitehead y Weilgart 1991). Los períodos de alimentación constituyen el 75% del comportamiento normal de la especie, dispersándose en un rango de 1-2 km (Whitehead 1989). Recientemente, se han realizado las primeras descripciones preliminares del comportamiento de buceo y de alimentación, utilizando marcas digitales Dtag (Johnson y Tyack 2003), que permiten la obtención de datos de movimiento en las tres dimensiones y del comportamiento acústico simultáneamente. Utilizando esta tecnología se ha observado una tendencia a que los cachalotes pasen más del 72% de su tiempo bajo el agua, con una duración media de inmersión de 40-50 minutos. Durante estas inmersiones producen un tipo de vocalización denominada chasquido, que mediante la ecolocalización les permite localizar las presas de las que se alimenta.

Los momentos de socialización/descansando en superficie se caracterizan porque los grupos forman conjuntos que muestran un comportamiento coordinado, denominados “clusters” (Whitehead 2003). Pueden permanecer flotando en superficie, aparentemente descansando; o ser muy activos. Durante estos períodos su comportamiento acústico también varía, pudiendo permanecer en silencio o realizar un tipo de vocalización denominado coda. Las codas consisten en patrones cortos de series rítmicas de chasquidos, que parecen jugar un papel importante en el mantenimiento de la cohesión social. Existen repertorios de codas distintivos de diferentes grupos que permiten su clasificación en clanes vocales (Weilgart y Whitehead 1997; Madsen 2002).

- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Estructura genética de la población:**

Estudios genéticos, y de identificación fotográfica parecen demostrar que existiría una población de cachalotes aislada en el Mediterráneo. (Drouot et al. 2004; Engelhaupt et al. 2009, Carpinelli et al accepted).

- b) Análisis de los principales impactos y presiones que afectan al estado ambiental de la especie en la demarcación marina:**

El artículo 52.3 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (Ley 42/2007) establece la prohibición de dar muerte, dañar, molestar o



inquietar intencionadamente a los animales silvestres, especialmente los incluidos en alguna de las categorías del Catálogo de Especies Amenazadas (CEA), como es el caso de los cetáceos, y entre ellos del cachalote.

Las amenazas principales de los cachalotes en el Mediterráneo son el enmalle en redes a la deriva y las colisiones con embarcaciones (Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010).

- 1) El enmalle en redes a la deriva en mar abierto de pesca de atún y pez espada ha causado mortalidades importantes y no sostenibles desde mediados de los años 80 (Notarbartolo di Sciara 1990, IWC 1994), y todavía sigue ocurriendo (Tudela *et al.* 2003, ACCOBAMS 2003, Pace *et al.* 2008). A pesar de las regulaciones nacionales e internacionales prohibiendo el uso de redes a la deriva en el Mediterráneo, redes ilegales o casi-legales siguen existiendo en la cuenca occidental (e.g. en Italia y Marruecos (Oceana 2008), lo que sigue amenazando la supervivencia de la especie en la región.
- 2) Además de las capturas accidentales en redes a la deriva, las perturbaciones causadas por el tráfico marítimo intenso y las colisiones con embarcaciones (e.g. cargueros, petroleros, fast-ferries, de Stephanis *et al.* 2005), pueden ser una causa importante de mortalidad (Pesante *et al.* 2000).
- 3) El ruido submarino procedente de prospecciones sísmicas, ejercicios militares, y la pesca ilegal con dinamita son otros problemas que les afecta (Notarbartolo di Sciara y Gordon 1997, Frantzis *et al.* 2003).

Los datos de varamientos de cachalote recogidos por la Universidad de Valencia en la Comunitat Valenciana entre 1990-2009 indican 21 individuos, de los cuales 1 (5 %) tenía evidencias de colisión con embarcaciones (Gozalbes *et al.* 2010).

Interacciones con pesquerías ALTO

Un estudio de la Universitat de Barcelona (1994) consideraba que la principal amenaza para la especie en el Mediterráneo español procedía de las artes de deriva para pez espada (*Xiphias gladius*) utilizados por la flota italiana y marroquí. Desde 1971 a 2003, se recopilaban los informes de 229 cachalotes enredados en artes de pesca en España, Francia e Italia, sobre todo en redes a la deriva (Podestà y Magnaghi 1989; Lázaro y Martín 1999; Notarbartolo di Sciara *et al.* 2004). Hasta la primera mitad de los años 80, antes del uso intensivo de redes de deriva, los varamientos de cachalote eran muy escasos (Notarbartolo di Sciara 1990). Antes de la prohibición del uso de redes a la deriva en todo el Mediterráneo, a principios de los años 90, la flota de deriva de Italia extendió su radio de acción a aguas españolas, en concreto a las Islas Baleares y a la costa nororiental de la Península. A partir de entonces han llegado a las costas españolas varios cachalotes enmallados en piezas de redes de deriva. Así por ejemplo, durante el año 1993, 13 de estos cetáceos, 4 de ellos crías o individuos recién nacidos, aparecieron en las costas de Menorca, Mallorca y Tarragona, mientras que a lo largo de 1994, 8 cachalotes arribaron a las costas españolas con signos evidentes de



interacción con artes de deriva (Universitat de Barcelona 1994). No obstante, estas cifras son tan sólo una pequeña fracción de los ejemplares muertos en estas artes, ya que la mayoría se hunden y no llegan nunca a varar en la costa. En 1993, Notarbartolo di Sciara *et al.* (2004) registraron un pico de varamientos en el Mediterráneo, con 24 cachalotes, sobretudo en las islas Baleares correspondiendo a la explotación por los rederos italianos en la zona. La frecuente presencia de crías e individuos jóvenes en capturas incidentales en las Islas Baleares indica que se trata de un área importante para el cachalote (Universitat de Barcelona 1994).

Hoy en día las capturas accidentales son debidas sobre todo a redes pelágicas a la deriva de larga escala (Podestà y Magnaghi 1989), a pesar de las prohibiciones por la GFCM (Comisión General de Pesca del Mediterráneo), el ICCAT, 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.

Se han registrado interacciones con las pesquerías de palangre de fondo, por ejemplo en el Golfo de Alaska donde estos animales han sido vistos capturando bacalao negro (*Anoploploma fimbria*) y en Ecuador (Félix *et al.* 1997; Hucke-Gaete *et al.* 2004; Straley *et al.* 2005; Warner *et al.* 2005). En las Zonas de Exclusividad Económica de las Tierras Antárticas y Australes Francesas, los cachalotes causan una disminución de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) en la pesquería de palangre de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*). En las aguas de la Isla de Crozet, esta reducción es de 12,1% cuando sólo hay cachalotes y de 42,5% cuando se asocian con orcas (*Orcinus orca*), mientras en las aguas de la Isla de Kerguelen, disminuyen la CPUE de 12 a 21% (Roche *et al.* 2007).

Asimismo, los cachalotes pueden atravesar o llevarse por delante los aparejos de pesca. Los cetáceos que acarrear enganchados estos aparejos de pesca puede morir a causa de éstos, al debilitarles, producirles graves heridas o dañar sus funciones normales incluso sin que queden ya señales aparentes de lo ocurrido (NMFS 2006). Los cachalotes pueden quedar atrapados en el arte intentando capturar los peces enganchados en las redes y anzuelos

Interacciones con embarcaciones ALTO

Colisión con embarcaciones ALTO

Laist *et al.* (2001), Jensen y Silber (2004), Weinreich *et al.* (2004), Vanderlaan y Taggart (2007), Douglas *et al.* (2008) y Van Waerebeek y Leaper (2008) recopilaron la información disponible sobre colisiones entre grandes cetáceos y embarcaciones en el mundo, demostrando que los cachalotes son una de las especies de cetáceos más conocidos como víctimas de colisiones. Según Jensen y Silber (2004), la tasa de mortalidad asociada a las colisiones con embarcaciones sería de 70-80%. Los grandes



buques navegando a más de 14 nudos son los que tienen más probabilidad de provocar la muerte de cetáceos por colisión (Laist *et al.* 2001).

Los cachalotes pasan largos periodos flotando en superficie (en general unos 10 minutos Jacquet *et al.* 1998; Drouot *et al.* 2004c) descansando entre inmersiones profundas. Este comportamiento les hace muy vulnerables frente a colisiones con embarcaciones. Berzin (1971) notó la existencia de un gran número de informes de colisiones entre barcos y cachalotes de distintas edades, incluyendo buques de pasaje y remolcadores. Además, tiene evidencias de animales acercándose demasiado a los barcos y que tuvieron daños provocados por las hélices. En las islas Canarias, las colisiones con cachalotes parecen ser frecuentes, y en 1992 un fast-ferry chocó con un animal y un pasajero murió durante el evento (André *et al.* 1997). Pesante *et al.* (2000) recopiló la información procedente de los catálogos de foto-identificación y de los varamientos de cachalotes en Francia, Italia y Grecia y encontró evidencias de colisión en un 4,5-7,7% de los animales fotografiados y en un 5-16% de los varamientos.

En otras zonas se han descrito también casos de colisión con embarcaciones, como la Comunidad Valenciana, se han detectado varamientos de rorcual común y cachalote con evidencias de colisión con embarcaciones (Gozalbes *et al.* 2010)

El Estrecho de Gibraltar ha sido descrito como la primera zona crítica en relación al tráfico marítimo en el mundo (de Stephanis *et al.* 2005), es el único paso de comunicación entre el Mar Mediterráneo y el Océano Atlántico, con una cantidad estimada en 150.000 cargueros y ferrys en el 2010 (datos de la APBA de Algeciras). Varias compañías de ferrys y fast-ferrys hacen la conexión de Algeciras hacia Ceuta y Tánger-Med, de Gibraltar a Tánger-Med y de Tarifa hacia Tánger; cargueros y cruceros cargan y descargan en los puertos de Algeciras, Gibraltar, Ceuta y Tánger o atraviesan el Estrecho desde o hacia algún puerto en el Mediterráneo. Los cachalotes se encuentran en medio de las principales rutas marítimas (de Stephanis *et al.* 2010). En la misma zona, se ha observado la colisión en directo entre un ferry y un cachalote que resultó en la muerte del animal (de Stephanis *et al.* 2005) y se estima que otros 4 ejemplares pueden haber muerto por la misma causa (CIRCE, datos no publicados).

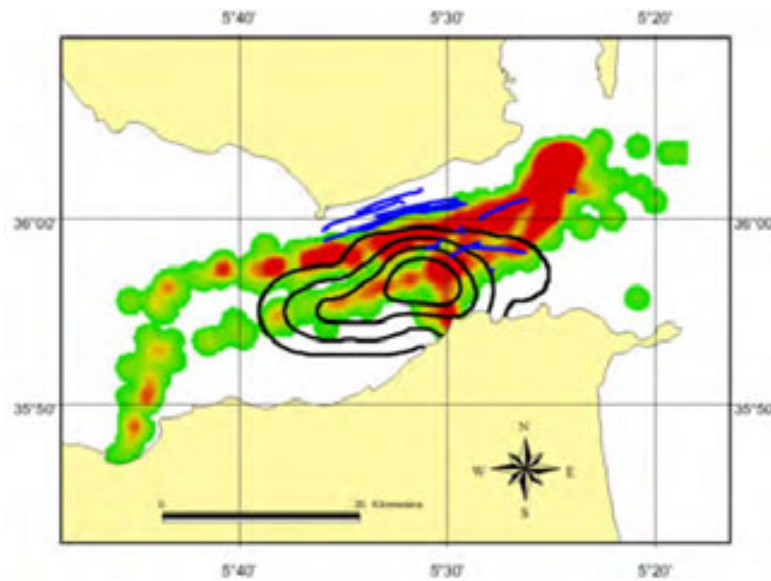


Figura 4.7: Mapa de riesgo de presencia de ferrys (kernels), seguimiento de rorcuales comunes (azul) y distribución de cachalote (negro) en el Estrecho (de Stephanis *et al.* 2011)

Siguiendo una propuesta por de Stephanis *et al.* (2005) previa al cambio en el dispositivo de separación de tráfico debido a la construcción del nuevo puerto de Tánger-Med, la única regulación de la velocidad del tráfico marítimo comercial existiendo en España ha sido establecida para reducir el riesgo de colisión con cachalotes en el Estrecho de Gibraltar (IHM 2007). Sin embargo, esta medida sólo tiene carácter de recomendación, y menos de la mitad de los cargueros y ferrys, y ninguno de los fast-ferrys, cumplen con la misma (Gauffier *et al.* 2010). Además el carácter temporal de la recomendación, entre abril y agosto, deja descuidados a todos los cachalotes que usan el Estrecho durante el resto del año (Gauffier *et al.* 2010).

Efecto del avistamiento recreativo de cetáceos MEDIO

La actividad de observación/avistamiento de cetáceos 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 concienciación de la población sobre los mamíferos marinos y los problemas ambientales a los que se enfrentan (Tilt 1986, Duffus y Deardon de 1993, Lien 2001).

En la actualidad, la observación de cetáceos en su medio natural constituye una actividad turística, económica, científica y recreativa de excepcional importancia, a través de la cual se puede desempeñar una importante labor de investigación y de educación ambiental e incluso de conservación, siempre y cuando se realice 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 52.3 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre (Ley 42/2007)*. Pero hasta la fecha, no se han realizado actividades de control de la actividad. 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 (Catálogo Español de Especies Amenazadas) o en los anexos de la Ley 42/2007 y RD 1727/2007, estará sujeta a la autorización previa, que otorgará el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Por otro lado, 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.g. Watkins *et al.* 1981; Jahoda *et al.* 2003). Además, el transporte marítimo puede llegar a producir efectos adversos sobre las poblaciones y su hábitat, tanto por colisión con individuos, especialmente las embarcaciones rápidas o las dedicadas al turismo de observación de cetáceos, como por afectar a su comunicación y dañar su sistema auditivo (ver 1.2.4.2).

En Kaikoura (Nueva Zelanda), se ha demostrado que los machos de cachalotes reaccionaron a los barcos de avistamiento de cetáceos cambiando sus patrones de respiración, sus vocalizaciones y alejándose del barco (Richter *et al.* 2006). Sin embargo, los autores encontraron mucha variación interindividual, sobre todo entre residentes y transeúntes, éstos últimos mostrando reacciones más altas. Gordon *et al.* (1992) sugieren que una reducción del tiempo pasado en superficie del 17% podría traducirse en una reducción del 36% del tiempo de alimentación. Richter *et al.* (2003) estiman que en el 50% de sus salidas a la superficie un individuo residente de Kaikoura estará acompañado por un barco de avistamiento de cetáceos entre las 7h30 y 17h30, mientras IFAW (1996) recomienda que esto no ocurra en más del 25% de los periodos de descanso diurno. De la misma forma, Gordon *et al.* (1998) recomienda medidas especiales para el avistamiento turístico de cetáceos en zonas de reproducción y cría, debido a que la actividad podría ser más perjudicial durante estas funciones vitales. En las islas Azores, Magalhães *et al.* (2002) encontraron un cambio de comportamiento, en la velocidad de natación y los patrones de respiración, en caso de maniobras peligrosas o inadecuadas por parte del barco de avistamiento turístico de cetáceos, sobre todo en el caso de grupo de hembras con crías. Sin embargo, los autores consideran que la molestia es baja y de momento sólo se han detectado reacciones a corto plazo.

En el Mediterráneo, se ha demostrado que incluso niveles bajos de perturbaciones por el avistamiento turístico de cetáceos pueden producir un cambio de comportamiento a



medio plazo en rorcuales comunes, haciendo que los animales dejen de alimentarse y no volviendo a esta actividad incluso después de que cese la molestia (Jahoda *et al.* 2003), con importantes implicaciones energéticas. Para otras especies, este tipo de reacciones frente a las molestias del turismo se han asociado con el abandono de ciertas áreas (Allen 1991), la reducción del éxito de reproducción (Giese 1996), e incluso la muerte de ejemplares por exceso de gasto energético (Daan *et al.* 1996).

El efecto del avistamiento de cetáceos descontrolado, una actividad en pleno desarrollo en España, puede agravar el estrés acústico al que normalmente se ven sometidos y causar 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 el Estrecho de Gibraltar durante 42 embarques en verano 2007 se pudieron analizar 162 maniobras y conductas de aproximación y de estancia de las embarcaciones de avistamiento de cetáceos, de las cuales el 47% fueron incorrectas, destacando con mayor frecuencia la interposición de las embarcaciones cortando el rumbo de los animales (18%), seguido por maniobras de acercamiento por detrás (9%), o acercamiento brusco (8%) y por maniobras de alejamiento brusco (5%) (Salazar Sierra *et al.* 2008).

Contaminación MEDIO

Uno de los objetivos específicos de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino (Ley 41/2010) según el artículo 1.3 es *“Prevenir y reducir los vertidos al medio marino, con miras a eliminar progresivamente la contaminación del medio marino”*, y según el artículo 4.1.f. *“se mantendrá como objetivo la minimización de la contaminación del medio marino, entendiendo como contaminación toda introducción directa o indirecta en el medio marino de sustancias o energías como consecuencia de la actividad humana, incluidas las fuentes sonoras submarinas, que provoquen o puedan provocar efectos nocivos”*.

Efecto de la contaminación química BAJO

- **Contaminantes orgánicos**

Borrell (1993) sugiere que los cachalotes tienen niveles de organoclorinas intermedios, más altos que los de los mysticetos pero más bajos que los de otros odontocetos de tamaño menor, como los calderones comunes, debido a su nivel trófico medio. Los niveles de contaminantes están también relacionados a sus hábitos alimenticios, y debido a la ingesta de peces como complemento a su dieta basada en cefalópodos mesopelágicos, las hembras parecen acumular los contaminantes en mayores cantidades que los machos (Universitat de Barcelona 1994). Praca *et al.* (2011) encontraron concentraciones de tPCB de $107,81 \pm 108,72 \mu\text{g.g}^{-1}\text{lw}$ y de tDDT de $107,81 \pm 108,72 \mu\text{g.g}^{-1}\text{lw}$ en cachalotes varados en la costa francesa del Mediterráneo, representando niveles cinco a diez veces mayores que estudios realizados en el Atlántico Norte (p. ej. Law *et al.* 1996).



Mercurio, plomo, cadmio y selenio fueron detectados en 4 cachalotes varados en Dinamarca (Nielsen *et al.* 2000). Los autores encontraron altas concentraciones mercurio (2.421 lg/l) y de cadmio (31.100 lg/l) en la sangre, lo que representa una concentración de cadmio 500 ± 1000 mayor que el encontrado en muestras de calderones comunes de la misma zona.

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

- Vertidos de hidrocarburos

A raíz de varias catástrofes (Torrey Canyon en 1967, 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 ITOPF (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.

Geraci (1990) propone que si ocurre un vertido de petróleo en una zona de presencia de cachalotes, podría resultar en contactos del petróleo con la piel, 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 hasta la fecha.

Los efectos de la catástrofe del derrame del *Deep Horizon* de BP en el golfo de México en 2010, el más importante en la historia de EE.UU. y el único que llegó a derramar petróleo en el fondo del mar afectando a toda la columna de agua, son todavía desconocidos. Sin embargo, Williams *et al.* (2011) estiman que sólo el 2% (0-6%) de los cadáveres de mamíferos marinos han llegado a ser detectados, lo que implicaría que el número de individuos muertos podrían ser hasta 50 veces mayor, habiéndose encontrado 101 cuerpos de 14 especies distintas después del derrame. En el golfo de México, entre 2003 y 2004 se estimó una población de unos 1.665 cachalotes (C.V.: 0,20) (Mullin 2007) y se estimó en 3 animales su "Extracción Biológica Potencial" (EBP, del inglés: Potential Biological Removal o PBR), es decir el número límite de muertes anuales provocadas por actividades humanas más allá del cual la población estaría en peligro (NMFS 2010b).



Efecto de la contaminación por ingesta de plásticos ALTO

La ingesta de desperdicios marinos está bien documentada en aves marinas, (Moser & Lee 1992; Spear et al. 1995; Rodríguez et al. 2012) así como en tortugas marinas (Tomas et al. 2002), pero se carece de mucha bibliografía en lo que a cetáceos se refiere. Sin embargo, algunos casos han sido descritos en todo el mundo (Walker et al. 1989; Laist 1997; Baird & Hooker 2000; De Meirelles & De Barros 2007; Jacobsen et al. 2010). Incluso pequeñas cantidades pueden ser dañinas para estas especies, debido a un atoramiento gastrointestinal (Tarpley & Marwitz 1993; Gorzelany 1998; Stamper et al. 2006; Gomerčić et al. 2009; Levy et al. 2009). En esta región se ha descrito la muerte de individuos precisamente debido a ingesta de plásticos procedentes de los cultivos bajo plásticos de la región de Almería, Granada y Murcia (de Stephanis et al. Submitted). Otros casos, como en California, han sido también descritos como muertos debido a ingesta masiva de restos relacionados con pesquerías (Jacobsen et al. 2010).

Los hábitos alimenticios mesopelágicos del cachalote hacen de la ingestión de residuos de aparejos de pesca y materias plásticas (bolsas o trozos de PVC, etc.) un evento común, probablemente al confundirlos con sus presas (Tarpley y Marwitz 1993; Lambertsen 1997). Las consecuencias de estas ingestiones pueden ser debilitantes e incluso letales, causarles obstrucciones o daños en el aparato digestivo.

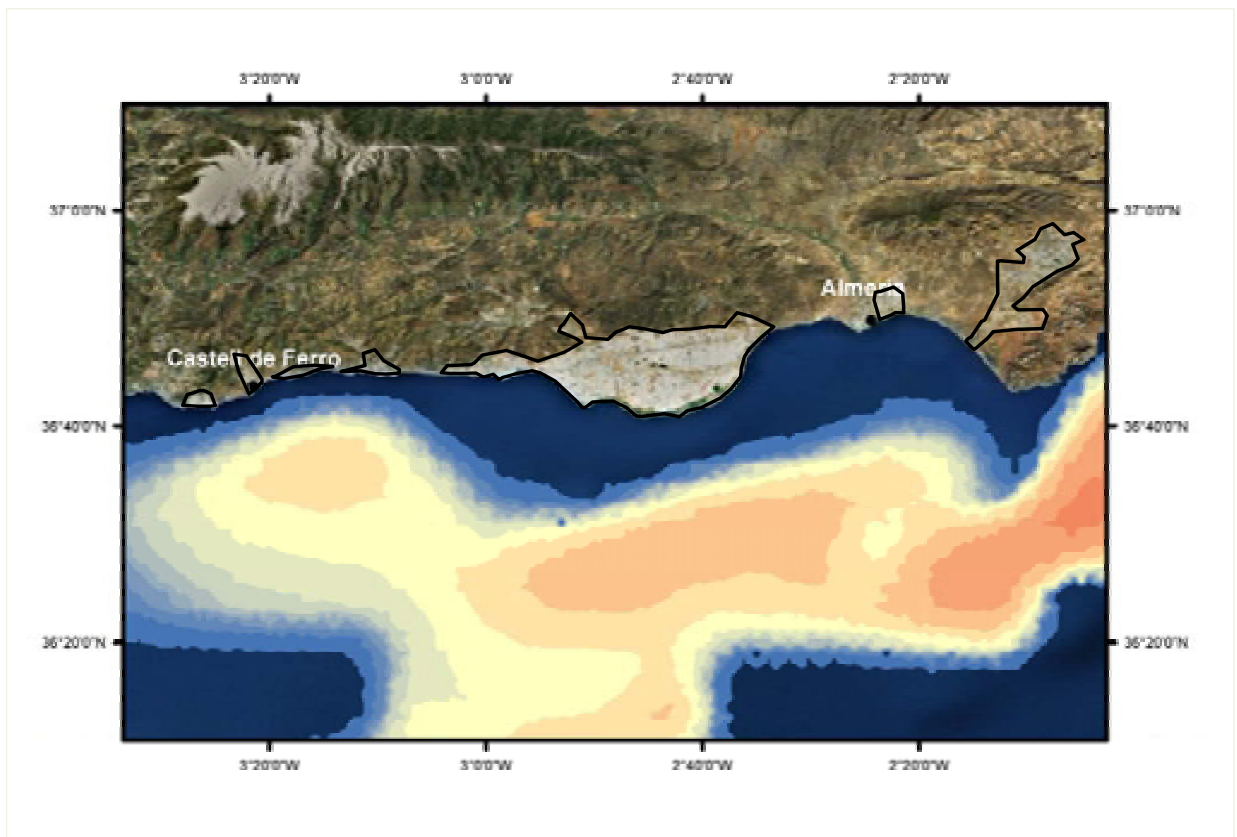




Figura. 4.8: Predicción de densidad de cachalotes en el área de Almería y presencia de cultivos bajo plásticos en la region (en negro) de Stephanis et al submitted.

Efecto de la contaminación acústica ALTO

El hombre realiza muchas actividades que producen ruido bajo el agua en el medio marino, algunas intencionadamente como la exploración geofísica o las maniobras militares y otras colateralmente, como el tráfico marítimo comercial o la pesca. Los diferentes tipos de ruido producen dos tipos de contaminantes acústicos, unos de alta intensidad e impacto agudo como la exploración geofísica marina y otros de baja o moderada intensidad pero crónico, como el tráfico marítimo (Hildebrand 2005), los cuales pueden tener un efecto sobre el ecosistema marino local o contribuir al ruido ambiente en una zona muy extensa (Curtis *et al.* 1999; Andrew *et al.* 2002; McDonald *et al.* 2006, 2008; Castellote *et al.* 2010). 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 de superpetróleos, 5) las explosiones de prueba de resistencia de buques militares, 6) el sonar táctico de baja frecuencia militar y 7) el resto de buques comerciales.

Los diferentes tipos de perturbaciones generadas por este contaminante en los mamíferos marinos están siendo cada vez mejor documentadas y la literatura disponible sobre este problema es cada vez más abundante, como por ejemplo la 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 un aumento de la vulnerabilidad frente a ciertos peligros (Richardson *et al.* 1995). 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). La acumulación de daños temporales en el sistema auditivo puede llegar a causar daños permanentes (Melnick 1991). 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 esteréocilios de la cóclea (Gordon *et al.* 1998b; McCauley *et al.* 2000). Pero la manera en la que el ruido generado por actividades humanas está afectando a las poblaciones de los mamíferos marinos sigue siendo desconocida (NRC 2005). 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, pero en el medio marino ninguna de estas tareas es fácil (Tyack *et al.* 2004).



Tráfico marítimo

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 1.000 Hz por encima de los 100 dB (Ross 2005, Castellote 2009). De las diferentes fuentes de ruido existentes en la cuenca mediterránea, el tráfico marítimo comercial y la exploración geofísica son las dos primeras en orden de importancia (Abdulla y Linden 2008). 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). Además, de las áreas del mar Mediterráneo, la del estrecho de Gibraltar es la de mayores niveles de ruido ambiente con un valor medio de 112,5 dB re 1 μ Pa, coincidiendo con niveles extremos de tráfico marítimo (Castellote *et al.* 2010). Un estudio preliminar del Golfo de México indica que los cachalotes pueden ser afectados por el ruido de los barcos ya que se ha notado una disminución de los chasquidos de ecolocalización y de las observaciones de animales después del paso del barco (Ioup *et al.* 2005).

Prospecciones sísmicas

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). Los odontocetos, o cetáceos con dientes (delfines, calderones, cachalotes, zifios, etc), emiten a frecuencias medias y altas, por lo que se han considerado tradicionalmente libres del impacto acústico de las prospecciones sísmicas. Sin embargo, hay dos razones que indican que los odontocetos también pueden ser objeto de impacto de los sonidos sísmicos: i) se ha demostrado que los pulsos sísmicos, transmitidos cerca de la superficie, contienen energía en frecuencias que coinciden con los rangos de emisión de muchas especies de odontocetos (Goold y Fish 1998; McCauley *et al.* 2000; Madsen *et al.* 2006, DeRuiter *et al.* 2006); ii) es posible que un sonido de muy alta intensidad sea perjudicial, aunque no coincida con las frecuencias de las vocalizaciones de la especie.

Existen varios estudios sobre las reacciones de cachalotes frente a perturbaciones acústicas; no hubo respuesta evidente a sonidos lejanos (>20 km) de emisores de disparos neumáticos "airguns" que fueron registrados por los cachalotes en el Mar de Noruega (Madsen *et al.* 2002d), o a transmisiones experimentales de sonar activo de frecuencia media en el Mar Mediterráneo (Zimmer 2004). Un cese de vocalizaciones de cachalote se registró en el sur-este del Caribe relacionado con emisiones militares de sonar a frecuencia media (3,25-8,4 kHz), además de un cambio de comportamiento, dispersión y alejamiento del barco (Watkins *et al.* 1985). Asimismo, los animales cesaron las vocalizaciones en el Océano Índico durante los pulsos provocados por disparos de cañones de aire emitido por un barco de campaña sísmica situado a más de 300 km, así como durante las transmisiones baja frecuencia de la prueba oceanografía de viabilidad de la "Heard Island Feasibility Test, 1991" (Bowles *et*



al.1994). Los cachalotes en el Golfo de México han sido expuestos a menudo a los sonidos de investigación sísmica desde hace muchos años (Wilson *et al.* 2006) y con frecuencia no mostraron cambios perceptibles, o muy pocos, en su comportamiento, tanto vigilados visualmente (p. ej. Gordon *et al.* 2006) como por la técnica de etiquetas emisoras ('tagging') rastreadas por satélite (Winsor y Mate 2006). Sin embargo, NMFS (2006) sugiere que los cachalotes podrían presentar reacciones a los pulsos sísmicos a distancia superiores que los misticetos. Los cachalotes del Golfo de México abandonaron la zona durante una campaña sísmica, alejándose a más de 50 km (Mate 1994). En los últimos experimentos de exposición controlada, se muestra de forma preliminar que durante la exposición al sonido sísmico, los cachalotes realizaron menos inmersiones profundas, lo que se relaciona con su patrón alimentación (Miller *et al.* 2006). Asimismo, durante los pocos buceos profundos registrados, se disminuyó de forma notable la producción de zumbidos (en inglés "creak") que están relacionados con intentos activos de captura de presas. Aunque los datos de reacciones de cachalotes frente a prospecciones sísmicas son escasos, varios estudios demuestran su existencia (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 que varían dependiendo de las frecuencias de emisión entre los 100 m y más de 1.000 km de la fuente de emisión. Madsen *et al.* (2006) midieron los mismos niveles (162 dBmax re 1 μ Pa) a 2 y 12 km de distancia de un barco de emisión sísmica. El efecto detectado por Castellote *et al.* (2010), aproximadamente a 285 km de distancia de la zona donde se encontraban los rorcuales comunes, hace inviable la sola presencia de observadores de mamíferos marinos (MMOs) para limitar estos impactos. La zona de perturbación provocada por la campaña científica MARSIBAL 1-06 se extiende en todo el mar de Alborán y gran parte de la cuenca Balear, representando un área de 100.000 km² afectada por el sonido (Castellote *et al.* 2010). Asimismo, el área de impacto acústico de campañas comerciales puede ser superior en varios órdenes de magnitud a las campañas científicas, por ejemplo radios de 2.500 km (Gedamke *et al.* 2009).

Ejercicios militares

Los cachalotes pueden ser afectados por los ejercicios militares de varias maneras. Además de las colisiones con los barcos y de las molestias causadas por los sónares y otros ruidos antropogénicos, pueden ser confundidos con objetivos militares (tipo submarino) durante batallas navales o ejercicios (NMFS 2006). Varamientos de otro cetáceo de buceo profundo, el zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*), han sido relacionado con maniobras navales de sonar táctico de frecuencia medio y posiblemente baja (p. ej. Frantzis 1998; Jepson *et al.* 2003; Fernández *et al.* 2005). Estas potentes señales (máximo de 230 db re 1 μ Pa) se encuentran dentro del rango de frecuencia de 250-3.000 Hz (Frantzis 1998), dentro de la capacidad auditiva del cachalote. De la misma forma, los sónares de frecuencia media produce señales de igual potencia en la



frecuencia 2.000-8.000 Hz, también dentro de lo que pueden escuchar los cachalotes (Evans y England 2001). Se observó que focas comunes mostraron reacciones de molestia a transmisiones simuladas de una red de comunicación acústica subacuática ("ACME") alejándose nadando de la fuente de sonido durante el experimento (Kastelein *et al.* 2006). 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.

Las únicas medidas de mitigación potencialmente útiles son las restricciones temporales y espaciales, evitando las zonas y periodos importantes de presencia de los cetáceos, acompañadas por la presencia obligatoria a bordo de MMO (Dolman 2007, Dolman *et al.* 2009).

Investigación BAJO

Dentro del Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, por el que se establecen medidas de protección de los cetáceos (RD 1727/2007, ver 1.2.3.2), 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.

El CAPÍTULO I (artículos 52 a 58) de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (Ley 42/2007) regula la Conservación in situ de la biodiversidad autóctona Silvestre. Su artículo 52.3 establece *la prohibición de dar muerte, dañar, molestar o inquietar intencionadamente a los* [cachalotes]. Sin embargo, el artículo 58 de la misma ley, 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 [...], precisando que tal autorización administrativa deberá ser pública, motivada y especificar ciertas características de la acción a desarrollar y que las Comunidades autónomas comunicarán al Ministerio de Medio Ambiente las autorizaciones acordadas.

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 Real Decreto 1727/2007, estará sujeta a la autorización previa, que otorgará el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.



Los cachalotes son difíciles de estudiar por varias razones; se encuentran en un hábitat marino, su gran tamaño corporal, su amplio rango geográfico, y una esperanza de vida prolongada. Los estudios son necesarios para determinar posibles impactos tanto intrínsecos como extrínsecos. 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 con delfines comunes (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. Gracias al muestreo por biopsia y el despliegue de marcas satélite se han podido averiguar estructuras poblacionales (p.ej. Drouot *et al.* 2004a, Verborgh *et al.* 2010), ecología alimenticia (p. ej. de Stephanis *et al.* 2008, García-Tiscar 2010), niveles de contaminantes (p. ej. Fossi *et al.* 2010) y movimientos migratorios de cetáceos (p. ej. Mate 2010, Andrews *et al.* 2008, CIRCE-EBD-CSIC datos no publicados). Por esas razones ambas técnicas han sido recomendadas por la Comisión Ballenera Internacional para el estudio de los cetáceos (IWC 1991, 2009b).

Los impactos causados por investigaciones que no tienen el cachalote como primer objetivo (campañas sísmicas,...) se contemplan en otros apartados.

Depredación y Mortalidad Natural BAJO

Las tasas y causas de mortalidad natural en general se desconocen. La longevidad puede ser de un mínimo de 50 años (Best *et al.* 1984).

A veces los cachalotes varan en masa y la mayoría de los animales acaban muriendo pero en general se desconoce la causa del varamiento, sin embargo podrían ser debidos a cambios del campo magnético, variaciones de temperatura del agua y condiciones meteorológicas, morfología de la costa y actividades humanas como prospecciones sísmicas y sónares (p. ej. NMFS 2006; Mazzariol *et al.* 2011).

Los cachalotes tienen competidores para muchos de sus presas, por ejemplo las ballenas picudas (*Ziphiidae*) y los elefantes marinos (*Mirounga* spp.) que se alimentan de cefalópodos mesopelágicos, y probablemente otras especies no mamíferas que también comerán algunas de sus presas (Whitehead 2008). Por ejemplo, la pota (*Dosidicus gigas*) se alimenta de calamares más pequeños de la familia de los *Histioteuthidae*, y tanto ésta como éstos últimos son presas a su vez de los cachalotes (Whitehead 2003). Clarke (1987) y Whitehead (2003) sugieren que los cachalotes dominan el ecosistema oceánico mesopelágico, en término de biomasa capturada. Dos de las especies capturadas por los cachalotes en el Atlántico Norte *Gonatus fabricii* y *Todarodes sagittatus*, forman a su vez una parte importante en la dieta del zifio calderón boreal (*Hyperoodon ampullatus*), del calderón común (*Globicephala melas*), y calderón tropical (*G. macrorhynchus*) (Clarke 1997). Pero no se sabe si la competencia



por los recursos con estas especies representa un factor importante sobre la abundancia de los cachalotes (NMFS 2006). Estudios de isótopos estables sugieren que los cachalotes se alimentan de presas diferentes que los calderones comunes, calderones grises (*Grampus griseus*) y delfines mulares en el Mediterráneo (Praca *et al.* 2011) y en el Estrecho de Gibraltar (de Stephanis 2008).

Pitman *et al.* (2001) han descrito un ataque de orcas, resultando en la muerte de un individuo, y se han encontrados restos de cachalotes en el estómago de algunas orcas. Sin embargo, hay pocas otras citas de ataques exitosos. Existen varias citas de avistamientos de calderones o delfines mulares acosando a cachalotes aunque se desconocen la amenaza que suponen para la especie (Whitehead 2008, CIRCE datos no publicados). Los tiburones también son posibles depredadores, especialmente para las crías (Best *et al.* 1984).

Steele *et al.* (2009) investigaron la presencia de patógenos respiratorios en los calderones comunes del Estrecho de Gibraltar y encontraron bacterias en las 20 muestras de soplidos: *Mycobacteria* (40 %); *Streptococcus equi* (35 %); *Staphylococcus aureus* (30 %); *Streptococcus phocae* (25 %); β -haemolytic streptococci (15 %); *Streptococci* spp. (15 %) y *Brucella* spp. (5 %). También en algunos se encontraron evidencia de *Haemophilus influenza*; *Cryptococcus neoformans* y *Mycoplasma* spp. Se requiere un estudio avanzado del riesgo potencial para la salud humana, debido a que algunos de estos patógenos, al ser zoonóticos, se podrían transmitir de un cetáceo al humano, o vice-versa, sobre todo para *Mycobacteria* y β -haemolytic streptococci.

Dieciséis patógenos se han identificado en animales en cautividad y en libertad, incluyendo nueve tipos de bacterias, cuatro de virus y tres de hongos (Gaydos *et al.* 2004). Tres de ellos, *Brucella* marina, *Edwardsiella tarda*, y poxvirus de cetáceos, fueron detectados en individuos en libertad. La *Brucella* marina y los poxvirus de cetáceos han sido potencialmente las causas de muerte en crías y la *Brucella* marina puede causar el aborto (Miller *et al.* 1999, Van Bresseem *et al.* 1999). Los poxvirus de cetáceos también producen lesiones en la piel, pero probablemente no causen muchas muertes en cetáceos (Van Bresseem *et al.* 1999). Otras enfermedades como la *Brucella* spp. y poxvirus de cetáceos pueden afectar las poblaciones de orcas al reducir el éxito reproductivo o causar una mayor mortalidad entre las crías (Gaydos *et al.* 2004).

En invierno 2006-2007 una epidemia de *Morbillivirus* afectó a la población de calderones del Estrecho de Gibraltar y luego se extendió hasta las Baleares en abril 2007, donde se tiene el último registro de varamiento debido al *Morbillivirus* (Fernández *et al.* 2008). Esta epidemia causó la muerte de 51 calderones en el Estrecho y hizo disminuir de 15% su población entre 2006 y 2007 (Gauffier 2008). Dado la habilidad de mutación y el histórico de saltos entre especies de los morbillivirus, hay posibilidades de que los cachalotes puedan llegar a infectarse.



Cambio climático y del ecosistema MEDIO

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 el medio marino y el ecosistema en el cual se incluyen los cetáceos (Würsig *et al.* 2002), y probablemente tenga un efecto negativo importante sobre la distribución y abundancia de las presas de cachalote. Los cachalotes podrían responder a una disminución de disponibilidad de sus presas por la modificación de su distribución y de sus estrategias de alimentación, aunque cambios importantes en el ecosistema podrían llevar a una variación en la abundancia de la especie a nivel de toda la cuenca mediterránea.

c) Pasos necesarios para el futuro para obtener mayor precisión en la Evaluación del estado inicial:

Actualmente tan solo se tiene información sobre la distribución espacial, y estimas de abundancia a nivel local por lo que se hace necesario:

- Estimar abundancia de la especie en el Mediterráneo Occidental.
- Continuar con las estimar causas de muerte de la especie en la Demarcación.
- Estimar la dieta de la especie en la Demarcación.
- Identificar la estacionalidad de los movimientos de la especie a nivel de la Cuenca occidental mediterránea.

7- Delfín listado (*Stenella coeruleoalba*)

El delfín listado es una especie distribuida de forma general por todo el Mediterráneo, y es además, la más abundante en la demarcación levantino- balear y en el Mediterráneo. Se han descrito dos episodios de mortandades masivas debido a epizootias provocadas por patógenos del género Morbillivirus, y se han realizado estudios de los posibles efectos co-adyuvantes de PCBs en esta especie de delfín. Además, estudios recientes indican un cambio en la dieta del delfín listado en los últimos años en esta zona. Por todos estos motivos, esta especie es considerada en esta demarcación como buen indicador.

a) Análisis de las características esenciales de la especie en la Demarcación:

- **Criterio 1.1. Distribución de la especie: Indicadores: Área de distribución y patrones de distribución dentro de la misma:**

El delfín listado es una especie distribuida de forma general por toda el área levantino- balear. En la Comunidad Valenciana se encuentra distribuido por todas las aguas de la Comunidad; sin embargo, es especialmente abundante en aguas del talud continental del



Golfo de Valencia y en aguas del sur de Alicante (Gómez de Segura et al., 2006, 2007, 2008). La distribución del delfín listado está relacionada únicamente por la profundidad, mostrando preferencia por las aguas entre los 900 y los 1900 m. y no parece estar relacionada con la temperatura del agua o la salinidad (Gómez de Segura et al. 2007).

En este sentido para este informe, se ha representado, de manera grosera, un modelo de predicción de presencia de la especie en la Demarcación a partir de la información disponible en publicaciones e informe. La información que se obtenga de estos modelos ha de tomarse de forma cautelar, al no estar por un lado terminados dichos modelos y al no tener información en los mismos sobre variabilidad, tanto temporal como de muestreos (figura 4.9).

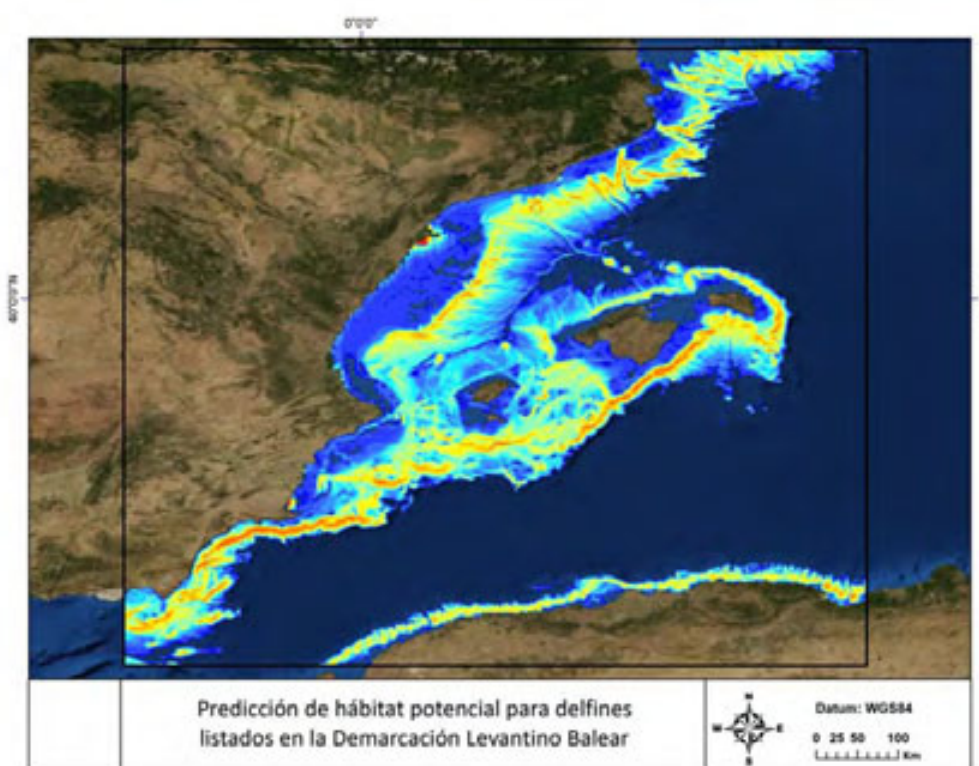


Figura: 4.9 Predicción de hábitats potenciales para delfines listados en la Demarcación Levantino Balear a partir de los datos obtenidos de Frocada et al 2004, Gozalbes et al 2010, Pantoja y Raga (2004).

Esta especie se encuentra presente en estas aguas a lo largo de todo el año. Además, no se han detectado cambios estacionales en cuanto a la distribución y en cuanto a la densidad de animales. (Gómez de Segura, 2006).). Se tiene conocimiento que esta especie se alimenta y cría al menos en el mar balear (Rendel & Cañadas, 2005).

- **Criterio 1.2. Tamaño poblacional: Indicador: Abundancia de la población:**



No se conoce con detalle cuántos delfines listados hay en el mediterráneo español, pero hay estimas locales o regionales que dan una idea sobre la abundancia de la especie.

El estudio realizado por Forcada y Hammond (1998) a través de transectos lineales durante los años 1991 y 1992, puso de manifiesto que la densidad de los delfines listados en el Mediterráneo noroccidental era de 0,20 delfines por Km² (CV: 0,24; 95% CI: 0,12-0,32) y fue 41% mayor que en el Mediterráneo suroccidental, donde se estimó en 0,12 delfines por Km² (CV: 0,38; 95% CI: 0,05-0,25). Las densidades más altas se observaron en la cuenca liguro-provenzal con 0,24 delfines por Km² (CV: 0,26; 95% CI: 0,14-0,40). Mientras que la densidad más baja se estimó en el mar Balear con 0,09 delfines por Km² (CV: 0,36; 95% CI: 0,03-0,23). Por tanto, según Forcada *et al.* (1994) el delfín listado es el cetáceo más abundante en el Mediterráneo occidental con una estima de 117.880 individuos (95% CI: 68.379-214.800), y con una estima de 25.614 individuos para la cuenca Córcega-Liguria en 1992 (Forcada *et al.* 1995).

En España se ha descrito su presencia en todo el litoral, pero parece particularmente abundante en el estrecho de Gibraltar, en las costas de Andalucía, Islas Baleares, y costas de Cataluña, hasta el Cabo de Creus (Casinos y Vericard 1976, Aguilar 1987). Forcada y Hammond (1998) en el mar de Alborán obtuvieron densidades de población para el delfín listado de 0,20 delfines por Km² (CV: 0,33; 95% CI: 0,10-0,36) similares a las obtenidas en la cuenca liguro-provenzal. Pero la magnitud de capturas incidentales de delfines en las artes de pesca en el mar de Alborán y otras áreas norte-africanas, hace que sea necesario evaluar la densidad de individuos en esas áreas. Finalmente, las últimas estimas de abundancia para esta especie, mediante modelización espacial, dentro del período 1992-2010 y para un área de 25.589 km², que incluye desde el extremo occidental del Estrecho de Gibraltar hasta el Cabo de Palos y aproximadamente hasta unas 20 o 25 millas de costa, dependiendo de la zona, es de 27.968 (95% IC: 24.896-30.770), con una densidad de 1,186 individuos por Km² (Cañadas, datos no publicados, ver figura 4).

Otros estudios recientes llevados a cabo en las aguas del Mediterráneo central español (desde el Delta del Ebro, en Tarragona, hasta Águilas, en Murcia), realizando sesiones de avistamientos aéreos utilizando la metodología de transectos lineales, con el objetivo de estimar la abundancia de diferentes especies de cetáceos, entre ellas el delfín listado; demostraron que esta especie era la más abundante en el área de estudio, con una densidad media de 0,489 delfines por Km² (95% CI: 0,339-0,705) y una abundancia media de 15.778 (95% CI: 10.940-22.756). Se observaron a lo largo de todo el año y no se detectaron cambios estacionales en la densidad (Gómez de Segura *et al.* 2006).



En aguas adyacentes al archipiélago de las Islas Columbretes, la estima de densidad de población fue de 0,37 individuos/milla náutica, donde se registraron grupos de hasta 200 individuos (Chicote *et al.* 2010).

En las costas catalanas también se considera una de las especies más abundantes. En 1992 se estimó la población para el Mediterráneo noroccidental en 48.098 individuos (CV: 0,24; 95% CI: 29.388-78.721) (Forcada *et al.* 1998). Aunque, como se comentó anteriormente (ver apartado 1.1.3.2), la densidad de población en el mar Balear (a efectos de estima de población, se considera como el área comprendida entre el golfo de Valencia, las islas Baleares y el litoral peninsular hasta el norte de Cataluña) se estimó en una de las más bajas de la franja norte. Concretamente, estudios más recientes realizados por Chicote *et al.* (2010) en el Cabo de Creus durante el verano del 2010 demostraron una tasa de encuentro para el delfín listado de 1,9 avistamientos por cada 100 Km navegados; con un tamaño medio de grupo de 19 individuos (5-32) y una abundancia relativa de 34,75 individuos por 100 Km navegados.

En el área central (costa de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y en la costa de la Comunidad Valenciana), las últimas estimas del número de delfines listados muestran 15.778 individuos en el periodo (años 2000-2003). Es la especie de cetáceo más abundante en todo el Mediterráneo, y, con diferencia, también en la Comunidad Valenciana, donde además se ha estimado la densidad absoluta media en 0,49 delfines/km² (Gómez de Segura *et al.*, 2006, 2007, 2008). Estos datos indican que la densidad de delfín listado es alta en aguas de la Comunidad Valenciana, especialmente en la zona central (Golfo de Valencia; D= 0,53 delfines/km²) y es comparable con datos de densidad obtenidos en otras zonas del Mediterráneo consideradas como las áreas más pobladas, como el mar de Liguria (0,56 delfines/km²) (Gómez de Segura, 2006). Estos datos de abundancia se realizaron en el periodo 2000- 2003, después del primer episodio de mortandad provocados por una epizootia de origen vírico, el Dolphin Morbillivirus (DMV) ocurrido en 1990 en el Mediterráneo Oriental (Aguilar y Raga, 1990, 1991, 1993). Todos los datos parecían mostrar que la población de delfín listado se había recuperado de la mortandad masiva ocurrida (Raga *et al.*, 2008). Después de otro nuevo episodio menos virulento ocurrido en 2007 en esta misma zona, se están llevando a cabo censos aéreos para estimar el número de delfines listados presentes en aguas de la Comunidad Valenciana. Los resultados preliminares no parecen indicar que el número de delfines haya disminuido drásticamente en los últimos años (Universidad de Valencia, datos no publicados).

- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Características demográficas de la población (por ejemplo, estructura por tallas, o por edades, proporción de machos y hembras, tasas de fecundidad, tasas de supervivencia/mortalidad).**

Dieta



El delfín listado se considera una especie de hábitos de alimentación oportunista, pero parece que prefiere especies de peces oceánicas epi y meso-pelágicas, principalmente de las familias Gadidae, Myctophidae, entre otras; aunque también se alimenta especialmente de varias especies de cefalópodos mesopelágicos que habitan principalmente aguas oceánicas (Blanco *et al.* 1995; Kennedy *et al.* 1995; Santos *et al.* 1996; Pauly *et al.* 1998). Sin embargo, Würtz y Marrale (1991) encontraron que, una sola especie de cefalópodo (*Todarodes sagittatus* (34.5%)) y una sola especie de pez (*Micromesistius poutassou* (25.9%)), comprendían más del 60% de la comida presente en los estómagos de 23 delfines listados varados en las costas del mar de Liguria (oeste del mar Mediterráneo). No obstante, mostraron la presencia de 32 especies de cefalópodos, crustáceos y peces. Siendo igualmente de importantes en la dieta (50%), tanto los cefalópodos como los peces óseos. Pero otras especies pertenecientes a 6 familias de cefalópodos, 3 de crustáceos y 9 de peces óseos, constituyeron la dieta de los delfines listados. Estas especies contribuyen a la dieta de los delfines listados de una forma variable, es decir con pesos y ocurrencias muy distintas entre especies, demostrando el carácter oportunista de la alimentación de los delfines listados (Würtz y Marrale, 1993).

En las costas mediterráneas españolas se analizaron 28 contenidos estomacales de animales varados durante la epidemia de morbillivirus del verano de 1990, identificándose 15 especies de cefalópodos diferentes, de los cuales *Albraliopsis pfefferi*, *Onychoteuthis banksii*, *Todarodes sagittatus* y *Brachioteuthis riisei* fueron las especies que mostraron índices de importancia relativa más elevados. Los datos mostraron que estos delfines presentaban una dieta mixta de cefalópodos con cuerpos musculares y gelatinosos (Blanco *et al.* 1995). Estos datos concuerdan con los análisis que realizaron Würtz y Marrale (1991) en delfines listados varados en las costas mediterráneas españolas donde encontraron como comida significativa el mismo cefalópodo más representativo (*Todarodes sagittatus*) hallado en los delfines listados en Liguria.

Otro estudio realizado con contenidos estomacales de 60 delfines listados capturados incidentalmente por redes de deriva en la Bahía de Vizcaya mostró que los peces correspondían al 39% de la masa, el 56% eran cefalópodos y tan solo un 5% eran crustáceos. La familia más importante en biomasa fue los Myctófidos (24%) siendo predominantes *Notoscopelus kroeyeri* y *Lobianchia gemellarii*. Entre los calamares, *Teuthowenia megalops* y *Histioteuthis spp.* fueron los más significativos, y los crustáceos pelágicos *Sergastes arcticus* y *Pasiphaea multidentata* fueron los más frecuentes en la dieta.

En términos generales, estos cetáceos se alimentan de una variedad de peces, crustáceos y calamares. La profundidad de alimentación puede extenderse hasta los 200 metros de profundidad a juzgar por el tipo de presas encontradas en el contenido estomacal (p. ej. Perrin y Reilly 1984; Miyazaki 1978). Pero concretamente en el Mediterráneo la dieta incluye, en su mayoría, una variedad de especies de calamares, particularmente *Histioteuthis* y diversas especies de peces, como la anchoa (*Engraulis encrasicolus*), la merluza (*Merluccius merluccius*) y sobre todo los de la familia de los Gádidos (Würtz y Marrale 1991, Pulcini *et al.* 1992).



Según los estudios de Gómez-Campos *et al.* (2011), en contraposición con estudios previos (Würtz y Marrale 1993; Blanco *et al.* 1995; Meotti y Podesta 1997; Desportes 1985) sus análisis mostraron que los cefalópodos contribuyen poco a la dieta de los delfines listados del Mediterráneo tanto en los ejemplares muestreados en 1990 como los de 2007-2008. La mayor presencia de cefalópodos en los contenidos estomacales, así como la sobreestima en la concurrencia como presa principal en la dieta, es probable que esté relacionada con la tasa de digestión y el tiempo de paso de los picos de los cefalópodos comparado con el de otras presas.

Aunque no se hayan encontrado muestras de crustáceos en los estudios de Gómez-Campos *et al.* (2011), los valores obtenidos en las señales isotópicas en la literatura (Polunin *et al.* 2001) son muy similares o mayores en algunos casos a los obtenidos en los delfines listados. Esto puede sugerir que los crustáceos no sean tan importantes en la dieta de los delfines listados como se había sugerido en estudios anteriores (Blanco *et al.* 1995, Öztürk *et al.* 2007). Como en el caso de los cefalópodos, la importancia de los crustáceos en los análisis de los contenidos estomacales ha sido sobreestimada porque la persistencia de los caparazones o carcasas se mantiene en el sistema digestivo. Sin embargo, esta hipótesis queda por comprobarse (Gómez-Campos *et al.* 2011).

Además, los autores de este estudio (Gómez-Campos *et al.* 2011) han comprobado que en los últimos 20 años ha habido un cambio en la dieta de los delfines listados tanto en los ejemplares juveniles como en los adultos, los ejemplares muestreados en 1990 presentan una dieta basada principalmente de sardinas, mientras que en 2007-2008 su dieta es mucho más generalista, este hecho se ha relacionado con la sobreexplotación pesquera de la sardina en las costas catalanas.

Estudios realizados con animales varados en las costas valencianas indican también este cambio de dieta del delfín listado en los últimos 20 años, pasando de consumir principalmente cefalópodos oceánicos a alimentarse casi exclusivamente de presas de la plataforma continental (peces y cefalópodos neríticos) (Blanco *et al.* 2006). Los estudios a largo plazo, basados en líneas de evidencia independientes y congruentes, son fundamentales para valorar el impacto de los efectos antropogénicos y medioambientales sobre las poblaciones de mamíferos marinos. Aznar *et al.* (2012) examinaron la hipótesis de este cambio de dieta de delfín listado basándose en el análisis de contenidos estomacales de delfines listados procedentes del área central del Mediterráneo español desde el verano de 1990 hasta el verano de 2012. Se analizaron dos grupos de muestras: (1) delfines varados durante dos epizootias en 1990 y 2007 (n= 38) (Grupo A) y (2) delfines varados por otras causas durante el periodo 1991-2012 (n= 87) (Grupo B). Para evitar los problemas asociados a los diferentes tiempos de residencia de las presas en el estómago, se compararon números absolutos de especies o conjuntos homogéneos de especies. Se identificaron 39 taxones de teleósteos y 26 de cefalópodos. De forma congruente con el estudio de isótopos, se detectó (1) un aumento modesto, pero significativo, de la diversidad de



presas; (2) un incremento muy significativo de la abundancia de merluza. Sin embargo, no se hallaron cambios en la abundancia o diversidad de mictófidios o de cefalópodos a nivel global. Las tendencias en el consumo de sardina y boquerón no pudieron evaluarse porque sólo aparecieron en 6 y 5 delfines, respectivamente. Un análisis por grupos ecológicos indicó que la diversidad de teleósteos nerítico-demersales se había incrementado de forma significativa en la última década, tal y como postulaba el estudio de isótopos. No parecen existir sesgos obvios que expliquen la escasa presencia de sardina en la dieta del delfín listado durante el periodo de estudio, por lo que parece difícil asumir que el colapso de la pesquería de esta especie haya provocado directamente el mayor consumo de merluza y otros teleósteos neríticos por parte de los delfines en la última década. Por tanto, cabe postular, bien que el efecto sería indirecto, bien que el cambio observado obedece a otras causas aún no determinadas.

Movimientos estacionales

Los delfines listados son una especie gregaria que forma agrupaciones segregadas por edad y sexo. Las principales ventajas potenciales de formar manadas son presumiblemente la reducción del impacto producido por los depredadores y el aumento de la eficiencia en la captura de alimento (Shusterman *et al.* 1986).

Aunque los delfines listados no son animales que llevan a cabo migraciones largas, en algunas regiones, su distribución parece estar asociada a frentes de corrientes oceánicas que se desplazan estacionalmente y producen intrusiones de aguas cálidas. Así, se ha observado un patrón migratorio de esta especie asociada al límite norte de la corriente de Kuroshio en las aguas del Pacífico occidental. Los animales se acercan a la costa japonesa desplazándose hacia el sur en septiembre y octubre y aparentemente se dispersan en el mar del este de la China en invierno. En abril vuelven por la misma trayectoria pero situada más hacia mar adentro (Miyazaki *et al.* 1974). No obstante, en otras regiones su distribución no presenta variaciones apreciables a lo largo del año. En el Mediterráneo se ha sugerido la existencia de desplazamientos estacionales (Duguy *et al.* 1978, Viale 1985) según los cuales los delfines listados se dirigirían a la parte norte de la cuenca a medida que las temperaturas de la superficie del mar van en aumento, aunque este hecho está aún por comprobar. Gannier (1999) en la Riviera Francesa, indicó la existencia de movimientos de los animales en círculos desde la costa hacia el interior durante las horas diurnas, y vuelven a acercarse a la costa por la noche, donde resultados acústicos mostraron intensa actividad de alimentación.

Reproducción y crecimiento

Calzada *et al.* (1996) estudiaron la población de delfines listados en el oeste del Mediterráneo donde determinaron que las hembras alcanzan la edad de madurez sexual aproximadamente a los 12 años, con una franja de edades que oscila entre los 10 y 15 años, y una talla corporal entre 1,82-1,94 m. En los machos la edad media de madurez sexual se estima en 11,3 años, con una franja de edades que se extiende



entre los 9 y 12 años, y una talla corporal entre 1,78-2 m. El peso de los testículos indica variaciones estacionales que sugieren que la cópula tiene lugar en los meses de otoño (Calzada *et al.* 1996). Además, para esta población de delfines se estimó la tasa de gestación de las hembras en 25%.

La gestación dura 12 meses y sólo tienen una cría por parto, que mide unos 92 cm al nacer, correspondiéndole un peso de 11,3 Kg. Los nacimientos tienen lugar en los meses de septiembre y octubre, lo que le permite a las crías aprovecharse de una elevada disponibilidad de alimento e iniciar su desarrollo en una temperatura de agua adecuada (Aguilar, 1991).

Las crías permanecen en las manadas adultas hasta el destete, que tiene lugar cuando alcanzan entre el 1 y 2 años de edad, para después unirse a las manadas juveniles.

Los machos de delfín listado alcanzan una talla media máxima de 2 m a los 18 años y las hembras la de 1,94 m a los 15 años. Así, los machos tienen una talla máxima de 6 cm mayor que las hembras. La tasa de crecimiento hasta los 10 años es menor en machos que en hembras, por lo que éstas últimas alcanzan su tamaño definitivo a una edad más temprana (Calzada *et al.* 1996).

La madurez física, establecida a partir del grado de osificación de la columna vertebral, se alcanza en las hembras entre los 15 y 18 años, y a una talla entre 1,87-2,06 m. En los machos ésta se alcanza entre los 18 y 20 años y a una talla de entre 1,90-2,10 m. En ambos sexos, tanto la madurez física del cráneo como el patrón de osificación en la columna vertebral, se alcanza entre los 13 y 20 años y a unas tallas de entre 1,69 y 1,97 m (Calzada *et al.* 1996).

Comportamiento acústico

Debido a las favorables condiciones de transmisión de las ondas sonoras en el medio marino, no es de extrañar que el fenómeno de comunicación acústica esté especialmente desarrollado en los cetáceos. Destacan a este respecto los pertenecientes al suborden Odontoceti (cetáceos con dientes), que emplean las señales acústicas tanto para la comunicación, como para la navegación y detección de presas (Richardson *et al.* 1995).

El delfín listado es una especie muy vocal que produce, como la mayoría de los delfínidos, una gran variedad de vocalizaciones: chasquidos de ecolocalización ("clicks"), ráfagas de pulsos ("Burst pulse sounds") y silbidos ("whistles").

Estudios realizados por Kastelein y Hagedoorn (2003) en condiciones de cautividad, describen algunas de las características auditivas para esta especie. El audiograma resultante, en forma de U, con capacidad auditiva de 0,5 a 160 KHz (8 ⅓ oct.). Máxima sensibilidad (42 dB *re* 1 μ Pa) se produjo a los 64 KHz. El rango de audición más sensible (definido como rango de frecuencia con sensibilidades dentro de los 10 dB de máxima sensibilidad) fue desde 29 hasta 123 KHz (aproximadamente 2 oct.). La audición de los animales en este estudio se volvió menos sensible por debajo de 32 KHz y por encima de los 120 KHz. Disminuyó la sensibilidad alrededor de 8 dB por octavo por debajo de 1 KHz y cayó bruscamente a un ritmo alrededor de 390 dB por octavo por encima de 140 KHz.



Conocer el comportamiento acústico es fundamental porque contribuye a la determinación de las características óptimas (frecuencia, nivel de la fuente, etc.) de dispositivos acústicos disuasorios que podrían ser utilizados para reducir la captura incidental de delfines listados.

Si los experimentos que se han realizado con distintas especies de cetáceos en cautividad son representativos para las poblaciones en estado salvaje, estudios como el de Kastelein *et al.* (2006), demuestran que no todas las especies de odontocetos pueden ser disuadidas de las redes de pesca con avisos acústicos que tienen similares características acústicas que las alarmas utilizadas en dichos experimentos. Por ejemplo, en el proyecto de Kastelein, comprobó que, con la misma alarma, las marsopas (*Phocoena phocoena*) reaccionaban con firmeza ante el ruido, aumentando su tasa de respiración. Sin embargo, el delfín listado no mostró ninguna reacción ante la alarma activa. Basándonos en la base de los audiogramas específicos tanto para las marsopas como para los delfines listados, y los bajos niveles de referencia de ruido durante el experimento, los animales debieron de haber oído claramente las señales de alarma. Este estudio indica que no son igualmente sensibles todos los odontocetos ante las perturbaciones de ruido producido por el hombre. Por tanto, los niveles de la fuente de alarmas acústicas deberán adaptarse a la especie en concreto que se quiera disuadir. Las alarmas deben, por tanto, ser probadas en cada especie de odontoceto para determinar cuál se destinará a reducir la captura incidental.

- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Estructura genética de la población:**

Con el objetivo de conocer la identidad poblacional en delfines listados del Mediterráneo, se han realizado diferentes estudios con mtDNA (Archer 1996; García-Martínez *et al.* 1999, 1995), microsatélites (Valsecchi *et al.* 2006) y características morfológicas (Archer 1996), y todos han encontrado diferencias entre las poblaciones del mar Mediterráneo y las poblaciones del Atlántico Norte.

García-Martínez *et al.* (1995) analizaron el mtDNA en 44 individuos varados en las costas del Mediterráneo español sin encontrar subdivisión poblacional, ni variaciones entre los diferentes años muestreados. Aún perteneciendo las muestras a un área geográfica muy pequeña, se encontraron un alto número de haplotipos (un total de 15) indicando cierta heterogeneidad entre las muestras (ver para comparación Baker *et al.* 1990, Wada *et al.* 1991, Schaeff *et al.* 1991, Dowling y Brown 1993). Pero el análisis filogenético mostró que todos los haplotipos estaban muy relacionados, ya que en la mayoría de los casos, los pasos mutacionales que se requieren para contactarlos en el árbol más parsimonioso es tan solo la pérdida o la ganancia de un lugar de restricción, indicando que la divergencia entre pares de haplotipos es muy baja.

A la vez, no se encontraron diferencias significativas en la distribución y frecuencia de los haplotipos observados en los individuos varados durante la epidemia (1990-1991) y posteriores a ella (1992-1993), indicando que los delfines afectados por la epidemia no pertenecían a una población aislada que fuera especialmente susceptible a la infección.



Posteriormente, García-Martínez *et al.* (1999) analizaron 98 individuos varados o capturados incidentalmente en el Mediterráneo y en las costas atlánticas europeas encontrando 27 haplotipos diferentes y ninguno de ellos se comparte entre el Atlántico y el mar Mediterráneo. A pesar del pequeño número de individuos atlánticos analizados, se encuentra una mayor diversidad nucleotídica comparándolo con el mar Mediterráneo. Este hecho puede ser debido al origen más antiguo de la población atlántica, pero otras posibilidades no pueden ser descartadas. Por ejemplo, el contacto con otras poblaciones o una distribución más amplia de las muestras procedentes del Atlántico o incluso este hecho podría ser explicado por una mayor productividad en el océano Atlántico comparado con el mar Mediterráneo.

Los análisis de diferenciación entre las dos áreas mostraron la existencia de dicha diferenciación, donde como media cabría esperar una inmigración neta de 0.98 individuos por generación. Esta tasa de inmigración corrobora la segregación de los haplotipos entre las dos áreas. Por lo tanto, aún no estando completamente aisladas las dos poblaciones, el intercambio entre ellas es suficientemente pequeño para prevenir la homogeneización genética. Cabe destacar que la tasa de flujo genético mediado por los machos no pudo ser evaluado debido al modo de herencia materno-filial del ADN mitocondrial, por lo tanto el estudio del ADN nuclear podría dibujar un escenario diferente que el interpretado a través del ADN mitocondrial. Por ello, Valsecchi *et al.* (2004) estudiaron la estructura poblacional del delfín listado a través de 104 muestras de animales varados en la epidemia de morbillivirus y después de la epidemia, comparándolos con conespecíficos del Atlántico Norte. Mediante el estudio de 10 microsatélites dedujeron las consecuencias genéticas de la epidemia y concluyeron que las muestras del Mediterráneo estaban relativamente separadas de las del Atlántico, como también se había visto a través del estudio de ADN mitocondrial (García-Martínez *et al.* 1999) y la morfología (Di Meglio *et al.* 1996). También se reafirma, a través del estudio nuclear de Valsecchi *et al.* (2004) la reducida variabilidad en el Mediterráneo y que la tasa de flujo genético entre las dos áreas es muy leve.

Todos estos estudios encontraron poca evidencia de estructuración poblacional dentro del mar Mediterráneo, pero Valsecchi *et al.* (2004) sugirieron que los animales que murieron pronto durante la epidemia presentaban mayor endogamia que los que murieron al final de la epidemia. Algunos estudios con otras especies, han mostrado que los individuos endogámicos son más susceptibles a las enfermedades (p. ej. Coltman *et al.* 1998).

Estudios recientes hechos con microsatélites por Gaspari *et al.* (2007) muestran diferencias entre el Mediterráneo y el Atlántico, estando en concordancia con los estudios previos (García-Martínez *et al.* 1995; Archer 1996; García-Martínez *et al.* 1999; Valsecchi *et al.* 2004). Pero a la vez, gracias a los microsatélites se puede ver que hay diferencias significativas, aunque pequeñas, entre diferentes áreas geográficas dentro del mar Mediterráneo. Todas las posibles poblaciones (mar Adriático, mar Tirreno, Mediterráneo español, Atlántico Norte) presentaron alelos privados, excepto los individuos varados en las costas españolas. La riqueza alélica fue similar entre todas las poblaciones. Sin embargo, en contraposición Valsecchi *et al.* (2006) no encontraron



diferencias entre las muestras a ambos lados de Italia, pero este hecho puede ser debido a la pequeña cantidad de muestras.

En conclusión, el mar Mediterráneo, puede ser subdividido en dos regiones principales; la cuenca oeste (incluyendo las cuencas argelina-provenzal y el mar Tirreno) y la cuenca este (incluyendo las cuencas adriático-jónica y levantina). Las diferentes características ecológicas entre las dos cuencas pueden haber influenciado la separación genética de los delfines listados entre las dos cuencas (Nortabartolo di Sciara 1994). Además de la diferenciación genética entre ambas cuencas, dentro de la cuenca oeste se encuentra también cierta diferenciación (comparando las muestras de España con las de la costa oeste de Italia). Por lo tanto, Gaspari *et al.* (2007) propone que la combinación entre las características físicas y las correspondientes características fisiológicas han contribuido al comportamiento dispersivo de la especie que ha provocado la estructuración genética poblacional. Dicha diferenciación entre el oeste y el este del mar Mediterráneo también se ha observado en otras especies marinas como el lenguado común (*Solea vulgaris*; Guarniero *et al.* 2002), la lubina (*Dicentrarchus labrax*; Bahri-Sfar *et al.* 2000), el delfín mular (*Tursiops truncatus*, Natoli *et al.* 2005) y el delfín común (*Delphinus delphis*, Natoli *et al.* 2007).

En una escala más fina, también se encontró diferenciación entre las muestras de individuos oceánicos y costeros en el mar de Liguria, pero tan solo entre las comparaciones entre los extremos del rango de muestreo, sugiriendo que el rápido descenso en profundidad en el área de muestreo puede definir diferentes hábitats con diferentes recursos (Gaspari *et al.* 2007). Esta diferenciación entre formas oceánicas y costeras ha sido previamente documentada para delfines mulares en un rango geográfico similar (Hoelzel *et al.* 1989).

Gaspari *et al.* (2007) también estudió la estructura de parentesco en la población del mar de Liguria mostrando que hay una mayor asociación entre hembras que entre machos y las hembras más relacionadas entre grupos. Esto sugiere que las hembras son más filopátricas que los machos en esta especie, y por lo tanto una mayor dispersión de los machos.

Todos estos datos sugieren que aun habiendo una estructura social de fisión-fusión para esta especie (Miyazaki *et al.* 1973), en el mar Mediterráneo existen asociaciones de parentesco intrapoblacionales y la filopatría crea una estructura genética tanto dentro como entre poblaciones.

b) .un análisis de los principales impactos y presiones que afectan al estado ambiental de la especie en la demarcación marina:

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 los delfines del Mediterráneo español.

El artículo 52.3 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (Ley 42/2007) establece la prohibición de dar muerte, dañar, molestar o inquietar intencionadamente a los animales silvestres, especialmente los incluidos en alguna de las categorías del Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEa), como es el caso de los cetáceos, y entre ellos el delfín listado.

Aguilar (2000) describe una serie de escenarios y amenazas que afectan al delfín listado, con el objetivo de realizar estudios que serán un aporte básico para la gestión y conservación de esta especie, se destacan:

- Interacción con pesquerías. El conflicto potencial directo e indirecto entre los delfines y la pesca.
- Contaminación.
- Epidemias: episodios de morbillivirus. Varamientos masivos.
- Otras amenazas relacionadas con los humanos. Debido a los hábitos de distribución mar adentro de los delfines listados, los efectos locales del desarrollo costero o presencia humana en las aguas costeras, probablemente limiten el impacto en esta especie de cetáceo.

Interacciones con pesquerías MEDIO

Capturas incidentales MEDIO

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).

El área más conflictiva para el delfín listado es el mar de Alborán, donde la interacción con las operaciones pesqueras son similares a la del delfín común, originando problemas para la conservación de estas especies.

En el Mediterráneo español y en concreto en el mar de Alborán, la flota española capturaba incidentalmente con redes de enmalle un par de centenares de delfines listados al año a principios de los años noventa (Silvani *et al.* 1999). Sin embargo, según la estima de Tudela *et al.* (2005) la flota marroquí durante el año 2003 capturó en doce meses entre 3.110 y 4.184 delfines comunes y listados en una proporción del 50% en el mar de Alborán. Esta gran cantidad de capturas es debido a la mayor longitud de las redes y al enorme esfuerzo pesquero anual tras realizar una temporada de pesca muy extensa. A la vez, Tudela *et al.* (2005) estimaron una captura anual de la flota con base en Tánger de entre 11.590 y 15.127 (tanto delfines comunes como listados capturados en el estrecho de Gibraltar y áreas adyacentes, por lo tanto fuera de la cuenca mediterránea) basándose en la hipótesis de que hay una tasa de captura incidental



similar a la que se da en el mar de Alborán. Esta estima, como remarcan los autores, debe ser tomada con precaución ya que se basa en una asunción no testada.

De acuerdo con la Comisión Ballenera Internacional (CBI) la tasa de extracción de cetáceos de una población no debería exceder la mitad del máximo de la tasa de crecimiento poblacional (IWC 1995). Este organismo internacional advierte que una extracción anual antropogénica del 2% de la mayor estima poblacional disponible puede causar un declive en la población y requiere una inmediata acción para reducir las capturas incidentales (Hobbs y Jones 1993; López *et al.* 2003). Por lo tanto los resultados de Tudela *et al.* (2005) son alarmantes ya que se estima que las capturas incidentales en el mar de Alborán para delfines comunes y delfines listados son superiores al 10% de las estimas poblacionales de Forcada *et al.* (1996).

Cabe destacar que los datos de capturas incidentales de Tudela y coautores (2005) contrastan con la falta de una tendencia negativa en la abundancia en el mar de Alborán, aunque estudios en profundidad deben ser efectuados, sobretudo en la parte sur del mar de Alborán, para conocer con exactitud las tendencias y poder evaluar el efecto de las capturas incidentales sobre la población de delfines listados.

Cañadas y Hammond (2008) argumentaron que la discordancia entre la falta de tendencia negativa en la población de delfín común y los datos de capturas incidentales podría ser debida a diferentes factores: a) La estima de las capturas incidentales vienen de un único puerto en la costa marroquí y extrapolada a otros puertos. Por lo tanto, si la tasa de capturas incidentales en otros puertos fuese inferior que la de dicho puerto (debido, por ejemplo, a las diferencias en la densidad de delfines y en el uso del hábitat a lo largo de la costa y las diferencias en las operaciones pesqueras de la flota que usan redes de deriva) se podría haber sobrestimado la tasa, b) Puede haber una estructuración poblacional dentro del mar de Alborán, siendo los delfines de la parte sur diferentes de los de la parte norte. Este caso se estudió para el delfín común, pero en el caso del delfín listado se podría hacer el mismo razonamiento. Además, las capturas de la flota marroquí podrían estar afectando a la “población” del sur, mientras que la “población” del norte no se vería afectada. Esta situación parece poco probable, debido al tamaño de la cuenca y a la gran movilidad de los delfines, c) La población es suficientemente grande (por ejemplo, la densidad de la porción sur es mayor) para mantener la tasa de capturas incidentales, por lo tanto no se esperaría ninguna tendencia poblacional. Pero actualmente se desconoce el tamaño de población para toda la cuenca.

Por consiguiente, es necesario muestrear toda la cuenca para poder tener estimas adecuadas de la población en todo el mar de Alborán y especialmente muestrear la costa norte-africana (Cañadas y Hammond 2008), junto con el seguimiento del monitoreo de las capturas incidentales en otros puertos marroquíes. Por último, también sería de extremo interés conocer si existe una estructura poblacional entre el norte y el sur del mar de Alborán para de este modo poder conocer con exactitud la dinámica de la población.



También cabe destacar que, la flota de palangre de superficie española que opera en el Mediterráneo, atrapa entre 12 y 32 cetáceos al año, en su mayoría delfines comunes, delfines listados y calderones comunes. Con una estima de tasa de mortalidad del 10%, pereciendo cada año en este arte de pesca entre 1 y 3 cetáceos (Universidad de Barcelona 1995).

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. En estos momentos, la pesca ilegal con esta arte en aguas mediterráneas, potencialmente representan una importante amenaza a considerar.

En Estados Unidos, las enmiendas a la Ley de Protección de los Mamíferos Marinos en 1994 introdujeron un proceso en el que se establecieron límites de extracción anual permisibles para cada stock de mamíferos marinos, basado en el nivel de Extracción Biológica Potencial (EBP, del inglés: Potential Biological Removal o PBR) y, en el que las actividades de pesca están sujetas a monitoreo y regulación para asegurar que estos límites no son excedidos (Wade 1998; Read 2003). Establecieron también una necesidad de llegar a un nivel de mortalidad incidental y de heridas graves que sea reducido a niveles insignificantes cerca de cero. La definición de este límite en la regulación es que no pase del límite de los 10% de la EBP. Este enfoque ha mejorado, substancialmente, el manejo de la pesca en Estados Unidos, en términos de mitigar la captura incidental de cetáceos.

La Extracción Biológica Potencial (EBP) se calcula de la siguiente manera:

$$EBP = \frac{1}{2} \cdot r_{\max} \cdot N_{\min} \cdot FR$$

Donde $r_{\max}$ = rendimiento máximo, $N_{\min}$ = estima mínima de la población, y FR = factor de recuperación. $FR = 1$ la población se recupera sin problema $FR = 0$ la población se resiente gravemente se pierde muchos individuos por debajo de $K/2$ (K = capacidad de carga).

Si aplicamos esta ecuación a la estima mínima de población de delfines listados en el mar de Alborán y los valores propuestos por Wade (1998) para cetáceos ($r_{\max} = 0,04$ y $FR = 0,5$) tendríamos una $EBP = 0,5 \cdot 0,04 \cdot 24896 \cdot 0,5 = 248,96$ es decir que si más de 249 individuos mueren cada año en las capturas incidentales o por otras razones no naturales, la población empezaría a tener problemas de subsistencia. Si aplicamos la medida de nivel de mortalidad incidental cerca de cero (10% de la EBP) tendríamos un valor máximo de entre 24 y 25 individuos que podrían ser capturados al año.

Debido al gran problema de las capturas incidentales, se han propuesto el uso de los dispositivos acústicos disuasorios “pingers” como una posible manera de mitigar estos problemas, a pesar de ser ampliamente utilizados, los datos sobre su efectividad son



relativamente escasos (Jefferson y Curry 1996), pero los resultados sugieren que su efectividad varía ampliamente según las especies y la pesquería.

Los estudios realizados con “pingers” y pesquerías activas han puesto en evidencia que se puede llegar a reducir las capturas incidentales. Por ejemplo, Bordino *et al.* (2002) demostró que los “pingers” reducen significativamente la mortalidad de franciscanas (*Pontoporia blainvillei*) en Argentina. O en el caso de los delfines comunes, Barlow y Cameron (2003) observaron una reducción significativa en las capturas incidentales de la flota californiana que usa redes a la deriva cuando se usaban “pingers”, sin observar diferencias en las tasas de capturas de la especie objetivo de la pesquería.

En la costa sur de Irlanda se llevaron a cabo diferentes experimentos para determinar si existen efectos sobre el comportamiento de los delfines comunes durante la utilización de equipos acústicos disuasorios (Berrow *et al.* 2009) pero ninguna de las respuestas fue catalogada como evasiva. Por lo tanto, la falta de cambios comportamentales y la ausencia de comportamientos evasivos, sugiere que el uso de estos disuasorios no sería capaz de desplazar a los animales de las artes de pesca. Estos resultados están en contraposición con los encontrados con delfines comunes en la Bahía de Vizcaya donde sí se detectó un fuerte efecto disuasorio (Anon. 2007). Por lo tanto, estos resultados contrapuestos, sugieren que hay diferencias intraespecíficas en la reacción de los delfines comunes a un mismo estímulo. Por ello, la falta de unos efectos disuasorios en todas las poblaciones de estudio, hace cuestionar la eficacia de estos equipamientos para evitar las capturas incidentales en delfines comunes (Berrow *et al.* 2009). Además, como se comentó en el apartado de comportamiento acústico, estudios realizados por Kastelein (2006), demuestran que no todas las especies de odontocetos pueden ser disuadidas de las redes de pesca con avisos acústicos que tienen similares características acústicas que las alarmas utilizadas en sus experimentos. Por lo tanto, no sólo existen diferencias intraespecíficas en la reacción ante equipamientos disuasorios, sino que también existen diferencias interespecíficas para ciertas especies de odontocetos.

Por lo tanto, las conclusiones que extraen estos estudios es que las capturas incidentales pueden ser reducidas en algunas especies de cetáceos, pero esta reducción varía entre especies, áreas, y la pesquería en cuestión (Dawson *et al.* 1998). Otro de los problemas que mencionan los autores, es el hecho de que los delfines pueden habituarse a la presencia de los “pingers”, por lo tanto inicialmente se observaría una respuesta adversa pero podría decaer con el tiempo (Jefferson y Curry 1996; Dawson *et al.* 1998; Cox *et al.* 2004). Incluso con marsopas, donde se observó una gran disminución en las capturas, la efectividad puede decaer rápidamente si la exposición a los “pingers” es continua (Cox *et al.* 2001). Incluso, los “pingers” pueden convertirse en estímulos positivos, es decir pueden funcionar como un sonido indicativo de donde hay comida (p. ej. Bordino *et al.* 2002). Por lo tanto, es necesario que los gestores pesqueros tengan en cuenta el efecto de habituación para evaluar la eficacia de los “pingers” (Brotons *et al.* 2008).



En el Mediterráneo español se han realizado diferentes estudios para evaluar la efectividad de los “pingers” con delfines mulares (Brotons *et al.* 2008; Gazo *et al.* 2008), pero ningún estudio se ha encontrado hasta la fecha con delfines listados. Los resultados de ambos autores muestran una disminución de la tasa de interacción con delfines mulares, cuando los “pingers” estaban activos, de un 50%. Por lo tanto, estos estudios muestran que los “pingers” pueden ser un método efectivo para reducir las tasas de mortalidad incidental. Sin embargo, ninguno de los dos estudios analizó el posible efecto de habituación, ya que solo se analizaron los efectos a corto plazo después de la colocación de los dispositivos, por lo tanto se desconoce como de rápido se habituarán a este nuevo sonido, concretamente bajo diferentes condiciones motivacionales, como por ejemplo el incremento del hambre si los recursos pesqueros continúan disminuyendo (Brotons *et al.* 2008). Por lo tanto, si los animales llegaran a asociar el sonido del “pinger” con la presencia de peces, la interacción podría ser incluso peor con el uso de los “pingers” (p. ej. Bordino *et al.* 2002).

Ambos autores coinciden en la necesidad de realizar investigaciones adicionales. Si su uso se generaliza en todo el Mediterráneo, es necesario llevar a cabo estudios a largo plazo para poder detectar el posible efecto de la habituación. También sería necesario monitorizar la contaminación acústica que producen estos dispositivos ya que puede tener un doble efecto; a) excluir a los delfines de su área de distribución y por lo tanto ir en contra del objetivo buscado, la conservación de los delfines, b) cambio en la distribución de algunas especies de peces, ya que los “pingers” emiten dentro del rango auditivo de ciertas especies comerciales, como por ejemplo la familia Clupeidae, que son capaces de escuchar ultrasonidos (Mann *et al.* 1997).

Reducción de sus presas MEDIO

La salud de una población de delfines listados depende de una adecuada disponibilidad de presas. La reducción en la disponibilidad de sus presas puede forzar a los animales a emplear mayor parte de su tiempo en la búsqueda del alimento y puede dar lugar a una reducción en sus tasas reproductivas y un aumento en sus tasas de mortalidad. Según Chapman y Reiss (1999) la falta de alimento suficiente que permita maximizar el potencial reproductivo, puede ser uno de los reguladores poblacionales más importantes, por lo tanto la sobrepesca ha de ser considerada con detalle a la hora de analizar las tendencias poblacionales. Jackson *et al.* (2001) expusieron que la extinción ecológica provocada por la sobrepesca precede a todas las perturbaciones humanas tales como la contaminación, la degradación de la calidad del agua y el cambio climático. A nivel mundial, diversas poblaciones de mamíferos marinos han descendido rápidamente sugiriendo la sobrepesca como principal factor del colapso (Crowder *et al.* 2008; Heithaus *et al.* 2008; Read, 2008). Concretamente, en el mar Mediterráneo, la sobrepesca está bien documentada (Stergiou y Koulouris 2000; Coll *et al.* 2008a; Heithaus *et al.* 2008; Piroddi *et al.* 2010) y ha provocado un declive en los stocks de peces (Caddy y Griffiths 1990; De Walle *et al.* 1993; Stanners y Bourdeau 1995; Briand 2000; FAO 2000) y por lo tanto una disminución de las presas potenciales para los



mamíferos marinos, en especial para los pequeños cetáceos (Bearzi *et al.* 2008; Cañadas y Hammond 2008; Piroddi *et al.* 2010). El nivel trófico medio de las capturas mediterráneas ha descendido significativa y pronunciadamente desde finales de los años cincuenta (p. ej. Pauly y Palomares 2000; Stergiou y Koulouris 2000). Este efecto denominado “fishing-down” (según Pauly *et al.* 1998) puede provocar serias consecuencias en la dinámica del ecosistema, afectando a su vez a los grandes depredadores, como son los cetáceos.

El potencial conflicto directo e indirecto entre los delfines listados y las operaciones pesqueras es muy alto. El agotamiento de los recursos pesqueros y los cefalópodos está bien extendido por el Mediterráneo, y dado que la dieta de estos delfines incluye especies comerciales, sin duda tiene un potencial efecto en las cifras poblacionales (Aguilar 2000).

Las interacciones con la pesca no han sido consideradas uno de los principales problemas de amenaza para los delfines listados en el Mediterráneo, que se producen en zonas de mar adentro de alta productividad (Cotté *et al.* 2010; Forcada *et al.* 1994; Gannier 1999; Gannier 2005; Gómez de Segura *et al.* 2006; Azzallino *et al.* 2008). Sin embargo, los delfines listados, según revelan estudios de detección acústica (Gannier 1999), se alimentan en zonas del talud, y consumen una gran variedad de peces comerciales (mirar apartado 1.1.4.). Esto sugiere un posible aumento de la competencia con la pesca comercial, y la disminución general de la disponibilidad de alimento para los delfines listados. Un estudio ejemplo en el que se muestra claramente cómo la competencia con pesquerías puede cambiar la dieta de estos delfines, es el realizado por Gómez-Campos *et al.* (2011). A través de los estudios con SIAR (Stable Isotope Analysis in R) demostraron que la sardina (*Sardina pilchardus*), se encontraba tanto en la dieta de delfines listados juveniles como de adultos muestreados en el año 1990 en una proporción mayor respecto a otras especies de peces y cefalópodos. Sin embargo, muestras analizadas de delfines listados de los años 2007-2008, revelaron que sus hábitos alimenticios cambiaron porque la proporción mayor en el consumo de sardina disminuyó y se igualó con otras especies de peces con menor interés comercial como la merluza europea (*Merluccius merluccius*), la bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), la boga (*Boops boops*), el boquerón o anchoa europea (*Engraulis encrasicolus*) y la madre de la anchoa (*Lampanyctus crocodilus*), así como especies de calamares como el chipirón o calamar común (*Loligo vulgaris*) y la pota común (*Todarodes sagittatus*). Finalmente, se puede concluir que los delfines listados han tenido que cambiar sus hábitos de alimentación más específica a una dieta más generalista. Este fenómeno se ha relacionado con la sobrepesca de pequeños peces pelágicos como la sardina (*Sardina pilchardus*) durante el período entre muestreos. Este cambio de la proporción en la dieta de los delfines listados, *a priori*, parece buena porque nos lleva a pensar que estos animales se adaptan bien a los cambios causados por la competencia con las pesquerías, buscando el alimento en otras zonas y pescando otras especies de menor interés comercial; pero, finalmente, la realidad es otra. El hecho de no poder seguir alimentándose de especies ricas en kilocalorías como la sardina y cambiar a otras especies de menor aporte calórico, lleva a los delfines a emplear más tiempo en la búsqueda y caza de alimento. Ahora, los



delfines listados, seguramente, emplean más tiempo y energía en procesos fisiológicos como la digestión y la búsqueda del alimento en detrimento por ejemplo en la reproducción.

Interacciones con embarcaciones BAJO

Avistamiento de cetáceos BAJO

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, 2002). 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 1993; Lien 2001).

Es sólo desde hace muy pocos años que los cetáceos se han convertido en un recurso natural con un potencial económico realmente importante. En España, sin tener en cuenta las islas Canarias, el crecimiento en el número de turistas en este sector ha sido bastante notable en los últimos 10 años, las estimaciones son desde 25.000 en 1998 hasta 75.000 en 2008, con una tasa de crecimiento del 11,6% al año (IFAW: International Fund for Animal Welfare).

Andalucía, junto con Canarias, representa la región española donde la actividad de observación de cetáceos está siendo explotada casi exclusivamente, concentrándose en los cetáceos del estrecho de Gibraltar y la costa del Sol. Tarifa, el puerto principal de salida, representa alrededor del 75 % del total de visitantes, Benalmádena y Estepona en la costa del Sol un 20%. El 5% restante corresponde a las compañías de observación de cetáceos que operan en el golfo de Vizcaya. Además, es 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, desde los 400 visitantes en el año 1998 hasta los 26.228 de 2007 (Martín y Urquiola 2000; Urquiola y de Stephanis 2000; Carbó Penche *et al.* 2006).

En 2007 se ratificó el Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, 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 52.3 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre (RD 1727/2007, Ley 42/2007).

En el Mediterráneo español, esta especie no suele ser una de las especie objetivo de las compañías turísticas, aunque un gran número de avistamientos se realizan desde estas plataformas turísticas debido a su presencia habitual.

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 (ej. 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 (Gordon *et al.* 1992; Corkeron 1995; Barr y Sooten 1999; Bejder *et al.* 1999; Scarpaci *et al.* 2000; Williams *et al.* 2002; Lusseau 2003b; Constantine *et al.* 2004; Bejder *et al.* 2006b; Neumann y Orams 2006; Richter *et al.* 2006), aunque también se han registrado respuestas a largo plazo, como declives en la abundancia relativa (Lusseau 2005; Bejder *et al.* 2006b).

En el estrecho de Gibraltar, durante 42 embarques en verano 2007 se pudieron analizar 162 maniobras y conductas de aproximación y de estancia de las embarcaciones de avistamiento de cetáceos, de las cuales el 47% fueron incorrectas, destacando con mayor frecuencia la interposición de las embarcaciones cortando el rumbo de los animales (18%), seguido por maniobras de acercamiento por detrás (9%), o acercamiento brusco (8%) y por maniobras de alejamiento brusco (5%) (Salazar Sierra *et al.* 2008). En los últimos años también se ha observado un incremento en el número de barcos de recreo, aprovechando sus travesías para pasarse por las zonas de presencia de estos animales y observarlos. Muchos de ellos por falta de conocimiento no respetan las directrices del Real Decreto de Protección de Cetáceos (RD 1727/2007).

Sin embargo, el tráfico de barcos no parece presentar un problema para el delfín listado que a veces se siente atraído por las embarcaciones, independientemente de su actividad (Angradi *et al.* 1993). A pesar de ello, es muy importante llevar a cabo un buen uso del Real Decreto 1727/2007.

Contaminación MEDIO

Uno de los objetivos específicos de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino (Ley 41/2010) según el artículo 1.3 es “Prevenir y reducir los vertidos al medio marino, con miras a eliminar progresivamente la contaminación del medio marino”, y según el artículo 4.1.f. “se mantendrá como objetivo la minimización de la contaminación del medio marino, entendiendo como contaminación toda introducción directa o indirecta en el medio marino de sustancias o energías como consecuencia de la actividad humana, incluidas las fuentes sonoras submarinas, que provoquen o puedan provocar efectos nocivos”.



Efecto de la contaminación química MEDIO

- 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 (Brominated Flame Retardants en inglés, BFRs), 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.

Organoclorados como los policloruros de bifenilo (PCBs) y los pesticidas clorados representan una amenaza constante para la salud de animales y humanos. Estos componentes son lipofílicos y persistentes, por lo tanto se acumulan en los depósitos de grasa de los mamíferos marinos a lo largo de la cadena alimentaria. Los polibromodifenil éteres (PBDEs) también se ha demostrado que están cada vez más distribuidos en los mamíferos marinos (de Boer *et al.* 1998; Lindström *et al.* 1999; Ikononou *et al.* 2002; Kajiwarra *et al.* 2004; Martin *et al.* 2004). El medio marino es particularmente vulnerable a los componentes órgano-halogenados porque actúan como el receptáculo final y consecuentemente contiene la mayor porción de estos componentes (Tanabe *et al.* 1988).

Los delfines y otros depredadores marinos son útiles indicadores que nos ayudan a evaluar tendencias a largo plazo de los contaminantes en los ecosistemas oceánicos (Aguilar y Borrel 2005). Concretamente, estudios realizados con tejidos de delfines listados en el oeste del Mediterráneo durante 1987-2002, demostraron que las tendencias temporales de contaminación por DDT y PCB han disminuido lentamente en el tiempo debido a que estos animales aún mantenían niveles moderados-altos de estos compuestos químicos. Sin embargo, los índices de metabolización de estos



compuestos han sufrido un detrimento progresivo, lo que sugiere que el medio marino en alta mar no ha estado expuesto a importantes emisiones de estos contaminantes los últimos años (Aguilar y Borrel 2005). La disminución lenta de estos compuestos a lo largo del tiempo se ve corroborada con los datos obtenidos en los análisis que realizaron Wafo *et al.* (2005) en distintas muestras de tejidos y órganos de seis delfines listados recogidos en 2000 y en 2003, donde las concentraciones de PCB y DDT fueron aún muy altas. La relación de los PCBs/ Σ DDT es, en gran medida, superior a 1 en todos los tejidos y órganos analizados. Este resultado refleja que el uso de DDT se ha restringido en la cuenca mediterránea desde los años setenta, mientras que los PCB se usan todavía en grandes cantidades. Wafo *et al.* (2005) obtuvieron resultados del mismo orden de concentración que en análisis en su mismo laboratorio durante los años noventa. En tejidos grasos obtuvieron concentraciones similares de PCBs a las encontradas por otros autores en el Mediterráneo, pero a menudo más altas que las registradas en el resto del mundo (ver Tabla 1).

Tabla 1. Ejemplos de concentraciones de PCBs encontrados en delfines listados en diferentes regiones del mundo destacando los niveles altos encontrados en el Mediterráneo.

Océano	Región	Nº muestra	Nivel de PCBs	Referencia
Pacífico	Oeste	8	28 ppm	Loganathan <i>et al.</i> 1990
	Japón	49	14 ppm	Fukushima y Kawai 1981
	Japón	4	29 ppm	Tanabe <i>et al.</i> 1983
Atlántico	EE.UU.	3	59 ppm	Taruski <i>et al.</i> 1975
	Gales	7	39 ppm	Borrell 1993b
Mediterráneo	Gibraltar	3	67 ppm	Borrell 1993a
	Francia	27	267 ppm	Alzieu y Duguy 1979
	Francia	6	70 ppm	Wafo <i>et al.</i> 2005
	Italia	64	205 ppm	Marsili y Forcada 1996
	Italia	61	70 ppm	Marsili 2000

Ejemplares de delfines listados analizados durante la segunda mitad del año 1990 relacionados con la epizootia de morbillivirus, además de presentar un estado nutritivo anormalmente bajo, contenían concentraciones de PCBs y DDTs entre dos y tres veces superiores a las habituales en la población, según los estudios realizados en los años previos y posteriores a la misma. Estos valores son muy superiores a los que se estiman aceptables en un mamífero (Aguilar y Raga 1993). Niveles inferiores han producido en ciertas poblaciones de pinnípedos un descenso elevado de las tasas de natalidad y una disminución de la población. Otro efecto de los PCBs es la conocida capacidad que poseen de deprimir el sistema inmunitario de los mamíferos, por lo que los elevados niveles de organoclorados detectados en estos individuos se asociaron a la elevada mortalidad que produjo esta epizootia (Aguilar y Raga 1993) (ver el apartado de morbillivirus, 1.3.4).



- Metales pesados

Existen diferencias significativas respecto a las concentraciones de mercurio encontradas en delfines listados varados en las costas francesas mediterráneas respecto a los atlánticos. Las concentraciones son mucho mayores en los delfines del Mediterráneo que en los del Atlántico. Esta afirmación se corresponde con las determinaciones de mercurio total realizados en otras especies en las dos regiones. El origen de las concentraciones elevadas de mercurio en los delfines recogidos en las costas del Mediterráneo es, sin duda natural y se puede remontar a los depósitos de mercurio ubicados en esta cuenca (Andre *et al.* 1991).

Desde el punto de vista ecotoxicológico, los delfines y otras especies marinas de mamíferos presentan características interesantes para el estudio de acumulación de contaminantes y las transferencias de éstos en los sistemas marinos. Bien es conocido que tanto el mercurio como otros metales se acumulan en los organismos marinos. Concentraciones incrementadas de mercurio se encuentran en los niveles tróficos más altos debido al proceso de biomagnificación (Palmisano *et al.* 1995).

Pero se necesitan más estudios, especialmente en la forma química del mercurio que se acumula (por ejemplo, el metil-mercurio (MeHg) es en mamíferos marinos, la forma predominante en el músculo, mientras que en hígado su contenido es sólo un pequeño porcentaje del total), para explicar cómo estos organismos pueden hacer frente a las concentraciones tan elevadas de este metal.

- Vertidos de hidrocarburos

A raíz de varias catástrofes (Torrey Canyon en 1967, 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 ITOPF (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.

La exposición a hidrocarburos liberados en el medio marino a través de los derrames de petróleo y otras fuentes de descarga, representa otra amenaza potencialmente grave para la salud de los delfines listados. 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). La inhalación de vapores en la superficie del agua y la ingestión de hidrocarburos durante la alimentación son las vías más probables de exposición.

En los mamíferos marinos, la exposición aguda a los productos derivados del petróleo puede causar cambios en el comportamiento, la inflamación de las membranas mucosas, congestión pulmonar, neumonía, trastornos del hígado, y daño neurológico (Geraci y St. Aubin 1990).

- 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). La UNEP (Programa de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente) 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. Simmonds concluye que las especies que más frecuentemente se ven afectadas por este tipo de amenaza son los zifios y los cachalotes. Ambas especies se alimentan preferentemente de cefalópodos, presas que debido a su fisionomía y densidad pueden confundirse en ocasiones con ciertos tipos de plásticos. Así mismo parece ser que los zifios, debido a su particular forma de alimentación mediante succión, se ven especialmente afectados. Existen varios casos de varamientos de diferentes especies de zifios con presencia de plásticos en sus sistemas digestivos (Poncelet *et al.* 2000; Santos *et al.* 2001, 2007; Fernández *et al.* 2009; MacLeod 2009; Kovacic *et al.* 2009). Según los datos disponibles en el noroeste de Europa se cree que más del 75% de los varamientos de zifios varados contienen plásticos en sus sistemas digestivos y que en un 25%, los plásticos serían la causa principal de la muerte. Se cree que algunos tipos de plásticos son confundidos con sus presas predilectas e ingeridos de manera accidental. 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 Almería debido a la gran cantidad de plásticos que se usan cada año en los invernaderos.

Existen pocos datos sobre la ingestión de plásticos por delfines listados, sin embargo es un problema reconocido en otras especies de cetáceos.

Efecto de la contaminación acústica BAJO



El ruido siempre ha existido en los fondos marinos. Es el uso no controlado de la introducción de fuentes sonoras artificiales, lo que se ha convertido en una amenaza. 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 muchas actividades que producen ruido bajo el agua en el medio marino, algunas intencionadamente como la exploración geofísica o las maniobras militares y otras colateralmente, como el tráfico marítimo comercial o la pesca. Los diferentes tipos de ruido producen dos tipos de contaminantes acústicos, unos de alta intensidad e impacto agudo como la exploración geofísica marina y otros de baja o moderada intensidad pero crónico, como el tráfico marítimo (Hildebrand 2005), los cuales pueden tener un efecto sobre el ecosistema marino local o contribuir al ruido ambiente en una zona muy extensa (Curtis *et al.* 1999; Andrew *et al.* 2002; McDonald *et al.* 2006, 2008; Castellote 2009). 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 de superpetróleos, 5) las explosiones de prueba de resistencia de buques militares, 6) el sonar táctico de baja frecuencia militar y 7) el resto de buques comerciales.

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 se han registrado en respuesta a la exposición al ruido intenso (Romano *et al.* 2003). El estrés crónico se sabe que induce condiciones perjudiciales fisiológicas incluyendo la disminución de la función inmune, en los mamíferos terrestres y probablemente lo hace en los cetáceos (Gordon y Moscrop 1996).

Si los niveles de sonido recibidos por los mamíferos marinos son lo suficientemente altos, la pérdida de audición puede producirse temporal o permanentemente, y en algunos casos severos, puede resultar en hemorragias cerebrales y en los aparatos auditivos. En delfines, el nivel basal al cual comienzan a verse perjudicados por el sonido es a 195 dB en 1 segundo de duración de exposición (Schlundt *et al.* 2000; Finneran *et al.* 2005), mientras que los comportamientos evasivos en misticetos se producen con sonidos de baja frecuencia, de 140 a 160 dB (Malme *et al.* 1983, 1984, 1988; Ljungblad *et al.* 1988; Tyack y Clark 1998).



Pero la manera en la que el ruido generado por actividades humanas está afectando a las poblaciones de los mamíferos marinos sigue siendo desconocida (NRC 2005). 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 son fáciles (Tyack *et al.* 2004).

- Tráfico marítimo

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). De las diferentes fuentes de ruido existentes en la cuenca mediterránea, el tráfico marítimo comercial y la exploración geofísica son las dos primeras en orden de importancia (Abdulla y Linden 2008). 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). Además, de las áreas del mar Mediterráneo, la del Estrecho de Gibraltar es la de mayores niveles de ruido ambiente con un valor medio de 112,5 dB re 1 μ Pa, coincidiendo con niveles extremos de tráfico marítimo (Castellote 2009).

- Campañas sísmicas científicas y comerciales

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 se produce en sentido 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. Se ha demostrado que los peces experimentan daños en el oído



cuando están expuestos a los cañones de aire comprimido mucho más intensamente que durante estudios sísmicos típicos (McCauley *et al.* 2003).

Evans (1994) alertó que el desarrollo de la industria petrolera en alta mar podría causar efectos negativos a diferentes especies de cetáceos entre las que se encuentran pequeños delfines. Más tarde, los estudios de Goold (1996) y Stone and Tasker (2005) confirmaron este temor, describiendo reacciones de evasión de los delfines durante maniobras sísmicas.

- Desarrollo costero

Las actividades de construcción en el mar, tales como la instalación de pilares 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 en una serie de estudios. La mayoría de la energía del sonido asociado con la instalación de pilares está en el rango de baja frecuencia, <1000 Hz (Illingworth y Rodkin, Inc. 2001, 2004; Reyff *et al.* 2002; Reyff 2003).

Las operaciones de dragado también tienen el potencial de emitir sonidos a niveles que puedan molestar a los mamíferos marinos. Dependiendo del tipo de draga, los niveles máximos de presión de sonido 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 con el dragado está en el rango de baja frecuencia, <1000 Hz (Clarke *et al.* 2003).

Varias técnicas han sido adoptadas para reducir los niveles de presión de sonido asociados a las actividades de construcción en el agua o prevenir la exposición de los mamíferos marinos a los sonidos. Por ejemplo, un bloque de 6 pulgadas 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 otra parte, 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 y Edwards 2002). Además, si la ejecución de estas actividades de construcción no está programada en los momentos en que los mamíferos marinos pueden estar presentes se reduce el riesgo de perturbación. Durante la realización de los proyectos también se debería controlar la presencia de mamíferos marinos y detener el sonido que producen las actividades si los mamíferos marinos se encuentran dentro de las zonas de amortiguamiento.

- Sonar y explosivos militares



Los actuales diseños de los sonares militares, como el sonar AN/SQS-53C de la Marina de los EE.UU. produce señales con niveles de la fuente de 235 RMS dB re 1 μ Pa a 1 metro. Se han relacionado varamientos de cetáceos con el uso del sonar naval (U.S. Department of Commerce and Secretary of the Navy 2001). En marzo de 2000, se produjo un varamiento masivo de 17 cetáceos en las Bahamas y coincidió con la actividad naval utilizando sonares. Los animales varados consistieron en nueve zifios de Cuvier, tres zifios de Blainville, dos zifios no identificadas, dos rorcuales aliblancos (uno de ellos sobrevivió al varamiento, y no se examinó) y un delfín moteado (se determinó que éste no estaba relacionado con el evento). Los resultados preliminares durante los exámenes de los zifios que murieron incluyen hemorragia aguda en el espacio subaracnoideo y ventrículos laterales (U.S. Department of Commerce and Secretary of the Navy 2001)

Durante los exámenes de los zifios varados se observó la presencia de burbujas de nitrógeno en sus tejidos (Jepson *et al.* 2003). Se requiere mayor investigación para validar la hipótesis de que estos procesos de embolismo severo están relacionados con la exposición a niveles de sonido producidos por el sonar, y para describir las condiciones de exposición necesarias para inducir la embolia gaseosa.

Los impactos de los sonares militares de frecuencia media sobre los delfines listados no se han estudiado, pero cabría considerar esta posible perturbación ya que la zona del Estrecho de Gibraltar y del Golfo de Cádiz se caracterizan por estar altamente militarizadas, donde se realizan ejercicios y entrenamientos militares, coincidiendo con una de las zonas de gran abundancia de delfines listados para el caso del Estrecho. Estos ejercicios también podrían causar daños en los delfines, por ser una presencia inusual de una alta densidad de barcos, el aumento del nivel de ruido antropogénico, o una combinación de ambas.

Morbillivirus ALTO

Entre los años 1990 y 1992 se produjo una mortalidad masiva de delfines listados en todo el Mediterráneo. Esta mortalidad fue descrita por Aguilar y Raga (1993) en profundidad. Los primeros delfines hallados afectados por la epidemia se detectaron muertos en las costas valencianas en el mes de julio de 1990, pero no se detectó la importancia de la mortalidad hasta que en agosto empezaron a aparecer un gran número de delfines muertos en las costas catalanas y en las Islas Baleares. Esto hizo retrasar la puesta en marcha de la red de recogida de los cuerpos muertos durante la primera fase de la mortandad, por lo tanto la información de la fase inicial es fragmentaria. La epidemia se fue extendiendo progresivamente, con una gran virulencia, hacia el norte y el sur de las costas españolas. A finales del mes de octubre casi 400 delfines varados fueron hallados en las costas españolas (Aguilar *et al.* 1991). El mayor pico de mortalidad en las costas españolas fue entre agosto y octubre. Posteriormente la frecuencia de cuerpos llegados a costa fue disminuyendo en las áreas donde se produjo el inicio de la epidemia. La epidemia alcanzó la costa francesa



a final de septiembre, produciéndose el pico de mortalidad en octubre (Bompar *et al.* 1992) y aproximadamente en ese período empezaron a parecer en las costas italianas (M. Podestà, com. pers. en Aguilar y Raga 1993). Hacia la parte sur del Mediterráneo, la epidemia avanzó más lentamente y fueron principalmente afectados entre septiembre y noviembre en la costa sur de España. La información del norte de África es fragmentaria debido a la falta de una red adecuada de recogida de los cuerpos de los delfines muertos, pero se conoce que afectó a las costas marroquíes en los meses de septiembre y noviembre.

Cuando bajaron las temperaturas en noviembre, el número de delfines varados se redujo espectacularmente, aún así algunos varamientos esporádicos continuaron ocurriendo. No obstante entre junio y septiembre de 1991, la epidemia presentó otra oleada de mortandad, esta vez afectando a las costas del sur de Italia y extendiéndose rápidamente a través de las costas del sur del mar Adriático y el mar Jónico y en menor medida el canal de Sicilia y el sur del mar Tirreno. En la parte oeste del archipiélago también se registraron varamientos, aunque la información disponible es demasiado fragmentaria y no se pudo establecer la estacionalidad y magnitud con precisión. Durante la primavera de 1992 la epidemia rebrotó, afectando a las islas griegas y extendiéndose hacia el este y el noreste, hasta alcanzar las costas de Turquía.

A pesar de que los brotes de 1991 y 1992 fueron probablemente monitorizados comparados con los de 1990, parece ser que el agente causal fue el mismo (Osterhaus 1992) y se considera que fue una continuación de la que empezó en 1990.

A causa de la epidemia se recogieron un total de 1.107 cadáveres durante los años 1990 y 1991 en las costas españolas, francesas e italianas, pero la estima de la mortalidad total fue mucho más elevada por dos motivos; el delfín listado es una especie de hábitats pelágicos que habita en aguas alejadas de la costa y por lo tanto se cree que muchos de los animales muertos durante la epidemia no llegaron a costa, ya que se hundieron o fueron alimento de otros organismos y debido a que en algunas zonas del Mediterráneo no existió una red organizada de recogida de los cadáveres, por lo tanto la información es muy fragmentaria en algunas zonas, haciendo imposible una estima correcta del número de ejemplares afectados.

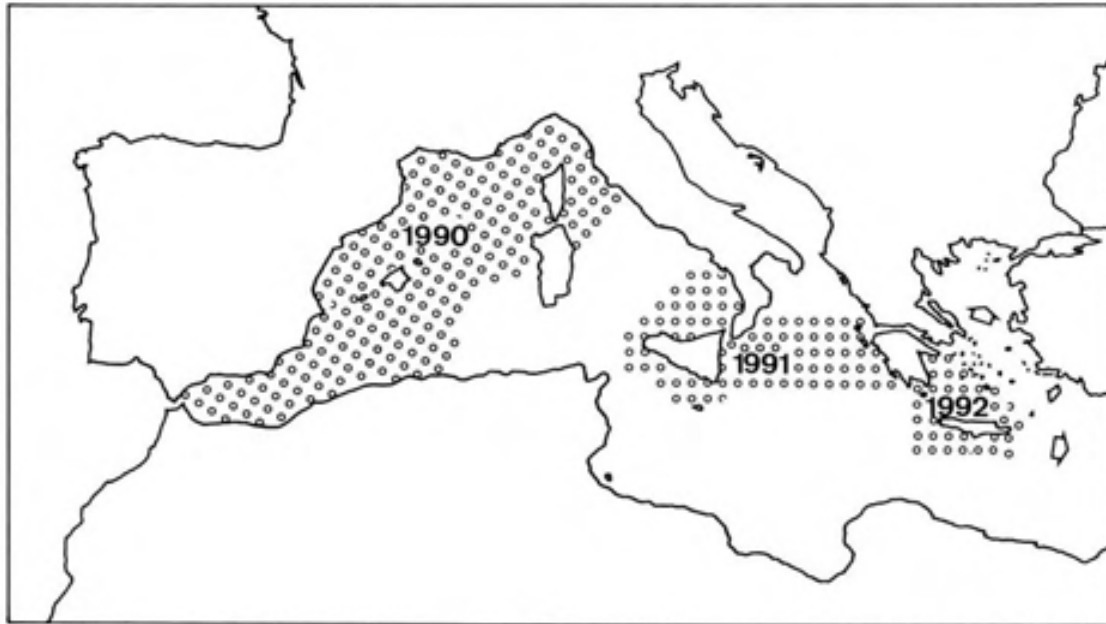


Figura 4.11: Áreas afectadas por los diferentes brotes de la epidemia de 1990-1992 (extraído de Aguilar y Raga 1993).

El agente causal de esta mortalidad masiva fue el morbillivirus, un virus que produjo lesiones en los pulmones, sistema nervioso central, ganglios linfáticos y otros tejidos (Domingo *et al.* 1990,1992; Duignan *et al.* 1992). Los morbillivirus son virus ARN con genoma segmentado que constituyen un grupo dentro de la familia de los Paramizoviridae. Este mismo género es el que provoca el moquillo canino, la peste de pequeños rumiantes, el sarampión humano y la peste bovina (Appel *et al.* 1981). Este virus fue el causante de mortandades masivas de mamíferos marinos en otras regiones del mundo (Osterhaus y Vedder 1988; Kennedy *et al.* 1988a, 1988b, 1992; Dietz *et al.* 1989; Grachev *et al.* 1989; Hughes *et al.* 1992; Ross *et al.* 1992).

Las lesiones observadas durante la epidemia fueron todas muy similares a las causadas por el morbillivirus en focas y marsopas (Kennedy *et al.* 1989, 1991). Pero el origen del morbillivirus responsable de la epidemia de delfines listados en el Mediterráneo no está claro. Los estudios de 10 y 33 animales mostraron que las propiedades antigénicas del virus eran muy similares a las del virus que afectó a las marsopas del mar de Irlanda, pero distinto de la que causó la mortalidad de focas comunes en 1987. Pero si este fuese su origen no se sabe cómo el virus alcanzó el oeste del mar Mediterráneo sin afectar a las densas poblaciones de delfín listado que habitan las aguas atlánticas de la Península Ibérica. Se desconoce si la población del oeste del mar Mediterráneo estuvo expuesta anteriormente al virus.

Se ha sugerido que aún siendo el morbillivirus el causante de la mortandad masiva, las elevadas concentraciones de contaminantes encontrada en los individuos varados durante la epidemia (Kannan *et al.* 1993; Aguilar y Borrell 1994), con capacidad inmunosupresora (Vos y Luster 1989; Brouwer *et al.* 1989), pudieron haber contribuido al aumento de la virulencia. Los ejemplares examinados en 1990 presentaban



concentraciones de organoclorados y en particular de PCBs dos o tres veces superiores a las encontradas en la población sana (Borrell y Aguilar 1991, 1992).

Junto al efecto de los contaminantes como potenciador de la virulencia, también se observó que los individuos que murieron en la fase más virulenta de 1990, presentaban un bajo estado nutricional. Se estimó que las reservas de lípidos de estos animales se vieron reducidas en un 60% respecto a los valores considerados como normales para la especie (Aguilar *et al.* 1992). Esta disminución en el estado nutricional de los delfines, no puede ser explicado por el efecto de la infección, ya que el desarrollo de la misma es rápido y no puede provocar estos efectos en los animales (Aguilar y Raga 1993). Estos hechos coinciden con el aumento de ectoparásitos y epibiontes en los animales enfermos, en comparación con individuos de la misma especie y estudiados en la misma región en años previos (Raga y Carbonell 1985), indicando que estos animales sufrieron un período de baja movilidad durante la cual el anclado de estos epibiontes fue más fácil que bajo condiciones normales (Raga *et al.* 1992). Por lo tanto, estos dos hechos nos indican el débil estado de los individuos que murieron durante la época más virulenta de la epidemia (Aguilar *et al.* 1991). Esta baja condición nutricional se ha relacionado con el aumento de las temperaturas durante el invierno previo a la epidemia, que pudo haber llevado a una disminución de las presas (Aguilar y Raga 1993).

Forcada *et al.* (1994) encontró que la talla media del grupo de delfines observado en la parte oeste mediterránea decreció desde 25,3 (SE=4,7) antes del evento del morbillivirus a tan sólo 7,0 (SE=2,3) durante el brote. Muchos parecen los factores que hacen disminuir el tamaño de una población, pero algunas veces, cuando la historia de vida de una población que se encuentra en un nivel de abundancia cerca o en torno de su capacidad de carga, en tal caso, un evento como el brote de una epidemia como la del morbillivirus, podría ser considerado más como un mecanismo de regulación de la densidad de la población en lugar de considerarse como una catástrofe aislada (Hardwood y Hall 1990).

Un nuevo brote de mortandad de delfines listados se detectó en el golfo de Valencia a principios de julio en 2007. Al mismo tiempo, una inusual mortandad también se registró en las costas del sur del Mediterráneo español, Islas Baleares, Cataluña y el mar de Liguria. Entre julio y octubre de 2007, más de 100 delfines se encontraron varados a lo largo de la costa mediterránea española.

En el golfo de Valencia, el número de animales varados durante los meses de julio y agosto de 2007 fue similar a los registrados en 1990 durante los mismos meses. Estos resultados mostraron que el morbillivirus volvió a estar en circulación en la población mediterránea de delfines listados. En esta epizootia, los animales más jóvenes fueron aparentemente más afectados por la enfermedad, aunque esta información se basa sólo en delfines varados (Raga *et al.* 2008).



Los estudios de Fernández y coautores (2008) encontraron que los virus encontrados en calderones comunes y delfines listados eran molecularmente casi idénticos durante la mortandad de calderones comunes en el sur peninsular en 2007 y los casos de delfín listado afectados por el virus durante las mismas fechas, por lo tanto debido al solapamiento tanto temporal como espacial de ambos casos como la gran relación filogenética de los virus aislados en el laboratorio, la transmisión interespecífica se ha de tener en consideración para otras especies.

La población de delfín listado probablemente se ha recuperado bien desde la epizootia diezmada en 1990 (Cotté *et al.* 2010), y la reciente epizootia del 2007 es probable que haya tenido un impacto mucho menor en la población (Castrillón *et al.* 2010). Actualmente, el DMV se encuentra en estado crónico en las poblaciones de delfines listados del Mediterráneo Occidental, lo que indica que muchos animales presentan infección por el virus latente y pueden desarrollar la enfermedad, aunque éstos ya no la transmiten a otros ejemplares, pudiéndose producir episodios de mortandad puntuales (Soto *et al.*, 2011).

Competición interespecífica BAJO

Diferentes autores (Casinos 1982; Viale 1985; Di Natale 1987; Perrin 1988; Cagnolaro y Notarbartolo di Sciara 1992; Gannier 1995; Sagarminaga y Cañadas 1995; Notarbartolo di Sciara y Demma 1997) han especulado que los delfines listados podrían haber competido con los delfines comunes del Mediterráneo provocando el declive de estos últimos durante las últimas décadas, ya que los delfines listados aumentaron en número en el oeste del mar Mediterráneo durante el declive de los delfines comunes (Aguilar 2000), ocupando su nicho (Viale 1985). Esta posibilidad es difícil de corroborar a través de evidencias científicas, pero cabe destacar que aunque las dos especies comparten ciertas porciones del hábitat (Sagarminaga y Cañadas 1995; Forcada y Hammond 1998; Frantzis y Herzing 2002), no hay evidencias de que los delfines listados estén compitiendo con los delfines comunes por ejemplo por los recursos alimenticios, ya que la dieta de los delfines listados está compuesta predominantemente por cefalópodos mesopelágicos y peces (Casinos 1982; Wurtz y Marralle 1991; Perrin *et al.* 1994), por lo tanto se solapa sólo ligeramente con la dieta de los delfines comunes (Bearzi *et al.* 2003). Pero aunque presentara una real competencia por los recursos, no podría explicar la desaparición en ciertas áreas como el mar Adriático, donde los delfines comunes fueron desapareciendo mientras que los delfines listados raramente son observados en la zona (Bearzi *et al.* 2003).

Cambio climático y del ecosistema MEDIO

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 períodos 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 el medio marino y el ecosistema en el cual se incluyen los cetáceos (Würsig *et al.* 2002), y probablemente tenga un efecto negativo importante sobre la distribución y abundancia de las presas de delfín listado. Los delfines listados podrían responder a una disminución de disponibilidad de sus presas, debido a la modificación de su distribución y de sus estrategias de alimentación, aunque cambios importantes en el ecosistema podrían llevar a una variación en la abundancia de la especie.

En concreto, la biodiversidad del mar Mediterráneo está experimentando una rápida alteración debido a los impactos antropogénicos y al cambio climático (Bianchi y Morri 2000). Sanford (1999) mostró que pequeños cambios en el clima pueden generar grandes cambios en las comunidades marinas y Petchey *et al.* (1999) demostraron que el calentamiento ambiental altera la estructura de la red trófica y las funciones del ecosistema marino. El calentamiento del mar Mediterráneo puede, por lo tanto, modificar la distribución de las presas de los delfines listados, concentrándola o dispersándola y por lo tanto repercutir secundariamente en la población de delfines listados, tanto en su distribución como abundancia (Selzer y Payne 1988). Este efecto es muy difícil poderlo discriminar de otros factores que también alteran la disponibilidad de presas, como la sobrepesca o la alteración del hábitat (Bearzi *et al.* 2003). En conclusión, no se puede descartar que los cambios de temperatura que han tenido lugar en el Mediterráneo hayan tenido un efecto sobre la población de delfines listados.

Investigación BAJO

Dentro del Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, por el que se establecen medidas de protección de los cetáceos (RD 1727/2007, ver 1.2.3.2), 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.

El CAPÍTULO I (artículos 52 a 58) de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (Ley 42/2007) regula la Conservación in situ de la biodiversidad autóctona Silvestre. Su artículo 52.3 establece *la prohibición de dar muerte, dañar, molestar o inquietar intencionadamente a los* [delfines listados]. Sin embargo, el artículo 58 de la misma ley, 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 [...], precisando que tal autorización administrativa deberá ser pública, motivada y especificar ciertas características de la acción a desarrollar y que las Comunidades autónomas comunicarán al Ministerio de Medio Ambiente las autorizaciones acordadas.

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 Real Decreto 1727/2007, estará sujeta a la autorización previa, que otorgará el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Los delfines listados son difíciles de estudiar por una variedad de razones; se encuentran en un hábitat marino, presentan un amplio rango geográfico y una esperanza de vida prolongada. Los estudios son necesarios para determinar posibles impactos tanto intrínsecos como extrínsecos. 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 (p. ej. 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), con delfines comunes). Asimismo, Giménez y coautores (2011) demostraron, en calderones comunes, que las heridas causadas por biopsias se cicatrizan rápidamente y no suponen un peligro para el animal. Gracias al muestreo por biopsia y el despliegue de marcas satélite se han podido averiguar estructuras poblacionales (p. ej. Bérubé *et al.* 1998, Verborgh *et al.* 2010), ecología alimentaria (p. ej. de Stephanis *et al.* 2008, García-Tiscar 2010), niveles de contaminantes (p. ej. Fossi *et al.* 2010) y movimientos migratorios de ballenas (p. ej. Mate 2010, Andrews *et al.* 2008). Por esas razones ambas técnicas ha sido recomendadas por la Comisión Ballenera Internacional para el estudio de los cetáceos (IWC 1991, 2009). Por lo tanto, debido a que son difíciles de estudiar y a menudo es necesario el empleo de técnicas invasivas, es fundamental coordinar las actuaciones de investigación para evitar solapamientos de programas de investigación por un lado y para evitar manejo de animales innecesarios.

Mortalidad Natural y Depredación BAJO

La determinación de si la mortalidad es de origen natural o no es difícil, 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 profunda de las causas de la muerte (Dhermain *et al.* 2002). Un ejemplo claro es la epidemia que afectó a la población de delfines listados en el Mediterráneo, ya que rápidamente se culpó al morbillivirus como responsable de la gran cantidad de muertes, y por lo tanto parecía de origen natural, pero las investigaciones posteriores desvelaron que el virus fue letal sólo para aquellos animales que tenían una gran deficiencia inmunitaria (Kannan *et al.* 1993). Los individuos presentaban grandes cantidades de PCB, que son sustancias que provocan efectos inmunosupresores, indicando que la contaminación fue un cofactor que hizo aumentar la severidad de la epidemia. A la vez también se relacionó la falta de comida con una mayor movilización de las reservas de grasa y por lo tanto una mayor entrada a la circulación de PCBs que antes estaban almacenados en



la capa de grasa (Kannan *et al.* 1993). Por lo tanto, éste es un ejemplo de que 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 cetáceos tienen pocos enemigos naturales, excepto las especies más pequeñas. Los mayores depredadores para estas especies son los grandes tiburones y las orcas, pero en el Mediterráneo el problema es muy pequeño 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, Francia (J.M. Bompar in litt.). Las orcas también podrían ser un potencial depredador, pero en el estrecho de Gibraltar es el único sitio donde están presentes habitualmente y su alimentación se basa en atunes (García-Tiscar 2010), por lo tanto no se espera que dichos animales ataquen a los pequeños cetáceos de la zona.

c) Pasos necesarios para el futuro para obtener mayor precisión en la Evaluación del estado inicial:

Actualmente tan solo se tiene información sobre estimas de abundancia de la especie a nivel regional, por lo que se hace necesario:

- Estimar abundancia de la especie en la Demarcación a nivel global y de forma actualizada.
- Estimar cual es la distribución espacial de la especie a nivel de la Demarcación
- Continuar con las estimar causas de muerte de la especie en la Demarcación.
- Estimar la dieta de la especie en la Demarcación.

8- Calderón gris (*Grampus griseus*)

Los calderones grises están en gran parte del Mediterráneo aunque la mayoría de los avistamientos registrados se han dado en el Mediterráneo occidental. La mayor concentración se da en la cuenca Liguro-Corso-Provençal, donde esta especie está presente durante todo el año. En general, los calderones grises prefieren las aguas profundas oceánicas y las áreas del talud continental. La cuenca Liguro-Corso-Provençal es una de las pocas áreas del Mediterráneo donde la plataforma continental está cerca de costa, ofreciendo oportunidades especialmente buenas para observar y estudiar esta especie. Los calderones grises también se observan estacionalmente en el sur del Mar Tirreno en la costa oeste de Ischia y entre la isla de Ústica y las Islas Eolias. Se observan regularmente en las islas Baleares y en la mitad oriental del mar de Alborán (especialmente en el Golfo de Vera) todo el año.

La aparente escasez de calderones grises en el Mediterráneo oriental puede ser en parte debido a la parquedad del esfuerzo de observación ahí. Se han registrado unos cuantos avistamientos y varamientos a lo largo de la costa de Israel y en el Mar Egeo. Se han observado en el mar Jónico Oriental (Grecia), alrededor de la parte occidental



de Creta y en el mar Jónico occidental (Sicilia). Se han registrado también algunos varamientos en el Adriático norte. No hay datos disponibles para el sur del mar Mediterráneo.

Hasta la fecha no existen datos sobre la tendencia de esta especie en el Mediterráneo.



Figura 4.12: Conocimientos sobre la distribución de calderones grises en el Mediterráneo (Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010).

a) Análisis de las características esenciales de la especie en la Demarcación:

- Criterio 1.1. Distribución de la especie: Indicadores: Área de distribución y patrones de distribución dentro de la misma:

En el sur peninsular, el calderón gris presenta una distribución bastante más reducida que la de otras especies, principalmente por la zona oriental del mar de Alborán y el Golfo de Vera. No se han registrado avistamientos de esta especie en el Estrecho de Gibraltar. La tasa de encuentro de calderón gris es de 0.003 grupos y 0.04 animales por milla navegada, colocándose en el quinto puesto en cuanto a densidad en aguas del mar de Alborán. Las mayores tasas de encuentro se dan al norte de la Isla de Alborán y el Golfo de Vera, seguidos por Almería y Granada, y siempre en profundidades superiores a los 600m.

En los censos aéreos llevados a cabo en 2000 y 2001 en las aguas de las Comunidades Autónomas de Murcia y Valencia en el marco del “Proyecto Mediterráneo” (Raga y Pantoja 2004) se observaron calderones grises en 11 ocasiones, detectándose esta especie en muestreos en todas las estaciones. Los avistamientos se distribuyeron por



toda el área de estudio, aunque en el sur de Murcia la frecuencia fue mayor. Las profundidades de los puntos de avistamiento variaron según la región: en el sur de Murcia solamente se encontraron en profundidades muy elevadas, entre 1.800 y 2.500 m, mientras que en resto del área las profundidades variaron entre 100 y 1.400 m. En ambas zonas la mayoría de los avistamientos se encontraron cerca del talud continental. Esta diferencia es debida a que en el área del sur de Murcia la plataforma continental es muy estrecha y que zonas de gran profundidad se encuentra muy próxima a la costa. Según los resultados de ese estudio, la zona del sur de Murcia puede identificarse como una zona muy importante para el calderón gris. La tasa de encuentro para el calderón gris en toda el área de estudio del sector central fue de 0.0012 avistamientos por milla náutica y de 0.015 individuos por milla náutica, siendo la tercera especie más observada en el área de Murcia y Valencia.

En las aguas de Cataluña el calderón gris es aún más escaso, siendo sin embargo relativamente común en aguas de las Islas Baleares, abundando en la isobata cercana a los 1000 metros, especialmente, en zonas donde la pendiente batimétrica es más marcada, como es el caso del este del archipiélago de Cabrera, donde se ha avistado en numerosas ocasiones.

De la misma forma que anteriormente, se han corrido una serie de modelos de predicción a partir de información disponible en la bibliografía. A continuación se pueden ver los mismos.

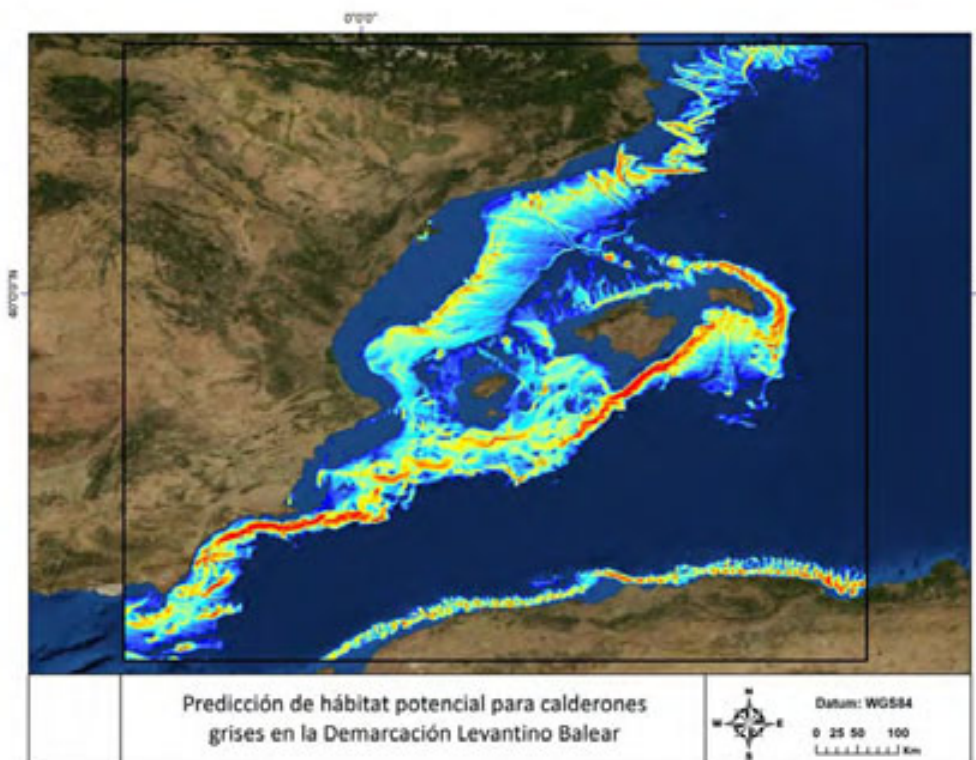




Figura: 4.13 Predicción de hábitats potenciales para calderones grises en la Demarcación Levantino Balear a partir de los datos obtenidos de Frocada et al 2004, Gozalbes et al 2010, Raga y Pantoja (2004).

- **Criterio 1.2. Tamaño poblacional: Indicador: Abundancia de la población:**

En el año 2004, en las aguas de Murcia y de la Comunidad Valenciana se estimó un tamaño poblacional de calderón gris de 493 individuos (IC 95% = 162-1,498), con una densidad relativa de 0.015 individuos por km² en el área (IC 95% = 0.005-0.046) (Gómez de Segura et al., 2006). Los datos de abundancia calculados son orientativos, ya que, al ser el tamaño grupal pequeño, las estimas podrían estar por debajo de la población real existente. Aun así, nuevos datos recopilados en años recientes parecen indicar que la población no ha disminuido (Universidad de Valencia, datos no publicados). No existen estimas de abundancia de otras partes del Mediterráneo, debido a que el bajo número de avistamientos y muestreos realizados en otras áreas no permite estimas precisas de su abundancia para realizar estudios comparativos.

- **Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Características demográficas de la población (por ejemplo, estructura por tallas, o por edades, proporción de machos y hembras, tasas de fecundidad, tasas de supervivencia/mortalidad).**

Estructura social

Los grupos típicos de calderón gris son de 3-30 animales, aunque se han descrito “super-grupos” de hasta varios miles de animales juntos en algunas partes del mundo, pero no en el Mediterráneo. Sin embargo, algunos estudios indican que los grupos podrían ser estables, y podrían consistir en individuos relacionados con vínculos familiares (especialmente las hembras), aunque esto aún tiene que ser confirmado. Suelen encontrarse en grupos no muy numerosos, de hecho, se han observado desde individuos solitarios hasta grupos formados por un máximo de 20 animales, con una media estimada de 4 a 6 animales por grupo (Gómez de Segura, 2006, Gómez de Segura et al., 2006, 2007). Excepcionalmente, en otras zonas como el sur de Murcia se ha llegado a observar un grupo de hasta 80 animales con crías. En los vuelos realizados recientemente en la Comunidad Valenciana (2010 y 2011) también se observaron crías en algunos de los grupos. Esto es destacable, pues las crías no se habían observado anteriormente en aguas de la Comunidad.

Dieta y selección de sus presas

La dieta del calderón gris, como se ha visto en los estómagos de animales varados, está compuesta principalmente por cefalópodos meso pelágicos, en concreto calamares del género *Histioteuthis* (Wurtz et al., 1992; Carlini et al, 1992; Fabri et al., 1992) de los que se sabe que suelen vivir en áreas entre los 500 y 1000 metros de



profundidad (Guerra, 1992). También forman parte de su dieta habitual algunos peces meso pelágicos.

Estudios realizados con animales varados en la zona central de la demarcación, mostraron que esta especie se alimenta de cefalópodos de distribución oceánica, siendo la mayoría de éstos calamares y sepias mesopelágicos (Blanco et al., 2006). Las octópodos pelágicos más abundantes fueron *A. argo* (media=41,28%, SD+-4,32), seguidos de especies de las familias Ommastrephidae, Histioteuthidae y Onychoteuthidae. Estas especies se encuentran entre los 600 y 800 m. de profundidad, que es pues donde el calderón gris se alimenta

Depredadores

Los cetáceos tienen muy pocos depredadores, que prácticamente se reducen a tiburones, orcas, falsas orcas y el hombre. La importancia o magnitud de la depredación producida por tiburones y orcas o falsas orcas es muy difícil de cuantificar. Aunque algunas de las cicatrices que presentan los calderones grises se podrían achacar a ataques de tiburones, la mayoría de ellas parecen ser debidas a interacciones entre individuos de la misma especie. En el Mediterráneo la presencia de orcas y de falsas orcas es muy puntual, por lo que los depredadores de calderones en este mar se podrían reducir al tiburón y al hombre (tanto por muerte directa como accidental).

- Criterio 1.3. Condición de la población: Indicador: Estructura genética de la población:

Los calderones grises del Mediterráneo están diferenciados genéticamente de los del Atlántico oriental. Esto implica que el flujo genético entre las dos áreas está limitado o es insignificante y que los animales del Mediterráneo constituyen una población distinta (Gaspari et al 2006). También hay alguna evidencia de estructura poblacional dentro del Mediterráneo. La mayoría de las muestras analizadas provinieron del mar de Liguria, por lo que es posible que múltiples poblaciones usen esta área como zona de alimentación (Gaspari et al 2006).

La nula presencia detectada durante los 23.004 km de esfuerzo realizado en el Estrecho de Gibraltar durante 1999 y 2006 (de Stephanis *et al.* 2007) es consistente con la hipótesis de que el movimiento de esta especie a través del Estrecho de Gibraltar es muy baja o nula.

No se dispone de estudios particulares sobre la estructura de la población de esta especie en el Mediterráneo español, pero por las mismas razones aducidas arriba, se puede considerar que estos animales están aislados genéticamente del Atlántico. Sin



embargo, no se dispone de ninguna información para saber si están relacionados con los calderones grises del Mar de Liguria o no. Esta información sería de vital importancia obtener.

b) un análisis de los principales impactos y presiones que afectan al estado ambiental de la especie en la demarcación marina:

Las poblaciones de mamíferos marinos se encuentran frecuentemente expuestas a muchas formas de degradación de su medio, incluyendo el deterioro de su hábitat, incremento de la exposición a contaminantes y la interacción con el hombre. Todos estos factores se han identificado como potenciales amenazas para los calderones grises del mediterráneo español.

El artículo 52.3 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (Ley 42/2007) establece la prohibición de dar muerte, dañar, molestar o inquietar intencionadamente a los animales silvestres, especialmente los incluidos en alguna de las categorías del Catálogo de Especies Amenazadas (CEA), como es el caso de los cetáceos y por tanto de los calderones grises.

Un resumen de las amenazas se muestra en el Anexo I de este mismo documento.

Interacciones con pesquerías

Interacciones biológicas

Siendo las presas casi exclusivas de los calderones grises los cefalópodos de aguas profundas, no se considera que haya competición por recursos con las pesquerías, ni por lo tanto interacciones biológicas.

Interacciones operacionales

La principal amenaza del calderón gris en el Mediterráneo es la captura accidental en redes de pesca. Se han registrado muertes de calderones causadas por enmallamiento en diferentes partes del Mediterráneo, entre ellas España (Valeiras et al., 2001), Turquía o Italia (Notarbartolo di Siara, 1990). En 2002, las redes de deriva fueron prohibidas en el Mediterráneo, debido a que ocasionan la muerte de forma indiscriminada de muchas especies protegidas; aunque este arte de pesca se sigue utilizando de manera ilegal en algunos lugares. Existen también datos de calderones grises con signos de interacción con pesca por palangre (Ozturk, 2011), no obstante, en el Mediterráneo central Español no se ha evidenciado ningún caso.

Interacción con embarcaciones



Tráfico marítimo

Todo el mediterráneo español, y especialmente el estrecho de Gibraltar es una zona con tráfico marítimo intenso. El tráfico marítimo creado por los barcos comerciales, el avistamiento de cetáceos, los ferrys y los barcos deportivos han ido aumentando en las últimas décadas. Los impactos potenciales de los barcos no están muy bien estudiados, pero puede que afecten a la eficiencia alimentaria, comunicación y/o gasto energético de los animales mediante la presencia física de los barcos o mediante el aumento de los niveles de ruido bajo el agua.

En particular, el mar de Alborán constituye la zona de paso de miles de buques que cada año navegan entre el Atlántico y el Mediterráneo atravesando el estrecho de Gibraltar. Dada la situación del Dispositivo de Separación de Tráfico del Cabo de Gata y la línea de tráfico marítimo impuesta entre dicho Dispositivo y el del Estrecho de Gibraltar, no sería práctico ni posible establecer medidas de gestión de dicho tráfico marítimo mediante el desplazamiento o restricción del mismo.

Las colisiones con los barcos son también una potencial fuente de riesgo.

Avistamiento de cetáceos

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, 2002). 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 1995, Lien 2001).

Andalucía, junto con Canarias, representa casi la única región española donde la actividad de observación de cetáceos está siendo explotada. Es sólo desde hace muy pocos años que los cetáceos se han convertido en un recurso natural con un potencial económico realmente importante.

En 2007 se ratificó el Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, 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 52.3 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre (RD 1727/2007, Ley 42/2007).

En los últimos años también se ha observado un incremento en el número de barcos de recreo, aprovechando sus travesías para pasarse por las zonas de presencia de



estos animales y observarlos. Muchos de ellos por falta de conocimiento no respetan las directrices del Real Decreto de Protección de Cetáceos (RD 1727/2007).

En el caso de los calderones grises, esta actividad no representa una amenaza por no ser una especie objetivo de esta industria y ser animales bastante difíciles de ver (sobre todo relativamente cerca de costa) e incluso más de aproximar.

Contaminantes

Contaminación química

i) 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 vinculada 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.

Organoclorados como los Policloruros de Bifenilo (PCBs) y los pesticidas clorados representan una amenaza constante para la salud de animales y humanos. Estos componentes son lipofílicos y persistentes, por lo tanto se acumulan en los depósitos de grasa de los mamíferos marinos a lo largo de la cadena alimenticia. Los polibromodifenil éteres (PBDEs) también se ha demostrado estar cada vez más distribuidos en los mamíferos marinos (de Boer *et al.* 1998, Lindström *et al.* 1999, Ikononou *et al.* 2002, Kajiwarra *et al.* 2004, Martin *et al.* 2004). 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).

Como los demás odontocetos, los calderones grises del Mediterráneo llevan una substancial carga de contaminantes (Kim *et al.* 1996, Marsili & Focardi 1997, Shoham-Frider *et al.* 2002, Fossi & Marsili 2003).



Se han encontrado basuras plásticas en estómagos de calderones grises varados en Francia e Italia (Centro Studi cetacei, 1991, Dhermain, 2004). Éstas provocaron la muerte de estos animales por oclusión del tubo digestivo o por debilitamiento o hambre. Sin embargo, no se tiene conocimiento real sobre si ésta es una amenaza seria para las poblaciones de calderón gris en el Mediterráneo.

ii) Vertidos de hidrocarburos

En los mamíferos marinos, la exposición aguda a los productos derivados del petróleo pueden causar cambios en el comportamiento, la inflamación de las membranas mucosas, congestión pulmonar, neumonía, trastornos del hígado, y daño neurológico (Geraci y St. Aubin 1990).

Los derrames de petróleo son también potencialmente destructivos para las poblaciones de sus presas y por lo tanto puede afectar negativamente a los calderones grises al reducir la disponibilidad de alimentos.

Se han encontrado basuras plásticas en estómagos de calderones grises varados en Francia e Italia (Centro Studi cetacei, 1991, Dhermain, 2004). Éstas provocaron la muerte de estos animales por oclusión del tubo digestivo o por debilitamiento o hambre. Sin embargo, no se tiene conocimiento real sobre si ésta es una amenaza seria para las poblaciones de calderón gris en el Mediterráneo.

Contaminación acústica

Aunque no hay registros de varamientos de calderones grises en el Mediterráneo directamente atribuibles a ruido submarino, se ha descrito para esta especie evidencia consistente con un síndrome relacionado con la exposición a sonares de alta intensidad en el Reino Unido (Jepson et al. 2005).

Investigación

El Título III, CAPÍTULO I (artículos 52 a 58) 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. Su artículo 52.3 establece la prohibición de dar muerte, dañar, molestar o inquietar intencionadamente a todas las especies de cetáceos (Ley 42/2007). Sin embargo, el artículo 58 de la misma ley, 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 [...] (artículo 58.1.c). El artículo 58.3 precisa que la autorización administrativa a que se refieren los apartados anteriores (58.1 y 58.2) deberá ser pública, motivada y especificar a) El objetivo y la justificación de la acción, b) Las



especies a que se refiera, c) Los medios, las instalaciones, los sistemas o métodos a emplear y sus límites, así como las razones y el personal cualificado para su empleo, d) La naturaleza y condiciones de riesgo, las circunstancias de tiempo y lugar y si procede, las soluciones alternativas no adoptadas y los datos científicos utilizados, e) Las medidas de control que se aplicarán.

Según el artículo 58.4, las Comunidades autónomas comunicarán al Ministerio de Medio Ambiente las autorizaciones acordadas.

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.

Es fundamental coordinar las actuaciones de investigación para evitar solapamientos de programas de investigación por un lado y para evitar manejo de animales innecesarios.

Mortalidad Natural

Se desconocen datos respecto a las tasas de mortalidad natural en esta especie.

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 períodos 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 el medio marino y el ecosistema en el cual se incluyen los cetáceos (Würsig *et al.* 2002).

9- Delfín común (*Delphinus delphis*) y calderón común (*Globicephala melas*).

Como se ha comentado en la Introducción de este documento, esta especie se tomará también como indicador de esta Demarcación. Sin embargo hay que recalcar que el delfín común está prácticamente desaparecido en esta demarcación, mientras que no se tienen conocimientos sobre la distribución espacial ni abundancia de calderones en esta demarcación. No se describe la especie en este documento ya que toda la información está disponible en el documento referente a la Demarcación Marina del Estrecho y Alborán.

10- Definición de Buen estado Ambiental.



Debido a la necesidad de integración con el resto de la Estrategia marina, y del resto de descriptores incluidos en la misma, se presentan una serie de propuestas de buen estado ambiental para cetáceos en la Demarcación. Hay que resaltar que es prácticamente imposible definir cuál sería el buen estado ambiental en lo relativo a cetáceos, ya que las poblaciones han disminuido tanto en los últimos siglos que no podemos conocer el estado inicial de los mismos. Por ello, estas características han de tomarse como un mínimo operativo, y deberían de ser validadas por un amplio espectro de expertos en cetáceos. En base a la Ley de Protección del Medio Marino, se propone por tanto como buen estado ambiental:

- Las tasas de crecimiento poblacional de cada una de las especies se mantiene positiva, y en caso de que sea negativa se analiza la causa en profundidad y se soluciona.
- Las estimas de abundancia sean al menos las actuales para delfines comunes, delfines mulares, delfines listados, delfines comunes, calderones grises, cachalotes y calderones comunes.
- La estima de abundancia de orcas se incrementa a medio plazo significativamente.
- La tasa de supervivencia de crías de orca se mantenga en niveles parecidos a poblaciones de orcas consideradas “en buen estado” según la bibliografía más reciente.
- el impacto poblacional por debido a actividades antropogénicas (principalmente capturas accidentales, colisiones con embarcaciones, actividades de avistamientos de cetáceos, construcciones marinas y actividades militares) se mantiene por debajo de aquellos niveles que supongan un riesgo para el buen estado de las poblaciones en el futuro.

11- Objetivos ambientales

Como objetivos ambientales, se buscaría conseguir cada uno de los puntos descritos en el apartado de buen estado ambiental, que incluyen estimas de abundancia y seguimiento de tasas de crecimiento poblacional y tasas de supervivencia de crías, para cada una de las especies elegidas como indicadores. Para ello, se realizarán programas de seguimiento, tanto desde embarcaciones como desde aeronaves, tal como se vienen haciendo en los últimos años en la Demarcación.

Se debería de buscar una reducción de capturas accidentales de las especies indicadoras a niveles sostenibles ecológicamente.



5. DEMARCACIÓN MARINA CANARIA





Introducción

La demarcación de canarias posee una compleja oceanografía. El Archipiélago Canario se encuentra situado en el Atlántico Nororiental, concretamente en el borde continental africano ($27^{\circ}37'N$ - $29^{\circ}25'N$ y $13^{\circ} 20'W$ - $18^{\circ}10'W$) y está integrado por siete islas: dos orientales (Lanzarote y Fuerteventura), dos centrales (Gran Canaria y Tenerife) y tres occidentales (La Gomera, La Palma y El Hierro), así como de varias isletas y roques. Su superficie total es de 7.273 Km² y posee una longitud de costa de aproximadamente 1.291 Km. Las islas Canarias se encuentran a medio camino entre el ámbito templado y subtropical, estando incluidas en la región biogeográfica marina litoral Atlanto-mediterránea, así como a la subregión de la Macaronesia (makaro=feliz, nesia=islas) situación que comparte con los archipiélagos de Azores, Madeira, Salvajes, Cabo verde y una pequeña franja costera que se extiende desde el sur de Marruecos al norte del Sahara suboccidental. Asimismo, forma parte del área oceanográfica del Atlántico Centro-oriental, región definida internacionalmente por la FAO con fines estadísticos-pesqueros y cuyos límites vienen establecidos por los 36º de latitud norte y 6º de latitud sur. Climáticamente se encuentra fuera de la influencia del cercano continente africano, debido a la circulación general atmosférica y a la Corriente fría de Canarias. Los vientos alisios, de componente nordeste, muestran una gran periodicidad a lo largo de todo el año, aunque son más intensos durante los meses estivales. Éstos traen aire fresco y húmedo gracias a la influencia del mar, haciéndose sentir sus efectos hasta los 1.500 m de altitud. Por encima de esta cota, dominan vientos procedentes del noroeste, secos y cálidos debido a que hallan fuera del influjo oceánico.

Las condiciones oceanográficas de las aguas que bañan el Archipiélago Canario, están condicionadas en gran medida por la Corriente fría de Canarias, rama descendente del sistema de corrientes del Atlántico Norte, que discurre en dirección sur-suroeste, así como por los afloramientos de las aguas frías y poco salinas de la costa sahariana. La intensidad de esta corriente disminuye conforme se distancia de la costa africana, acelerándose al atravesar los canales interinsulares. Las islas actúan como un obstáculo frente a la misma y a los vientos alisios, cuyo efecto de pantalla es responsable de que las costas orientadas a barlovento posean un mayor oleaje que aquellas orientadas a sotavento, donde se originan masas de aguas aisladas y encalmadas a lo largo de todo el año, en particular en las islas de mayor relieve, sólo alteradas cuando sopla vientos de levante. Los factores antes mencionados, propician unas condiciones cálido-templadas en la temperatura del agua en la superficie del mar, la cual no experimenta grandes variaciones estacionales. Así, los valores observados son más bajos a los esperados para estas latitudes, oscilando entre los 17-18 C en el invierno (marzo-abril) y los 22-24 C del verano (septiembre-octubre). El afloramiento de aguas frías de la costa sahariana, motivado por los vientos alisios, es responsable en las islas de un gradiente térmico de dirección este-oeste, ostentando las islas occidentales, las temperaturas más elevadas, con una diferencia de hasta 3 C de temperatura, especialmente durante el verano que es cuando más intensamente



soplan los vientos alisios. Este gradiente es patente hasta los 800 m de profundidad. En cuanto a la distribución vertical de la temperatura experimenta pocas variaciones estacionales y es el típico de latitudes medias y bajas, donde se pueden distinguir tres niveles: a) de los 0 a los 150 m. Capa superior que intercambia energía con la atmósfera, experimentando variaciones estacionales de la temperatura, b) De los 150 y los 2.000 m. Capa intermedia donde la temperatura disminuye de los 19 a 15 C hasta los 4 C y c) Por debajo de los 2.000 m. Capa de agua más fría de hasta 2,5 C de origen polar. Este fenómeno es, asimismo, trasladable a la salinidad con diferencias de hasta uno por mil de salinidad, cuyos valores en las aguas superficiales del archipiélago varían entre los 36 y los 37 por 1.000. El origen volcánico de las islas Canarias, es responsable de la práctica inexistencia de plataforma insular, salvo en determinados sectores de algunas de las islas más orientales, con una edad geológica más avanzada. En los canales interinsulares que separan las principales islas o traviesas, como son conocidos en Canarias, se alcanzan profundidades de hasta 2.000 m. La profundidad máxima existente entre las islas orientales de Lanzarote y Fuerteventura y la vecina costa africana, es de tan sólo 1.500 m debido a la deposición de sedimentos marinos.

Las zonas más productivas del Archipiélago Canario se localizan en una franja en que va desde las zonas intermareales, hasta los 50 m de profundidad, en la denominada plataforma costera que, sin embargo, constituye un área de tan sólo 2.256 Km². Existe una variación estacional en la producción de fitoplancton, dándose los valores máximos de clorofila en la superficie durante la primavera. Las aguas que circundan las islas Canarias son pobres en nutrientes y por tanto poco productivas u oligotróficas. Esta es una condición común de las aguas oceánicas, en contraste con aquellas continentales de la cercana costa africana, cuya elevada productividad primaria y secundaria debido a los procesos de afloramientos, propicia la existencia del rico banco pesquero Canario-sahariano. Debido a una serie de procesos hidrodinámicos y oceanográficos, la productividad puede verse incrementada en algunos puntos del archipiélago, debido entre otros a los siguientes factores: a) Fenómenos de afloramiento. Los vientos alisios son los responsables de pequeños afloramientos de aguas frías ricas en nutrientes, observados en la costa sudoeste de las islas de Fuerteventura y Lanzarote que contribuyen a aumentar localmente la productividad de esas aguas; b) Vórtices ciclónicos en los márgenes de las zonas de masa o sombra de isla. En los márgenes de estas masas de aguas, existe una notable fricción que origina dos tipos de remolinos o vórtices en cada una de las dos vertientes de la estela: uno anticiclónico que favorece procesos de hundimiento y concentración, y otro ciclónico que tiende a hacer aflorar aguas más profundas. Éste último favorece la producción zooplanctónica y contribuye a un enriquecimiento de estas zonas. No en vano, en estas áreas se concentran algunas especies de peces planctófagos tales como caballas y otros y c) Intromisión de filamentos de aguas frías procedentes. Algunos filamentos de aguas frías procedentes de la plataforma continental africana penetran en las aguas oceánicas, alcanzando el Archipiélago Canario hasta aproximadamente la altura de Gran Canaria. Éstos favorecen la productividad biológica pelágica al propiciar en su cabecera un aumento de la dinámica energética contribuyendo a aumentar la productividad primaria, además de constituir barreras físicas para ciertas especies



marinas como túnidos. Debido a su posición geográfica, junto a fenómenos oceanográficos y a parámetros físico-químicos del agua, el Archipiélago Canario presenta una notable diversidad ambiental, que tiene un fiel reflejo con una biocenosis rica en especies y diversificada. Así pues la fauna vertebrada e invertebrada marina bentónica y pelágica, presentan una gran diversidad específica de Canarias. La corriente de Canarias aporta un flujo larvario procedentes del Atlántico norte, occidental y el mediterráneo. Algunas de estas especies proceden del Caribe (anfiatlánticas), de la costa africana y las de amplia distribución como aquellas pantropicales y cosmopolitas.

Especies y poblaciones presentes y legislación relevante a nivel regional

En el archipiélago canario se han citado 30 especies de cetáceos, pertenecientes a 7 familias, lo que supone el 34.5 % de las 87 especies descritas en el planeta, lo que hace de las Islas Canarias una de las regiones con mayor diversidad de cetáceos del Atlántico Norte. La mayoría son especies oceánicas, poco conocidas y representativas de la región macaronésica. De hecho es el único punto del territorio español donde es posible observar, de manera regular, algunas de ellas como el calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*), el delfín de dientes rugosos (*Steno bredanensis*), el delfín moteado Atlántico (*Stenella frontalis*), el rorcual tropical (*Balaenoptera edeni*), el zifio de Blainville (*Mesoplodon densirostris*), el zifio de Gervais (*Mesoplodon europaeus*) o el cachalote enano (*Kogia sima*). Estas especies son: 1) exclusivas de la macaronesia en el territorio español, 2) poseen una presencia regular en las Islas Canarias, 3) presentan poblaciones residentes, 4) las aguas del archipiélago forman parte de sus rutas migratorias o forman parte de movimientos estacionales mal conocidos como en el caso del rorcual tropical, 5) son especies amenazas debido a la actividad humana y 6) conocemos muy poco acerca del estado de sus poblaciones. Debido al conocimiento limitado de aspectos básicos de la biología de estas especies y del estado de sus poblaciones, la mayoría de ellas aparecen como Data Deficient en la UICN.

En cuanto a la presencia y frecuencia de las diferentes especies de cetáceos, el análisis conjunto de los varamientos y los avistamientos ofrece un cuadro diverso con especies de distribución en aguas septentrionales, cálido-templadas y tropicales. El delfín mular, (*Tursiops truncatus*), el calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*), el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*), el calderón gris (*Grampus griseus*), el cachalote (*Physeter macrocephalus*), el cachalote pigmeo (*Kogia breviceps*), el zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*), el zifio de Blainville, (*Mesoplodon densirostris*) y el zifio de Gervais (*Mesoplodon europaeus*), el delfín moteado atlántico (*Stenella frontalis*), el delfín de dientes rugosos (*Steno bredanensis*) y el rorcual tropical (*Balaenoptera edeni*) están presentes durante todo el año en las islas. El delfín común (*Delphinus delphis*) y el rorcual común (*Balaenoptera physalus*) y el rorcual nortño (*Balaenoptera borealis*) muestran una marcada estacionalidad. El delfín de Fraser (*Lagenodelphis hosei*) y el cachalote enano (*Kogia sima*) son especies raras. Existen tres registros confirmados de la ballena franca septentrional (*Eubalaena glacialis*) y el rorcual azul (*Balaenoptera*



musculus). La última observación de la ballena franca fue en 1999 y los tres registros de rorcual azul son de los últimos 15 años. La marsopa (*Phocoena phocoena*), el zifio de Sowerby (*Mesoplodon bidens*), el calderón común (*Globicephala melas*) y el delfín tornillo (*Stenella longirostris*), se conocen tan sólo por un solo registro. La marsopa, una cría fresca varada en Fuerteventura, probablemente proviene de la población de la costa africana. La última especie de cetáceo registrada en el archipiélago es la orca pigmea (*Feresa attenuata*).

Esta diversidad se debe a una combinación de factores entre los que cabe destacar el enclave geográfico del archipiélago, los fenómenos oceanográficos y el carácter de islas oceánicas que favorece la aproximación de especies de hábitos oceánicos. Igualmente se pueden avistar especies de ambientes cálido-templados (las más numerosas), junto a elementos de latitudes más septentrionales o aquellas de distribución pantropical.

En el archipiélago canario existen zonas de especial interés para estos mamíferos marinos. Las Zonas de Especial Conservación (ZECs) declaradas en base a la presencia de poblaciones residentes de delfines mulares (*Tursiops truncatus*), la mayoría localizadas en los sectores suroccidentales de las principales islas, son un punto de elevada diversidad de cetáceos. El carácter oceánico de las aguas archipelágicas hace de ellas un hábitat para especies de cetáceos de buceo profundo. En este sentido cabe destacar, por estudiadas, las aguas de El Hierro y el oriente de las islas de Lanzarote y Fuerteventura. La aparente disponibilidad de presas explicaría la presencia de una comunidad de predadores teutófagos y de buceo profundo con diferentes estrategias de buceo y alimentación como el zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*), el zifio de Gervais (*Mesoplodon europaeus*), el zifio de Blainville (*Mesoplodon densirostris*), cachalote común (*Physeter macrocephalus*), el cachalote pigmeo (*Kogia breviceps*), el cachalote enano (*Kogia sima*), el calderón gris (*Grampus griseus*) y el calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*). Esta importancia se sustenta en torno a la frecuencia, a la diversidad de especies encontradas, a la presencia de animales residentes en el área a través de varios años, a la importancia de este sector de mar para la reproducción, la alimentación y la conservación de estas especies en el archipiélago canario.

Además de la legislación a nivel comunitario y estatal ya citada en la introducción, existe un número de leyes y decretos a nivel autonómico que también afectan a la protección de las especies de cetáceos y que se citan muy brevemente a continuación.

- LEY 4/2010, de 4 de junio, del Catálogo Canario
- de Especies Protegidas. Decreto 178/2000, de 6 de septiembre, por el que se regulan las actividades de observación de cetáceos.
- Ley 7/1995, de 6 de abril, de Ordenación del Turismo de Canarias.
- Orden ARM/2417/2011, de 30 de agosto, por la que se declaran zonas especiales de conservación los lugares de importancia comunitaria marinos de la región biogeográfica Macaronésica de la Red Natura 2000 y se aprueban sus correspondientes medidas de conservación



Fuentes de información y programas de seguimiento

La Sociedad para el Estudio de los Cetáceos en el Archipiélago Canario (SECAC) viene realizando investigación sobre cetáceos en Canarias desde hace más de dos décadas, tanto estudios en la mar como de animales varados. Igualmente Tenerife Conservación ha desarrollado su trabajo de investigación y de estudio de animales varados en las islas occidentales canarias. La Universidad de La Laguna cuenta con una unidad de estudio denominada "BIOECOMAC. Grupo de Investigación en Biología, Ecología Marinas y Conservación" que realiza investigaciones sobre cetáceos trabajando sobre todo el área del Hierro y sobre especies como zifios y cachalotes fundamentalmente en temas acústicos y tróficos. Y en temas de patología la facultad de veterinaria y el Instituto de Sanidad animal de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria lleva desde 1990 investigando las causas de muerte y patología de cetáceos varados en el Archipiélago Canario.

Gran parte de la información existente se debe a los estudios, proyectos y programas financiados por el Gobierno de Canarias quien desde 1990 ha mantenido el programa de seguimiento de cetáceos varados y durante años financio la obtención de información sobre la presencia de cetáceos en Canarias. También el Ministerio con competencias en conservación de la naturaleza, según la época, y el Ministerio de defensa financiaron diversos proyectos de investigación de cetáceos, sobre todo vinculados a los zifios y a su conservación tras los varamientos masivos del año 2012.

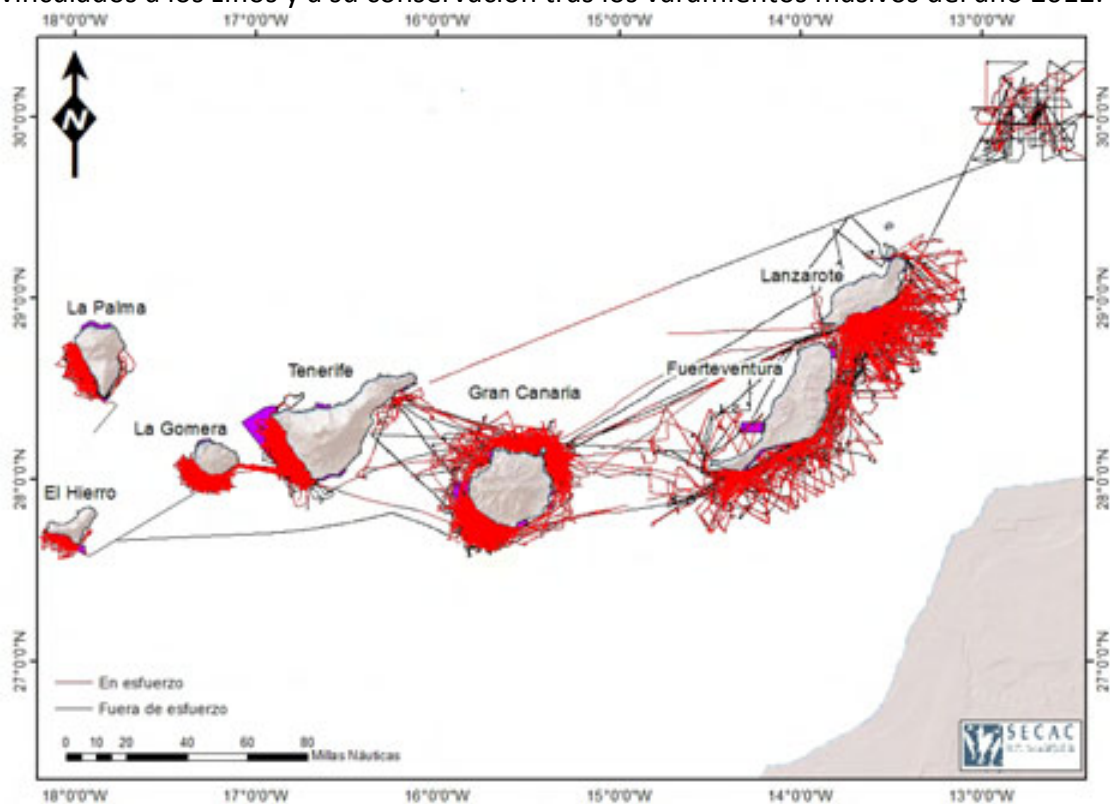


Figura 5.1. Esfuerzo de búsqueda realizado por la SECAC.

Finalmente las distintas entidades investigadoras han realizado proyectos subvencionados por entidades privadas (como bancos, cajas etc.) y en otros casos por



la Fundación Biodiversidad o cofinanciación europea de proyectos LIFE o Interreg (como es el caso de la SECAC: EMECETUS, MACETUS, LIFE 2003 de conservación de delfín mular y tortuga boba en La Gomera,) o conjuntos como es el reciente proyecto LIF+ INDEMARES.

En la actualidad la Sociedad para el Estudio de los Cetáceos en el Archipiélago Canario (SECAC) está desarrollando un análisis de la información que posee proveniente del estudio de más de 900 especímenes de cetáceos varados en las islas entre el periodo 1980 y 2012, así como la información recogida de censos náuticos realizados en el curso de diferentes proyectos de investigación. En este sentido, la SECAC ha realizado hasta la fecha 1.348 días de censos náuticos hasta el año 2012, que suman 4.711 horas y 58.849 km, lo que ha proporcionando una serie larga de datos provenientes de 3.904 avistamientos de cetáceos. Este análisis persigue: 1) realizar una evaluación y diagnóstico del estado de conservación de las especies de cetáceos de Canarias y definir los objetivos de conservación para estas especies en el archipiélago. Gran parte de esta información de carácter preliminar se ha utilizado para el presente proyecto como base para el diagnóstico y la evaluación de su estado de conservación.

Tabla1.1: Especies de cetáceos citadas en la demarcación canaria y frecuencia de aparición en esta demarcación.

Especies	Nombre común	Presencia en aguas canarias
<i>Eubalaena glacialis</i>	Ballena franca boreal	Rara
<i>Balaenoptera physalus</i>	Rorcual común	Común
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ballena jorobada	Rara
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Rorcual aliblanco	Ocasional
<i>Balaenoptera borealis</i>	Rorcual norteco	Ocasional
<i>Balaenoptera edeni</i>	Rorcual tropical	Común
<i>Balaenoptera musculus</i>	Ballena azul	Ocasional
<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	Común
<i>Kogia breviceps</i>	Cachalote pigmeo	Ocasional
<i>Kogia sima</i>	Cachalote enano	Común
<i>Ziphius cavirostris</i>	Zifio de Cuvier	Común
<i>Mesoplodon europaeus</i>	Zifio de Gervais	Común
<i>Mesoplodon densirostris</i>	Zifio de Blainville	Rara
<i>Hyperoodon ampullatus</i>	Zifio nariz de botella	Rara
<i>Mesoplodon bidens</i>	Zifio de Sowerby	Rara
<i>Mesoplodon mirus</i>	Zifio de True	Rara
<i>Delphinus delphis</i>	Delfín común	Común
<i>Lagenodelphis hosei</i>	Delfín de hocico blanco	Rara
<i>Stenella frontalis</i>	Delfín moteado atlántico	Común
<i>Stenella coerulescens</i>	Delfín listado	Común
<i>Stenella longirostris</i>	Delfín tornillo	Rara
<i>Tursiops truncatus</i>	Delfín mular	Común
<i>Steno bredanensis</i>	Delfín de dientes rugosos	Común
<i>Grampus griseus</i>	Delfín gris	Común
<i>Globicephala melas</i>	Calderón común	rara
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Calderón tropical	Común
<i>Orcinus orca</i>	Orca	Rara
<i>Pseudorca crassidens</i>	Falsa orca	Ocasional
<i>Feresa attenuata</i>	Orca enana	Ocasional
<i>Phocoena phocoena</i>	Marsopa	Rara



12- Presiones e impactos:

Se ha utilizado para este apartado la revisión realizada durante la creación de los planes de Conservación de cetáceos de Canarias. Se incluyen todas las que podrían afectar a cetáceos para esta demarcación:

1. Tráfico marítimo.
2. Colisiones con embarcaciones de alta velocidad
3. Actividades militares, prospección de hidrocarburos y científicas que empleen el sonido, especialmente el empleo de sónar antisubmarino y prospecciones sísmicas
4. Contaminación acústica en general
5. Ingestión de plásticos
6. Observación turística de cetáceos.
7. Instalación de cultivos marinos.
8. Interacciones con la actividad pesquera artesanal.
9. Degradación del hábitat.
10. Falta de integración.
11. Otros (incluido el cambio climático).

13- Especies elegidas como indicadores:

Para esta demarcación, y atendiendo a criterios de información disponible y grado de protección se han seleccionado los siguientes elementos de evaluación: Delfín mular (*Tursiops truncatus*), delfín común (*Delphinus delphis*) y cachalotes (*Physeter macrocephalus*) en consonancia con el resto de demarcaciones. Aparte, se ha decidido utilizar como indicadores los zifios de Cuvier (*Ziphius cavirostris*), como representante de la abundante representación de zifios de las Islas Canarias. Por otro lado, como representante de especies teutófagas, se ha elegido el calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*)

14- Delfín mular (*Tursiops truncatus*)

Indicadores:

Criterio 1.1. Rango de distribución y patrones de distribución

El delfín mular figura como “Vulnerable” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y se encuentra en los anexos II y IV de la Directiva Hábitats. En el archipiélago canario existen varias áreas marinas recientemente designadas como Zonas de Especial Conservación por la presencia de la especie. Cinco de ellas



representan un importante hábitat como zonas de alimentación y reproducción. Estudios preliminares reflejan cierta estructuración en la población. No se dispone de información publicada acerca de los parámetros poblacionales de la especie en estas ZEC. El delfín mular ocupa una amplia variedad de hábitats marinos, que van desde aguas someras hasta aquellas oceánicas. Se distribuye en las aguas templadas, cálidas, subtropicales y tropicales de todos los océanos, aunque normalmente no excede de los 45º de latitud en ambos hemisferios. Se ha diversificado con considerable éxito, ocupando casi todos los hábitats marinos. Esta flexibilidad ha propiciado la existencia de formas geográficas. El delfín mular se halla presente durante todo el año en Canarias, formando poblaciones reducidas estrechamente ligadas a determinados sectores costeros de algunas islas, casi siempre sobre fondos que no exceden los 600 m de profundidad, resultando difícil observarlo en los canales que existen entre las islas (Figura 5.2). Estudios preliminares de la SECAC parecen reflejar cierta estructuración en la población de *Tursiops truncatus* en las Islas Canarias, lo que de confirmarse, supondría que las poblaciones de delfines mulares de cada ZEC deberían considerarse unidades independientes de conservación.

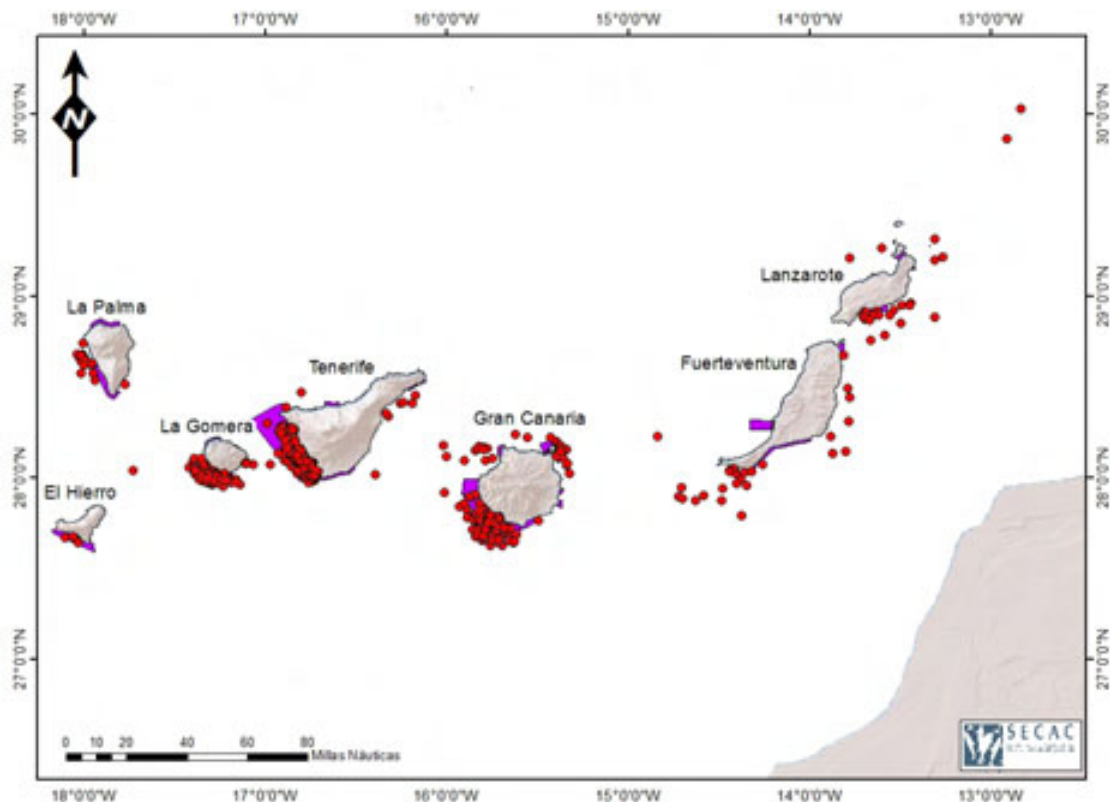


Figura 5.2: Observaciones de delfines mulares en Canarias realizadas por la SECAC.

Criterio 1.2. Tamaño poblacional

Indicador: Abundancia de la población



No existen estimas de abundancia de esta especie en Canarias. En la actualidad se está realizando un estudio de foto identificación del material recogido durante las campañas de mar de la SECAC. Los resultados preliminares indican que varios individuos residen en las islas a lo largo de varios años y que existe cierto grado de movimientos entre las islas. Esta especie se encuentra en las aguas canarias a lo largo de todo el año. La SECAC está realizando un análisis de la información colectada en los últimos 20 años en el archipiélago cuyos objetivos son: (1) determinar el estado de estas poblaciones mediante: a) análisis de foto-identificación (de 530 avistamientos) para producir estimas del tamaño de la población (2) detectar las amenazas y (3) definir objetivos de conservación para la especie en las ZEC, requisitos indispensables para la redacción de los Planes de Uso y Gestión obligatorios, tal como se dispone en la Orden ARM/3521/2009 (BOE No 315 de 31/12/2009).

Criterio 1.3. Condición de la población

No se posee información de la biología de esta especie en las islas canarias. En la actualidad se está realizando un análisis de la información de esta especie en el archipiélago canario colectada por la SECAC que proporcionará información sobre el número y estructura de los grupos contactados, la identidad de la población, residencia, movimientos y una estima mínima del tamaño de la población en las Zonas de Especial Conservación de Canarias.

Principales presiones e impactos

En base a la experiencia de trabajo de la Sociedad para el estudio de los cetáceos en el archipiélago canario hemos identificado 8 factores de amenaza para los delfines mulares en las Zonas de Especial Conservación marinas del archipiélago canario:

- Tráfico marítimo y pesca deportiva de altura.
- Observación turística de cetáceos.
- Cultivos marinos.
- Interacciones con la actividad pesquera artesanal.
- Actividades militares y científicas que empleen el sonido.
- Degradación del hábitat.
- Falta de integración.
- Otros (incluido el cambio climático).

Tráfico marítimo y pesca deportiva de altura ALTO.

El intenso tráfico marítimo que soportan algunas regiones contribuye a la degradación del hábitat pues genera molestias y una contaminación acústica que puede llegar a provocar cambios significativos en el comportamiento de estos animales en la alimentación y la comunicación. Además los sonidos de las embarcaciones producen el enmascaramiento de las señales acústicas de los cetáceos y son susceptibles de causar



lesiones en el sistema auditivo de los delfines. Estas alteraciones provocan a corto plazo, perturbaciones en el comportamiento normal de los cetáceos, y a medio y largo plazo pueden inducir al estrés de la población y el abandono progresivo de las áreas que éstos antes ocupaban, proceso difícil de monitorizar. En las ZECs de la franja marina Teno-Rasca y la franja marina de Mogán no son raros los casos de hostigamiento, acoso y aglomeración de embarcaciones en torno a los grupos de delfines, situación que se puede prolongar durante varias horas. En el caso de la pesca deportiva de altura al curricán hemos observado varios casos de capturas accidentales de delfines cuando las embarcaciones de pesca deportiva de altura se aproximan a zonas con pardelas y delfines que se están alimentando, comenzando a navegar en círculos alrededor de la zona donde supuestamente se hallan los peces para de esta forma optimizar las probabilidades de una captura. Esta actividad provoca la dispersión del cardumen de peces en la superficie y puede capturar accidentalmente al delfín, siendo extremadamente difícil liberarlo del aparejo.

Observación turística de cetáceos ALTO.

La observación de cetáceos con fines turísticos, también conocida como “whale-watching” es un fenómeno que ha experimentado un auge considerable en todo el mundo desde la década de los cincuenta, fruto del creciente interés del público hacia el turismo de naturaleza y hacia estos mamíferos marinos. Esta industria turística constituye un floreciente negocio en varias regiones costeras del planeta con un rango de crecimiento espectacular en los últimos 10 ó 15 años. Por otro lado, en los últimos años ha aumentado la preocupación por el efecto potencial de la actividad en las poblaciones de cetáceos. La actividad de observación de cetáceos en Canarias se inició en la costa Suroeste de Tenerife a finales de la década de los ochenta, después del descubrimiento de una población de calderones tropicales, (*G. macrorhynchus*), experimentando un rápido desarrollo a partir de esta fecha. Este crecimiento no ha sido igual para todas las islas. Mientras la mayor parte de los operadores están localizados en los sectores sudoccidentales de las islas de Tenerife y Gran Canaria, en otras islas como La Gomera y La Palma la actividad está circunscrita a unas pocas embarcaciones. Así por ejemplo, el número de embarcaciones con licencia y capacidad de carga de pasajeros estimados por Elejabeitia y Urquiola (2009) para el año 2008, va de las 26 embarcaciones y 2,356 pasajeros de Tenerife a una embarcación y 53 pasajeros de La Palma respectivamente. Gran Canaria posee una flota de 7 embarcaciones y una capacidad para 668 pasajeros y La Gomera 3 embarcaciones con capacidad para 124 pasajeros. Así, de las 37 embarcaciones con licencia en Canarias en el año 2008, la isla de Tenerife poseía el 70% de las embarcaciones, el 65% de los operadores y el 70% de la capacidad de carga de pasajeros de esta industria en el archipiélago (Elejabeitia y Urquiola, 2009). En relación a los ingresos directos que genera esta actividad, Elejabeitia y Urquiola (2009) calcularon un total de 19.8 millones de Euros en el año 2008. No obstante, una de las características de esta industria en las islas, es que experimenta ligeras fluctuaciones en el número de embarcaciones y en la capacidad de carga de pasajeros de un año a otro. Así mismo, existe una acusada diferencia en el tipo de las embarcaciones empleadas para realizar



esta actividad turística, mientras que en Tenerife y Gran Canaria la flota está mayoritariamente constituida por catamaranes con gran capacidad de pasajeros, en La Gomera se utilizan viejas embarcaciones de madera de pesca artesanal adaptadas para la observación de cetáceos. Los factores que han contribuido al crecimiento de esta actividad turística en el archipiélago son:

1. La diversidad de cetáceos, especialmente de especies residentes como el calderón tropical (*G. macrorhynchus*) y el delfín mular, (*T. truncatus*).
2. Un rápido acceso a las especies objetivo que, en el caso de la costa SO de Tenerife, es de un promedio de 10 minutos desde que la embarcación sale de puerto.
3. La existencia de condiciones climáticas favorables la mayor parte del año. Todos los puertos desde donde salen estas embarcaciones se hallan en áreas de calma, al estar protegidas la mayor parte del año por los vientos alisios.
4. La existencia de varias infraestructuras portuarias dentro de un área, especialmente en las islas de Tenerife y Gran Canaria.
5. La existencia de una industria turística establecida en los sectores suroccidentales de las principales islas.

Una característica relevante de la observación de cetáceos en las Islas Canarias, es que esta actividad, así como las infraestructuras náuticas de donde parten las embarcaciones están en Zonas de Especial Conservación (ZEC's) marinas de la Red Natura 2000 de la Unión Europea. Estas áreas, situadas en los sectores suroccidentales de las islas y protegidas de los vientos dominantes por el relieve de las principales islas, se caracterizan por poseer una elevada diversidad de cetáceos en una superficie de mar relativamente pequeña. En estos ZEC's concurren diversas actividades humanas, especialmente en el sur de Tenerife, Gran Canaria y en menor medida La Gomera. Las especies objetivo varían de una isla a otra. En la costa SO de Tenerife es el calderón tropical (*G. macrorhynchus*) y secundariamente el delfín mular (*T. truncatus*). En las islas de Gran Canaria, La Gomera y La Palma, la actividad se centra en varias especies, siendo la más frecuente el delfín moteado atlántico (*S. frontalis*).

En relación al impacto de esta actividad sobre los delfines mulares, algunas prácticas de esta industria turística pueden generar un impacto sobre los cetáceos, destacando la presencia continua de estas embarcaciones con los delfines a lo largo de varias horas, ya que un barco avisa a otro sobre la posición de los delfines antes de abandonar el área. Además, a la actividad de observación de cetáceos se le une embarcaciones de recreo como lanchas, motos náuticas, de transporte y de pesca de altura. Este efecto es más intenso en la franja marina de Mogán. En Canarias la práctica del avistamiento de cetáceos viene regulada por el Decreto 178/2000 en el que se exige el cumplimiento de un código de conducta y contar con una autorización, así como la presencia de un monitor guía especializado en cetáceos para el caso de embarcaciones turísticas. El problema es que al no existir un servicio de vigilancia y campañas de sensibilización adecuadas, el problema sigue ocurriendo en ambas ZECs.



La actividad de observación de cetáceos debiera dirigirse hacia el uso sostenible de un recurso natural, los cetáceos, cuya principal preocupación habría de ser la propia conservación de los animales y de su hábitat.

Cultivos marinos ALTO.

Estas instalaciones pueden provocar una modificación del hábitat de los delfines debido a la introducción de nutrientes, producción de materia orgánica, deshechos varios, cambios en las comunidades de organismos (favoreciendo la presencia de especies oportunistas), la introducción en el medio marino de antibióticos y productos químicos, etc. Las consecuencias sobre la salud de los delfines tienen que ver con la ingesta de alimentos que no forman parte de su dieta, peces en mal estado, muertos y -en ocasiones- en avanzado estado de descomposición, la transmisión de patógenos humanos y la aparición de enfermedades emergentes que pueden constituir un problema para las poblaciones residentes y poco numerosas como la de los delfines mulares de las islas canarias. Otro problema puede ser la adquisición de resistencia a los antibióticos suministrados a los peces, los accidentes en las estructuras y con las embarcaciones que transitan la zona. Conocemos un caso de un delfín herido en una de estas jaulas por una embarcación. Las instalaciones de cultivos marinos pueden aumentar la mortalidad infantil de delfines, debido a la permanencia continuada en aguas contaminadas, a la exposición a patógenos, a una dieta inadecuada o a causa de la falta de atención de las madres, con el consiguiente incremento en las probabilidades de ataques de predadores o agresiones por parte de otros delfines. La competencia y un aumento en el nivel de estrés pueden propiciar un incremento de la agresividad en los delfines adultos. Además, la falta de aprendizaje de las estrategias naturales de alimentación en su medio, harían decrecer las posibilidades de supervivencia de las crías. Las amenazas más graves pueden ocurrir a medio y largo plazo, con cambios en la estructura social, en el comportamiento, en los patrones de uso del hábitat y la distribución de los delfines, cuya área se ve reducida.

Asimismo las poblaciones de delfines pueden disminuir el éxito reproductor, con un declive en el tamaño de la población, especialmente en áreas importantes para la reproducción como la costa suroeste de Tenerife. Resulta probable que se produzca una exportación de estos comportamientos a otras zonas, extendiendo la problemática a otras áreas de las islas canarias. La aproximación a las instalaciones de cultivos marinos lleva aparejada la habituación a la presencia humana y a las embarcaciones. Este acercamiento puede provocar interferencias a las embarcaciones durante las faenas de pesca, contribuyendo a agravar el problema de las interacciones con la pesca artesanal, sin descartar acercamientos a la costa para interaccionar con bañistas. En este sentido pueden producirse agresiones y accidentes que pueden poner en peligro las vidas de las personas. Conviene recordar que hace unos años una turista alemana falleció en la playa de Patalavaca, en el sur de Gran Canaria, como consecuencia de las lesiones provocadas por un delfín mular que se acercó a la costa. Tampoco conviene olvidar los daños que pueden provocar los delfines a la acuicultura, particularmente a la estructura, a la transmisión de enfermedades infecciosas e incremento en el nivel de



estrés en los peces o el contagio de enfermedades a personas por contacto con los delfines y el peligro de agresiones por la interacción con delfines mulares como ya se ha constatado en el sur de Tenerife. Este problema se ha localizado en las instalaciones de cultivos marinos de la ZEC de la franja marina Teno-Rasca.

Interacciones con la actividad pesquera artesanal BAJO.

Este tipo de interacciones ocurren en todas las ZECs estudiadas, pero es especialmente intensa en la isla de El Hierro, donde existe un grave conflicto entre los delfines mulares y la pesca con palangres de profundidad de la fula (*Beryx spp.*). En la isla de La Gomera realizamos en el transcurso de un proyecto Life entre 2004-2007, 51 embarques, con 383 horas y 1.195,40 millas náuticas recorridas en barcos de pesca artesanal. Realizamos 52 avistamientos (33 con algún tipo de interacción con las embarcaciones de pesca). En la mitad de los encuentros con delfines mulares se produjo interacciones, mayoritariamente durante la pesca de atunes. Los desembarques reflejan una mayor explotación de túnidos, seguida de pelágicos costeros como la caballa. Los movimientos de los delfines registrados, el rango batimétrico ocupado y las observaciones realizadas, parecen indicar que el área es una importante zona de alimentación para la especie, la cual depreda sobre un amplio espectro de presas. Este factor podría estar relacionado con la presencia del delfín mular en la zona a lo largo de todo el año, ya que puede explotar tanto los recursos costeros como aquellos de profundidad sean o no estacionales. Esta importancia es mayor si tenemos en cuenta que el área es utilizada principalmente por manadas de hembras adultas con su progenie, con unas demandas energéticas más elevadas como resultado de la gestación, la lactancia y los cuidados parentales. El delfín mular compite parcialmente con las actividades pesqueras artesanales en el LIC por los recursos pelágico litorales. No obstante si tenemos en cuenta el tamaño de la población en cada una de las ZECs, la presencia de más especies de cetáceos y el volumen de capturas de pelágicos costeros, tal competencia parece poco significativa. La distribución de los puntos de actividad pesquera artesanal y la distribución de los delfines a lo largo de toda el área muestra un solapamiento, más evidente en el sector occidental del área marina. Realizamos una encuesta al 66,23% de los pescadores de la zona de estudio que reveló la existencia de una actitud negativa hacia el delfín mular. Si bien el 15% de los encuestados reconoció haber agredido en alguna ocasión a los delfines, la mayoría prefirió cambiar de zona de pesca, ignorar su presencia de los delfines o esperar a que éstos se distanciaran. Los pescadores no identificaron el declive de los recursos pesqueros con los delfines. Asimismo, no consideraron a los cetáceos ni como indicadores de pesqueros, ni de la salud de los océanos.

De 133 animales varados y estudiados en las islas canarias por la Facultad de Veterinaria de la ULPGC durante el periodo 1999-2005, fueron diagnosticados 19 casos (13,77 %) de muertes por interacciones con actividades pesqueras (Arbelo, 2007). Entre las principales especies implicadas estaba el delfín mular. En un estudio de campo realizado en la isla de La Gomera, el 40% de las interacciones entre cetáceos y la pesca artesanal (principalmente de túnidos) fueron motivadas por delfines mulares.



La importancia de conocer el grado de interacción del delfín mular con la pesca artesanal es un factor determinante al que no se le ha prestado la suficiente atención. La comprensión de este problema en toda su dimensión es fundamental para garantizar la conservación de la especie en las ZECs, debido al peso del colectivo pesquero como usuarios del área marina protegida y a la posible “intensidad” de tales interacciones, que unidas a otros factores de amenaza pueden ir en detrimento de la conservación de la especie. Otro aspecto fundamental para la conservación de estas especies en la citada área, es la mala imagen que posee la comunidad pesquera, importante accionista del área marina protegida, de los delfines mulares y que, sin duda, dificultará cualquier esfuerzo tendente a su conservación. Como resulta lógico, esta imagen empeora y se exagera cuando escasea la pesca. De ahí la necesidad de cambiar esta actitud mediante una comprensión del problema en toda su dimensión, que ofrezca al sector pesquero una visión real de estas interacciones, enfatizando en la importancia de esta especie como indicadores de la salud de su hábitat.

Actividades militares y científicas que empleen el sonido BAJO.

Recientes estudios derivados con experimentos controlados, han demostrado que los delfines mulares pueden experimentar pérdida temporal de audición cuando son expuestos a señales acústicas de sonar frecuencias medias y alta intensidad (Mooney et al. 2000). Estas señales están implicadas en diversos varamientos en masa atípicos de zifios en el mundo. En el Archipiélago Canario se han dado 11 casos de varamientos en masa de zifios, 6 de los cuales fueron coincidentes con la celebración de maniobras militares (Martín et al., 2004, Jepson et al 2003; Fernández et al. 2005, Santos et al. 2007). En los animales varados en Canarias en 2002 y 2004 se encontró un cuadro lesional asociado a estos eventos, en los cuales se usaron sonares tácticos de frecuencias medias, comparable al cuadro clínico-patológico similar a los buceadores o Síndrome de Descompresión Agudo Severa. Por este motivo, el Gobierno de Canarias junto al Ministerio de Defensa y del Medio Rural y Marino, están realizando un esfuerzo para definir áreas críticas para estas especies en el Archipiélago Canario. Existen evidencias de que las señales acústicas empleados en prospecciones geofísicas del lecho marino durante el desarrollo de estudios científicos pueden afectar a los cetáceos.

Degradación del hábitat ALTO.

Una sustancial parte del área de distribución de esta especie en el archipiélago, especialmente la Franja marina Teno-Rasca (Tenerife) y la franja marina de Mogán (Gran Canaria), se ha convertido en un hábitat crítico para estas especies. Al creciente tráfico marítimo, la alteración del litoral, las visitas para la observación de cetáceos, las interacciones con la pesca artesanal, hay que sumar la interacción con las instalaciones de cultivos marinos. En relación a la contaminación química, un estudio toxicológico realizado sobre 11 delfines mulares varados en Canarias en el periodo 1997-2005 encontró niveles de PCBs y DDTs en el hígado y grasa hipodérmica (blubber) similares a



los encontrados en el Norte de Europa, con un caso cuya concentración estaba cercana a la asociada a efectos adversos en mamíferos marinos (Carballo et al. 2008).

Falta de integración ALTO.

Hemos identificado la falta de integración y de sensibilización ambiental como un problema de conservación del delfín mular en las Zonas de Especial Conservación marinas de canarias.

Otros BAJO.

Se han realizado poco análisis sobre el calentamiento global y sus efectos en las poblaciones de cetáceos. Sus efectos en el medio marino, aunque poco estudiados todavía en relación a la biota terrestre (Parmesan, 2006), son bien conocidos y más rápidos de lo esperado (Hoegh-Guldberg et al. 2007). Una limitación importante para efectuar predicciones sobre el efecto del calentamiento global de los cetáceos del archipiélago canario, es la inexistencia de series de datos largos. Conviene recordar que los primeros estudios sistemáticos sobre cetáceos en las Islas Canarias comenzaron a principio de la década de los noventa y las investigaciones en el mar a finales de esa década. En el archipiélago Canario se ha producido un incremento medio de la temperatura superficial de un grado y sus efectos son visibles en la aparición de nuevas especies termófilas, el incremento de las especies nativas de procedencia tropical y el enrarecimiento de aquellas de origen templado (Brito, informe no publicado). Este efecto es bien patente en las poblaciones de peces óseos del archipiélago. Sin embargo, los análisis acerca del efecto del calentamiento global sobre las poblaciones de cetáceos se ha centrado en los efectos en la distribución sin considerar aspectos más complejos sobre las poblaciones como, por ejemplo, la aparición de nuevas enfermedades emergentes. Así, Whitehead et al. (2008) analizando una serie de datos de las poblaciones de cetáceos de hábitos profundos de los océanos Atlántico, Pacífico e Índico –que dominan más del 60% de la superficie del planeta- predice un escenario de declive de la diversidad de cetáceos en los trópicos y un incremento en latitudes más elevadas. MacLeod (2009) pronostica que el calentamiento global afectará a la distribución del 88% de las especies de cetáceos, de las cuales en un 47% tendrá efectos adversos para la conservación. El autor sugiere que, al menos, en un 21% de las especies, en particularmente aquellas con poblaciones reducidas y aisladas geográficamente, el calentamiento global las pondrá en serio riesgo de extinción. Entre las especies que experimentarán una expansión en su rango de distribución se encuentra el delfín mular.

Las observaciones llevadas a cabo por la SECAC en las Islas Canarias coinciden con las previsiones de Whitehead et al. (2008). En los últimos años hemos notado dos tendencias. Por un lado la aparición con mayor frecuencia de especies de cetáceos de distribución pantropical como el delfín de Fraser (*L. hosei*), la orca pigmea (*F. attenuata*) o el delfín de dientes rugosos (*S. bredanensis*) o el delfín de hocico largo (*S. longirostris*). El varamiento en masa de *S. longirostris* el verano de 2004, coincidió con



las temperaturas superficiales más altas registradas en el archipiélago, alcanzándose los 28 °C debido a la retirada de los alisios y a la disminución del afloramiento de la costa sahariana lo que permitió la intromisión del frente térmico tropical. En el caso del delfín de dientes rugosos hemos observado un incremento en la frecuencia y en algunos puntos del archipiélago como la costa sudoeste de La Palma es la especie más frecuentemente observada por las embarcaciones de observación de cetáceos. Existen evidencias de que una parte de la población de delfines de dientes rugosos es residente en el archipiélago. La otra tendencia es que especies como el rorcual tropical (*B. brydei*) y el delfín moteado atlántico (*S. frontalis*) que eran difusamente estacionales, ahora pueden encontrarse a lo largo de todo el año en las aguas de Canarias. Así mismo, en los últimos años hemos constatado un incremento en los avistamientos de yubartas (*M. novaeangliae*) cerca de las costas del archipiélago. Así pues y con las lógicas reservas, parece que el efecto más previsible en el archipiélago del calentamiento global es una mayor presencia de especies de cetáceos de origen meridional. El calentamiento de los océanos puede favorecer la aparición de enfermedades emergentes que pueden constituir un problema para las poblaciones residentes y poco numerosas como la de los delfines mulares de las Islas Canarias, especialmente si tenemos en cuenta el componente sinérgico de las amenazas descritas arriba para esta especie en el archipiélago canario.

Evaluación del estado ambiental

No se tienen estimas de las tendencias poblacionales de la especie.

Pasos necesarios para el futuro

Un objetivo prioritario es mantener el tamaño de las poblaciones actuales de delfines mulares para cada una de las Zonas de Especial Conservación. Este objetivo se cumplirá mediante medidas que minimicen los impactos preliminares considerados en el presente documento. Que no disminuya el área de distribución actual de la especie manteniendo las condiciones óptimas la Zona de Especial Conservación, evitando las actividades antrópicas que puedan afectar al hábitat de las especies objetivo en el área.

Tráfico marítimo y actividad de observación de cetáceos.

Minimizar los impactos derivados de actividades náuticas (navegación de recreo, turismo de observación de cetáceos) mediante:

1. Delimitación de áreas importantes para la alimentación de los delfines mulares dentro de cada una de las Zonas de Especial Conservación.
2. Estudios de capacidad de carga del tráfico marítimo para cada una de las Zonas de Especial Conservación, que sirva de base para establecer un límite en el número de licencias de operadores de observación de cetáceos para cada una de las áreas de especial conservación.



3. Limitar el tráfico de embarcaciones alrededor de los delfines mediante la vigilancia y la educación ambiental.
4. Aumentar la información sobre los delfines y la Zona de Especial Conservación en los puertos y entre los usuarios de embarcaciones recreativas, incluyendo las embarcaciones de pesca deportiva de altura.
5. Realización de cursos de actualización de los cursos de guías de embarcaciones de observación de cetáceos, implementación de una estrategia que permita la participación de este sector en la conservación y la investigación de los delfines mulares y las Zonas de Especial Conservación, favorecer la asociación del sector, así como el refinamiento en las prácticas de observación de cetáceos.
6. Puesta en marcha de un servicio de vigilancia en las Zonas de Especial Conservación, de manera prioritaria en la Franja marina Teno-Rasca y en la Franja marina de Mogán.

Acuicultura.

Minimizar los impactos derivados de las actividades de acuicultura ya existentes en las Zonas de Especial Conservación de la Franja marina Teno-Rasca mediante la aplicación de un código de conducta que minimice intensidad a las interacciones entre personas y delfines, haciendo énfasis en los siguientes aspectos:

1. Mantener las condiciones favorables del área.
2. No favorecer la instalación de jaulas de cultivos marinos en áreas de distribución conocida de delfines mulares dentro de las Zonas de Especial Conservación.
3. Mantener en buenas condiciones las instalaciones de cultivos marinos según lo que establece la normativa vigente mediante controles de la administración competente.
4. No tirar el pescado muerto fuera de las instalaciones.
5. No alimentar a los delfines.
6. Impedir la aproximación de embarcaciones y personas a las instalaciones, así como el baño y el buceo con los delfines.
7. Que las autorizaciones de instalaciones de cultivos marinos dentro de las Zonas de Especial Conservación contemple medidas para evitar las interacciones de delfines mulares con la acuicultura.
8. Hacer un seguimiento de las interacciones entre delfines mulares y acuicultura para comprender mejor el fenómeno y buscar medidas efectivas que minimice el impacto sobre las poblaciones de delfines mulares.

Por último, se recomienda: a) seguir con el monitoreo de las poblaciones de delfines mulares y las actividades pesqueras en el área, b) incorporar las conclusiones de este estudio y el esquema metodológico empleado s en los planes de gestión del área marina protegida y c) no extrapolar los resultados de este estudio a otras áreas marinas de las islas canarias.



15- Calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*)

Criterio 1.1. Distribución

Indicadores: Rango de distribución y patrones de distribución

Esta especie se halla presente durante todo el año en el archipiélago canario (Figura 5.3), existiendo zonas como la costa suroeste de Tenerife donde residen varios grupos todo el año y donde son objetivo de una intensa industria de observación de cetáceos. La dieta se compone exclusivamente de calamares de profundidad que captura realizando veloces inmersiones que los lleva a más de 900 metros. La base de datos de la SECAC posee 1.210 avistamientos y 71 varamientos durante el periodo 1980-2011.

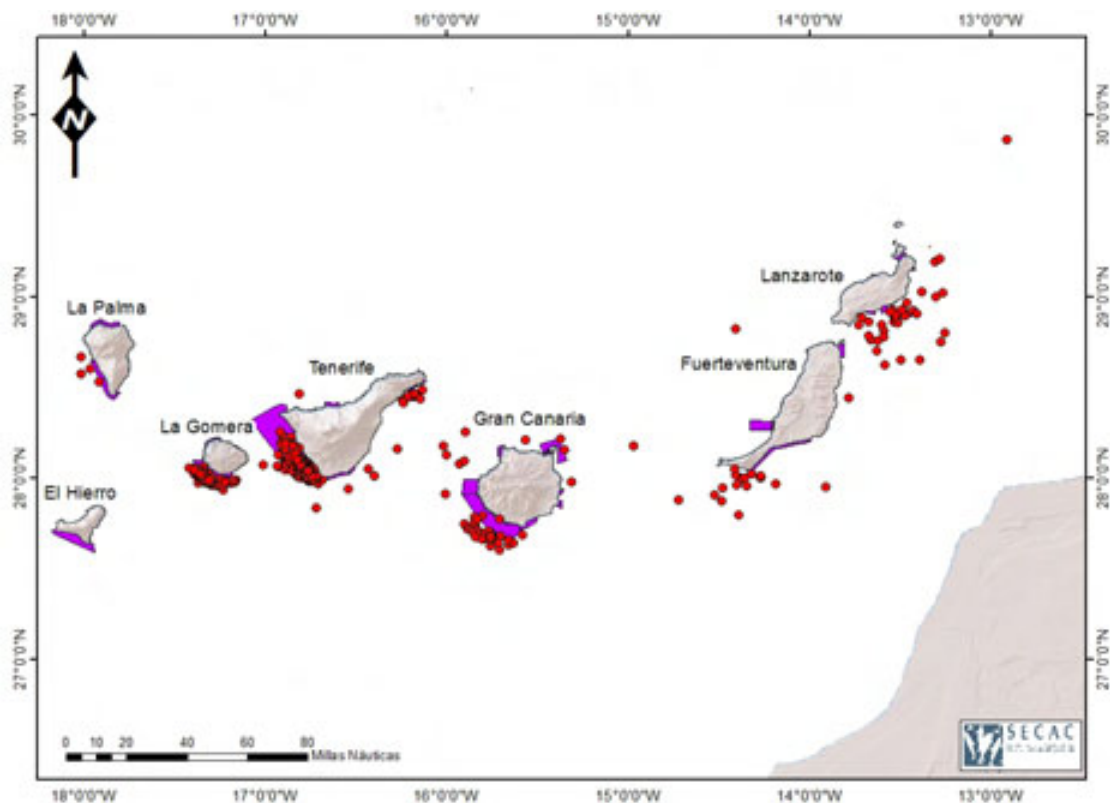


Figura 5.3: Observaciones de calderón tropical en Canarias realizadas por la SECAC.

Criterio 1.2. Tamaño poblacional, Abundancia de la población

No existen estimas del tamaño de la población. En el archipiélago Canario es una especie frecuente durante todo el año, habiéndose constatado la existencia de áreas de concentración, la más conocida de las cuales se halla en la vertiente sur-suroeste de la isla de Tenerife. En esta última, muestran una distribución relativamente localizada



sobre fondos donde el talud desciende gradualmente de los 700 a los 2.000 metros de profundidad, prefiriendo una profundidad media de 1.200 m. La costa suroeste de Tenerife parece ser una importante área de alimentación y descanso para la especie, con aguas aplaceradas la mayor parte del año debido a que se encuentran al socaire del relieve de la isla, protegiendo esta fracción de océano del régimen dominante de vientos alisios. En el área se ha observado diferentes grados de residencia, con manadas que son encontradas a lo largo de todo el año así como otras que pueden ser vistos una o más veces con diferencia de varios meses, pues el área puede ser parte de un área de residencia mucho mayor y finalmente aquellas que son avistados en una sola ocasión y no vuelven a aparecer.

Criterio 1.3. Condición de la población

Como en el caso de otras especies de cetáceos de esta demarcación, en la actualidad se están realizando los análisis para conocer las características demográficas de esta especie en canarias.

Principales presiones e impactos

Tráfico marítimo ALTO.

Observación turística de cetáceos ALTO

Actividades militares y científicas que empleen el sonido BAJO.

Degradación del hábitat ALTO.

Falta de integración ALTO.

Otros (incluido el cambio climático) BAJO.

Evaluación del estado ambiental

No se tienen estimas de las tendencias poblacionales de la especie.

Pasos necesarios para el futuro

Minimizar los impactos derivados de actividades náuticas (navegación de recreo, turismo de observación de cetáceos) mediante:

1. Estudios de capacidad de carga del tráfico marítimo para cada una de las Zonas de Especial Conservación, que sirva de base para establecer un límite en el número de licencias de operadores de observación de cetáceos para cada una de las áreas de especial conservación.
2. Limitar el tráfico de embarcaciones alrededor de los calderones mediante la vigilancia y la educación ambiental.
3. Aumentar la información sobre los calderones y la Zona de Especial Conservación en los puertos y entre los usuarios de embarcaciones recreativas, incluyendo las embarcaciones de pesca deportiva de altura.



4. Realización de cursos de actualización de los cursos de guías de embarcaciones de observación de cetáceos, implementación de una estrategia que permita la participación de este sector en la conservación y la investigación de los calderones y las Zonas de Especial Conservación, favorecer la asociación del sector, así como el refinamiento en las prácticas de observación de cetáceos.
5. Puesta en marcha de un servicio de vigilancia en las Zonas de Especial Conservación, de manera prioritaria en la Franja marina Teno-Rasca y en la Franja marina de Mogán.

16- Delfín común (*Delphinus delphis*)

Criterio 1.1. Distribución

Indicadores: Rango de distribución y patrones de distribución

La taxonomía de esta especie ha sido recientemente revisada, reconociéndose en la actualidad dos especies: el delfín común de hocico corto (*Delphinus delphis*) y el delfín común de hocico largo (*Delphinus capensis*) (Heyning & Perrin, 1994). Ambas especies de delfines comunes se encuentran ampliamente distribuidas en las aguas templado-cálidas, subtropicales y tropicales de todos los océanos. Mientras *D. delphis* posee hábitos oceánicos, hallándose normalmente fuera de la isóbata de los 200 m, *D. capensis* prefiere aguas más costeras. No obstante, es posible que en algunas regiones las dos especies tengan una distribución simpátrica en aguas profundas cercanas a la costa (Jefferson et al. 1997; Jefferson & Van Waerebeek 2002; Perrin 2002). Atendiendo a las características señaladas por diversos autores los delfines comunes de Canarias son *Delphinus delphis*. La base de datos de la SECAC posee 164 avistamientos y 114 varamientos durante el periodo 1980-2011 (Figura 5.4).

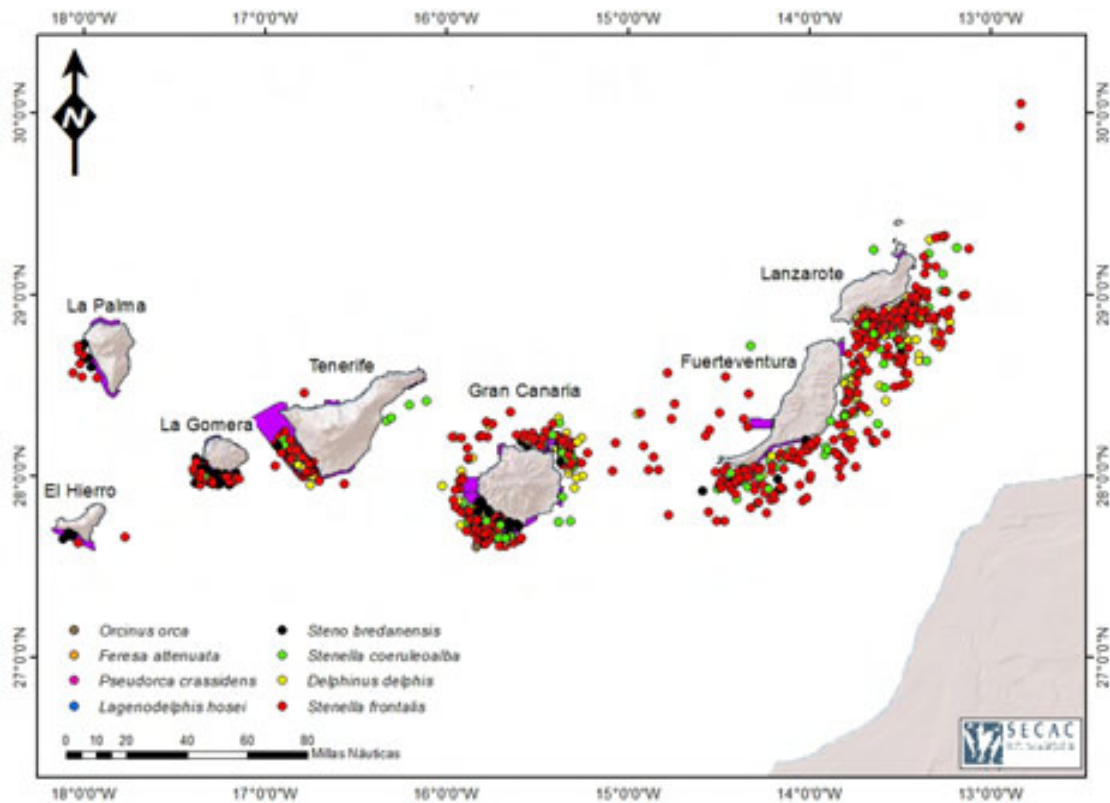


Figura 5.4. Observaciones de delfínidos en Canarias realizadas por la SECAC.

Criterio 1.2. Tamaño poblacional, Abundancia de la población

No existen estimas de abundancia de esta especie en Canarias. Esta especie ocupa el segundo lugar en varamientos en el archipiélago canario. La presencia en el archipiélago canario del delfín común es estacional, apareciendo a mediados de noviembre hasta abril. Es más frecuente durante los meses de febrero y marzo. La densidad de delfines comunes en las aguas de las islas fluctúa de un año a otro y parece probable que realice movimientos estacionales.

Criterio 1.3. Condición de la población

No se posee información de la biología de esta especie en las islas canarias.

Principales presiones e impactos

Interacciones con la actividad pesquera BAJO.

La principal causa de mortalidad de esta especie en el archipiélago canario son las interacciones con actividades pesqueras, aunque no creemos que suponga un riesgo para la población de delfines comunes en las islas canarias.



Evaluación del estado ambiental

No se tienen estimas de las tendencias poblacionales de la especie y el número de interacciones con actividades pesqueras no parece preocupante.

Pasos necesarios para el futuro

La estimación de la abundancia poblacional mediante campañas de investigación. La realización de estudios para conocer la identidad de la población de la especie en el archipiélago. La reducción de la mortalidad debida a la interacción con actividades pesqueras.

Cachalote (*Physeter macrocephalus*)

Criterio 1.1. Distribución

Indicadores: Rango de distribución y patrones de distribución

El cachalote se encuentra ampliamente distribuido en las aguas profundas de todo el mundo, siendo animales extremadamente móviles y exhibiendo una segregación en su distribución, trasladable a su organización social. En el Atlántico norte, las hembras, crías y jóvenes de ambos sexos, prefieren aguas con una temperatura superficial igual o superior de 15 grados centígrados y son comúnmente encontrados en una franja comprendida entre la Corriente del Golfo y la de El Labrador. Por el contrario, los machos adultos pueden llegar hasta el límite de los hielos en la región ártica a finales de la primavera y durante todo el verano. Este patrón de distribución diferencial puede evitar la competencia por los recursos alimentarios entre adultos, jóvenes y hembras. Se estima que la población de Atlántico norte está integrada por 60.000 a 70.000 individuos, de los cuales un 70% son hembras. Es una especie relativamente frecuente en las Islas Canarias a lo largo de todo el año. Sin embargo, los conocimientos sobre su biología, distribución y estatus en esta área son escasos. Durante las campañas realizadas por la SECAC entre enero de 1999 hasta la actualidad frente a las costas de Lanzarote y Fuerteventura, el cachalote fue observado en 64 ocasiones (Figura 5.5). La base de datos de la SECAC posee 79 varamientos de cachalotes.

La distribución batimétrica de estos grupos se localiza principalmente entre los 1200 y los 1500 m de profundidad, y pueden ser observados en Canarias durante todo el año. La mayor parte del tiempo la dedican a la búsqueda de alimento, siendo esta actividad la observada en un 90,8 % de los avistamientos.

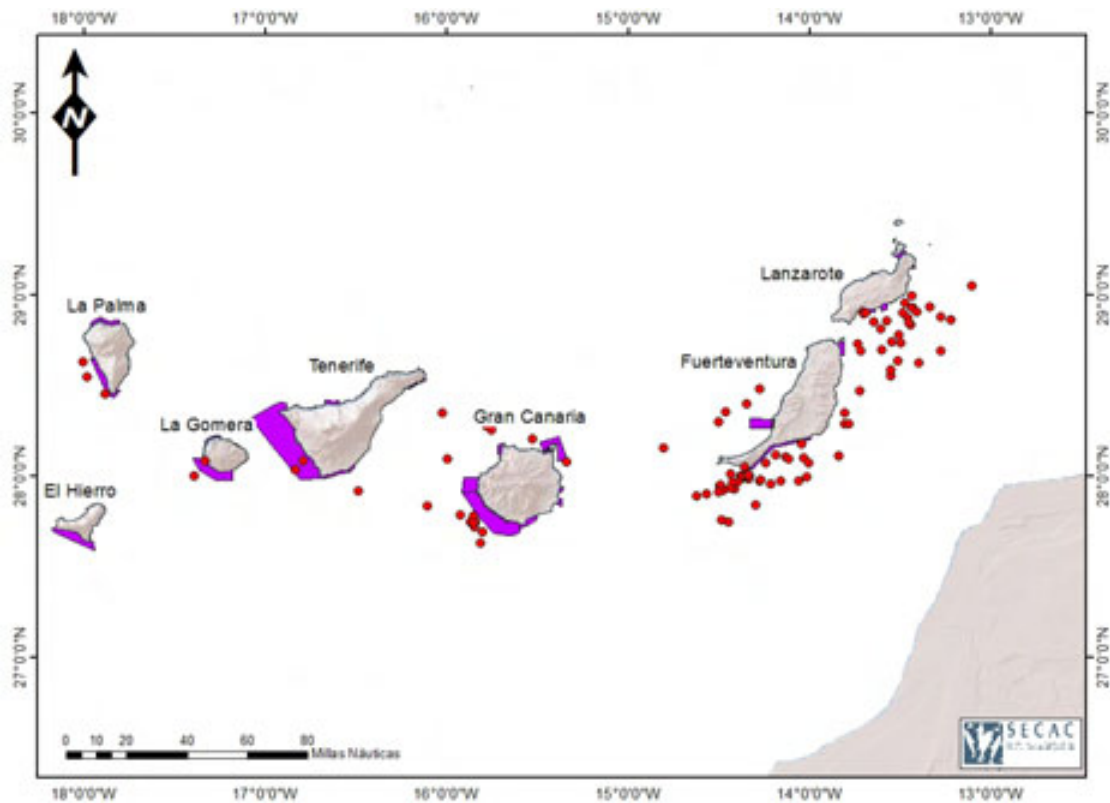


Figura 5.5: Observaciones de cachalotes en Canarias realizadas por la SECAC.

Criterio 1.2. Tamaño poblacional, Abundancia de la población

No se posee estimas finas del tamaño de la población.

El primer censo que se elaboró se realizó entre 1993 y 1996, basándose en técnicas acústicas y observaciones directas (tesis doctoral de M. André 1997). Los resultados de dicho trabajo establecen la presencia de al menos 27 grupos de cachalote (0,0016 grupos/km²), formados por entre 12 y 17 ejemplares, con una estima mínima de 324-459 ejemplares. Además, también se determina que en los meses de primavera y otoño, más concretamente entre marzo y octubre, se produce un aumento del número de cachalotes en las islas

En un estudio realizado en el año 2010 en un proyecto de estima de abundancia de cachalotes en aguas oceánicas del archipiélago canario, la Universidad de La Laguna estimó la población en 277 animales. La varianza fue estimada usando el método empírico descrito en Buckland et al. (2001). Obteniéndose un coeficiente de variación de 0.3237, con intervalos de confianza del 95% de [148, 518], resultados consistentes con los obtenidos por el Dr André en 1997.

Criterio 1.3. Condición de la población



No se posee información de la biología de esta especie en las islas. Los estudios preliminares han puesto de manifiesto que algunos individuos residen a lo largo de varios años, se alimentan y se reproducen en el área de estudio. También se han constatado movimientos de animales entre diferentes islas del archipiélago canario así como entre los archipiélagos de Azores y Canarias. En la actualidad, la SECAC está realizando un análisis de fotoidentificación de esta especie en el oriente de las islas de Lanzarote y Fuerteventura.

Principales presiones e impactos

Tráfico marítimo y colisiones con embarcaciones ALTO.

El principal problema de conservación para el cachalote en las islas son las colisiones con embarcaciones de alta velocidad, que mayoritariamente afecta a hembras, jóvenes y crías. Hasta la fecha desconocemos el alcance real de esta mortalidad, así como su efecto en la población de la especie. No obstante, las evidencias que poseemos indican que ésta es elevada y de efectos peligrosos para la conservación de los cachalotes de las Islas Canarias debido a los hábitos sociales y el comportamiento de la especie que necesita periodos de descanso y práctica inmovilidad para recuperarse en la superficie tras sus largas inmersiones de alimentación. Esta situación se exacerba por el limitado conocimiento sobre aspectos básicos de ésta y otras especies de cetáceos en el área, como su distribución, uso del hábitat, movimientos y abundancia, lo que impide valorar cómo afectan estas muertes al conjunto de sus poblaciones.

Ingestión de plásticos ALTO.

Evaluación del estado ambiental

No se tienen estimas de las tendencias poblacionales pero como en el caso de la, el elevado número de capturas accidentales obtenido de los registros de varamientos es preocupante.

Pasos necesarios para el futuro

La mortalidad originada por las colisiones con grandes embarcaciones de media y alta velocidad con cetáceos, es un problema de conservación global, que va en incremento y presenta difícil solución, pues está condicionado por la falta de información científica básica de las poblaciones implicadas, hecho agravado para los cetáceos oceánicos. Por este motivo por un lado sería necesaria la toma de medidas para minimizar las colisiones en ciertas áreas del archipiélago como los canales existentes entre las islas de Gran Canaria- Tenerife y Gran Canaria-Fuerteventura, y por otro la obtención de información sobre aspectos básicos de la biología de esta especie en el archipiélago.



17- Zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*)

Criterio 1.1. Distribución

Indicadores: Rango de distribución y patrones de distribución

El zifio de Cuvier se encuentra ampliamente distribuido en todas las aguas oceánicas cálido- templadas, subtropicales y tropicales, siendo la especie más cosmopolita de la familia Ziphiidae. La especie se conoce en el archipiélago por 89 animales varados y 74 avistamientos confirmados, la mayoría de los cuales han sido realizados en el oriente de las islas de Lanzarote y Fuerteventura (V. Martín, información no publicada). El zifio de Cuvier tiene una presencia continua a lo largo de todo el año en las aguas canarias con pequeñas poblaciones, parte de las cuales son residentes tal y como evidencia el registro de varamientos de las islas desde 1980 y los resultados de estudios llevados a cabo en el mar en las islas orientales (V. Martín, información no publicada) y en la isla de El Hierro (Figura 5.6). Esta especie ha varado en masa en las Islas Canarias en varias ocasiones. Algunos de estos eventos han sido coincidentes con la celebración de ejercicios navales (Simmonds & Lopez-Jurado, 1991; Martín et al., 2004; Jepson et al., 2003; Fernández et al., 2004, 2005; Santos et al., 2007; Martín & Tejedor, 2009).

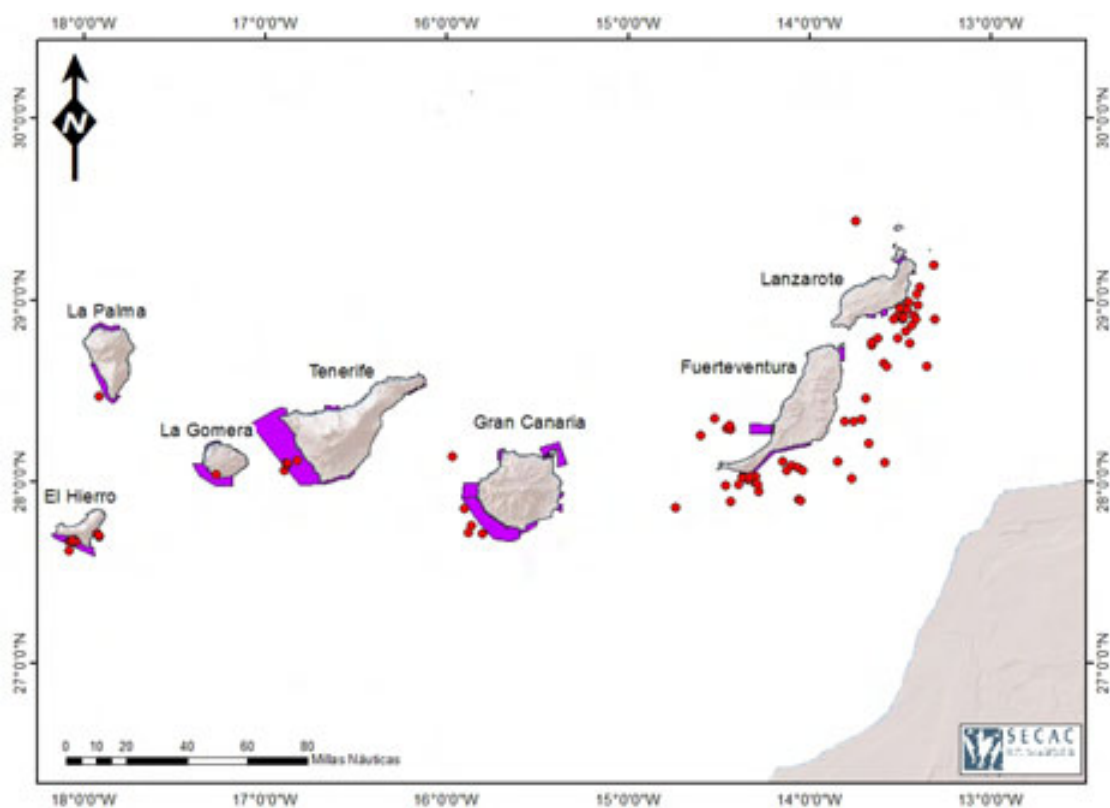


Figura 5.6: Observaciones de zifios de Cuvier en Canarias realizadas por la SECAC.

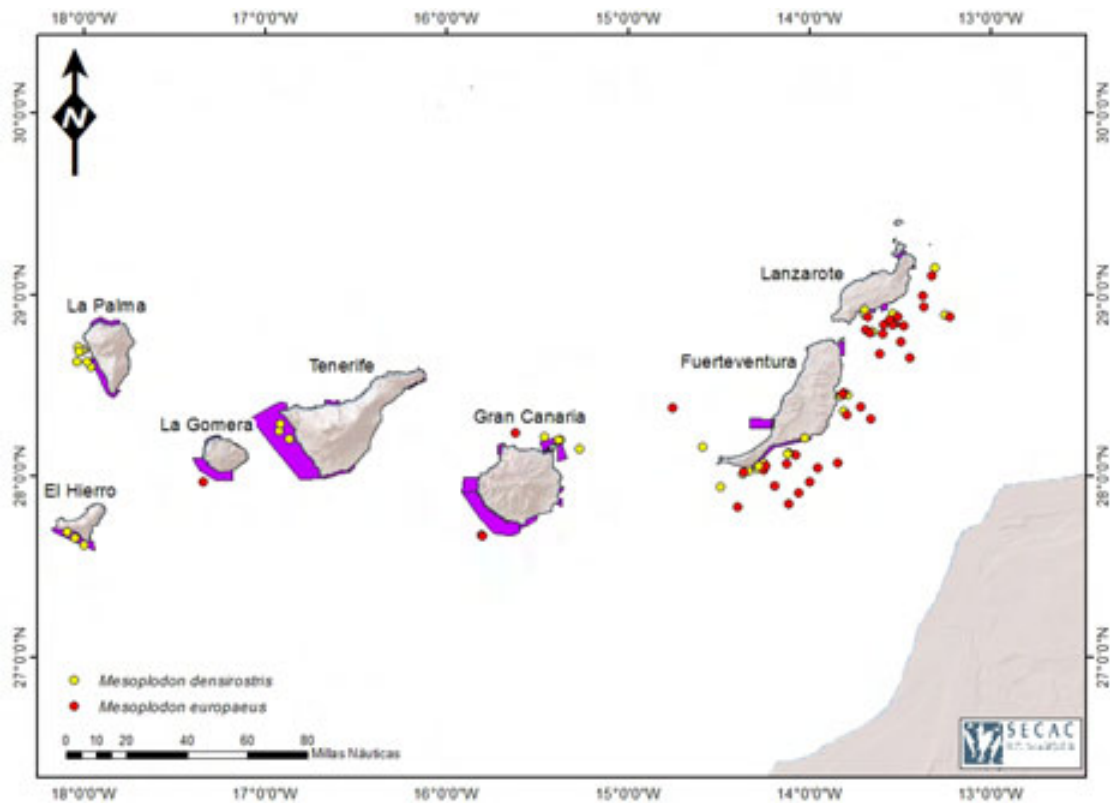


Figura 5.7: Observaciones de mesoplodones en Canarias realizadas por la SECAC. Se han representado los mismos para recalcar la importancia del Zifio de Cuvier como representante de zifios en las Islas Canarias.

Criterio 1.2. Tamaño poblacional, Abundancia de la población

No se tienen estimas de las tendencias poblacionales de la especie. La familia Ziphiidae consta de 5 géneros y 22 especies mal conocidas por la ciencia. Los zifios ostentan un tamaño medio dentro de los odontocetos, con un rango de longitudes comprendido entre los 3.5 m de *M. peruvianus* y los 12.5 m de *B. bairdii*. El peso oscila entre menos de 1.000 Kg. a 15.000 Kg. respectivamente. A pesar de ser uno de los grupos más diversos de cetáceos después de los delfínidos y presentar una amplia distribución en todos los océanos, los odontocetos de hábitos profundos de la familia Ziphiidae se encuentran entre los mamíferos marinos más difíciles de estudiar debido a una combinación de circunstancias: (i) hábitos oceánicos y alejados de la costa, (ii) capacidad para el buceo profundo, con inmersiones que pueden exceder la hora de duración y los 1.500 m de profundidad, intercaladas con breves periodos en la superficie y que en el zifio de Blainville, *Mesoplodon densirostris*, son de una media de 2 minutos, (iii) emersiones poco llamativas y comportamiento huidizo con las embarcaciones, (iv) poblaciones aparentemente poco numerosas y (v) el extremo parecido morfológico de estas especies que dificulta la determinación específica en el mar en un número de especies. La posición de los dientes en la línea de la boca, que sólo eructan en los machos maduros y que son utilizados como armas en los



encuentros agresivos con otros machos (Heyning, 1984), resulta un carácter diagnóstico. Los factores mencionados arriba imponen importantes restricciones al trabajo de campo y por consiguiente a la obtención de información, contribuyendo al limitado conocimiento de aspectos básicos de la biología y ecología de esta familia. Este último hecho se traduce en una gran cantidad de incertidumbre relevante para la gestión de estas especies. Con la única excepción del zifio de Blainville, la mayor parte de la información referente a la historia natural de *Mesoplodon* proviene del estudio de un limitado número de animales varados y unas pocas observaciones en el mar. Así, en los últimas décadas han sido descritas tres nuevas especies para la ciencia: el zifio menor, (*Mesoplodon peruvianus*), (Reyes et al., 1991), el zifio de Bahamonde (*Mesoplodon bahamondi*) (Reyes et al. 1995), sinónimo de *M. traversii*, Gray, 1874 (van Helden et al., 2002) y el zifio de Perrin (*Mesoplodon perrini*) (Dalebout et al., 2002). Existen evidencias de una posible nueva especie sin describir en el Pacífico tropical (Dalebout et al., 2007). El desarrollo de técnicas moleculares ha permitido conocer con mayor precisión la relación evolutiva de la familia así como la determinación y confirmación de nuevas especies como en el caso de *Mesoplodon perrini* y *Mesoplodon traversii* (Dalebout et al. 1998). Los datos disponibles ponen de manifiesto que las Islas Canarias son unos de los lugares del planeta con mayor diversidad y frecuencia de especies de este grupo.

Criterio 1.3. Condición de la población

La especie tiene una presencia regular en el área de estudio a lo largo de todo el año. La primera especie en frecuencia fue el zifio de Cuvier, seguida del zifio de Gervais y el zifio de Blainville, lo que difiere de otras regiones en las cuales se están realizando estudios de campo de zifios como Hawaii, Bahamas y El Hierro, donde el zifio de Blainville es la primera especie en frecuencia, seguida del zifio de Cuvier (Hawaii, Bahamas, El Hierro) y del zifio de Gervais (Bahamas) (Arranz et al. 2008; Claridge 2006; MacLeod, 2005; McSweeney et al. 2007). El zifio de Cuvier es la especie más prevalente en los casos de varamientos en masa atípicos en todo el mundo (D'Amico et al. 2009) lo que podría estar relacionado con la fisiología y el comportamiento de buceo de la especie (Hooker et al. 2009). Las tasas de avistamiento de zifios en El Hierro y el oriente de Lanzarote y Fuerteventura son excepcionalmente elevadas, superiores a la de muchos estudios publicados hasta la fecha para otras regiones (por ejemplo, Falcone et al., 2009). En California la tasa de encuentro del zifios de Cuvier fue de un avistamiento cada 10.2 a 123.4 horas, con una tasa global de 21.0 (Falcone et al. 2009), mientras que en el archipiélago canario la tasa global para esta especie fue de 16.4. Por ejemplo, en Hawaii el zifio de Cuvier fue visto una vez cada 51 horas de esfuerzo de búsqueda y en 202 días de trabajo de campo en 5 años tuvieron 19 avistamientos del zifio de Blainville (McSweeney et al. 2007). Los resultados de los estudios realizados en el archipiélago reflejan que la especie reside en el área y esta residencia es de varios años en parte de la población. Estos datos reflejan una fidelidad al área elevada a lo largo de varios años y un patrón de movimientos aparentemente reducidos en una



parte de la población en el área de estudio. La mayoría de las investigaciones publicadas de especies como el zifio calderón, el zifio de Cuvier o el zifio de Blainville en otras regiones como el cañón del Gully y la plataforma escocesa en Canadá, el Mar de Liguria en el Mediterráneo, Hawaii y Bahamas, ponen de manifiesto que estos animales poseen poblaciones residentes reducidas y, en las dos últimas localizaciones (Hawaii y Bahamas), estrechamente ligadas a islas oceánicas, mostrando una elevada fidelidad al área (Baird et al., 2006, 2008, 2009, Claridge, 2006; Falcone et al., 2009; Gowans et al., 2001; MacLeod, 2005, McSweeney et al. 2007). Ocho zifios de Blainville marcados con satélites por Schorr et al. (2009) durante un periodo de entre 15 y 71 días al oeste de la isla de Hawaii, realizaron movimientos acumulados de hasta 2.383 km, pero de una distancia máxima de 139 km, permaneciendo relativamente cerca de la isla sin realizar movimientos hacia el este de la isla a pesar de la existencia de un hábitat similar. Este patrón refleja la existencia de una población asociada a la isla con una fuerte fidelidad al área (Schorr et al. 2009). La fidelidad al área observada en las tres especies de zifios tanto en el Hierro como en las aguas de Lanzarote y Fuerteventura incrementaría la susceptibilidad de estas especies a posibles perturbaciones locales. Las observaciones realizadas tanto en El Hierro como en el oriente de Lanzarote y Fuerteventura subraya la importancia del área para la reproducción de los zifios a lo largo de todo el año. En los grupos contactados de zifios Cuvier, Gervais y Blainville en el área, había crías, algunas de ellas con muy pocas semanas de edad a juzgar por su tamaño y la morfología. Las observaciones en el mar están apoyadas por la aparición de crías y hembras gestantes de zifios varados a lo largo de la costa oriental de Lanzarote y Fuerteventura.

Principales presiones e impactos

Tráfico marítimo ALTO.

Actividades militares, hidrocarburos y científicas que empleen el sonido ALTO.

Degradación del hábitat ALTO.

Ingestión de plásticos ALTO.

En las costas de Lanzarote y Fuerteventura ha tenido lugar 8 casos de varamientos en masa atípicos y el 75% han coincidido temporal y espacialmente con la celebración de ejercicios navales. Los zifios parecen ser vulnerables al sónar naval de elevada intensidad y frecuencias medias (Cox et al., 2006). En los animales varados en Canarias en 2002 y 2004 se encontró un cuadro de lesiones asociado a estos eventos, en los cuales se usaron sonares tácticos de frecuencias medias, comparable al cuadro clínico-patológico similar de los buceadores o Síndrome de Descompresión Agudo Severa, con lesiones congestivo-hemorrágicas en diferentes zonas (sistema nervioso central, grasa acústica mandibular, serosa de la faringe, pulmones y riñones). Parece claro que estas lesiones fueron provocadas por burbujas embolicas gaseosas (Arbelo, 2007; Fernández et al. 2005; Jepson et al., 2003). La costa SE de Fuerteventura frente a las sub-áreas A4 y A5 fueron el sector de costa con un mayor número de zifios aparecidos durante los varamientos en masa atípicos. Los animales muertos en los episodios de varamientos en masa en las islas de Lanzarote y Fuerteventura representan una contribución



significativa con respecto al total de varamientos de estas especies en Canarias (60.9%). Este factor es especialmente importante para especies como el zifio de Gervais (*Mesoplodon europaeus*). Asimismo, resulta imposible saber el impacto de los varamientos en masa de zifios asociados espacial y temporalmente a ejercicios navales en las islas orientales de Lanzarote y Fuerteventura en las últimas tres décadas. Con el fin de tener una aproximación relativa de la distancia crítica a lo que los zifios pueden verse afectados por las señales acústicas de origen antrópico, calculamos la extensión de los animales varados de la siguiente manera: en primer lugar consideramos todos los varamientos coincidentes o no con ejercicios navales (media= 62.3 km, mediana= 43 km, desviación típica= 57.4 km, rango= 9-146 km, n= 7), en segundo lugar escogimos sólo los casos de varamientos en masa atípicos con ejercicios navales (media= 83 km, mediana= 59 km, desviación típica= 56 km, rango= 27-46 km, n= 5) y en tercer caso sólo tuvimos en cuenta la franja de costa donde aparecieron el 90% de todos los animales durante cada evento (media= 42.4 km, mediana= 43 km, desviación típica= 13 km, rango= 27-59 km, n= 5). Del análisis excluimos el evento de noviembre de 2004 días después de la finalización de los ejercicios navales multinacionales “Majestic Eagle” celebrados al norte del archipiélago, por existir la certeza de que los cadáveres llevaban varios días flotando antes de llegar a la costa a juzgar por el estado de descomposición. El resultado refleja una extensión media mínima de 42 km.

Se han descrito 136 varamientos en masa de zifios en el mundo entre 1.874 y 2.004. Ciento veintiséis casos (92.6%) han ocurrido con posterioridad al año 1950, después de la implementación del sónar activo de alta intensidad y frecuencias medias o MFAS (de las siglas en inglés “High-Power Mid Frequency Active Sonar”) (D’Amico et al. 2009). De los 8 eventos que han implicado a varias especies de zifios simultáneamente, 5 han tenido lugar en las islas orientales del archipiélago canario. Varios de estos varamientos en masa multiespecíficos han tenido lugar en el archipiélago canario durante los años 1985, 1986, 1988, 1989, 2002 y 2004 (Simmonds & Lopez-Jurado, 1991; Martín et al., 2004; Jepson et al 2003; Fernández et al. 2004a, 2004b, 2005, Santos et al. 2007, Martín y Tejedor, 2007). Los animales muertos en los episodios de varamientos en masa en las islas de Lanzarote y Fuerteventura representan una contribución significativa con respecto al total de varamientos de estas especies en Canarias (60.9%) y este número representa un mínimo, pues existe factores que puede subestimar el número de animales afectados, como que no todos los animales aparecen varados y no todos los animales varados son registrados. Aunque se ha propuesto una relación entre los MFAS y los varamientos en masa atípicos de zifios, existe evidencias de que estos animales pueden verse afectados por otras fuentes acústicas como los sondeos sísmicos y el sonido de embarcaciones. El mecanismo que causa los varamientos no está claro, pero el sonido antrópico podría inducir cambios en el comportamiento dando lugar a una serie de efectos fisiológicos y lesiones en los tejidos previo a los varamientos (Cox et al., 2006). En los animales varados en canarias en 2002 y 2004 se encontró un cuadro de lesiones asociado a estos eventos, en los cuales se usaron sonares tácticos de frecuencias medias, comparable al cuadro clínico-patológico similar de los buceadores o Síndrome de Descompresión Aguda Severa, con lesiones congestivo-hemorrágicas en diferentes zonas (sistema nervioso central, grasa



acústica mandibular, serosa de la faringe, pulmones y riñones). Parece claro que estas lesiones fueron provocadas por burbujas embolicas gaseosas (Arbelo, 2007; Jepson et al. 2003, Fernández et al. 2005, Aguilar de Soto 2006, Cox et al. 2006, Tyack et al. 2006, Hooker et al. 2009). Los zifios tienen un patrón de buceo único entre los cetáceos, con inmersiones profundas cercanas a los 2.000 metros y a los 90 minutos de duración, y una serie de inmersiones de 100 a 400 metros entre una inmersión profunda y otra. En los últimos años experimentos controlados con playback de emisiones acústicas de sónares han puesto de manifiesto que los zifios cambian en el comportamiento de buceo, las vocalizaciones y abandonan el área de experimento durante varios días. Así pues, parece evidente que los zifios demuestran una sensibilidad extrema al sonido antrópico. Los varamientos en masa atípicos han propiciado un incremento del interés acerca del impacto del sonido de origen antrópico en estas especies. Los zifios parecen ser vulnerables al sónar naval de elevada intensidad y frecuencias medias. Por otro lado, los métodos de mitigación pueden ser poco efectivos o inútiles con este grupo de mamíferos marinos.

Evaluación del estado ambiental

No se tienen estimas de las tendencias poblacionales pero como en el caso de otras especies de zifios, si consideramos la sensibilidad extrema de este grupo de mamíferos marinos al sonido antrópico, el número de animales implicados en los casos de varamientos en masa atípicos, lo aparentemente reducido de estas poblaciones, la distribución discreta, la residencia a largo plazo en el área y lo aparentemente limitado de los movimientos en el área resulta lógico suponer que las mortalidades ocurridas en el pasado ligadas a los varamientos masivos debieron tener un efecto significativo en las poblaciones de las tres especies de zifios en el área. En las islas canarias, los zifios están amenazados por las colisiones con embarcaciones de alta velocidad así como a la ingestión accidental de plásticos y a las interacciones con actividades pesqueras.

Pasos necesarios para el futuro

Basándonos en los resultados de los estudio, en el análisis de los varamientos en masa atípicos ocurridos en el área de estudio entre 1985 y 2005 y la extrema sensibilidad de los zifios al sonido de origen antrópico, recomendamos que se aplique el principio de precaución, evitando realizar ejercicios navales con utilización de sónares antisubmarinos activos y explosiones submarinas, así como sondeos sísmicos y otras actividades acústicas potencialmente peligrosas para estos mamíferos marinos en el área. Los zifios deberían ser tenidos en cuenta en las estrategias para minimizar las colisiones entre embarcaciones y cetáceos debido a la susceptibilidad de estas especies a esta amenaza. Asimismo, debería investigarse más profundamente el impacto derivado de la ingestión de plásticos para las poblaciones de esta especie. La creación de un área marina protegida en áreas sensibles para esta especie como las aguas de la isla de El Hierro y el oriente de Lanzarote y Fuerteventura. Alrededor de dichas áreas debería crearse un área de amortiguamiento. Además resulta fundamental la protección del lecho marino como parte del sistema que sustenta la



dinámica marina del área, de particular interés para los recursos tróficos necesarios para estas especies. Debido a la falta de información de varios aspectos de la biología de estas especies en el área de estudio sería necesario continuar con el seguimiento científico de estas poblaciones de zifios, especialmente con estudios de los perfiles de inmersión, la ecología trófica, la distribución y la modelización espacial, así como la estructura de las poblaciones de zifios de canarias.

18- Rorcual tropical (*Balaenoptera edeni*)

Criterio 1.1. Distribución

Indicadores: Rango de distribución y patrones de distribución

La especie exhibe una considerable variación entre poblaciones y en algunas regiones como Sudáfrica, se han descrito dos formas, una costera y otra oceánica, con diferencias en el tamaño y otras características morfológicas. Algunos investigadores utilizan *B. edeni* para la forma costera y pequeña del pacífico occidental y el océano indico y *B. brydei* para la forma oceánica, de mayor tamaño y de distribución global. Aquí he decidido seguir el criterio del comité de taxonomía de la SSM que reconoce una sola especie, con dos subespecies:

1. *Balaenoptera edeni edeni* Anderson, 1879
2. *Balaenoptera edeni brydei* Olsen, 1913

Es el único rorcual que no realiza migraciones latitudinales con carácter estacional. Esta especie está restringida a las aguas cálidas y tropicales de todos los océanos, usualmente por debajo de los 30º de latitud en ambos hemisferios, prefiriendo aquellas con una temperatura en la superficie superior a 20 grados centígrados. En algunos puntos dentro de su ámbito de distribución, presenta dos formas: una costera y otra oceánica con diferentes tallas y hábitos, pudiendo permanecer la primera todo el año en una misma zona mientras que la segunda realiza movimientos longitudinales desde aguas costeras a mar adentro. En las aguas de Sudáfrica hay una segregación geográfica en la distribución, encontrándose a las hembras con sus ballenatos independientemente de otros animales. La población mundial se estima en 90.000 ejemplares.

Criterio 1.2. Tamaño poblacional, Abundancia de la población

No se posee estimas del tamaño de la población de esta especie en Canarias. El rorcual tropical, con una longitud de entre 12 y 14 metros, es el misticeto más frecuente en las aguas canarias. Esta especie se conoce en Canarias por 170 avistamientos y 4 varamientos (Figura 5.8). La longitud máxima de los animales varados en Canarias es

de 12m. En la actualidad se está realizando un estudio de fotoidentificación de esta especie con el fin de conocer si esta especie es residente en el archipiélago.

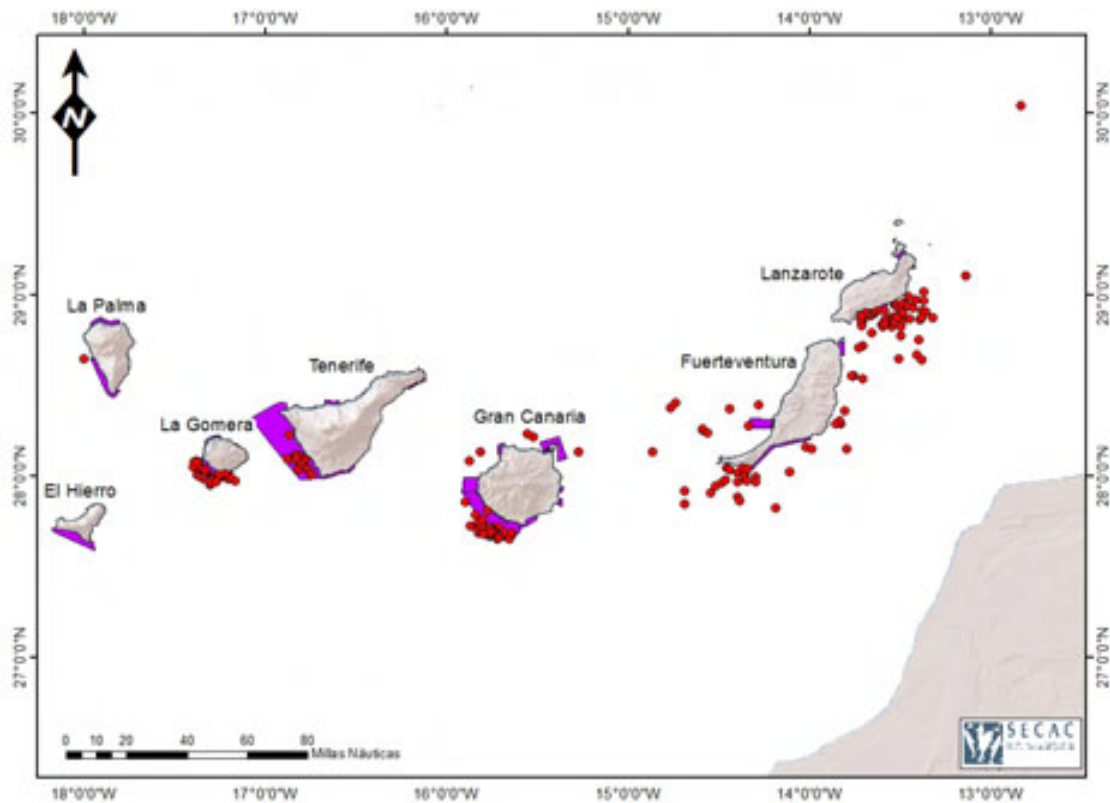


Figura 5.8: Observaciones de rorcuales tropicales en Canarias realizadas por la SECAC.

Criterio 1.3. Condición de la población

No se conoce prácticamente nada de su biología en las aguas canarias. El archipiélago canario constituye una zona de alimentación para esta especie como ponen de relieve las observaciones en el mar llevadas a cabo por la SECAC, con registros de rorcuales tropicales alimentándose junto a rorcuales nortños (*Balaenoptera borealis*) y el rorcual común (*Balaenoptera physalus*). El rorcual tropical probablemente se reproduce y es residente todo el año en las aguas del archipiélago, situación que ya se ha comprobado en el cercano archipiélago de Madeira.

Principales presiones e impactos

Tráfico marítimo ALTO.

Colisiones con embarcaciones de alta velocidad ALTO.

Actividades militares, hidrocarburos y científicas que empleen el sonido ALTO.

Degradación del hábitat ALTO.

Interacción con la pesca artesanal BAJO.

Ingestión de plásticos ALTO.



Evaluación del estado ambiental

No se tienen estimas de las tendencias poblacionales.

Pasos necesarios para el futuro

Ahondar en el conocimiento de la biología de esta especie en las islas canarias mediante campañas de investigación.



20. Agradecimientos

A todas las personas que han trabajado y trabajan con los cetáceos y otros mamíferos marinos en España sin cuyo esfuerzo, dedicación e ilusión este documento no habría sido posible. Asimismo, a todos los financiadores que han permitido que estos resultados sean obtenidos





21. Referencias

- A.A.V.V. (2007). *Bases para la conservación y la gestión de las especies de cetáceos amenazadas en las aguas atlánticas y canntábricas*. Memoria Final Proyecto Fundación Biodiversidad. Spain: CEMMA.
- Abdulla, A., & y Linden, O. (Eds.). (2008). *Maritime traffic effects on biodiversity in the Mediterranean Sea: Review of impacts, priority areas and mitigation measures*. Malaga, Spain: IUCN Centre for Mediterranean Cooperation. 184 pp.
- Abend, A. G., y Smith, T. D. (1999). "Review of distribution of the long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the North Atlantic and Mediterranean." NOAA, Massachusetts.
- Abend, A.G., & Smith, T.D., (1997). Differences in ratios of stable isotopes of nitrogen in long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the western and eastern North Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 52:837–841.
- Abollo, E., Gestal, C., López, A., González, A.F., Guerra, A., Pascual, S. (1998a). Squid as trophic bridges for parasite flow within marine ecosystems: the case of *Anisakis simplex* (Nematoda: Anisakidae), or when the wrong way can be right. *South African Journal of Marine Science*, 20: 223-232.
- Abollo, E., López, A., Benavente, P., Cabaleiro, M., Pascual, S. (1998b). Macroparasites and gross lesions in cetacean stranded on the northwestern Spanish Atlantic coast. *Diseases of Aquatic Organisms*, 32(3): 227-231.
- Abollo, E., López, A., Gestal, C., Benavente, P., Pascual, S. (1998c). Long-term recording of gastric ulcers in cetaceans stranded on the Galician (NW Spain) coast. *Diseases of Aquatic Organisms*, 32: 71-73.
- Abollo, E., Paggi, L., Pascual, S., D'Amelio, S. (2003). Occurrence of recombinant genotypes of *Anisakis simplex* s.s. and *Anisakis pegreffii* (Nematoda: Anisakidae) in an area of sympatry infection. *Genetics and Evolution*, 3: 175–181.
- ACCOBAMS. (2003). Recommendation 2.2 from the Scientific Committee "on pelagic gillnets in the ACCOBAMS area", adopted in Istanbul, 20-22 November (accessible from <http://www.accobams.org/sc/index.htm>).
- ACCOBAMS (2005). *Report of the workshop on obtaining Baseline cetacean abundance Information for the ACCOBAMS area. Third meeting of the scientific committee*.
- ACCOBAMS (2010). *Report of the Joint IWC-ACCOBAMS Workshop on Reducing Risk of Collisions between Vessels and Cetaceans*.
- Acero, A., Tello, M. J., Gallego, P., Andreu, E. y Medina, B. (2009). Cetacean interaction with fisheries in the Strait of Gibraltar and the Bay of Cádiz. (Poster, <http://www.turmares.com/whalewatching/images/stories/pdf/ECS-2009-Ari-EN.pdf>).
- Acevedo-Gutierrez, A. (2002) Interactions between marine predators: Dolphin food intake is related to the number of sharks. *Marine Ecology Progress Series*, 240, 267-271.
- Ackman, R.G., Eaton, C.A. (1966). Lipids of the fin whale (*Balaenoptera physalus*) from North Atlantic waters. III. Occurrence of eicosenoic and docosenoic fatty acids in the zooplankter *Meganyctiphanes norvegica* (M. Sars) and their effect on whale oil composition. *Can. J. Biochem.* 44: 1561–1566.
- AGARDY, T., AGUILAR DE SOTO, N., CAÑADAS, A., ENGEL, M., FRANTZIS, A., HATCH, L., HOYT, E., KASCHNER, K., LABRECQUE, E., MARTÍN, V., NOTARBARTOLO DI SCIARA, G., PAVAN, G., SERVIDIO, A., SMITH, B., WANG, J., WEILGART, L., WINTLE, B. & WRIGHT, A. J. 2007. A Global Scientific Workshop on Spatio-Temporal Management of Noise. Report of the Scientific Workshop, Puerto Calero, Lanzarote. 44 pp.
- Aguilar, A and Borrell, A. 2005. DDT and PCB reduction in the western Mediterranean from 1987 to 2002, as shown by levels in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 48, 501–508.
- Aguilar, A. (1985). *Biología y dinámica poblacional del rorcual común (Balaenoptera physalus) en las aguas atlánticas ibéricas*. Phd Thesis. Universitat de Barcelona, Spain.
- Aguilar, A. (1997b). *Inventario de los cetáceos de las aguas atlánticas peninsulares: aplicación de la directiva 92/43/CEE. Memorial Final*. Departamento de Biología Animal (Vert.), Facultad de Biología, Universitat de Barcelona, Spain.
- Aguilar, A. (2000) Population biology, conservation threats and status of Mediterranean striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Journal of Cetacean Research and Management*, 2, 17–26.



- Aguilar, A. (2000) Population biology, conservation threats and status of Mediterranean striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Journal of Cetacean Research and Management*, 2, 17–26.
- Aguilar, A. (2006). *Catches of fin whales around the Iberian Peninsula: statistics and sources*. Report of the International Whale Commission. 13 pp.
- Aguilar, A. 1985. Further information on the movements of the sperm whale (*Physeter macrocephalus*) in the North Atlantic. *Mammalia* 49:421-424.
- Aguilar, A. 1987. Els cetacis: baleens y dofins. En: Història Natural dels Països Catalans, 13. Enciclopedia Catalana S.A. Pp 396-404.
- Aguilar, A. 1991. Calving and early mortality in de western Mediterranean striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*. *Can. J. Zool.* 69 (5): 1408-1412.
- Aguilar, A. and Borrell, A. (1994) Abnormally high PCB levels in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) affected by the mediterranean epizootic. *Sci. Total Environ.* 237-247.
- Aguilar, A. and Raga, J.A. (1993) The striped dolphin epizootic in the Mediterranean sea. *Ambio* 22:524-528.
- Aguilar, A. y Borrell, A. 2007. Open-boat whaling on the straits of Gibraltar ground and adjacent waters. *Marine Mammal Science* 23(2): 322-342.
- Aguilar, A. y Lockyer, C. 1987. Growth, physical maturity, and mortality of fin whales (*Balaenoptera physalus*) inhabiting the temperate waters of the northeast Atlantic. *Can. J. Zool.* 65:253–264.
- Aguilar, A., Borrell, A., Calzada, N., and Gray, E. (1992) Body fat reserves in striped dolphins examined during the western Mediterranean die-off. In: *Proceedings of the Mediterranean striped dolphin mortality International Workshop, 1991, 4-5 Nov, Palma de Mallorca*. Pastor, X. and Simmonds, M. (eds.) Greenpeace Mediterranean Sea Project, p.47-52.
- Aguilar, A., Borrell, A. (1994). Abnormally high polychlorinated biphenyl levels in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) affected by the 1990-1992 Mediterranean epizootic. *Science of the Total Environment*, 154:237-247.
- Aguilar, A., Borrell, A. (2007). Open-boat whaling on the straits of Gibraltar ground and adjacent waters. *Marine Mammal Science*, 23(2): 322-342.
- Aguilar, A., Borrell, A., Calzada, N., Forcada, J., and Grau, E. (1991) The 1990 Striped dolphin epizootic. Rep. Spanish's Institute for the Conservation of Nature, 125p (In spanish).
- Aguilar, A., Borrell, A., Reijnders, P. (2002). Geographical and temporal variation in levels of organochlorine contaminants in marine mammals. *Marine Environmental Research*, 53: 425-452.
- Aguilar, A., Forcada, J., Arderiu, A., Borrell, A., Monna, A., Aramburu, M. J., Pastor, T., Cantos, G. (1997a). *Inventario de los cetáceos de las aguas atlánticas peninsulares: aplicación de la directiva 92/43/CEE*. 187 pp.
- Aguilar, A., Forcada, J., Borrell, A., Silvani, L., Grau, E., Gazo, J. M., Calzada, N., Pastor, T., Badosa, E., Arderiu, A. and Samaranch, R. (1994). *Inventario de cetáceos mediterráneos ibéricos: Status y problemas de conservación*. 156 pp.
- Aguilar, A., Olmos, M. y Lockyer, C. H. 1988. Sexual maturity in fin whales (*Balaenoptera physalus*) caught off Spain. *Reports of the International Whaling Commission* 38: 317-322.
- Aguilar, A., Raga, J.A. (1993). The striped dolphin epizootic in the Mediterranean Sea. *Ambio*, 22, 524-528.
- Aguilar, A., Silvani, L. (1994). Mortality of cetaceans in driftnets in the Mediterranean continues. IWC Doc. SC/46 021.
- Aguilar, A., Silvani, L. (1995) Mortality of cetaceans in driftnets in the western Mediterranean continues. Paper SC/46/O 21 (Résumé). Report International Whaling Commission, 45, 457–458.
- Aguilar, N., Díaz, F., Carrillo, M., Brito, A., Barquin, J., Alayon, P., Falcon, J. and González, G. (2001). *Evidence of disturbance of protected cetacean populations in the Canary Islands*. Report of the International Whale Commission. 9 pp.
- Aguilar, A., Gunnlaugsson, T., Miyashita, T. (1985). Minimum population size of Spanish fin whales by mark recapture analysis. *Reports International Whaling Commission*, 35:107 108.
- Aguilar, N., Johnson, M., Madsen, P. T., Tyack, P. L., Bocconcelli, A., Borsani, J. F. (2006). Does intense ship noise disrupt foraging in deep-diving Cuvier's beaked whales (*Ziphius cavirostris*)? *Marine Mammal Science*, 22(3): 690-699.
- Aguilar, N., Lago, A., Tejedor, A. and Pantoja, J. (2010). *Impactos y mitigación de la contaminación*



- acústica marina*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar. 129 pp.
- Aguilar, A., Lockyer, C.H. (1987). Growth, physical maturity and mortality of fin whales (*Balaenoptera physalus*) inhabiting the temperate waters of the north east Atlantic. *Canadian Journal of Zoology*, 65:253-264.
- Aguilar, A., Sanpera, C. (1982). Reanalysis of Spanish sperm, fin and sei whale catch data (1957-1980). *Reports International Whaling Commission*, 32: 465-470.
- AGUILAR DE SOTO, N. 2006. Comportamiento acústico y de buceo del calderón (*Globicephala macrorhynchus*) y del zifio de Blainville (*Mesoplodon densirostris*) en las Islas Canarias. Implicaciones sobre los efectos del ruido antrópico y las colisiones con embarcaciones. Ph.D. Thesis. Departamento de Biología Animal, La Laguna, Spain. 252 pp.
- AGUILAR DE SOTO, N., DÍAZ, F., CARRILLO, M., BRITO, A., BARQUÍN, J., ALAYÓN, P., FALCÓN, J. & GONZÁLEZ, G. 2001. Evidence of disturbance of protected cetacean populations in the Canary Islands. Paper SC/53/WW1 presented to the International Whaling Commission Scientific Committee, July 2001, London. 9 pp.
- AGUILAR DE SOTO, N., JOHNSON, M., APARICIO, C., DÍAZ, F., DOMÍNGUEZ, I., GUERRA, M., HERNÁNDEZ, A., BOCCONCELLI, A., BRITO, A. & TYACK, P. 2004. High concentrations of beaked whales found near the coast of El Hierro, Canary Islands. 18th Annual Conference of the European Cetacean Society, Kolmården, Sweden.
- AGUILAR DE SOTO, N., JOHNSON, M., MADSEN, P., DÍAZ, F., DOMÍNGUEZ, I., APARICIO, C., BOCCONCELLI, A., MILITELLO, C. & BRITO, A. 2007. Nuevos descubrimientos sobre cetáceos de buceo profundo en Canarias: relación con su conservación. *Makaronesia* 9: 70-85.
- AGUILAR DE SOTO, N., JOHNSON, M. & MADSEN, P. T. 2005. Deep foraging of pilot and beaked whales: DTag results. 19th Annual Conference of the European Cetacean Society, La Rochelle, France.
- AGUILAR DE SOTO, N., JOHNSON, M. & MADSEN, P. T. 2007. Foraging ecology of Blainville's beaked whales studied off El Hierro, Canary Islands. Workshop on beaked whales at the 21st Conference of the European Cetacean society, Donosti, San Sebastián.
- AGUILAR DE SOTO, N., JOHNSON, M., MADSEN, P. T., TYACK, P., APARICIO, C., DOMÍNGUEZ, I. & DÍAZ, F. 2007. Synchronicity in deep-diving beaked whales and pilot whales with implications on parental care. Conference Guide and Abstracts of the 21th Conference of the European Cetacean Society, San Sebastian, Spain, 31 pp.
- AGUILAR DE SOTO, N., JOHNSON, M. P. & MADSEN, P. T. 2007. Challenges in population, habitat preference and anthropogenic impact assessment of deep diving cetaceans. Proceedings of the Workshop on Selection Criteria for Marine Protected Areas for Cetaceans. Held at the 21st Annual Conference of the European Cetacean Society, San Sebastian, Spain, 83-92 pp.
- AGUILAR DE SOTO, N., JOHNSON, M. P., MADSEN, P. T., DÍAZ, F., DOMÍNGUEZ, I., APARICIO, C., BOCCONCELLI, A. & BRITO, A. 2003. Cetáceos de hábitos profundos de Canarias. *Makaronesia* 5: 46-57.
- AGUILAR DE SOTO, N., JOHNSON, M. P., MADSEN, P. T., DÍAZ, F., DOMÍNGUEZ, I., BRITO, A. & TYACK, P. 2008. Cheetahs of the deep sea: deep foraging sprints in short-finned pilot whales off Tenerife (Canary Islands). *Journal of Animal Ecology* 77: 936-947.
- AGUILAR DE SOTO, N., JOHNSON, M. P., MADSEN, P. T., DÍAZ, F., DOMÍNGUEZ, I., BRITO, A. & TYACK, P. 2008. To breathe or not to breathe: optimal strategies for finding prey in a dark, three-dimensional environment. *Journal of Animal Ecology* 77: 847-849.
- AGUILAR DE SOTO, N., MADSEN, P. T., TYACK, P. L., ARRANZ, P., MARRERO, J., FAIS, A., REVELLI, E. & JOHNSON, M. 2011. No shallow talk: Cryptic strategy in the vocal communication of Blainville's beaked whales. *Marine Mammal Science*.
- AGUILAR DE SOTO, N. & BARTH, V. 2007. Deep diving beaked whales in the Canary Islands. Conference Guide and Abstracts of the 21th Conference of the European Cetacean Society, San Sebastian, Spain.
- AGUILAR DE SOTO, N., JOHNSON, M., TYACK, P., MARRERO, J. & MADSEN, P. 2009. Deep communication in beaked and pilot whales. Abstract Book of the 23th Conference of the European Cetacean Society, Istanbul, Turkey.
- AGUILAR, N. & BRITO, A. 1999. The Canary Islands cetacean sighting net. II Proceedings of the 13th Annual Conference of the European Cetacean Society, Valencia, Spain, 149-152 pp.



- AGUILAR, N., CARRILLO, M., DELGADO, I., DÍAZ, F. & BRITO, A. 2000. Fast ferries impact on cetacean in Canary Islands: collisions and displacement. Paper SC/52/E17 presented to the International Whaling Commission Scientific Committee, June 2000, Adelaide, Australia. 10 pp.
- AGUILAR, N., CARRILLO, M., DELGADO, I., DÍAZ, F. & BRITO, A. 2000. Fast ferries impact on cetaceans in the Canary Islands: collisions and displacement. Proceedings of the 14th Annual Conference of the European Cetacean Society, Cork, Ireland, 164 pp.
- Agustí, C., (2008). *Report on MEDACES activities*. Fifty meeting of the scientific committee. Rome: ACCOBAMS. 42 pp.
- Airoidi S, Bendinoni F, Azzellini A, Fadda V, Profice A. 2005. Abundance estimates of Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the western Ligurian Sea through photographic mark-recapture. 19th Conference of the European Cetacean Society. 3-7 April, La Rochelle, France.
- Airoidi S., Azzellino A., Nani B., Ballardini M., Bastoni C., Notarbartolo di Sciara G. y Sturlese A. 1999. Whale watching in Italy: results of the first three years of activity. *European Research on Cetaceans* 13:153-156.
- Akama, J. S. (1996). Western environmental values and nature-based tourism in Kenya. *Tourism Management*, 17(8), 567-574.
- Allen, S. G. 1991. Harbor seal habitat restoration at Strawberry Spit, S. F. Bay. Point Reyes Bird Observatory Report PB91-212332/GAR.
- Allsopp, M., Walters, A., Santillo, D., Johnston, P. (2006) Plastic debris in the world's oceans. Greenpeace, Amsterdam. 44 pages.
- Alonso, J., & López, A. (2002). *Informe preliminar del impacto del vertido del petrolero "Prestige" en tortugas y mamíferos marinos de las aguas gallegas*. 24 pp.
- Alonso, J., López, A., Gonzalez, A., Santos M. (2000). Evidence of violent interactions between bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) and other cetacean species in NW Spain. *European Research on Cetaceans*, 14: 105-106.
- Alonso, J.M., Degollada, E., Gonzalo-Orden, M., Morell, M., Llerena, M. (2008). "In situ" magnetic resonance imaging of the brain of common (*Delphinus delphis*) and striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *22nd Annual Conference of the European Cetacean Society*. March 9-12, 2008. Egmond aan Zee, The Netherlands.
- Alonso, J.M., Gonzalo-Orden, M., Llerena, M., Degollada, E. (2009). Ultrasound and magnetic resonance imaging of a tumorous growth in the urinary bladder of an adult male common dolphin (*Delphinus delphis*). *23rd Annual Conference of the European Cetacean Society*. March 2-4, 2009. Estambul, Turquía.
- Alonso, J.M., López, A., Gestal, C., Cedeira, J.M., Llerena, M., Caldas, M. (2004). Hallazgos patológicos más frecuentes en los cetáceos varados en Galicia (período 2001-2003). *II Workshop de Casos Clínicos y Patológicos del GT de Centros de Recuperación y Varamientos de la Sociedad Española de Cetáceos*. December 8, 2004. Málaga, Spain.
- Alonso, J.M., López, A., González, A.F., Santos, M.B. (2000). Evidence of violent interactions between Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) and other cetacean species in NW Spain. *14th Annual Conference European Cetacean Society*. April 3-5, 2000. Cork, Ireland.
- Alverson Dayton L., Freeberg Mark H., Murawski Steven A., Pope, J. G. (1994). A Global Assessment of Fisheries Bycatch and Discards. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) Fisheries Technical Paper. No 339, 233 pp.
- Alzieu C, Duguy R. 1979. Teneurs en composés organochlorés chez les cétacées et les pinipèdes fréquentant les côtes Françaises. *Oceanol Acta*; 2(1); 107-20.
- Amaral, A. R., Luciano, B., Beheregaray, L. B., Kerstin Bilgmann, K., Dmitri Boutov, D., Freitas, L., Robertson, K. M., Sequeira, M., Stockin, K. A., Coelho, M. M., Luciana, M. and Møller, L. M. (2012). Seascape genetics of a globally distributed, highly mobile marine mammal: The Short-Beaked Common Dolphin (*Genus Delphinus*). *Plos One* 7(2): 14 pp.
- Amaral, A., Sequeira, M., Martínez-Cedeira, J., Coelho, M. (2007). New insights on population genetic structure of *Delphinus delphis* from the Northeast Atlantic and phylogenetic relationships within the genus inferred from two mitochondrial markers. *Marine Biology*, 151: 1967-1976.



- Andre, J., Boudou, A., Ribeyre, F., & Bernhard, M. (1991). Comparative study of mercury accumulation in dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from French atlantic and Mediterranean coast. *Science of the Total Environment*, 104, 191–209.
- ANDRÉ, M., DEGOLLADA, E. & FERNÁNDEZ, A. 2000. Fast ferries and cetacean collisions: evidence & solution. *Proceedings of the 14th Annual Conference of the European Cetacean Society*, Cork, Ireland, 164 pp.
- ANDRÉ, M. & KAMMINGA, C. 1998. Rhythmic dimension in sperm whale echolocation click trains: identification and communication? *Proceedings of the 12th Annual Conference of the European Cetacean Society*, Monaco, 226-234 pp.
- ANDRÉ, M. & LÓPEZ-JURADO, L. F. 1996. Sperm whale (*Physeter macrocephalus*) behavioural response after the playback of artificial sounds. *Conference Guide and Abstracts of the 10th Conference of the European Cetacean Society*, Lisbon, Portugal, 21 pp.
- ANDRÉ, M. & POTTER, J. R. 2000. Fast-ferry acoustic & direct physical impact on cetaceans: evidence, trends and potential mitigation. *Proceedings of the 5th European Conference on Underwater Acoustics*, Lyon, France, 491-496 pp.
- André M, Terada M, Watanabe Y (1997) Sperm whale (*Physeter macrocephalus*) behavioural response after the playback of artificial sounds. *Rep Int Whal Commn* 47:499-504.
- André, M., Morell, M., Mas, A., Sole, M., Van der Schaar, M., Houégnigan, L., Zaugg, S., Catell, J. (2009). *Best Practices in Management, Assessment and Control of Underwater Noise Pollution*. 125 pp.
- Andreu, E., Gallego, P. and Cervera, J. (2007). Respuesta del calderon común a embarcaciones de avistamiento de cetáceos en el Estrecho de Gibraltar. (Poster, <http://www.turmares.com/whalewatching/images/stories/pdf/SMM-2007-Poster4-ES.pdf>).
- Andreu, E., Gallego, P., Medina, B., Lapuente, L., Pardo, D. and Cervera, J. (2008). Elevados niveles de interacciones interespecíficas en el Estrecho de Gibraltar. (Poster, <http://www.turmares.com/whalewatching/images/stories/pdf/ECS-2008-Poster1-ES.pdf>).
- Andreu, E., Gauffier, P., Gallego, P., Verborgh, P., Medina, B., Esteban, R., de Stephanis, R. (2009). Individual migration of fin whales (*Balaenoptera physalus*) through the Strait of Gibraltar. (Poster).
- Andreu, E., Medina, B., Gallego, P. and Cervera, J. (2006). Apareamiento interespecífico entre Delfin mular y Calderon común. XX Conferencia de la Sociedad Europea de Cetáceos 2006 (Poster, available in: <http://www.turmares.com/whalewatching/images/stories/pdf/ECS-2006-Poster1-ES.pdf>).
- Andreu, E., Medina, B., Gallego, P. and Cervera, J. (2007). Periodos de ausencia del Calderon común en el estrecho de Gibraltar. Sociedad Europea de Cetáceos (Poster, available in: <http://www.turmares.com/whalewatching/images/stories/pdf/ECS-2007-Poster1-ES.pdf>).
- Andreu, E., Medina, B., García, A., Martínez, M., Gallego, P. and Cervera, J. (2009). Breves periodos de ausencia del calderón común *Globicephala melas* (Traill, 1809) en el Estrecho de Gibraltar. *Galemys*, 21: 181-194.
- Andrew, R. K., Howe, B. M., Mercer, J. A. and Dzieciuch, M. A. (2002) Ocean ambient sound: Comparing the 1960s with the 1990s for a receiver off the California coast. *Acoustics Research Letters Online-ARLO* 3:65–70.
- Andrew, R.K., Howe, B.M., Mercer, J.A. y Dzieciuch, M.A. 2002. Ocean ambient sound: Comparing the 1960s with the 1990s for a receiver off the California coast. *Acoustics Research Letters Online-ARLO* 3:65–70.
- Andrews, R.D., Pitman, R.L. and Ballance, L.T. 2008. Satellite tracking reveals distinct movement patterns for Type B and Type C killer whales in the southern Ross Sea, Antarctica. *Polar Biol.* 31:1461-1468.
- Angradi, A. M., Consiglio, C. and Marini, L. 1993. Behaviour of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) in the central Tyrrhenian Sea in relation with commercial ships. *Eur. Res. Cetaceans (Abstracts)* 7: 77-9.
- Anon (2007) Nephrops and cetacean species selection information and technology. EU Report NECESSITY. 501605. Final report submitted to EC.
- APARICIO, C., AGUILAR DE SOTO, N., CRESPO, A., SCHIAVI, A. & ARRANZ, P. 2009. Should beaked whales be protected or “data deficient”? a population approach to their conservation status. . *Abstract Book of the 23th Conference of the European Cetacean Society*, Istanbul, Turkey, 82-83 pp.
- APARICIO, C., GUERRA, M., HERNÁNDEZ, A., PADRÓN, A., DÍAZ, F., DOMÍNGUEZ, I., BRITO, A., JOHNSON, M. & AGUILAR DE SOTO, N. 2005. Resident and reproductive populations of beaked whales in El



- Hierro, Canary Islands. 19th Annual Conference of the European Cetacean Society, La Rochelle, France.
- Appel, M.J.G., Gibbs, E.P.J., Ter Meulen, S.J.M., Rima, B.K., Stephenson, J.R., Taylor, W.P. (1981) Morbillivirus diseases of animals and man. *Comp. Diag. Viral Dis.* 6:235-297.
- Arbelo, M. (2007). Patología y causas de la muerte de los cetáceos varados en las Islas Canarias (1999-2005). Tesis doctoral. Facultad de Veterinaria, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.
- ARBELO, M., ANDRÉ, M., DEGOLLADA, E., CASTRO, A., JABER, J. R., LORENZO, H. & SIERRA, E. 2002. Conclusiones del estudio anatomo-patológico de la Unidad de Anatomía Patológica de la Facultad de Veterinaria de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria sobre el varamiento masivo de zifios en Fuerteventura y Lanzarote entre el 24 y el 27 de septiembre de 2002. Documento Interno Dirección General de Política Ambiental del Gobierno de Canarias. 5 pp.
- ARBELO, M., DEGOLLADA, E., SUÁREZ DEL CASTILLO, L., ANDRÉ, M. & FERNÁNDEZ, A. 2001. Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* health status as an assesment of environmental degradation. Conference Guide and Abstracts of the 15th Conference of the European Cetacean Society, Rome, Italy, 54-55 pp.
- ARBELO, M., ESPERÓN, F., VIZCAINO, J. M., MUÑOZ, J., ANDRADA, M. & FERNÁNDEZ, A. 2006. First case of morbillivirus (CEMV) infection in a stranded pilot whale in Canary Islands. Abstract Book of the 20th Annual Conference of the European Cetacean Society, Gdynia, Poland, 169-170 pp.
- ARBELO, M., ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A., HERRÁEZ, P. & FERNÁNDEZ, A. 2009. Pathology and causes of death of cetaceans stranded in Canary Islands. Abstract Book of the 23th Conference of the European Cetacean Society, Istanbul, Turkey, 146-147 pp.
- ARBELO, M., SIERRA, E., ESPERÓN, F., WATANABE, T. T. N., BELLIERE, E. N., DE LOS MONTEROS, A. E. & FERNÁNDEZ, A. 2010. Herpesvirus infection with severe lymphoid necrosis affecting a beaked whale stranded in the Canary Islands. *Diseases of Aquatic Organisms* 89(3): 261-264.
- Arbelo, M., Sierra, E., Méndez, M., Godinho, A., Ramírez, G., Caballero, M.J., Fernández, A. (2007). Atypical beaked whale mass stranding in Almería's coasts: pathological study. 17th Conference on the Biology of Marine Mammals. Cape Town (Sudáfrica).
- Archer FI (1996) Morphological and Genetic Variation of Striped Dolphins (*Stenella Coeruleoalba*, Meyen 1833). PhD Thesis, University of California, San Diego.
- Archer, Frederick I. II, and William F. Perrin. 1999. *Stenella coeruleoalba*. *Mammalian Species*, no. 603. 1-9.
- Arcos, F., Mosquera, I. (1994). Observación dun exemplar de balea basca *Eubalaena glacialis*. *Eubalaena*, 3, 21-25.
- ARRANZ, P., AGUILAR DE SOTO, N. & CRESPO, A. 2008. Coastal habitat use by Cuvier's and Blainville's beaked whales off El Hierro, Canary Islands. Proceedings of the 22nd Annual Conference of the European Cetacean Society, Egmond aan Zee, Holland.
- ARRANZ, P., AGUILAR DE SOTO, N., JOHNSON, M., BRITO, A. & MADSEN, P. T. 2010. Using on-animal acoustic remote sensing to study the foraging ecology of Blainville's beaked whales in the deep waters of the Canary Islands. Abstract Book of the 24th Annual Conference of the European Cetacean Society, Stralsund, Germany, 79-80 pp
- ARRANZ, P., AGUILAR DE SOTO, N., MADESEN, P. T., BRITO, A., BORDES, F. & JOHNSON, M. P. 2011. Following a foraging fish-finder: diel habitat use of Blainville's beaked whales revealed by echolocation. *Plos One* 6(12): e28353.
- ASCOBANS. (1997). Cetacean by-catch issues in the ASCOBANS area. Unpublished report of the ASCOBANS Advisory Committee working group on by-catch to the Second Meeting of Parties to ASCOBANS. Disponible en: <http://www.ascobans.org>.
- ASCOBANS. 2002. ASCOBANS Recovery Plan for Baltic Harbour Porpoises (Jastarnia Plan). 26 p.
- ASCOBANS. 2009. ASCOBANS Conservation Plan for Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena* L.) in the North Sea, Draft. MOP6/Doc.7-02 (AC). Document presented at 6th Meeting of the Parties to ASCOBANS. UN Campus, Bonn, Germany, 16-18 September 2009. 33 p.
- Asdell, S. A. (1964) Patterns of mammalian reproduction. London, England: Cornell University Press, Constable & y Co Ltd., 670 pp.
- Astruc, G. y Beaubrun, P. 2005. Do Mediterranean cetacean diets overlap for the same resources? *Eur. Res. Cet.* 19: 81.



- Astruc, G., 2005. Exploitation des chaînes trophiques marines de Méditerranée par les populations de cétacés. Diplôme de l' Ecole Pratique des Hautes Etudes, Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés. Montpellier, France.
- Au, W. W. L. (1993) The Sonar of Dolphins. New York: Springer Verlag. 277 pp.
- Au, W.W.L., Kastelein, R.A., Rippe, T., Schooneman N.M. (1999). Transmission beam pattern and echolocation signals of a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). *Journal of Acoustical Society of America*, 106(6): 3699-3705.
- Aznar, F.J., Míguez-Lozano, R.; Ruiz, B.; Raga, J.A.; Blanco, C (2012) Cambios a largo plazo en la dieta del delfín listado (*Stenella coeruleoalba*) en el mediterráneo occidental. 15ª Reunión de Trabajo de Expertos en Mamíferos Acuáticos de América del Sur. 9º Congreso SOLAMAC, Puerto Madryn, Argentina
- Aznar, F.J., Balbuena, J.A., Raga, J.A. (1994). Are epizoots biological indicators of a Western Mediterranean striped dolphin die-off? *Diseases of Aquatic Organisms*, 18: 159-163.
- Aznar, F.J., Perdiguero, D., Pérez del Olmo, A., Rerrullés, A., Agustí, C., Raga, J.A. (2005). Changes in epizote infections during cetacean die-offs: the mass mortality of Mediterranean striped dolphins, *Stenella coeruleoalba*, revisited. *Diseases of Aquatic Organisms*, 67: 239-247.
- Azzellino A, Airoidi S, Gaspari S, Nani B. 2006. Habitat use of cetaceans along the continental slope and adjacent pelagic waters in the western Ligurian Sea. Submitted to: Deep Sea Research Part I.
- Azzellino, A., Gaspari, S., Airoidi, S. y 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 Research*, 55:296-323.
- Báez, J.C., Camiñas, J.A., Torreblanca, D. (2007). Análisis de la distribución espacial de aves y mamíferos marinos en el Golfo de Cádiz (Sudoeste de la Península Ibérica) durante el periodo de primavera. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección Biológica*. 102(1-4): 93-97.
- Bahri-Sfar L, Lemaire C, Ben Hassine OK, Hassine B, Bonhomme F (2000) Fragmentation of sea bass populations in the western and eastern Mediterranean as revealed by microsatellite polymorphism. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 267, 929– 935.
- Bain, D.E., Dahlheim, M.E. (1994). Effects of masking noise on detection thresholds of killer whales. Pages 243-256 in T. R. Loughlin, editor. *Marine mammals and the Exxon Valdez*. Academic Press, San Diego, California.
- Baird, R.W. (2000). The killer whale: foraging specializations and group hunting. Pages 127-153 in J. Mann, R. C. Connor, P. L. and H. Whitehead, eds. *Cetacean societies: field studies of dolphins and whales*. University of Chicago press, Chicago, IL.
- Baird, R.W., Dill, L.M. (1995). Occurrence and behavior of transient killer whales seasonal and pod-specific variability, foraging behavior and prey handling. *Canadian Journal of Zoology*, 73: 1300-1311.
- Baker, C. S., S. R. Palumbir., H. Lambertsen., T. Einrich, J. Calambokidias D S. J. O'brien. 1990. Influence of seasonal migration on geographic distribution of mitochondrial DNA haplotypes in humpback whales. *Nature* 344:238-240.
- Ballardini, M., Pusser, T., Nani, B. (2005). Photo-identification of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) in the Northern Ligurian Sea. 19th Annual Conference of the European Cetacean Society. La Rochelle (Francia).
- Balcomb, K.C., Claridge, D.E. (2001). A mass stranding of cetaceans caused by naval sonar in the Bahamas. *Bahamas Journal of Science*, 8(2): 2-12.
- Barlow, J., Cameron, G.A. (2003) Field experiments show that acoustic pingers reduce marine mammal bycatch in the California drift gill net fishery. *Mar Mamm Sci* 19:265–283.
- Barr, K. , Slooten, E. (1999). Effects of tourism on dusky dolphins (*Lagenorhynchus obscurus*) at Kaikoura, New Zealand. *Conservation Advisory Science Notes*: 229. Department of Conservation, Wellington.
- Barreiro, A., ANABAM, López, A., Valeiras, X. (1994). Achegamento á reprodución da toniña (*Phocoena phocoena*) en Galicia. *Eubalaena*, 5: 14-20.
- Barreiros, J.P., Teves, M.E, Rodeira, J. (2006). First record of the Harbour Porpoise, *Phocoena phocoena* (Cetacea: Phocoenidae) in the Azores (NE Atlantic). *Journal of Ichthyology and Aquatic Biology*. 11(2). 45-46.
- Barrett-Lennard, L.G. (2000). Population structure and mating patterns of killer whales, *Orcinus orca*, as revealed by DNA analysis. Ph.D. Thesis, University of British Columbia, Vancouver.



- Barrett-Lennard, L.G., Ellis, G.M. (2001). Population structure and genetic variability in Northeastern Pacific killer whales: toward an assessment of population viability. DFO.Can. Sci. Advis.Sec.
- BAYONA, M., THOMAS, L., JOHNSON, M. & AGUILAR DE SOTO, N. 2011. Probability of acoustic detection of beaked whales from deep and shallow hydrophones. Abstract Book of the 25th Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 112 pp.
- Bayed, A. (1996). First data on the distribution of cetaceans along the Moroccan coasts. European Research on Cetaceans-10. Proceedings of the X Annual Conference of the European Cetacean Society. (P. G. H. Evans, ed.). European Cetacean Society. 11-13 March, Lisbon, Portugal: 106.
- Bearzi, G., Notarbartolo di Sciara, G., Politi, E. (1997) Social ecology of Bottlenose Dolphins in the Kvarneric (Northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science* 13(4):650-668.
- Bearzi, G. (2000) First report of a common dolphin (*Delphinus delphis*) death following penetration of a biopsy dart. *J. Cetacean Res. Manage.* 2(3):217-221.
- Bearzi, G., Agazzi, S., Gonzalvo, J., Costa, M., Bonizzoni, S., Politi, E., Piroddi, C., Reeves, R., (2008) Overfishing and the disappearance of short-beaked common dolphins from western Greece. *Endangered Species Research* 5, 1-12.
- Bearzi, G., Fortuna, C.M., Reeves, R.R. (2009). Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review* 39(2): 92-123.
- Bearzi, G., Notarbartolo-Di-Sciara, G., Reeves, R., Cañadas, A., Frantzi, A. (2004). Conservation Plan for short-beaked common dolphins in the Mediterranean Sea. ACCOBAMS: 90 pp.
- Bearzi, G., Reeves, R. R., Remonato, E., Pierantonio, N. and Airoidi, S. (2011). Risso's dolphin, *Grampus griseus*, in the Mediterranean Sea. *Mammalian Biology*, 76(4): 385-400.
- Bearzi, G., Reeves, R., Notarbartolo-Di-Sciara, G., Politi, E., Cañadas, A., Frantzi, A. and Mussi, B. (2003). Ecology, status and conservation of common dolphin in the Mediterranean Sea. *Mammal Review*, 33: 224-252.
- Beaubrun, P. C. (1995). Atlas préliminaire de distribution des cétacés de Méditerranée. *Commission Internationale pour l'exploration scientifique de la mer Méditerranée*.
- Bejder, L., Dawson, S.M., Harraway, J.A. (1999) Responses by Hector's dolphins to boats and swimmers in Porpoise Bay, New Zealand. *Mar Mamm Sci* 15:738-750.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Gales, N. et al (2006). Decline in the relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conservation Biology*, 20:1791-1798.
- Belenguer, R. y 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. Época II nº 22*.
- Bellido, J., Castillo, J., Farfan, M., Martín, J., Mons, J. and Real, R. (2006). Primera cita de una yubarta, *Megaptera novaeangliae* (Borowski, 1781), en el litoral español del mar de Alborán. *Galemys* 18: 40-42.
- BELLIERE, E. N., ESPERÓN, F., FERNÁNDEZ, A., ARBELO, M., MUÑOZ, M. J. & SÁNCHEZ-VIZCAINO, J. M. 2011. Phylogenetic analysis of a new cetacean morbillivirus from a short-finned pilot whale stranded in the Canary Islands. *Research in Veterinary Science* 90: 324-328.
- Bernal, J.A., Díaz, B., Méndez, P., Bilbao, A., Díaz, J.I. (2006). Analysis of diving behaviour of a solitary male bottlenose dolphin in the inshore waters of Galicia (Spain). *20th Annual Conference of the European Cetacean Society*. April 2-7, 2006. Gdynia, Poland.
- BERNALDO DE QUIRÓS, Y., GODINHO, A., ESPINOSA, A., MÉNDEZ, M., JEPSON, P. & FERNÁNDEZ, A. 2007. Ultrastructural findings of intracytoplasmic eosinophilic globules in hepatocytes of stranded cetaceans. The 17th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Cape Town, South Africa.
- BERNALDO DE QUIRÓS, Y., GONZÁLEZ-DÍAZ, Ó., SAAVEDRA, P., ARBELO, M., SIERRA, E., SACCHINI, S., JEPSON, P. D., MAZZARIOL, S., DI GUARDO, G. & FERNÁNDEZ, A. 2011. Methodology for in situ gas sampling, transport and laboratory analysis of gases from stranded cetaceans. *Scientific Reports* 1(193).
- BERROW, S. D. 2001. Deep sea case study: an assessment of the framework, legislation and monitoring required to develop genuinely sustainable pelagic whale watching. A parallel project for META-Marine Ecotourism in Atlantic Areas INTERREG: EA-C1UK-No3.14. 41 pp.
- Berrow, S., Cosgrove, R., Leeney, R. H., O'Brien, J., McGrath, D., Dalgard, J., Le Gall, Y. (2009) Effect of



- acoustic deterrents on the behaviour of common dolphins (*Delphinus delphis*). *Journal of Cetacean Research and Management*, 10(3):227–233.
- Berrow, S.D., Rogan, E. (1995) Stomach contents of harbour porpoises and dolphins in Irish waters. *European Research on Cetaceans*, 9, 179–181.
- Berube, M., Aguilar, A., Dendanto, D., Larsen, F., Di Sciara, G. N., Sears, R., Sigurjonsson, J., Urban-R, J., Palsboll, 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(5): 585-599.
- Bérubé, M., Larsen, F., Notarbartolo di Sciara, G., Sears, R., Aguilar, A., Sigurjónsson, J., Urban-Ramirez, J., Dendanto, D. y 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.
- Berzin, A. A. 1971. "Kashalot" Izdatel'stvo "Pishchevaya Promyshlennost", Moscow.
- Best, P.B. 1979. Social organization in sperm whales, *Physeter macrocephalus*. pp. 227-289 in H.E. Winn and B.L. Olla (eds.), Behaviour of marine animals, Vol. 3. Plenum, New York.
- Best, P.B., 1999. Food and feeding of sperm whales *Physeter macrocephalus* off the west coast of South Africa. *S. Afr. J. Mar. Sci.* 21, 393–413.
- Best, P.B., Canham, P.A.S y MacLeod, N. 1984. Patterns of reproduction in sperm whales, *Physeter macrocephalus*. *Rep. Int. Whal. Comm Spec Iss* 6:51-79.
- Bianchi, C.N. y Morri, C. (2000) Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 367–376.
- Bigg, M.A., Olesiuk, P.F., Ellis, G.M., Ford, J.F.K., Balcomb, K.C. (1990). Social organization and genealogy of resident killer whales (*Orcinus orca*) in the coastal waters of British Columbia and WhashingtonState. *Rep. Int. Whal. Commn.* (special issue) 12:383-406.
- Birkun, A. (2006). Common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus ponticus*): Black Sea subspecies. In: R. Reeves y G. Notarbartolo di Sciara (eds), The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea, pp. 74-83. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain.
- Bjorge A., & Tolley K.A. (2009) Harbour porpoise - *Phocoena phocoena*. In: (Perrin, W.F., Würsig, B., Thewissen, J.G.M. (Eds.). *Encyclopedia of marine mammals*. Amsterdam: Academic Press. pp. 530-533.
- Bjorge, A., & Donovan, G.P. (1995). *Biology of the phocoenids*. Special Issue 16. International Whaling Commission. Cambridge. 552 pp.
- Blanco, C., Aznar, J., Raga, J.A. (1995). Cephalopods in the diet of *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833) from Western Mediterranean during an epizootic in 1990. *Journal of Zoology*, 237: 151-158.
- Blanco, C., Raduan, A., Raga, J.A. (2004). Assessing trophic interactions of some dolphins in the Balearic subbasin, Western Mediterranean Sea. In: *Investigating the roles of cetaceans in marine ecosystems. Comisión Internationale pour l'Exploration Scientifique de la mer Méditerranée Workshop Monographs*, 25: 67-70.
- Blanco, C., Raduan, M.A., Raga, J.A. (2006). Diet of Risso's dolphin (*Grampus griseus*) in the western Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 70 (3): 407-411.
- Blanco, C., Raga, J.A. (2000). Cephalopod prey of two *Ziphius cavirostris* (Cetacea) stranded on the western Mediterranean coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 80: 381-382.
- Blanco, C., Ruiz, B., Aznar, F.J., Raduan, A., Fernández, M. y Raga, J. A. (2009). Is the diet of Western Mediterranean dolphins changing? *23rd Annual Conference of the European Cetacean Society*, Estambul (Turquía).
- Blanco, C., Salomón, O., Raga, J.A. (2001). Diet of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81: 1053-1058.
- Blanco, J.L., González, J.L. (Eds.). (1992). *Libro rojo de los vertebrados de España*. Spain: Icona. 714 pp.
- Bloch D., (1992). Studies on the long finned-pilot whales in the Faroes Islands, 1976-1986. *Fróðskaparrit* 38-39: 35-61
- Bloch, D., Desportes, G., Mourtisen, R., Skaaning, S., Stefansson, E. (1993a). "An introduction to studies of the ecology and status of the long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) off the Faroe Islands,



- 1986-1988." Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission, International Whaling Commission, Cambridge, 1-32.
- Bloch, D., Gunnlaugsson, T., Hoydal, K., Sigurjónson, J. (1989a). "Distribution and abundance of pilot whales (*Globicephala melas*) in the northeast Atlantic in June-August 1987 based on shipboard sightings surveys." *Report International Whaling Commission*(Special Issue 11).
- Bloch, D., Heide-Jorgensen, M.P., Stefansson, E., Mikkelsen, B., Ofstad, L.H., Dietz, R., Andersen, L.W. (2003). Short term movements of long-finned pilot whales *Globicephala melas* around the Faroe Islands. *Wildlife Biology*, 9, 47-58.
- Bloch, D., Lockyer, C., Zachariassen, M. (1993b). Age and growth parameters of the long-finned pilot whale off the Faroe Islands. Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission, International Whaling Commission, Cambridge, 163-208.
- Bocage, J.V.B. (1863). Liste des mammifères et Reptiles observés en Portugal. *Revue et Magasin de Zoologie* 15: 329-333.
- Bode, A., Alvarez-Ossorio, M.T., Cabanas, J.M., Miranda, A., Varela, M. (2009). Recent trends in plankton and upwelling intensity off Galicia (NW Spain). *Progress in Oceanography*, 83: 342-350.
- Bode, A., Carrera, P., Lens, S. (2003). The pelagic foodweb in the upwelling ecosystem of Galicia (NW Spain) during spring: natural abundance of stable carbon and nitrogen isotopes. *ICES Journal of Marine Science*, 60(1): 11-22.
- Boersma, P.D. Parrish, J.K. (1999). Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution. *Ecological Economics*, 31: 287-304.
- Boisseau, O., Lacey, C., Lewis, T., Moscrop, A., Danbolt, M. and McLanaghan, R. (2010). Encounter rates of cetaceans in the Mediterranean Sea and contiguous Atlantic area. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(8): 1589-1599.
- Bompar, J.M., Dhermain, F., and Poitevin, F. (1992) *Stenella coeruleoalba* affected by morbillivirus: preliminary study for the French Mediterranean continental coasts. In: Proceedings of the Mediterranean striped dolphin mortality International Workshop, 1991, 4-5 Nov, Palma de Mallorca. Pastor, X. and Simmonds, M. (eds.) Greenpeace Mediterranean Sea Project, p.27-31.
- Bordino, P., Kraus, S., Albareda, D., Fazio, A., Palmerio, A., Mendez, M., Botta, S. (2002) Reducing incidental mortality of Franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) with acoustic warning devices attached to fishing nets. *Mar Mamm Sci* 18:833-842.
- Borrell, A. 1993. PCB and DDTs in Blubber of Cetaceans from the Northeastern North Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 26, No. 3, pp. 146-151.
- Borrell, A. and Aguilar, A. (1991) Were PCB levels in striped dolphins affected by the western Mediterranean die-off abnormally high? *Eur. Res. Cetaceans* 5, 88-92.
- Borrell, A. and Aguilar, A. (1992) Pollution by PCBs in striped dolphins affected by the western mediterranean epizootic. In: Proceedings of the Mediterranean striped dolphin mortality International Workshop, 1991, 4-5 Nov, Palma de Mallorca. Pastor, X. and Simmonds, M. (eds.) Greenpeace Mediterranean Sea Project, p.121-127.
- Borrell, A. Dinamica dels contaminants organoclorats en la Balena d'Aleta, el Cap d'Olla d'Alerta Llarga i el Dofi Llistat d'Aigues Atlàntiques i Mediterrànies, Testi di Doctoral, Departament de Biologia Animal. Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona. 1993a:1-398.
- Borrell, A., Aguilar, A. (2007). Organochlorine concentrations declined during 1987-2002 in western Mediterranean bottlenose dolphins, a coastal top predator. *Chemosphere*, 66, 347-352.
- Borrell, A., Aguilar, A., Forcada, J., Fernandez, M., Aznar, F.J., Raga, J.A (2000). Varamientos de Cetáceos en las costas españolas del Mediterráneo durante el periodo 1989-1992. *Miscel·lània Zoològica*, 23: 53-69.
- Borrell, A., Aguilar, A., Tornero, V., Sequeira, M., Fernández, G., Alís, S. (2006). Organochlorine compounds and stable isotopes indicate bottlenose dolphin subpopulation structure around the Iberian Peninsula. *Environment International*, 32(4): 516-523.
- Borrell, A., Cantos, G., Pastor, T., Aguilar, A. (2001) Organochlorine compounds in common dolphins (*Delphinus delphis*) from the Atlantic and Mediterranean waters of Spain. *Environmental Pollution*, 114: 165-274.
- Bourret, V.J.R., Mace, M., Crouau-Roy, B. (2007). Genetic variation and population structure of western Mediterranean and northern Atlantic, *Stenella coeruleoalba*, populations inferred from microsatellite



- data. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87(1): 265-269.
- Boutiba, Z. (1994b). Cetaceans in Algerian coastal waters. European Research on Cetaceans-8. Proceedings of the VIII Annual Conference of the European Cetacean Society. (P. G. H. Evans, ed.). European Cetacean Society. 2-5 March, Montpellier, France: 104-106
- Boutiba, Z. 1994a. Bilan des connaissances sur la présence des cétacés le long des côtes Algériennes. *Mammalia* 4: 613-22.
- Boutiba, Z., Abdelghani, F. (1995). Food of the common dolphin (*Delphinus delphis*, L.) in Algerian waters. *European Research on Cetaceans*, 9, 182.
- Bowen, W.D. (1997). Role of Marine Mammals in Aquatic Ecosystems. *Marine Ecology-Progress Series*, 158: 267-274.
- Bowles, A. E.; Smulter, M.; Würsig, B.; Demaster, D. P. y Palka, D. 1994: Relative abundance and behaviour of marine mammals exposed to transmissions from the Heard Island Feasibility Test. – *Journal of the Acoustical Society of America*, 93, 2469–2484.
- BREDERLAU, B., MARTÍN, V., PÉREZ-GIL, M., PÉREZ, E., RUÍZ, L., TEJEDOR, M. L., NEVES, S. & SERVIDIO, A. 2011. Rorquals feeding ground in oriental Canary Islands. Abstract Book of the 25th Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 237 pp
- BREDERLAU, B., MEGNET, M., HILDEBRANDT, S., SERVIDIO, A. & MARTÍN, V. 2006. Exceptional presence of Bryde's whales (*Balaenoptera edeni*) in La Gomera (Canary Islands). Abstract Book of the 20th Annual Conference of the European Cetacean Society, Gdynia, Poland, 204 pp
- Brereton, T., MacLeod, C.D., Wall, D., Macleod, K., Cermeño, P., Curtis, D., Zanderink, F., Benson, C., Bannon, S., Osinga, N., Martin, C., Pinn, E. (2009). *Monitoring cetaceans in UK and adjacent waters: current and potential uses of Atlantic Research Coalition (ARC) data*. The Atlantic Research Coalition (ARC). 84 pp.
- Brereton, T., Wall, D., Cermeño, P., Curtis, D., Vasquez, A. and Williams, A. D. (2001b). "Cetacean monitoring in North-west European waters" Atlantic Research Coalition ARC Report Number 1: 23 pp.
- Brereton, T., Wall, D., Cermeño, P., Vasquez, A., Curtis, D., Williams, A. (2001a). The Atlantic research coalition (ARC). Dorset. England. 28 pp.
- Brereton, T., Williams, A., Martin, C. (2005) Ecology and status of the common dolphin *Delphinus delphis* in the English Channel and Bay of Biscay 1995–2002. Stockin K, Vella A, Evans P (eds) Proceedings of the workshop on common dolphins: current research, threats and issues. Kolmarden, Sweden, 1 April, 2004. Spec Issue April 2005, Kolmarden, p 15–22.
- Brereton, T., Williams, A.D., Martin, C. (2003). *Preliminary studies in identifying cetacean indicator species to monitor the state of marine biodiversity in West European waters*. 5 pp.
- Brereton, T., Williams, A.D., Williams, R. (1999). Distribution, and relative abundance of the common dolphin, *Delphinus delphis*, in the Bay of Biscay. 5 pp.
- Briand, F. (2000) Fishing Down the Mediterranean Food Webs? CIESM Workshop Series. Kerkyra, Greece.
- Brito, A. (2009). Influencia del calentamiento global sobre la biodiversidad marina de las Islas Canarias. 13 páginas.
- Brito, C., Vieira, N., Sá, E. and Carvalho, I. (2009). Cetaceans occurrence off the west central Portugal coast: a compilation of data from whaling, observations of opportunity and boat-based surveys. *Journal of Marine Animals and Their Ecology*, 2: 10-13.
- Brohman, J. (1996). New directions in tourism for third world development. *Annals of Tourism Research*, 23(1), 48-70.
- Brophy, J., Murphy, S., Rogan, E. (2009). *The diet and feeding ecology of common dolphin in the northeast Atlantic*. Report of the International Whaling Commission. 18 pp.
- Brotons, J. M. Grau, A. (2004b). Study of the possible specialization of herds of tursiops truncatus in the predation of different fisheries. Proceedings 18 ECS Conference, Kolmarden 2004. (Poster).
- Brotons, J. M., Grau, A. M., Rendell, L. (2007). Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science*, 24: 112-127.
- Brotons, J. M., Munilla, Z., Grau, A. M., Rendell, L. (2008). Do pingers reduce interactions between bottlenose dolphins and nets around the Balearic Islands? *Endangered Species Research*, 5(2-3): 301-308.



- Brouwer, A., Reijnders, P.J.H. and Hoeman, J.H. (1989). Polychlorinated biphenyl (PCB)-contaminated fish induces vitamin A and thyroid hormone deficiency in the common seal (*Phoca vitulina*). *Aquat. Toxicol.* 15:99-106.
- Brown, V., & Simmonds, M. (2010). *Marine Renewable Energy Developments: an update on current status in Europe and possible conservation implications for cetaceans*. Report of the International Whaling Commission SC/62/E7. 24 pp.
- Brownell, R., Yamada, T., Mead, J. G., Van Helden, A. (2004). *Mass Strandings of Cuvier's Beaked Whales in Japan: U.S. Naval Acoustic Link?* Report of the International Whaling Commission SC/56E37. 10 pp.
- Brownell, R. L. Jr., Mead, J. G., Helden, A. L., Yamada, T. K., Frantzis, A. (2005). Worldwide mass strandings of beaked whales: retrospective review and causes. 19th Annual Conference of the European Cetacean Society. La Rochelle (Francia).
- Buckland, S. T., Block, D., Cattanach, K. L., Gunnlaugsson, T., Hoydal, K., Lens, S., y Sigurjónsson, J. (1993). "Distribution and abundance of long-finned pilot whales in the North Atlantic, estimated from NASS-87 and NASS-88 data." *Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales*. Report of the International Whaling Commission, International Whaling Commission, Cambridge, 33-50.
- Buckland, S. T., Cattanach, K. L., Lens, S. (1992). Fin whale abundance in the Eastern North Atlantic, estimated from Spanish NASS-89 data. *Report of the International Whaling Commission*, 42: 457-460.
- Bustamante, P., F. Caurant, S.W. Fowler, Miramand, P. (2008). Cephalopods as a vector for the transfer of cadmium to top marine predators in the north-east Atlantic Ocean. *Science of the Total Environment*, 220: 71–80.
- Butler, R. W. (1980). The concept of a tourist area cycle of evolution: Implications for management of resources. *Canadian Geographer*, 24(1), 5-12.
- Cabaleiro, M. (1997). *Estudio parasitológico de Phyllobotridae, Tetrameridae, Pseudaliidae, Polymorphidae y Cyamidae, macroparásitos de cetáceos varados en Galicia*. Degree Thesis. Universidade de Vigo. 91 pp.
- Cabrera, A. (1914). *Fauna Ibérica. Mamíferos*. Madrid, Spain: Museo Nacional de Ciencias Naturales. 441 pp.
- Caddy, J.F. and Griffiths, R.C. (1990) Recent trends in the fisheries and environment in the General Fisheries Council for the Mediterranean (GFCM) area. Food and Agriculture Organization, Rome. *Studies and Reviews*, 63, 1–71.
- Caddy, J.F., Griffiths, R.C. (1990). Recent trends in the fisheries and environment in the General Fisheries Council for the Mediterranean (GFCM) area. Food and Agriculture Organization, Rome. *Studies and Reviews*, 63, 1–71.
- Cagnolaro, L. and Notarbartolo di Sciara, G. (1992) Attività di ricerca sui cetacei e loro status di conservazione in Italia. *Bollettino Museo Istituto Biologia Università di Genova*, 56–57, 53–85.
- Caldas, M., Cedeira, J., Santos, M.B., López, A., Zuur, A.F., Sacau, M., Covelo, P., Martínez, G., Torres, J., Pierce, G.J. (2007). Trends in cetacean sightings along the Galician coast, NW Spain, 2003-2007, and analysis of cetacean habitat preferences. *17th Biennial Conference on The Biology of Marine Mammals. 29th November - 3rd December 2007*. Cape Town, South África.
- Caldas-Llojo, M., Martínez Cedeira, J.A., López, A. (2007). *Análise do impacto dos portos sobre os cetáceos en Galicia*. Informe para a Consellería de Medio Ambiente da Xunta de Galicia. 36 pp.
- Caldwell, D.K., Brown, D.H. (1964). Tooth wear as a correlate of described feeding behavior by the killer whale, with notes on a captive specimen. *Bulletin of the Southern California Academy of Science*, 63: 128-140.
- Caldwell, M.C., Caldwell, D.K. (1965). Individualized whistle contours in bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*). *Nature*, 207: 434-435.
- Calzada N., Aguilar, A., Lockyer, C. and Grau, E. 1997. Patterns of growth and physical maturity in the western Mediterranean striped dolphin, *Stenella coeruleoalba* (Cetacea: Odontoceti). *Can. J. Zool.* Vol. 75, 1997.
- Calzada, N. (1996) *Biología del delfín listado (Stenella coeruleoalba) del Mediterráneo occidental*. Tesis doctoral: Universitat de Barcelona, España, 161 pp.
- Camiñas, J., Valeiras, J. (2001). *Marine turtles, mammals and sea birds captured incidentally by the Spanish surface longline fisheries in the Mediterranean Sea*. Rapport Commission Internationale pour



- l' Exploration Scientifique de la MerMediterranee.36(248): 5.
- Camper, P. (1820). *Cétacés: observations anatomiques sur la structure intérieure et lesquelette de plusieurs spéces de cétacés*. París. 218 pp.
- Cañadas, A & Sagarminaga, R.1996. Preliminary results of the photo-identification work on Grampus griseus of the survey on distribution and dynamics of cetaceans along the south-eastern coast of Spain: 1992-1995. 10th Conference of the European Cetacean Society, 11-13 March, Lisbon, Portugal.
- Cañadas A., R. Sagarminaga, R. De Stephanis, E. Urquiola and P.S. Hammond. 2005. Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 15: 495–521.
- Cañadas, A. (2006). Towards conservation of dolphins in the Alborán Sea. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Cañadas, A. (2011a). *Estimate of abundance of beaked whales in the Alboran Sea*. Report of the International Whaling Commission SC/63/SM14. 16 pp.
- Cañadas, A. (2011b). *Updated draft assessment of the conservation status of Cuvier's beaked whales in the Mediterranean Sea*. Report of the International Whaling Commission SC/63/SM8. 10 pp.
- Cañadas, A., Burt, L., MacLeod, K., Rogan, E., Santos, B., Uriarte, A., Van Canneyt, O., Vázquez, J. A., Hammond, P. (2009a). *Abundance and distribution of common dolphins in the offshore NE Atlantic*. Report of the International Whaling Commission 61. 15 pp.
- Cañadas, A., Donovan, G., Desportes, G., Borchers, D. (2009b). *A short review of the distribution of common dolphins in the central and eastern North Atlantic with an abundance estimate for part of this area*. Report of the International Whaling Commission 61. 20 pp.
- Cañadas, A., Fortuna, C. M., Pulcini, M., Lauriano, G., Bearzi, G., Cotté, C., Raga, J. A., Panigada, S., Politi, E., Rendell, L., B-Nagy, A., Pastor, T., Frantzis, A., Mussi, B. (2011a). *Accobams collaborative effort to map high-use areas by beaked whales in the Mediterranean*. Report of the International Whaling Commission SC/63/SM10. 19 pp.
- Cañadas, A., Hammond, P. (2006). Model-based abundance estimates for bottlenose dolphins off southern Spain: implications for conservation and management. [*Journal of Cetacean Research and Management*](#), 8: 13-27.
- Cañadas, A., Hammond, P. (2008) Abundance and habitat preferences of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the southwestern Mediterranean: implications for conservation. *Endangered Species Research* 4: 309-331.
- Cañadas, A., Hammond, P.S. (2008). Abundance and habitat preferences of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the southwestern Mediterranean: Implications for conservation. *Endangered Species Research*, 4(3): 309-331.
- Cañadas, A., MacLeod, C. D., Mikkelsen, B., Rogan, E., Uriarte, A., Vázquez, J. A., Van Canneyt, O., Hammon, P. (2011b). *Abundance and distribution of beaked whales in the European Atlantic*. Report of the International Whaling Commission SC/63/SM13. 16 pp.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R. (1996). A long-term survey of distribution and dynamics of cetaceans along the south-eastern coast of Spain: fourth year of research 1992–1995. *European Research on Cetaceans*, 10, 125–129.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R. (2000). The northeastern Alboran Sea, an important breeding and feeding ground for the long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the Mediterranean Sea. *Marine Mammal Science*, 16(3): 513-529.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R. (2007). *Conservation Plan proposal for the bottlenose dolphin (Tursiops truncatus) in the Spanish Mediterranean*. Sociedad Española de Cetáceos. 136 pp.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R. 1999. A comparative study on the distribution and behaviour of the common dolphin (*Delphinus delphis*) and Striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) along the south-eastern coast of Spain. *Eur. Res. Cetacean [Abstracts]* 12: 334.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R. and García-Tiscar, S. 2002. Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep Sea Research I* 49: 2053-2073.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R., De Stephanis, R., Urquiola, E., Hammond, P. S. (2005). Habitat preference modelling as a conservation tool proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(5): 495-521.



- Cañadas, A., Sagarmínaga, R., García-Tiscar, S. (2002). Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers*, 49(11): 2053-2073.
- Cañadas, A., Vázquez, J.A. (2011). Identificación de las áreas críticas para zifios en el mar de Alborán, delimitación del área prioritaria de conservación y bases para el establecimiento de un plan de gestión. Informe Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Alnilam (50pp).
- CAÑADO, M. D. M., GONZÁLEZ, M. & MARRERO, J. 2011. Symptoms of immunologic decrease in bottlenose dolphins and short-finned pilot whales in the South West of Tenerife. Abstract book of the 25th Annual Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 279 pp
- CAÑADO, M. M., SERVIDIO, A., LORENZO, C. & MARTÍN, V. 2007. Distribution, frequency and group composition of the oceanic form of the Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) in the Canary Islands. The 17th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Cape Town, South Africa.
- Cantor, M., Cachuba, T., Fernandes, L. y Engel, M.H. (2010) Behavioural reactions of wintering humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to biopsy sampling in the western South Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 90(8), 1701–1711.
- Cantor, M., Cachuba, T., Fernandes, L. y Engel, M.H. 2010. Behavioural reactions of wintering humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to biopsy sampling in the western South Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 90(8), 1701–1711. doi:10.1017/S0025315409991561.
- Capelli R, Das K, De Pellegrini R, Drava G, Lepoint G, et al. 2008. Distribution of trace elements in organs of six species of cetaceans from the Ligurian Sea (Mediterranean) and the relationship with stable carbon and nitrogen ratios. *Sci Total Environ* 390: 569–578.
- Carballo, M., Arbelo, M., Esperón, F., Méndez, M., de la Torre, A, Muñoz, M.J. (2008). Organochlorine residues in the blubber and liver of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) stranded in the Canary Islands, North Atlantic Ocean. *Environmental toxicology*.
- Carbo Penche, M., Verborgh, P., Salazar Sierra, J.M., Pérez Jorge, S., Esteban, R., de Stephanis, R. 2006. Análisis socioeconómico de la industria de observación de cetáceos en Andalucía y Gibraltar.
- Carlini, R., Pulcini, M. and Wurtz, M. 1992. Cephalopods from the stomachs of Risso's dolphins, *Grampus griseus*, (Cuvier, 1812), stranded along the central tyrrhenian coast. *Procc. Of the Sixth Ann. Conf. of the European Cetacean Society*. San Remo, Italy, 20-22 February 1992.
- Carpinelli, E., Gauffier, P., de Stephanis, R., Verborgh, P., Esteban, R., Pierantonio, N., Airoldi, S. y Lewis, T. 2011. Assessing long-range movements of Mediterranean sperm whales through photo-identification. 25th Annual Conference of the European Cetacean Society, Cadiz, Spain, 21-23 March 2011. (Poster)
- Carpinelli, E., Pauline Gauffier, Philippe Verborgh, Sabina Airoldi, Lèa David, Nathalie Di-Méglio, Ana Cañadas, Alexandros Frantzis, Luke Rendell, Tim Lewis, Barbara Mussi, Daniela Silvia Pace, Renaud de Stephanis, Assessing sperm whale (*Physeter macrocephalus*) movements within the Mediterranean Sea through photo-identification, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* (special issue), submitted.
- Carretta, J.V., Taylor, B. L., Chivers, S. J. (2001). Abundance and depth distribution of harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) in northern California determined from a 1995 ship survey. *Fishery Bulletin*, 99:29–39.
- Carrier, D. R., Deban, S. M y Otterstrom, J. 2002. The face that sank the *Essex*: potential function of the spermaceti organ in aggression. *Journal of Experimental Biology* 205: 1755-1763.
- Carril, R., Martínez-Cedeira, J., Caldas, M., López, A., Llavona, A., Hernández, G. (2003). Study and monitoritaton of the cetacean populations in the Galician waters (NW Spain). *17th Annual Conference of the European Cetacean Society*. May 9-13, 2003. Las Palmas, Gran Canaria, Spain.
- CARRILLO, M. 2003. Presence and distribution of the Ziphiidae family in the SAC ES-7020017. Tenerife, Canary Islands. Conference Guide and Abstracts of the 17th Conference of the European Cetacean Society, Las Palmas de Gran Canaria, Spain, 255 pp
- CARRILLO, M., HERRERA PÉREZ, R. & MARTÍN, V. 2000. El desarrollo del transporte interinsular y la conservación de los cetáceos. *Revista de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias* 18: 12-15.
- Carrillo, M., Pérez-Vallazza, C., Álvarez-Vázquez, R. (2010). Cetacean diversity and distribution off Tenerife (Canary Islands). *Marine Biodiversity Records*, 3: 1-9.



- Carrillo, M., Ritter, F. (2010). Increasing numbers of ship strikes in the Canary Islands: proposals for immediate action to reduce risk of vessel-whale collisions. *Journal of Cetacean Research and Management*, 11: 131-138.
- Carrillo, M., Taverna, A. (2010). *Regional case studies: collisions between ships and whales in the Canary Islands. The case of Tenerife*. Report of the Joint IWC-ACCOBAMS Workshop on reducing risk of collisions between vessels and cetaceans IWC/S10/SSW5.2. Beaulieu sur Mer, France.
- CARRILLO, M., TEJEDOR, M. L. 2004. Distribución, dinámica poblacional y estado de conservación en la isla de Tenerife y La Palma. La familia Ziphiidae (Cetacea) en las islas Canarias. 91 pp.
- CARRILLO, M. & TEJEDOR, M. 2006. Marine traffic and the conservation of sperm whale *Physeter macrocephalus* populations in Canary Islands. Cetacean stranded canarian net 1980-2004. Abstract Book of the 20th Annual Conference of the European Cetacean Society, Gdynia, Poland, 115 pp.
- CARRILLO, M. & TEJEDOR, M. 2007. Los zifios en las Islas Canarias. *El Indiferente* 19: 52-63.
- Carro, N., García, I., Ignacio, M., Mouteira, A. (2010). Spatial and temporal trends of PCBs (Polychlorinated biphenyls) in mussel from Galician coast (1998–2008). *Enviroment International*, 36(8): 873–879.
- Carwardine, M. (1995). *Ballenas, delfines y marsopas*. Barcelona, Spain: Omega. 256 pp.
- Casinos, A. (1977). On a stranding of a pygmy sperm whale, *Kogia breviceps* (Blainville, 1838) on the Canary Islands. *Saugetierkundliche Mitteilungen*, 25(1):79-80.
- Casinos, A. (1981). Notes on cetaceans of the Spanish coasts : III. A record of *Orcinus orca* (Linnaeus, 1758) from the island of Menorca. *Säugeti erkundliche Mitt eilungen* 29:80.
- Casinos, A. (1982). Los cetáceos del Mediterráneo. *Mundo Cientifico*, 2, 714–724.
- Casinos, A., Vericad, J.R. (1976). The cetaceans of the Spanish coasts: a survey. *Mammalia*, 40(2): 267-289.
- Castellote, M. (2010). *Patrón migratorio, identidad poblacional e impacto del ruido en la comunicación del rorcual común (Balaenoptera physalus L. 1758) en el mar Mediterráneo occidental*. PhD Thesis. Facultad de Psicología Departamento de Psicobiología, Universidad Complutense de Madrid. 216 pp.
- Castellote, M., Christopher, W.C., Lammers, M.O. (2010). Population identity and migration movements of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the Mediterranean Sea and Strait of Gibraltar. (SC/62/SD2). 62nd Annual Meeting of the International Whaling Commission. Agadir (Marruecos).
- Castellote, M., Esteban, A. (2007). *Informe relativo al Proyecto de investigación "Presencia de cetáceos en la Reserva Marina de las Islas Columbretes"*. Departamento de Investigación, L'Oceanogràfic. 4pp.
- Castellote, M., Clark, C., Lammers, M. (2009). *Population identity and migration movements of fin whales (Balaenoptera physalus) in the Mediterranean Sea and Strait of Gibraltar*. Rep Report of the International Whaling Commission. 16 pp.
- Castellote, M., Clark, C., Lammers, M. (2010). *Potential negative effects in the reproduction and survival on fin whales (Balaenoptera physalus) by shipping and airgun noise*. Report of the International Whaling Commission SC/62/E3. 12 pp.
- Castellote, M., Clark, C., Lammers, M. (2011). Fin whale (*Balaenoptera physalus*) population identity in the western Mediterranean Sea. *Marine Mammal Science*, 28(2): 325-244.
- Castrillon J, Gómez-Campos E, Aguilar A, Berdie L, Borrell A (2010) PCB and DDT levels do not appear to have enhanced mortality of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) in the 2007 Mediterranean epizootic. *Chemosphere* 81: 459–463.
- CASTRILLÓN, J., REYES, M., RUIZ, L., PÉREZ, E., BREDERLAU, B., NEVES, S., PÉREZ-GIL, M., TEJEDOR, M. L., SERVIDIO, A., HERRERO, R., LUCAS, T., URQUIOLA, E. & MARTÍN, V. 2011. Simultaneous survey of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in five special areas of conservation in Canary Islands. Abstract Book of the 25th Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 185 pp
- Caurant, F., A. Aubail, V. Lahaye, O. Van Canneyt, E. Rogan, A. López, M. Addink, C. Churlaud, M. Robert f, P. Bustamante (2006). Lead contamination of small cetaceans in European waters – The use of stable isotopes for identifying the sources of lead exposure. *Marine Environmental Research*, 62: 131–148.
- Caurant, F., Amiard-Triquet, C. (1995). Cadmium contamination in pilot whales *Globicephala melas*: source and potential hazard to the species. *Marine Pollution Bulletin*, 30: 207-210.
- Caurant, F., M. Navarro, J.C. Amiard (1996). Mercury in pilot whales: possible limits to the detoxification process. *Science of the Total Environment*, 186: 95–104.



- CEDA (2011). *Underwater Sound, in Relation to Dredging*. Central Dredging Association Position Paper. 6 pp.
- Cedeira, J. (2011). Campanha Thunnus: os cetáceos da campanha do bonito. *Seminário Safesea, April 16-17, 2011*, Figueira da Foz, Portugal.
- Cedeira, J.M., López, A., Caldas, M., Alonso, J.M., Díaz da Silva, J.I. (2007). Impact of cetacean by-catches in Galician waters (NW Spain): Evaluation through strandings data. *21st Annual Conference of the European Cetacean Society. April 22-25, 2007*. Donosti, Spain.
- CEMMA (2008). *Análise do impacto dos portos sobre os cetáceos en Galicia*. Informe para a Consellería de Medio Ambiente da Xunta de Galicia. 36 pp.
- CEMMA (2011). Bases para a conservación e xestión das especies de cetáceos ameazadas nas augas Atlánticas e Cantábricas. *Eubalaena*, 12: 66.
- CEMMA (2012). *Inventario y designación de la Red Natura 2000 en áreas marinas del Estado español-INDEMARES*. Acciones CEMMA. Informe final.
- CEMMA (2012). *Servizo para a execución de accións de estudo, conservación e seguimento dos mamíferos mariños en Galicia. Memoria Enero 2010- Diciembre 2011*. Informe final (EXP. 7/10).
- Cendrero, O. (1993). Nota sobre los hallazgos de cetáceos en el Norte de España. *Boletín Instituto Español de Oceanografía*. 9 (1): 251-255.
- Centro Studi Cetacei (1998). Cetaceispiaggiatilungo le costeitaliane. XII. Rendiconto 1997. *Atti.Soc. Ital. Sci. Nat. Museo civ. Stor. Nat. Milano*, 139(II): 213-226.
- Cermeño, P., López, A., Alonso, J.M., Laria, L., Garcia-Castrillo, G. (2003). Los cetáceos y el sector pesquero en Galicia: un estudio basado en las entrevistas a los marineros. *VI Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos. December 3-8, 2003*. Ciudad Real, Spain.
- Certain, G., Ridoux, V., van Canneyt, O., Bretagnolle, V. (2008). Delphinid spatial distribution and abundance estimates over the shelf of the Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science*, 65(4): 656-666.
- Chapman, J., Reiss, M. (1999) *Ecology: principles and applications*. Cambridge University Press Jackson, J., Kirby, M., Berger, W., Bjorndal, K., Botsford, L., Bourque, B., Bradbury, R., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293, 629
- Chico Portillo, C., Jiménez-Torres, C., Pérez, S., Verborgh, P., Gauffier, P., Esteban, R., Giménez, J., Santos-Vegas, M., Cazalla, E., de Stephanis, R. (2011). Survival rate, abundance and residency of bottlenose dolphins in the Strait of Gibraltar. *25th Conference of the European Cetacean Society*, Cádiz. Spain.
- Chicote, C. A, Parga, ML, Castellote, M, Monná, A y M. Gazo. 2010. Actuaciones complementarias al *Life+ INDEMARES* de inventario de tortugas marinas y cetáceos en las tres áreas marinas propuestas para la Red Natura 2000 en el mediterráneo Nor-occidental. Informe técnico-Fundación Biodiversidad.
- Chivers, S.J., Leduc, R.G. Robertson, K.M., Barros, N. B., Dizon, A.E. (2005). Genetic variation of *Kogia* spp. with preliminary evidence for two species of *Kogia* sima. *Marine Mammal Science* 21: 619-634.
- Christal, J. y Whitehead, H. 2001. Social affiliations within sperm whale (*Physeter macrocephalus*) groups. *Ethology* 107:323-40.
- Christensen, I. (1984). Growth and reproduction of killer whales, *Orcinus orca*, in Norwegian coastal waters, en W.F. Perrin, J Brownell, DP De Master (eds.), *Reproduction in whales, dolphins and porpoises*.
- CIRCE (2010). *Informe Proyecto Life + INDEMARES*. Spain: CIRCE.
- Clapham, P.J., Aguilar, A., Hatch, L. T. (2008). Determining spatial and temporal scales for management: lessons from whaling. *Marine Mammal Science*, 183-201.
- Clark, C., Ellison, W., Southall, B., Hatch, L., Van Parijs, S., Frankel, A., Ponirakis, D. (2009). Acoustic masking in marine ecosystems: intuition, analysis and implication. *Marine Ecology-Progress Series*, 395: 201-222.
- Clark, C.W., Ellison, W.T., Southall, B.L., Hatch, L., Van Parijs, S., Frankel, A. y Ponirakis, D. (2009) Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implications. *Marine Ecology Progress Series*, 395: 201-222.
- Clarke, D., Dickerson, C., Reine, K. (2003) Characterization of underwater sounds produced by dredges. In *Proceedings of the Third Specialty Conference on Dredging and Dredged Material Disposal*, May 5-8, 2002, Orlando, Florida.



- Clarke, M. R. 1980. Cephalopoda in the diet of sperm whales of the Southern Hemisphere and their bearing on sperm whale biology. *Discovery Reports*, 37: 1-324.
- Clarke, M. R. 1987. Cephalopod biomass—estimation from predation. In *Cephalopod Life Cycles* (P. R. Boyle, ed.), 2, p. 221–237. Academic Press, London.
- Clarke, M. R., Macleod, N., y Paliza, O. 1976. Cephalopod remains from the stomachs of sperm whales caught off Peru and Chile. *Journal of Zoology, London*, 180: 477-493.
- Clarke, M.R. 1978a. Buoyancy control as a function of the spermaceti organ in the sperm whale. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 58: 27-72.
- Clarke, M.R. 1978b. Physical properties of spermaceti organ in the sperm whale. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 58: 19-26.
- Clarke, M.R. 1997. Cephalopods in the stomach of a sperm whale stranded between the islands of Terschelling and Ameland, southern North Sea. *Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Biologie* 67-Suppl.:53-55.
- Clarke, MR, Martins, HR y Pascoe, P. 1993. The diet of sperm whales (*Physeter macrocephalus* Linnaeus 1758) off the Azores. *Phil Trans R Soc Lond B* 339: 67-82.
- Clausen, B., & Andersen, S. (1988). Evaluation of by-catch and health status of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Danish waters. *Danish Review of Game Biology*, 13(5):1-21
- CLUB DE MAR VALLE GRAN REY E.V. 1996. Alle whale & delphine vor Gomera. Club de Mar Valle Gran Rey e.V., 45 pp.
- Cochrane, S.K.J., Connor, D.W., Nilsson, P., Mitchell, I., Reker, J., Franco, J., Valavanis, V., Moncheva, S., Ekebom, J., Nygaard, K., Serrão-Santos, R., Naberhaus, I., Packeiser, T., van de Bund W., Cardoso A.C. (2010). *Marine Strategy Framework Directive. Guidance on the interpretation and application of Descriptor 1: Biological diversity*. Report by Task Group 1 on Biological diversity for the European Commission's Joint Research Centre. Ispra, Italia.
- Cockcroft, V., & Ross, G.J.B., (1990). Age, growth and reproduction of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, from the east coast of southern Africa. *Fishery Bulletin - National Oceanic and Atmospheric Administration*, 88, 289 – 302.
- CODA (2009). *Cetacean Offshore Distribution and Abundance. Final report*. Available from SMRU, Gatty Marine Laboratory, University of St Andrews, St Andrews, Fife, UK. KY16 8LB.
- Coles, P., Diamond, J., Harrop, H., MacLeod, K., Mitchell, J. (2001). A report on the whales, dolphins and porpoises of the Bay of Biscay and English Channel (2000). *Orca*, 2: 9-61.
- Coll, M., Lotze, H., Romanuk, T. (2008) Structural degradation in Mediterranean Sea food webs: testing ecological hypotheses using stochastic and mass-balance modelling. *Ecosystems* 11, 939–960.
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi, J., Ballesteros, E., Bianchi, C.N., Corbera, J., Dailianis, T. (2010) The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *Plos One* 5, e11842.
- Collet, A. (1981). *Biologie du dauphin commun Delphinus delphis L. en Atlantique Nord-Est*. PhD Dissertation, Université de Poitiers, U.E.R. des Sciences Fondamentales & y Appliquées, Poitiers, France.
- Coltman, D.W., Bowen, W. D. and Wright, J.M. (1998) Birth weight and neonatal survival of harbour seal pups are positively correlated with genetic variation measured by microsatellites. *Proc. R. Soc. Lond. Ser. B* 265: 803–809.
- Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA). 2005. Plan de acción de América del Norte para la conservación. Ballena jorobada. ISBN 2-923358-20-1. 57 p.
- Constantine, R., Brunton, D.H., Dennis, T. (2004) Dolphin-watching tour boats change bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) behaviour. *Biol Conserv* 117:299–307.
- Constantine, R., Brunton, D.H., Dennis, T. (2004). Dolphin-watching tour boats change bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) behaviour. *Biological Conservation*, 117: 299–307.
- Corkeron, P.J. (1995) Humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Hervey Bay, Queensland; behaviour and responses to whale-watching vessels. *Can J Zool* 73: 1290–1299.
- Cornide, J. (1788). *Ensayo de una historia de los Peces y otras producciones marinas de la costa de Galicia*, In Paz Anderade, V. 1983. A Coruña, Spain: Edicións do Castro (Edición facsimil). 263 pp.



- COSEWIC. 2005. COSEWIC assessment and update status report on the fin whale *Balaenoptera physalus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. ix + 37 p. (www.sararegistry.gc.ca/status/status_e.cfm).
- Costa Duarte, C., Brásão, A., Pintassilgo, P. (1998). Northern Atlantic and Mediterranean Bluefin Tuna: Biological and Economic Issues. Working Paper No. 322, FEUNL.
- Cotté, C., Guinet, C., Taupier-Letage, I., Petiau, E. (2010). Habitat use and abundance of striped dolphins in the western mediterranean sea prior to the morbillivirus epizootic resurgence. *Endangered Species Research*, 12(3): 203-214.
- Couperus, A. S. (1997). Interactions between Dutch midwater trawlers and Atlantic white-sided dolphins (*Lagenorhynchus acutus*) southwest of Ireland. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.*, 22: 209–218
- Covelo, P., & Iglesias, F. (2007). *Monitorización aérea de cetáceos na costa galega*. Informe Secretaría Xeral de Medio Ambiente, Xunta de Galicia. 12 pp.
- Covelo, P., Llavona, A., Martínez-Cedeira, J., Lago, R., López, A. (2006). Shipboard surveys for the study of Cetacean populations in Galician waters (NW Spain) during 2004-2005. *20th Annual Conference of the European Cetacean Society. April 2-7, 2006*. Gdynia, Poland.
- Covelo, P., Martínez, J. (1999). Varamientos de mamíferos marinos en las costas de España y Portugal: 1996-1998 ATLANTICETUS. *IV Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos. December 5-7, 1999*. Segovia, Spain.
- Covelo, P., Martínez-Cedeira, J., Díaz, J.I., López, A. (2011). Registro de pinnípedos en Galicia, 1990 – 2010. *X Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos. December 3–6, 2011*, Fuengirola, Málaga, España.
- Covelo, P., Martínez-Cedeira, J., Llavona, A., López, A. (2005). Campaña de embarques específicos para el estudio poblacional de cetáceos en aguas de Galicia (2003-2005). *VII Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos. December 3-6, 2005*. Valencia, Spain.
- Covelo, P., Romero, R., Alonso, J.M., Caldas, M., Martínez-Cedeira, J. (2003). Impacto de la marea negra del "Prestige" sobre los cetáceos, focas y nutrias en la costa de Galicia. *VI Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos*. Ciudad Real, Spain.
- Covelo, P., Vázquez, J.A., Valeiras, X., Ruano, A., Caldas, M., Ovando, M., Fernández-Pajuelo, M.A., Llavona, A., López, A. (2008). Cetaceans from the Spanish North coast. Coastal ship surveys and land based monitoring. *22nd Annual Conference of the European Cetacean Society*. Egmond aan Zee (Holanda), 9-12 Marzo.
- Covelo, P., Vázquez, J.A., Valeiras, X., Ruano, A., Caldas, M., Ovando, M., Fernández-Pajuelo, M.A., Llavona, A., López, A. (2008). Cetaceans from the Spanish North coast. Coastal ship surveys and land based monitoring. *22nd Annual Conference of the European Cetacean Society. March 9-12, 2008*. Egmond aan Zee, The Netherlands.
- Covelo, P., Vázquez, J.A., Valeiras, X., Martínez, J.A., Llavona, A., Caldas, M., López, A. (2007). Monitorización de los cetáceos del norte peninsular: especies, distribución y áreas de interés. *VIII Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos. December 5-8, 2007*. Huelva, Spain.
- Cox, T.M., Ragen, T.J., Read, A.J., Vos, E., Baird, R.W., Balcomb, K., Barlow, J., Caldwell, J., Cranford, T., Crum, L., D'Amico, A., D'spain, G., Fernández, A., Finneran, J., Gentry, R., Gerth, W., Gulland, F., Hildebrand, J., Houser, D., Hullar, T., Jepson, P.D., Ketten, D., MacLeod, C.D., Miller, P., Moore, S., Mountain, D., Palka, D., Ponganis, P., Rommel, S., Rowles, T., Taylor, B., Tyack, P., Wartzok, D., Gisiner, R., Mead, J., Benner, L. (2006) Understanding the impacts of anthropogenic sound on beaked whales. *J Cetacean Res Manag.*, 7:177–187.
- Cox, T., Read, A.J., Swannerb, D., Urianc, K., Waplesa, D. (2003). Behavioral responses of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, to gillnets and acoustic alarms. *Biological Conservation*, 115: 203–212.
- Cox, T.M., Read, A.J., Solow, A., Tregenza, N. (2001) Will harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) habituate to pingers? *J Cetacean Res Manag* 3:81–86.
- Cranford T.W. 1999. The sperm whale's nose: sexual selection on a grand scale. *Marine Mammal Science* 15:1133-1157.
- CRESSWELL, G., KRUIT, S. & MACLEOD, K. 2006. Meeting the regulars: rough-toothed dolphin occurrence off Gran Canaria. Abstract Book of the 20th Annual Conference of the European Cetacean Society, Gdynia, Poland, 222 pp



- Cresswell, G., & Walker, D. (1999). Bay of Biscay Cetacean Report (1998). In: Cresswell, G., & Walker, D. (Eds.) (2000). *A report on the whales, dolphins and seabirds of the Bay of Biscay and English Channel*. Organisation Cetacea. 106 pp.
- Cresswell, G., & Walker, D. (2001). *A Report on the Whales, Dolphins and Seabirds of the Bay of Biscay and English Channel (ORCA. Nº1)*. Organisation Cetacea. 106 pp.
- Cresswell, G., & Walker, D. (2002). *Incorporating a report on the Whales, Dolphins and Seabirds of the Bay of Biscay and English Channel (ORCA. Nº2)*. Organisation Cetacea. 145 pp.
- Crowder, L., Hazen, E., Avissar, N., Bjorkland, R., Latanich, C., Ogburn, M. (2008). The impacts of fisheries on marine ecosystems and the transition to ecosystembased management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39, 259–278.
- Culik, B. (2010). *Odontocetes. The toothed whales: Phocoena phocoena*. UNEP/CMS Secretariat. Bonn, Germany.
- Curtis, K. R., Howe, B.M., Mercer, J.A. (1999). Low-frequency ambient sound in the North Pacific: Long time series observations. *Journal of the Acoustical Society of America*, 106: 3189–3200.
- Cuveiro P. (1890). *Unha corrida d'arroases. A Monteiro, semanario d'intereses rexionales e literatura*. Lugo, Spain. 193-194 pp.
- D' Amico, M., & Rivilla, J. (2006). Primera cita de calderón gris, *grampus griseus*, en la provincia de Huelva. *Galemys*, 18: 27-31.
- D'Amico, A. (ed.) (1998) Summary Record, NATO-SACLANTCEN Bioacoustics Panel, La Spezia, Italy, 15 June 1998. – NATO-SACLANTCEN M-133 with Annex A-CCC, Unclassified.
- D'Amico A., Bergamasco A., Zanasca P., Carniel S., Nacini E., Portunato N., Teloni, V., Mori C., Barbanti R. (2003). Qualitative correlation of marine mammals with physical and biological parameters in the Ligurian Sea. *Journal of Oceanic Engineering*, 28(1): 29-43.
- Daan, S., Deerenberg, C., Dijkstra, C. (1996). Increased daily work precipitates natural death in the kestrel. *Journal of Animal Ecology*, 65:539–544.
- Dabin, W., Doremus, G., Gonzalez, L., Desmaret, F., Van Canneyt, O., Ridoux, V. (2011). Stranded beaked whales in France: 1970-2012. Report of the International Whaling Commission SC/63/SM11. 10 pp.
- Dahlheim, M.E. y Heyning J.E. 1999. Killer whale in Handbook of marine mammals.Vol. 6. S. Ridway and R. Harrison, eds. San Diego: Academic Press, pp. 281-322.
- Dailey, M.D. y Brownell, R.L. Jr. 1972.A checklist of marine mammal parasites.Pages 528-589 in S. H. Ridgway, editor. Mammals of the sea: biology and medicine. Charles C. Thomas, Springfield, Illinois.
- Dalebout, M.L., Robertson, K.M., Frantzis, A., Engelhaupt, D., Mignucci, A.A., Rosario-Delestre, R.J., Baker, C.S. (2005). Worldwide structure of mtDNA diversity among Cuvier's beaked whales (*Ziphius cavirostris*): implications for threatened populations. *Molecular Ecology*, 14: 3353-3371.
- Dam, M., Bloch, D., (2000). Screening of mercury and persistent organochlorine pollutants in long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the Faroe Islands. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1090–1099.
- David, L., M. Chenoz, Cournulier, T., Dhermain, F. 2006. Bycatches of cetaceans by french driftnets for tuna in the northwestern Mediterranean sea. 20th annual conference of the European Cetacean Society, Gdynia, Poland, 2006
- Dawson, S., Read, A., Slooten, E. (1998) Pingers, porpoises and power: uncertainties with using pingers to reduce bycatch of small cetaceans.*Biol Conserv* 84:141–146.
- de Boer J., Wester P.G., Klamer H.J.C., Lewis W.E., Boon J.P. (1998). Do flame retardants threaten ocean life? *Nature*, 394: 28–29.
- de Boer, J., Wester, P. G., Pastor i Rodriguez, D., Lewis, W.E., Boon, J.P. (1998). Polybrominated biphenyls and diphenylethers in sperm whales and other marine mammals - a new threat to ocean life? *Organohalogen Compounds* 35: 383-386.
- Decreto 178/2000, de 6 de septiembre, por el que se regulan las actividades de observación de cetáceos.
- de la Serna, J.M, Ortiz de Urbina, J.M., Godoy, M.D., Majuelos E. (2010). Interacción de la orca (*Orcinus orca*) con las pesquerías de atún rojo (*Thunnus thynnus* L.) en el Área del Estrecho de Gibraltar. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 65: 744-754.
- de la Serna, J.M., Alot, E., Majuelos, E. and Rioja, P. 2004 la migración trófica post-reproductiva del atún rojo (*thunnus thynnus*) a través del estrecho de gibraltar. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 56(3): 1196-1209



- de Stephanis R. 2008. Estrategias de alimentación de los diferentes grupos de Calderón común (*Globicephala melas*) en el Estrecho de Gibraltar. Implicaciones para su conservación, Universidad de Cádiz.
- de Stephanis, R. (2008). *Informe de alegaciones sobre los impactos producibles por un nuevo macropuerto en Tarifa (Estrecho de Gibraltar)*. 32 pp.
- de Stephanis, R., Cornulier, T., Verborgh, P., Sierra, J. S., Gimeno, N. P., Guinet, C. (2008). Summer spatial distribution of cetaceans in the Strait of Gibraltar in relation to the oceanographic context. *Marine Ecology-Progress Series*, 353: 275-288.
- De Stephanis, R., García-Tiscar S., Verborgh, P., Esteban-Pavo, R., Pérez, S., Minvielle-Sebastia y Guinet, C. (2008) Diet of the social groups of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Marine Biology*, 154: 603-612.
- de Stephanis, R., García-Tiscar S., Verborgh, P., Esteban-Pavo, R., Pérez, S., Minvielle-Sebastia y Guinet, C. 2008. Diet of the social groups of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Marine Biology*, 154: 603-612.
- de Stephanis, R., García-Tiscar, S., Verborgh, P., Esteban-Pavo, R., Pérez, S., Minvielle-Sebastia, L., Guinet, C. (2008). Diet of the social groups of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Marine Biology*, 154(4): 603-612.
- de Stephanis, R., Guinet, C., Buisson, L., Verborgh, P. and Dominici, P. (2005). Population status, social organisation and feeding strategies of killer whales (*Orcinus orca*) in the Strait of Gibraltar. *Proceedings at the ECS Congress in La Rochelle, France*.
- de Stephanis, R., Pérez Gimeno, N., Salazar, J., Poncelet, E. and Guinet, C. (2002). Interactions between killer whales (*Orcinus orca*) and red tuna (*Thunnus thynnus*) fishery in the Strait of Gibraltar. *Proceedings of the Fourth International Orca Symposium*, 138-142.
- de Stephanis, R., Pérez Gimeno, N., Urquiola, E., Martínez Serrano, M., Puente, E., Laiz Carrion, R. (2000). *Informe sobre el impacto de las actividades de los fast ferrys en las poblaciones de cetáceos de España*. Ministerio de Medio Ambiente, Sociedad Española de Cetáceos.
- De Stephanis, R., T. Cornulier, P. Verborgh, J. Salazar Sierra, N. Pérez Gimeno and C. Guinet. 2008. Summer spatial distribution of cetaceans in the Strait of Gibraltar in relation to the oceanographic context. *Marine Ecology Progress Series* 353:275–288.
- de Stephanis, R., Urquiola, E. (2006). *Collisions between ships and cetaceans in Spain*. Report of the International Whaling Commission. 6 pp.
- de Stephanis, R., Verborgh, P. (2010). *Informe sobre posibles impactos producibles por la creación de nuevas líneas de transporte marítimo entre Tarifa y Algeciras, y Tanger Med en las poblaciones de cetáceos del Estrecho de Gibraltar*. Estación Biológica Doñana CSIC 72 pp.
- de Stephanis, R., Verborgh, P., Cabanes, A., Pérez, S., Esteban, R., Seller, N., Urquiola, E., Guinet, C. (2005). *Reports on the impacts produced by the maritime traffic on cetacean populations in the Strait of Gibraltar*. Ministerio de Medio Ambiente. 35 pp.
- de Stephanis, R., Verborgh, P., Gauffier, P., Esteban Pavo, R., Gimenez, J., Salazar Sierra, J., Seller, N., 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. CIRCE, Informe técnico. Descargable en www.circe.info 101 pp.
- de Stephanis, R., Verborgh, P., Gauffier, P., García Tiscar, S., Esteban, R., Minvielle-Sebastia, L., Ridoux, V., Dabin, W., Llavona, A., Marcos Ipiña, E., Monteiro, S., Monaghan, N.T., Berrow, S., Fossi, M.C., Marsili, L., Laran, S., Praca, E., Cañadas, A., Sagarminaga, R., García Moreno, P, Murcia, J.L. (2009). "Conservación de las Poblaciones de Calderón común (*Globicephala melas*) en el Mediterráneo Español". Fundación Biodiversidad 147p.
- De Stephanis, R., Verborgh, P., Pérez Gimeno, N., Sánchez Cabanes, A., Pérez Jorge, S., Esteban Pavo, R., Seller, N., Urquiola, E., Guinet, C. 2005. Impactos producidos por el tráfico marítimo en las poblaciones de cetáceos en el estrecho de Gibraltar. Situación actual y previsiones de futuro. Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente. 140pp.
- de Stephanis, R., Verborgh, P., Pérez Gimeno, N., Sánchez Cabanes, A., Pérez Jorge, S., Esteban Pavo, R., Seller, N., Urquiola, E., Guinet, C. (2005). Impactos producidos por el tráfico marítimo en las poblaciones de cetáceos en el estrecho de Gibraltar. Situación actual y previsiones de futuro. Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente. 140pp.



- de Stephanis, R., Verborgh, P., Pérez, S., Esteban, R., Minvielle-Sebastia, L., Guinet, C. (2008). Long-term social structure of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Acta Ethologica*, 11(2): 81-94.
- de Stephanis, R., Verborgh, P., Pérez, S., Esteban, R., Minvielle-Sebastia, L., Guinet, C. (2008). Long-term social structure of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Acta ethologica*, 11(2): 81-94.
- de Stephanis, T. Cornulier, P. Verborgh, J. Salazar Sierra, N. Pérez Gimeno y C. Guinet. 2008 Summer spatial distribution of cetaceans in the Strait of Gibraltar in relation to the oceanographic context. *Marine Ecology Progress Series*, 353: 272-288
- de Swart, R.L., Ross, P.S., Vos, J.G. y Osterhaus, A.D.M.E. (1996). Impaired immunity in harbor seals (*Phoca vitulina*) exposed to bioaccumulated environmental contaminants: review of a long-term study. *Environmental Health Perspectives*, 104 (supplement 4): 823-828.
- de Walle, F.B., Nikolopoulou-Tamvakli, M.y Heinen, W.J. (1993). Environmental Condition of the Mediterranean Sea: European Community Countries. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.
- Degollada, E., Alonso, J.M., López, A. (2002). Diagnóstico de interacciones violentas interespecíficas de cetáceos: la importancia de la rigurosidad en la necropsia. *Workshop de casos clínicos y patológicos dentro del III Simposium de la Sociedad Española de Cetáceos. October 24, 2002*. Universidad de Almería, Spain.
- DEGOLLADA, E., ANDRÉ, M., ARBELO, M., ALONSO, J. M., LÓPEZ, A., LARIA, L. & FERNÁNDEZ, A. 2001. Fisheries-related traumatic shock deaths in pigmy sperm whales, *Kogia breviceps*. Conference Guide and Abstracts of the 15th Conference of the European Cetacean Society, Rome, Italy, 56 pp
- DEGOLLADA, E., ANDRÉ, M., ARBELO, M. & FERNÁNDEZ, A. 2002. Incidence, pathology and involvement of *Nasitrema* species in odontocete strandings in the Canary Islands. *Veterinary Record* 150: 81-82.
- Degollada, E., M. Arbelo, M. André, A. Blanco y A. Fernández (2003) Preliminary ear analysis report of the 2002 Canary Islands Ziphius mass stranding. Presentation to the European Cetacean Society Conference, Las Palmas de Gran Canaria, March 2003.
- Delmas, A. and A. Gannler (2005). Acoustic repertoire of long-finned pilot whale in the northwestern Mediterranean sea. 19th Annual Conference of the European Cetacean Society, La Rochelle, France.
- DELORY, E., ANDRÉ, M., NAVARRO-MESA, J. L. & VAN DER SCHAAR, M. 2007. On the possibility of detecting surfacing sperm whales at risk of collision using others' foraging clicks. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87: 47-58.
- Delphis (2007). *Informe de Varamientos. Cetáceos y Tortugas Marinas. Periodo de Estudio 2005-2007*. Informe Interno 29 pp.
- Demaster, D. P., Fowler, C. W., Perry, S. L., Richlen, M.E. (2001). Predation and Competition: the Impact of Fisheries on Marine-Mammal Populations Over the Next One Hundred Years. *Journal of Mammalogy*, 82(3):641-651.
- Department of the Environment, Heritage and Local Government. 2009. Conservation Plan for Irish Cetaceans. Public Consultation Draft. 99 p.
- Deruiter, S.L., Tyack, P., Lin, Y.-T., Newhall, A.E., Lynch, J. y Miller, P.J.O. 2006. Modeling acoustic propagation of airgun array pulses recorded on tagged sperm whales. – IWCSC/ 58/ForInformation1.
- Desportes, G. (1985). La nutrition des Odontocètes en Atlantique Nord- Est (coûtes Franc_aises_Iles Feroe). Tesis Doctoral, Universite de Poitiers, Poitiers, Francia.
- Desportes, G., M. Saboureau, Lacroix, A. (1993). Reproductive maturity and seasonality of male long-finned pilot whales, off the Faroe Islands. *Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission*. Cambridge, International Whaling Commission: 233-262.
- Desportes, G., Mouritsen, R., (1993). Preliminary results on the diet of long-finned pilot whales off the Faroe Islands. *Rep Int Whal Commn. Special Issue N°14*, p 305-324
- Desportes, G., Saboureau, M., and Lacroix, A. (1994). Seasonality and social maturity in male long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) off the Faroe Islands. *European Research on cetaceans-8. Proceedings of the VIII Annual Conference of the European Cetacean Society*, Montpellier, France, 141.
- Dhermain, F., Soulier, L., Bompar, J.M. (2002). Natural mortality factors affecting cetaceans in the Mediterranean Sea. In: G. Notarbartolo di Sciara (Ed.), *Cetaceans of the Mediterranean and Black*



- Seas: state of knowledge and conservation strategies. A report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco, February 2002. Section 15, 14.
- DÍAZ, F., AGUILAR, N. & DELGADO, I. 2000. Sighting record of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in the Canary Islands. Proceedings of the 14th Annual Conference of the European Cetacean Society, Cork, Ireland, 323 pp
- DÍAZ, F., AGUILAR, N. & DOMÍNGUEZ, I. 2003. Behavioural impact of whale watching on tropical pilot whales and bottlenose dolphins in the Canary Island. Conference Guide and Abstracts of the 17th Conference of the European Cetacean Society, Las Palmas de Gran Canaria, Spain, 139 pp
- Di Meglio, N., Romero Alvarez, R. & Collet, A. (1996). Growth comparison in striped dolphins, *Stenella coeruleoalba*, from the Atlantic and Mediterranean coasts of France. *Aquat. Mamm.* 22: 11–19.
- Di Natale, A. (1982). "New information about the pilot whale, *Globicephala melaena* Traill, in the Central Mediterranean Sea." Cannes.
- Di Natale, A. (1987). Mammifères: baleines, dauphins, marsouins et phoques, In: Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche (Rev. 1). Méditerranée et Mer Noire. Zone de pêche 37, Vol. II, Vertébrés (Ed. by E. Fisher, M.L. Bauchot & y M. Schneider), pp. 1439–1472. FAO, Rome.
- Di Natale, A. (1989). Marine Mammals Interactions in Fishery Activities: the Mediterranean case. Documento presentado en la l'Conferencia Internacional sobre Mamíferos Marinos, Riccione, 30 de agosto – 2 de septiembre de 1989.
- Di Natale, A. (1990). Marine mammals interactions in Scombridae fishery activities: the Mediterranean case. *FAO Fisheries Report*, No. 449, FIPL/R449: 167-174.
- Di Natale, A. (1995). Driftnets impact on protected species: observer data from the Italian fleet and proposal for a model to assess the number of cetacean in the by-catch. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 44(1), 255–263.
- Di Natale, A., Notarbartolo di Sciara, G. (1994). A review of the passive fishing nets and trap fisheries in the Mediterranean Sea and of cetacean bycatch. *Report International Whaling Commission*, Special Issue, 15, 189–202.
- Díaz López, B. (2006). Interactions between Mediterranean bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and gillnets off Sardinia, Italy. *ICES Journal of Marine Science*, 63(5): 946-951.
- Díaz Lopez, B., Shirai, A. (2005). A survey of anti-bottlenose dolphin control at marine fish farm. Talk presented at the "6º Convegno Nazionale sui Cetacei e sulle Tartarughe Marine CSC". Noviembre. Comune di Sperlonga, Italia.
- Díaz, F., Aguilar, N., Dominguez, I. (2003). Behavioural impact of whale watching on tropical pilot whales and bottlenose dolphins in the Canary Islands. (Poster).
- Dietz, R., Heide-Jorgensen, M.P. and Harkonen, T. (1989) Mass deaths of harbor seals (*Phoca vitulina*) in Europe. *Ambio*, 18(5):258-264.
- Di-Méglio, N., David, L., Budzinski, H., Peluhet, L., Tapie, N., Ody, D., Eynaudi, A., Risterucci, A.-M. y Legavre, T. 2009. Fin Whale in the Liguro-Provençal Mediterranean Sea: population state, distribution and habitat use. Poster presented at the 23rd Annual Conference of the European Cetacean Society. Istanbul, Turkey.
- Dios, J.J., Santos, L., Llavona, A, López, A. (2011). Using passive acoustic monitoring to describe the habitat use of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Ría de Arousa (NW Spain). *25th Annual Conference of the European Cetacean Society. May 21-23, 2011. Cádiz, Spain.*
- Dogan, H. Z. (1989). Forms of adjustment: Sociocultural impacts of tourism. *Annals of Tourism Research*, 16(2), 216-236.
- Dolman, S. 2007. Spatio-temporal restrictions as best practice precautionary response to ocean noise. *Journal of International Wildlife Law and Policy* 10:219-224.
- Dolman, S., Evans, P., Notarbartolo-Di-Sciara, G., Frisch, H. (2010). Active sonar, beaked whales and European regional policy. *Marine Pollution Bulletin*, 63(1-4): 27-34.
- Dolman, S.J., Weir, C.R. y Jasny, M. 2009. Comparative review of marine mammal guidance implemented during naval exercises. *Marine Pollution Bulletin* 58: 465–477.
- Domingo, M., Ferrer, I., Pumarola, M., Marco, A., Plana, J., Kennedy, S., McAliskey, M. y Rima, B. K. (1990) Morbillivirus in dolphins. *Nature* 348, 21.



- Domingo, M., Visa, J., Pumarola, M., Marco, A., Ferrer, L., Rabadal, R., Kennedy, S. (1992) Pathologic and immunocytochemical studies of morbillivirus infection in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Vet. Pathol.* 29:1-10.
- Dominguez, I., Diaz, F., Aguilar, N., Brito, A. (2003). Interactions between bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) and aquaculture activities in the special area of conservation of the SW coast of Tenerife. (Poster).
- Donovan, G.P., Bjorge, A. (1995). Harbour porpoises in the North Atlantic: edited extract from the report of the IWC Scientific Committee, Dublin (1995). In: In: *Biology of the phocoenids*. In Bjorge, A., & Donovan, G.P. (Eds.) Special Issue 16: 3-26. International Whaling Commission.
- dos Santos, M. E., Couchinho, M. N., Luís, A. R., Gonçalves, E. J. (2010). Monitoring underwater explosions in the habitat of resident bottlenose dolphins. *Journal of the Acoustical Society of America*, 128(6): 3805-3808.
- Douglas, A., Calambokidis, J., Raverty, S., Jeffries, S.J., Lambourn, D.M. y Norman, S.A. 2008. Incidence of ship strikes of large whales in Washington State. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 88(6):1121-1132.
- Dove, N., 2010. Analysis of small cetacean strandings and their relationship with fishery activity in Galicia between 1990 and 2008. MSc thesis, University of Aberdeen (Reino Unido).
- Dowling, T. E., and W. M. Brown. 1993. Population structure of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) as determined by restriction endonuclease analysis of mitochondrial DNA. *Marine Mammal Science* 9: 138-155.
- Doxey, G. (1975). A Causation Theory of Visitor-Resident Irritants, Methodology and Research Inferences. In *Conference Proceedings: Sixth Annual Conference of Travel Research Association* (pp. 195-198). San Diego.
- Drout, V. (2003). Ecology of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) in the Mediterranean Sea. PhD Thesis, University of Wales, Bangor (Reino Unido).
- Drouot, V, Bérubé, M, Gannier, A, Goold, JC, Reid, RJ y Palsbøll, PJ. 2004a. A note on genetic isolation of Mediterranean sperm whales (*Physeter macrocephalus*) suggested by mitochondrial DNA. *J Cetacean Res Manag* 6:29-32.
- Drouot, V, Gannier A y Goold J. 2004c. Diving and feeding behaviour of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) in the northwestern Mediterranean Sea. *Aquat Mamm* 30: 419-426.
- Drouot, V., Gannier, A. (2007). Movements of sperm whale in the western Mediterranean Sea: preliminary photo-identification results. [Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom](#), 87: 195-200.
- Drouot, V., Gannier, A., Goold, J. C. (2004b). Summer social distribution of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) in the Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84(3): 675-680.
- Duffus, D. A., and Dearden, P. (1990). Non-consumptive wildlife-oriented recreation: A conceptual framework. *Biological Conservation*, 53(3), 213-231.
- Duffus, D.A. and Dearden, P. 1995. Whales, science and protected area management in British Columbia, Canada. Pages 53-61 in Agardy, T. (Ed.) *The science of conservation in the coastal zone*. Gland (Switzerland): IUCN.
- Duffus, D.A., Dearden, P. (1993). Recreational use, valuation, and management, of killer whales (*Orcinus orca*) on Canada's Pacific coast. *Environmental Conservation*, 20:149-156.
- Duguy, R., Aguilar, A., Casinos, A., Grau, E., Raga, J.A. (1988). Comparative study of cetacean strandings on the Mediterranean coasts of France and Spain. *Miscel. Zool.* 12: 339-345.
- Duguy, R., Besson, J., Casinos, A., Di Natale, A., Filella, S., Raduan, A., Raga, J. y Viale, D. 1983. L'impact des activités humaines sur les cétacés de la Méditerranée occidentale. *Rap. Comm : Int. Mer. Medit.* 28 : 219-222.
- Duguy, R., Casinos, A. et Filella, S. 1978. Note sur la biologie de *Stenella coeruleoalba* dans le bassin occidental de la Méditerranée. XXVIe Congrès-Assemblée plénière, Antalya, Comité des Vertébrés marins et Céphalopods. 3pp.
- Duguy, R., Hussenot, E. (1982). Occasional captures of delphinids in the northeast Atlantic. *Rep. Int. Whal. Comm.*, 32: 461-462



- Duignan, P.J., Geraci, J.R., Raga, J.A. and Calzada, N. (1992) Pathology of morbillivirus infection in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from Valencia and Murcia, Spain. *Can. J. Vet. Res.* 56:242-248.
- Dunn, C.A. (2005). *Automated Categorisation of Bottlenose Dolphin (Tursiops truncatus) Whistles*. MRes in Environmental Biology. University of St Andrews and University of Dundee, Scotland, UK.
- Ecologistas en acción, UICN and ALNITAK (2009). Biodiversidad y varamientos en el Mar de Alboran. 28 pp.
- Elejabeitia, C., Urquiola, E. (2009). *Whale-watching in the Canary Islands*. 23 pp.
- Ellison, W., Southall, B., Clark, C., Frankel, A. (2011). A New Context-Based Approach to Assess Marine Mammal Behavioral Responses to Anthropogenic Sounds. *Conservation Biology*, 26(1): 21-28.
- Engel, M., Marcondes, M., Martins, C., O Luna, F., Lima, R., Campos, A. (2004). *Are seismic surveys responsible for cetacean strandings? An unusual mortality of adult humpback whales in Abrolhos bank, northeastern coast of Brazil*. Report of the International Whaling Commission SC/56/E28. 8 pp.
- Engelhaupt, D., Hoelzel, A. R., Nicholson, C., Frantzis, A., Mesnick, S., Gero, S., Whitehead, H., Rendell, L., Miller, P., de Stephanis, R., Canadas, A., Airoidi, S. and 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*). *Molecular Ecology*, 18(20): 4193-4205.
- Erbe, C. (2002). Underwater noise of whale-watching boats and potential effects on killer whales (*Orcinus orca*), based on an acoustic impact model. *Marine Mammal Science*, 18: 394-418.
- Ercilla, G. (2011). *Los sistemas deposicionales contorníticos generados por las masas de agua mediterráneas alrededor de Iberia: su evolución e implicaciones ambientales*, CONTOURIBER. CSIC. 10 pp.
- ESCANEZ, A., GUERRA, A., GONZÁLEZ, A. F., TOBENA, M., LANDEIRA, J. M. & AGUILAR DE SOTO, N. 2011. Trophic resources of Blainville's beaked whales (*Mesoplodon densirostris*) and Cuvier's beaked whales (*Ziphius cavirostris*) in El Hierro, Canary Islands. Abstract Book of the 25th Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 239 pp
- ESCORZA, S., HEIMLICH-BORAN, S. & HEIMLICH-BORAN, J. 1992. Bottle-nosed dolphins off the Canary Islands. Proceedings of the 6th Annual Conference of the European Cetacean Society, San Remo, Italy, 117-120 pp
- ESPERÓN, F., ARBELO, M., MUÑOZ, J., SÁNCHEZ-VIZCAINO, J. M. & FERNÁNDEZ, A. 2003. Histopathological findings and levels of trace elements and pop's in bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) stranded in Canary Islands. Conference Guide and Abstracts of the 17th Conference of the European Cetacean Society, Las Palmas de Gran Canaria, Spain, 221-222 pp
- ESPERÓN, F., FERNÁNDEZ, A. & SÁNCHEZ-VIZCAINO, J. M. 2008. Herpes simplex-like infection in a bottlenose dolphin stranded in the Canary Islands. *Diseases of Aquatic Organisms* 81: 73-76.
- ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A., FERNÁNDEZ, A., PÉREZ, J., HERRÁEZ, P., ARBELO, M., FERNÁNDEZ, A., GUIADO, F. & JABER, J. R. 2003. Hepatosplenic immunoblastic lymphoma in a bottlenosed dolphin (*Tursiops truncatus*). Conference Guide and Abstracts of the 17th Conference of the European Cetacean Society, Las Palmas de Gran Canaria, Spain, 220 pp
- ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A., SIERRA, E., FERNÁNDEZ, A., ARBELO, M., GODINHO, A. & HERRÁEZ, P. 2009. Pathological findings in cetacean skeletal muscle. Abstract Book of the 23th Conference of the European Cetacean Society, Istanbul, Turkey, 160-161 pp
- Esteban, R. (2008). Abundancia, estructura social y parámetros de historia natural de la orca (*Orcinus orca*) en el Estrecho de Gibraltar. Tesis de Master. Universidad de Cádiz.
- Esteban, R., de Stephanis, R., Verborgh, P., García, S., Guinet, C. (2008). Are the interactions with tuna fisheries a negative issue for the killer whales in the Strait of Gibraltar? (Poster).
- Esteban, R., Verborgh, P., Gauffier, P., Jiménez Torres, C., Giménez, J., de Stephanis, R., Guinet, C. (2010). Who will be the first? 24th Ann. Meeting European Cetacean Society, Stralsund, Germany 22-24 March 2010.
- Esteban, R., Verborgh, P., Gauffier, P., Jiménez, J., Alarcón, D., de Stephanis, R. (2011). Killer whale strategies on bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in Southern Spain. 2011. European Cetacean Society (Poster).
- European Commission (2006). *Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory Notes & Guidelines*. 64 pp.
- European Commission (2010a). On criteria and methodological standards on good environmental status



- of marine waters. *Official Journal of the European Union*, L232/14
- European Commission (2010b). Criterios y las normas metodológicas aplicables al Buen Estado Medioambiental de las aguas marinas. 2.9.2010. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L 232. 11 pp.
- European Commission (2011). Commission Staff Working Paper. Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status. Brussels, 14.10.2011SEC(2011) 1255 final.
- European Environment Agency. (2008) Impacts of Europe's changing climate - 2008 indicator-based assessment. Joint EEA-JRC-WHO report. EEA Report No 4/2008. JRC Reference Report No JRC47756. ISBN 978-92-9167-372-8. DOI 10.2800/48117. 246 pp.
- Evans WE (1994) Common dolphin, white-bellied porpoise – *Delphinus delphis* Linnaeus, 1758. In: Handbook of marine mammals (Ridgway SH, Harrison SR, eds.) Vol. 5: The first book of dolphins. Academic Press, London, pp. 191-224.
- Evans, D.L. y G.R. England. 2001. Joint Interim Report; Bahamas Marine Mammal Stranding Event of 15-16 March 2000. National Oceanic and Atmospheric Administration. Available online at: http://www.nmfs.noaa.gov/prot_res/PR2/Health_and_Stranding_Response_Program/Interim_Bahamas_Report.pdf.
- Evans, P. (2011). Large cetaceans in the ASCOBANS agreement area. *18th ASCOBANS Advisory Committee Meeting. May 4-6, 2011*. UN Campus, Bonn, Germany. 17 pp.
- Evans, P., Baines, M. (2007). *Biscay cetacean survey*. Sea Watch Foundation. 22 pp.
- Evans, P., Baines, M., Anderwald, P. (2011). *Risk Assessment of Potential Conflicts between Shipping and Cetaceans in the ASCOBANS Region*. 30 pp.
- Evans, P., Hammond, P. (2004). Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal Review*, 34(1): 131-156.
- Evans, P., Miller, L. (2004). Proceedings of the workshop on active sonar and cetaceans. *European cetacean society newsletter*, 42: 84 pp.
- Evans, P., Teilmann, J. (2009). *Report of ASCOBANS/HELCOM small cetacean population structure workshop. October 8–10, 2007*. UN Campus, Herman, Bonn, Germany. 142 pp.
- Evans, P., Thomas, L. (2011). *Estimation of costs associated with implementing a dedicated cetacean surveillance scheme in UK*. 42 pp.
- Evans, P.G.H., Fisher, P., Rees, P., Wainwright, I., Farrel, J., Mayo, W. (1993). Foraging ecology of harbour porpoises in Shetland. *Proceedings of the seventh annual conference of the European Cetacean Society*, Inverness, Scotland, UK.
- EVANS, P. G. C. & MILLER, L. A. 2004. Concluding remarks. Proceedings of the Workshop on Active Sonar and Cetaceans. *European Cetacean Society Newsletter*, Las Palmas de Gran Canaria, 74-77 pp.
- Evans, P.G.H., Nice, H. (1996). *Review of the effects of underwater sounds generated by seismic survey on cetaceans*. Sea Watch Foundation, Oxford.
- Evans, P.G.H., Pierce, G.J., Panigada, S. (2010). Climate change and marine mammals. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(8): 1483–1487.
- EVANS, P. G. H. & URQUIOLA PASCUAL, E. 1999. Introduction to marine protected areas: what are they designed to do and what criteria should be used in their selection? Proceedings of the Workshop Protected Areas for Cetaceans. *European Cetacean Society Newsletter*, Valencia, Spain, 4-11 pp.
- Evans, W. E. (1982) Distribution and differentiation of stocks of *Delphinus delphis* Linnaeus in the north-eastern Pacific. Pp45-66 *Mammals in the seas*, Vol 4. Food and agriculture organisation of the United Nations, Rome, Italy.
- Evans, W.E. (1974) Radio-telemetric studies of two species of small odontocete cetaceans. In: Schevill, W.E. (ed). *The whale problem*. Harvard University Press, Cambridge, Mass, p 385-394.
- Evans, W.E. (1975) Distribution, differentiation of populations, and other aspects of the natural history of *Delphinus delphis* Linnaeus in the northeastern Pacific. Ph.D. thesis, University of California.
- Evans, W.E. (1994). Common dolphin, white-bellied porpoise – *Delphinus delphis* Linnaeus, 1758. In: Handbook of marine mammals (Ridgway SH, Harrison SR, eds.) Vol. 5: The first book of dolphins. Academic Press, London, pp. 191-224.
- Evans, W.E., Yablokov, A.V., Bowles, A.E. (1982). Geographic variation in the color pattern of killer whales. *Report. Internat. Whaling Comm.*, pp. 32:687-694.



- Fabbri, F., Giordano, A. and Lauriano, G., 1992 A preliminary investigation into the relationship between the distribution of Risso's dolphin and depth. Procc. Of the sixth Ann. Conf of the European Cetacean Society. San Remo. Italy, 20-22 February 1992.
- FAERBER, M. M. & BAIRD, R. W. 2010. Does a lack of observed beaked whale strandings in military exercise areas mean no impacts have occurred? A comparison of stranding and detection probabilities in the Canary and main Hawaiian Islands. *Marine Mammal Science* 26: 602-613.
- FAIS, A., AGUILAR SOTO, N., LEWIS, T., MARTÍN, L., ÁLVAREZ, O. & RODRÍGUEZ, M. 2010. Combined acoustic and visual survey for sperm and beaked whales in off-shore waters around the Canary Islands. Abstract Book of the 24th Annual Conference of the European Cetacean Society, Stralsund, Germany, pp
- Fariña, A.C., Pereiro, F.J., Fernández, A. (1985). Peces de los fondos de arrastre de l plataforma continental de Galicia. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 2: 89-98.
- Félix, F., B. Haase, J.W. Davis, D. Chiliza, y P. Amador. 1997. A note on recent strandings and bycatches of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) and humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Ecuador. *Rep. Int. Whal. Commn* 47:917-919.
- FERGUSON, E. & NUSSEY, D. 2001. The positive psychological impact of whale watching - an investigation into changes in the perceptions of eco-tourists over the course of whale watching excursions in Tenerife, Canary Islands Conference Guide and Abstracts of the 15th Conference of the European Cetacean Society, Rome, Italy, 63 pp.
- Fernández de la Cigoña, E. (1990). *Os cabaleiros do mar: baleas e golfinhos das nosas augas. Guía dos cetáceos de Galicia e Iberia*. Ser. Natureza Galega - Tomo III. Vigo, Spain: Asociación Galega para a Cultura e a Ecoloxía (AGCE). 162 pp.
- Fernández de la Cigoña, E., & Ojuo, X.M. (1999). Fauna das augas galegas: crustáceos, peixes, réptiles e mamíferos. In: *Colección natureza galega Vol. XIV*. Vigo, Spain. 201 pp.
- FERNÁNDEZ, A. 2004. Pathological findings in stranded beaked whales during the naval military manoeuvres near the Canary Islands. *Proceedings of the Workshop on Active Sonar and Cetaceans*. European Cetacean Society Newsletter, Las Palmas de Gran Canaria, 37-40 pp.
- Fernández, A., Arbelo, M., Degollada, E., André, M., Castro-Alonso, A., Jaber, R., Martín, V., Calabuig, P., Castro, P., Herraéz, P., Rodríguez, P., Espinosa de los Monteros, A. (2003) Pathological findings in beaked whales stranded massively in the Canary Islands. Poster presented at the European Cetacean Society Conference, Las Palmas de Gran Canaria, March 2003.
- Fernández, A., Castro, P., Martín, V., Gallardo, T., Arbelo, M. (2004). New beaked whale mass stranding in Canary Islands associated with naval military exercises (Majestic Eagle 2004)? *Poster at U.S.MMC-Sound Program, International Policy Workshop on Sound and Marine Mammal, September 28-30, 2004*.
- Fernández, A., Edwards, J. F., Rodriguez, F., Espinosa de los Monteros, A., Herráez, P., Castro, P., Jaber, J.R., Martín, V., Arbelo, M. (2005) Gas and fat embolic syndrome involving a mass stranding of Beaked Whales (Family Ziphiidae) exposed to anthropogenic sonar signals. *Veterinary Pathology*, 42: 446-457.
- Fernandez, A., Edwards, J.F., Rodriguez, F., Espinosa de los Monteros, A., Herraéz, P., Castro, P., Jaber, J. R., Martin, V., and Arbelo, M. 2005. "Gas and fat embolic syndrome" involving a mass stranding of beaked whales (Family Ziphiidae) exposed to anthropogenic sonar signals. *Vet Pathol* 42:446-457.
- Fernández, A., Esperon, F. Herraéz, P., Espinosa, A., Clavel, C., Bernabe, A., Sanchez-Vizcaino, J., Verborgh, P., de Stephanis, R., Toledano, F., Bayon, A. (2008). Pilot whales (*Globicephala melas*) mortality due to Morbillivirus in the Mediterranean Sea. *Emerging Infectious Diseases*, 14: 792-794.
- Fernández, A., Méndez, M., Espinosa, A., Herráez, P., Arbelo, M. (2010). *Pathology of struck whales*. Report of the Joint IWC-ACCOBAMS Workshop on reducing risk of collisions between vessels and cetaceans IWC/S10/SSW5.2. Beaulieu sur Mer, France.
- Fernández, E., Cabal, J., Acuña, J.L., Bode, A., Botas, A., & García-Soto, C. (1993). Plankton distribution across a slope current-induced front in the southern Bay of Biscay. *Journal of Plankton Research*, 15: 619-641.
- Fernández, M. (2000). El cachalote (*Physeter macrocephalus*). *Galemys* 12 (2), 2000: 22 pp.
- Fernández, R., García-Tiscar, S., Santos, B., López, A., Martínez Cedeira, J., Newton, J., Pierce, G.J. (2011a). Stable isotope analysis in two sympatric populations of bottlenose dolphins Tursiops



- truncatus: evidence of resource partitioning? *Marine Biology*, 158: 1043-1055.
- Fernández, R., Llavona, A., Pierce, G.J., Santos, M.B., López, A., Silva, M.A., Ferreira, M., Carrillo, M., Cermeño, P., Lens, S., Piortney, S.B. (2011b). Fine scale genetic structure of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off Atlantic waters of the Iberian Peninsula. *Hydrobiologia*, 670: 111–125.
- FERNÁNDEZ, R., SANTOS, M. B., CARRILLO, M., TEJEDOR, M. & PIERCE, G. J. 2007. Do feeding habits from Canary Islands cetaceans differ from those of their coastal relatives? Conference Guide and Abstracts of the 21th Conference of the European Cetacean Society, San Sebastian, Spain, 107 pp.
- Fernández, R., Santos, M.B., Carrillo, M., Tejedor, M., Pierce, G.J. (2009). Stomach contents of cetaceans stranded in the Canary Islands 1996-2006. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89: 873-883.
- Fernandez, R., Santos, M.B., MacLeod, C.D., Covelo, P., López, A., Kitsiou, D., Pierce, G.J. (2009a). Presence-only models to predict common and bottlenose dolphin distribution. *18th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Society for Marine Mammalogy. October 12-16, 2009, Quebec, Canada*.
- Fernández-Contreras, M. M., Cardona, L., Lockyer, C. H., Aguilar, A. (2010). Incidental bycatch of short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) by pairtrawlers off northwestern Spain. *ICES Journal of Marine Science*, 67(8): 1732-1738.
- Fernández-Cordeiro, A.F., Torrado-Fernandez, F., Pérez-Pintos, R., Garci-Blanco, M., Rodriguez-Folgar, A. (1996). The bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in the Galician coast. *X Conference of the European Cetacean Society. March 11-13, 1996. Lisboa, Portugal*.
- Ferreira, M., Monteiro, S., Rodrigues, P., Mendes, P., López, A., Vingada, J. V. (2008). Summer distribution and abundance of cetaceans in Northern/Central Portugal. *22nd Annual Conference of the European Cetacean Society. March 9-12, 2008. Egmond aan Zee, The Netherlands*.
- Ferreira-Priegue, E. (1988). *Galicia en el comercio marítimo medieval*. A Coruña, Spain: Fundación Pedro Barrié de la Maza. 903 pp.
- Figueiras, F.G., Labarta, U., Fernandez Reiviz, M.J. (2002). Coastal upwelling, primary production and mussel growth in the Rias Baixas of Galicia. *Hydrobiologia*, 484: 121–131.
- Filadelfo, R., Mintz, J., Michlovich E., D'Amico, A., Tyack, P.L., Ketten, D.R. (2009). Correlating Military Sonar Use with Beaked Whale Mass Strandings: What Do the Historical Data Show? *Aquatic Mammals* 35(4): 435-444.
- Filgueira, X., & Fortes, M.X. (1995). (Eds.). *Epistolario do Padre Sarmiento*. Santiago de Compostela, Spain: Consello da Cultura Galega.
- Finneran, J. J., Schlundt, C. E., Dear, R., Carder, D. A., Ridgway, S. H. (2002) Temporary shift in masked hearing thresholds in odontocetes after exposure to single underwater impulses from a seismic watergun. *Journal of the Acoustical Society of America*, 111(6), 2929–2940.
- Finneran, J.J., Carder, D.A., Schlundt, C.E., Ridgway, S.H. (2005) Temporary threshold shift in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) exposed to mid-frequency tones. *Journal of the Acoustical Society of America*, 118:2696-2705.
- Fleishman, E. (2010). *Introduction and Progress of a Working Group on the Population Consequences of Acoustic Disturbance*. Report of the International Whaling Commission SC/62/WW5. 11 pp.
- Fonseca, S. (2011). Análisis del Impacto de los Puertos sobre los Cetáceos en Galicia. MSc thesis, Universidad de Santiago de Compostela.
- Fontaine, M. C., Tolley, K.A., Duke, S., Birkun, A., Ferreira, M., Jauniaux, T., Llavona, Á., Öztürk, B., Öztürk, A. A., Ridoux, V., Rogan, E., Sequeira, M., Bouqueneau, J.M., Baird, S.J.E. (2007b). Climate change fragments populations of a top cetacean predator. *Science*, en preparación.
- Fontaine, M. C., Tolley, K.A., Michaux, J.R., Birkun, A., Ferreira, M., Jauniaux, T., Llavona, A., Ozturk, B., Ozturk, A.A., Ridoux, V., Rogan, E., Sequeira, M., Bouqueneau, J.M., Baird, S.J.E. (2010). Genetic and historic evidence for climate-driven population fragmentation in a top cetacean predator: the harbour porpoises in European water. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 277(1695): 2829-2837.
- Fontaine, M.C., Baird, S.J.E., Piry, S., Ray, N., Tolley, K.A., Duke, S., Birkun, A., Ferreira, M., Jauniaux, T., Llavona, A., Ozturk, B., Ozturk, A.A., Ridoux, V., Rogan, E., Sequeira, M., Siebert, U., Vikingsson, G.A., Bouqueneau, J.M., Michaux, J.R. (2007a). Rise of oceanographic barriers in continuous populations of a cetacean: the genetic structure of harbour porpoises in Old World waters. *BMC Biology*, 5: 1-16.



- Foote, A.D., Newton, J., Piartney, S.B., Willerslev, E., Gilbert, M.T.P. (2009). Ecological, morphological and genetic divergence of sympatric North Atlantic killer whale populations. *Molecular Ecology*, 18 (24): 5207-5217.
- Foote, A.D., Osborne, R., Hoelzel, A. (2004). Environment: Whale-call response to masking boat noise. *Nature*, 429.
- Foote, A.D., Vilstrup, J.T., de Stephanis, R., Verborgh, P., Nielsen, S.C.A., Deaville, R., Kleivane, L., Martín, V., Miller, P.J.O., Oien, N., Pérez-Gil, M., Rasmussen, M., Reid, R.J., Robertson, K. M., Rogan, E., Simila, T., Tejedor, M.L., Vester, H., Vikingsson, G.A., Willerslev, E., Gilbert, M. T.P., Piartney, S.B. (2011). Genetic differentiation among North Atlantic killer whale populations. *Molecular Ecology*, 20(3): 629-641.
- Forcada, J. (1996) Abundance of common and striped dolphins in the southwestern Mediterranean. In: Evans, P.G.H., Nice, H. (Eds.), *European Research on Cetaceans*, vol. 9, pp. 153–155.
- Forcada, J. and Hammond, P.S. (1998) Geographical variation in abundance of striped and common dolphins of the western Mediterranean. *Journal of Sea Research*, 39, 313–325.
- Forcada, J., Aguilar, A., Hammond, P.S., Pastor, X., Aguilar, R. (1994). Distribution and numbers of striped dolphins in the western Mediterranean-Sea after the 1990 epizootic outbreak. *Marine Mammal Science*, 10(2): 137-150.
- Forcada, J., Aguilar, A., Hammond, P.S., Pastor, X., Aguilar, R. (1996). Distribution and abundance of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the western Mediterranean sea during the summer. *Journal of Zoology*, 238: 23-34.
- Forcada, J., Gazo, M., Aguilar, A., Gonzalvo, J., Fernández-Contreras, M. (2004). Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Marine Ecology-Progress Series*, 275: 275-287.
- Forcada, J., Hammond, P.S. (1998). Geographical variation in abundance of striped and common dolphins of the western Mediterranean. *Journal of Sea Research*, 39, 313–325.
- Forcada, J., Notarbartolo Di Sciara, G. & Fabbri, F. (1995). — Abundance of the fin whales and the striped dolphin summering in the corso-ligurian basin. *Mammalia*, 59: 127-140.
- Ford, J.K.B., Ellis, G.M. (1999). *Transients: mammal-hunting killer whales of British Columbia, Washington, and southeastern Alaska*. UBC Press, Vancouver, British Columbia.
- Fordyce, (2002). Fossil record. In Perrin, W.F.; Würsig, B e Thewissen, J.G.M. *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press. San Diego, pp: 453-482.
- Forestell, P., and Kaufman, G. (1996). *The development of whalewatching in Hawaii and its application as a model for growth and development of the industry elsewhere*. In: Colgan, K. (ed.) *Encounters with Whales '95*. (pp. 53-65). Canberra, Australia.
- Fossi C. & Marsili L. 2003. Effects of endocrine disruptors in aquatic Mammals. *Pure Appl. Chem.* 75:2235–2247.
- Fossi, M. C., Urban, J., Casini, S., Maltese, S., Spinsanti, G., Panti, C., Porcelloni, S., Panigada, S., Lauriano, G., Nino-Torres, C., Rojas-Bracho, L., Jimenez, B., Munoz-Arnanz, J., 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). *Marine Environmental Research*, 69: S17-S20.
- Fraga, F. (1981). *Upwelling off the Galician coast, Northwest Spain*. In *Coastal upwelling* (editor Richards, F.A.). Washington D.C: American Geophysical Union. pp 176-182.
- Franco, I., & Mas, J. (1997). Avistamiento de cetáceos en el mar de Alboran. Julio 1993. *Publicación Especial Instituto Español de Oceanografía*, 24: 65-73.
- Frantzis A., Alexiadou P., Paximadis G., Politi E., Gannier A. y Corsini-Foka M. 2003. Current knowledge of the cetacean fauna of the Greek Seas. *The Journal of Cetacean Research Management* 5(3):219-232.
- Frantzis, A. (1998). Does acoustic testing strand whales? *Nature*, 392: 29.
- Frantzis, A. 1998. Does acoustic testing strand whales? *Nature* 392:29.
- Frantzis, A. and Herzog, D.L. (2002) Mixed species associations of striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*), short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) and Risso's dolphin (*Grampus griseus*), in the Gulf of Corinth (Greece, Mediterranean Sea). *Aquatic Mammals*, 28, 188–197.
- Frantzis, A., Nikolaou, O., Bompar, J. M., Cammedda, A. (2004). Humpback whale occurrence in the Mediterranean Sea. [Journal of Cetacean Research and Management](#), 6: 25-28.



- Frederick I, Archer, II and Perrin W. F. 1999. Mammalian species. *Stenella coeruleoalba*. American Society Mammalogists. 603: 1-9, 3.
- Freeman, M. M. R. (2008). "Challenges of assessing cetacean population recovery and conservation status." *Endangered Species Research* 6(2): 173-184.
- Freire, J., & García-Allut, A. (2000). Socioeconomic and biological causes of Management failures in European artisanal fisheries: the case of Galicia (NW Spain). In: *Marine Policy, Pergamon, Volumen 24*. USA. 375-384.
- Freitas, L. (2004). The stranding of three Cuvier's beaked whales *Ziphius cavirostris* in Madeira Archipelago–May 2000. In P. Evans & L. Miller (Eds.), *Proceedings of the Workshop on Active Sonar and Cetaceans Held at the European Cetacean Society 17th Annual Meeting, 8 March 2003 (European Cetacean Society Newsletter, 42 [Special Issue], 28-32*.
- Friday, N., Smith, T.D., P.T. Stevick. (2001). Measurement of photographic quality and individual distinctiveness for the photographic identification of Humpback whales (*Megaptera novaengliae*). *Marine Mammal Science*, 16(2): 355-374.
- Fripp, D., Owen, C., Quintana-Rizzo, E., Shapiro, A., Buckstaff, K., Jankowski, K., Wells, R., Tyack, P. (2005). Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) calves appear to model their signature whistles on the signature whistles of community members. *Animal Cognition*, 8(1): 17-26.
- Fromentin, J.M., Powers J.E. (2005). Atlantic bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management. *Fish and Fisheries*, 6: 281-306.
- Fukushima M, Kawai S. 1981. Variation of organochlorine residue concentration and burden in striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) with growth. In: Fujiyama T, editor.
- Fullard, K., Early, G., Heide-Jørgensen, M.P., Bloch, D., Rosing-Asvid, A., Amos, W. (2000). Population structure of long-finned pilot whales in the North Atlantic: a correlation with sea surface temperature? *Molecular Ecology*, 9: 949-958.
- Gallego, P., Andreu, E., Morales, A., Cosentino, A., Lott, R., Scullion, A. (2007). Dieta de la orca (*Orcinus orca*) en el Estrecho de Gibraltar. Sociedad Europea de Cetáceos (Poster).
- Gallego, P., De Los Rios y Loshuertos, A., Cosentino, A. (2007). La Orca (*Orcinus orca*) del Estrecho de Gibraltar al borde de la extinción. (Poster).
- 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. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(1): 179-201.
- Gambell, R. (1985). Fin whale, *Balaenoptera physalus* (Linnaeus 1758). In: S.H. Ridgeway and R. Harrison (eds), *Handbook of Marine Mammals*. Academic Press, London, UK. 171-192 pp.
- Gannier A (2005) Summer distribution and relative abundance of delphinids in the Mediterranean Sea. *Rev Écol* 60: 223–238.
- Gannier A. 1998. Seasonal variation of the bathymetric distribution of cetaceans in the Liguro-Provençal basin (Western Mediterranean). *Vie Milieu* 48 (1): 25-34.
- Gannier A. 1999. Diel variations of the striped dolphin distribution off the French Riviera (northwestern Mediterranean Sea). *Aquatic Mammals* 3(25):123-134.
- Gannier, A. (1995) Les cétacés de Méditerranée nord-occidentale: estimation de leur abondance et mise en relation de la variation saisonnière de leur distribution avec l'écologie du milieu. Master thesis. Ecole Pratique des Hautes Etudes, Montpellier, France.
- Gannier, A. (1995) Les cétacés de Méditerranée nord-occidentale: estimation de leur abondance et mise en relation de la variation saisonnière de leur distribution avec l'écologie du milieu. Master thesis. Ecole Pratique des Hautes Etudes, Montpellier, France.
- Gannier, A. and Gannier, O. 1993. Striped dolphin abundance estimate in the Liguro-Provençal basin: preliminary study. *Eur. Res. Cetaceans [Abstracts]* 7: 139-43.
- Gannier, A. y Praca, E. 2007. SST fronts and the summer sperm whale distribution in the northwest Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87(1): 187–193.
- Gannier, A., Drouot, V. y Goold, J.C. 2002. Distribution and relative abundance of sperm whales in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 243: 281-293.
- Gannier, A., Epinat, J. (2008). Cuvier's beaked whale distribution in the Mediterranean Sea: results from small boat surveys 1996–2007. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*,



- 88(6): 1245-1251.
- Gannon, D., Read, A., Craddock, J., Fristrup, K., Nicoles, J. (1997). Feeding ecology of long-finned pilot whales *Globicephala melas* in the western North Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 148: 1-10.
- García Tiscar, S. (2010) Interacciones entre delfines mulares (*Tursiops truncatus*), orcas (*Orcinus orca*), y pesquerías en el mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar. Universidad Autónoma de Madrid. 301 pp.
- García Tiscar, S. 2009. Interacciones entre delfines mulares (*Tursiops truncatus*), orcas (*Orcinus orca*), y pesquerías en el mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar. Universidad Autónoma de Madrid. 301 pp.
- García, A., Lapuente, L., Andreu, E., Martínez, M., Medina, B., Gallego, P. (2008). Colisiones entre cetáceos y embarcaciones en el Estrecho de Gibraltar. Sociedad Europea de Cetáceos (Poster).
- García, G., Caldas, M., Palacios, G., Moldes, M., Leal, A., López, A. (2011). Photoidentification and population movements of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, along the Galician coast, NW Iberia. 25th Annual Conference of the European Cetacean Society. 21-23 Mayo 2011, Cádiz.
- García, J.A., Martínez-Cedeira, J., Morales, X., López, A. (2011). Study of the cetaceans-fisheries interactions in Galician and Cantabrian sea waters (Northern Spain) through fishing trips. 25th Annual Conference of the European Cetacean Society. Mayo 21-23, Cádiz.
- García, N., Caldas, M., Palacios, G., Moldes, M., Leal, A., López, A. (2011). Photoidentification and population movements of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, along the Galician coast, NW Iberia. 25th Annual Conference of the European Cetacean Society. May 21-23, 2011. Cádiz, España.
- García, S. (2009). *Interacciones entre delfines mulares (Tursiops truncatus), orcas (Orcinus orca), y pesquerías en el mar de alborán y Estrecho de Gibraltar*. Universidad autónoma de Madrid. 301 pp.
- GARCÍA ÁLVAREZ, S., MARTÍN, V. & LÓPEZ-JURADO, L. F. 2000. Distribución, abundancia, uso del hábitat y comportamiento social de *Grampus griseus* en el norte de Gran Canaria. Libro de Resúmenes del I Simposium de la Sociedad Española de Cetáceos, Ceuta, Spain, 23-26 pp
- GARCÍA, S. & MARTÍN, V. 2002. Risso's dolphin *Grampus griseus* in the eastern of the Canary Islands. 16th Annual Conference of the European Cetacean Society, Liege, Belgium
- García-Borrón. (1996). Recurrencias etimológicas. Los nombres de animales (2). In: Anuario de estudios filológicos. Vol. IX: 205-221
- García-Castrillo, G., Cendrero, O. (1987). Les cétacés trouvés sur les côtes du Nord et du Nord-Ouest d'Espagne 1984, 1985 et (1986). *Cons. Int. Explor. Mer.* CM. 1987/N:2. Comité des Mammifères Marins.
- García-Castrillo, G., Cendrero, O., Pérez, C., López, A. (1993). *Marine mammals on the North and Northwest Spain in 1992*. International Council for the Exploration of the Sea CM 1993/N:14.
- García-Castrillo, G., Cendrero, O., Pérez, C., López, A. (1994). *Marine mammals on the North and Northwest Spain in 1993*. International Council for the Exploration of the Sea CM 1994/N:10.
- García-Castrillo, G., Cendrero, O., Pérez, C., Nores, C. (1988). Les mammifères marins du nord de l'Espagne en (1987). *Cons. Int. Explor. Mer.* CM 1988/N: 4. Comité des Mammifères Marins.
- García-Castrillo, G., Cendrero, O., Pérez, C., Nores, C. (1989). *Les mammifères marins du nord de l'Espagne en (1988)*. [Conseil international pour l'exploration de la mer](#) CM 1989/N:5. Comité des Mammifères Marins.
- García-Castrillo, G., Lanuza, P. (1987). Contribución al conocimiento de los mamíferos marinos de la costa de Cantabria. II - Pinnípedos (Focas). In: *Anuario del Instituto de Estudios Marinos "Juan de la Cosa"*. Vol.II: 175-194.
- García-Imhof, C. (1998). *Movimientos y uso de hábitat de los delfines costeros Sotalia fluviatilis y Tursiops truncatus en la Bahía de Cispatá, atlántico Colombiano*. PhD Thesis. Universidad de los Andes. 50 pp
- García-Martínez, J., Barrio, E., Raga, J.A., Latorre, A. (1995). Mitochondrial DNA variability of striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) in the Spanish Mediterranean waters. *Marine Mammal Science*, 11 (2): 183-199.
- García-Martínez, J., Moya, A., Raga, J.A., Latorre, A. (1999). Genetic differentiation in the striped dolphin *Stenella coeruleoalba* from European waters according to mtDNA restriction analysis. *Molecular Ecology*, 8 (6): 1069-1074.
- García-Tiscar, S., Fernández, R., Santos, M.B., López A., Pierce G. (2006). Preliminary results of ¹³C and ¹⁵N stable isotope analyses in bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in Galician waters (NW Spain). 20th Annual Conference of the European Cetacean Society. April 2-7, 2006. Gdynia, Poland.



- Gascard, J.C. and Richez, C. 1985. Water Masses and Circulation in the Western Alborán Sea and in the Straits of Gibraltar. *Progress in Oceanography* 15. pp:157-216
- Gaskin, D.E. (1984). *The harbour porpoise Phocoena phocoena (L.): regional populations, status, and information on direct and indirect catches*. Report of the international Whaling Commission, 34: 569-586.
- Gaskin, D.R. 1982. The ecology of whales and dolphins, Heinemann Educational Books, New Hampshire.
- Gaspari S. 2004. Social and Population Structure of Striped and Risso's Dolphins in the Mediterranean Sea. PhD Thesis. University of Durham, UK.
- Gaspari, S., Airoidi, S., Hoelzel, A. (2007). Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in UK waters are differentiated from a population in the Mediterranean Sea and genetically less diverse. *Conservation Genetics*, 8(3): 727-732.
- Gaspari, S., Azzellino, A., Airoidi, S. and Hoelzel, R. (2007) Social kin associations and genetic structuring of striped dolphin populations (*Stenella coeruleoalba*) in the Mediterranean Sea *Molecular Ecology* 16, 2922–2933 doi: 10.1111/j.1365-294X.2007.03295.x
- Gaspari, S., Azzellino, A., Airoidi, S., Hoelzel, R. (2007) Social kin associations and genetic structuring of striped dolphin populations (*Stenella coeruleoalba*) in the Mediterranean Sea. *Molecular Ecology* 16:2922–2933.
- Gauffier, P. (2008). Estimating the consequences of the 2006-07 Morbillivirus epizootic on Long-finned pilot-whales in the Strait of Gibraltar. MSc thesis *Agrocampus*: 56.
- Gauffier, P., Esteban, R., Verborgh, P., de Stephanis, R. 2009. Conservación de grandes cetáceos en el sur peninsular a partir de la participación pública. Informe técnico para el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 122 p.
- Gauffier, P., Verborgh, P., Corbella, C., de Stephanis, R., Esteban, R., Fernandez, A., de la Fuente, J. and Guinet, C. 2009. Estimating the consequences of the 2006-07 Morbillivirus epizootic on the long-finned pilot whales in the Strait of Gibraltar. IWC SC/61/E20.
- Gauffier, P., Verborgh, P., Corbella, C., de Stephanis, R., Esteban, R., Fernández, A., de la Fuente, J., Guinet, C. (2009). *Estimating the consequences of the 2006-07 Morbillivirus epizootic on the long finned pilot whales in the Strait of Gibraltar*. Report of the International Whaling Commission 61. 6 pp.
- Gauffier, P., Verborgh, P., Esteban, R., de Stephanis, R., Giménez, J., Jiménez Torres, C., Andréu, E., Medina, B. and Knies, E. 2010. When it comes to whales' conservation, is recommendation enough? 24th Ann. Meeting European Cetacean Society, Stralsund, Germany 22-24 March 2010.
- Gaydos, J.K., Balcomb, K.C.III, Osborne, R.W. y Dierauf, L. 2004. Evaluating potential infectious disease threats for southern resident killer whales, *Orcinus orca*: a model for endangered species. *Biological Conservation* 117:253-262.
- Gaydos, J.K., K. C. Balcomb, III, R. Osborne, and L Dierauf. 2004. Evaluating potential infectious disease threats for southern resident killer whales, *Orcinus orca*: a model for endangered species. *Biological Conservation*. 117: 253-262.
- Gazo, M., Gonzalvo, J., Aguilar, A. (2008) Pingers as deterrents of bottlenose dolphins interacting with trammel nets. *Fisheries Research* 92:70–75.
- Gazo, M.; Forcada, J.; Aguilar, A.; Fernández-Contreras, M. M.; Borrell, A.; Gonzalvo, J.; Tornero, V. 2004. Sector Norte (Cataluña e Islas Baleares). En: Proyecto Mediterráneo. Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español. J. A. Raga y J. Pantoja (eds). *Naturaleza y Parques Nacionales, Serie Técnica*, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp: 15-65.
- Gedamke, J., & McCauley, R. (2010). *Initial Quantification of Low Frequency Masking Potential of a Seismic Survey*. Report of the International Whaling Commission SC/62/E12. 7 pp.
- Gedamke, J., Gales, N., Hildebrand, J. y Wiggins, S. 2009. Seasonal occurrence of low frequency whale vocalisations across eastern Antarctic and southern Australian waters, February 2004 to February 2007. Paper SC/59/SH5 presented to the International Whaling Commission Scientific Committee, May 2009, Madeira, Portugal. 9pp.
- Geraci, J.R. 1990. Physiologic and toxic effects on cetaceans, pp. 167–192. In: *Sea mammals and oil: confronting the risks* J.R. Geraci and D.J. St. Aubin, Editors. First ed., Academic Press, Inc. San Diego, California: 239 p.



- Geraci, J.R. y St. Aubin, D.J. editors. (1990) Sea mammals and oil: confronting the risks. Academic Press, New York.
- Giese, M. 1996. Effects of human activity on Adélie Penguin *Pygoscelis adeliae* breeding success. *Biological Conservation* 75:157–164.
- Gilmore, R. M. 1951. The whaling industry: Whales, dolphins, and porpoises. In *Marine Products of Commerce* (D. K. Tressler y J. M. Lemon, eds.), pp. 680 – 715. Reinhold Publishing Corporation, New York.
- Giménez, J., de Stephanis, R., Gauffier, P., Esteban, R. y Verborgh, P. 2011. Biopsy wound healing in long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). *Veterinary Records*, 168(4):101b.
- Giménez, J., Gauffier, P., García Tiscar, S., Esteban, R., Minvielle-Sebastia, L., Verborgh, P., Jiménez Torres, C., and de Stephanis, R. (2010) Behavioural response of cetaceans to biopsy darting. 24th Ann. Meeting European Cetacean Society, Stralsund, Germany 22-24 March 2010.
- Giménez, J., Gauffier, P., Verborgh, P., de Stephanis, R., Esteban, R., Corbella, C., Jaget, Y. (2009). First photo-id catalogue of common dolphins of the strait of Gibraltar and gulf of Cadiz. 23rd Conference of the European Cetacean Society, 2-4 Marzo, Estambul (Turquia).
- Giménez, J., Gauffier, P., Verborgh, P., Esteban, R., Jiménez-Tores, C., de Stephanis, R. (2011) The bay of Algeciras: A feeding and a breeding ground for common dolphins? 25th Conference of the European Cetacean Society, 21-23th Marzo, Cádiz.
- GOBIERNO DE CANARIAS. 2009. Activities on cetaceans carried out by the Canary Islands Government in 2008 and review of historic data records of cetaceans and ship strikes in the Canary Islands. Paper IWC/61/CC16 presented to the International Whaling Commission Scientific Comitee, June 2009, Madeira.
- GOBIERNO DE ESPAÑA & GOBIERNO DE CANARIAS. 2008. Interaction between maritime traffic and cetaceans in the Canaries Archipelago. Paper IWC/60/CC12 presented to the International Whaling Commission Scientific Comitee, June 2008 Santiago, Chile. 3 pp.
- GODINHO, A., RADUAN, J. J., CASTRO, P., MÉNDEZ, M., PAUL, J. & FERNÁNDEZ, A. 2007. Ultrastructural findings of intracytoplasmic eosinophilic globules in hepatocytes of stranded cetaceans. Conference Guide and Abstracts of the 21th Conference of the European Cetacean Society, San Sebastian, Spain, 79 pp
- Gómez de Segura, A. (2006). *Abundancia y distribución de cetáceos y tortugas marinas en el mediterráneo español. Tesis Doctoral*. Facultad de Biología de la Universidad de Valencia. 148 pp.
- Gómez de Segura, A. G., Hammond, P. S. and Raga, J. A. (2008). Influence of environmental factors on small cetacean distribution in the Spanish Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88(6): 1185-1192.
- Gómez de Segura, A., Crespo, E. A., Pedraza, S., Hammond, P., Raga, J. A. (2006). Abundance of small cetaceans in waters of the central Spanish Mediterranean. *Marine Biology*, 150(1): 49-160.
- Gómez de Segura, A., Crespo, E.A., Pedraza, S.N., Hammond, P.S. y Raga, J.A. (2006). Abundance of small cetaceans in the waters of the central Spanish Mediterranean. *Marine Biology*, 150: 149-160.
- Gómez de Segura, A., Crespo, E.A., Pedraza, S.N., Hammond, P.S., Raga, J.A. (2006). Abundance of small cetaceans in the waters of the central Spanish Mediterranean. *Marine Biology*, 150: 149-160.
- Gómez de Segura, A., E. A. Crespo, Pedraza, S. N. Hammond, P. S. Raga, J. A. (2006). Abundance of small cetaceans in waters of the central Spanish Mediterranean. *Marine Biology*, 150: 149-160.
- Gómez de Segura, A., Hammond, P.S., Cañadas, A., Raga, J.A. (2007). Comparing cetacean abundance estimates derived from spatial models and design-based line transect methods. *Marine Ecology Progress Series*, 329: 289-299.
- Gómez de Segura, A., Hammond, P.S., Raga, J.A. (2008). Influence of environmental factors on small cetacean distribution in the Spanish Mediterranean and its conservational applications. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88: 1185-1192.
- Gómez de Segura, P.S. Hammond y J.A. Raga (2008). Influence of environmental factors on small cetacean distribution in the Spanish Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 88, pp 1185-1192 doi:10.1017/S0025315408000386
- Gómez-Campos E; Borrel A, Cardona L, Forcada J, Aguilar A (2011) Overfishing of Small Pelagic Fishes Increases Trophic Overlap between Immature and Mature Striped Dolphins in the Mediterranean Sea. *PloS ONE* 6(9): e24554. doi:10.1371/journal.pone.0024554



- Gómez-Gutiérrez, A., Garnacho, E., Bayona, J.M., Albaigés, J. (2007). Assessment of the Mediterranean sediments contamination by persistent organic pollutants. *Environmental Pollution*, 148: 396–408.
- Gonzales, A. F., Lopez, A., Guerra, A., Barreiro, A. (1994). Diets of marine mammals stranded on the northwestern Spanish coast with special reference to cephalopoda. *Fisheries Research*, 21: 179–191.
- González *et al.* 2006. El Plan de Acción para la recuperación de la Foca monje del Mediterráneo (*Monachus monachus*) en el Atlántico oriental. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie Especies Amenazadas. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- González, A. F., López, A., and Valeiras, X. (1999). The first mass stranding of *Globicephala macrorhynchus* (Cetacea, Odontoceti) on the North-west Spanish coasts. *European Research on Cetaceans 13: Thirteenth annual conference of the European Cetacean Society*, Valencia, Spain, 428-430.
- González, A., López, A., Guerra A., Barreiro, A. (1992a). *Cephalopods in the diet of marine mammals stranded off the coast of Galicia (NW Spain)*. International Council for the Exploration of the Sea.
- González, A., López, A., Guerra, A., Barreiro, A. (1992b). Cephalopods in the diet of marine mammals stranded off the coast of Galicia (NW Spain). Evaluation of prey-predator relations were cephalopods are involved. *ICES study group on cephalopod biology*. September 21-22, 1992. Kiel, Germany.
- González, A., López, A., Guerra, A., Barreiro, A. (1994). Diets of marine mammals stranded on the Northwestern Spanish Atlantic coast with special reference to Cephalopoda. *Fisheries Research*, 21: 179-191.
- GONZÁLEZ, G. & CARRILLO, M. 2003. Environmental diagnosis and proposal for the conservation of the SAC ES-7020017. Conference Guide and Abstracts of the 17th Conference of the European Cetacean Society, Las Palmas de Gran Canaria, Spain, 148-149 pp.
- González-Quirós, R., Pascual, A., Gomis, D., Anadón, R. (2004). Influence of mesoscale physical forcing on trophic pathways and fish larvae retention in the central Cantabrian Sea. *Fisheries Oceanography*, 13: 351–364.
- Gonzalvo, J., Valls, M., Cardona, L., Aguilar, A. (2008). Factors determining the interaction between common bottlenose dolphins and bottom trawlers off the Balearic Archipelago (western Mediterranean Sea). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 367(1):47-52.
- González-Laxe, F. & Novo-Corti, I. (2006). *Sistema Portuario da Eurorrexión Galicia – Norte de Portugal*. Instituto Universitario de Estudios Marítimos, Universidade da Coruña. 238 pp.
- Goodson, A. D., Kastelein, R.A. y Sturtivant, C. R., (1995). Source levels and echolocation signal characteristics of juvenile Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in a pool. In: *Harbour porpoises-laboratory studies to reduce bycatch*. Woerden, The Netherlands: De Spil Publishers. 41-53 pp.
- Goodson, A.D., M., Klinowska, R., Morris. (1988). Interpreting the acoustic pulse emissions of a wild bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). *Aquatic mammals*, 14(1): 7-12.
- Goold, J. C. (1996). Acoustic assessment of populations of common dolphin *Delphinus delphis* in conjunction with seismic surveying. *J Mar Biol Assoc UK*, 76: 811-820.
- Goold, J. C., Fish, P. J. (1998). Broadband spectra of seismic survey air-gun emissions, with reference to dolphin auditory thresholds. *J. Acoust. Soc. Am.*, 103, 2177–2184.
- Goold, J.C., 1999. Behavioural and acoustic observations of sperm whales in Scapa Flow, Orkney Islands. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 79, 541–550.
- Gordon, G., Leaper, R., Hartley, F.G., Chappell, O. (1992). Effects of whale-watching vessels on the surface and underwater acoustic behaviour of sperm whales off Kaikoura, New Zealand. Department of Conservation, Wellington.
- Gordon, J., Antunes, R., Jaquet, N. y Würsig, B. 2006. An investigation of sperm whale headings and surface behaviour before, during and after seismic line changes in the Gulf of Mexico. 10pp. – IWC SC/58/E45.
- GORDON, J., GILLESPIE, D., CAILLAT, M., CLARIDGE, D., MORETTI, D., DALGAARD BALLE, J., BOISSEAU, O., AGUILAR DE SOTO, N., VIALLELLE, S. & BOYD, I. 2009. Detection and classification of beaked whales using towed hydrophones and real-time software for discrimination and localization. Abstract Book of the 23th Conference of the European Cetacean Society, Istanbul, Turkey, 1-2 pp.
- Gordon, J., Moscrop, A. (1996) Underwater noise pollution and its significance for whales and dolphins. Pp. 281-319 en M. P. Simmonds y J. D. Hutchinson, editores. The conservation of whales and dolphins: science and practice. John Wiley y Sons, Chichester, United Kingdom.



- Gordon, J., Moscrop, A., Carlson, C., Ingram, S., Leaper, R. y Young, K. 1998. Distribution, movements and residency of sperm whales off Dominica, Eastern Caribbean: implications for the development and regulation of the local whale watching industry. *Rep. int. Whal. Comm.* 48:551-557.
- Gordon, J.C.D. 1987. Sperm whale groups and social behaviour observed off Sri Lanka. *Reports of the International Whaling Commission* 37:205-217.
- Gordon, J.C.D.; Gillespie, D.; Potter, J.; Frantzis, A.; Simmonds, M.P. & Swift, R. 1998b. The Effects of Seismic Surveys on Marine Mammals. – in: TASKER, M.L. & WEIR, C. (eds.): *Proceedings of the Seismic and Marine Mammals Workshop London, 23-25 June 1998*. <http://smub.stand.ac.uk/seismic/pdfs/6.pdf>
- Götz, T., Hastie, G., Hatch, L. T., Raustein, O., Southall, B. L., Tasker, M., Thomsen, F. (2009). *Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment*. Biodiversity and Ecosystems Series, Publication Number 441/2009. OSPAR Commission.
- GÖTZ, T., VERFUSS, U. K. & SCHNITZLER, H. U. 2006. 'Eavesdropping' in wild rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*)? *Biology Letters* 2(1): 5-7.
- Gozalbes, P., Jiménez, J., Raga, J.A., Esteban, J.A., Tomás, J., Gómez, J. A., Eymar, J. (2010). Cetáceos y tortugas marinas en la Comunitat Valenciana. 20 años de seguimiento. *Col·lecció Treballs Tècnics de Biodiversitat*, 3. Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda. Generalitat Valenciana. Valencia. 92 pàgines.
- Grachev, M.A., Kumarev, V.P., Mamaev, L.V., Zorin, V.L., Baranova, L.V., Denikina, N.N., Belikov, S. I., Petro, E.A., Kolesnik, V.S., Kolesnik, R. S., Dorofeev, V.M., Beim, A.M., Kudelin, V.N., Nagieva, F.G., and Sidorov, V.N. (1989) Distemper virus in Baikal seals. *Nature (London)*, 338:209.
- Gracia, J., Barreiro, C., Lago, R., Martínez, J., Covelo, P., Méndez, P., López, A. (2009). SEDRA: a new automatic and autonomous underwater acoustic system. *22nd Annual Conference of the European Cetacean Society. March 9-12, 2008*. Egmond aan Zee, The Netherlands.
- Graells, M. (1870). *Exploración científica de las costas del Departamento Marítimo del Ferrol*. Madrid, Spain: Est. Tip. Fortanet.
- Graells, M. (1889). Las ballenas en las costas oceánicas de España. In: *Memorias de la Real Academia de Ciencias Exactas Físicas y Naturales de Madrid, T XIII, Parte 3*. Madrid, Spain.
- Grant, S.C.H., Ross, P.S. (2002). Southern resident killer whales at risk: toxic chemicals in the British Columbia and Washington environment. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2412: 1-111.
- Grau, E., Aguilar, A., Filella, S. (1980). Cetaceans stranded, captured or sighted in the Spanish coasts during 1976-1979. *Butlletí de l'Institut Català d'Història Natural*, 45(3): 167-179.
- Gregg, E.J., Calambokidis, J., Convey, L., Ford, J.K.B., Perry, R.I., Spaven, L. y Zacharias, M. 2006. Recovery Strategy for Blue, Fin, and Sei Whales (*Balaenoptera musculus*, *B. physalus*, and *B. borealis*) in Pacific Canadian Waters. *EnSpecies at Risk Act Recovery Strategy Series*. Vancouver: Fisheries and Oceans Canada. vii + 53 p.
- GRUMM (2002). *Actuaciones para la conservación del delfín mular*. Grup d'estudi i conservació de mamífers marins (GRUMM). 182 pp.
- Guarniero I, Franzellitti S, Ungaro N, Tommasini S, Piccinetti C, Tinti F (2002) Control region haplotype variation in central Mediterranean common sole indicates geographical isolation and population structuring in Italian stocks. *Journal of Fish Biology*, 60, 1459–1474.
- Gubbay, S. (1995). *Marine protected areas – past, present and future*. pp 1-14 en Gubbay, S. (ed.) *Marine Protected Areas: principles and techniques for management*. London: Chapman and Hall.
- Güçlüsoy, H., (2009). The first confirmed report of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Turkish Aegean Sea. *Marine Biodiversity Records*, 1: 2006-2007.
- Guerra, A. (1992). Mollusca: Cephalopoda. Vol. 1. en: *Ramos, M.A., Alba, J., Bellés, X., Gosálvez, J., Guerra, A., Macpherson, E., Martin, F., Serrano J. and Templado, J. (Eds.). Fauna Ibérica*. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). Madrid, Spain. 327 pp.
- Guerra, A. 1992. Los cefalópodos ibéricos. Pp 65-253. In *Mollusca.Cephalopoda*. Fauna ibérica, Vol.1. Museo Nacional de ciencias Naturales. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.
- Guerra, A., López, A., Folgar, A., Alonso, J.M., Martínez, J. (2001). Preliminary delimitation of areas of interest for the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) and the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Galicia (NW Spain). *15th Annual conference European Cetacean Society*. May 6-10,



2001. Rome, Italy.
- GUERRA, M., APARICIO, C., HERNÁNDEZ, A., PADRÓN, A., DÍAZ, F., DOMÍNGUEZ, I., BRITO, A., JOHNSON, M. & AGUILAR DE SOTO, N. 2004. Distribución, estructura poblacional y relación con el hábitat de la familia Ziphiidae en El Hierro. Congreso de la Sociedad Española de Cetáceos, Málaga.
- Guinet, C., Domenici, P., de Stephanis, R., Barret-Lennard, L., Ford, J.K.B., Verborgh, P. (2007). Killer whale predation on bluefin tuna: exploring the hypothesis of the endurance-exhaustion technique. *Marine Ecology Progress Series*, 347: 111-119.
- Guinet, C., Domenici, P., de Stephanis, R., Barret-Lennard, L., Ford, J. K. B. and Verborgh, P. (2007). Killer whale predation on bluefin tuna: exploring the hypothesis of the endurance-exhaustion technique. *Marine Ecology-Progress Series*, 347: 111-119.
- Gulland, J.A. 1974. Distribution and abundance of whales in relation to basic productivity. In: Schevill WE (ed) *The whale problem*. Harvard University Press, Cambridge, MA, p 27-51.
- Gutiérrez-Expósito, C., Cobo, M.D. (2011). Actualización de los varamientos de mamíferos marinos en el litoral de Doñana (Huelva, SO España). *X Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de los Mamíferos, SECEM, December 3-6, 2011*. Fuengirola, Spain.
- Hailman, J. P. 1977 (Ed.) *Optical signals*. Bloomington. Indiana University Press.
- Hammond P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W.F., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S., Wilson, B. (2008a). *Phocoena phocoena*. In: *IUCN Red List of Threatened Species*.
- Hammond, P., Berggren, P., Borchers, D., Burt, L., Cañadas, A., Desportes, G., Donovan, G., Gilles, A., Gillespie, D., Gordon, J., Hedley, S., Hiby, L., Kuklik, I., Leaper, R., Lehnert, K., Leopold, M., Lovell, P., Macleod, K., Øien, N., Paxton, C., Ridoux, V., Rogan, E., Samarra, F., Scheidat, M., Sequeira, M., Siebert, U., Skov, H., Swift, R., Tasker, M., Teilmann, J., Van Canneyt, O., and J.A., Vázquez. (2007). Abundance of Harbour porpoise and other small cetaceans in the European Atlantic and North Sea. *21st Annual Conference of the European Cetacean Society*. San Sebastian, Spain.
- Hammond, P., Lockyer, C. (1987). Distribution of Killer whales in the eastern North Atlantic. *Rit Fiskideildar*, 11: 24-41.
- Hammond, P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W.F., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S., Wilson, B. (2008b). *Tursiops truncatus*. In: *IUCN Red List of Threatened Species*.
- Hammond, P.S., Benke, H., Berggren, P., Borchers, D.L., Buckland, S.T., Collet, A., Heide- Jørgensen, M.P., Heimlich-Boran, S., Hiby, A.R., Leopold, M.F. y Øien, N., (1995). *Distribution and abundance of the harbour porpoise and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. Final report*. LIFE 92-2/UK/027.
- Hammond, P.S., Berggren, P., Benke, H., Borchers, D.L., Collet, A., et al. (2002). Abundance of harbour porpoises and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology*, 39: 361- 376.
- Hammond, P.S., MacLeod, K., Burt, L., Cañadas, A., Lens, S., Mikkelsen, B., Rogan, E., Santos, B., Uriarte, A., Van Canneyt, O., Vázquez, J.A. (2011). *Abundance of baleen whales in the European Atlantic*. Scientific Committee, International Whaling Commission, SC/63/RPM24.
- Hancock, D. (1965). Killer whales attack and eat minke whales. *J. Mamm.*, 46: 341-342.
- Hansen, L.J. (1990). California coastal bottlenose dolphins. In: *Leatherwood, S., & Reeves, R.R. (Eds.). The Bottlenose Dolphin*. San Diego, USA: Academic Press Inc.
- Harrison, R., M.N. Bryden., (1991). *Ballenas, Delfines y Marsopas*. Barcelona, Spain: Encuentro, S.A. 240 pp.
- Harwood, J. and Hall, A. J. 1990. Mass mortality in marine mammals: its implications for population dynamics and genetics. *Trends Ecol. Evol.* 5 (8): 254-7.
- Hashmi, K., & Adloff, B. (1991). *Surface frequency of Cetaceans in the Strait of Gibraltar*. European Research on Cetaceans 5.
- HASTINGS, M. C. 2008. Coming to terms with the effects of ocean noise on marine mammals. *Acoustics Today* 4(2): 22-34.
- Hayteas, D.L., Duffield, D.A. (2000). High levels of PCB and p,p'-DDE found in the blubber of killer whales (*Orcinus orca*). *Mar Pollut Bull* 40:558-61.
- Hazevoet, C.L., & Wenzel, F.W. (2000). Whales and dolphins (Mammalia, Cetacea) of the Cape Verde



- Islands, with special reference to the Humpback Whale *Megaptera novaeangliae* (Borowski, 1781). *Contributions to Zoology*, 69 (3).
- Heimlich-Boran, J. R. (1993). Social organisation of the short-finned pilot whale, *Globicephala macrorhynchus*, with special reference to the comparative social ecology of delphinids. PhD Thesis, University of Cambridge, Cambridge, UK.
- HEIMLICH-BORAN, J. R. & HEIMLICH-BORAN, S. 1995. Swimming with whales in the wild: a consideration of harassment, disturbance, aggression and safety. Workshop on the Scientific Aspects of Managing whale-watching, Montecastello di Vivio, Italy, 3 pp
- HEIMLICH-BORAN, J. R. & HEIMLICH-BORAN, S. L. 1990. Occurrence and group structure of short-finned pilot whales, *Globicephala macrorhynchus*, off the western coast of Tenerife, Canary Islands. Proceedings of the 4th Annual Conference of the European Cetacean Society, Palma de Mallorca, Spain, 102-104 pp
- HEIMLICH-BORAN, J. R. & HEIMLICH-BORAN, S. L. 1992. Social structure of short-finned pilot whales, *Globicephala macrorhynchus*, off Tenerife, Canary Islands. Proceedings of the 6th Annual Conference of the European Cetacean Society, San Remo, Italy, 154-157 pp
- HEIMLICH-BORAN, J. R., HEIMLICH-BORAN, S. L., MARTÍN, V. & MONTERO, R. 1996. Social ecology of short-finned pilot whales off Tenerife, Canary Islands. II Symposium "Fauna and Flora of the Atlantic Islands", Las Palmas de Gran Canaria.
- HERNÁNDEZ, A., GUERRA, M., APARICIO, C., PADRÓN, A., DÍAZ, F., DOMÍNGUEZ, I., BRITO, A., JOHNSON, M. & AGUILAR DE SOTO, N. 2004. Trabajos de investigación de cetáceos de la Universidad de La Laguna. Congreso de la Sociedad Española de Cetáceos, Málaga.
- Heithaus, M., Frid, A., Wirsing, A., Worm, B. (2008) Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends in Ecology and Evolution*, 23, 202-210.
- HERNÁNDEZ-GARCÍA, V. 2002. Contents of the digestive tract of a false killer whale (*Pseudorca crassidens*) stranded in Gran Canaria (Canary Islands, central east Atlantic). *Bulletin of Marine Science* 71(1): 367-369.
- HERNÁNDEZ-GARCÍA, V. & MARTÍN, V. 1994. Stomach contents of two short-finned pilot whale (*Globicephala macrorhynchus* Gray, 1846) (Cetacea, Delphinidae) off the Canary Islands: A preliminary note. *International Council For Exploration of the Sea. Marine Mammals Committee CM* 1994/N:16. 9 pp.
- HERNÁNDEZ-GARCÍA, V. & MARTÍN, V. 1996. Food habits of the pygmy sperm whale *Kogia breviceps* (de Blainville, 1836) stranded in the Canary Islands. II Symposium "Fauna and Flora of the Atlantic Islands", Las Palmas de Gran Canaria
- Hernández-Milian, G., Goetz, S., Varela-Dopico, C., Rodríguez-Gutiérrez, J., Romon-Olea, J., Fuertes-Gamundi, J. R., Ulloa-Alonso, E., Tregenza, N. J. C., Smerdon, A., Otero, M. G., Tato, V., Wang, J. J., Santos, M. B., López, A., Lago, R., Portela, J. M., Pierce, G. J. (2008). Results of a short study of interactions of cetaceans and longline fisheries in Atlantic waters: environmental correlates of catches and depredation events. *Hydrobiologia*, 612: 251-268.
- Hernández-Milián, G., Laria, L., Cermeño, P., Ridoux, V., VanCaynet, O., Rivilla, J.C., Castillo, J.J., Pitta, M.J., Carrillo, M., Arvelo, M., López, A. (2006). Standings of Marine mammals in South Western Europe. *20th Annual Conference of the European Cetacean Society. April 2-7, 2006*. Gdynia, Poland.
- HERRÁEZ, P., FERNÁNDEZ, A., PÉREZ, J., ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A., ARBELO, M., FERNÁNDEZ, T., GUIADO, F. & JABER, J. R. 2003. Hepatosplenic immunoblastic lymphoma in a bottlenosed dolphin (*Tursiops truncatus*). Conference Guide and Abstracts of the 17th Conference of the European Cetacean Society, Las Palmas de Gran Canaria, Spain, 214 pp
- HERRÁEZ, P., SIERRA, E., ARBELO, M., CASTRO, A. & FERNÁNDEZ, A. 2006. Rhabdomyolysis and myoglobinuric acute renal failure (capture myopathy) in a stranded striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) in the Canary Islands. Abstract Book of the 20th Annual Conference of the European Cetacean Society, Gdynia, Poland, 175-176 pp
- HERRÁEZ, P., SIERRA, E., ARBELO, M., JABER, J. R., ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A. & FERNÁNDEZ, A. 2007. Rhabdomyolysis and myoglobinuric nephrosis (capture myopathy) in a striped dolphin. *Journal of Wildlife Diseases* 43(4): 770-774.
- Hersh S. L. e Duffield D. A., (1990). Distinction between Northwest Atlantic offshore and coastal bottlenose dolphins based on haemoglobin profile and morphometry. In: Leatherwood, S., & Reeves,



- R.R. (Eds.). The bottlenose dolphin. San Diego, USA: Academic Press Inc. 235-244.
- HERVÉ-GRUYER, C. 1989. Sightings and behaviour of cetaceans off the Canary Islands. *European Research on Cetaceans* 3: 71-72.
- Heyning, J.E., Dahlheim, M.E. (1988). *Orcinus orca*. *Mammalian Species*, vol 304, pp. 1-9.
- Hiby, A.R., & Hammond, P.S. (1989). Survey Techniques for estimating abundance of cetaceans. In Donovan, G.P. (ed.) *The comprehensive assessment of whale stocks: the early years. Reports of the International Whaling Commission. (Special Issue II)*, Cambridge. 47-80 pp.
- Higham, J E S, Lusseau, D., and Hendry, W. (2008). Wildlife Viewing: The Significance of the Viewing Platforms. *Journal of Ecotourism*, 7(2), 132-142.
- Higham, J E S. (1998). Tourists and albatrosses: the dynamics of tourism at the Northern Royal Albatross Colony, Taiaroa Head, New Zealand. *Tourism Management*, 19(6), 521-531.
- Hildebrand, J.A. (2005). Impacts of anthropogenic sound. En: *Marine Mammal Research: Conservation beyond crisis*. pp. 101-124. (Eds. Reynolds III, J.E.; Perroin, W.F.; Reeves, R.R.; Montgomery, S. y T.J. Ragen). John Hopkins University Press, Baltimore. 240 pp.
- HILDEBRANDT, S. 2000. Diferenciación genética de las poblaciones de cetáceos presentes en Canarias, basada en el DNA mitocondrial. Libro de Resúmenes del I Simposium de la Sociedad Española de Cetáceos, Ceuta, Spain, 19-22 pp
- HILDEBRANDT, S. 2002. Estructura genética de las poblaciones de cetáceos del archipiélago canario: secuenciación de la región control y los genes COI y NADH5 del ADN mitocondrial. Ph.D. Thesis. Department of Biology, 222 pp.
- HILDEBRANDT, S., AFONSO, J. M., MARTÍN, V. & LÓPEZ JURADO, L. F. 2003. Mitochondrial DNA diversity of the common dolphin (*Delphinus delphis*) in the Canary Islands. Conference Guide and Abstracts of the 17th Conference of the European Cetacean Society, Las Palmas de Gran Canaria, Spain, 62 pp
- HILDEBRANDT, S., AFONSO, J. M., MARTÍN, V., ZAMORANO, V. & LÓPEZ-JURADO, L. F. 2001. Genetic characterization of the mitochondrial control region of an oceanic population of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Canary Islands. *Proceedings of the 15th Annual Conference of the European Cetacean Society*, Rome, Italy, 311-314 pp
- Hobbs, M. (2004). *Habitat partitioning in common dolphin (Delphinus delphis) and striped dolphin (Stenella coeruleoalba) in the western English Channel and Bay of Biscay*. PhD Thesis. University of Wales, Bangor, U.K.
- Hobbs, M., Macleod, C., Brereton, T., Harrop, H., Cermeño, P., Curtis, D. (2007). A new breeding ground? The spatio-temporal distribution and bathymetric preferences of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) in the Bay of Biscay. *21st Annual Conference of the European Cetacean Society*. San Sebastian, Spain.
- Hobbs, R.C., Jones, L.L. (1993). Impacts of high seas driftnet fisheries on marine mammal populations in the North Pacific. *International North Pacific Fisheries Commission Bulletin*, 53: 409-434.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P.J., Hooten, A.J., Steneck, R.S., Greenfield, P., Gomez, E. et al. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science*, 318, 1737-1742.
- Hoelzel A. R., Potter, C. W., Best, P. B., (1998). Genetic differentiation between parapatric "nearshore" and "offshore" populations of the bottlenose dolphin. *Proceedings: Biological Sciences*, 265(1402): 1177-1183.
- Hoelzel, A.R., Dahlheim, M., Stern, S.J. (1998). Low genetic variation among killer whales (*Orcinus orca*) in the Eastern North Pacific, and genetic differentiation between foraging specialists. *Journal of Heredity*, 89: 121-128.
- HOFMANN, B., SCHEER, M. & BEHR, P. I. 2004. Underwater behaviors of short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) off Tenerife. *Mammalia* 68(2-3): 221-224.
- HOYT, E. 1995. The worldwide value and extent of whale watching 1995. Bath, U.K. 36 pp.
- Hohn, A.A., & Lockyer, C. (1995). *Protocol for obtaining age estimates from harbour porpoise teeth*. Reports of the International Whaling Commission Special Issue 16: 494-496.
- Hohn, A.A., & R.L. Brownell, Jr. (1990). *Life history and exploitation of harbour porpoise in California*. Paper SC/42/47. International Whaling Commission Scientific Committee meeting.
- Hohn, A.A., 1989. *Variation in Life-History traits: the influence of introduced variation*. PhD Thesis. University of California, Los Angeles, USA.
- Hooker, S., Cañadas, A., Hyrenbach, K., Corrigan, C., Polovina, J., Reeves, R. (2011). Making protected



- area networks effective for marine top predators. *Endangered Species Research*, 13: 203-218.
- Hooker, S.K., Gerber, L.R. (2004). Marine reserves as a tool for ecosystembased management: the potential importance of megafauna. *Bioscience*, 54: 27-39
- Horiguchi, T., Y. Takase, Y. Arai, H. Ageta, Y. Showa, M. Tokyo. 1999. GC-MS study on ester components of spermaceti. *Natural Medicines*, 53: 105-108.
- Hoydal, K., Lastein, L. (1993). Analysis of Faroese catches of pilot whales (1709-1992), in relation to environmental variations. *Rep. int. Whal. Commn.* (special issue 14): 89-106.
- Hoyt, E. (1995). *The Worldwide Value and Extent of Whale Watching: 1995. IWC document IWC47WW2.*
- Hoyt, E. (2001). Whale Watching 2001: Worldwide tourism numbers, expenditures, and expanding socioeconomic benefits. International Fund for Animal Welfare, Yarmouth Port, MA, USA, pp. i-vi; 1-158.
- Hoyt, E. (2002). Whale watching. Pages 1305-1310 in W. F. Perrin, B. Würsig, and J. G. M. Thewissen, editors. *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press, San Diego, California.
- Hoyt, E. (2005). Marine Protected Areas for Whales, Dolphins and Porpoises. A World Handbook for Cetacean Habitat Conservation. *Marine Ecology*, 27, 184-185).
- Hoyt, E. (2007). *A Blueprint for Dolphin and Whale Watching Development*, p (p. 28). Humane Society International (HSI).
- Hucke-Gaete, R., C.A. Moreno y J. Arata. 2004. Operational interactions of sperm whales and killer whales with the Patagonian toothfish industrial fishery off southern Chile. *CCAMLR Science* 11:127-140.
- Hughes, D. E., Carter, S. D., Robinson, I., Clarke, C. J. (1992) Anti-canine distemper virus antibodies in common and grey seals. *Vet. Rec.* 130:449-450.
- Huntington H.P., Moore S.E. (2008). Arctic marine mammals and climate change. *Ecological Applications*, 18: 1-174.
- HUTTERER, R. 1994. Dwarf sperm whale *Kogia simus* in the Canary Islands. *Lutra* 37: 89-92.
- ICCAT 1999. 1998 SCRS detailed report on bluefin tuna. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT 49, 1-191.
- ICCAT 2003a. Report of the 2002 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT 55, 710-937.
- ICES (2001). Report of the ICES Advisory Committee on Ecosystems, 2001. *ICES Cooperative Research Report*, 249: 15-59.
- ICES (2005). *Answer to DG Environment request on scientific information concerning impact of sonar activities on fish*. 1 pp.
- ICES (2005). *Report of the Ad-hoc Group on the Impacts of Sonar on Cetaceans and Fish (AGISC)*. Advisory Committee on Ecosystems CM 2005/ACE. 61 pp.
- ICES (2006). *Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME)*. ICES Headquarters ACE:06. 55 pp.
- ICES (2007). *Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME)*. ICES CM 2007/ACE:03. 61 pp.
- ICES (2008). *Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME)*. ICES CM 2008/ACOM:44. 86 pp.
- ICES (2009). *Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME)*. ICES CM 2009/ACOM:21. 131 pp.
- ICES (2010). *Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME)*. ICES CM 2010/ACOM:24. 212 pp.
- ICES (2010). *Report of the Workshop to Evaluate Aspects of EC Regulation 812/2004*. ICES CM 2010/ACOM:57. Copenhagen, Denmark. 67 pp.
- ICES (2011). Report of the Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC 2011), 1-4 Febrero 2011, Copenhagen, Dinamarca. ICES CM 2011/ACOM:26, 75 pp.
- ICES (2011b). *Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME)*. ICES CM 2011/ACOM:25. 204 pp.
- IFAW. (1997). *Report of the workshop on the Socioeconomic Aspects of Whale Watching*. (p. 88). Kaikura, New Zeland.



- Ikonomou, M.G., Rayne, S., Addison, R.F. (2002) Exponential increases of the brominated flame retardants, polybrominated diphenyl ethers, in the Canadian Arctic from 1981–2000. *Environ Sci Technol*, 36:1886–92.
- Illingworth and Rodkin, Inc. (2001) Noise and Vibration Measurements Associated with the Pile Installation Demonstration Project for the San Francisco-Oakland Bay Bridge East Span, Final Data Report. Produced by Illingworth & Rodkin, Inc. under contract to the California Department of Transportation, Task Order No. 2, Contract No. 43A0063.
- Illingworth and Rodkin, Inc. (2004) Conoco/Phillips 24-Inch Steel Pile Installation – Results of Underwater Sound Measurements. Letter to Ray Neal, Conoco/Phillips Company, November 9, 2004.
- IMO (2009). *Development of a guidance document for minimizing the risk of ship strikes with cetaceans*. Marine Environment Protection Committee. 5 pp.
- Instituto Hidrográfico de la Marina (IHM). 2007. Avisos a los navegantes. Publicación semanal. Grupo nº 5, 3 de febrero de 2007.
- International Fund for Animal Welfare (IFAW). 1996. Workshop on the Special Aspects of Watching Sperm Whales, Roseau, Dominica, 8-11 January 1996.
- International Whaling Comisión (IWC). 2007b. Ship strikes working group, Second progress report to the conservation committee (IWC/59/CC3), 59th Annual Meeting of the International Whaling Commission. 31 pp.
- International Whaling Commission (IWC) (1991) Report of the ad-hoc working group on the effect of biopsy sampling on individual cetaceans. Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 13): 23-27.
- International Whaling Commission (IWC) (1994) Report of the workshop on mortality of cetaceans in passive fishing nets and traps. In: W.F. Perrin, G.P. Donovan and J. Barlow (eds), *Gillnets and Cetaceans*, pp. 1-72. Report International Whaling Commission, Special Issue 15.
- International Whaling Commission (IWC) (2009) Report of the Scientific Committee. Annex F. Report of the Sub-Committee on Bowhead, Right and Gray Whales. *J. Cetacean Res. Manage. (Supplement)* 11.
- International Whaling Commission (IWC) (1991). Report of the ad-hoc working group on the effect of biopsy sampling on individual cetaceans. Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 13): 23-27.
- International Whaling Commission (IWC) (1994). Report of the International Whaling Commission workshop and symposium on the mortality of cetaceans in passive fishing nets and traps. *Rep. Znt. Whal. Commn (Spec. issue)* 15, 6 57.
- International Whaling Commission (IWC) (2008). Report of the joint NAMMCO/IWC scientific workshop on the catch history, stock structure and abundance of North Atlantic fin whales. *Journal of Cetacean Research and Management*, 9(Suppl.): 128-144
- International Whaling Commission (IWC). (2009). Report of the Scientific Committee. Annex F. Report of the Sub-Committee on Bowhead, Right and Gray Whales. *J. Cetacean Res. Manage. (Supplement)* 11.
- IWC/ACCOBAMS. 2011. Report of the joint IWC-ACCOBAMS workshop on reducing risk of collisions between vessels and cetaceans Beaulieu Sur Mer, France. 42 pp.
- Ioup, G.E., J.W. Ioup, N.A. Sidorovskaia, R.T. Walker, S.A. Kuczaj, C.D. Walker, G.H. Rayborn, B. Brack, A. Wright, J. Newcomb, and R. Fisher. 2005. Analysis Of Bottom-Moored Hydrophone Measurements Of Gulf Of Mexico Sperm Whale Phonations. p109-136. in McKay, M. and J. Nides, eds. 2005. *Proceedings: Twenty-third Gulf of Mexico information transfer meeting*, January 2005. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, La. OCS Study MMS 2005-066. 612 pp.
- IPCC Climate Change (2007) Impacts, Adaptation and Vulnerability report. Descargable en <http://www.ipcc-wg2.org/index.html>.
- Ivashin, M.V. 1967. Whale globe-trotter. *Priroda (Moscow)* 8:105-107.
- IWC (1994). Report of the workshop on mortality of cetaceans in passive fishing nets and traps. In: W.F. Perrin, G.P. Donovan and J. Barlow (eds), *Gillnets and Cetaceans*, pp. 1-72. Report International Whaling Commission, Special Issue 15.
- IWC (1995). *Report of the scientific committee. Annex G. Report of the sub-committee on small cetaceans*. Report of the International Whaling Commission 45: 165-186.



- IWC (2001). The Annual Report of the International Whaling Commission. SC report from the annual meeting in UK (London) 2001.
- IWC (2002). The Annual Report of the International Whaling Commission. SC report from the annual meeting in Japan (Shimonoseki) 2002.
- IWC (2006). *Report of the Sub-Committee on Small Cetaceans*. 29 pp.
- IWC (2007a). *Report of the Scientific Committee*. 100 pp.
- IWC (2007b). Ship strikes working group, Second progress report to the conservation committee (IWC/59/CC3), 59th Annual Meeting of the International Whaling Commission. 31 pp.
- IWC (2008a). *Report of the first intersessional RMP workshop on North Atlantic fin whales*. 47 pp.
- IWC (2008b). *Scientific Committee Report*. 80 pp.
- IWC (2009). *Report of the Scientific Committee*. 108 pp.
- IWC (2010). *Scientific Committee Report*. 91 pp.
- IWC (2011). *Report of the Scientific Committee*. 92 pp.
- IWC and ACCOBAMS (2010). *Report of the Joint IWC-ACCOBAMS Workshop on reducing risk of collisions between vessels and cetaceans. September 21-24, 2010 Beaulieu sur Mer, France*. 41pp.
- JABER, J. R., ARBELO, M., DEGOLLADA, E., ANDRÉ, M. & FERNÁNDEZ, A. 2001. Histopathological findings in the liver of cetaceans stranded in the Canary Islands (1995-2000). Conference Guide and Abstracts of the 15th Conference of the European Cetacean Society, Rome, Italy, 56-57 pp
- JABER, J. R., FERNÁNDEZ, A., HERRÁEZ, P., ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A., RAMÍREZ, G. A., GARCÍA, P. M., FERNÁNDEZ, T., ARBELO, M. & PÉREZ, J. 2003. Cross-reactivity of human and bovine antibodies in striped dolphin paraffin wax-embedded tissues. *Veterinary Immunology and Immunopathology* 96: 65-72.
- JABER, J. R., PÉREZ, J., ARBELO, M., ANDRADA, M., HIDALGO, M., GÓMEZ-VILLAMANDOS, J. C., VAN DEN INGH, T. & FERNÁNDEZ, A. 2004. Hepatic lesions in cetaceans stranded in the Canary Islands. *Veterinary Pathology* 41: 147-153.
- JABER, J. R., PÉREZ, J., ARBELO, M., HERRÁEZ, P., ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A., RODRÍGUEZ, F., FERNÁNDEZ, T. & FERNÁNDEZ, A. 2003. Immunophenotypic characterization of hepatic inflammatory cell infiltrates in common dolphins (*Delphinus delphis*). *Journal of Comparative Pathology* 129: 226-230.
- JABER, J. R., PÉREZ, J., ARBELO, M., ZAFRA, R. & FERNÁNDEZ, A. 2006. Pathological and immunohistochemical study of gastrointestinal lesions in dolphins stranded in the Canary Islands. *Veterinary Record* 159: 410-414.
- JABER, J. R., PÉREZ, J., CARBALLO, M., ARBELO, M., ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A., HERRÁEZ, P., MUÑOZ, J., ANDRADA, M., F., R. & FERNÁNDEZ, A. 2005. Hepatosplenic large cell immunoblastic lymphoma in a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) with high levels of polychlorinated biphenyl congeners. *Journal of Comparative Pathology* 132: 242-247.
- JABER, J. R., PÉREZ, J., HERRÁEZ, P., ESPINOSA, E., RODRÍGUEZ, F., SIERRA, E. & FERNÁNDEZ, A. 2009. Non-specific chronic reactive hepatitis in cetaceans stranded in the Canary Islands. Abstract Book of the 23th Conference of the European Cetacean Society, Istanbul, Turkey, 148-149 pp
- JABER, J. R., PÉREZ, J., LORENZO, H., ZAFRA, R., RODRÍGUEZ, F. & FERNÁNDEZ, A. 2006. Cross-reactivity of human and bovine cytokines in dolphin paraffin wax-embedded tissues. Abstract Book of the 20th Annual Conference of the European Cetacean Society, Gdynia, Poland, 176-177 pp
- JABER, J. R., PÉREZ, J., ZAFRA, R., HERRÁEZ, P., RODRÍGUEZ, F., ARBELO, M., ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A. & FERNÁNDEZ, A. 2010. Cross-reactivity of anti-human, anti-porcine and anti-bovine cytokine antibodies with cetacean tissues. *Journal of Comparative Pathology* 143: 45-51.
- Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Estes JA, Hughes TP, Kidwell S, Lange CB, Lenihan HS, Pandolfi JM, Peterson CH, Steneck RS, Tegner MJ, Warner RR. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-638.
- Jahoda, M., C.L. Laforuna, N. Biassoni, C. Almirante, A. Azzellino, A.S. Panigada, M. Zanardelli y G.N. Di Siara. 2003. Mediterranean fin whale's (*Balaenoptera physalus*) response to small vessels and biopsy



- sampling assessed through passive tracking and timing of respiration. *Mar. Mamm. Sci.* 19(1):96–110.
- Jahoda, M., Laforuna, C.L., Biassoni, N., Almirante, C., Azzellino, A., Panigada, A.S., Zanardelli, M., and Di Siara, G.N. (2003) Mediterranean fin whale's (*Balaenoptera physalus*) response to small vessels and biopsy sampling assessed through passive tracking and timing of respiration. *Mar. Mamm. Sci.* 19(1):96–110.
- Jaquet, N. 1996. How spatial and temporal scales influence understanding of sperm whale distribution: a review. *Mammal Rev* 26:51–65.
- Jaquet, N., S. Dawson, y E. Slooten. 1998. Diving behaviour of male sperm whales: foraging implications. International Whaling Commission, Scientific Committee Doc. SC/50/CAWS 38, 20 pp. + 5 figs.
- Jaquet, N., Whitehead, H. y Lewis, M. 1996. Coherence between 19th century sperm whale distributions and satellite derived pigments in the tropical Pacific. *Mar Ecol Prog Ser* 145:1–10.
- JANN, B., CARRILLO, M., REEVES, R. R. & WENZEL, W. 2003. Migratory routes of Eastern north Atlantic humpbacks: speculation based on historical and present day data. Conference Guide and Abstracts of the 17th Conference of the European Cetacean Society, Las Palmas de Gran Canaria, Spain, 271 pp
- Jefatura del Estado (2007). Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad 42/2007. *Boletín Oficial del Estado*, 14 diciembre 2007, núm. 299.53 pp.
- Jefatura del Estado (2010). Ley de Protección del medio marino 41/2010. *Boletín Oficial del Estado*, 30 de diciembre de 2010, núm. 317.
- Jefferson, T. A., and Curry, B.E. (1996) Acoustic methods of reducing or eliminating marine mammal-fishery interactions: do they work? *Ocean and Coastal Management* 31:41–70.
- Jensen, A.S. y Silber, G.K. 2003. Large whale ship strike database. U.S. Dep.Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-F/OPR-25, 37 p.
- Jensen, F.H., Marrero Pérez, J., Johnson, M., Aguilar de Soto, N., Madsen, P.T. (2011). Calling under pressure: short-finned pilot whales make social calls during deep foraging dives. *Proc. R. Soc. B* published online.
- Jepson, P.D., Arbelo, M., Deaville, R., Patterson, I.A.P., Castro, P., Baker, J.R., Degollada, E., Ross, H.M., Herráez, P., Pocknell, A.M., Rodríguez, F., Howie, F.E., Espinosa, A., Reid, R.J., Jaber, J.R., Martin, V., Cunningham, A.A., Fernández, A. (2003). Gas-bubble lesions in stranded cetaceans. *Nature*, 425: 575–576.
- Jepson, P.D., Bennett, P.M., Deaville, R., Allchin, C.R., Baker, J.R., Law, R.J., 2005. Relationships between polychlorinated biphenyls and health status in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded in the United Kingdom. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24: 238–248.
- Jepson, P.D., Deaville, R., Patterson, T., Baker, J.R., Ross, H.R., Pocknell, A., Howie, F., Reid, R.J and Cunningham, A.A. (2003) Novel cetacean gas bubble injuries: Acoustically induced decompression sickness?. Presentation to the European Cetacean Society Conference, Las Palmas de Gran Canaria, March 2003.
- Jepson, P.D., Tregenza, N., Simmonds, M. (2008). *Disappearing bottlenose dolphins in there a link to chemical pollution?* Report of the International Whaling Commission 60. 8 pp.
- JOHNSON, M., HICKMOTT, L. S., AGUILAR DE SOTO, N. & MADSEN, P. T. 2008. Echolocation behaviour adapted to prey in foraging Blainville's beaked whale (*Mesoplodon densirostris*) Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 275: 133–139.
- JOHNSON, M., MADSEN, P. T., ZIMMER, W. M. X., AGUILAR DE SOTO, N. & TYACK, P. L. 2004. Beaked whales echolocate on prey. Proceedings of the Royal Society of London. B. 271: S383–S386.
- JOHNSON, M., MADSEN, P. T., ZIMMER, W. M. X., AGUILAR DE SOTO, N. & TYACK, P. L. 2006. Foraging Blainville's beaked whales (*Mesoplodon densirostris*) produce distinct click types matched to different phases of echolocation The Journal of Experimental Biology 209: 5038–5050.
- JOHNSON, M., TYACK, P., MADSEN, P., AGUILAR DE SOTO, N. & ZIMMER, W. 2005. Unraveling the behavior of beaked whales (*Ziphius cavirostris* and *Mesoplodon densirostris*) using sound and orientation recording DTAGs. The 16th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, San Diego, California.
- Johnson, M. P. y Tyack, P. L. 2003. A digital acoustic recording tag for measuring the response of wild marine mammals to sound. *IEEE J. Ocean. Eng.* 28, 3–12.
- Jung, J. L., Stéphan, E., Louis, M., Alfonsi, E., Liret, C., Carpentier, F. G., Hassani, S. (2009). Harbour



- porpoises (*Phocoena phocoena*) in north-western France: aerial survey, opportunistic sightings and strandings monitoring. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(5): 1045-1050
- Junta de Andalucía (2010). *Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 77 pp.
- Kajiwara, N., Ueno, D., Takahashi, A., Baba, N. and Tanabe, S. (2004) Polybrominated diphenyl ethers and organochlorines in archived northern fur seal samples from the Pacific coast of Japan, 1972–1998. *Environ Sci Technol*, 38:3804–9.
- Kannan, K., Blankenship, A.L., Jones, P.D., Giesy, J.P. (2000). Toxicity reference values for the toxic effects of polychlorinated biphenyls to aquatic mammals. *Human and Ecological Risk Assessment*, 6: 181–201.
- Kannan, K., Tanabe, S., Borrell, A., Aguilar, A., Focardi, S., Tatsukawa, R. (1993). Isomer-specific analysis and toxic evaluation of polychlorinated biphenyls in striped dolphins affected by an epizootic in the Western Mediterranean sea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 25: 227-233.
- Kaschner, K. & Pauly, D. 2004. Competition between marine mammals and fisheries – food for thought? Report for the Humane Society of the United States, 28 pp
- Kaschner, K., Stergiou, K.I., Weingartner, G., Kumagai, S., 2004. Trophic Levels of Marine Mammals and Overlap in Resource Utilization Between Marine Mammals and Fisheries in the Mediterranean Sea. *CIESM Workshop Monographs*, 25: 51-58.
- Kastelein, R. (2011). *Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds*. SEAMARCO. 20 pp.
- Kastelein, R. A., Hagedoorn, M., Au, W. W. L., & de Haan, D. (2003). Audiogram of a striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*). *Journal of the Acoustical Society of America*, 113, 1130–1137.
- Kastelein, R. A., Jennings, N., Verboom W.C., de Haan D. and Schooneman N.M. 2006. Differences in the response of a striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) and a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) to an acoustic alarm. *Marine Environmental Research* 61: 363–378.
- Kastelein, R.A.; Van Der Heul, S.; Verboom, W.C.; Triesscheijn, R.J.V. & Jennings, N.V. 2006. The influence of underwater data transmission sounds on the displacement behaviour of captive harbour seals (*Phoca vitulina*). – *Marine Environmental Research* 61: 19–39
- Katona, S., Whitehead, H. (1988). Are cetacea ecologically important?. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 26: 553-568.
- Kawakami, T. 1980. A review of sperm whale food. *Sci. Rep. Whales Res. Inst.* 32 , 199–218.
- Kawamura, A. (1980). A review of food of balaenopterid whales. *Sci. Rep. Whales Res. Inst. Tokyo*, 32:155–197.
- Kelly, J.F. (2000). Stable isotopes of nitrogen and carbon in the study of avian and mammalian trophic ecology. *Can J Zool*, 78: 1–27.
- Kennedy, S. (1999). Morbilliviral infections in marine mammals. *Journal of Cetacean Research and Management*, Special Issue 1: 267-273.
- Kennedy, S., Smyth, J. A., Cush, P. E, McCullough, S. J., Allan, G. M., McQuaid, S. (1988). Viral distemper now found in porpoises. *Nature*, 336: 21.
- Kennedy, S., Smyth, J.A., Cush, P.F., McAliskey, M., McCullough, S.J. and Rima, B.K., (1991) Histopathologic and immunocytochemical studies of distemper in harbour porpoises. *Vet Pathol.* 28, 1-7.
- Kennedy, S., Smyth, J.A., McCullough, S.J., Allan, G.M., McNeilly, F. and McQuaid, S. (1988a) Confirmation of cause of recent seal deaths. *Nature (London)* 336:404
- Kennedy, S., Kuiken, T., Ross, H.M., McAliskey, M., Moffett, D., McNiven, C.M. and Carole, M. (1992) Morbillivirus infection in two common porpoises (*Phocoena phocoena*) from the coasts of England and Scotland. *Vet. Rec.* 131:286-290 London B, 272, 1217–1226.
- Kenney, R.D., G.P. Scott, T.J., Thompson and H.E. Winn (1995) Estimates of prey consumption and trophic impacts of cetaceans in the USA northeast continental shelf ecosystem. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 22 (1995), pp. 155–171.



- Ketten, D.R. (2004) Marine Mammal Auditory Systems: A Summary of Audiometric and Anatomical Data and Implications for Underwater Acoustic Impacts. *Journal of Cetacean Research Management* 7(Suppl.): 286-289.
- Ketten, D.R. (2004). Marine Mammal Auditory Systems: A Summary of Audiometric and Anatomical Data and Implications for Underwater Acoustic Impacts. *Journal of Cetacean Research Management*, 7(Suppl.): 286-289.
- Kim GB, Tanabe S, Iwakiri R, Tatsukawa R, Amano M, Miyazaki N, Tanaka H. 1996. Accumulation of butyltin compounds in Risso's dolphin (*Grampus griseus*) from the Pacific coast of Japan: Comparison with organochlorine residue pattern. *Env. Sci. Technol.* 30:2620-2625.
- Kindt-Larsen, L. (2008). *Can alerting sounds reduce bycatch of harbour porpoise? Master Thesis in biology.* University of Copenhagen and DTU Aqua, Dinamarca.
- Kiszka, J., Macleod, K., Van Canneyt, O., Walker D., Ridoux, V. (2007). Distribution, encounter rates and habitat characteristics of toothed cetaceans in the Bay of Biscay and adjacent waters from platform-of-opportunity data. *ICES Journal of Marine Science*, 64(5): 1033-1043.
- Kiszka, J.J., Simon-Bouhet, B., Charlier, F. and Ridoux, V. (2010) Individual and group behavioural reactions of small delphinids to remote biopsy sampling. *Animal Welfare* 2010, 19: 411-417.
- Klevegal, G.A., & Myrick, J.A.C. (1984). Marks in tooth dentine of female dolphins (Genus *Stenella*) as indicators of partition. *Journal of Mammology*, 65: 103-110.
- Klinowska, M.M. (1991) Dolphins, porpoises and whales of the world. The IUCN Red Data Book. Cambridge, United Kingdom. pp. 429.
- Kojima, T. 1951. On the brain of the sperm whale (*Physeter catodon* L.) Scientific Report Whales Res. Inst Tokyo. 1951;6:49-72.
- Koopman, H.N., & Gaskin, D.E. (1994). Individual and Geographical Variation in Pigmentation Patterns of the Harbor Porpoise, *Phocoena phocoena* (L). *Canadian Journal of Zoology*, 72(1): 135-143.
- Koschinski, S. (2011). Underwater noise pollution from munitions clearance and disposal. Possible effects on marine vertebrates, and its mitigation. *Marine Technology Society Journal*, 45(6): 9.
- Kovacic, I., Gomercic, T., Gomercic, H., Gomercic, M.D. (2009). Cephalopod prey of Cuvier's beaked whale, *Ziphius cavirostris*, from the Adriatic Sea. 23rd Annual Conference of the European Cetacean Society. Estambul, Turquia.
- Kraus, S., Read, A., Solow, A., Baldwin, K., Spradlin, T., Anderson, E., Williamson, J. (1997). Acoustic alarms reduce porpoise mortality. *Nature*, 388.
- Krebs, C.J. (1989). *Ecological methodology*. New York, USA: Harper Collins Publishers. 654 pp.
- Kriete, B. (1995). Bioenergetics in the killer whale, *Orcinus orca*. Ph.D. thesis, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia.
- Kriete, B. (2002). Bioenergetic changes from 1986 to 2001 in the southern resident killer whale population, (*Orcinus orca*). Orca Relief Citizens' Alliance, Friday Harbor, Washington.
- Kuiken, T. (1994). Diagnosis of by-catch in cetaceans. In: *Proceedings of the Second ECS Workshop on Cetacean Pathology*. Kuiken, T. (Ed.). Montpellier, France. pp 38-43.
- Kuiken, T., Hartmann, M.G. (1991). Cetacean pathology: dissection techniques and tissue sampling. *Proceedings of the First European Cetacean Society Workshop on Cetacean Pathology: Dissection Techniques and Tissue Sampling*. Leiden, the Netherlands. 35 pp.
- Laborde, M. (2008). *Spatial distribution of cetaceans in the Bay of Biscay and implications of the Marine Strategy Directive for their conservation.* PhD Thesis. Departamento de biología animal, Faculdade de ciencias, Universidade de Lisboa, Portugal. 86 pp.
- Lacombe, H., Richez, C. (1982). The regime of the Strait of Gibraltar. En: Nihoul JCJ(ed.) *Hydrodynamics of semi-enclosed seas*. Elsevier, Amsterdam, pp. 13-73.
- Lago, R., Caldas, M., Martínez-Cedeira, J., Covelo, P., Llavona, A., López, A. (2006). Study of abundance and distribution of Cetaceans in Galician (NW Spain) waters from land-based observations. 20th Annual Conference of the European Cetacean Society. April 2-7, 2006. Gdynia, Poland.
- Lago, R., Martínez, J., Caldas, M., Covelo, P., López, A. (2008). Using POD and land-based observation data for monitoring bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) and harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) populations in Galician coastal waters. 22nd Annual Conference of the European Cetacean Society. March 9-12, 2008. Egmond aan Zee, The Netherlands.
- Lahaye, V., Bustamante, P., Law, R.J., Learmonth, J.A., Santos, M.B., Boon, J.P., Rogan, E., Dabin, W.,



- Addink, M.J., López, A., Zuur, A.F., Pierce, G.J., Caurant, F. (2007). Biological and ecological factors related to trace element levels in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from European waters. *Marine Environmental Research*, 64 (2007) 247–266
- Laist, D. W., Knowlton, A. R., Mead, J. G., Collet, A. S., Podesta, M. (2001). Collisions between ships and whales. *Marine Mammal Science*, 17(1): 35-75.
- Lambertsen, R.H. 1990. Disease biomarkers in large whales of the North Atlantic and other oceans. Pp. 395-417 in J.F. McCarthy and L.R. Shugart (eds.), *Biomarkers of environmental contamination*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, FL.
- Lambertsen, R.H. 1997. Natural disease problems of the sperm whale. *Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Biologie* 67-Suppl.:105-112.
- Laria, L., López, A., Gayoso, A., Barreiro, A. (1998). *Delfines solitarios en el Norte y Noroeste de la Península Ibérica*. XII Biental Real Sociedad Española de Historia Natural. Vigo, Spain.
- Law, R.J., Allchin, C.R., Jones, B.R., Jepson, P.D., Baker, JR., Spurrier, C.J.H. (1997). Metals and organochlorines in tissues of a Blainville's beaked whale (*Mesoplodon densirostris*) and a killer whale (*Orcinus orca*) stranded in the United Kingdom. *Marine Pollution Bulletin*, 34: 208–12.
- Law, R.J., Stringer, R.L., Allchin, C.R., Jones, B.R., 1996. Metals and organochlorines in Sperm Whales (*Physeter macrocephalus*) stranded around the North Sea during 1994/1995 winter. *Marine Pollution Bulletin* 32 (1), 72–77.
- Lazaro, F. y Martin, V. 1999. Sperm whales and drifting nets in the Mediterranean Sea: the example of the Balearic Islands. *Eur. Res. Cet.* 13: 118.
- Learmonth J.A., Macleod C.D., Santos M.B., Pierce G.J., Crick H.Q.P., Robinson R.A. (2006a). Potential effects of climate change on marine mammals. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 44: 431–464.
- Learmonth, J.A. (2006). *Life history and fatty acid analysis of harbour porpoises (Phocoena Phocoena) from Scottish waters*. PhD Thesis. University of Aberdeen, U.K. 293 pp.
- Learmonth, J.A., Luque, P.L., Reid, R.J., Murphy, S., Santos, M.B., Pierce, G.J. Life history parameters of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Scottish waters (1992-2005). *Submitted*.
- Learmonth, J.A., Macleod, C.D., Santos, M.B., Pierce, J.G., Crick, H.Q.P., Robinson, R.A. (2006b). Potential effects of climate change on marine mammals. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 44: 431-464.
- Learmonth, J.A., Murphy, S., Dabin, W., Addink, M., López, A., Rogan, E., Ridoux, V., Guerra, A., Pierce, G.J. (2003). *Measurement of reproductive output in small cetaceans from the NE Atlantic*. BIOCET Workpackage 5: Full Report.
- Leatherwood, J., Dahlheim, M. (1978). Worldwide distribution of pilot whales and killer whales', Naval Ocean System Center Technical Report.
- Leatherwood, S., Reeves, R.R. (1983). The Sierra Club Handbook of Whales and Dolphins. The Sierra Club Handbook of Whales and Dolphins. i, xviii, 1-302.
- Leduc, R.G., Curry, B.E. (1997). Mitochondrial DNA sequence analysis indicates need for revision of the genus *Tursiops*. Report of the International Whaling Commission, 47: 393.
- Leeney, R. H., Amies, R., Broderick, A. C., Witt, M. J., Loveridge, J., Doyle, J., Godley, B. J. (2008). Spatio-temporal analysis of cetacean strandings and by-catch in a UK fisheries hotspot. *Biodiversity and Conservation*, 17: 2323–2338.
- Lemelin, H., and Maher, P. (2009). Nanuk of the torngats: Human-polar bear interactions in the torngat mountains national park, newfoundland and labrador, Canada. *Human Dimensions of Wildlife*, 14(2), 152-155.
- Lemelin, R. H., and Wiersma, E. C. (2007). Perceptions of Polar Bear Tourists: A Qualitative Analysis. *Human Dimensions of Wildlife*, 12(1), 45-52.
- Brockelman, W. Y., and Dearden, P. (1990). The role of nature trekking in conservation: a case-study in Thailand. *Environmental Conservation*, 17(2), 141-148.
- Lens, S. (1990). *North Atlantic sightings survey 1989: Report of the spanish cruise*. Report of the International Whale Commission 41: 539-543.
- Lens, S. (1997). *A note on the Harbour porpoise (Phocoena phocoena) in the coastal waters of Spain*. Report of the International Whaling Commission 47: 841-847.
- Lens, S., & Rey, J. M. (1988). *The minke whale around the Iberian Peninsula*. Report of the International



- Whale Commission.
- Lens, S., Asencio, C., Urquiola, E. (2006). *International Whaling Commission Ship Strikes Working Group. Spanish Report November 2005*, International Whaling Commission, Instituto Español de Oceanografía 4 pp.
- Lens, S., López, A. (1992). *Marine mammals stranded on the Galician coast (Northwest Spain) in 1991*. International Council for the Exploration of the Sea CM 1992/N:16.
- Lens, S., López, A., Cendrero, O., Pérez, C. (1995). *Marine mammals on the North and Northwest Spain in 1994*. International Council for the Exploration of the Sea CM 1995/N:10.
- Lens, S., Quiroga, H., Gil de Sola, L. (1989). *Report of the cruise undertaken by Spain as part of the North Atlantic sightings survey, 1987*. Report of the International Whaling Commission, 39: 423–425.
- Lens, S., Santos, M., Oñade, D., Miranda, A., Casas, G., Cañadas, A., Cabanas, J. M., Iglesias, M., Miquel, J., Fernández, R., Vázquez, J. A. (2008). Distribution of fin whales and krill aggregations observed off the Galician coasts during the CODA-IEO survey. *Symposium, The role of marine mammals is the ecosystem*. Canada. (Poster)
- Lens, S., Santos, M.B., Miranda, A. (2007). Data on the distribution and feeding of fin whales off the Galician coast. European Cetacean Society, San Sebastian, Spain. (Poster)
- Lewis, T., Gillespie D., Lacey C., Matthews J. N., Danbolt M., Leaper R., McLanaghan R. and Moscrop A. 2007. Sperm whale abundance estimates from acoustic surveys of the Ionian Sea and Strait of Sicily in 2003. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87, 353–357.
- Lewis, T., Matthews J. N., Boisseau O., Danbolt M., Gillespie D., Lacey C., Leaper R., McLanaghan R. and Moscrop A. in prep. Abundance estimates for sperm whales in the south western and eastern Mediterranean Sea from acoustic line-transect surveys.
- Lien, J. (2001) The conservation basis for the regulation of whale watching in Canada by the Department of Fisheries and Oceans: a precautionary approach. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2363:1-38
- Lindström G, Wingfors, H., Dam, M. and Bavel, B.V. (1999) Identification of 19 polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) from the Atlantic. *Arch Environ Contam Toxicol*, 36:355–63. S. H.
- Lindström, G., Wingfors, H., Dam, M., Bavel, B. v. (1999). Identification of 19 polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in long-finned Pilot Whale (*Globicephala melas*) from the Atlantic. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 36: 355-363.
- Ljungblad, D. K., Würsig, B., Swartz, S. L. y Keene, J. M. (1988) Observations on the behavioral responses of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) to active geophysical vessels in the Alaskan Beaufort Sea. *Arctic* 41:183-194.
- Ljungblad, D. K., Würsig, B., Swartz, S. L., Keene, J. M. (1988). Observations on the behavioral responses of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) to active geophysical vessels in the Alaskan Beaufort Sea. *Arctic*, 41: 183-194.
- Llabrés, M., Martorell, J. (1984). La pesquería de artes menores en Baleares. Comunidad Autónoma de las Islas Baleares. 270 pp.
- Llarena, M., Cedeira, J.M., Díaz, J.I., Caldas, M., López, A. and Alonso, J.M. (2009). Seals on the Galician coast: from sporadic to regular records. *23rd Annual Conference of the European Cetacean Society. March 2-4, 2009*. Estambul, Turquía.
- Llarena, M., Degollada, E., Alonso, J.M. (2008). Ultrasound diagnosis of gastritis and parasite (*Anisakis* sp.) gastric infestations in dolphins. *22nd Annual Conference of the European Cetacean Society. March 9-12, 2008*. Egmond aan Zee, The Netherlands.
- Llavona A., Caldas M., Martínez-Cedeira J., Covelo P., Romero J., Díaz J.I., Palacios G., Llarena M., López A. (2008). Especies de cetáceos amenazados y conservación en la costa gallega. *I Jornada sobre Conservación de la Diversidad Biológica (Cons-Bio 2008). September 19, 2008*. Vigo, Spain.
- Llavona, A. (2011a). Estado de conservação do bôto no norte da península ibérica. *Seminário Safesea, April 16-17, 2011*. Figueira da Foz, Portugal.
- Llavona, A. (2011b). CEMMA monitoring marine mammal strandings in Galicia. Interest and feasibility of a web-accessed database for marine mammals strandings and necropsy data in the ASCOBANS region. Workshop organizado por Deaville R. (Institute of Zoology of UK), Jepson P. (Institute of Zoology of UK) and Jauniaux T. (Université de Liège, Belgium) 19 de maio de 2011. *25th Annual*



- Conference of the European Cetacean Society. May 21-23, 2011, Cádiz, España.
- Llavona, A., Caldas, M., Palacios, G., de la Torre, B., Ferreiro, G., García, N., Martínez-Cedeira, J., Moldes, M., López, A. (2009a). Impact of boat traffic on bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Galicia. 23rd Annual Conference of the European Cetacean Society. March 2-4, 2009. Estambul, Turquía.
- Llavona, A., Caldas, M., Palacios, G., de la Torre, B., Ferreiro, G., García, N., Díos, J.J., Ferreira, G., Moldes, M., López, A. (2009b). Impacto del tráfico marítimo sobre la población de delfines mulares (*Tursiops truncatus*) en Galicia. IX Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos. December 4-7, 2009. Bilbao, Spain.
- Llavona, A., Martínez-Cedeira, J., Covelo, P., Morales, J., Díos, J.J., Bracali, V., Pérez, P., García, J.A., Santos, L., López, A. (2011b). INDEMARES project: identification of special areas of conservation for cetaceans at "Galician Bank" and "Aviles Canyon" (Atlantic and Cantabrian Sea) for Natura (2000). 25th Annual Conference of the European Cetacean Society. May 21-23, 2011, Cádiz, España.
- Llavona, A., Martínez-Cedeira, J., Covelo, P., Morales, X., Díos, J.J., Bracali, V., Pérez, P., García, J.A., Santos, L., López, A. (2011a). INDEMARES project: identification of special areas of conservation for cetaceans at "Galician Bank" and "Avilés Canyon" (Atlantic and Cantabrian sea) for Natura 2000. 25th Annual Conference of the European Cetacean Society. May 21-23, 2011. Cádiz, España.
- Llavona, A., Martínez-Cedeira, J., Covelo, P., Morales, X., Díos, J.J., Bracali, V., Pérez, P., García, J.A., Santos, L., López, A. (2011c). INDEMARES: identificación de áreas de conservación para cetáceos en el "Banco de Galicia" y el "Cañón de Avilés" para la red Natura 2000. X Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos. December 3-6, 2011, Fuengirola, Málaga, España.
- Llavona, A., Martínez-Cedeira, J.A., Covelo, P., Caldas, M., Morales, X., López, A. (2007). Revisión de la situación de protección de los mamíferos marinos en Galicia. VIII Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos. December, 5-8, 2007. Huelva, Spain.
- Lockyer, C. (2003). Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: biological parameters. Volume 5. In: Haug, T., Desportes, G., Vikingsson, G.A. and Witting, L. (Eds.). *Harbour porpoises in the North Atlantic*. Tromsø, Norway: The North Atlantic Marine Mammal Commission (NAMMCO) Scientific Publications. 71-90.
- Lockyer, C., & Kinze, C. (2003). Status, ecology and life history of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Danish waters. Volume 5. In: Haug, T., Desportes, G., Vikingsson, G.A. and Witting, L. (Eds.). *Harbour porpoises in the North Atlantic*. Tromsø, Norway: The North Atlantic Marine Mammal Commission (NAMMCO) Scientific Publications: 143-176.
- Lockyer, C., (1995). *Investigation of aspects of the life history of the harbour porpoises, Phocoena phocoena, in British waters*. Special Issue 16. International Whaling Commission. Cambridge. 552 pp.
- Lockyer, C., Heide-Jorgensen, M.P., Jensen, J., Walton, M.J. (2003). Life history and ecology of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from West Greenland. Volume 5. In: Haug, T., Desportes, G., Vikingsson, G.A. and Witting, L. (Eds.). *Harbour porpoises in the North Atlantic*. Tromsø, Norway: The North Atlantic Marine Mammal Commission (NAMMCO) Scientific Publications: 177-194.
- Loganathan BG, Tanabe S, Tanaka H, Watanabe S, Miyazaky N, Amano M. 1990. Comparison of Organochlorine residue levels in striped dolphin from the western North Pacific, 1978-79 and 1986. *Mar Pollut Bull*; 21; 435-9.
- López A., Alonso, J.M., Sierra, P., Cedeira, J.M., Santos, J.J. (2003a). Short-term effects of the Prestige oil spill in marine mammals, sea turtles and sea birds of the Galician (NW Spain) coast. 17th Annual Conference of the European Cetacean Society. May 9-13, 2003. Las Palmas, Gran Canaria, Spain.
- López, A. (1996a). Varamientos de cetáceos en las costas occidentales del sur de Europa. *Quercus*, 125: 34-37.
- López, A. (1996b). Unusual strandings and sightings of marine mammals on the Northwest Spain. X Conference European Research Cetaceans. March 11-13, 1996. Lisboa, Portugal.
- López, A. (2003). *Estatus dos pequenos cetáceos da plataforma de Galicia*. PhD Thesis. Universidade de Santiago de Compostela. 337 pp.
- López, A. (2006). Guía ambiental costa de Arteixo: Cetáceos da costa Arteixá: Médio Ambiente Concello de Arteixo. In: Filgueira, X., Fortes, M.X. 1995. (Eds.). *Epistolario do Padre Sarmiento*. Santiago de Compostela, Spain: Consello da Cultura Galega. 27 pp.
- López, A. (2010). INDEMARES. Informe técnico de campanas Banco de Galicia.



- López, A. (2011a). Bases para a conservación e xestión das especies de cetáceos ameazadas nas augas atlánticas e cantábricas. *Eubalaena*, 12.
- López, A. (2011b). Primeiro resultados das campañas do LIFE-INDEMARES na costa norte da península ibérica. *Seminário Safesea. April 16-17, 2011*. Figueira da Foz, Portugal.
- López, A., & Rodríguez, A. (1995). Agresión de arroaz (*Tursiops truncatus*) a toniña (*Phocoena phocoena*). *Eubalaena*, 6: 23–27.
- López, A., Alonso, J.M., Laria, L., Cermeño, P. (2002a). Varamientos de fauna marina en el norte peninsular (Período 1999-2001). *III Simposium anual de la Sociedad Española de Cetáceos*. October 25-27, 2002. Universidad de Almería, Spain.
- López, A., Alonso, J.M., Santos, L., Dios, J.J., Lago, R. (2009b). *A acústica no medio mariño e nos cetáceos*. Publicación do departamento educativo da Coordinadora para o Estudo dos Mamíferos Mariños.
- López, A., Cedeira, J.M., Caldas, M., Carril, R., Solla, P., Llavona, A. (2003b). Monitorización de las poblaciones de cetáceos en la plataforma de Galicia (NW. SPAIN). *Thalassas*, 19(2b): 111-112.
- López, A., Cedeira, J.M., Caldas, M., Carril, R., Solla, P., Llavona, A. (2004a). Monitorización de las poblaciones de cetáceos en la plataforma de Galicia (NW. SPAIN). 4º Simposio sobre el margen ibérico atlántico. Vigo. 7-10 julio.
- López, A., Ferreira, M., Guyomard, S., Méndez, P., Caldas, M., Covelo, P. (2009a). Follow up of a solitary dolphin in three European countries: the case of Jean Floc'h/Gaspar. *23rd Annual Conference of the European Cetacean Society*. March 2-4, 2009. Estambul, Turquía.
- López, A., García-Castrillo, G., Cendrero, O., Pérez, C. (1996). *Marine mammals on the North and Northwest Spain in 1995*. International Council for the Exploration of the Sea CM 1996/N
- López, A., González, A.F. (1999). *Strandings and by-catches of marine mammals in the Spanish and Portuguese coast from 1996 to 1999*. International Council for the Exploration of the Sea CM 1999/s:06.
- López, A., Lens, S., Sánchez, J.L. (1991). *Cetaceans stranded on the Galician coast (Northwest Spain) in 1990*. International Council for the Exploration of the Sea CM 1991/N:25.
- López, A., Llavona, A., Alonso, J.M., Martínez-Cedeira, J.A., Caldas, M., Valeiras, X., Covelo, P. (2005). Effects of the Prestige oil spill in aquatic mammals and sea turtles of Galician coast (NW Spain). *Symposium on marine accidental oil spills - Vertimar. July 13-16, 2005*. Vigo, Spain.
- López, A., Martínez-Cedeira, J.A. (2010). Interacção pesca-cetáceos caminho da conservação. Seminario SAFEEA. "Capturas acidentais de Cetáceos. Cenário Actual e Medidas de Mitigação. 16-17 de enero, Viana do Castelo, Portugal.
- López, A., Martínez-Cedeira, J.A. (2011). Marsopa – *Phocoena phocoena*. In: Salvador, A., Cassinello, J. (Eds.) *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid, Spain.
- López, A., Pierce, G. J., Santos, M. B., Gracia, J., Guerra, A. (2003c). Fishery by-catches of marine mammals in Galician waters: results from on-board observations and an interview survey of fishermen. *Biological Conservation*, 111(1): 25-40.
- López, A., Pierce, G.J., Valeiras, X., Santos, M.B., Guerra, A. (2004b). Distribution patterns of small cetaceans in Galician waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84(1): 283-294.
- López, A., Santos, M. B., Pierce, G. J., González, A. F., Valeiras, X., Guerra, A. (2002b). Trends in strandings and by-catch of marine mammals in north-west Spain during the 1990s. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82(3): 513-521.
- López, A., Santos, M.B., González, A., Guerra, A., Pierce, G.J. (2000). Ecology and interactions with fisheries of bottlenose dolphin (*T. truncatus*) in NW Spain. *14th Annual conference European Cetacean Society*. April 3-5, 2000. Cork, Ireland.
- López, A., Santos, M.B., Pierce, G., González, A.F., Guerra, A., Valeiras, X., Wang, J. (1999a). *Trends in strandings of marine mammals on the Galician coast during the 1990s*. International Council for the Exploration of the Sea CM 1999/S:05.
- López, A., Valeiras, X. (1997). Cause of mortality and suspected by-catches by gross post-mortem examination of cetacean strandings on the Galician coast (NW Spain). *XI Conference European Research Cetaceans*. March 10-12, 1997. Srtaldsund, Germany.
- López, A., Valeiras, X., Pascual, S., Abollo, E., Díaz, J.I. (1998). Skull lesions associated with a *Crassicauda*



- spp.* (Nematoda, Crassicaudidae) in cetaceans stranded on the Galician coast (NW Spain). *12th Conference European Research Cetaceans*. January 20-24, 1998. Mónaco.
- López, A., Valeiras, X., Pascual, S., Abollo, E., Díaz, J.L. (1999b). Skull lesions in stranded cetaceans in Galicia (NW Spain) due to *Crassicauda spp.* *12th Conference of the European Cetacean Society*. Mónaco.
- López, A., Vázquez, J.A., Martínez-Cedeira, J.A., Marcos-Ipiña, E., Laria, L., Maestre, I., Carbó, A., Llanova, A., Fernández, M., Díaz, J.L., Santos, L., Ruano, A., Fernández, R., Méndez, P. (2012). Bases para el desarrollo de los planes de conservación de las especies de cetáceos protegidas en la Demarcación Marina Noratlántica. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación – Fundación Biodiversidad.
- López-Jurado, L.F., André, M., Martín, V. (1996). *Inventario de los cetáceos de las aguas Canarias. Aplicación de la directiva 92/43/CEE*. Grupo de investigación en biodiversidad y conservación departamento de biología, Universidad de las Palmas de Gran Canaria: 65 pp.
- LÓPEZ-JURADO, L. F. & CARRILLO, M. 1998. Stranding of a Blainville's beaked whale (*Mesoplodon densirostris*) pregnant female in the Canary Islands. *Proceedings of the 12th Annual Conference of the European Cetacean Society*, Monaco, 300 pp
- López-Ornat, A. (2006). *Guidelines for the Establishment and Management of Mediterranean Marine and Coastal Protected Areas*. MedMPA project. Ed: UNEP-MAP RAC\SPA.Tunis.: 82 pp.
- López-Seoane, V. (1861). *Fauna Mastológica de Galicia*. Santiago de Compostela, Spain.
- López-Seoane, V. (1866). *Reseña de la Historia Natural de Galicia*. Imprenta Soto Freire, Lugo, pp. 36-37.
- Louzao, M., Valeiras, X., García-Barcelona, S., Fernández, R., Acero, A., Monteiro, S., Araújo, H., Méndez, P., González-Quirós, R., Santos, M.B. (2011). Identifying ecologically important marine areas in the NE Atlantic: preliminary results for the conservation of marine top predators. *ICES CM* 2011/I:31.
- Luca, M., Westgate, A., Emer, R., Rosel, P., Coughlan, J., Cross, Y. (2009). Population structure of short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) in the North Atlantic Ocean as revealed by mitochondrial and nuclear genetic markers. *Marine Biology*, 156: 821–834.
- Luque, P.L. Pierce, G.J., Learmonth, J.A., Santos, M.B., Ieno, E., López, A., Reid, R.J., Rogan, E., González, A.F., Boon, J., Law, R.J., Lockyer C.H. (2009). Dental anomalies in teeth of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from Scottish waters: are they linked to sexual maturation and environmental events? *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(5): 893-902.
- Lusseau, D. (2003). Male and female bottlenose dolphins *Tursiops spp.* have different strategies to avoid interactions with tour boats in Doubtful Sound, New Zealand. *Mar Ecol Prog Ser*, 257: 267–274.
- Lusseau, D. (2004). The hidden cost of tourism: detecting long-term effects of tourism using behavioral information. *Ecology and Society*, 9: 2.
- Lusseau, D. (2005). Residency pattern of bottlenose dolphins *Tursiops spp.* in Milford Sound, New Zealand, is related to boat traffic. *Mar Ecol Prog Ser*, 295: 265–272.
- MacKenzie, G. (2005). Marine mammal observer's report during a 3-D seismic survey in the southern bay of Biscay. Spain: Repsol 30 pp.
- MacLeod, C.D. (2005). Niche partitioning, distribution and competition in North Atlantic beaked whales. *PhD Thesis. University of Aberdeen, UK*.
- MacLeod, C.D. (2009a) Understanding the impacts of human activities on beaked whales: from individuals to species, and from local to global. In: Sarah J. Dolman, Colin D. MacLeod and Peter G.H. Evans (eds) *Proceedings of ECS the workshop on beaked whale research*, San Sebastian, Spain, 26 th April 2007 ECS Special publication series Nº 51.
- MacLeod, C.D. (2009b). Global climate change, range changes and potential implications for the conservation of marine cetaceans: A review and synthesis. *Endangered Species Research* 7(2): 125-136.
- MacLeod C.D., Bannon S.M., Brereton T., Wall D. (2007). Using passenger ferries to study seasonal patterns of minke whale occurrence In northwest Europe. *Proceedings of Workshop on Minke Whales at 21st Annual Conference, European Cetacean Society*. San Sebastian, Spain.
- MacLeod, C.D., Brereton, T., Evans, P., Swift, R., Vazquez, J. A. (2011). *Distribution and abundance of Cuvier's beaked whales in the Canyons of Southern Biscay*. Report of the International Whaling Commission SC/63/SM7. 9 pp.
- MacLeod, C.D., Brereton, T., Martín, C. (2009). Changes in the occurrence of common dolphins, striped dolphins and harbour porpoises in the English Channel and Bay of Biscay. *Journal of the Marine*



- Biological Association of the United Kingdom, 89(5): 1059-1065.
- Macleod, C.D., D'Amico, A. (2006a). A review of beaked whale behaviour and ecology in relation to assessing and mitigating impacts of anthropogenic noise. *Journal of Cetacean Research and Management*, 7: 211-221.
- Macleod, C.D., Mitchell, G. (2006b). Key areas for beaked whales worldwide. *Journal of Cetacean Research and Management*, 7: 309-322.
- MacLeod, K., Burt, L., Cañadas, A., Rogan, E., Santos, B., Uriarte, A., Van Canneyt, O., Vázquez, J.A., Hammond, P. (2008). *Preliminary abundance estimates of cetaceans in offshore European Atlantic waters*. Report of the International Whaling Commission 60.
- MacLeod, K., Burt, M.L., Cañadas, A., Rogan, E., Santos, B., Uriarte, A., Van Canneyt, O., Vázquez, J.A., Hammond, P.S. (2008). *Preliminary abundance estimates of cetaceans in offshore European Atlantic waters*. Scientific Committee, International Whaling Commission SC/60/O2.
- MacLeod, K., Cañadas, A., Lens, S., Rogan, E., Santos, B., Uriarte, A., Van Canneyt, O., Vázquez, J.A., Hammond, P. (2009). *Distribution and Abundance of Fin whales and other baleen whales in the European Atlantic*. Report of the International Whaling Commission. 14 pp.
- Madsen, P.T. 2002. Sperm whale sound production. PhD dissertation, University of Aarhus, Denmark.
- Madsen, P. T., Carder, D. A., Au, W. W. L., Møhl, B., Nachtigall, P. E., and Ridgway, S. H. 2003. Sound production in neonate sperm whales. *J. Acoust. Soc. Am.* 113_6_, 2988–2991.
- MADSEN, P. T., JOHNSON, M., AGUILAR DE SOTO, N., ZIMMER, W. M. X. & TYACK, P. L. 2005. Biosonar performance of foraging beaked whales (*Mesoplodon densirostris*). *The Journal of Experimental Biology* 208: 181-194.
- Madsen, P.T., Johnson, M., Miller, P.J.O., Aguilar-Soto, N., Lynch, J., Tyack, P. (2006). Quantitative measures of airgun pulses recorded on sperm whales (*Physeter macrocephalus*) using acoustic tags during controlled exposure experiments. *Journal of the Acoustical Society of America*, 120(4): 2366–2379.
- Madsen, P.T., Møhl, B., Nielsen, B. K. y Wahlberg M. 2002d. Male sperm whale behavior during exposures to distant seismic survey pulses. – *Aq. Mam.* 28.3, 231-240.
- Madsen, P.T., Payne, R., Kristiansen, N. U., Wahlberg, M., Kerr, I., y Møhl, B. 2002c. Sperm whale clicks: bimodal, pneumatic sound production at depth,” *J. Exp. Biol.* 205, 1899–1906.
- Madsen, P.T., Payne, R., Kristiansen, N.U., Wahlberg, M., Kerr, I. y Møhl, B. 2002a. Sperm whale sound production studied with ultrasound time/depth-recording tags. *J Exp Biol* 205:1899–1906.
- Madsen, P.T., Wahlberg, M. y Møhl B. 2002b. Male Sperm Whale (*Physeter macrocephalus*) Acoustics in a High-Latitude Habitat: Implications for Echolocation and Communication. *Behav Ecol Sociobiol.* 53:31–41.
- Madsen, P.T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K., Tyack, P.L. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology-Progress Series*, 309: 279-295.
- Magalhães, S., Prieto, R., Silva, M.A., Gonçalves, J., Afonso-Dias, M. y Santos, R.S., 2002. Short-term reactions of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) to whale-watching vessels in the Azores. *Aquatic Mammals*, 28(3), 267-274.
- Malme, C. I., Miles, P. R., Clark, C. W., Tyack, P., Bird, J.E. (1983) Investigations on the potential effects of underwater noise from petroleum industry activities on migrating whale behavior. BBN Report 5366, Bolt Beranek and Newman, Inc., Cambridge, Massachusetts, for U.S. Minerals Management Service,
- Mann, D.A., Lu, Z., Popper, A.N. (1997) Ultrasound detection by a teleost fish. *Nature* 389, 341.
- Mann, M.E. (2002). Little Ice Age. In: *MacCracken, M., & Perry, J.S. (Eds.). Encyclopedia of Global Environmental Change. The Earth system: physical and chemical dimensions of global environmental change, Volume 1.* 504–509 pp
- Manocci, L., Dabin, W., Augeraud-Véron, E., Dupuy, J. F., Barbraud, C., Ridoux, V. (2012). Assessing the Impact of Bycatch on Dolphin Populations: The Case of the Common Dolphin in the Eastern North Atlantic. *PLOS One*, 7(2): 11 pp.
- Mansfeld, Y., and Ginosar, O. (1994). Evaluation of the repertory grid method in studies of locals' attitude towards tourism development processes. *Environment and Planning A*, 26(6), 957-972.
- Manzanilla, S.R. (1989). The 1982-1983 El Niño event recorded in dentinal growth layers in teeth of Peruvian dusky dolphins (*Lagenorhynchus obscurus*). *Canadian Journal of Zoology*, 67: 2120-2125.



- Marbà, N., & Duarte, C. (2010). *Spanish document aiming at the identification of important ecosystem properties and assessment of ecological status and pressures to Mediterranean marine and coastal biodiversity*. Contract RAC/SPA, N° 73-2009. 60 pp.
- Marchessaux D., Duguay R. (1978). Note préliminaire sur les cétacés de la Méditerranée orientale. XXVI Congrès-Assemblée plénière. Comité des Vertébrés marins et Céphalopodes. 24 Nov – 2 Dec, Antalya.
- Marchessaux, D. 1980. A review of the current knowledge of the cetacean in the Eastern Mediterranean Sea. *Vie Marine*, 2: 59-66.
- Marcos, E., Salazar, J., de Stephanis, R. (2010). Cetacean diversity and distribution in the coast of Gipuzkoa and adjacent waters, southeastern Bay of Biscay. *Ciencias naturales*, 58: 221-231.
- Marcos-Ipiña, E., Martínez-Jorquera, J., Verborgh, P., Salazar-Sierra, J.M. (2012). Long-finned pilot whale population size and temporal density fluctuations in Basque Coast, Southeastern Bay of Biscay. 26th Annual Conference of the European Cetacean Society. March 26-28, 2012. Galway, Irlanda.
- Marcos-Ipiña E, Salazar-Sierra JM., De Stephanis, R. (2009). Research on cetacean populations and detection of special areas for conservation of bottlenose dolphin in the coast of Gipuzkoa, southeastern Bay of Biscay. *23th Annual Conference of the European Cetacean Society*. Istanbul, Turkey.
- Marcos-Ipiña, E., Salazar-Sierra, J.M., De Stephanis, R. (2005). Cetacean population in coast of the Basque Country: a first approach, in *European Cetacean Research 18*, European Cetacean Society, Kolmarden, Suecia.
- Marcos-Ipiña, E., Salazar-Sierra, J.M., De Stephanis, R. (2006). Toothed cetacean spacial distribution during the year and description of groups in the coast of Gipuzkoa, southeastern Bay of Biscay. *European Research on cetaceans. 20th Proceedings of the 120th Annual Conference of the European Cetacean Society. April 2-7, 2006*. Gdynia, Poland.
- Marcuzzi, G. and Pilleri, G. 1971. On the zoogeography of Cetacea. *Invest Cetacea*, 3, 101-170.
- Mariño, F., Dios, J.J., López, A., Díez, B. Development a new acoustics deterrent devices for bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) for marine fish farm. *23rd Annual Conference of the European Cetacean Society. March 2-4, 2009*. Estambul, Turquía.
- MARRERO, J., ESCÁNEZ, A., FAIS, A. & AGUILAR DE SOTO, N. 2010. Distribución de ácidos grasos en tejidos de cachalote (*Physeter macrocephalus*). Implicaciones en estudios dietéticos. XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina, Alicante, Spain, 212 pp
- MARRERO, J., JENSEN, F. H., JOHNSON, M. P., MADESEN, P. T. & AGUILAR DE SOTO, N. 2011. Vocal activity of short finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) Who is calling? . Abstract Book of the 25th Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 127 pp
- Markin, C.O., Leatherwood, S. (1986). General biology of the killer whale, *Orcinus orca*; a synopsis of knowledge. En: Kirkevold BC, Lockard JS, editors. *Behavioral Biology of Killer Whales*. New York: Alan R. Liss. p. 35–68.
- Marsili L, Focardi S, 1997. Chlorinated hydrocarbon (HCB, DDTs and PCBs) levels in cetaceans stranded along the Italian coasts: an overview. *Env. Monit. Assess.* 45:129-180.
- Marsili L. Lipophilic contaminants in marine mammals: review of the results of ten years' work at the Department of Environmental.
- Marsili, L., Focardi, S., 1996a. Chlorinated hydrocarbon (HCB, DDTs and PCBs) levels in cetaceans stranded along the Italian coasts: an overview. *Environmental Monitoring and Assessment* 45, 129–180.
- Martin A.R., Reynolds P. and Richardson M.G., (1987), Aspects of the biology of long finned-pilot whales (*Globicephala melas*) in recent mass strandings on the British coast, *J. Zool. (London)* 211:11-23
- Martin, A. R., y Clarke, M. R. 1986. The diet of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) captured between Iceland and Greenland. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 66: 779-790.
- Martin, A.R. 1982. A link between the sperm whales occurring off Iceland and in the Azores. *Mammalia* 46:259-260.
- Martin, M., Lam, P.K.S., Richardson, B.J. (2004). An Asian quandary: where have all of the PBDEs gone? *Mar Pollut Bull*, 49: 375–82.



- Martín, M., Servidio, A., Tejedor, M., Arbelo, M., Brederlau, B., Neves, S., Pérez-Dil, M., Urquiola, E., Pérez, K., Fernández, A. (2009). Cetaceans and conservation in the Canary Islands. 18th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Québec (Canada).
- Martín, M.P., Rodríguez de Valle, F. (Coords) (2001). Especies de interés pesquero en el litoral de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla. 2001.
- MARTÍN MARTEL, V. 2003. Varamiento en masa de zifios en Canarias. Revista de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias 25.
- MARTÍN, V. 1993. Cetáceos. In FERNÁNDEZ-TRUJILLO and A. FERNÁNDEZ (eds.) Fauna marina amenazada de las islas Canarias. Colección Técnica. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (ICONA), Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- MARTÍN, V. 1996. Diurnal activity patterns and behaviour in the short-finned pilot whale (*Globicephala macrorhynchus*) off SW Tenerife, Canary Islands. Conference Guide and Abstracts of the 10th Conference of the European Cetacean Society, Lisbon, Portugal, 58 pp
- MARTÍN, V. 1999. A new approach to the coloration patterns of the Cuvier's beaked whale. Proceedings of the 13th Annual Conference of the European Cetacean Society, Valencia, España, 389 pp
- MARTÍN, V. 1999. Cuvier's beaked whale *Ziphius cavirostris* Cuvier, 1823 (Cetacea; Ziphiidae) in the Canary Archipelago. Proceedings of the 13th Annual Conference of the European Cetacean Society, Valencia, España, 248 pp
- MARTÍN, V. 1999. Incidence of the cookiecutter shark *Isistius brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) in the Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*). Proceedings of the 13th Annual Conference of the European Cetacean Society, Valencia, España, 438 pp
- MARTÍN, V. 2002. Resumen del informe sobre los varamientos en masa atípicos de Zifios en Canarias en septiembre de 2002 durante la celebración de ejercicios navales. Documento Interno Dirección General de Política Ambiental del Gobierno de Canarias. 11 pp.
- MARTÍN, V. 2006. El museo de cetáceos de Canarias. *Makaronesia* 8: 100-109.
- MARTÍN, V. 2008. El museo de cetáceos de Canarias. In H. FERNÁNDEZ BETANCORT (ed.) Turismo, patrimonio y educación. Los museos como laboratorios de conocimientos y emociones. Escuela Universitaria de Turismo de Lanzarote. 143-160
- MARTÍN, V. 2008. Gigantes en el paraíso. *Paradores* 25(56-61).
- MARTÍN, V. 2012. Prospecciones y cetáceos. *Nudos* 25: 7-10.
- MARTÍN, V., ANDRÉ, M., HERRERA PÉREZ, R. & FERNÁNDEZ-PALACIOS VALLEJO, Y. 2003. Mammalia. In L. MORO, L. MARTÍN, M. J. GARRIDO and I. IZQUIERDO (eds.) Lista de especies marinas de Canarias (algas, hongos, plantas y animales). Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente del Gobierno de Canarias. 131-132
- MARTÍN, V., CARRILLO, M., ANDRÉ, M. & HERNÁNDEZ-GARCÍA, V. 1995. Records of cetaceans stranded on the Canary Islands coast from 1992 to 1994. International Council For Exploration of the Sea. Marine Mammals Committee CM 1995/N:9, Aalborg, Denmark. 5 pp.
- Martín, V., Carrillo, M., López-Jurado, L.F. (1999). *Bottlenose dolphins, Tursiops truncatus, stranded in the Canary Islands*. Process of the XIII European Cetacean Society Annual Conference. Valencia, Spain.
- MARTÍN, V., GARCÍA, S. & SERVIDIO, A. 2003. Distribution and frequency of cetaceans around Gran Canaria Island. Conference Guide and Abstracts of the 17th Conference of the European Cetacean Society, Las Palmas de Gran Canaria, Spain, 257-258 pp
- MARTÍN, V., HILDEBRAND, S., AFONSO, J. M., GARCÍA, S. & LÓPEZ-JURADO, L. F. 2001. Observations of the Bryde's whale (*Balaenoptera edeni*) in the Canarian Archipelago. Conference Guide and Abstracts of the 15th Conference of the European Cetacean Society, Rome, Italy, 70 pp
- MARTÍN, V., IANI, V. & SCHWEIKERT, F. 1998. Cetaceans sighted in the Canary Islands during the Caremex expedition (January-April 1997) Proceedings of the 12th Annual Conference of the European Cetacean Society, Monaco, 77 pp
- MARTÍN, V., MONTERO, R., HEIMLICH-BORAN, J. R. & HEIMLICH-BORAN, S. L. 1992. Preliminary observations of the cetacean fauna of the Canary Islands. Proceedings of the 6th Annual Conference of the European Cetacean Society, San Remo, Italy, 61-65 pp
- MARTÍN, V., MORENO, J. M., VALDIVIA, C., LUCAS, T. & URQUIOLA, E. 2004. Ballenas y delfines de Canarias. Guía didáctica de la exposición. Publicaciones Turquesa S. L., 21 pp.



- MARTÍN, V. & PÉREZ-GIL, M. 2007. Morphology and coloration pattern of the oceanic form in the Atlantic spotted dolphin in the Canary Islands. Conference Guide and Abstracts of the 21th Conference of the European Cetacean Society, San Sebastian, Spain, 121 pp
- MARTÍN, V., REYES, M., CASTRILLÓN, J., RUIZ, L., BREDELAU, B., PÉREZ-GIL, E., NEVES, S., PÉREZ, Y., PÉREZ-GIL, M., TEJEDOR, M., SERVIDIO, A., HERRERO, R. & URQUIOLA, E. 2011. Potential threat of boat traffic bottlenose dolphins in three special areas for conservation of the Canary Islands. Abstract Book of the 25th Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 176 pp
- MARTÍN, V. & SANTIAGO MEDINA, J. A. 1996. Acoustic behaviour of the short-finned pilot whale (*Globicephala macrorhynchus*) off the SW coast Tenerife, Canary Islands, preliminary findings. Conference Guide and Abstracts of the 10th Conference of the European Cetacean Society, Lisbon, Portugal, 58 pp
- Martín, V., Servidio, A., García, S. (2003). Mass strandings of beaked whales in the Canary islands. Pages 33-36 in P.G. H. Evans and L.A. Miller, es. *Procedings of the workshop on active sonar and cetaceans*. ECS newsletter 42, special issue.
- Martín, V., Servidio, A., García, S. (2004). Mass strandings of beaked whales in the Canary Islands. Pp. 33-36 in: EVANS, P.G.H. & MILLER, L.A. (eds.) 2004: European Cetacean Society 17th Annual Conference: Proceedings of the Workshop on Active Sonar and Cetaceans. Las Palmas, Gran Canaria, 8th March 2003, European Cetacean Society Newsletter, No. 42. Special Issue.
- MARTÍN, V., SERVIDIO, A., TEJEDOR, M., ARBELO, M., BREDELAU, B., NEVES, S., PÉREZ-GIL, M., URQUIOLA, E., PÉREZ, E. & FERNÁNDEZ, A. 2009. Cetaceans and conservation in the Canary Islands. The 18th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Quebec, Canada
- MARTÍN, V. & TEJEDOR, M. 2007. 20 years of beaked whale strandings in the Canary Archipelago. The 17th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Cape Town, South Africa
- Martín, V., Tejedor, M. (2009). Summary results of 20 years of beaked whale strandings in the Canary Islands. *European Cetacean Society Special Publication*, 51:26-28.
- MARTÍN, V., TEJEDOR, M., PÉREZ-GIL, M., DALEBOUT, M. L., ARBELO, M. & FERNÁNDEZ, A. 2011. A Sowerby's beaked whale (*Mesoplodon bidens*) stranded in the Canary Islands: the most southern record in the Eastern North Atlantic. *Aquatic Mammals* 37(4): 512-519.
- Martín, V., Urquiola, E. (2000). La Observación de Cetáceos. En "Naturaleza de las Islas Canarias: Ecología y Conservación". pp 289-295. Editorial Turquesa.
- Martín, V., Urquiola, E. (2001) La Observación de Cetáceos. En "Naturaleza de las Islas Canarias: Ecología y Conservación". pp 289-295. Editorial Turquesa.
- MARTÍN, V., VONK, R., ESCORZA, R. & MONTERO, R. 1990. Records of Gervais' beaked whale (*Mesoplodon europaeus*) on the Canary Islands. Proceedings of the 4th Annual Conference of the European Cetacean Society, Palma de Mallorca, Spain, 95 pp
- MARTÍN, V., VONK, R., MONTERO, R. & ESCORZA, S. 1990. Pygmy sperm whales *Kogia breviceps* on the Canary Islands. Proceedings of the 4th Annual Conference of the European Cetacean Society, Palma de Mallorca, Spain, 96 pp
- Martínez, M., Andreu, E., Gallego, P. (2008). Cachalote y cambio climático: distribución temporal inusual en el Estrecho de Gibraltar. Sociedad Europea de Cetáceos (Poster).
- Martínez, M., Villar, S. (2006). Avistamientos de cetáceos en el Estrecho de Gibraltar durante las temporadas de turismo de observación de cetáceos 2003, 2004 y 2005. Comisión Europea de Cetáceos (Poster).
- Martínez-Cedeira, J. (2011). Campanha Thunnus: os cetáceos da campanha do bonito. (CEMMA). *Seminário Safesea, April 16-17, 2011*. Figueira da Foz, Portugal.
- Martínez-Cedeira, J., Caldas, M., Fernández, E., López, A. (2009a). Thunnus survey: cetaceans of the albacore tuna fishery along the bay of Biscay and Grand Sole. *23rd Annual Conference of the European Cetacean Society. March 2-4, 2009*. Estambul, Turquía.
- Martínez-Cedeira, J., Caldas, M., López, A. (2005). La red de observación costera de cetáceos de Galicia: resultados preliminares. *VII Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos. December 3-6, 2005*. Valencia, Spain.
- Martínez-Cedeira, J., Lago, R., Alonso, J., Caldas, M., López, A. (2006). Strandings and by-catch of cetaceans on Galician coast (NW Spain). *20th Annual Conference of the European Cetacean Society. April 2-7, 2006*. Gdynia, Poland.



- Martínez-Cedeira, J., López, A., Covelo, P. (2003). Los cetáceos y el sector pesquero en Galicia: un estudio basado en entrevistas. *VI Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos*. December 3-8, 2003. Ciudad Real, Spain.
- Martínez-Cedeira, J., Morales, X., García, J.A., López, A. (2011b). Interacciones cetáceos – pesca en las aguas de Galicia. *X Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos*. December 3–6, 2011. Fuengirola, Málaga, Spain.
- Martínez-Cedeira, J., Morales, X., García, J.A., Parada, A., Covelo, P., López, A. (2011a). How many strand? Offshore marking and coastal recapture of cetacean carcasses. *25th Annual Conference of the European Cetacean Society*. May 21-23, 2011. Cádiz, España.
- Martínez-Cedeira, J., Morales, X., López, A. (2009b). Campañas Thunnus: un estudio sobre los cetáceos asociados a la costera del bonito en aguas del golfo de Vizcaya y Gran Sol. *IX Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos*. December 4-7, 2009. Bilbao, Spain.
- Martínez-Cedeira, J.A., Caldas Lojo, M., Alonso Farré, J.M., Díaz Da Silva, J.I., Palacios López, G., Llavona Vallina, A., Covelo Figueiredo, P., Parada Mariño, A., López Fernández, A. (2007). Impacto de las capturas accidentales de cetáceos en las aguas de Galicia: evaluación mediante datos de varamientos. *VIII Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos*. December 5-8, 2007. Huelva, Spain.
- Mas, A., van der Schaar, M., Morell, M., Alonso, J. M., Larena, M., Solé, M., André, M. (2008). Acoustic map of the oceans: a tool for management. *22nd Annual Conference of the European Cetacean Society*. March 9-12, 2008. Egmond aan Zee, The Netherlands.
- Mate, B. 2010. Feeding habits, migrations and winter reproductive range movements derived from satellite-monitored radio tags on eastern North Pacific gray whales. Paper SC/62/BRG21 presented to the IWC Scientific Committee.
- Mate, B.R., 1994. A change in sperm whale (*Physeter macrocephalus*) distribution correlated to seismic surveys in the Gulf of Mexico. *J. Acoust. Soc. Am.*, 96 (5), Pt. 2:3268 (Abstract).
- MAYR, I. & RITTER, F. 2005. Photo-identification of rough-toothed dolphins off La Gomera (Canary Islands) with new insights into social organization. 19th Annual Conference of the European Cetacean Society, La Rochelle, France
- Mazzariol S, Di Guardo G, Petrella A, Marsili L, Fossi CM, *et al.* 2011. Sometimes Sperm Whales (*Physeter macrocephalus*) Cannot Find Their Way Back to the High Seas: A Multidisciplinary Study on a Mass Stranding. *PLoS ONE* 6(5): e19417. doi:10.1371/journal.pone.0019417
- McBrearty D. A., Message M. A., King G.A. (1986). Observations of small cetaceans in the north-east Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea: 1978-1982. Pp. 225-250 en *Research on dolphins*. (M. M. Bryden and R. Harrison, eds.). Oxford Science Publications. Oxford
- McCauley, R.D., Fewtrell, J. and Popper, A.N. (2003) High intensity anthropogenic sound damages fish ears. *Journal of the Acoustical Society of America* 113:638-642.
- Mccauley, R.D.; Fewtrell, J.; Duncan, A.J.; Jenner, M.-N.; Penrose, J.D.; Prince, R.I.T.; Adhitya, A. Murdoch, J y McCabe, C. 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 Production and Exploration Association. Project CMST 163, Report R99-15. Curtin University of Technology. http://www.curtin.edu.au/curtin/centre/cmst/publicat/mccauley_seismic_effects_2000.zip
- McDonald, M. A., Hildebrand, J. A., Wiggins, S. M. and Ross, D. (2008) A 50-year comparison of ambient ocean noise near San Clemente Island: A bathymetrically complex coastal region off Southern California. *Journal of the Acoustical Society of America* 124:1985–1992.
- Mckenna, M. (2012). Underwater radiated noise from modern commercial ships. *Journal of the Acoustical Society of America*, 131(1): 92-103.
- McLeod, P.J. (1982). Vocalisation of the pilot whale (*Globicephala melas*). Msc thesis, Memorial University of New foundland.
- Mead, J.G., 1984. Survey of reproductive data for the beaked whales (Ziphiidae). In Reports of the International Whaling Commission, Special issue 6: Reproduction of Whales, Dolphins and Porpoises. W.F. Perrin et al (Eds). *International Whaling Commission*, Cambridge, U.K. Pages 91-96.
- Mead, J.G., Potter, C.W. (1995). Recognizing Two Populations off the Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) of the Atlantic Coast of North America - Morphologic and Ecologic Considerations.



- International Marine Biology Research Institute. *IBI Reports*, 5: 31-44.
- Medill, S., Derocher, A.E., Stirling, I., Lunn, N., Moses, R.A. (2009). Estimating cementum annuli width in polar bears: identifying sources of variation and error. *Journal of Mammalogy*, 90: 1256-1264.
- Medina, B., Andreu, E., Gallego, P., Tello, M. J., Martínez, M., Lapuente, L. (2008). Respuesta de delfín mular a embarcaciones de avistamiento de cetáceos en el Estrecho de Gibraltar. Sociedad Europea de Cetáceos (Poster).
- MEGNET, M., BREDERLAU, B., HILDEBRANDT, S., SERVIDIO, A. & MARTÍN, V. 2006. Observations on rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) behaviour in La Gomera (Canary Islands). Abstract Book of the 20th Annual Conference of the European Cetacean Society, Gdynia, Poland, 105 pp
- Melnick, W. 1991. 'Human temporary threshold shifts TTS and damage risk. *J. Acoust. Soc. Am.* 90, 147–154.
- Mendes, S., Newton, J., Reid, R.J., Frantzis, A., Pierce, G.J. (2007). Stable isotope profiles in sperm whale teeth: variations between areas. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 87, 621–627.
- MÉNDEZ, M., SIERRA, E., ARBELO, M., BERNALDO DE QUIRÓS, Y., ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A., MARTÍN, V. & FERNÁNDEZ, A. 2007. Pathological study of a mass stranding of spinner dolphins (*Stenella longirostris*) in the Canary Islands. Conference Guide and Abstracts of the 21th Conference of the European Cetacean Society, San Sebastian, Spain, 79-80 pp
- MÉNDEZ, M., SIERRA, E., ARBELO, M. & FERNÁNDEZ, A. 2006. Comparision of antibodies for cetacean central nervous system (CNS) tissues. Abstract Book of the 20th Annual Conference of the European Cetacean Society, Gdynia, Poland, 165-166 pp
- Méndez, P. (2011). Segregão ecológica de longo prazo no NW da península ibérica nas espécies de odontocetes evidenciada pela utilização de marcadores ecológicos. *Seminário Safesea. April 16-17, 2011. Figueira da Foz, Portugal.*
- Méndez, P., Caurant, F., Dabin, W., López, A., Martínez-Cedeira, J., Bustamante, P., Thierry, G. (2007). The use of trace elements (Cd, Cu, Hg, Se and Zn) to assess the impact of the Prestige oil spill in small cetaceans in Galician coast (NW Spain). *21st Annual Conference of the European Cetacean Society. April 22-25, 2007. Donosti, Spain.*
- Méndez-Fernandez, P. (2012). *Feeding Ecology and Bioaccumulation status of Marine Mammal community from Galicia and Northern Portugal waters from Fatty acid, Trace element, Stable isotope and Organochlorines analyses.* Universidade do Minho.
- Méndez-Fernandez, P., Bustamante, P., Ferreira, M., López, A., Pierce, G.J., Splitz, J., Vingada, J.V., Caurant, F. (2010). Feeding ecology and hábitat use of odontocete cetaceans from NW Iberian Peninsula inferred from stable isotopes. *24th Annual Conference of the European Cetacean Society. March 22-24, 2010. Stralsund, Germany.*
- Mendez-Fernandez, P., Chouvelon, T., Spitz, J., Bustamante, P., Ferreira, M., López, A., Pierce, G., Richard, P., Ridoux, V., Rogan, E., Simon-Bouhet, B., Vingada, J. V., Caurant, F. (2009). Common dolphin population structure in European Waters as inferred from stable isotope analyses in muscle. *18th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals Society for Marine Mammalogy. October 12-16, 2009. Quebec, Canada.*
- Meotti C, Podesta M (1997) Stomach contents of striped dolphins, *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833) from the western Ligurian Sea (Cetacea, delphinidae). *Atti soc it Sci Nat Museo civ Stor Nat Milano* 137: 5–15.
- Mesnick, S.L. 2001 Genetic relatedness in sperm whales: evidence and cultural implications. *Behavior and Brain Science* 24:346.
- Meynier, L., Pusineri, C., Spitz, J., Santos, M.B., Pierce, G.J., Ridoux, V. (2008). Intraspecific dietary variation in the short-beaked common dolphin, *Delphinus delphis*, in the Bay of Biscay: importance of fat fish. *Marine Ecology-Progress Series*, 354: 277-287.
- Michener, R. H., Schell, D.M. (1994). Stable isotope ratios as tracers in marine aquatic food webs. Pages 138-157 in *Stable isotopes in ecology and environmental science* (K. Lajtha and R. H. Michener, Eds.).
- Miller, P.J.O., Johnson, M., Madsen, P.T., Quero, M.E., Biassoni, N. y Tyack, P. 2006. At-sea experiments indicate that airguns affect the foraging behaviour of sperm whales in the Gulf of Mexico. 34pp. – IWC-SC/58/ForInfo2.



- Miller, P.J.O., Johnson, M.P., Tyack, P.L., 2004. Sperm whale behaviour indicates the use of rapid echolocation click buzzes "creaks" in prey capture. *Proc. R. Soc. Lond., B Biol. Sci.* 271, 2239–2247.
- Miller, W. G., G. Adams, T. A. Ficht, N. F. Cheville, J. P. Payeur, D. R. Harley, C. House, Ridgway, S.H. (1999). *Brucella*-induced abortions and infection in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 30: 100-110.
- Miller, W.G., Adams, L.G., Ficht, T.A., Cheville, N.F., Payeur, J.P., Harley, D.R. House, C. y Ridgway, S.H. 1999. *Brucella*-induced abortions and infection in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 30:100-110.
- Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación (1995). Medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los habitats naturales y de la fauna y flora silvestre. *Boletín Oficial del Estado*, 28 diciembre 1995, núm. 310.
- Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación (2007). Notice to mariners to protect cetaceans from the risk of ship collisions in the Strait of Gibraltar 413/CA. Spain. 2 pp.
- Ministerio de Defensa (2007). Convenio de colaboración entre el Ministerio de Defensa, el Ministerio de Medio Ambiente y la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial del Gobierno de Canarias, para la conservación e investigación de las poblaciones de cetáceos para evitar los varamientos accidentales. *Boletín Oficial del Estado*, 20 diciembre 2007, núm. 304.
- Ministerio de Defensa and Instituto Hidrográfico de la Marina (2007). *Aviso a los navegantes*. Derrotero núm. 3 Tomo I -1998 (y Suplemento nº 2).
- Ministerio de Industria Turismo y Comercio, and Ministerio de Medio Ambiente (2009). *Estudio Estratégico Ambiental del litoral español para la instalación de parques eólicos marinos*. 87 pp.
- Ministerio de la Presidencia (2007). Real decreto 1727/2007, Medidas de protección de los cetáceos. *Boletín Oficial del Estado*, 12 enero 2008, núm. 11.
- Ministerio de Medio Ambiente (2007). *Nota informativa referente al convenio de colaboración entre el Ministerio de Defensa, el Ministerio de Medio Ambiente y la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial del gobierno de Canarias, para la conservación e investigación de las poblaciones de cetáceos para evitar los varamientos accidentales*. 2 pp.
- Ministerio de Medio Ambiente (2007). *Protocolo de comunicación y muestreo para el diagnostico de infección por morbillivirus en cetáceos y protocolo de muestreo para el diagnostico de la dieta, edad, origen genético, estado reproductivo y contenido en contaminantes de las especies de cetáceos muertas por morbillivirus*.
- Ministerio de Medio Ambiente (2007). *Zona de seguridad para cachalotes en el Estrecho de Gibraltar*.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2008). *Proyecto de infraestructuras portuarias para el desarrollo del puerto de Tarifa*. 2 pp.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2011). Orden ARM/2417/2011, por la que se declaran zonas especiales de conservación los lugares de importancia comunitaria marinos de la región biogeográfica Macaronésica de la Red Natura 2000 y se aprueban sus correspondientes medidas de conservación. *Boletín Oficial del Estado*, 14 de septiembre de 2011, núm. 221.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2011). Real Decreto 139/2011, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. *Boletín Oficial del Estado*, 23 de febrero de 2011, núm. 46.
- Ministerio Medio Ambiente (2002). *Identificación de las áreas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español*. 1 p.
- Mirimin, L., Westgate, A., Rogan, E., Rosel, P., Read, A., Coughlan, J., Cross, T. (2009). Population structure of short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) in the North Atlantic Ocean as revealed by mitochondrial and nuclear genetic markers. *Marine Biology* 156(5): 821-834.
- Mitchell, E. 1975. Preliminary report on Nova Scotian fishery for sperm whales (*Physeter catodon*). *Rep. Int. Whal. Commn* 25:226-235.
- Miyazaki N, Kasuya T, Nishiwaki M (1973) Food of *Stenella coeruleoalba*. *Scientific Reports of the Whales Research Institute*, 5,265–275.
- Miyazaki, N. 1977. Growth and reproduction of *Stenella coeruleoalba* off the coast of Japan. *Sci. Rep. Whales Res. Inst.*, Tokyo, 29: 21-48.
- Miyazaki, N. Y Nishiwaki, M. 1978. School structure of the striped dolphin off the Pacific coast of Japan. *Sci. Rep. Whales Res. Inst.*, Tokyo, 30: 65-115.



- Miyazaki, N., Kasuya, T. and Nishiwaki, M. 1974. Distribution and migration of two species of *Stenella* in the Pacific coast of Japan. *Sci. Rep. Whales Res. Inst., Tokyo*, 26: 227-243.
- Møhl, B. 2001. "Sound transmission in the nose of the sperm whale, *Physeter catodon*. A post mortem study," *J. Comp. Physiol., A* 187, 335–340.
- Møhl, B., Madsen, P. T., Wahlberg, M., Au, W. W. L., Nachtigall, P. E., and Ridgway, S. H. 2003b. "Sound transmission in the spermaceti complex of a recently expired sperm whale calf," *ARLO* 4_1_, 19–24.
- Møhl, B., Wahlberg, M., Madsen, P. T., Heerfordt, A., and Lund, A. 2003a. "The monopulsed nature of sperm whale clicks," *J. Acoust. Soc. Am.* 114_2_, 1143–1154.
- Møhl, B., Wahlberg, M., Madsen, P. T., Miller, L. A. y Surlykke, A. 2000. Sperm whales clicks: directionality and source level revisited. *J. Acoust. Soc. Am.* 107, 638–648.
- Monteiro, S., Ferreira, M., Fonseca, C., Souto, L., López, A., Vallina, A. L., Martínez-Cedeira, J. A., Zachos, F., Vingada, J. V. (2008). Genetic study of common dolphin *Delphinus delphis* in the center/north region of Portugal. *22nd Annual Conference of the European Cetacean Society. March 9-12, 2008. Egmond aan Zee, The Netherlands.*
- Monteiro, S., Ferreira, M., Fonseca, C., Souto, L., López, A., Vallina, L.A., Martínez-Cedeira, J., Vingada, V.J. (2009). Microsatellite analysis of common dolphin *Delphinus delphis* in the Centre/North region of Portugal: preliminary results. *23rd Annual Conference of the European Cetacean Society. March 2-4, 2009. Estambul, Turquía.*
- Monteiro, S., Ferreira, M., Vingada, J.V., López, A., Llavona, A., Martínez-Cedeira, J., Reid, R., Santos, M.B., Pierce, G.J. (2010). Stomach content analysis from pilot whales (*Globicephala melas*) stranded on the Portuguese, Galician and Scottish coasts. *24th Annual Conference of the European Cetacean Society. March 22-24, 2010. Stralsund, Germany.*
- MONTERO, M. & ARECHA VALETA, M. 1996. Distribution patterns of pilot whales in SW off Tenerife: relation with depth and sea surface temperature. *Conference Guide and Abstracts of the 10th Conference of the European Cetacean Society, Lisbon, Portugal*, 59 pp
- MONTERO, R., ARECHA VALETA, M., LENS, S. & RODRÍGUEZ, J. L. 1997. Whalewatching in the Canary Islands (Spain): development and management. Paper SC/49/ O26 presented to the International Whaling Commission Scientific Committee. 14 pp.
- MONTERO, R. & MARTÍN, V. 1992. First account on the biology of Cuvier's beaked whale, *Ziphius cavirostris*, in the Canary Islands. *Proceedings of the 6th Annual Conference of the European Cetacean Society*, 97-99 pp
- MONTERO, R., MARTÍN, V., HEIMLICH-BORAN, J. & HEIMLICH-BORAN, S. L. 1993. Ecological impact of boats on a population of short-finned pilot whale (*Globicephala macrorhynchus*) from Tenerife. *The 10th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Galveston, Texas, USA*
- Moore, S.E. (2008). Climate Change. pp. 238-241. In: Perrin, W.F., Wursig, B., Thiewissen, J.G.M. (Eds.). *Encyclopedia of marine mammals*. London: Academic Press.
- Morales, X., Caldas, M., Martínez-Cedeira, J.A., Romero, J., Palacios, G., Covelo, P., Llavona, A., Rey, F., López, F. (2007). Los cetáceos de Galicia: red de monitorización costera (2003-2006). *VIII Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos. December 5-8, 2007. Huelva, Spain.*
- Morales, X., Martínez-Cedeira, J., García, J.A., López, A. (2011). Studying the interactions between cetaceans and fishing in Galicia (NW Spain) through interviews to fishermen. *25th Annual Conference of the European Cetacean Society. May 21-23, 2011. Cádiz, Spain.*
- Morales, X., Martínez-Cedeira, J., Turnes, F., López, A. (2009). Divulgando a pie de mar: un estudio de las interacciones cetáceos-pesca y un proyecto de sensibilización ambiental del sector pesquero en Galicia. *IX Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos. December 4-7, 2009. Bilbao, Spain.*
- Morell, M., Degollada, E., van der Schaar, M., Alonso, J. M., López, A., Dewez, A., André, M. (2007). Comparative morphometry of odontocete ears through computerised tomography. *Journal of Marine Biology Association of the United Kingdom.*, 87: 69-76.
- Morizur, Y., Berrow, S. D., Tregenza, N. J. C., Couperus, A. S. and Pouvreau, S. (1999). Incidental catches of marine-mammals in pelagic trawl fisheries of the northeast Atlantic. *Fisheries Research*, 41(3): 297-307.



- Morris R.J. 1973. The lipid structure of the spermaceti organ in the sperm whale (*Physeter catodon*). Deep-Sea Research 20: 911-916.
- Morris R.J. 1975. Further studies into the lipid structure of the spermaceti organ of the sperm whale (*Physeter catodon*). Deep-Sea Research 22: 483-489.
- Moulins, A. y Würtz, M. 2005 Occurrence of a herd of female sperm whales and their calves (*Physeter catodon*), off Monaco, in the Ligurian Sea J. Mar. Biol. Assoc. UK 85 213-214. doi:10.1017/S0025315405011094h
- Moulins, A., Rosso, M., Ballardini, M. y Würtz, M. 2008. Partitioning of the Pelagos Sanctuary (north-western Mediterranean Sea) into hotspots and coldspots of cetacean distributions. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 88(6): 1273-1281.
- Mullin, K.D. 2007. Abundance of cetaceans in the oceanic Gulf of Mexico based on 2003-2004 ship surveys. Available from: NMFS, Southeast Fisheries Science Center, P.O. Drawer 1207, Pascagoula, MS 39568, 26 pp.
- Murphy, S. (2004). The biology and ecology of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the north-east Atlantic. PhD Thesis: University College Cork, Ireland, 281 pp.
- Murphy, S., Collet, A., Rogan, E. (2005). Mating strategy in the male common dolphin (*Delphinus delphis*): What gonadal analysis tells us. *Journal of Mammalogy*, 86: 1247-1258.
- Murphy, S., Herman, J., Pierce, G.J., Rogan, E., Kitchener, A. (2006). Taxonomic status and geographical cranial variation of common dolphins (*Delphinus*) in the eastern north Atlantic. *Marine Mammal Science*, 22, 573-599.
- Murphy, S., Natoli, A., Amaral, A., Mirimin, L., Viricel, A., Caurant, F., Hoelzel, R., Evans, P. (2009a). *Short-beaked Common dolphin (Delphinus delphis)*. Report of the International Whaling Commission 61.
- Murphy, S., Pierce, G. J., Law, R. J., Bersuder, P., Jepson, P. D., Learmonth, J. A., Addink, M., Dabin, W., Santos, B., Deaville, R., Zegers, B. N., Mets, A., Rogan, E., Ridoux, V., Reid, J. B., Smeenk, C., Jauniaux, T., López, A., Alonso, J., González, A. F., Guerra, A., Garcia-Hartmann, M., Lockyer, C., Boon, J. P. (2009b). Assessing the effect of persistent organic pollutants on reproductive activity in small cetaceans in the eastern north Atlantic. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 42: 153-173.
- Murphy, S., Rogan, E. (2006). External morphology of the shortbeaked common dolphin, *Delphinus delphis*: Growth, allometric relationships and sexual dimorphism. *Acta. Zool.* 87: 315-329.
- Murphy, S., Winship, A., Dabin, W., Jepson, P.D., Deaville, R., Reid, R.J., Spurrier, C., Rogan, E., López, A., González, A.F., Read, F.L., Addink, M., Silva, M., Ridoux, V., Learmonth, J.A., Pierce, G.J., Northridge, S. P. (2009c). Importance of biological parameters in assessing the status of *Delphinus delphis*. *Marine Ecology-Progress Series*, 388: 273-291.
- Mussi, B., Miragliuolo, A., and Díaz López, B. (2000). Social structure and male parental care in a long finned pilot whale (*Globicephala melas*) pod off Ventotene Island (southern Tyrrhenian Sea, Italy). *European Research on Cetaceans 14: Fourteenth annual conference of the European Cetacean Society*, Cork, Ireland, 141-145.
- Mussi, B., R. Gabriele, A. Miragliuolo and M. Battaglia (1998). Report of cetacean sightings and interactions with fisheries in the Archipelago Pontino Campano, Southern Tyrrhenian Sea, 1991-1995. En: Evans, P.G.H. (Ed.). *ECS 12th Annual Conference Report*. Monaco, France: 63-65.
- NAMMCO (1998). NAMMCO Status of marine mammals in the North Atlantic: The long-finned Pilot Whale. Tromso, Norway, NAMMCO: 8.
- NAMMCO (2011). NAMMCO Report of the NAMMCO Scientific Working Group on Abundance Estimates (AEWG) T-NASS. Tromso, Norway, 32pp
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 1991. Recovery Plan for the Humpback Whale (*Megaptera novaeangliae*). Prepared by the Humpback Whale Recovery Team for the National Marine Fisheries Service. Silver Spring, Maryland. 105 p.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2005. Proposed Conservation Plan for Southern Resident Killer Whales (*Orcinus orca*). National Marine Fisheries Service, Northwest Region, Seattle, Washington. 183 pp.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2006. Draft recovery plan for the sperm whale (*Physeter macrocephalus*). National Marine Fisheries Service, Silver Spring, MD. 92 p.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2010a. Recovery plan for the fin whale (*Balaenoptera physalus*). National Marine Fisheries Service, Silver Spring, MD. 121 pp.



- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2010b. Marine Mammal Stock Assessment Reports. SPERM WHALE (*Physeter macrocephalus*): Northern Gulf of Mexico Stock. 6p.
- National Research Council (2003) Ocean noise and marine mammals. National Academies Press, Washington, D.C.
- National Research Council (2005). Marine mammal populations and ocean noise: Determining when noise causes biologically significant effects. National Academies Press, Washington, DC. 142 pp.
- Natoli, A., Birkun, A., Aguilar, A., López, A., Hoelzel, A. (2005). Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Proceedings of the Royal Society B*, 272: 1217-1226.
- Natoli, A., Cañadas, A., Peddemors, V., Aguilar, A., Vaquero, C., Fernández-Piqueras, P. and Hoelzel, A. (2006). Phylogeography and alpha taxonomy of the common dolphin. *J. Evol. Biol.*, 19: 943-954.
- Natoli, A., Cañadas, A., Vaquero, C., Politi, E., Fernández-Navarro, P. and Hoelzel, A. R. (2008). Conservation genetics of the short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) in the Mediterranean Sea and in the eastern North Atlantic Ocean. *Conservation Genetics*, 9(6): 1479-1487.
- Natoli, A., García, S., Cañadas, A., de Stephanis, R., Verborgh, P., Hoelzel, A.R. (2008). Bottlenose dolphin population structure across the Gibraltar Strait. (Poster).
- NATO-Saclantcen. 1998. Report of the SACLANTCEN Bioacoustic Panel and SACLANTCEN Marine Mammal Environmental Policy and Mitigation Procedures Panel, La Spezia, 15-19 June 1998. NATO-Saclantcen, La Spezia. 4 chapters+Annexes A-KK.ç
- Nedwell, J. y Edwards, B. (2002) Measurements of underwater noise in the Arun River during piling at County Wharf, Littlehampton. Report by Subacoustech, Ltd. to David Wilson Homes Ltd.
- Neumann, D.R., Orams, M.B. (2006) Impacts of ecotourism on short-beaked common dolphins, *Delphinus delphis*, in Mercury Bay, New Zealand. *Aquat. Mamm.*, 32: 1-9.
- NEVES, S., MARTÍN, V. & JANIĆ, V. M. 2012. Vocalizations of Risso's dolphins, *Grampus griseus*, in relation to behavioural context in the Canary Islands. Risso's dolphins in the contemporary world. Workshop at European Cetacean Society Annual Conference, Galway, 8 pp
- NEVES, S., MATHEWS, J., SERVIDIO, A. & MARTÍN, V. 2007. Surface behaviour changes in cetaceans of La Gomera - whale watching interaction. The 17th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Cape Town, South Africa
- Nielsen, J.B., Nielsen, F., Jørgensen, P., Grandjean, P. 2000. Toxic metals and selenium in blood from pilot whales (*Globicephala melas*) and sperm whales (*Physeter catodon*). *Marine Pollution Bulletin* 40 (2) pp 348-351.
- Nieukirk, S.L., Stafford, K.M., Mellinger, D.K., Dziak, R.P., Fox, C.G. (2004). Low-frequency whale and seismic airgun sounds recorded in the mid-Atlantic Ocean. *Journal of the Acoustical Society of America*, 115: 1832-1843.
- Nishiwaki, M., Oguro, N. (1971). Baird's beaked whales caught in the coast of Japan in recent ten years. *Scientific Report to the Whale Research Institute*, 23: 111-122.
- Nobre, A. (1895). Notes sur les poisons d'Algarve. *Annales Des Sciences Naturelles*, 3: 223-32.
- Nobre, A. (1935). Fauna marinha de Portugal I. In: *Verebrados: Mamíferos, Répteis e Peixes*. Bancelos: Companhia Editora do Minho. 650 pp.
- Nolan, C. P., G. M. Liddle y J. Elliot. 2000. Interactions between killer whales (*Orcinus orca*) and sperm whales (*Physeter macrocephalus*) with a longline fishing vessel. *Marine Mammal Science* 16:658-664.
- Norabartolo di Sciara G. (1994) Guida dei Mammiferi Marini del Mediterraneo. *Muzzio editore, Padova, Italy*.
- Nores, C., Pérez, C. (1982). Aparición de un *Globicephala* albino en la costa cantábrica (Cetacea, Delphinidae). *Miscelanea Zoology*, 6: 161-163.
- Nores, C., Pérez, C. (1988). Overlapping range between *Globicephala macrorhynchus* and *Globicephala melaena* in the northeastern Atlantic. *Mammalia*, 52(1): 51-55.
- Norris, K.S. (1969). The echolocation of marine mammals. In Anderson H.T. (ed.), *The Biology of Marine Mammals*, Academic Press, New York, NY.
- Northridge S.P., Tasker M.L., Webb A., Williams J.M. (1995). Distribution and relative abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena* L.), white-beaked dolphins (*Lagenorhynchus albirostris* Gray), and minke whales (*Balaenoptera acutorostrata* L.) around the British Isles. *Journal of Marine*



- Sciences*, 52: 55-66.
- Northridge, S.P. (1984). World review of interactions between marine mammals and fisheries. *FAO Fisheries Papers*, 251: 190.
- Northridge, S.P. (1991a). Driftnet fisheries and their impacts on nontarget species: a worldwide review. Fisheries technical paper 320. FAO, Roma.
- Northridge, S.P. (1991b). An updated world review of interactions between marine mammals and fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. No. 251, Suppl. 1. FAO, Roma, 58p.
- Northridge, S.P. (2011). *An overview of the state of bycatch monitoring and mitigation measures being implemented in European fisheries*. Report of the International Whaling Commission SC/63/SM21. 8 pp.
- Northridge, S.P., Kingston, A. (2009). *Common dolphin bycatch in UK fisheries*. Report of the International Whaling Commission 61.
- Northridge, S.P., Sanderson, D., Woodcock, R., Kingston, A. (2004). A review of dolphin and porpoise bycatch issues in the southwest of England. An occasional report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs, Sea Mammal Research Unit.
- Notarbartolo di Sciarra G. 1990. A note on the cetacean incidental catch in the Italian driftnet swordfish fishery, 1986-1988. Rep. int. Whal. Commn 40:459.
- Notarbartolo di Sciarra G. y Gordon J. 1997. Bioacoustics: a tool for the conservation of Cetaceans in the Mediterranean Sea. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 30:125-146.
- Notarbartolo di Sciarra, G. (1987). Killer whale, *Orcinus orca*, in the Mediterranean Sea. *Marine Mammal Science*, 3: 356-360.
- Notarbartolo di Sciarra, G. (1990). A Note on the Cetacean Incidental Catch in the Italian Driftnet Swordfish Fishery, 1986-1988. *International Whaling Commission Report of the Commission*, 40: 459-460.
- Notarbartolo di Sciarra, G. and Birkun, A. Jr. (2010) Conserving whales, dolphins and porpoises in the Mediterranean and Black Seas: an ACCOBAMS status report, 2010. ACCOBAMS, Monaco.
- Notarbartolo di Sciarra, G. and Demma, M. (1997) Guida dei mammiferi marini del Mediterraneo, 2nd edn. Franco Muzzio Editore, Padova.
- Notarbartolo di Sciarra, G. y Birkun, A. Jr. 2010. Conserving whales, dolphins and porpoises in the Mediterranean and Black Seas: an ACCOBAMS status report, 2010. ACCOBAMS, Monaco.
- Notarbartolo di Sciarra, G., 1990. A note on the cetacean incidental catch in the Italian driftnet swordfish fishery, 1986-1989. Rep.Int.Whaling Commn. 40:459-460.
- Notarbartolo di Sciarra, G., Bearzi, G., Cañadas, A. y Frantzis, A. 2004. High mortality of sperm whales in the north-western Mediterranean, 1971-2003. Paper submitted to the Scientific Committee of the International Whaling Commission, Sorrento, 29 June – 10 July 2004. SC/56/BC10.
- Notarbartolo di Sciarra, G., Birkun, A. (2010). *Conserving whales, dolphins and porpoises in the Mediterranean and Black Seas*. ACCOBAMS, ACCOBAMS 212 pp.
- Notarbartolo di Sciarra, G., Demma, M. (1997). Guida dei mammiferi marini del Mediterraneo, 2nd edn. Franco Muzzio Editore, Padova.
- Notarbartolo di Sciarra, G., Venturino, M. C., Zanardelli, M., Bearzi, G., Borsani, F.J. and Cavalloni, B. 1993. Cetaceans in the central Mediterranean Sea: distribution and sighting frequencies. *Boll. Soc. Zool. Ital.* 60: 131-38.
- Notarbartolo di Sciarra, G., Venturino, M.C., Zanardelli, M., Bearzi, G., Borsani, J.F., Cavalloni, B. (1993) Cetaceans in the central Mediterranean Sea: distribution and sighting frequencies. *Boll. Zool.* 60: 131-138.
- Notarbartolo di Sciarra, G., Venturino, M.C., Zanardelli, M., Bearzi, G., Borsani, J.F., Cavalloni, B. (1993). Cetaceans in the central Mediterranean Sea: distribution and sighting frequencies. *Boll. Zool.*, 60: 131-138.
- Nowacek, D.P. (2005). Acoustic ecology of foraging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*), habitat-specific use of three sound types. *Marine Mammal Science*, 21(4): 587-602.
- NRC 2005 Marine mammal populations and ocean noise: determining when noise causes biologically significant effects. Washington, DC: National Academies Press.
- Nussey, D., Lloyd, K., Glock, S., Leandro, P., Goldfrey, R., Baker, J. (2001). Analysis of the social structure of short-finned pilot whales (*Globicephala macrohynchus*) living off the south-west coast of Tenerife



- using photographic data collected from whale-watching vessels. *European Research on Cetaceans 15: Fifteenth annual conference of the European Cetacean Society*, Rome, Italy, 81.
- Nuuttila, H. (2004). *Photo-identification and coda repertoire of sperm whales (Physeter macrocephalus) in the Balearic Sea. Master of Science in Marine Mammal Science*. University of Wales, Bangor. 110 pp.
- O'Connor, S., Campbell, R., Cortez, H., and Knowles, T. (2009). *Whale Watching Worldwide: tourism numbers, expenditures and expanding economic benefits, a special report from International Fund for Animal Welfare*. Yarmouth MA (USA).
- O'Shea, T. J. (2000). PCBs not to blame. *Science*, 288: 1965-1966.
- O'Shea, T.J. Aguilar, A. (2001). Cetacea and Sirenia. Pages 427-496 in R. F. Shore and B. A. Rattner, editors. *Ecotoxicology of wild mammals*. John Wiley & Sons, Chichester, Reino Unido.
- OCEANA (2009). *Cetáceos del área galaico-cantábrica: Zonas de importancia para su conservación*. 82 pp.
- Oceana. 2008. *Adrift! Swordfish and driftnets in the Mediterranean Sea - Oceana-MarViva Mediterranean Sea Project 2008*. 115 p.
- O'Corry-Crowe, G.M., Suydam, R.S., Rosenberg, A., Frost, K.J., Dizon, A.E. (1997) Phylogeography, population structure and dispersal patterns of the beluga whale *Delphinapterus leucas* in the western Nearctic revealed by mitochondrial DNA. *Mol Ecol*, 6 (10): 955-970.
- Office of the Queensland Parliamentary Counsel. 1997. *Nature Conservation (Whales and Dolphins) Conservation Plan 1997. Nature Conservation Act 1992. Reprint No. 1B*. 19pp.
- Ólafsdóttir, D., Víkingsson, G.A., Halldórsson, S.D., Sigurjónsson, J. (2003). Growth and reproduction in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Icelandic waters. In: Haug, T., Desportes, G., Víkingsson, G.A., Witting, L. (Eds.). *Harbour porpoises in the North Atlantic, Volume 5. Tromsø, Norway: The North Atlantic Marine Mammal Commission (NAMMCO) Scientific Publications*: 195-210.
- Olson P.A., Reilly S.B. 2002. Pilot whales *Globicephala melas* and *G. macrorhynchus*. Pp. 898-903 in *Encyclopedia of Marine Mammals* (Perrin, W.F., Würsig, B. and Thewissen, J.G.M., eds.). Academic Press, San Diego.
- Orsi Relini, L. y Relini, M. (1993) The stomach content of some common dolphins (*Delphinus delphis* L.) from the Ligurian Sea. *European Research on Cetaceans*, 7, 99-102.
- ORTEGA, C., VICENTE, M. & SANZ, A. V. 2009. Estudio de las causas de varamiento y muerte de dos cetáceos en las Islas Canarias. *Revista Complutense de Ciencias Veterinarias* 3(2): 284-292.
- OSPAR (2004). *Problems and Benefits Associated with the Development of Offshore Wind-Farms*. 18 pp.
- OSPAR (2008a). *Assessment of the environmental impact of offshore wind-farms*. 34 pp.
- OSPAR (2008b). The Santoña Wave Energy Project (SWEP). *OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic Meeting of the Working Group on the Environmental Impact of Human Activities (EIHA). November 4-7, 2008*. Lowestoft, United Kingdom.
- OSPAR (2009a). *Assessment of the environmental impact of underwater noise*. Biodiversity Series. OSPAR Commission. 41 pp.
- OSPAR (2009b). *Wave and tidal power. OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic Meeting of the Biodiversity Committee (BDC). February 23-27, 2009*. Stockholm, Sweden.
- OSPAR Commission. 2010. *Background document for Blue whale Balaenoptera musculus*. Biodiversity Series. 20 p.
- Osterhaus, A.D.M.E. (1992) Morbillivirus infections in the Mediterranean Sea. In: *Proceedings of the Mediterranean striped dolphin mortality International Workshop, 1991, 4-5 Nov, Palma de Mallorca*. Pastor, X. and Simmonds, M. (eds.) Greenpeace Mediterranean Sea Project, p.105-109.
- Osterhaus, A.D.M.E. and Vedder, E. J. (1988) Identification of virus causing recent seal deaths. *Nature* (London), 335:20.
- Otero-Loureiro, P., Martín-Vázquez, S., Fontán-Saínez, M., Gómez-Couso, H., Ares-Mazás, E. (2009a). *Cryptosporidium y Giardia en mamíferos marinos y terrestres de Galicia (NO España): datos preliminares. XI Congreso Ibérico de Parasitología. September 15-18, 2009*. Lisboa, Portugal.
- Otero-Loureiro, P., Martín-Vázquez, S., Fontán-Saínez, M., Gómez-Couso, H., Ares-Mazás, E. (2009b). *Cryptosporidium and Giardia in wildlife from Galicia (NW Spain): preliminary data. III International Giardia and Cryptosporidium Conference. October 11-15, 2009*. Orvieto, Italia.



- Öztürk B, Salman A, Ozturk AA, Tonay A (2007) Cephalopod remains in the diet of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) and Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the eastern Mediterranean Sea. *Vie Et Milieu-Life and Environment* 57: 57–63.
- Pace, D.S., Miragliuolo, A. and Mussi, B. 2008. Behaviour of a social unit of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) entangled in a driftnet off Capo Palinuro (Southern Tyrrhenian Sea, Italy). *J. Cetacean Res. Manage.* 10(2):131-36.
- PADI. (2009). PADI statistics. Retrieved February 20, 2012, from http://www.padi.com/scuba/uploadedFiles/About_PADI/PADI_Statistics/padi_statistics_jun2010.pdf.
- Palka, D. (1994). Results of a scientific workshop to evaluate the status of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western North Atlantic. Northeast Fisheries Science Center Ref. Doc. 94-09, Hoods Hole, MA, USA. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 896-904 pp.
- Palmisano F, Cardellicchio N, Zambonin PG (1995) Speciation of mercury in dolphin liver: a two-stage mechanism for the demethylation accumulation process and role of selenium. *Mar Environ Res* 40: 1-12.
- Palsboll, P.J., Berube, M., Aguilar, A., Notarbartolo-Di-Sciara, G., Nielsen, R. (2004). Discerning between recurrent gene flow and recent divergence under a finite-site mutation model applied to North Atlantic and Mediterranean Sea fin whale (*Balaenoptera physalus*) populations. *Evolution*, 58(3): 670-675.
- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37, 637-669.
- Parrilla, G., Kinder, T.H., (1987). Oceanografía física del mar de Alborán. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 4(1): 133-165.
- Parsons, E.C.M., 2012. The Negative Impacts of Whale-Watching. *Journal of Marine Biology*, doi:10.1155/2012/807294.
- Parsons, E.C.M., Warburton, C.A., Woods-Ballard, A., Hughes, A., Johnston, P. (2003). The value of conserving whales: the impacts of cetacean-related tourism on the economy of rural West Scotland. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(5): 397-415.
- Parsons, K.M., Noble, L.R., Reid, R.J., Thompson, P.M. (2002). Mitochondrial genetic diversity and population structuring of UK bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*: is the NE Scotland population demographically and geographically isolated? *Biological Conservation*, 108: 175–182.
- Pascual, S., Abollo, E. (2003). Accumulation of heavy metals in the whaleworm *Anisakis simplex* s.l. (Nematoda: Anisakidae). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83: 905-906.
- Pascual, S., Abollo, E., López, A. (2000). Elemental analysis of cetacean skull lesions associated with nematode infections. *Diseases of Aquatic Organisms*, 42:71-75.
- Patterson, I.A.P., R.J. Reid, B. Wilson, K. Grellier, H.M. Ross, P.M. Thompson. (1998). Evidence for infanticide in bottlenose dolphins: An explanation for violent interactions with harbour porpoises? *Proceedings of the Royal Society of London B*, 265(1402): 1167-1170
- Pauly, D. A.W. Trites, E. Capuli and V. Christensen 1998. Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 55: pp. 467–481. | View Record in Scopus | | Cited By in Scopus (140).
- Pauly, D. and Palomares, M.L. (2000) Approaches for dealing with three sources of bias when studying the fishing down marine food web phenomenon. In: *Fishing Down the Mediterranean Food Webs?* CIESM Workshop Series (Ed. by F. Briand), pp. 61–66. Kerkyra, Greece, 26–30 July 2000.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. and Torres, F. Jr (1998) Fishing down marine food webs. *Science*, 279, 860–863.
- Pavan, G. (2006). Guidelines to address the issue of the impact of anthropogenic noise on marine mammals in the ACCOBAMS area. Document prepared for the ACCOBAMS Secretariat.
- Pavan, G. (2007). Acoustic Risk Mitigation in the Mediterranean Sea. Current situation and recommendations. Paper presented at the Underwater Defence Technology (UDT) Congress held in Naples, April 2007.
- Paz-Andrade V. (1983). Ensayo de una historia de los peces y otras producciones marinas de la costa de Galicia. In: *Publicacións da Area de Ciencias Mariñas do Seminario de Estudos Galegos*. Sada, A Coruña, Spain: Edición do Castro. 263 pp.



- Peltier, H., Dabin, W., Daniel, P., Van Canneyt, O., Doremus, G., Huon, M., Ridoux, V. (2012). The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: Modelling the drift of cetacean carcasses. *Ecological Indicators*, 18: 278-290.
- PENA, A., MARTÍN, V., SERVIDIO, A., LORENZO, C. & HILDEBRANDT, S. 2006. Distribution and relative abundance of cetaceans off La Gomera (Canary Islands) Society. Abstract Book of the 20th Annual Conference of the European Cetacean Society, Gdynia, Poland, 212 pp.
- Penas-Patiño, X.M., & Piñeiro-Seage, A. (1989). *Cetáceos, focas e tartarugas das costas ibéricas*. Consellería de Pesca, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela. 379 pp.
- Pensado, J.L. (2001). *Viaxe a Galicia (1745)*. Noia, A Coruña, Spain: Toxos outos. 285 pp.
- Pereiro, F.J., Fernández, A., Iglesias, S. (1980). *Relationships between depth and age, and recruitment indexes of hake on Galicia and Portugal shelf*. International Council for the Exploration of the Sea (CM Papers and Reports) CM 1980/G.32.
- Pérez, A., Cañadas, A.M., Sagarminaga, R., San Martín, G. (2000). The effects of acoustic pollution on the cetaceans of the Alboran Sea (Spain). European Research on cetaceans – 14. Proceedings of the 14th Annual Conference of the European Cetacean Society, Cork, Irlanda.
- Pérez, C., López, A., Sequeira, M., Silva, M., Herrera, R., Gonçalves, J., Valdés, P., Mons, J.L., Freitas, L., Lens, S. and Cendrero, O. (1997). *Stranding and by-catch of cetaceans in the Northeastern Atlantic during 1996*. International Council for the Exploration of the Sea CM 1997/Q:02.
- Pérez, C., Nores, C. (1986). Mamíferos marinos de la costa Asturiana. II. Registros obtenidos entre los años 1983-1986. *Boletín de Ciencias Naturales IDEA*, 37-38, 3-14.
- Pérez, C., Nores, C., Pis-Millán, J. (1990). Mamíferos marinos de la costa asturiana. Registros obtenidos entre los años 1987-1989. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 6: 37-144.
- PÉREZ, E., CASTRO, J., ESTEBAN, R., MAGALHAES, S., MARTÍN, V., PÉREZ-GIL, M., TEJEDOR, M. L., BRITO, S., NIEVES, S. & SERVIDIO, A. 2010. Killer whales in the Canary Islands. An observation consistent with hypothesis of the endurance-exhaustion technique proposed by Guinet et al. (2007). Abstract Book of the 24th Annual Conference of the European Cetacean Society, Stralsund, Germany, 205 pp
- PÉREZ, E., MARTÍN, V., PÉREZ-GIL, M., CASTRILLÓN, J., SERVIDIO, A., NEVES, S., RUIZ, L., REYES, M. & TEJEDOR, M. L. 2011. Pygmy and dwarf sperm whales in the Canary Islands. Abstract Book of the 25th Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 214 pp
- PÉREZ, J., JABER, J. R., ARBELO, M., HERRÁEZ, P., ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A., GUIADO, F., FERNÁNDEZ, T. & FERNÁNDEZ, A. 2003. Immunophenotypic characterization of the hepatic inflammatory cell infiltrates in common dolphins (*Delphinus delphis*). Conference Guide and Abstracts of the 17th Conference of the European Cetacean Society, Las Palmas de Gran Canaria, Spain, 215-216 pp
- PÉREZ, M., MARTÍN, V., TEJEDOR, M., SERVIDIO, A., NEVES, S., PÉREZ, E., RUIZ, L. & BREDELAU, B. 2011. Agonistic behavior of Risso's dolphins towards sperm whales in the SW of Fuerteventura, Canary Islands, with a discussion on trophic competence in cetaceans. Abstract Book of the 25th Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 159 pp
- Pérez-Gándaras, G. (1986). *Estudios sobre los cefalópodos ibéricos: sistemática y bionomía mediante el estudio morfométrico comparado de sus mandíbulas*. PhD Thesis. Universidad Complutense de Madrid, Madrid, Spain. 318 pp.
- Pérez-Gil, E., Castro, J., Esteban, R., Magalhaes, S., Martín, V., Pérez-Gil, M., Tejedor, M., Brito, R., Neves, S., Servidio, A. (2010). Killer whales in the Canary Islands. Poster at the ECS Congress in Stralsund, Alemania.
- PÉREZ, M., TEJEDOR, M., CARRILLO, M. & MARTÍN, V. 2007. Morphology and coloration pattern of the oceanic form of the Atlantic spotted dolphin in the Canary Islands. The 17th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Cape Town, South Africa
- PÉREZ-GIL, M., MARTÍN, V., SERVIDIO, A., TEJEDOR, M. L., BREDELAU, B., BRITO, R., VARO, N., NEVES, S., PÉREZ, E. & FRANTZIS, A. 2010. Preliminary results of the first census of Sperm Whale (*Physeter macrocephalus*) in the Canary archipelago. Abstract Book of the 24th Annual Conference of the European Cetacean Society, Stralsund, Germany, 192 pp
- PÉREZ-GIL, M., MARTÍN, V., TEJEDOR, M., ARBELO, M. & FERNÁNDEZ, A. 2009. Ship-strikes as a potential growing threat for the sperm whale conservation in the Canary Islands. The 18th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Quebec, Canada



- Pérez-Gimeno, N., de Stephanis, R., Fernández Casado, M., Gozalbes, P., Poncelet, E., Guinet, C. (2002). *Interactions between killer whales (Orcinus orca) and red tuna (Thunnus thynnus) fishery in the Strait of Gibraltar*. 5 pp.
- Pérez-Gimeno, N., de Stephanis, R., Salazar Sierra, J., Verborgh, P., Cañadas, A., Guinet, C. (2004). Do bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) follow any seasonal movement pattern in the Strait of Gibraltar? (Poster).
- Pérez-Martín, E., Cosentino, A., Gallego, P., Zimmermann, C., Acero, A., Andreu, E., Medina, B. (2009). Skin lesions observed in cetaceans from the Strait of Gibraltar. Sociedad Europea de Cetáceos (Poster).
- PÉREZ-VALLAZZA, C., ALVÁREZ-VÁZQUEZ, R., CARDONA, L., PINTADO, C. & HERNÁNDEZ-BRITO, J. 2008. Cetacean diversity at the west coast of La Palma Island (Canary Islands). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 88(6): 1289-1296.
- Perrin, W. F. y Reilly, S. T. 1984. Reproductive parameters of dolphin and small whales of the family delphinidae. *Rep. Whal. Commn.* 6: 97-125.
- Perrin, W. F., C. E. Wilson, and F. I. Archer II. 1994. Striped dolphin. *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833). Pp. 129-159, in *Handbook of marine mammals: the first book of dolphins* (S. H. Ridgway and R. Harrison, eds.). Academic Press, San Diego, 5: 1-416 pp.
- Perrin, W.F. (1988) Dolphins, porpoises and whales. *An Action Plan for the Conservation of Biological Diversity: 1988–1992*. IUCN, Gland, Switzerland, 31 pp.
- Perrin, W.F. (2003). Common Dolphins. En *Encyclopedia of marine mammals*: 245-248. Perrin, W. F., Wursig, B. & Thewissen, J. G. M. (Ed). Londres: Academic press.
- Perrin, W.F., Reilly, S.B., (1984). Reproductive parameters of dolphins and small whales of the Family Delphinidae. En: *Perrin, W.F., Brownell Jr., R.L., DeMaster, D.P. (Eds.). Reproduction in whales, dolphins and porpoises*. Special Issue IWC 6: 97-133.
- Perrin, W.F., Wilson, C.E., Archer, F.I. II (1994). Striped dolphin, *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833). En: *Handbook of Marine Mammals*, Vol. 5. (Ed. by S.H. Ridgway & R. Harrison), pp. 129–159. Academic Press, Londres.
- Pesante, G., A. Collet, Dhermain, F. Frantzis, A., Panigada, S., Zanardelli, M. (2002). Review of collisions in the Mediterranean Sea. *Proceedings of the Workshop Collisions between cetaceans and vessels: can we find solutions?* ECS Newsletter No. 40 - Special Issue, Rome, Italia, European cetacean Society.
- Pesante, G., Zanardelli, M. y Panigada, S. 2000. Evidence of man-made injuries on Mediterranean fin whales. *European Research on Cetaceans*, 14:192-193.
- Petchey, O.L., McPhearson, P.T., Casey, T.M. and Morin, P.J. (1999) Environmental warming alters food-web structure and ecosystem function. *Nature*, 402, 69–72.
- Pierantonio, N., Pavan, G., Airolti, S. y Panigada, S. 2008. Presence of socializing sperm whales in the Ligurian Sea assessed through acoustic, behavioural and photo-identification data. *22nd Annual Conference of the European Cetacean Society*. Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March. (Poster)
- Pierce, G. J., Caldas, M., Cedeira, J., Santos, M. B., Llavona, A., Covelo, P., Martínez, G., Torres, J., Sacau, M., López, A. (2010). Trends in cetacean sightings along the Galician coast, north-west Spain, 2003-2007, and inferences about cetacean habitat preferences. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(8): 1547-1560.
- Pierce, G. J., Santos, M., Ross, H. M., Reid, R. J., Patterson, A. I. P., López, A., Cedeira, J. (2007). *Diets of teuthophagous small cetaceans from the Scottish and Galician coasts*.
- Pierce, G.J., Caldas, M., Cedeira, J., Santos, M.B., López, A., Zuur, A.F., Sacau, M., Llavona, A., Covelo, P., Martinez, G., Torres, J. (2008b). Trends in cetacean sightings along the Galician coast, NW Spain, 2003-2007, and analysis of cetacean habitat references. *22nd Annual Conference of the European Cetacean Society. March 9-12, 2008*. Egmond aan Zee, The Netherlands.
- Pierce, G.J., Murphy, S., Learmonth, J.A., Reid, R.J., Santos, M.B. (2011). Monitoring life history parameters in harbour porpoises. *ICES CM 2011/I:05*.
- Pierce, G.J., Northridge, S.P. (2009). Importance of biological parameters in assessing the status of *Delphinus delphis*. *Marine Ecology Progress Series*, 388: 273-291.



- Pierce, G.J., Santos, M.B., Learmonth, J.A., Smeenk, C., Addink, M., García Hartmann, M., Boon, J.P., Zegers, B., Mets, A., Ridoux, V., Caurant, F., Bustamante, P., Lahaye, V., Guerra, A., González, A., López, A., Alonso, J.M., Rogan, E., Murphy, S., Van Canneyt, O., Dabin, W., Spitz, J., Dorémus, G., Meynier, L. (2004). *Bioaccumulation of persistent organic pollutants in small cetaceans in European waters: transport pathways and impact on reproduction*. Final Report to the European Commission's Directorate General for Research on Project EVK3-2000-00027.
- Pierce, G.J., Santos, M.B., Learmonth, J.A., Smeenk, C., Addink, M., García Hartmann, M., Boon, J.P., Zegers, B., Mets, A., Ridoux, V., Caurant, F., Bustamante, P., Lahaye, V., Guerra, A., González, A., López, A., Alonso, J.M., Rogan, E., Murphy, S., Van Canneyt, O., Dabin, W., Spitz, J., Doemus, G., Meynier, L. (2005a). *Bioaccumulation of persistent organic pollutants in small cetaceans in European waters: transport pathways and impact on reproduction*. Final Report to the European Commission's Directorate General for Research on Project EVK3-2000-00027.
- Pierce, G.J., Santos, M.B., Learmonth, J.A., Zuur, A.F., Boon, J.P., Zegers, B., Caurant, F., Ridoux, V., Bustamante, P., Lahaye, V., Law, R.J., Rogan, E., Murphy, S., Moffat, C.F., Addink, M., López, A., Alonso, J.M., González, A.F., García-Hartmann, M., Jauniaux, T., Lockyer, C., Reid, R.J., Dabin, W. (2005b). Trophic links as vectors of pathogens and contaminants. *19th Annual Conference of the European Cetacean Society*. April 2-7, 2005. La Rochelle, France.
- Pierce, G.J., Santos, M.B., Murphy, S., Learmonth, J.A., Zuur, A.F., Rogan, E., Bustamante, P., Caurant, F., Lahaye, V., Ridoux, V., Zegers, B.N., Mets, A., Addink, M., Smeenk, C., Jauniaux, T., Law, R.J., Dabin, W., López, A., Alonso Farré, J.M., González, A.F., Guerra, A., García-Hartmann, M., Reid, R.J., Moffat, C.F., Lockyer, C., Boon, J.P. (2008a). Bioaccumulation of persistent organic pollutants in female common dolphins (*Delphinus delphis*) and harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from western European seas: geographical trends, causal factors and effects on reproduction and mortality. *Environmental Pollution*, 153(2): 401–415.
- Pierce, G.J., Santos, M.B., Ross, H.M., Reid, R.J., Patterson, A.I.P., López, A., Cedeira J. (2007). Diets of teuthophagous small cetaceans from the Scottish and Galician coast. *21st Annual Conference of the European Cetacean Society*. April 22-25, 2007. San Sebastián, Spain.
- Pinela, A. M., Borrell, A., Cardona, L., Aguilar, A. (2010). Stable isotope analysis reveals habitat partitioning among marine mammals off the NW African coast and unique trophic niches for two globally threatened species. *Marine Ecology-Progress Series*, 416: 295-306.
- Pinela, A.M., Aguilar, A., Borrell, A. (2008). Occurrence of long-beaked and short-beaked forms of *Delphinus* spp. off NW Africa appears to reflect differential use of habitat rather than taxonomy. SC/60/SM20.
- Pingree, R.D., & Le Cann, B. (1990). Structure, strength and seasonality of the slope currents in the Bay of Biscay region. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 70: 857–885.
- Piroddi, C., Bearzi, G., Christensen, V. (2010). Effects of local fisheries and ocean productivity on the northeastern Ionian Sea ecosystem. *Ecological Modelling*, 221: 1526–1544.
- Piroddi, C., Bearzi, G., Gonzalvo, J., Christensen, V. (2011). From common to rare: The case of the Mediterranean common dolphin. *Biological Conservation*, 144: 2490–2498.
- Pirotta, E., Matthiopoulos, J., MacKenzie, M., Scott-Hayward, L. y Rendell, L. 2011. Modelling sperm whale habitat preference: a novel approach combining transect and follow data. *Mar Ecol Prog Ser* 436: 257–272. doi: 10.3354/meps09236.
- Pitman, R. L., Ballance, L. T., Mesnick, S. I. y Chivers, S. J. 2001. Killer whale predation on sperm whales: observations and implications. *Mar. Mamm. Sci.* 17, 494 – 507.
- Pitman, R. L., Enso, P. (2003). Three forms of killer whales of the family Delphinidae. Pp97-134 in *Reproduction in whales, dolphins and porpoises* (W. F. Perrin, R. L. Brownell, Jr., and De Master D. P., eds.). *Rept. Internat. Whaling Comm. Spec. Issue* 6: 1-495.
- PLASENCIA, M., RODRÍGUEZ, J. L., HERRERA, R. & DELGADO, A. 2000. Observación de cetáceos en Canarias: apuntes de una nueva reglamentación. *Galemys* 13(Special Issue): 107-118.
- Podestà M., Bortolotto A. 1997. IlProgettoSpiaggiamenti del Centro StudiCetacei: analisideirisultati di 11 anni di attività. *Natura – Soc. It. Sci. nat. Museo civ. Stor. Nat. Milano*, 90 (2): 145-158.
- Podestà M., D'Amico A., Pavan G., Drougas A., Komnenou A., Portunato N. 2006. A review of Cuvier's beaked whale strandings in the Mediterranean Sea. *Journal of Cetacean Research and Management* 7(3):251-261.



- Podestà, M., Magnaghi, L. (1989). Unusual number of cetacean bycatches in the Ligurian Sea. *European Research on Cetaceans*, 3:67-70.
- POLITI, E., NOTARBARTOLO DI SCIARA, G. & MAZZANTI, C. 1996. Cetaceans found in the waters surrounding Lanzarote, Canary Islands. Conference Guide and Abstracts of the 10th Conference of the European Cetacean Society, Lisbon, Portugal, 64 pp.
- Pollock, C., Reid, J., Webb, A., Tasker, M. (1997) The distribution of seabirds and cetaceans in the waters around Ireland. JNCC Report No. 267 Joint Nature Conservancy Council, Peterborough.
- Polunin NVC, Morales-Nin B, Pawsey WE, Cartes JE, Pinnegar JK, et al. (2001) Feeding relationship in Mediterranean bathyal assemblages elucidated by stable nitrogen and carbon isotope data. *Mar Ecol Pro Ser* 220: 13–23.
- Poncelet, E., Van Canneyt, O. y Boubert, J.J. (2000) Considerable amount of plastic debris in the stomach of a Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) washed ashore on the French Atlantic coast. *European Research on Cetaceans*, 14: 44-47.
- Praca, E. y Gannier, A. 2008. Ecological niche of three teuthophagous odontocetes in the northwestern Mediterranean Sea. *Ocean Science* 4: 49–59.
- Praca, E., Laran, S., Lepoint, G., Thomé, J.-P., Quetglas, A., Belcari, P., Sartor, P., Dhermain, F., Ody, D., Tapie, N., Budzinski, H. y Das, K. 2011. Toothed whales in the northwestern Mediterranean: Insight into their feeding ecology using chemical tracers. *Marine Pollution Bulletin* 62: 1058–1065.
- Praca, Emilie, Sophie Laran, Gilles Lepoint, Jean-Pierre Thomé, Antoni Quetglas, Paola Belcari, Paolo Sartor, Frank Dhermain, Denis Ody, Nathalie Tapie, Hélène Budzinski, Krishna Das. 2011. Toothed whales in the northwestern Mediterranean: Insight into their feeding ecology using chemical tracers. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1058–1065
- Pulcini, M., Angradi, A. M. and Sanna, A. 1993. Distribution and frequency of cetaceans in the Ligurian-Provençal Basin and in the North Tyrrhenian Sea (Mediterranean Sea). *Eur. Res. Cetaceans*. [Abstracts] 7: 144-7.
- Pulcini, M., R. Carlini, and M. Würtz. 1992. Stomach contents of striped dolphins, *Stenella coeruleoalba*, (Meyen, 1933) from the south-central Tyrrhenian coast. *Eur. Res. Cetaceans* 6, Proc. Sixth Ann. Conf. Eur. Cetacean Soci., San Remo, Italy, 20-22 February 1992:194–195.
- Pusineri, C., Magnin, V., Meynier, L., Spitz, J., Hassani, S., Ridoux, V. (2007). Food and feeding ecology of the common dolphin (*Delphinus delphis*) in the oceanic Northeast Atlantic and comparison with its diet in neritic areas. *Marine Mammal Science*, 23(1): 30-47.
- Quérrouil, S., Silva, M., Freitas, L., Prieto, R., Magalhães, S., Dinis, A., Alves, F., Matos, J., Mendonça, D., Hammond, P., Santos, R. (2007). High gene flow in oceanic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) of the North Atlantic. *Conservation Genetics*, 8(6): 1405-1419.
- Quiñones, R., Giovannini, A., Hernández-Orts, J., Raduán, A., Raga, A., Fernández, M. (2011) Intestinal helminth fauna from mediterranean bottlenosed dolphin (*Tursiops truncatus*) and common dolphin (*Delphinus delphis*). Proceeding of The 86th Annual Meeting of the American Society of Parasitologists Sheraton Anchorage Hotel and Spa Anchorage, Alaska, June 1-4, 2011.
- Raga, J. A.; Banyard A., Domingo M., Corteyn M., Van Bresse M.F., Fernández M., Aznar F.J., Barrett T. 2008. Dolphin Morbillivirus Epizootic Resurgence, Mediterranean Sea. *Emerging Infectious Diseases*. Vol. 14, No. 3
- Raga, J. A. and Pantoja, J. (Eds.) 2004. *Proyecto Mediterráneo. Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español*. Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.
- Raga, J. A., Balbuena, J. A. (1993). Parasites of the long-finned pilot whale, *Globicephala melas* (Traill, 1809) , in European waters. *Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales*. Report of the International Whaling Commission, International Whaling Commission, Cambridge, 391-406.
- Raga, J.A., and Carbonell, E. (1985) New data about parasites on *Stenella coeruleoalba* in the western Mediterranean. *Invest. Cetacea* 18, 207-213.
- Raga, J.A., Aznar, J., Balbuena, J.A., and Fernandez, M. (1992) Parasites and epizoots in striped dolphins affected by an epizootic in the western Mediterranean. In: *Proceedings of the Mediterranean striped dolphin mortality International Workshop*, 1991, 4-5 Nov, Palma de Mallorca. Pastor, X. and Simmonds, M. (eds.) Greenpeace Mediterranean Sea Project, p.39-46
- Raga, J.A., Banyard, A., Domingo, M., Van Bresse, M.F. Fernández, M., Aznar, F.J., Barrett, T. (2008).



- Epizootic of Dolphin Morbillivirus resurges in the Mediterranean. *Emerging Infectious Diseases*, 14: 471-473.
- Raga, J.A., Banyard, A., Domingo, M., Van Bresse, M.F., Fernández, M., Aznar, F.J. y Barrett, T. (2008). Epizootic of Dolphin Morbillivirus resurges in the Mediterranean. *Emerging Infectious Diseases*, 14: 471-473.
- Raga, J.A., Pantoja, J. (Eds.). (2004). *Proyecto mediterráneo. Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español*. Ministerio de Medio Ambiente. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie Técnica, Madrid, 219 pp.
- Raga, J.A., Raduan, A., Blanco, C. (1985). Contribución al estudio de la distribución de Cetáceos en el Mediterráneo y Atlántico Ibérico. *Miscelanea Zoology*, 9: 361-366.
- Read A.J., Westgate A.J. (1997). Monitoring the movements of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) with satellite telemetry. *Marine Biology*, 130: 315-322.
- Read, A. (2008). The looming crisis: interactions between marine mammals and fisheries. *Journal of Mammalogy*, 89, 541-548.
- Read, A.J. (1990). Age at sexual maturity and pregnancy rates of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 47: 561-565.
- Read, A.J. (1990). Age of sexual maturity and pregnancy rates of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, from the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47(3): 561-565.
- Read, A.J. (1999). Harbour porpoise - *Phocoena phocoena* (Linnaeus, 1758). In: Ridgway, S.H., Harrison, S.R. (Eds.) Vol. 6: *The second book of dolphins and porpoises*. pp. 323-356.
- Read, A.J., Drinker, P., Northridge, S.P. (2006). Bycatch of marine mammals in U.S. and global fisheries. *Conservation Biology*, 20: 163-169.
- Read, A.J., Gaskin, D.E. (1990). Changes in growth and reproduction of harbor porpoises, *Phocoena phocoena*, from the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47:2158-2163.
- Read, A.J., Hohn, A.A. (1995). Life in the fast lane: the life history of harbour porpoises from the Gulf of Maine. *Marine Mammal Science*, 11: 423-440.
- Read, A.J., R.S. Wells, A.A. Hohn, M.D. Scott. (1993). Patterns of growth in wild bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. *Journal of Zoology*, 231: 107-123.
- Read, F. (2011). Parâmetros biológicos de botos arrojadados na península ibérica. *Seminário Safesea, Abril 16-17, 2011*. Figueira da Foz, Portugal.
- Read, F., González, A.F., Santos, M.B., Ferreira, M., López, A., Pierce, G.J. (2010a). The importance of life history parameters for assessing marine mammal and fisheries interactions. *24th Annual Conference of the European Cetacean Society. March 22-24, 2010*. Stralsund, Germany.
- Read, F., Martínez-Cedeira, J., González, A., López, A., Santos, M.B., Pierce, G.J. (2009). Marine mammal and fisheries interactions in Galicia, North-west Spain. *23rd Annual Conference of the European Cetacean Society. March 2-4, 2009*. Estambul, Turquía.
- Read, F., Santos, B., González, A. F., Martínez-Cedeira, J., López, A., Pierce, G. J. (2009). *Common dolphin in Galicia, NW Spain: Distribution, abundance, life history and conservation*. Documento SC/61/SM5. 61st Annual Meeting of the International Whaling Commission. Madeira, Portugal, 1-13 Junio 2009.
- Read, F., Santos, M.B., González, A.F., López, A., Ferreira, M., Vingada, J., Pierce, G.J. (2010b). *Understanding harbour porpoise (Phocoena phocoena) and fishery interactions in the north-west Iberian Peninsula*. Final report to ASCOBANS (SSFA/ASCOBANS/2010/4).
- Read, F.L., Ferreira, M., Goetz, S., González, Á.F., López, A., Martínez-Cedeira, J., Santos, B., Pierce, G.J. (2009). Marine mammal and fisheries interactions in the north-west Iberian Peninsula. *18th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals Society for Marine Mammalogy. October 12-16, 2009*. Quebec, Canada.
- Read, F.L., González, A.F., Ferreira, M., López, A., Vingada, J., Santos, M.B., Pierce, G.J. (2011). The importance of long-term datasets for conserving the Iberian harbor porpoise. *25th Annual Conference of the European Cetacean Society. Mayo 21-23, 2011*. Cádiz, España.
- Read, F.L., Martínez-Cedeira, J., González, A.F., López, A., Pierce, G.J. (2008). *Understanding marine mammal and fisheries interactions in Galicia, north-west Spain: Past, present and future*.
- Read, F.L., Santos, M.B., González, A.F., Goetz, S., Ferreira, M., López, A., Pierce, G.J. (2010). Present knowledge of marine mammal and fisheries interactions in the north-west Iberian Peninsula.



- SAFESEA project conference on Bycatch of Cetaceans. Present Scenarios and Mitigation Measures. Viana do Castelo, Portugal.
- Reeves R., Notarbartolo di Sciara G. (compilers and editors). 2006. The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 137 pp.
- Reeves, R. R., Smith, B. D., Crespo, E. A., Notarbartolo di Sciara, G. (2003). Dolphins, Whales and Porpoises: 2002-2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans. IUCN/SSC Cetacean Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Reeves, R., Notarbartolo-Di-Sciara, G. (2006). *The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea*. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 137 pp.
- Reeves, R.R., Leatherwood, S. (1994). Dolphins, porpoises and whales: 1994-1998. Action Plan for the conservation of cetaceans. IUCN/SSC Cetacean Specialist Group. 91 pp.
- Reid, J. B., Evans, P., Northridge, S.P., T.J.N.C. Committee (2003). *Atlas of cetacean distribution in north west European waters*. T.J.N.C. Committee. 82 pp.
- Reilly, S.B., Bannister, J.L., Best, P.B., Brown, M., Brownell Jr., R.L., Butterworth, D.S., Clapham, P.J., Cooke, J., Donovan, G.P., Urbán, J., Zerbini, A.N. (2008). *Balaenoptera physalus*. The IUCN Red List of Threatened Species.
- Relini L. O., Garibaldi F. 1992. Feeding of the pilot whale, *Globicephala melas*, in the Ligurian sea. A preliminary note. European Research on Cetaceans-6. Proceedings of the VI Annual Conference of the European Cetacean Society. (P. G. H. Evans, ed.). European Cetacean Society. 20-22 February, San Remo, Italy:142-145.
- Rendell, L. E. (1995). "Acoustic signals of long-finned pilot whales (*Globicephala melaena*) during a prolonged encounter." University College of North Wales, Bangor.
- Rendell, L. E., and Gordon, J. C. D. (1999). "Vocal response of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) to military sonar in the Ligurian Sea." *Marine Mammal Science*, 15(2), 198-206.
- Rendell, L. E., Matthews, J. N., Gill, A., Gordon, J. C. D., and Macdonald, D. W. (1999). "Quantitative analysis of tonal calls from five odontocete species, examining interspecific and intraspecific variation." *Journal of Zoology*, 249, 405-410.
- Rendell, L. y Whitehead, H. 2003. Vocal clans in sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *Proc. R. Soc. Lond. B* 270, 225 – 231 .
- Reyes, J.C. (1991) The conservation of small cetaceans: a review. Report prepared for the Secretariat of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals. UNEP/CMS Secretariat, Bonn.
- REYES, C., SCHIAVI, A., PÉREZ, J. & AGUILAR DE SOTO, N. 2011. Social structure and temporal variations in individual associations of Blanville's beaked whales (*Mesoplodon densirostris*) in El Hierro (Canary Islands). Abstract Book of the 25th Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 262 pp
- Reyff, J. (2003) Underwater sound levels associated with seismic retrofit construction of the Richmond-San Rafael Bridge. Draft Report.
- Reyff, J., Donovan, P. and Greene, C. R. Jr. (2002) Underwater sound levels associated with construction of the Benicia-Martinez Bridge. Produced by Illingworth & Rodkin, Inc. and Greeneridge Sciences under contract to the California Department of Transportation, Task Order No. 18, Contract No. 43A0063.
- Rice, D. W. 1989. Sperm whale. *Physeter macrocephalus* Linnaeus, 1758. In Handbook of Marine Mammals (S. H. Ridgway and R. Harrison, eds), pp. 177–233. Academic Press, London.
- Rice, D.W. (1998). *Marine mammals of the world, Systematics and distribution*. Society of Marine Mammalogy Special Publication Number 4. 231pp.
- Richardson, J.W., Greene, C.R., Malme, C.I., Thomson, D.H. (1995). *Marine mammals and noise*. San Diego, USA: Academic Press.
- Richardson, W.J., Greene, C.R. Jr., Malme, C.I. and Thomson, D.H. (1995) *Marine Mammals and Noise*. Academic Press, San Diego. 576p.
- Richardson, W.J., Greene, C.R. Jr., Malme, C.I. and Thomson, D.H. (1995) *Marine Mammals and Noise*. Academic Press, San Diego. 576p.



- Richardson, W.J., Greene, C.R., Malme, C.I. y Thomson, D.H. (eds.) 1995. Marine mammals and noise. Academic Press. 576 pp.
- Richter, C., Dawson, S., Sooten, E. (2006) Impacts of commercial whale watching on male sperm whales at Kaikoura, New Zealand. *Mar Mamm Sci* 22:46–63.
- Richter, C., Dawson, S., Sooten, E. (2006). Impacts of commercial whale watching on male sperm whales at Kaikoura, New Zealand. *Mar Mamm Sci*, 22: 46–63.
- RITTER, F. 1999. Human-cetacean interactions off La Gomera (Canary Islands): Summary on in-water-encounters. Wild Dolphin Swim Program Workshop Proceedings. The 13th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Maui, Hawaii, 70 pp
- RITTER, F. 2001. 21 cetacean species off La Gomera (Canary Islands): Possible reasons for an extraordinary species diversity. Proceedings of the 15th Annual Conference of the European Cetacean Society, 270-276 pp
- RITTER, F. 2002. Behavioural observations of rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) off La Gomera (Canary Islands) with a special reference to their interactions with humans. *Aquatic Mammals* 28(1): 46-59.
- RITTER, F. 2003. Boat-related behaviours of cetaceans as a tool for the development of species-specific whale watching guidelines. Conference Guide and Abstracts of the 17th Conference of the European Cetacean Society, Las Palmas de Gran Canaria, Spain, 135 pp
- RITTER, F. 2003. Interactions of cetaceans with whale watching boats – implications for the management of whale watching tourism Berlin, Germany. 91 pp.
- RITTER, F. 2007. Behavioral responses of rough-toothed dolphins to a dead newborn calf. *Marine Mammal Science* 23(2): 429-433.
- RITTER, F. 2007. Building the ground for whale watching management: lessons from a "best practice" perspective at La Gomera, Canary Islands. Symposium Western African Talks on Cetaceans and Habitats, Tenerife
- Ritter, F. (2007). *A quantification of ferry traffic in the Canary Islands (Spain) and its significance for collisions with cetaceans*. Report of the International Whaling Commission. 12 pp.
- Ritter, F. (2009). Collisions of sailing vessels with cetaceans worldwide: First insights into a seemingly growing problem. *IWC SC/61/BC1*.
- RITTER, F. 2010. Quantification of ferry traffic in the Canary Islands (Spain) and its significance for collisions with cetacean. *Journal of Cetacean Research and Management* 11(2): 139-146.
- RITTER, F. & BREDERLAU, B. 1998. First report of blue whales (*Balaenoptera musculus*) frequenting the Canary Islands waters. Proceedings of the 12th Annual Conference of the European Cetacean Society, Monaco, 95 pp
- Ritter, F., Brederlau, B. (1999). Behavioural observations of dense-beaked whales (*Mesoplodon densirostris*) off La Gomera, Canary Islands (1995-1997). *Aquatic Mammals*, 25: 55-61.
- RITTER, F. & BREDERLAU, B. 1999. Abundance and distribution of cetaceans off La Gomera (Canary Islands). Proceedings of the 13th Annual Conference of the European Cetacean Society, Valencia, Spain, 258 pp.
- RITTER, F. & LADNER, U. A. 1996. Whale-watch research on La Gomera: a new interdisciplinary approach. Proceedings of the 10th Annual Conference of the European Cetacean Society, Lisbon, Portugal, 48-49 pp
- RITTER, F. & NEUMANN, K. 2006. The year of the whale: extraordinary occurrence of Bryde's whales off La Gomera (Canary Islands). Abstract Book of the 20th Annual Conference of the European Cetacean Society, Gdynia, Poland, 143 pp
- RITTER, F., SMIT, V. & ERNET, A. 2011. A long-term sighting data set from whale watching operations as a reflection of the environmental dynamics in a multi-species cetacean habitat. Abstract Book of the 25th Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 250 pp
- Rivilla, J., Alís, S. (2005). *Seguimiento de los varamientos de cetáceos y quelonios marinos en el litoral de Doñana*. 54 pp.
- Rivilla, J., Alís, S., Valdes, P., Hidalgo, S. (2003). *Seguimiento de los varamientos de cetáceos y quelonios marinos en el litoral de Doñana*. GRAMPUS, SECEM. 41 pp.
- Rivilla, J.C., Alís, S. (2004). Seguimiento de los varamientos de Cetáceos y Quelonios marinos en el litoral de Doñana. 28 págs. Memoria año 2003. GRAMPUS-SECEM.



- Rivilla, J.C., Alís, S., Valdes, P. y Hidalgo, S. (2001). Seguimiento de los varamientos de Cetáceos en el parque nacional y parque natural de Doñana. Estudio patológico y toxicológico de los ejemplares y análisis de la dieta. 68 págs. Memoria año 2000. GRAMPUSSECEM.
- Rivilla, J.C., Alís, S., Valdes, P. y Hidalgo, S. (2002). Seguimiento de los varamientos de Cetáceos y Quelonios marinos en el litoral de Doñana. 37 págs. Memoria año 2001. GRAMPUS-SECEM.
- Rivilla, J.C., Alís, S., Valdes, P. y Hidalgo, S. (2003). Seguimiento de los varamientos de Cetáceos y Quelonios marinos en el litoral de Doñana. 41 págs. Memoria año 2002. GRAMPUS-SECEM.
- Rivilla, J.C., Alís, S., Valdes, P., Hidalgo, S. (2001). Seguimiento de los varamientos de Cetáceos en el parque nacional y parque natural de Doñana. Estudio patológico y toxicológico de los ejemplares y análisis de la dieta. 68 págs. Memoria año 2000. GRAMPUS-SECEM.
- Rivilla, J.C., Alís, S., Valdes, P., Hidalgo, S. (2002). Seguimiento de los varamientos de Cetáceos y Quelonios marinos en el litoral de Doñana. 37 págs. Memoria año 2001. GRAMPUS-SECEM.
- Robeck, T., Monfort, S. (2006). Characterization of male killer whale (*Orcinus orca*) sexual maturation and reproductive seasonality. *Theriogenology*, 66 (2): 242-250.
- Robeck, T.R., Barbara, E.C., McBrain, J.F. e Kraemer, D.C.V. (1994). Reproductive biology of the bottlenose dolphin (*T. truncatus*) and the potential application of advanced reproductive technologies. *Journal of Zoology and Wild Medicine*, 25(3): 321-336.
- Roberts, S.M., 2003. Examination of the stomach contents from a Mediterranean sperm whale found south of Crete, Greece. *Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom*, 83, pp.667-70.
- Roche, C., Gasco, N., Duhamel, G. y Guinet C. 2007. Marine mammals and demersal long line fishery interactions in Crozet and Kerguelen Exclusive Economic Zones: an assessment of the depredation level. *CCAMLR Science*. 14, 67-82.
- Rodríguez Roda, J. (1964). Biología del atún (*Thunnus thynnus* L.) de la costa sudatlántica española. *Investigaciones Pesqueras*, 25: 33-146.
- Rodríguez Roda, J. (1973). Descripción de la pesquería de atún rojo *Thunnus thynnus* (L.) de almadraba, ICCAT, Colección de documentos científicos 11, Madrid, pp. 401-404.
- Rodríguez, J. (1982). Oceanografía del mar Mediterráneo. Ed. Pirámide, Madrid.
- Rogan, E., Berrow, S.D. (1996). A review of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Irish waters. *Report of the International Whaling Commission*, 46: 595-605.
- Rogan, E., Cañadas, A., Macleod, K., Mikkelsen, B., Santos, B., Uriarte, A., Van Canneyt, O., Vazquez, J.A., Hammon, P. (2011). *Distribution, abundance and habitat use of deep diving cetaceans in the North East Atlantic*. 36 pp.
- Rogan, E., Hernández-Millan, G. (2011). Preliminary analysis of beaked whale strandings in Ireland: 1800-2009. The 63rd Annual Meeting of the *International Whaling Commission*, Tromsø, Norway, SC/63/SM.
- Romano, T.A., Keogh, M.J., Kelly, C. Feng, P., Berk, L. Schlundt, C.E., Carder, D.A. y Finneran, J.J. (2003) Anthropogenic sound and marine mammal health: measures of the nervous and immune systems before and after intense sound exposure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61:1124-1134.
- Romano, T.A., Keogh, M.J., Kelly, C. Feng, P., Berk, L. Schlundt, C.E., Carder, D.A. y Finneran, J.J. (2003) Anthropogenic sound and marine mammal health: measures of the nervous and immune systems before and after intense sound exposure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61:1124-1134.
- ROMMEL, S. A., COSTIDIS, A. M., FERNÁNDEZ, A., JEPSON, P. D., PABST, D. A., MCLELLAN, W. A., HOUSER, D. S., CRANFORD, T. W., VAN HELDEN, A. L., ALLEN, D. M. & BARROS, N. B. 2005. Elements of beaked whale anatomy and diving physiology and some hypothetical causes of sonar-related stranding. *Journal of Cetacean Research and Management* 7(3): 189-210.
- Rosel, P.E., Dizon, A.E. y Heyning, J.E. (1994) Genetic analysis of sympatric morphotypes of common dolphins (genus *Delphinus*). *Mar. Biol.* 119(2): 159-167.
- Ross, D. (2005) Ship sources of ambient noise. *IEEE Journal of Oceanic Engineering* 30(2):257-261.
- Ross, H. M., Wilson, B. (1996). Violent Interactions Between Bottlenose Dolphins and Harbour Porpoises. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*. 263(1368):283-286.



- Ross, P. S., Visser, I.K.G., Broeders, H.W.J, Van de Bildt, M.W.G., Bowen, W.E.D. and Osterhaus, A.D.M. (1992) Antibodies to phocine distemper virus in Canadian seals. *Vet. Rec.* 130:514-516.
- Ross, P.S., Ellis, G.M., Ikonomou, M.G., Barrett-Lennard, L.G., 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*, 40:504–15.
- Ruano A., Silva P., Solano S., Hernández O., González J. (2005). Avistamientos de cetáceos en las aguas próximas a la costa asturiana, Viceconsejería de Medio Ambiente del Principado de Asturias, 73 pp.
- Ruano A., Silva, P., Solano, S., Naves, J. (2007). *Cetáceos del litoral asturiano: áreas de interés para la conservación*. La Caixa. 130 pp.
- RUIZ, L., NEVES, S., MARTÍN, V., PÉREZ-GIL, M., TEJEDOR, M., SERVIDIO, A., REYES, M., CASTRILLÓN, J. & BREDERLAU, B. 2011. Risso's dolphin (*Grampus griseus*) population characteristics of Canary Islands with an observation on octopus predation. Abstract Book of the 25th Annual Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 219 pp.
- Rubín, J.P. (1994) El ictioplacton y el medio marino en los sectores norte y sur del mar de Alborán, en junio de 1992. *Informe Técnico del Instituto Español de Oceanografía* 146, Madrid.
- Rubín, J.P., Gil, J., Ruiz, J., Cortés, M.D., Jiménez-Gómez, F., Parada, M. and Rodríguez, J. (1992). La distribución ictioplanctónica y su relación con parámetros físicos, químicos y biológicos en el sector norte del Mar de Alborán, en julio de 1991 (Resultados de la Campaña "Ictio.Alborán 0791"). Instituto Español de Oceanografía. Informe Técnico N. 139, Madrid. 49 pp
- Saana, I. (2006). *Coastal habitat use of harbour porpoise (Phocoena phocoena) in Cardigan Bay Special Area of Conservation (Wales)*. Bachelor's Thesis. Department of Biological and Environmental Science Section of Aquatic Resources. University of Jyväskylä, Finland.
- Sagarminaga, R. (2009). *Cetáceos y tortugas*. Seminario LIFE + INDEMARES, Día Mundial de los Océanos.
- Sagarminaga, R. and Cañadas, A. (1995) Studying a possible competition for ecological niche between the common dolphin, *Delphinus delphis*, and striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, along the southeastern coast of Spain. *European Research on Cetaceans*, 9, 114–117.
- Sagarminaga, R., Cañadas, A. (1995) Studying a possible competition for ecological niche between the common dolphin, *Delphinus delphis*, and striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, along the southeastern coast of Spain. *European Research on Cetaceans*, 9: 114–117.
- 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. Fundación Migres, 232 pp.
- Salazar-Sierra J.M., Marcos-Ipiña E. (2006). Odontocete populations in the Bay of Biscay : Diversity and distribution (summer-autumn 2003-2004-2005). *European Research on cetaceans – 20. Proceedings of the 20th Annual Conference of the European Cetacean Society. April 2-7, 2006*. Gdynia, Poland.
- Salazar-Sierra JM., Marcos-Ipiña E. (2007). Mysticeti populations in the bay of biscay: Diversity and distribution (summer-autumn 2003-2004-2005). *21th Annual Conference of the European Cetacean Society. April 2007*. Donostia, Spain.
- Salazar-Sierra, J.M., Marcos-Ipiña, Atxukarro I., de Stephanis (2005). Cetacean populations study in the Gulf of Biscay and South of Great Sole from Fishing boats, in *European Cetacean Research* 19, Ed Peter Evans, La Rochelle
- Salazar-Sierra, J.M., Torres-Barranco, F.J., Cabaleiro-Mora E. (2008) Estudio de los aspectos socioeconómicos y de conservación de la actividad de avistamiento de cetáceos. Fundación Migres, 232 pp.
- Saleem, Z. (2011). *Alternatives and modifications of Monopile foundation or its installation technique for noise mitigation*. 68 pp.
- SALETE, E., VIRGILI, C. & HIGUERAS, K. 1997. El calderón tropical. I Expedición de Mundo Marino. Mundo Marino: 44-53.
- Salm, R.V., Clark, J., Siirila, E. (2000). *Marine and Coastal Protected Areas: A Guide for Planners and Managers*. IUCN, Washington DC.
- Salomón, O., Blanco, C., Raga, J.A. (1999). Analysis of the diet of male and female *Tursiops truncatus* from the western Mediterranean. Evans, P. G. H., Cruz, J., and Raga, J. A. *European Research on Cetaceans* 13: Thirteenth annual conference of the European Cetacean Society. Valencia.
- Sánchez-García, A. (2010). *Aplicación de técnicas estadísticas, tratamiento digital de imágenes y redes*



- neuronales a la detección, extracción y caracterización automáticas de señales acústicas emitidas por mamíferos marinos. PhD Thesis. Universidad Politécnica de Cartagena. 225 pp.
- Sanford, E. (1999) Regulation of keystone predation by small changes in ocean temperature. *Science*, 283, 2095–2097.
- Sanpera, C., Aguilar, A. (1992). Modern whaling off the Iberian Peninsula during the 20th century. Reports of the International Whaling Commission 42: 723-730.
- Sanpera, C., Aguilar, A., Grau, E., Jover, L., Mizroch, S. (1984). Report of the "Ballena 2" whale marking and sighting cruise in the Atlantic waters off Spain. Report of the International Whaling Commission 34: 663-666.
- Sanpera, C., Jover, L. (1989). Density estimate of fin whales in the North Atlantic from NASS-87 Spanish cruise data. *Rep. Int. Whal. Commn* 39; 427-429
- Sanpera, C., Jover, L., Recasens, E., Aguilar, A., Olmos, M., Collet, A., Donovan, G.P. (1985). Report of the "Ballena 3" fin whale marking and sighting cruises off Spain, (1983). Report of the International Whaling Commission 35: 495-497.
- Sanpera, C., Jover, L. (1986). Results of the "Ballena 4" fin whale sighting cruises. Report of the International Whaling Commission 36: 121-123.
- Sampera, C., Nadal, J. (1986). Resultados de marcaje y estimas de poblacion mínima de rorcual común (*Balaenoptera physalus*) en aguas atlánticas ibéricas. *Bol. Inst. Exp. Oceanogr.*, 3(2): 37-48
- Santos, A., Peliz, A., Ré, P., Dubert, J., Oliveira, P., Angélico, M. (2004c). Impact of a winter upwelling event on the distribution and transport of sardine eggs and larvae off western Iberia: A retention mechanism. *Continental Shelf Research*, 24:149–165.
- Santos, L., López, A., Martínez, J.A.M., Fernández, R. (2008). *Recopilación da información disponible para a toniña, Phocoena phocoena, en Galicia. Cara una extratexia de conservación*. Dirección Xeral de Conservación da Natureza. Xunta de Galicia. 103.
- Santos, M., Pierce, G. J., López, A., Martínez, J. A., Fernández, E., Mente, E., Porteiro, C., Meixide, M. (2004b). Variability in the diet of common dolphins (*Delphinus delphis*) in Galician waters 1991-2003 and relationship with prey abundance. *International Council for the Exploration of the Sea CM* 2004/Q:09.
- Santos, M.B. (1998). *Feeding ecology of harbour porpoises, common and bottlenose dolphins and sperm whales in the Northeast Atlantic*. PhD Thesis. University of Aberdeen. 284 pp.
- Santos, M.B., Fernández, R., López, A., Martínez, J.A., Pierce, G.J. (2007a). Variability in the diet of bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in Galician waters, north-western Spain, 1990-2005. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87(1): 231-241.
- Santos, M.B., German, I., Correia, D., Martínez-Cedeira, J., Caldas, M., López, A. & Pierce, G.J., 2011. Predation on sardine by common dolphins (*Delphinus delphis*) in Galician waters (NW Spain). Documento de trabajo presentado a la reunión preparatoria para WKPELA (Benchmark Workshop on Pelagic Stocks), 24-26/10/2011, Copenhagen, Dinamarca.
- Santos, M.B., Martin, V., Arbelo, M., Fernandez, A., Pierce, G.J. (2007) Insights into the diet of beaked whales from the atypical mass stranding in the Canary Islands in September 2002. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87: 243-251. DOI: 10.1017/S0025315407054380 Published online.
- Santos, M.B., Martin, V., Arbelo, M., Fernandez, A., Pierce, G.J. (2007) Insights into the diet of beaked whales from the atypical mass stranding in the Canary Islands in September 2002. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87: 243-251. DOI: 10.1017/S0025315407054380.
- Santos, M.B., Pierce, G., González, A., López, A., Guerra, A. (1995). *Diets of the small cetaceans stranding on the Galician coast (NW Spain)*. International Council for the Exploration of the Sea CM 1995/N:11.
- Santos, M.B., Pierce, G., López, A., Barreiro, A., Guerra, A. (1996). *Diets of the small cetaceans stranded NW Spain 1994-1995*. International Council for the Exploration of the Sea CM 1996/N:11
- Santos, M.B., Pierce, G.J., Herman, J., Lopez, A., Guerra, A., Mente, E., Clarke, M.R. (2001) Feeding ecology of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*): a review with new information on the diet of this species. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 81: 687-694. DOI: 10.1017/S0025315401004386 Published online.



- Santos, M.B., Pierce, G.J., Herman, J., Lopez, A., Guerra, A., Mente, E., Clarke, M.R. (2001). Feeding ecology of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*): a review with new information on the diet of this species. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 81: 687-694.
- Santos, M.B., Pierce, G.J., López, A., Barreiro, A., Guerra, A., 1996. Diets of small cetaceans stranded NW Spain. International Council for the Exploration of the Sea, 11. Marine Mammal Committee.
- Santos, M.B., Pierce, G.J., Reid, R.J., Patterson, I.A.P., Ross, H.M., Mente, E. (2001). Stomach contents of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Scottish waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81: 873-878.
- Santos, M.B., Pierce, G.J., Reid, R.J., Ross, H.M., Patterson, I.A.P., Reid D.G., Peach, K. (2004a). Variability in the diet of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Scottish waters 1992-2003. *Marine Mammal Science*, 20: 1-27.
- Santos, M.B., Pierce, G.J., Ross, H.M., Reid, R.J., Patterson, A.I.P., López, A., Cedeira J. (2007b). Diets of piscivorous small cetaceans from the Scottish and Galician coast. *21st Annual Conference of the European Cetacean Society. April 22-25, 2007. San Sebastián, Spain.*
- Sará, G., Dean, J.M., D'Amato, D., Buscaino, G., Oliveri, A., Genovese, S., Ferro, S., Buffa, G., Lo Martire, M., Mazzola, S. (2007). Effect of boat noise on the behaviour of bliefin tuna *Thunnus thynnus* in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 331: 243-253.
- Scalise, S., Moulins, A., Rosso, M., Corsi, A., Würtz, M. (2005). First results on Cuvier's beaked whale distribution in the Ligurian Sea related to depth and depth gradient. *34th Annual Symposium of the European Association for Aquatic Mammals*. Riccione (Italia).
- SCANS II. (2008). *Small cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS II)*. Final report to the European Commission under contract LIFE04NAT/GB/000245.
- Scarpaci, C., Bigger, S.W., Corkeron, P.J., Nugegoda, D. (2000) Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) increase whistling in the presence of 'swim-with-dolphin' tour operations. *J Cetacean Res Manag* 2:183-185
- Scarpaci, C., Bigger, S.W., Corkeron, P.J., Nugegoda, D. (2000). Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) increase whistling in the presence of 'swim-with-dolphin' tour operations. *J Cetacean Res. Manag.*, 2: 183-185.
- Schaeff, C., S. D. Kraus, M. W. Brown, J. Perkins, R. Payne, D. Gaskin, P. Boag and B. N. White. 1991. Preliminary analysis of mitochondrial DNA variation within and between the right whale species *Eubalaena glacialis* and *Eubalaena australis*. Report of the International Whaling Commission (Special Issue 13):217-223.
- SCHEER, M. 2010. Review of self-initiated behaviours of free-ranging cetaceans directed towards human swimmers and waders during open water encounters. *Interaction Studies* 11(3): 442-466.
- SCHEER, M. 2012. Catalogue of discrete call vocalizations recorded among social groups of the short-finned pilot whales off Tenerife during two field seasons (1996 and 2001) La Laguna, Tenerife. 34 pp.
- SCHEER, M., HOFMANN, B. & BEHR, I. P. 1998. Discrete pod-specific call repertoires among short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) off the SW coast of Tenerife, Canary Islands. *Proceedings of the 12th Annual Conference of the European Cetacean Society*, Monaco.
- SCHEER, M., HOFMANN, B. & BEHR, I. P. 2004. Ethogram of selected behaviors initiated by free-ranging short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) and directed to human swimmers during open water encounters. *Anthrozoös* 17(3): 244-258.
- SCHEER, M., HOFMANN, B. & ITAY BEHR, P. 1998. Interactions between whale watching vessels and short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) off the southwest coast of Tenerife, Canary Islands: behavioural implications. Projekt
- Scheidat M, Gilles A, Kock K.-H., Siebert U. (2008). Harbour porpoise *Phocoena phocoena* abundance in the southwestern. *Baltic Sea Endangered Species Research*, 5: 215-233.
- Schlundt, C.E., Finneran, J.J., Carder, D.A. and Ridgway, S.H. (2000) Temporary shift in masked hearing thresholds of bottlenose dolphins and white whales after exposure to intense tones. *Journal of the Acoustical Society of America* 107:3496-3508.
- Schlundt, C.E., Finneran, J.J., Carder, D.A., Ridgway, S.H. (2000). Temporary shift in masked hearing thresholds of bottlenose dolphins and white whales after exposure to intense tones. *Journal of the Acoustical Society of America*, 107: 3496-3508.



- SECAC. Proyecto LIFE03/NAT/E/000062. Conservación de Tursiops y Caretta en La Gomera. Informe LAYMAN. 9 pp.
- SECEM. 1999. Mamíferos marinos de España y Portugal. Comunicaciones presentadas en las IV Jornadas de Conservación y Estudios de Mamíferos, Segovia, España, 36 pp
- Sell, C. 1990. The chemistry of ambergris. *Chemistry & Industry*, 20: 516–520.
- Sella, M. (1928). *Biologia e pesca del tonno (Thunnus thynnus L)*, Atti del Convegno di Biologia Marina Applicata alla Pesca, Messina, pp. 1-32.
- Selzer, L.A. and Payne, P.M. (1988) The distribution of white-sided (*Lagenorhynchus acutus*) and common dolphins (*Delphinus delphis*) vs. environmental features of the continental shelf of the northeastern United States. *Marine Mammal Science*, 4, 141–155.
- Sequeira, M. (1988). *Mamíferos marinhos da costa Portuguesa, padroes de distribuição e ocorrência das principais espécies. Relatório de Estágio*. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa. 187 pp.
- Sequeira, M. 1996. *Harbour porpoises (Phocoena phocoena) in Portuguese waters*. Report of the International Whaling Commission 46: 583-586.
- Sequeira, M., & Inacio, A. 1992. Accidental catches of cetaceans in Portugal. *European Research on Cetaceans*, 6: 25-28.
- Sequeira, M., & Teixeira, A.M., (1988). Marine mammal surveys in Portugal. *2nd Conference of the European Cetacean Society*. Troia, Portugal.
- Sequeira, M., Elejabaitia, C., Silva, M., Dinis, A., de Stephanis, R., Urquiola, E., Nicolau, C., Prieto, R., Oliveira, C., Cruz, M., Freitas, L. (2009). *Review of whalewatching activities in mainland Portugal, the Azores, Madeira and Canary archipelagos and the Strait of Gibraltar*. Report of the International Whaling Commission. SC61/WW11 40 pp.
- Sequeira, M., Inácio, A., Reiner, F., (1992). *Arrojamentos de Mamíferos Marinhos na Costa Portuguesa entre 1978 e 1988. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza 7*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa. 48 pp.
- Sequeira, M., Inácio, A., Silva, M. A., Reiner, F. (1996). *Arrojamentos de Mamíferos Marinhos na Costa Continental Portuguesa entre 1989-(1994)*. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza 19. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza. Lisboa. 52 pp.
- Sequeira, M., Silva, M., López, A., Pérez, C., Herrera, R., Lens, S., Gonçalves, J., Freitas, L. (1998). Cetaceans strandings in the Northeastern Atlantic: The ATLANCETUS project. *Euro-American Mammal Congress. July 19-24, 1998*. Santiago de Compostela, Spain.
- Sequeira, M., Silva, M., López, A., Pérez, C., Herrera, R., Lens, S., Gonçalves, J., Freitas, L. (1999). Cetaceans strandings in the Northeastern Atlantic: The ATLANCETUS project. *13th Annual Conference of the European Cetacean Society. April 5-8, 1999*. Valencia, Spain.
- Sergeant D.E. (1986). Possible connection of pilot whales (*Globicephala melas*) population at Newfoulnands and the Faroe Islands. Paper SC/38/SM9 presented to the IWC Scientific Committee, June 1986 (no publicado). 6pp
- Serna, J.M. De la Alot, E., Majuelos, E., Rioja, P. (2004). La migración trófica post-reproductiva del atún rojo, ICCAT Collective Volume of Scientific Papers 56.3, Madrid, pp. 1196-1209.
- SERVIDIO, A., ALVES, F., DINIS, A., FREITAS, L. & MARTÍN, V. 2007. First record of movement of short-finned pilot whales between two Atlantic oceanic Archipelagos. The 17th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Cape Town, South Africa.
- SERVIDIO, A., MARTÍN, V. & BORAN, J. 2002. Short-finned pilot whale (*Globicephala macrorhynchus*) in Gran Canaria, Canary Islands. Proceedings of the 16th Annual Conference of the European Cetacean Society, Liege, Belgica.
- SERVIDIO, A., MARTÍN, V., CAÑADAS, A., NEVES, S., PÉREZ-GIL, M., PÉREZ, E. & HAMMOND, P. 2010. Conservation of the short finned pilot whale in SW Tenerife, Canary Islands. Abstract Book of the 24th Annual Conference of the European Cetacean Society, Stralsund, Germany, 161 pp
- SERVIDIO, A., MARTÍN, V., LORENZO, C., HILDEBRANDT, S., PEÑA, A., TALAVERA, S. & GARCÍA, S. 2006. Distribution and movements of short-finned pilot whale (*Globicephala macrorhynchus*) in the Canary Islands. Abstract Book of the 20th Annual Conference of the European Cetacean Society, Gdynia, Poland, 214-215 pp
- SGFEN (2002). *Incidental catches of small cetaceans*. Commission of the European Communities 87 pp.



- Shoham-Frider E, Amiel S, Roditi-Elasar M, Kress N. 2002. Risso's dolphin (*Grampus griseus*) stranding on the coast of Israel (eastern Mediterranean). Autopsy results and trace metal concentrations. *Sci. Tot. Environ.* 295 (1-3):157-166.
- Shusterman, R. J. Thomas, J. A. and Wood, F. G. 1986. Dolphin cognition and behaviour: a comparative approach. Lawrence Erlbaum Associates, Publishers: London.
- Siemann, L.A. (1994). Mitochondrial DNA sequence variation in North Atlantic long-finned pilot whales, *Globicephala melas*. PhD Thesis, Massachusetts Institute of Technology and Woods Hole Oceanographic Institution. 164pp.
- SIERRA, E., ARBELO, M., HERRÁEZ, P., ESPERÓN, F., SÁNCHEZ-VIZCAINO, J. M. & FERNÁNDEZ, A. 2007. Adrenitis associated with herpes virus infection in stranded bottlenose dolphin in Canary Islands. Conference Guide and Abstracts of the 21th Conference of the European Cetacean Society, San Sebastian, Spain, 78 pp
- SIERRA, E., ARBELO, M., MÉNDEZ, M., ANDRADA, M., HERRÁEZ, P. & FERNÁNDEZ, A. 2007. Disseminated toxoplasmosis in three stranded Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) in Canary Islands. The 17th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Cape Town, South Africa.
- SIERRA, E., ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A., FERNÁNDEZ, A., ARBELO, M., SACCINI, S. & HERRÁEZ, P. 2011. Complex polysaccharide inclusions in skeletal muscle of stranded cetaceans resembling equine polysaccharide storage myopathy: necropsy study of 148 specimens in the Canary Islands. Abstract Book of the 25th Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 293 pp
- SIERRA, E., HERRÁEZ, P., FERNÁNDEZ, A., ARBELO, M., BERNALDO DE QUIRÓS, Y. & ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A. 2009. Capture myopathy in active stranded cetaceans. Abstract Book of the 23th Conference of the European Cetacean Society, Istanbul, Turkey, 145-146 pp
- Sigurjónsson, J. 1985. Handskutull finnst í Búhval (*Physeter macrocephalus*) veiddum við Ísland. Náttúrugæðingurinn 54:9-14.
- Siler, W. (1979). A competing-risk model for animal mortality. *Ecology*, 60: 750–757.
- Silva, A. (1999). Diet of common dolphins, *Delphinus delphis*, off the Portuguese continental coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 79: 531-540.
- Silva, M. (1996). *Contribuição para o conhecimento do regime alimentar e da biologia da reprodução do golfinho comum (Delphinus delphis, Linnaeus, 1758), na costa Portuguesa*. Relatório de estágio de licenciatura, Universidade de Lisboa, Portugal. 64 pp.
- Silva, M. A., Machete, M., Reis, D., Santos, M., Prieto, R., Damaso, C., Pereira, J.G., Santos, R. S. (2011). A review of interactions between cetaceans and fisheries in the Azores. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(1): 17-27.
- Silva, M.A., Sequeira, M. (2003). Patterns in the mortality of common dolphins (*Delphinus delphis*) on the Portuguese coast, using stranding records, 1975-1998. *Aquatic Mammals*, 29: 88-98.
- Silva, M.A., Sequeira, M., Prieto, R., Alexandre, B. (1999). Observations of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Northern coast of Portugal. In: Evans, P.G.H., Cruz, J., Raga, J.A. (Eds.). *European Research on Cetaceans*. 267-269 pp. Proceeding of the XIII European Cetacean Society Annual Conference. Valencia, Spain.
- Silvani, L., Gazo, M., Aguilar, A. (1999). Spanish driftnet fishing and incidental catches in the western Mediterranean. *Biological Conservation*, 90: 79-85.
- Simmonds M.P. (2011) Eating Plastic: a preliminary evaluation of the impact on cetaceans of ingestion of plastic debris. In: The 63rd Annual Meeting of the International Whaling Commission, Tromsø, Norway, SC/63/E3.
- Simmonds, M., Brown, V., Eisfeld, S., Lott, R. (2010). *Marine Renewable Energy Developments: benefits versus concerns*. Report of the International Whaling Commission SC/62/E8: 12 pp.
- Simmonds, M.P., Lopez-Jurado, L.F. (1991). Whales and the military. *Nature*, 351: 448.
- Simrad, A.S. (2007). *Evaluation of fisheries sonar's for whale detection in relation to seismic survey operations*. Norwegian Defense Research Establishment, Institute of Marine Research. 36 pp.
- Sini, M.I., Canning, S.J., Stockin, K.A., Pierce, G.J. (2005). Bottlenose dolphins around the Aberdeen harbour, N.E. Scotland: a study of habitat utilisation and the potential effects of boat traffic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85: 1547–1554.
- Sirmel, R. (2011). Effects of Boat Traffic on the Behaviour of Bottlenose Dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu 1821), in Galician Waters, North-Western Spain. MSc thesis, University of Southampton



- (Reino Unido).
- Skov, H. Durink, J.E Bloch, D. (2003). Habitat characteristics of the shelf distribution of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the waters around the Faroe Islands during summer. In: Haug et al. (Eds.). *Harbour Porpoise in the North Atlantic. NAMMCO Scientific Committee*. Tromsø, Norway. 11-29 pp.
- Smit, V., Ritter, F., Ernert, A., Struh, N. (2010). Habitat partitioning by cetaceans in a multi-species ecosystem around the oceanic island of La Gomera (Canary Islands). *Sociedad Europea de Cetáceos* (Poster).
- Smith, J. (2010). *The Ecology of Cuvier's beaked whale, Ziphius cavirostris (Cetacea: Ziphiidae), in the Bay of Biscay. PhD Dissertation*. University of Southampton. 229 pp.
- Smith, S. y Whitehead, H. 2000. The Diet of Galapagos sperm whales *Physeter macrocephalus* as indicated by fecal sample analysis. *Marine Mammal Science*, 16 (2): pp. 315–325.
- SMIT, V., RITTER, F., ERNEST, A. & STRÜH, N. 2010. Habitat partitioning by cetaceans in a multi-species ecosystem around the oceanic island of La Gomera (Canary Islands). *Abstract Book of the 24th Annual Conference of the European Cetacean Society*, Stralsund, Germany, 201 pp
- SMIT, V., RITTER, F. & NEUMANN, K. 2003. Feasibility study: land-based observations of cetaceans on La Gomera (Canary Islands). *Conference Guide and Abstracts of the 17th Conference of the European Cetacean Society*, Las Palmas de Gran Canaria, Spain, 134 pp
- Snyder, B., & Kaiser, M.J. (2009). Ecological and economic cost – benefit analysis of offshore wind energy. *Renewable Energy*, 34: 1567-1578.
- Sociedad Española de Cetáceos (SEC). 2006. Propuesta de plan de conservación para el delfín mular (*Tursiops truncatus*) en Andalucía y Murcia. Resumen de la versión aprobada por el Comité Científico Externo de Gestión y Monitorización. Borrador elaborado en el marco del proyecto LIFE02NAT/E/8610. 96 p.
- Solórzano, M.R., Rodríguez, J.L., Iglesias, J., Pereiro, F.X., Alvarez, F. (1988). Inventario dos peixes do litoral galego. (Pisces: Cyclostomata, Condriichthyes, Osteichthyes). In: *Cadernos da Area de Ciencias Biolóxicas. Seminarios de Estudos Galegos, Vol. IV*. Santiago de Compostela, Spain. 69 pp.
- Sørensen, T.B. e Kinze, C. (1994). Reproduction and reproductive seasonality in Danish harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *Ophelia* 39(3): 159-176.
- Soto, S., Alba, A., Ganges, L., Vidal, E., Raga, J.A., Alegre, F., González, B., Medina, P., Zorrilla, I., Martínez, J., Marco, A., Pérez, M., Pérez, B., Pérez de Vargas Mesa A., Martínez-Valverde, R., Domingo, M. (2011). Post-epizootic chronic Dolphin Morbillivirus (DVM) infection in Mediterranean striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Diseases of Aquatic Organisms*, 96: 187-194.
- Southall, B., Bowles, A., Ellison, W., Finneran, J., Gentry, R., Greene, C., Kastak, D., Ketten, D., Miller, J., Nachtigall, P., Richardson, W. J., Thomas, J., Tyack, P. L. (2007). *Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Initial Scientific Recommendations*.
- Spitz, J., Cherel, Y., Bertin, S., Kiszka, J., Dewez, A., Ridoux, V. (2011). Prey preferences and foraging niche segregation among the community of deep-diving odontocetes from the Bay of Biscay, northeast Atlantic. *Deep Sea Research I*, 58: 273–282.
- Spitz, J., Rousseau, Y., Ridoux, V. (2006). Diet overlap between harbour porpoise and bottlenose dolphin: An argument in favour of interference competition for food? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70(1-2): 259-270.
- Spyrakos, E., Santos-Diniz, T.C., Martínez-Iglesias, G., Torres-Palenzuela, J.M., Pierce, G.J. (2011). Spatiotemporal patterns of marine mammal distribution in coastal waters of Galicia, NW Spain. *Hydrobiologia*, 670(1): 87-109.
- Stanners, D. and Bourdeau, P. (1995) Europe's Environment: the Dobris Assessment. European Environment Agency, Copenhagen.
- Starbuck, A. 1878. History of the American Whale Fishery, from its Earliest Inception to the Year 1876. New York: Argosy-Antiquarian Ltd.
- Steele, J., de Stephanis, R., MacGregor, S. y Acevedo-Whitehouse, K. 2009. Preliminary characterisation of respiratory bacteria in long-finned pilot whales, *Globicephala melas*, from the Strait of Gibraltar. Poster presented at 18th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Quebec.



- Steele, J., R. de Stephanis, S. MacGregor, Karina Acevedo-Whitehouse (2009). Preliminary characterisation of respiratory bacteria in long-finned pilot whales, *Globicephala melas*, from the Strait of Gibraltar. Biennial conference of the SMM 2009 Quebec, Canada.
- Stergiou, K., Koulouris, M. (2000) Fishing down the marine food webs in the Hellenic seas. In: Durand, F. (Ed.), *Fishing Down the Mediterranean Food Webs? Proceedings of a CIESM Workshop*, CIESM Workshop Series No. 12, Kerkyra, pp. 73–78.
- Stockin, K.A., Lusseau, D., Binedell, V., Wiseman, N., Orams, M.B. (2008). Tourism affects the behavioural budget of the common dolphin *Delphinus* sp. in the Hauraki Gulf, New Zealand. *Marine Ecology Progress Series*, 355: 287–295.
- Stolen, M. K., Odell, D.K, Barros, N.B., (2002). Growth of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Indian River Lagoon system, Florida, USA. *Marine Mammal Science*, 18(1): 348 – 358.
- Stone, C.J. y Tasker, M.L. (2005). The effects of seismic airguns on cetaceans in UK waters. *J Cetacean Res Manage*, 8: 255-263.
- Straley, J., T., O'Connell, S. Mesnick, L. Behnken y J. Liddle. 2005. North Pacific Research Board Project Final Report. Sperm Whale and Longline Fisheries Interactions in the Gulf of Alaska.
- Tanabe S, Mori T, Tatsukawa R, Miyazaki N. 1983. Global pollution of Marine Mammals by PCBs, DDTs and HCHs. *Chemosphere*. 12; 1269–75.
- Tanabe, S., Watanabe, S., Kan, H., Tatsukawa, R. (1988). Capacity and mode of PCB metabolism in small cetaceans. *Mar Mamm Sci*, 4: 103–24.
- Tarpley, R.J. y Marwitz, S. 1993. Plastic debris ingestion by cetaceans along the Texas coast: Two case reports. *Aquatic Mammals* 19(2): 93–98.
- Taruski AG, Olney CE, Winn HE. 1975. Chlorinated Hydrocarbons in Cetaceans. *J Fish Res Board Can*; 32; 2205– 9.
- Taruski, A.G. (1976). Sounds and behaviour of the pilot whale (*Globicephala melas*) PhD thesis, University of Rhode Island
- Taruski, A.G. (1979). The whistle repertoire of the North Atlantic pilot whale (*Globicephala melas*) and its relationship to behaviour and environment In Winn, H. E. *Behavior of marine animals. Current perspectives in Research*, Plenum Press. Pp 345-365
- Tasker, M., Amundin, M., André, M., Hawkins, A., Lang, W., Merck, T., Scholik-Schlomer, A., Teilmann, J., Thomsen, F., Werner, S. and Zakharia, M. (2010). *Marine Strategy Framework Directive Task Group 11. Indicators for good environmental status for underwater noise and other forms of energy*. Joint Report ICES/JRC. 64 pp.
- Taylor, B., Barlow, J., Pitman, R., Ballance, L., Klinguer, T., DeMaster, D., Hildebrand, J., Urban, J., Palacios, D., Mead, J.G. (2004). *A call for research to assess risk of acoustic impact on beaked whale populations*. Report of the International Whaling Commission SC/56/E36. 4 pp.
- Taylor, B.L., Baird, R., Barlow, J., Dawson, S.M., Ford, J., Mead, J.G., Notarbartolo di Sciara, G., Wade, P., Pitman, R.L. (2008). *Globicephala melas*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 02 October 2011.
- Teilmann, J., Henriksen, O.D., Carstensen, J., Skov, H. (2002). *Monitoring effects of offshore windfarms on harbour porpoises using PODs (porpoise detectors)*. Technical report from National Environmental Research Institute, Roskilde. 95 pp.
- Teilmann, J., Miller, L.A., Kirketerp, T., Kastelein, R.A, Madsen, P.T., Nielsen, B.K., Au, W.W.L. (2002). Characteristics of echolocation signals used by a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) in a target detection experiment. *Aquatic Mammals*, 28(3): 275-284.
- Teixeira, A.M., (1979). Marine mammals of the Portuguese coast. *Sonderdruck aus Z. f. Säugetierkunde*, 44 (4): 221-238.
- Tejedor, A., & Sagarminaga, R. (2010). Regional case studies: the Alborán sea: tss reconfiguration vs speed recommendation. *Workshop on reducing risk of collisions between vessels and cetaceans. IWC/S10/SSW5.3.September21-24, 2010*. Beaulieu sur Mer, France.
- TEJEDOR, M. & CARRILLO, M. 2003. Status of the short-finned pilot whale *Globicephala macrorhynchus* and bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* after 10 years of whale watching in south-west coast of Tenerife (Canary Islands). Conference Guide and Abstracts of the 17th Conference of the European Cetacean Society, March 2003, Las Palmas de Gran Canaria, Spain, 175-176 pp
- TEJEDOR, M. & CARRILLO, M. 2006. Family Ziphiidae in the occidental Canary Islands: Tenerife and La



- Palma. Conservations programs. Abstract Book of the 20th Annual Conference of the European Cetacean Society, Gdynia, Poland, 130 pp
- TEJEDOR, M. & MARTÍN, V. 2007. Canary Island Cetacean Reference Collection: a new tool for research and conservation in the central mid Atlantic islands. The 17th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Cape Town, South Africa.
- TEJEDOR, M., MARTÍN, V., ARBELO, M. & ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A. 2010. Insights on the skeleton structure of a *Kogia breviceps* in Canary Islands. Abstract Book of the 24th Annual Conference of the European Cetacean Society, Stralsund, Germany, 281 pp
- TEJEDOR, M., MARTÍN, V., PÉREZ-GIL, M., PÉREZ-GIL, E., RUIZ, L., REYES, M., SERVIDIO, A., CASTRILLÓN, J., BREDERLAU, B. & NEVES, S. 2011. Importance of oriental Canary Islands as breeding ground for beaked whales, based on sighting and stranding data. Abstract Book of the 25th Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 263 pp
- Tejedor, M., Sagarminaga, R., Canadas, A., de Stephanis, R., Pantoja, J. (2007). *Modifications of Maritime Traffic off Southern Spain*. Report of the International Whaling Commission SC/59/BC13: 4 pp.
- Tello, M.J., Andreu, E., Medina, B., Gallego, P., Acero, A. (2009). Dramatic decrease of short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) sightings in the Strait of Gibraltar. Sociedad Europea de Cetáceos (Poster).
- Teloni V. 2005. Patterns of sound production in diving sperm whales in the northwestern Mediterranean. *Mar. Mamm. Sci.* 21: 446-457
- Templado, J., Guerra, A., Ramos-Esplá, A. (1993). Fauna marina circalitoral del sur de la península ibérica. Resultados de la campaña oceanográfica Fauna I. Museo Nacional de Ciencias Naturales. España.
- Tezanos-Pinto, G. y Baker, C.S. (2011) Short-term reactions and long-term responses of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) to remote biopsy sampling. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. iFirst, 1-17.
- Tezanos-Pinto, G. y Baker, C.S. 2011. Short-term reactions and long-term responses of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) to remote biopsy sampling. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. iFirst, 1-17.
- The Whale and Dolphin Conservation Society (WDCS). Undated. Risso's Dolphin Conservation Plan for waters west of the UK. A WDCS science team report. 25 p.
- Tilt, W.C. (1986). Whale watching in California: survey of knowledge and attitudes. Yale School of Forestry and Environmental Studies, Yale University, New Haven, Connecticut.
- Tintoré, J., La Violette, P.E., Blade, I. and Cruzado, A., (1988). A Study of an Intense Density Front in the Eastern Alboran Sea: The Almería-Oran Front. *Journal of Physical Oceanography*, 18(10): 1384-1397.
- TOBEÑA, M., ESCÁNEZ, A., RODRÍGUEZ, Y., LÓPEZ, C. & AGUILAR DE SOTO, N. 2011. Inter-island movements of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Canary Islands: implications for conservation and SAC design. Abstract Book of the 25th Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 228 pp
- Tolley, K.A., Rosel, P.E. (2006). Population structure and historical demography of eastern North Atlantic harbour porpoises inferred through mtDNA sequences. *Marine Ecology Progress Series*, 327: 297-308.
- Tonay, A.M, Dede, A., Maracı, O., Bilgin, R. (2012). A preliminary genetic study on the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Turkish Seas. *Journal Black Sea/Mediterranean Environment*, 18(1): 83-89.
- TORDA, G. & LÓPEZ-JURADO, L. F. 2006. Identifying dangerous grounds for fast ferries and fisheries -The model of a permanent passive acoustic sonar system for monitoring cetacean movements. Book of Abstracts 1st European Congress on Conservation Biology, Eger, Hungary, 164 pp
- Tougaard, J., Carstensen, J., Teilmann, J., Bech, N.I. (2005). *Effects on the Nysted Offshore wind farm on harbour porpoises*. Technical Report to Energi E2 A/S. NERI. Roskilde, Denmark. 51 pp.
- Tougaard, J., Carstensen, J., Teilmann, J., Skov, H., Rasmussen, P. (2009). Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena* (L.)) *Journal of the Acoustical Society of America*. 126(1): 11-14.
- Tougaard, J., Carstensen, J., Wisch, M., Teilmann, J., Bech, N., Skov, H., Henriksen, O.D. (2006). *Harbour porpoises on Horns reef. Effects of the Horns Reef Wind farm*. NERI Commissioned Report, 111 pp.



- Tragsatec (2011). *LIC marinos con presencia de cetáceos en la región marina atlántica*. Natura 2000. 169 pp.
- Tregenza, N., Aguilar, N., Carrillo, M., Delgado, I., Diaz, F. (2002). *Collisions between fast ferries and whales in the Canary Islands: observational data and theoretical limits*. IWC Scientific Committee SC/54/BC4. 7pp.
- TREGUENZA, N., AGUILAR, N., CARRILLO, M., DELGADO, I., DÍAZ, F., BRITO, A. & MARTÍN, V. 2000. Potential impact of fast ferries on whale populations: a simple model with examples from the Canary Islands. Paper SC/52/E16 presented to the International Whaling Commission Scientific Committee, June 2000, Adelaide, Australia.
- TREGUENZA, N., AGUILAR, N., CARRILLO, M., DELGADO, I., DÍAZ, F., BRITO, A. & V., M. 2000. Potential impact of fast ferries on whale populations: a simple model with examples from the Canary Islands. Proceedings of the 14th Annual Conference of the European Cetacean Society, Cork, Ireland, 195-197 pp
- Trektellen, (2011). *Conteos y capturas de aves migradoras en España y Portugal en cooperación con Red de observación de Aves y Mamíferos marinos (RAM)*.
- Trites, A., Christensen, V., Pauly, D. (2006) Effects of fisheries on ecosystems: just another top predator? In: Boyd, I.L., Wanless, S., Camphuysen, C. (Eds.), *Top Predators in Marine Ecosystems: Their Role in Monitoring and Management*. *Conservation Biology*, 11–27.
- Tudela, S., Kai, A., Maynou, F., Andalossi, M., Guglielmi, P. (2005). Driftnet fishing and biodiversity conservation: the case study of the large-scale Moroccan driftnet fleet operating in the Alboran Sea (SW Mediterranean). *Biological Conservation*, 121: 65-78.
- Tyack, P. L. and Clark, C. W. (1998) Quick-look: playback of low-frequency sound to gray whales migrating past the central California coast – January 1998. Unpublished report.
- Tyack, P., Gordon, J., Thompson, D. (2004). Controlled exposure experiments to determine the effects of noise on large marine mammals. *Marine Technical Society Journal*, 37: 41-53.
- Tyack, P.L. (2008). Implications for marine mammals of large-scale changes in the marine acoustic environment. *Journal of Mammalogy*, 89(3): 549-558.
- Tyack, P.L., Johnson, M.P., Zimmer, W.M.X., Madsen, P.T., Aguilar Soto, N. (2006). *Acoustic behaviour of beaked whales, with implications for acoustic monitoring*. 1-6.
- U.S. Department of Commerce and Secretary of the Navy (2001) Joint interim report: Bahamas marine mammal stranding event of 15-16 March 2000.
- UICN (2002) Dolphins, Whales and Porpoises 2002–2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans IUCN/SSC Cetacean Specialist Group Compiled by Randall R. Reeves, Brian D. Smith Enrique A. Crespo and Giuseppe Notarbartolo di Sciarra. Parsons E.C.M., Birks I., Evans P.G.H., Gordon J.C.D., Shrimpton J.H. & y S. Pooley (2000). The possible impacts of military activity on cetaceans in west Scotland. Proceedings of the 14th annual conference of the European Cetacean Society, Cork, Ireland 2-5 April 2000:185-190.
- UNEP (2008). *Mediterranean action plan. Implementation of the road map (step 3) for the application of the ecosystem approach*. 14 pp.
- UNEP (2010). *International legal instruments applied to the conservation of marine biodiversity in the Mediterranean region and actors responsible for their implementation and enforcement*. RAC/SPA. Tunis. 36 pp.
- UNEP (2011). *Draft proposed ecological objectives, operational objectives and indicators in the framework of implementing the ecosystem approach by UNEP/MAP*. UNEP(DEPI)/MED WG.355/3. 17 pp.
- UNEP-RAC/SPA. (1998). Cetacean stranding studies in the Mediterranean. MED WG. 146/Inf.5. UNEP (OCA).
- Unión Europea (1992). Conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. 22.7.92. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*. L 206. 44pp.
- Unión Europea (2004). Medidas relativas a las capturas accidentales de cetáceos en la pesca. 24.5.2004. *Diario Oficial de la Unión Europea*. L 185.
- Unión Europea (2008). Marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la Estrategia Marina). 25.6.2008. *Diario Oficial de la Unión Europea*. L 164.



- Universidad Autónoma de Madrid y Alnitak (2002). Identificación de las áreas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español. Memoria final. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente.
- Universidad de Barcelona (1995). A survey of interactions between marine mammals and fisheries in the southwestern waters of the EEC (SUROESTE). Final Report to the General Directorate for Fisheries, EC DGXIV. Project PEM/92/3507. 113p
- Universitat de Barcelona. 1994. Inventario de cetáceos mediterráneos ibéricos: Status y problemas de conservación. Memoria final (Ref.:114575). ICONA (Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza), Ministerio de Medio Ambiente.
- URQUIOLA, E. 1998. Las ballenas y delfines de Canarias. In C. D. TENERIFE (ed.) Tenerife y el mar. Cabildo de Tenerife. 109-117.
- Urquiola, E. and De Stephanis, R. (2000) Growth of whale watching in Spain. The success of the platforms in south mainland, new rules. In: Evans PGH, Pitt-Aiken R, Rogan E (eds) European Research on Cetaceans 14: Fourteenth annual conference of the European Cetacean Society, Cork, Ireland, p 198-204.
- Urquiola, E., De Stephanis, R. (2000). Growth of whale watching in Spain. The success of the platforms in south mainland, new rules. En: Evans PGH, Pitt-Aiken R, Rogan E (eds) European Research on Cetaceans 14: Fourteenth annual conference of the European Cetacean Society, Cork, Ireland, p 198-204.
- URQUIOLA, E., MARTÍN, V. & IANI, V. 1999. Whale watching, pilot whales and bottlenose dolphins in the Canary Islands: a sustainable activity? Proceedings of the 13th Annual Conference of the European Cetacean Society, Valencia, España, 138-144 pp
- URQUIOLA, E., SEVILLA, J. A. & IANI, V. 1997. The development of whale watching in the Canaries after the regulations of 1995: a year of study. Conference Guide and Abstracts of the 11th Annual Conference of the European Cetacean Society, Stralsund, Germany, 58 pp
- URQUIOLA PASCUAL, E. 1996. La observación de cetáceos en Canarias atrae cada año a 500.000 personas. Revista de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias 0: 3-5.
- URQUIOLA PASCUAL, E. & SEVILLA HERNÁNDEZ, J. A. 1998. Observación de cetáceos en Canarias. Situación actual (I). Revista de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias 10.
- Valdés, F. (2005). *El problema pesquero con los delfines y su persecución en Galicia (S. XIII al XX)*. Cuadernos de Estudios Gallegos. T.LI, Fasc. 117. Santiago. px:313-362.
- Valdés-Hansen, F. (2010). *Los balleneros en Galicia (siglos XIII al XX)*. Fundación Pedro Barrié de la Maza, Galicia Histórica. 593 pp.
- Valeiras, J. and Camiñas, J. A. 2001. Captura accidental de mamíferos marinos en las pesquerías españolas de palangre de pez espada y túnidos en el Mediterráneo. II Simposium de la Sociedad Española de Cetáceos. SEC. Noviembre, Valsain, Segovia.
- Valeiras, X., López, A., Martínez, L., Gayoso, A. (1998). Datos preliminares sobre el estatus del delfín mular (*Tursiops truncatus*, Cetacea: Delfinidae) en Galicia (NW España). *XII Congreso bienal de la Real Sociedad Española de Historia Natural*. Vigo, Spain.
- Valentine, P. (1992). Review of nature-based tourism. *Special interest tourism*. (pp. 105-127). London: Belhaven Press.
- Vallon, D., Guigo, C., Duguy, R. (1977). Le Globicépale noir, *Globicephala melaena* (Traill, 1809) en Méditerranée occidentale" *Rapport Comm. Int. Mer Méditerranée*, 24(5): 25-26.
- Valsecchi E, Amos W, Raga JA, Podestà M, Sherwin W (2006) The effects of inbreeding on mortality during a morbillivirus outbreak in the Mediterranean striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Animal Conservation*, 7, 139–146.
- Valsecchi, E.A., Amos, W., Raga, J.A., Podesta, M., Sherwin, W. (2004). The effects of inbreeding on mortality during a morbillivirus outbreak in the Mediterranean striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*). *Animal Conservation*, 7: 1-8.
- Van Bresse, M. F., K. Van Waerebeek, Raga, J.A. (1999). A review of virus infections of cetaceans and the potential impact of morbilliviruses, poxviruses, and papillomaviruses on host population dynamics. *Diseases of Aquatic Organisms*, 38: 53-65.
- Van Bresse, M.F., Van Waerebeek, K.V., Jepson, P.D., Raga, J.A., Duignan, P.J., Nielsen, O., Di Benedetto, A.P., Siciliano, S., Ramos, R., Kant, W., Peddemors, V., Kinoshita, R., Ross, P.S., López-



- Fernández, A., Evans, K., Crespo, E., Barrett, T. (2001). An insight into the epidemiology of dolphin morbillivirus worldwide. *Veterinary Microbiology*, 81: 287-304.
- VAN WAEREBECK, K., ANDRÉ, M., SEQUEIRA, M., MARTÍN, V., ROBINEAU, D., COLLET, A., PAPASTAVROU, V. & NDIAYE, N. 2000. Spatial and temporal distribution of the minke whale, *Balaenoptera acutorostrata* (Lacépède, 1804), in the southern northeast Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea, with reference to stock identity. *Journal of Cetacean Research and Management* 1(3): 223-237.
- Van Waerebeek, K. y Leaper, R. 2008. Second report of the IWC Vessel Strike Data Standardisation Working Group. Report to the International Whaling Commission's Scientific Committee at the IWC's 60th Annual Meeting, Santiago, Chile, June 2008.
- Van Waerebeek, K., André, M., Sequeira, M., Martín, D., Robineau, D., Collet, A., Papastavrou, V., Ndiaye, E. (1999). Spatial and temporal distribution of the minke whale, *Balaenoptera acutorostrata* (Lacépède, 1804), in the southern northeast Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea, with reference to stock identity. *Journal of Cetacean Research and Management*, 1(3): 223-237.
- Vanderlaan, A.S.M. y Taggart, C.T. 2007. Vessel Collisions with Whales: The Probability of Lethal Injury Based on Vessel Speed. *Mar. Mamm. Sci.* 23:144-156.
- Vargas 2005. Cazadores de ballenas en el Golfo de Cádiz, Ed. Jaime Conde, ISBN 84-09-5853-1, 122pp.
- Vázquez, J. A. (2005). *Distribución y uso de hábitat del delfín mular (tursiops truncatus), calderón negro (Globicephala melas) y zifio de cuvier (Ziphius cavirostris) en aguas cercanas a la costa vasca*. AMBAR. 46 pp.
- Vázquez, J.A. (2005). *Composicion grupal y grado de residencia de las manadas de delfines mulares (Tursiops truncatus) en aguas costeras del País Vasco*. AMBAR. 26 pp.
- Vázquez, J.A., Caldas, M., Guzmán, I., López, A., Olondo, M., Lago, R., Covelo, P. (2006). Evidences of bottlenose dolphins movements in The Cantabrian sea. *20th Annual Conference of the European Cetacean Society*. April 2-7, 2006. Gdynia, Poland.
- Vázquez, J.A., Cañadas, A. (2008). *Distribución y abundancia de cetáceos en aguas oceánicas del Atlántico Europeo*. Sociedad Española de Cetáceos. 9 pp.
- Vázquez, J.A., Cermeño, P., Ruiz, J., Ruiz, L., Basáñez, A. (2002). Presence of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in estuaries of the Basque Country. *Proceedings of the III Symposium of the Spanish Society of Cetaceans*. Universidad de Almería.
- Vázquez, J.A., Ruiz, L., Maestre, Z., Ruiz-Gondra, J., Ruiz-Guijarro, J., Benedicto, L., Anza, M., Etxezarreta, A., García, O., Caballero, O., Amonarraz, X., Goenaga, I. (2003). Land-based sightings from the Basque Country coast (North Spain). *17th Annual Conference of the European Cetacean Society*. Las Palmas de Gran Canaria.
- Vázquez, J.A., Cermeño, P., Williams, A., Martin, C., Lazkano, O., Ruiz, L., Basáñez, A., and Guzman, I. (2004). Identifying areas of special interest for Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) in the southern part of the Bay of Biscay. *Abstracts, 18th Annual Conference of the European Cetacean Society*. Kolmården, Sweden.
- Vázquez, J.A., Covelo, P., Silva, P., Martínez-Cedeira, J., Guzmán, I., Solano, S., López, A. (2008). Baseline information for the conservation and management of cetacean populations in offshore areas of Atlantic Spanish waters. *22nd Annual Conference of the European Cetacean Society*. March 9-12, 2008. Egmond aan Zee, The Netherlands.
- Vázquez, R., Barreiro, A., Pérez, M. T., López, A. (1996). Varamento masivo de *Delphinus delphis* en Galicia no 1995. *Eubalaena*, 9: 22-27.
- Vázquez, J.A., Swift, R., Macleod, K. (2007). Diver behaviour and photo id studies of beaked whales in Torrelavega canyon (Northwest Spain) during diver project. *21st Annual Conference of the European Cetacean Society*. San Sebastian, Spain.
- Vázquez-Seijas, V. (1998). The Future for Fisheries-Dependent Communities: The Fisheries-Dependent Region of Galicia. *Journal of the Northwest Atlantic Fishery Science*. 23: 175-184.
- VELA, A. I., FERNÁNDEZ, A., SÁNCHEZ-PORRO, C., SIERRA, E., MÉNDEZ, M., ARBELO, M., VENTOSA, A., DOMÍNGUEZ, L. & FERNÁNDEZ-GARAYZÁBAL, J. F. 2007. *Flavobacterium ceti* sp. nov., isolated from beaked whales (*Ziphius cavirostris*). *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 57: 2604-2608.
- Verborgh, P., de Stephanis, R. (2008). *Conservación de las poblaciones de calderón común (Globicephala melas) en el Mediterráneo Español*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural. 260 pp.



- Verborgh, P., de Stephanis, R., Gauffier, P., García Tiscar, S., Esteban, R., Minvielle-Sebastia, L., Ridoux, V., Dabin, W., Llavona, A., Marcos Ipiña, E., Monteiro, S., Ferreira, M., Monaghan, N.T., Berrow, S., Fossi, M.C., Marsili, L., Laran, S., Praca, E., Cañadas, A., Sagarminaga, R., Murcia, J.L. and García P. 2010. Population structure of long-finned pilot whales in Europe. Oral presentation at the 24th Ann. Meeting European Cetacean Society, Stralsund, Germany 22-24 March 2010.
- Verborgh, P., de Stephanis, R., Gauffier, P., García-Tiscar, S., Esteban, R., Minvielle-Sebastia, L., Ferreira, M., Ridoux, V., Dabin, W., Llavona, A., Marcos-Ipiña, E., Monteiro, S., Monaghan, N., Berrow, S., Fossi, M.C., Marsili, L., Laran, S., Praca, E., Cañadas, A., Sagarminaga, R., Murcia, J.L. (2010). Population structure of long-finned pilot whales in Europe. *24th Annual Conference of the European Cetacean Society. March 22-24, 2010. Stralsund, Germany.*
- Verborgh, P., de Stephanis, R., Pérez, S., Jaget, Y., Barbraud, C., Guinet, C. (2009). Survival rate, abundance, and residency of long-finned pilot whales in the Strait of Gibraltar. *Marine Mammal Science*, 25(3): 523–536.
- Verborgh, P., de Stephanis, R., Pérez, S., Jaget, Y., Barbraud, C., Guinet, C. (2009). Survival rate, abundance, and residency of long-finned pilot whales in the Strait of Gibraltar. *Marine Mammal Science*, 25(3): 523–536.
- Verborgh, P., García-Tiscar, S., de Stephanis, R., Gauffier, P., Esteban, R., Chico, C., Jiménez, C., Torres, J., Gonçalves, N., Castro, J., Baltanás, A., Claro, B., Pérez, S., Molina, E. (2011). Ecology of Bottlenose Dolphins in the South of the Iberian Peninsula. *25th Annual Conference of the European Cetacean Society. Cádiz, Spain.*
- Verfuss, U.K., Miller, L.A., Pilz, P.K.D., Schnitzler, H-U. (2009). Echolocation by two foraging harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *The Journal of Experimental Biology*, 212: 823-834.
- Verme, V., & Iannaccone, J. (2011). Catálogo de foto-identificación del delfín nariz de botella (*Tursiops truncatus*) en las islas Canarias, España: una línea de base de información para su conservación. *The Biologist*, 9: 105-119.
- Viale, D. (1985) Cetaceans in the northwestern Mediterranean: their place in the ecosystem. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 23, 491–571.
- Viaud-martínez, K. A, Martínez Vergara, M., Gol'din, P.E., Ridoux, V., Öztürk, A.A., Öztürk, B., Rosel, P.E., Frantzis, A., Komnenou, A., Bohonak, A.J. (2007). Morphological and genetic differentiation of the Black Sea harbour porpoise *Phocoena phocoena*. *Marine Ecology Progress Series*, 338: 281-294.
- VIERA Y CLAVIJO, J. D. 1981. Pesca de la ballena. Extracto de las Actas de la Real Sociedad Económica de Amigos del País de Las Palmas (1777-1790). XXXVIII. Real Sociedad Económica de Amigos del País de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria. 111-117.
- Villadsgaard, A., Wahlberg, M., Tougaard, J. (2007) Echolocation signals of wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Journal of experimental Biology*, 210: 56- 64.
- Villar, S., Salazar, J.M., Esteban, R., de Stephanis, R., Carbó-Peche, M. (2007). Cetacean distribution in the strait of Gibraltar and analysis of the most observed species from whale watching platforms. 21st Conference of the European Cetacean Society, April 2007. San Sebastian.
- Visser, I. K. G., Van Bresseem, M.E., De Swart, R. L., Van De Bildt, M. W. G., Vos, H. W., Van Der Heijden, R. W. J., Saliki, J. T., Orvell, C., Kitching, P., Kuiken, T., Barrett, T., Osterhaus, A. D. M.E. (1993). Characterization of morbilliviruses isolated from dolphins and porpoises in Europe. *Journal of General Virology*, 74: 631-641.
- VONK, R. & MARTÍN MARTEL, V. 1989. Goose-beaked whales *Ziphius cavirostris* mass strandings in the Canary Islands. Proceedings of the 3rd Annual Conference of the European Cetacean Society, La Rochelle (France), 73-77 pp
- VONK, R. & MARTÍN MARTEL, V. 1990. Fraser's dolphin *Lagenodelphis hosei* Fraser, 1956: first record on the Canary Islands. Proceedings of the 4th Annual Conference of the European Cetacean Society Palma de Mallorca, Spain, 70-72 pp
- VONK, R. & MARTIN, V. 1988. First list of Odontocetes from the Canary Islands, 1980-1987. Proceedings of the 2nd Annual Conference of the European Cetacean Society, Lisbon, Portugal, 31-35 pp
- Vos, J.G. and Luster, M. I. (1989) Immune alterations. In: Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products. R.D. Kimbrough and A.A. Jensen (eds) Elsevier Scientific Publications, Amsterdam. Pp: 295-324.



- Wada, E., Mizutani, H., and Minagawa, M. (1991). The use of stable isotopes for food web analysis. *Crit. Rev. Food Sci. Nutr.*, 30: 361–371.
- Wada, S., T. Kobayashia and K. Numachi. 1991. Genetic variability and differentiation of mitochondrial DNA in minke whales. Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 13):203-215.
- Wade, P.R. (1998) Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14(1):1-37.
- Wade, P.R. (1998). Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science*, 14(1): 1-37.
- Wafo, E; Sarrazin, L; Diana, C; Dhermain, F; Schembri, T; Lagadec, V; Pecchia, M. and Rebouillon, P. 2005. Accumulation and distribution of organochlorines (PCBs and DDTs) in various organs of *Stenella caeruleoalba* and a *Tursiops truncatus* from Mediterranean littoral environment (France). *Science Total Environment*. 348: 115-127.
- WAHLBERG, M., JENSEN, F. H., AGUILAR SOTO, N., BEEDHOLM, K., BEJDER, L., OLIVEIRA, C., RASMUSSEN, M., SIMON, M., VILLADSGAARD, A. & MADSEN, P. T. 2011. Source parameters of echolocation clicks from wild bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus* and *Tursiops truncatus*). *Journal of the Acoustical Society of America* 130(4): 2263-2274.
- Wakefield, E.D. (2001). The vocal behaviour and distribution of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* L. (1785) in the Celtic Sea and adjacent waters, with particular reference to the effects of seismic surveying. MSc Thesis. School of Ocean Sciences, University of Wales, Bangor.
- Walker, D. (2005). Using oceanographic features to predict areas of high cetacean diversity *MSc Marine Mammal Science, University of Wales, Bangor*, U.K. 148 pp
- Walker, D., Telfer, M., Cresswell, G. (2004). The status and distribution of beaked whales (Ziphiidae) in the Bay of Biscay. *15th Annual Conference of the European Cetacean Society. May 6-10, 2001*. Rome, Italy.
- Walton, M.J. (1997). *Population structure of harbour porpoises Phocoena phocoena in the seas around the UK and adjacent waters. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 264(1378): 89-94.
- Warner, N., S.L. Mesnick y J. Straley. 2005. Sperm whale depredation on demersal longlines worldwide. Working Paper CARP/HI/9 at the Cachalot Assessment Research Planning (CARP) Workshop, 1-3 March 2005, Woods Hole, MA.
- WATANABE, T. T. N., ARBELO, M., SIERRA, E., BELLÍERRE, N., ESPERÓN, F., ANDRADA, M. & FERNÁNDEZ, A. 2009. Herpesvirus disease in a beaked whale stranded during naval exercises in Canary Islands. Abstract Book of the 23th Conference of the European Cetacean Society, Istanbul, Turkey, 156 pp
- Watkins, W.A., K.E. Moore, and P. Tyack. 1985. Sperm whale acoustic behaviors in the southeast Caribbean. *Cetology* 49:1-15.
- Watkins, W.A., K.E. Moore, D. Wartzok, y J.H. Johnson (1981) Radio tracking of finback (*Balaenoptera physalus*) and humpback (*Megaptera novaeangliae*) whales in Prince William Sound, Alaska. *Deep-Sea Research* 28A:577–588.
- Watkins, W.A., Moore, K.E., Wartzok, D. y Jonson, J.H. 1981. Radio tracking of finback (*Balaenoptera physalus*) and humpback (*Megaptera novaeangliae*) whales in Prince William Sound, Alaska. *Deep-Sea Research* 28A:577–588.
- Watkins, W.A., y Schevill. W.E. 1977. Sperm whale codas. *Journal of the Acoustical Society of America* 62:1485-1490.
- Watkins, W.A.; Tyack, P.L.; Moore K.E. y J.E. Bird. 1987. The 20-Hz Signals of Finback Whales (*Balaenoptera physalus*). *Journal of the Acoustical Society of America* 82: 1901-1912.
- Watts P., & Gaskin D.E. (1985). Habitat index analysis of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the southern coastal Bay of Fundy, Canada. *Journal of Mammal*, 66: 733-744.
- Watwood SL, Miller P, Johnson M, Madsen PT, Tyack. 2006. Deep-diving foraging behaviour of sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *Journal of Animal Ecology* 75: 814-825.
- Weilgart L y Whitehead H. 1993. Coda communication by sperm whales (*Physeter macrocephalus*) off the Galápagos Islands. *Can. J. Zool.* 71: 744-752.
- Weilgart, L. (2006). *Managing Noise through Marine Protected Areas around Global Hot Spots*. Report of the International Whaling Commission SC/58/E25. 12 pp.
- Weilgart, L. (2007). The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for



- management. *Canadian Journal of Zoology*, 85: 1091–1116.
- Weilgart, L. y Whitehead, H. 1997. Group-specific dialects and geographical variation in coda repertoire in South Pacific sperm whales. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 40, 277–285.
- Weilgart, L.S., Whitehead, H. (1990). Vocalizations of the North Atlantic pilot whale (*Globicephala melas*) as related to behavioral contexts. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 26: 399-402.
- Weinrich, M.T. 2004. A review of worldwide collisions between whales and fast ferries. Paper SC/56/BC9 presented to the IWC Scientific Committee, July 2004, Sorrento, Italy, 8pp.
- Weir, C., Stokes, J., Martin, C., Cermeño, P. (2004). Three sightings of Mesoplodon species in the Bay of Biscay: First confirmed True's beaked whales (*M. mirus*) for the north-east Atlantic? *Journal of Marine Biological Assessment of the United Kingdom*, 84(1095-1099).
- Weir, C.R., Canning, S., Hepworth, K., Sim, I., Stockin, K.A. (2008). A Long-Term Opportunistic Photo-Identification Study of Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) off Aberdeen, United Kingdom: Conservation Value and Limitations. *Aquatic Mammals*, 34(4): 436-447.
- Weir, C.W., Frantzis, A., Alexiadou, P., y Goold, J.C. 2007. The burst-pulse nature of 'squeal' sounds emitted by sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87 (1): 39-46.
- Weller, D.W. (2008). Predation on Marine Mammals, en *Encyclopedia of Marine Mammals*, Second edition. Edited by William F. Perrin, Bernd Würsig and J.G.M. Thewissen. Academic Press 1355p.
- Wells, M. (1997). Economic Perspectives on Nature Tourism, Conservation and Development. *Environment Department Papers Environmental Economics Series World Bank*. The World Bank, Environment Department Papers, Paper No. 55.
- Wells, R.S., & Scott, M.D. (2002). Bottlenose dolphins: *Tursiops aduncus* and *Tursiops truncatus*. In: Perrin, W.F., Würsig, B., Thewissen, J.G.M. (Eds). *Enciclopedia of Marine Mammals*. pp. 122-128. San Diego, California, USA: Academic Press.
- Wells, R.S., Scott, M.D. (1999). Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). In: Ridgway, Sh., & Harrison, R. (Eds.). *Handbook of marine mammals*, Vol. 6. *The second book of dolphins and the porpoises*. Academic Press. 137-182 pp.
- Werner, S. (2011). *Recommendation on safety values for noise protection in offshore wind farm construction*. 5 pp.
- Wesley, L. (2003). Harbour Porpoise (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic. Distribution and genetic population structure. In: Haug et al. Eds. (2003). *Harbour Porpoise in the North Atlantic*. pp.11- 29. NAMMCO Scientific Committee. Tromsø, Norway.
- Westgate A.J, Read A.J, Berggren P., Koopman, H.N, Gaskin D.E (1995). Diving behaviour of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 52: 1064-1073.
- Whitehead, H. 2002. Estimates of the current global population size and historical trajectory for sperm whales. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 242: 295–304 .
- Whitehead, H. 2003. Sperm Whales: Social Evolution in the Ocean. University of Chicago Press, Chicago. 431 p.
- Whitehead, H. 2008. Sperm whale (*Physeter macrocephalus*). pp. 1091-1097. En *Encyclopedia of marine mammals*, Eds. Perrin, W.F.; Würsig, B. y J.G.M. Thewissen. Academic Press, 2nd Edition. 1382 p.
- Whitehead, H. y Weilgart, L. 1991. Patterns of visually observable behaviour and vocalizations in groups of female sperm whales. *Behaviour*, 118: 275 – 296 .
- Whitehead, H., 1999. Culture and genetic evolution in whales. *Science* 284, 2055a.
- Whitehead, H., 1999. Formations of foraging sperm whales, *Physeter macrocephalus*, off the Galápagos Islands. *Canadian Journal of Zoology*, 1989, Vol. 67, No. 9 : pp. 2131-2139.
- Whitehead, H., McGill, B., Worm, B. (2008). Diversity of deep-waters cetaceans in relation to temperature: implications for ocean warning. *Ecology Letters*, 11: 1198-1207.
- Whitehead, H., O'Brien, K., Worm, B. (2010). Diversity of deep-water cetaceans and primary productivity. *Marine Ecology-Progress Series*, 408: 1-5.
- Williams, A. D., Hydes, D. J., Miller, P., Brereton, T. (2000). Combining year round cetacean sightings and contemporaneous oceanographic data to determine the probability of encounter with cetaceans as a method for mitigating acoustic impacts. (Poster).
- Williams, A. D., Williams, R., Brereton, T. (2002). The sighting of pygmy killer whales (*Feresa attenuata*) in the Bay of Biscay and their association with cetacean calves. *Journal of Marine Biological*



- Assessment of the United Kingdom, 82: 509-511.
- Williams, A.D. (2000). *Habitat preference of Beaked whales in the Southern Bay of Biscay. Presentacion.* 17 pp.
- Williams, A.D., Brereton, T.M., Williams, R. (1999). *Seasonal variation in the occurrence of beaked whales in the southern Bay of Biscay.* pp. 275-280. In: P.G.H. Evans, J. Cruz, J.A. Raga (Eds.). *European Research on Cetaceans – 13. Proceeding of the 13th Annual Conference of the European Cetacean Society. April 5-8, 1999.* Valencia, Spain.
- Williams, R., Bain, D. E. Ford, J. K. B., Trites, A.W. (2002b). Behavioural responses of male killer whales to a 'leapfrogging' vessel. *Journal of Cetacean Research and Management*, 4: 305-310.
- Williams, R., Gero, S., Bejder, L., Calambokidis, J., Kraus, S. D., Lusseau, D., Read, A. J. y Robbins, J. 2011. Underestimating the damage: interpreting cetacean carcass recoveries in the context of the Deepwater Horizon/BP incident. *Conservation Letters*, 4: 228–233. doi: 10.1111/j.1755-263X.2011.00168.x
- Williams, R., Trites, A.W., Bain D. E. (2002a). Behavioural responses of killer whales (*Orcinus orca*) to whale-watching boats: opportunistic observations and experimental approaches. *Journal of Zoology (London)*, 256: 255-270.
- Wilson, B., Hammond, P.S., Thompson, P.M. (1999). Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population, Scotland. *Ecological Applications*, 9(1): 288-300.
- Wilson, J.; Rotterman, L. & Epperson, D. 2006: Minerals Management Service overview of seismic survey mitigation and monitoring on the US outer continental shelf. 13pp. – IWC SC/58/E8.
- Winship, A., Murphy, S., Deaville, R., Jepson, P. D., Rogan, E., Hammond, P. (2009). *Preliminary assesment and bycatch limits for northeast Atlantic common dolphins.* Report of the International Whaling Commission SC/61/SM19. 8 pp.
- Winship, A.J. (2009). Estimating the impact of bycatch and calculating bycatch limits to achieve conservation objectives as applied to harbour porpoise in the North Sea. PhD Thesis, University of St Andrews (Reino Unido).
- Winsor, M.H. y Mate, B.R. 2006. Seismic survey activity and the proximity of satellite-tagged sperm whales. 8pp. – IWC SC/58/E16.
- WISE, J. P. S., PAYNE, R., WISE, S. S., LACERTE, C., WISE, J., GIANIOS, C. J., THOMSON, W. D., PERKINS, C., ZHENG, T., ZHU, C., BENEDICT, L. & KERR, I. 2009. A global assessment of chromium pollution using sperm whales (*Physeter macrocephalus*) as an indicator species. *Chemosphere* 75: 1461-1467.
- Wright, D., Brown, V., Simmonds, M.P. (2009). *A Review of Developing Marine Renewable Technologies.* The Scientific Committee of the IWC IWC/SC/61/E6.
- Würsig, B., Reeves, R.R. y Ortega-Ortiz, J.G. (2002). Global climate change and marine mammals. In: P.G.H. Evans y J.A. Raga (Eds.). *Marine Mammals: Biology and Conservation.* New York: Kluwer Academic/ Plenum Publishers. 589–608.
- Würsig, B., Richardson W.J. (2002). Noise, effects of. In: *Encyclopedia of Marine Mammals* (Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM, eds.) Academic press, San Diego. 794-801.
- Würtz, M and Marrale, D. 1991. On the stomach contents of striped dolphins *Stenella coeruleoalba* from the Ligurian coast, central Mediterranean sea. *Eur. Res. Cetaceans [Abstracts]* 5: 62-4.
- Würtz, M., and Marrale, D. 1993. Food of striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, in the Ligurian Sea. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 73:571–578.
- Wurtz, M., Pulcini, D.A. and Marrale, D., 1992 Mediterranean cetaceans and fisheries. Do they exploit the same resources?. *Procc. Of the Sixth Ann. Conf. of the European Cetacean society.* San Remo. Italy, 20-22 February 1992.
- Yuste, C., Calzada, J., Román, J. Planes para la conservación de las especies amenazadas en España. *Quercus* 309: 25-31.
- Zimmer, W.M.X. (2003). Sonar systems and stranding of beaked whales. - Document AC10/Doc. 44 (S) presented to ASCOBANS 10th Advisory Committee Meeting, Bonn, Germany, 9 - 11 April 2003.
- Zimmer, W.M.X. 2004: Underwater Acoustics and Whales in the Mediterranean Sea. – pp. 115-118 in: *Proceedings of the Conference on Impact of Acoustics on Marine Organisms*, Berlin, 17-19 June 2002. *Polarforschung* 72 (2/3).