



UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA



Anexo I

D^a. MARÍA SORAYA DÉNIZ SUÁREZ, SECRETARIA DEL INSTITUTO UNIVERSITARIO DE SANIDAD ANIMAL Y SEGURIDAD ALIMENTARIA DE LA UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA.

CERTIFICA

Que el Consejo de Doctores del Instituto en su sesión de fecha 10 de noviembre de 2015 tomó el acuerdo de dar el consentimiento para su tramitación, a la tesis doctoral titulada: **“Demografía y estructura de las poblaciones de calderones comunes (*Globicephala melas*) en el Mediterráneo español”** presentada por el doctorando D. Philippe Verborgh y dirigida por los Dres. D. Antonio J. Fernández Rodríguez y D. Renaud de Stephanis.

Y para que así conste, y a efectos de lo previsto en el Artº 73.2 del reglamento de Estudios de Doctorado de esta Universidad, firmo la presente en Las Palmas de Gran Canaria, a once de noviembre de dos mil quince.



UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA



Anexo II

UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA

Departamento: Instituto Universitario de Sanidad Animal y Seguridad Alimentaria

Programa de Doctorado: "SANIDAD ANIMAL"

Título de la Tesis

Demografía y estructura de las poblaciones de calderones comunes (*Globicephala melas*) en el Mediterráneo español.

Tesis Doctoral presentada por D. Philippe Verborgh

Dirigida por el Dr. Antonio Jesús Fernández Rodríguez y por el Dr. Renaud de Stephanis

El Director. /

El Director.

El Doctorando,

~~Antonio~~ Jesús Fernández Rodríguez

Renaud de Stephanis

Philippe Verborgh

Las Palmas de Gran Canaria, a 30 de octubre de 2015

ANTONIO JESÚS FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ, CATEDRÁTICO DE UNIVERSIDAD EN EL DEPARTAMENTO DE MORFOLOGÍA DE LA UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA.

INFORMA:

Que la presente tesis doctoral titulada "**Demografía y estructura de las poblaciones de calderones comunes (*Globicephala melas*) en el Mediterráneo español**" realizada por D. Philippe Verborgh, con número de identificación X7308815J, Licenciado en Biología Marina para optar al título de Doctor por la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria ha sido realizada bajo mi dirección y, considerando que reúne las condiciones y calidad científica para optar al grado de Doctor, autorizo su presentación para que pueda ser juzgada por el tribunal correspondiente

Y para que conste a los efectos oportunos, firmo la presente en Arucas, a treinta de octubre de dos mil quince.

Antonio J. Fernández Rodríguez

Dr. RENAUD DE STEPHANIS, DIRECTOR DEL DEPARTAMENTO DE INVESTIGACIÓN Y PRESIDENTE DE CIRCE (CONSERVACIÓN, INFORMACIÓN Y ESTUDIO SOBRE CETÁCEOS)

INFORMA:

Que la presente tesis doctoral titulada “**Demografía y estructura de las poblaciones de calderones comunes (*Globicephala melas*) en el Mediterráneo español**” realizada por D. Philippe Verborgh, con número de identificación X7308815J, Licenciado en Biología Marina para optar al título de Doctor por la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria ha sido realizada bajo mi dirección y, considerando que reúne las condiciones y calidad científica para optar al grado de Doctor, autorizo su presentación para que pueda ser juzgada por el tribunal correspondiente.

Y para que conste a los efectos oportunos, firmo la presente en Tarifa, a treinta de octubre de dos mil quince.

Renaud de Stephanis

Demografía y estructura de las poblaciones de
calderones comunes (*Globicephala melas*) en el
Mediterráneo español

por

PHILIPPE VERBORGH

Tesis Doctoral

Bajo la dirección de:

Dr. Antonio J. Fernández Rodríguez

Dr. Renaud de Stephanis

Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Islas Canarias, España

2015

I. Resumen

Los calderones comunes (*Globicephala melas*) se encuentran en la parte superior de la red trófica marina. Por lo tanto, su estado de conservación en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEAA) puede ser considerado como un indicador del buen estado ambiental del medio marino, requerido por el instrumento de planificación europeo de las Estrategias Marinas. Entre Irlanda e Italia, se identificaron cuatro poblaciones de calderones comunes. En el Atlántico, las dos poblaciones simpátricas del golfo de Vizcaya tienen una variabilidad genética alta, mientras que la del estrecho de Gibraltar y la del Mediterráneo son bajas. En el sur de la Península Ibérica se identificaron dos unidades de gestión (UG) genéticamente diferenciadas, entre las cuales no se observaron intercambios de individuos, ni por foto-identificación ni por marcas satélites, y que presentaron trayectorias demográficas diferentes. Entre 1999-2005, la UG del Estrecho tenía tasas de supervivencia de crías bajas, mientras las de juveniles y adultos fueron similares a otros estudios. En 2006-07 la epizootia de morbillivirus causó una disminución de 21,2% de la supervivencia adulta, y ésta mantuvo una tendencia negativa hasta 2011. En paralelo, la abundancia aumentó hasta su máximo en 2006, disminuyendo posteriormente hasta 2011 un 26,2%. Estos resultados indican que es necesario revisar la categoría de conservación de dos de las actuales UG de calderones comunes del Mediterráneo español incluidas en el CEEAA. Se recomienda cambiar la categoría de la UG estrecho de Gibraltar a “En Peligro de Extinción” y mantener la categoría “Vulnerable” para la UG del mar de Alborán y golfo de Vera. Además, se recomienda adoptar y poner en práctica la propuesta de plan de conservación del calderón común en el Mediterráneo español a la mayor brevedad para asegurar el futuro de las poblaciones de esta especie.

II. Abstract

Long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) are at the top of the marine food web, thus their conservation status in the Spanish Catalogue of Endangered Species (SCES) can be used as a proxy of the good environmental status required by the European Marine Framework Strategies. Between Ireland and Italy, long-finned pilot whales belong to four populations, in the Atlantic two sympatric populations have high genetic diversity, while in the Strait of Gibraltar and in the Mediterranean Sea, both have low genetic diversity. In the southern Iberian Peninsula, two genetically different management units (MU) presented no observed individual interchange, by photo-identification or satellite tracking, and different demographic trajectories. In 1999-2005, the MU of the Strait had a low calf survival rate, while juvenile and adult survival was similar to other studies. In winter 2006-07, a morbillivirus epizootic cause a decrease of 21.2% in survival, followed by a negative trend until 2011. Simultaneously, the abundance increased until 2006 and then decreased by 26.2% until 2011. These results showed that the current category of the Spanish Mediterranean long-finned pilot whales in the SCES should be revised for two MUs: the MU of the Strait of Gibraltar should be updated to “Endangered” and the Alboran Sea and Gulf of Vera MU should stay “Vulnerable”. The draft conservation plan for long-finned pilot whales in the Spanish Mediterranean needs to be adopted and implemented as soon as possible to ensure the future conservation these populations.

III. Financiadores

La realización de esta tesis doctoral ha sido posible gracias a los siguientes financiadores, que han permitido adquirir los datos utilizados a través de diferentes proyectos llevados a cabo en su mayoría por la entidad CIRCE (Conservación, Información y Estudio sobre Cetáceos), son: Fundación Biodiversidad, MIMAM/MAGRAMA, CEPSA, Fundación Loro Parque, proyecto LIFE “Conservación de cetáceos y tortugas en Murcia y Andalucía”, proyecto LIFE+ INDEMARES, Alnitak, Alnilam, WHOI, EBD-CSIC, Caja Mediterráneo, La Caixa Catalunya, Instituto de Zoología de Londres, Consejería de Comercio Turismo y Cultura de la Junta de Andalucía, Capital Energy/Gamesa, Ciudad de Ceuta, IECB-INSERM, IBGC-CNRS.

IV. Presentaciones de resultados

Una parte de los resultados de esta tesis doctoral se han presentado en conferencias nacionales e internacionales:

- **Philippe Verborgh**, Renaud de Stephanis, Pauline Gauffier, Susana García Tiscar, Ruth Esteban, Lionel Minvielle-Sebastia, Vincent Ridoux, Willy Dabin, Ángela Llavona, Enara Marcos Ipiña, Silvia Monteiro, Marisa Ferreira, Nigel T. Monaghan, Simon Berrow, Maria Cristina Fossi, Letizia Marsili Sophie Laran, Emilie Praca, Ana Cañadas, Ricardo Sagarminaga, Jose Luis Murcia and Pedro García. (2010). POPULATION STRUCTURE OF LONG-FINNED PILOT WHALES IN EUROPE. 24th Annual Meeting European Cetacean Society, Stralsund, Germany 22-24 March 2010.
- **Philippe Verborgh**, Renaud de Stephanis, Pedro García, Jose Luis Murcia, Russ Andrews, Ana Cañadas, Pauline Gauffier, Joan Giménez, Ruth Esteban. (2012). THE TERRITORIAL LONG-FINNED PILOT WHALES OF THE ALBORAN SEA. 26th Annual Conference of the European Cetacean Society, Galway, Ireland, March 2012.
- **Philippe Verborgh**; Gauffier, Pauline; Esteban, Ruth; Brévert, Clémentine; Carbou, Morgane; Debons, Élodie; de Stephanis, Renaud. (2013). ESTIMATING THE CONSEQUENCES OF THE 2006-07 MORBILLIVIRUS EPIZOOTIC ON THE LONG-FINNED PILOT WHALES IN THE STRAIT OF GIBRALTAR. 20th Biennial Conference on Marine Mammals, Dunedin, New Zealand, 9-13 December 2013.
- **Philippe Verborgh**, Aixa Morata, Pauline Gauffier, Ruth Esteban, Jose Luis Murcia, Pedro García, Ana Cañadas, Elodie Debons, Clémentine Brévert, Morgane Carbou, Rossa Meade, Kaja Wierucka, Leyla Colmant, Renaud de Stephanis. (2013). EFECTO DE UNA EPIDEMIA DE MORBILLIVIRUS SOBRE LA SUPERVIVENCIA DE DIFERENTES GRUPOS DE CALDERONES COMUNES (*GLOBICEPHALA MELAS*) EN EL MEDITERRÁNEO OCCIDENTAL. VI congreso de la Sociedad Española de Cetáceos, Tarifa, Spain October 2013.

V. Agradecimientos

Este trabajo es en parte el reflejo de lo que es CIRCE (Conservación, Información y Estudio sobre Cetáceos) es decir, una entidad que promueve proyectos de investigación que tienen una aplicación en la conservación de los cetáceos. Esta tesis es el resultado de un trabajo que ha contado con la colaboración de varias entidades a nivel internacional durante muchos años. La lista es muy larga, con más de 20 años de datos recopilados, pero sin ellos nada hubiera sido posible. Primero, quiero agradecer a CIRCE por haberme acogido en 2001 y darme la posibilidad de estudiar una especie tan fascinante como los calderones comunes. Desde la creación del catálogo de foto-identificación en 2003, he pasado más tiempo con los calderones y otros cetáceos que con mi propia familia. Después de varios miles de avistamientos, seguimos aprendiendo sobre ellos y, aunque ya tenemos respuestas a muchas preguntas, todavía quedan muchas más por responder.

A special thanks to all the entities who have collaborated in the genetic study of long-finned pilot whales by either providing the samples and showing how important it is to create historical tissue banks or by carrying out surveys to collect biopsy samples: Irish Cetacean Genetic Tissue Bank, Irish Whale and Dolphin Group, National Museum of Ireland, Centre de Recherche sur les Mammifères Marins, Euskal Izurde eta Balezaleen Elkartea (EIBE), Coordinadora para o Estudo dos Mamíferos Mariños (CEMMA), Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem (SPVS), Alnitak, Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE), Centre de Recherche pour la Conservation du Marineland (CRC Marineland) and University of Sienna.

Merci à Lionel Minvielle-Sebastia et son équipe pour m'avoir accueilli dans son laboratoire, financer les résultats de génétique et de m'avoir enseigné depuis zéro comment extraire de l'ADN, réaliser des PCR, faire migrer sur gel, aligner des séquences et savoir prendre une absence de résultats à la fin d'une longue journée avec bonne humeur. Une partie des analyses (PCR des microsatélites et ADN mitochondrial et migration sur séquenceur automatique ABI 3130 XL) présentées dans ce travail ont été réalisé par Christophe Hubert et ses collaborateurs à la Plateforme

Génome Transcriptome du Centre de Génomique Fonctionnelle de Bordeaux, Université Bordeaux Segalen, France (subventionné par le Conseil Régional d'Aquitaine n°20030304002FA et 20040305003FA et de l'Union Européenne, FEDER n°2003227 et de l'Investissements d'avenir, Convention attributive d'aide N°ANR-10-EQPX-16-01)."

Merci à Mathilde Saboureau et Amélie Boué pour m'avoir hébergé durant mes séjours à Bordeaux et surtout m'avoir remonté le moral après des journées entières perdues sans obtenir de résultats de ces ADN malicieux.

La recogida de datos en el mar es un trabajo que requiere la participación de muchas personas, la mayoría del tiempo de manera voluntaria, durante muchas horas y no siempre en condiciones ideales. Han pasado más de 200 personas por el barco desde que empecé en 2001 y sería imposible nombrarlos a todos sin dejar a alguien de lado. Sin embargo, quiero agradecer a la gente que ha pasado un tiempo importante en el barco, dejando su huella, o que siguen en CIRCE: Renaud, Neus, Patricia, Manolo, Juanma, Evix, Eva, Zaida, Marta, Bea, Ruth, Vicki, Lydia, Susana, Noelia, Pablo, Nico, David, Alicia, Sergi, María C., Yohan, Alice, Pauline, Joan, Carolina, João, Bruno, Tuca, Aixa, Marina, Charlotte, Ruth Q, Eva, Ambra y María V.

Un agradecimiento especial a todos los asistentes de investigación que permitieron seguir con la monitorización anual de los calderones del Estrecho. Muchas gracias por todas estas preguntas y motivación que me dieron una razón para seguir con este trabajo tan importante.

Un merci spécial à Clémentine, Morgane et Élodie qui ont analysé plusieurs dizaines de milliers de photos de dorsales de globis en quelques mois et ont réalisé une partie des analyses.

Muchas gracias a Jose Luis, Rossa, Kaja, Leila, Marina, Aixa y Maria por haber creado y comparado los catálogos de calderones del mar de Alborán y golfo de Vera.

Gracias a Alnitak, Alnilam y ANSE por haber compartido sus bases de datos y fotografías de aletas de calderones comunes.

Gracias a mis directores de tesis Toño y Renaud que han permitido concretizar este trabajo, después de muchos años.

Gracias a Tuca, Rosa, Ruth, Joan y Pauline por revisar la calidad del castellano en esta tesis.

Merci à mes parents et ma sœur pour m'avoir soutenu autant moralement que financièrement depuis le début de cette aventure. La conservation de ces globis est parfois passée avant la conservation de nos relations mais j'espère que si dans 20 ans la population est toujours vivante grâce à ce travail alors cela aura valu la peine.

Finalmente un merci infini à Pauline pour m'avoir épaulé depuis le début de ce projet, pour les révisions de cette thèse et bien sûr pour ton soutien moral infini surtout dans les moments durs où je me suis retrouvé à bout sans énergie pour continuer.

Índice

I.	Resumen.....	13
II.	Abstract	14
III.	Financiadores	15
IV.	Presentaciones de resultados	15
V.	Agradecimientos	16
CAPÍTULO 1 – INTRODUCCIÓN GENERAL		23
I.	Justificación	25
II.	Conocimientos sobre el calderón común (<i>Globicephala melas</i>)	28
2.1	Morfología	28
2.2	Dieta	30
2.3	Distribución espacial y abundancia	32
2.4	Taxonomía	37
2.5	Estructura poblacional de calderones comunes	38
2.6	Parámetros demográficos de los calderones comunes	39
2.7	Estructura social	40
2.8	Amenazas	41
2.9	Estado de conservación.....	43
III.	Información necesaria para evaluar el estado de conservación del calderón común en el Mediterráneo español	46
IV.	Objetivos generales	49
V.	Referencias	52
CAPÍTULO 2 - ESTRUCTURA POBLACIONAL DEL CALDERÓN COMÚN EN EUROPA.....		61
I.	Introducción	63
II.	Metodología	66
2.1	Muestreos de los calderones comunes.....	66
2.2	Determinación de sexos.....	67
2.3	Análisis de microsatélites	68
2.4	Análisis de ADN mitocondrial (ADNmt).....	71
III.	Resultados.....	72
3.1	Muestras obtenidas.....	72
3.2	Determinación de sexos	73
3.3	Estructura de población	74
IV.	Discusión	84
4.1	Estructura de población	84
4.2	Diversidad genética	87
V.	Conclusiones.....	89

VI.	Referencias	89
CAPÍTULO 3 - IDENTIFICACIÓN DE UNIDADES DE GESTIÓN DE CALDERONES COMUNES EN EL MEDITERRÁNEO ESPAÑOL.....		
I.	Introducción	97
II.	Metodología	99
	2.1 Foto-identificación	99
	2.2 Marcas satélite	100
	2.3 Tasa de migración reciente	103
III.	Resultados.....	104
	3.1 Foto-identificación	104
	3.2 Marcas satélite	107
IV.	Discusión	115
V.	Conclusión	119
VI.	Referencias	119
CAPÍTULO 4 - PARÁMETROS DEMOGRÁFICOS DE LOS CALDERONES COMUNES DEL ESTRECHO DE GIBRALTAR.....		
I.	Introducción	125
II.	Material y métodos	126
	2.1 Obtención de datos	126
	2.2 Foto-identificación de los individuos marcados de forma natural	127
	2.3 Catálogo de los individuos “no marcados” o con marcas secundarias	131
	2.4 Determinación de clases de edad a partir de las fotografías.....	133
	2.5 Abundancia y tasas de supervivencia de la población	134
	2.6 El modelo de diseño robusto cerrado	134
	2.7 Modelo multiestado.....	135
	2.8 El modelo multiestado de diseño robusto cerrado (MEDRC)	136
	2.9 Intervalo de nacimientos y estacionalidad de reproducción	139
	2.10 Tiempo de generación.....	140
III.	Resultados.....	140
	3.1 Obtención de datos	140
	3.2 Foto-identificación de todos los individuos de la población	141
	3.3 Tasa de supervivencia y abundancia de la población	143
	3.4 Intervalo de nacimiento y estacionalidad de reproducción.....	145
	3.5 Tiempo de generación.....	147
IV.	Discusión	147
	4.1 Determinación de las clases de edad	147
	4.2 Asunciones del modelo de diseño robusto cerrado.....	148

4.3	Estimas de la tasa de supervivencia.....	149
4.4	Estimas de abundancia.....	151
4.5	Porcentaje de individuos maduros.....	152
4.6	Intervalo de nacimientos y estacionalidad de reproducción	152
4.7	Tiempo de generación.....	153
4.8	Seguimiento del estado de la población	154
V.	Conclusión	154
VI.	Referencias	155
CAPÍTULO 5 - EFECTOS DE LA EPIZOOTIA DE MORBILLIVIRUS SOBRE LOS PARÁMETROS DEMOGRÁFICOS DE LOS CALDERONES COMUNES DEL ESTRECHO DE GIBRALTAR.....		159
I.	Introducción	161
II.	Metodología	164
2.1	Foto-identificación	164
2.2	Estimas de parámetros demográficos.....	164
2.3	Hipótesis y selección de modelos.....	165
2.4	Estimas de abundancia.....	166
III.	Resultados.....	167
3.1	Foto-identificación	167
3.2	Selección de modelos.....	169
3.3	Estimas de abundancia.....	170
3.4	Tasa de supervivencia	172
3.5	Tasa de crecimiento poblacional.....	173
IV.	Discusión	175
V.	Conclusión	183
VI.	Referencias	183
CAPÍTULO 6 - DISCUSIÓN GENERAL.....		187
I.	Estado de conservación de calderones comunes del Atlántico Europeo	190
II.	Estado de conservación de calderones comunes del estrecho de Gibraltar.....	191
III.	Estado de conservación de calderones comunes del Mediterráneo	194
IV.	Propuesta de plan de conservación para los calderones comunes del Mediterráneo	195
V.	Referencias.....	202
CAPÍTULO 7 - CONCLUSIONES FINALES		205
ANEXO1: MEDIDAS DE CONSERVACIÓN		211
I.	Estrategia de Conservación	211
II.	Plan de Conservación	214
III.	Referencias	235

CAPÍTULO 1 – INTRODUCCIÓN GENERAL



I. Justificación

El reconocimiento de la importancia de la conservación de la biodiversidad a nivel mundial es reciente, con la firma del Convenio sobre la Diversidad Biológica por 168 países durante la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo celebrado en Rio de Janeiro en 1992. La diversidad biológica o biodiversidad es "la variabilidad de organismos vivos de todas las clases, incluida la diversidad intraespecífica, interespecífica y de los ecosistemas" (Naciones Unidas, 1992). Esta biodiversidad está demostrando cada vez más su importancia para el desarrollo económico, sociológico y médico (Gascon *et al.*, 2015).

A nivel mundial, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) está encargada de evaluar el riesgo de extinción de las especies tanto animales como vegetales. Las plantas, hongos y animales evaluados en la Lista Roja de la UICN son los portadores de la diversidad genética y los componentes básicos de los ecosistemas. La información sobre su estado de conservación y distribución proporciona una base sólida para la toma de decisiones sobre la conservación de la biodiversidad tanto a nivel local como mundial. La evaluación de los datos disponibles de una especie permite clasificarla en una categoría de riesgo de extinción que va desde "Preocupación Menor" hasta "Extinto" (figura 1.1).

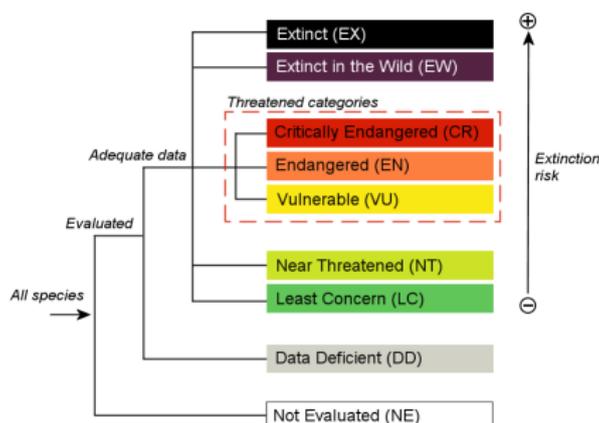


Figura 1.1. Esquema de los diferentes estados de conservación de la UICN. Se evalúan los datos disponibles de todas las especies, subespecies o poblaciones para atribuirles una categoría de conservación: EX=Extinto, EW=Extinto en estado Silvestre, CR=en Peligro Crítico de Extinción, EN=en Peligro de Extinción, VU=Vulnerable, NT=Casi Amenazado, LC=Preocupación Menor, DD=Datos insuficientes, NE=Sin Evaluar.

La categoría de riesgo de extinción de una especie incita a los países a priorizar los esfuerzos requeridos para su conservación. El primer paso es definir su estatus de conservación en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEAA). El Ministerio de Medio Ambiente español ha definido unos criterios orientadores que permiten incluir a un taxón dentro del CEEAA (D.G. para la Biodiversidad, 2004). Las especies, subespecies o poblaciones cuya protección efectiva exija medidas específicas por parte de las Administraciones Públicas deberían incluirse en el CEEAA. Dentro del CEEAA existen dos categorías, “En peligro de extinción” (E) cuando su supervivencia a corto plazo es poco probable si los factores causales de su actual situación siguen actuando y “Vulnerable” (V) cuando corre el riesgo de pasar a la categoría anterior en un futuro inmediato si los factores adversos que actúan sobre ella no son corregidos o cuando por su rareza se enfrenta a un riesgo de desaparición en la naturaleza. Los criterios de inclusión en una de las dos categorías están basados en:

- Un declive de la población;
- Una reducción del área de distribución, incluyendo, entre otros, fragmentación y aislamiento del área de presencia, descenso en la calidad de hábitat o número de individuos maduros;
- Un tamaño de población pequeño;
- Unas características biológicas limitantes del taxón, por ejemplo baja dispersión poblacional, dinámica poblacional fluctuante, alta especialización ecológica y singularidad geográfica;
- La dependencia de un programa de conservación cuyo cese implicaría un riesgo de regresión geográfica o poblacional;
- Criterios de expertos, cuando la información disponible para aplicar los criterios anteriores es insuficiente y hay una coincidencia entre técnicos en conservación y expertos en biología de la especie para incluirla en una categoría.

El primer paso es definir si se requiere conservar una especie en su conjunto, una subespecie o una población. Para eso, será necesario conocer la distribución espacial a nivel mundial, incluyendo la amplitud geográfica de distribución de la especie, la información taxonómica a gran escala de la especie con la existencia o ausencia de

subespecies, y finalmente la estructura poblacional con los límites geográficos que podría tener cada población. Una vez identificadas las subespecies o poblaciones, se usarán los criterios definidos anteriormente para intentar asignarles una categoría, o estatus, de conservación.

Los cetáceos se encuentran en la parte superior del red trófica marina y se han usado a la vez como especies “paraguas” y como indicadores de la salud de los océanos y su biodiversidad (e.g. Azzellino *et al.*, 2014). Por ejemplo, se consideran que son un buen indicador de la contaminación del medio marino (e.g. Fossi *et al.*, 2014), ya que son animales longevos y suelen acumular los contaminantes durante toda su vida (Barón *et al.*, 2015). Asimismo, sus parámetros demográficos pueden ser indicadores de los cambios ambientales, ya que se verán afectados por los mismos directa o indirectamente. De esta manera, el estado de conservación de las poblaciones de cetáceos se puede usar como un indicador del buen estado ambiental requerido por la Unión Europea en las Estrategias Marinas (Diario Oficial de la Unión Europea, 2.9.2010, L 232/14).

El orden de los cetáceos es un grupo difícil de estudiar en parte porque algunas especies pueden pasar hasta un 77% de su tiempo submergidos (por ejemplo los zifios de Cuvier (*Ziphius cavirostris*), Barlow *et al.*, 2006) o por sus movimientos a gran escala (por ejemplo las ballenas grises que son capaces de migrar más de 10.000 km o los cachalotes y rorcuales comunes del Mediterráneo que migran más de 1.600 km y 4.200 km respectivamente, Bentaleb *et al.*, 2011; Carpinelli *et al.*, 2014; Mate *et al.*, 2015). Sin embargo, para proponer un estado de conservación de una especie, se debe disponer de información sobre los aspectos más relevantes de su biología y ecología, como su rango de distribución, hábitat, abundancia y futura evolución.

El calderón común (*Globicephala melas*, Traill, 1809) es una especie que se ha estudiado desde los 1990s en el sur de España y que vive principalmente en las aguas profundas del estrecho de Gibraltar y mar de Alborán (Cañadas y Sagarminaga, 2000; Cañadas *et al.*, 2005; de Stephanis *et al.*, 2008a; Verborgh *et al.*, 2009). Gracias a su estudio y a la determinación de su categoría de conservación se podrá obtener

información sobre la salud de su hábitat pelágico, que es más difícil de estudiar que las zonas costeras.

En el caso de especies, subespecies o poblaciones catalogadas como Vulnerable en el CEEA, el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas prevé que la evaluación de su estado de conservación se lleve a cabo como mínimo cada 6 años y que se elabore un plan de conservación. En el caso de especies, subespecies o poblaciones catalogadas como En Peligro de Extinción, la evaluación se llevará a cabo cada 3 años como mínimo y se elaborará un plan de recuperación.

II. Conocimientos sobre el calderón común (*Globicephala melas*)

2.1 Morfología

Los calderones comunes muestran un dimorfismo sexual importante con un tamaño medio de 4,3 m para las hembras (máximo 5,2 m) y de 5,5 m para los machos (máximo 6,2 m en el Atlántico norte y 6,9 m en el hemisferio sur) (Bloch *et al.*, 1993a; Fontaine *et al.*, 2015). El peso medio es de 1.700 Kg para los machos (máximo 2.320 Kg) y de unos 900 Kg para las hembras (máximo 1.320 Kg) en el Atlántico norte (Bloch *et al.*, 1993a).

Tienen una coloración característica y cambia con la edad. Los individuos más jóvenes son de color marrón o gris claro, mientras que los adultos son de color negro azabache o gris oscuro (figura 1.2.C). La parte ventral muestra una mancha en forma de ancla de color gris claro que empieza en la garganta y acaba detrás del ano (figura 1.2.B). Detrás de la aleta dorsal se extiende un patrón de coloración clara en forma de silla de montar (figura 1.2.A). Muchos individuos presentan además una banda o línea de color gris a cada lado de la cabeza, detrás del ojo (figura 1.2.A).



Figura 1.2. A. En segundo plano, cabeza globulosa con pigmentación blanca detrás del ojo y en primer plano, patrón de coloración clara en la silla de montar detrás de la aleta dorsal. B. Aletas pectorales largas y pigmentación ventral clara en forma de ancla. C. madre con cría de color gris claro con marcas fetales aparentes (en primer plano).

Además de las diferencias en el tamaño, cierto dimorfismo sexual se muestra en otros rasgos morfológicos tales como la cabeza, que aunque es globosa en todos los individuos, se acusa más en los machos (Bloch *et al.* 1993a). La cavidad bucal alberga de 8 a 13 pares de dientes cónicos y afilados, situados en la parte anterior de ambas mandíbulas (Bloch *et al.* 1993a). La aleta dorsal, de base alargada, está situada por delante de la mitad del cuerpo, y es característica de esta especie. Según Sergeant (1962a), su forma y tamaño dependen también de la edad y el sexo del animal. Así, la aleta dorsal de los machos adultos, es más bulbosa, presenta una base más larga, y su borde posterior es fuertemente cóncavo; el borde anterior es más grueso y ancho en los machos. La aleta dorsal de las hembras es más recta, y por tanto no tan arqueada. Sin embargo, Augusto *et al.* (2013) no encontraron diferencias en la forma de la dorsal, densidad de la silla de montar o números de marcas en la dorsal entre machos y hembras. Las aletas pectorales son largas (del 18 al 27% de la longitud corporal total, figura 1.2.B), terminadas en punta y con un borde curvo a modo de "codo" que se

acentúa con la edad. El pedúnculo caudal es grueso, especialmente en los machos, y da paso a una ancha aleta caudal con una muesca marcada separando ambos lóbulos, con bordes cóncavos y terminados en unos extremos muy apuntados (Bloch *et al.*, 1993a).

2.2 Dieta

La dieta de los calderones comunes se caracteriza por la presencia mayoritaria de presas mesopelágicas, que viven en aguas oceánicas como cefalópodos y en alguna ocasión peces pelágicos, y de presas que viven cerca del fondo, en aguas neríticas (Relini y Garibaldi, 1992; Olson y Reilly 2002; Spitz *et al.*, 2011). Varios estudios realizados en el Mediterráneo, Noruega y las Islas Feroe han demostrado que realizan inmersiones profundas entre 500 y 600 m, y que pueden llegar hasta 828 m, para encontrar sus presas (Baird *et al.*, 2002; Heide-Jørgensen *et al.*, 2002; Visser *et al.*, 2014). Existe una problemática con respecto a los conocimientos sobre su alimentación, porque la mayoría de la información que se tiene proviene de estudios de contenidos estomacales (ver tabla 1.1). 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. Por tanto podría darnos una idea equivocada de su tipo de alimentación, pudiendo no ser fiel reflejo de su dieta, ya que no están en un estado de salud apropiado. Sin embargo, muchos datos provienen de individuos cazados en las Islas Feroe, donde cazan a los individuos y por lo tanto se estarían alimentando normalmente antes de la caza (Desportes y Mouritsen, 1993) y estudios de otras zonas que encuentran resultados similares (e.g. Spitz *et al.*, 2011). La tabla 1.1 detalla todas las presas encontradas en la dieta de los calderones comunes a nivel mundial. Aunque se han encontrado un número similar de especies de cefalópodos y de peces, los cefalópodos representan una parte mucho más importante de su dieta que los peces, tanto en frecuencia como en cantidad (Spitz *et al.*, 2011; Santos *et al.*, 2014).

Tabla 1.1. Lista de especies encontradas en contenidos estomacales de calderones comunes, el área donde se han descrito y las referencias.

Tipo	Especie	Área*	Referencia**
Cefalópodos	<i>Ancistrocheirus lesueuri</i>	GdV, Bra	4, 8
	<i>Ancistroteuthis lichtensteini</i>	Med	6
	<i>Brachioteuthis sp</i>	Is Fer, GdV	1, 5, 8
	<i>Brachioteuthis riisei</i>	Esc, Gal	9
	<i>Chiroteuthidae spp</i>	Gal, Por, Med	6, 9
	<i>Chiroteuthis imperator</i>	Is Fer	1
	<i>Chiroteuthis veranii</i>	Atl NO, Gal, Por, Bra	4, 2, 9
	Cranchiidae	Bra	4
	<i>Eledone cirrhosa</i>	Esc, Gal, Por	9
	<i>Galiteuthis armata</i>	GdV	8
	<i>Gonatus fabricii</i>	Arc, Atl N	3
	<i>Gonatus sp.</i>	Is Fer, Esc, Gal, Por	1, 9
	<i>Gonatus steenstrupi</i>	GdV	8
	<i>Haliphron atlanticus</i>	Gal	9
	<i>Heteroteuthis dispar</i>	Med	6
	<i>Histioteuthis spp.</i>	Bra	4
	<i>Histioteuthis bonnellii</i>	Is Fer, GdV, Med	1, 5, 6, 8
	<i>Histioteuthis elongata</i>	Med	6
	<i>Histioteuthis reversa</i>	Atl NO, Is Fer, Esc, GdV, Por, Med	1, 2, 5, 6, 8, 9
	<i>Illex argentinus</i>	Bra	4
	<i>Lepidoteuthis rimaldii</i>	Gal	9
	<i>Loligo pealei</i>	Atl NO	2
	<i>Loligo sp.</i>	Is Fer, GdV	1, 5, 8
	<i>Lycoteuthis lorigera</i>	Bra	4
	<i>Mastigoteuthis sp.</i>	Is Fer, GdV	1, 8, 9
	<i>Megalocranchia sp.</i>	Is Fer	1
	<i>Nototodarus spp.</i>	Bra	7
	Octopodidae	GdV	8
	Octopoteuthidae	Med, Bra	4, 6
	<i>Octopus vulgaris</i>	Gal, Por	9
	<i>Ommastrephidae spp</i>	Atl NO, Gal, Por, Med	2, 5, 6, 9
	<i>Pinnoctopus cordiformis</i>	Bra	7
	<i>Rossia macrosoma</i>	Is Fer	1, 5
	<i>Rossia sp</i>	Gal	9
	<i>Selenoteuthis scintillans</i>	Atl NO	2
	<i>Sepia spp</i>	GdV, Por	8, 9
<i>Sepiola atlantica</i>	Is Fer, Gal	1, 5, 9	
<i>Taonius pavo</i>	Gal	9	
<i>Teuthowenia megalops</i>	Is Fer, Esc, GdV, Por	1, 8, 9	
<i>Todarodes sagittatus</i>	Is Fer, Esc, GdV, Por, Med	1, 5, 6, 8, 9	
Peces	<i>Ammodytes sp.</i>	Is Fer	1
	<i>Argentina silus</i>	Is Fer	1
	<i>Brosme brosme</i>	Is Fer	1
	<i>Ceratoscopelus maderensis</i>	Atl NO	2
	<i>Clupea harengus</i>	Atl NO	2
	<i>Conger conger</i>	GdV	8
	<i>Coryphaenoides sp.</i>	Is Fer	1
	<i>Diaphus dumerilii</i>	Atl NO	2

Tipo	Especie	Área*	Referencia**
	<i>Gadiculus argenteus</i>	Is Fer	1
	<i>Gadidae spp</i>	Med	6
	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	Is Fer	1
	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	Is Fer	1
	<i>Lycodes sp.</i>	Is Fer	1
	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	Is Fer	1
	<i>Merlangius merlangus</i>	Is Fer	1
	<i>Merluccius bilinearis</i>	Atl NO	2
	<i>Merluccius merluccius</i>	GdV	8, 9
	<i>Micromesistius poutassou</i>	Is Fer, GdV, Med	1, 6, 8, 9
	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	Is Fer	1
	<i>Rhinonemus cimbrius</i>	Is Fer	1
	<i>Sardina pilchardus</i>	GdV	8
	<i>Scomber scombrus</i>	Atl NO, GdV	2, 8
	<i>Squalus acanthias</i>	Atl NO	2
	<i>Trachurus trachurus</i>	GdV	8, 9
	<i>Trichiuridae</i>	Is Fer	1
	<i>Trisopterus sp.</i>	Is Fer, GdV	1, 8
Crustáceos	<i>Pandalus montagui</i>	Is Fer	1
	<i>Polybius henslowii</i>	Gal	9
Invertebrados	Salpidae	GdV	8

* **Atl N:** Atlántico norte, **Atl NO:** Atlántico Noroeste, **Is Fer:** Islas Feroe, **Esc:** Escocia, **GdV:** Golfo de Vizcaya, **Gal:** Galicia, **Por:** Portugal, **Med:** Mediterráneo, **Bra:** Brasil, **Nv Zel:** Nueva Zelanda, **Arc:** Ártico.

** **1:** Desportes y Mouritsen, 1993; **2:** Gannon *et al.*, 1997a,b; **3:** Bjørke, 2001; **4:** dos Santos y Haimovici, 2001; **5:** González y Sánchez, 2002; **6:** Astruc, 2005; **7:** Beatson y O'Shea, 2009; **8:** Spitz *et al.*, 2011; **9:** Santos *et al.*, 2014

2.3 Distribución espacial y abundancia

Según Taylor *et al.* (2008), a nivel mundial, el calderón común habita en aguas templadas y subpolares de cierta profundidad, algunas veces en aguas pelágicas y otras cerca de la costa. Además, es frecuente observarlo a lo largo del talud continental donde se encuentran la mayoría de las presas descritas anteriormente, aunque en ocasiones puede acercarse mucho a la costa e incluso penetrar en las rías en busca de alimento. Algunos grupos, durante la búsqueda de alimento, realizan movimientos desde la costa hacia mar adentro. Como se puede apreciar en la figura 1.3, existen dos subespecies no conectadas, una circumpolar antártica en el hemisferio sur, y otra en el Atlántico norte (Davies, 1960; Oremus *et al.*, 2009). La subespecie *G.m. edwardii* del hemisferio sur tiene alrededor de 200.000 individuos (CV: 0,35; Kasamatsu y Joyce, 1995). La subespecie *G.m. melas* del Atlántico norte cuenta con

unos 778.000 animales en la cuenca noreste (IC 95%: 440.000-1.370.000; CV=0,30, Buckland *et al.* 1993) mientras que la del noroeste está estimada en unos 13.000 en las aguas de Terranova (Hay, 1982) y entre 10 y 12.000 en las costas de Estados Unidos (Payne y Heinemann, 1993).



Figura 1.3. Mapa del rango de distribución mundial del calderón común con la presencia en el Atlántico norte y el mar Mediterráneo de *Globicephala melas melas* y en el hemisferio sur de *G. m. edwardii* (Taylor *et al.*, 2008).

En el Atlántico peninsular, el calderón común es un cetáceo habitual, presente sobre todo en áreas oceánicas y de gran productividad biológica cerca del talud continental y de cañones submarinos (Hammond *et al.*, 2009; Marcos-Ipiña *et al.*, 2014; Pettex *et al.*, 2014). Los avistamientos de esta especie en las costas peninsulares del golfo de Vizcaya se concentran principalmente en el País Vasco y noroeste de Galicia en aguas profundas (Marcos-Ipiña *et al.*, 2014; Goetz *et al.*, 2015). La figura 1.4 muestra la predicción de los modelos espaciales en toda la zona de estudio del proyecto CODA (Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic) con una diferencia de densidad importante entre el golfo de Vizcaya (mínima) y el Rockall

Trough (máxima) al noroeste de Irlanda (Hammond *et al.*, 2009). Se estimó en estas zonas una población de 25.338 individuos (IC 95%: 12.912-49.725; CV: 0,35; Hammond *et al.*, 2009). Un estudio reciente basado en transectos lineales ha estimado que la población de calderones comunes en la zona económica exclusiva (ZEE) francesa del golfo de Vizcaya (y una extensión hacia aguas inglesas de la Mancha y parte de las aguas españolas costeras del sur del golfo) consta de unos 2.886 individuos (IC 95%: 1.276-6.951) en invierno y 3.864 individuos (IC 95%: 2.064-7.611) en verano (Pettex *et al.*, 2014). Se observa una preferencia por la zona profunda con mayor pendiente en el norte del golfo, entrando a veces en el canal de la Mancha (Kiszka *et al.*, 2004; Kiszka *et al.*, 2007; Hammond *et al.*, 2009; Pettex *et al.*, 2014). No existen estimas de abundancia de calderones comunes en las costas Portuguesas o el golfo de Cádiz pero es una especie común en aguas profundas (Goetz *et al.*, 2015).

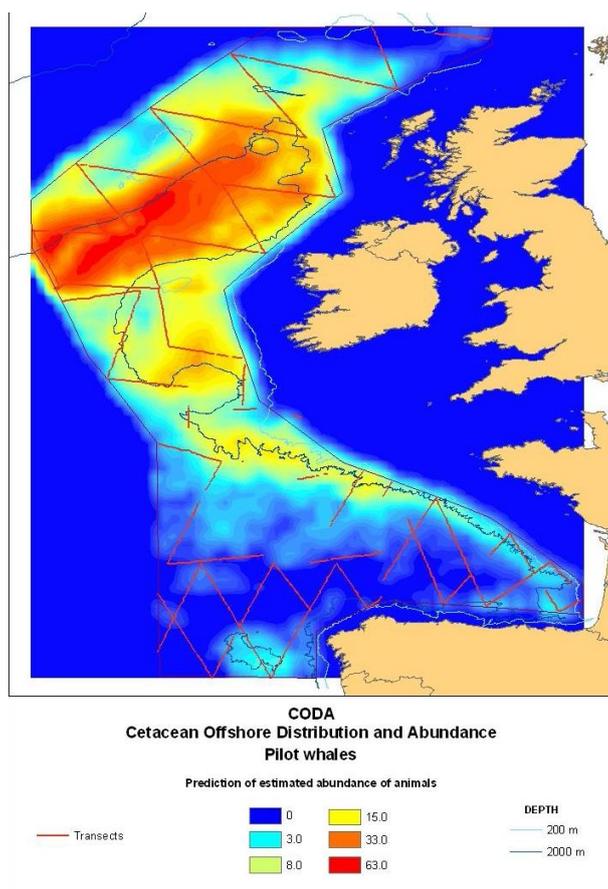


Figura 1.4. Mapa de predicción de las abundancias estimadas de calderones (Hammond *et al.*, 2009).

No existen estimas de abundancia para todo el Mediterráneo, pero su presencia es habitual en el Mediterráneo occidental, aunque no muy frecuente, excepto en el estrecho de Gibraltar, mar de Alborán y golfo de Vera (figura 1.5).



Figura 1.5. 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).

La población del estrecho de Gibraltar se estimó con una media de 213 individuos todo el año entre 1999 y 2005 (de Stephanis, 2008; Verborgh *et al.*, 2009), estando presentes en la parte central y más profunda del estrecho (de Stephanis *et al.*, 2008a). En el mar de Alborán, se encuentra también en todas las estaciones del año con las mayores tasas de encuentro en Granada, Almería y el estrecho de Gibraltar, seguido por el golfo de Vera (Cañadas *et al.*, 2005). Los modelos de predicción de Cañadas *et al.* (2005) indican una preferencia por aguas con profundidades superiores a los 500 metros (figura 1.6).

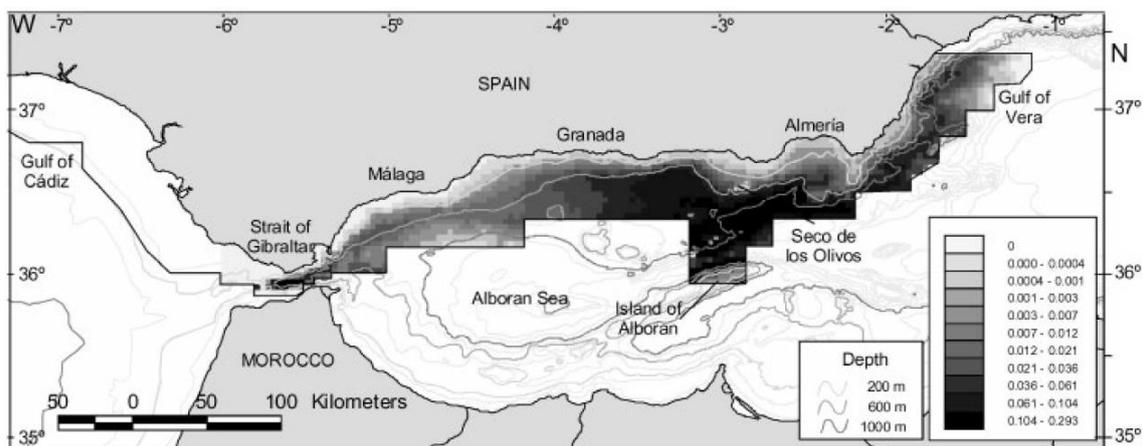


Figura 1.6. Mapa de predicción de probabilidad de encontrar calderones comunes en la cuenca norte desde el estrecho de Gibraltar hasta el golfo de Vera (Cañadas *et al.*, 2005)

En la Comunidad Valenciana y norte de la Región de Murcia, esta especie parece estar presente por toda el área, aunque con una baja densidad (Gómez de Segura *et al.*, 2006; Gozalbes *et al.*, 2010). Es poco abundante en Cataluña e Islas 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).

En el Mediterráneo noroccidental, el calderón común es una especie predominantemente de aguas abiertas, con preferencia por aguas de gran profundidad, cerca de las pendientes de los taludes continentales (Gannier, 1995; Pettex *et al.*, 2014). Pettex *et al.* (2014) estimaron que en las aguas francesas del Mediterráneo hay 369 calderones comunes (IC 95%: 128-1.108) en invierno y 391 (IC 95%: 270-565) en verano del 2012. No se suele encontrar en el mar Tirreno (Campana *et al.*, 2015; Santoro *et al.*, 2015) con sólo un grupo social observado en las Islas Ventotene (Mussi *et al.*, 2000).

No hay evidencia de presencia de calderones comunes en la cuenca este del Mediterráneo (Marchessaux y Duguay, 1978; Frantzis *et al.*, 2003; Boisseau *et al.*, 2010), aunque algunos avistamientos oportunistas han sido registrados en McBrearty *et al.*, (1986) y Reeves y Notarbartolo di Sciara (2006). La especie es por tanto considerada como presente tan sólo en la cuenca oeste del Mediterráneo. Aunque la mayoría de

información procede del norte de la cuenca, se ha descrito también su presencia en aguas de Marruecos (Bayed, 1996), Argelia (Boutiba, 1994) y Túnez (Lotfi *et al.*, 1997).

2.4 Taxonomía

El calderón común (*Globicephala melas*) es un mamífero del orden de los cetáceos con dientes u odontocetos. Forma parte de la familia de los Delphinidae, que incluye a los delfines oceánicos, y de la subfamilia de los Globicephalinae que está compuesta por 9 especies como se puede ver en la figura 1.7, según Vilstrup *et al.* (2011). La especie más cercana es el calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*).

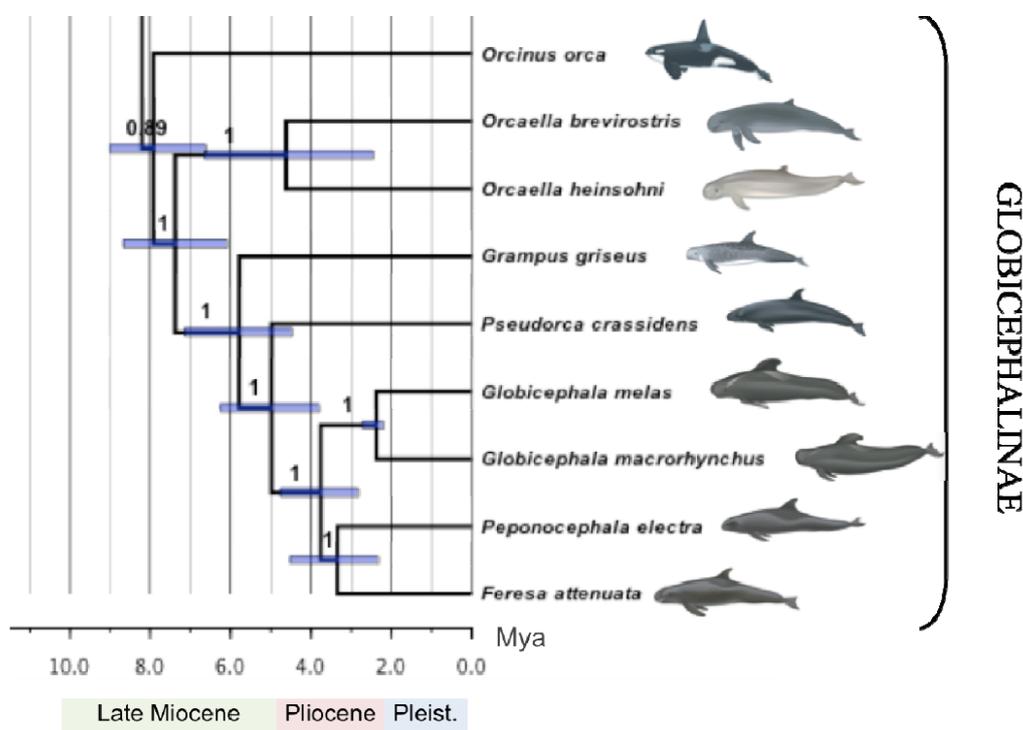


Figura 1.7. Reconstrucción filogenética bayesiana de la subfamilia de los Globicephalinae (adaptado de Vilstrup *et al.*, 2011).

Los calderones comunes habitan aguas frías templadas del Atlántico norte y del hemisferio sur separadas por la zona tropical en la que son ausentes (figura 1.3). Rayner (1939) describió a los animales viviendo en cada hemisferio como especies diferentes debido a la presencia de la pigmentación blanca en la silla de montar en calderones del hemisferio sur (entonces nombrados *Globicephala leucosagmaphora*), pero Davies (1960) rectificó con descripciones similares observadas en calderones del Atlántico norte. Sin embargo, se guardó una distinción de subespecie con *Globicephala*

melas melas en el Atlántico norte y *G. m. edwardii* en el hemisferio sur. Esta separación podría haber sucedido hace 10 a 15.000 años durante la última glaciación del Pleistoceno cuando las aguas ecuatoriales eran más frías (Davies, 1960). Después de un estudio de la filogeografía de los calderones a nivel mundial a partir del ADN mitocondrial (ADNmt), Oremus *et al.* (2009) confirmaron su nivel de diferenciación como subespecies aunque hayan encontrado haplotipos similares entre los dos hemisferios. Los calderones comunes están ausentes en el Pacífico norte, pero existen pruebas de una antigua población, con fósiles encontrados en Alaska, Estados Unidos, con una datación estimada de hace 3.500 a 2.500 años (Crockford y Frederick, 2007) y en Japón en varios sitios arqueológicos de los siglos VIII a XII (Kasuya, 1975). Estos descubrimientos sugieren la extinción de las poblaciones del Pacífico norte, hace relativamente poco tiempo.

2.5 Estructura poblacional de calderones comunes

Oremus *et al.* (2009) investigaron la distribución mundial del ADNmt y la filogeografía de los calderones comunes del Atlántico norte (*G. m. melas*) y el hemisferio sur (*G. m. edwardii*). Los resultados indicaron varias restricciones en el flujo de genes entre las dos subespecies, aunque ambas comparten varios haplotipos que sugieren algunos contactos recientes. Las cortas distancias genéticas entre haplotipos y el comienzo contemporáneo de la filogenia sugieren una expansión mundial reciente de la población de las subespecies de *G. melas* spp. Sobre todo, los resultados del estudio confirman que la diversidad a nivel mundial del ADNmt es baja, debido probablemente a la reciente expansión mundial y potencialmente, a una estructura matrilineal.

El primer estudio de estructura poblacional en calderones comunes en el Atlántico norte fue llevado a cabo por Siemann (1994) a partir de muestras de varamientos en Cabo Cod (Estados Unidos), Terranova y Nueva Escocia en Canadá así como Escocia e Inglaterra en Reino Unido. Los resultados obtenidos a partir del análisis del ADNmt sugieren que no hay aislamiento entre individuos muestreados en el este y oeste del Atlántico norte. El segundo y último estudio es el de Fullard *et al.* (2000) quienes utilizaron ocho loci de microsatélites altamente polimórficos para analizar las muestras de cuatro lugares diferentes: la costa este de Estados Unidos (Cabo Cod), el oeste de

Groenlandia, las Islas Feroe y Reino Unido. Sus resultados indican que existe una subestructura, y ésta es particularmente pronunciada entre el oeste de Groenlandia y el resto de zonas. En el Atlántico noreste, todavía no existe ninguna información sobre la estructura de las poblaciones de calderones al sur del Reino Unido y en el Mediterráneo.

2.6 Parámetros demográficos de los calderones comunes

La mayoría de los datos existentes sobre los parámetros demográficos provienen de datos obtenidos mediante la caza ballenera en las Islas Feroe en Dinamarca (e.g. Bloch *et al.*, 1993b; Desportes *et al.*, 1993; Martin y Rothery, 1993; Desportes *et al.*, 1994; Olson y Reilly, 2002) y Terranova en Canadá (e.g. Sergeant, 1962b). Durante esta actividad, grupos enteros de calderones comunes son dirigidos hacia la costa y agrupados dentro de una bahía donde se matan para el consumo humano. A diferencia de los varamientos de animales enfermos o heridos, este tipo de caza permite obtener datos de agrupaciones naturales de individuos y donde todas las clases de edades y sexos están representadas porque no se deja escapar a ningún individuo.

Las hembras de calderones comunes se pueden reproducir a partir de los 6-8 años (Sergeant, 1962b; Martin y Rothery, 1993) mientras los machos no se reproducen antes de los 12-14 años (Sergeant, 1962b; Desportes *et al.*, 1993). Al contrario que las orcas (*Orcinus orca*) y los calderones tropicales donde las hembras tienen un periodo largo de vida post-reproductiva (Kasuya y Marsh, 1984; Olesiuk *et al.*, 1990; Foote, 2008), las hembras de calderones comunes pueden procrear hasta el final de su vida, que puede alcanzar los 59 años (Bloch *et al.*, 1993b). Sin embargo, la fertilidad disminuye probablemente a partir de los 40 años (Martin y Rothery, 1993). Los machos pueden vivir hasta los 46 años (Bloch *et al.*, 1993b). Los calderones comunes son polígamos y no tienen más de una cría a la vez (Olson y Reilly, 2002) con un intervalo medio estimado entre las crías de 5,1 años, con un periodo de gestación de 12 meses (Martin y Rothery, 1993). Una hembra puede tener hasta 9 crías durante su vida (Sergeant, 1962b). La proporción entre machos y hembras varía en función de la edad, con más hembras entre los animales de 0 a 3 años pero llega a la paridad entre 3 y 10

años (Desportes *et al.*, 1994). Además, las hembras de más de 25 años de edad suelen tener más crías hembras que machos (Desportes *et al.*, 1994).

Sergeant (1962b) estimó una tasa de mortalidad de 0,350 en el primer año de vida, siendo de 0,058 para los machos y de 0,045 para las hembras de entre 1 y 8 años en Terranova. En las Islas Feroe, la mortalidad juvenil es más alta, estimada en 0,072 en los machos entre 0 y 15 años y en 0,092 para las hembras entre 0 y 10 años (Bloch *et al.*, 1993b), probablemente inflada porque tiene en cuenta el primer año de vida. En la misma zona, la mortalidad es baja durante la fase adulta, especialmente para las hembras (0,055 en machos y 0,010 en hembras), pero sube drásticamente después de los 31 años a 0,127 en las hembras (Bloch *et al.*, 1993b).

A nivel mundial, solo existe un único estudio sobre parámetros demográficos de una población viva de calderones comunes. Se trata de la población residente del estrecho de Gibraltar donde se estimó una tasa de supervivencia alta de 0,982 (IC 95%: 0,955-0,993) para adultos y una tasa de crecimiento poblacional anual de 5,5% (IC 95%: 2,1-8,9%) entre 1999 y 2005 (Verborgh *et al.*, 2009). Estos resultados corresponden con la fase adulta descrita en las Islas Feroe (Bloch *et al.*, 1993b).

2.7 Estructura social

La estructura social de los calderones comunes ha sido estudiada en pocos sitios del planeta por la ausencia de poblaciones residentes. De manera general, los grupos de calderones tienen entre 10 y 50 individuos (Cañadas y Sagarminaga 2000; Ottensmeyer y Whitehead, 2003; Raga y Pantoja, 2004; Cañadas *et al.*, 2005; Kiszka *et al.*, 2007; de Stephanis *et al.*, 2008b; Greco, 2011) pero se han observado agrupaciones de cientos de individuos, probablemente con fines reproductivos (Cañadas *et al.*, 2005; de Stephanis, 2008). Los grupos sociales están formados por individuos relacionados matrilinealmente y parece que no se dispersan del grupo natal (Amos *et al.*, 1993; Mussi *et al.*, 2000; Ottensmeyer y Whitehead, 2003; de Stephanis *et al.*, 2008b; Greco, 2011). En el estrecho de Gibraltar, se ha propuesto que las comunidades de calderones tienen un sistema social jerárquico donde la población estaría compuesta por clanes, cada uno compuesto por varios grupos sociales o pods (de Stephanis, 2008). Cada

grupo social estaría finalmente formado por unidades matrilineales, tal y como se ha descrito en las Islas Feroe (Amos *et al.*, 1993; Fullard, 2000) y en los varamientos masivos observados en Nueva Zelanda y Australia (Oremus *et al.*, 2013). Asimismo, ninguno de los dos sexos se dispersa del grupo social en el que ha nacido y los padres no se encuentran dentro de estos grupos, de manera que la reproducción tiene lugar entre diferentes grupos sin relación de parentesco entre ellos (Amos *et al.*, 1993).

2.8 Amenazas

Los calderones comunes, tienen una serie de amenazas tanto naturales como antropogénicas, directas e indirectas que pueden influir sobre las tendencias poblacionales.

Primero, las capturas incidentales de calderones comunes que han tenido lugar en los últimos decenios se han producido principalmente en la pesca de arrastre de caballa y calamar en la costa este de Estados Unidos y en las redes de deriva usadas en la pesca de pez espada, tanto en aguas estadounidenses como del mar Mediterráneo (Duguy y Hussenot, 1982; Di Natale, 1990; Northridge, 1991; Di Natale, 1995; University of Barcelona, 1995; Couperus, 1997; Mussi *et al.*, 1998; Johnson *et al.*, 1999; Yeung, 1999; Tudela, 2004; Tudela *et al.*, 2005; David *et al.*, 2006; Fairfield y Garrison, 2008; NOAA, 2010; Rossman, 2010). La mortalidad encontrada en las pesquerías de Estados Unidos estarían por encima del nivel máximo de extracción biológica potencial es decir, el número límite de muertes anuales provocadas por actividades humanas, más allá del cual la población estaría en peligro (NOAA, 2010). Las pesquerías podrían tener un impacto indirecto en caso de sobrepesca de las presas de los calderones comunes como podría ser el caso en el noroeste de la península Ibérica (Monteiro *et al.*, 2015).

Por otro lado, los calderones suelen vivir lejos de costa donde el tráfico marítimo suele ser menos intenso y el riesgo de colisión con embarcaciones es menor. Sin embargo, en el estrecho de Gibraltar y mar de Alborán se han registrado casos de colisiones donde la distribución de los calderones se solapa tanto con el paso de los cargueros que entran y salen del Mediterráneo como con las rutas de los ferris que cruzan en un eje norte-sur (de Stephanis *et al.*, 2005; de Stephanis y Urquiola, 2006). Solo se ha

comunicado una colisión con un velero a nivel mundial, con un trimarán que iba a 15 nudos (Ritter, 2009). Además, el avistamiento de cetáceos descontrolado puede causar un estrés acústico grave y cambios comportamentales, lo que puede tener efectos negativos impredecibles a nivel poblacional (Airoldi *et al.*, 1999; Jahoda *et al.*, 2003; IWC 2007; Salazar *et al.*, 2008; Senigaglia *et al.*, 2012). En el estrecho de Gibraltar, esta actividad ha atraído a unos 39.000 turistas en 2011, dónde la especie principalmente avistada es el calderón común (Elejabeita *et al.*, 2012).

Asimismo, como depredadores apicales, los calderones son los receptores de la acumulación de sustancias contaminantes a través de la red trófica (Bustamante *et al.*, 1998). Los calderones comunes del Mediterráneo tienen niveles de contaminación por organoclorados (OCs) entre 5 y 10 veces más altos que los calderones del Atlántico norte (Law *et al.*, 1996; Dam y Bloch 2000; Praca *et al.*, 2011). Estas concentraciones se encuentran por encima de un umbral a partir de cual los OCs podrían tener un efecto toxicológico en el sistema inmunitario y reproductivo de estos animales (Kannan *et al.*, 2000; Jepson *et al.*, 2005). La acumulación de metales pesados como el cadmio y el mercurio se han encontrado en los calderones cazados en las Islas Feroe (Caurant y Amiard-Triquet, 1995; Caurant *et al.*, 1996; Bustamante *et al.*, 1998). Los calderones comunes parecen ser excepcionalmente tolerantes 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).

Otra fuente de contaminación pueden ser los macro desechos marinos. Existen pocos datos sobre la ingestión de plásticos por calderones comunes (Poncelet *et al.* 2000). Sin embargo, este problema se ha descrito en otras especies que tienen una dieta parecida basada en cefalópodos y que suelen ocupar hábitats similares de aguas profundas, como son los cachalotes, zifios y calderones grises (Poncelet *et al.*, 2000; Santos *et al.*, 2001, 2007; Fernández *et al.*, 2009; MacLeod, 2009; Kovacic *et al.*, 2009; Simmonds, 2011; de Stephanis *et al.*, 2013). En la costa Atlántica francesa, hay 3 registros publicados de calderones comunes con ingestión de plásticos que podrían haber contribuido a la causa de muerte del animal (Poncelet *et al.*, 2000).

Asimismo, la contaminación acústica, como por ejemplo por campañas sísmicas o sonares militares, también tiene efectos demostrados sobre los calderones comunes, incluyendo observaciones de cambios o cese de las vocalizaciones y/o comportamientos de huida (Bowles *et al.*, 1994; Rendell y Gordon, 1999; Miller *et al.*, 2012; Alves *et al.*, 2014; Antunes *et al.*, 2014; Wensveen *et al.*, 2015).

Por otro lado, los calderones comunes no tienen depredadores importantes en el Mediterráneo, sin embargo algunas poblaciones de orcas pueden atacar y alimentarse de mamíferos marinos, incluyendo calderones comunes (Weller, 2008). En el estrecho de Gibraltar, se han observado interacciones antagonistas entre calderones comunes y orcas, donde los calderones perseguían a las orcas para expulsarlas de su territorio (de Stephanis *et al.*, 2015). En esta zona, la dieta principal de las orcas está basada el atún rojo y no incluye a mamíferos marinos (García Tiscar, 2009). Por esa razón, de Stephanis *et al.* (2015) han sugerido que el comportamiento de los calderones comunes podría ser un mecanismo defensivo heredado frente a posibles ataques de poblaciones ancestrales de orcas cazadoras de mamíferos marinos (de Stephanis *et al.*, 2015).

Por otra parte, en invierno 2006-2007 una epizootia de morbillivirus afectó a los calderones del estrecho de Gibraltar, donde la tasa de varamiento se multiplicó por 10 (Fernández *et al.*, 2008). Posteriormente, la epizootia se extendió en todo el Mediterráneo hasta las costas francesas a finales de 2007, donde se encontró el último registro de varamiento debido al Morbillivirus (Keck *et al.*, 2010). Esta epizootia es el origen de la mayor mortalidad registrada en calderones comunes en el Mediterráneo (Fernández *et al.*, 2008; Wierucka *et al.*, 2014) y es su mayor amenaza identificada hasta la fecha.

2.9 Estado de conservación

Los temas relativos a las especies migratorias en el territorio del Estado español y en las aguas marítimas bajo soberanía o jurisdicción española, incluyendo la ZEE y la plataforma continental, son competencia de la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad (creada por la Ley 42/2007, de 13 de diciembre), como

órgano consultivo y de cooperación entre las administraciones públicas. Además, el Real Decreto 1424/2008, de 14 de agosto, que desarrolla las funciones de esta Comisión, creó a su vez el Comité de Flora y Fauna Silvestres, como órgano técnico especializado en esta materia. Asimismo, el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, establece un comité científico de 19 miembros como órgano consultivo, para asistir al Comité de Flora y Fauna Silvestres en relación al procedimiento de inclusión, cambio de categoría o exclusión de especies en el Listado y en el Catálogo. Los calderones comunes del mar Mediterráneo están protegidos por varios acuerdos y organizaciones internacionales y nacionales que se detallan en la tabla 1.2.

Tabla 1.2. Acuerdos, convenios y leyes nacionales e internacionales que protegen los calderones comunes del Mediterráneo español

	Acuerdo/Convenio/Ley	Especificación
INTERNACIONAL	UICN , Unión Internacional de la Conservación de la Naturaleza	Mundo: Datos insuficientes desde 2008
	ACCOBAMS , Acuerdo para la Conservación de los Cetáceos del Mediterráneo, Mar Negro y Atlántico Contiguo	Mediterráneo: Datos insuficientes desde 2006 (UICN/ACCOBAMS)
	Santuario Pelagos , Santuario internacional para cetáceos creado por 3 países, Francia, Italia, Mónaco en 1999	
	Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres , 1973	Apéndice II, que incluye a) todas las especies que, si bien en la actualidad no se encuentran necesariamente en peligro de extinción, podrían llegar a esa situación a menos que el comercio en especímenes de dichas especies esté sujeto a una reglamentación estricta a fin de evitar utilización incompatible con su supervivencia, y b) aquellas otras especies no afectadas por el comercio, que también deberán sujetarse a reglamentación con el fin de permitir un

		eficaz control del comercio en las especies a que se refiere el subpárrafo a) del presente párrafo
	Convenio de Berna relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural en Europa, 1979	Apéndice II que incluye las especies de fauna estrictamente protegidas
	Convenio de Barcelona para la protección del medio marino y de la región costera del Mediterráneo, 1995. Protocolo sobre zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica.	Apéndice II, que incluye la lista de especies en peligro o amenazadas
	Directiva 92/43/CEE o Directiva Hábitat de 21 de mayo del Consejo Europeo relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestres	Anexo IV, que incluye las especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta
	Directiva 2008/56/CE o Directiva marco sobre la estrategia marina del Parlamento europeo y del Consejo de 17 de junio de 2008 por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino	
NACIONAL	Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre (por el que se adopta la Directiva 92/43/CEE o Directiva Hábitat de 21 de mayo del Consejo Europeo)	Anexo IV, que incluye las especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta
	Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad	Anexo V, que incluye las especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta
	Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas	Catálogo Español de Especies Amenazadas
	Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, por el que se establecen medidas de protección	

de los cetáceos

Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino, (por el que se adopta la Directiva 2008/56/CE o Directiva marco sobre la estrategia marina del Parlamento europeo y del Consejo de 17 de junio de 2008)

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

Resolución de 13 de noviembre de 2012, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente, por la que se publica el Acuerdo del Consejo de Ministros de 2 de noviembre de 2012, por el que se aprueban los objetivos ambientales de las estrategias marinas españolas

Desde 2011, el calderón común del Mediterráneo español está catalogado en el CEEA como Vulnerable (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas). Los resultados de esta tesis servirán para actualizar los conocimientos sobre el calderón común del Mediterráneo español y, en caso necesario, proponer un cambio de estatus de catalogación en el CEEA.

III. Información necesaria para evaluar el estado de conservación del calderón común en el Mediterráneo español

Como se ha podido ver anteriormente, existen pocas poblaciones de calderones comunes que han sido estudiadas a nivel mundial. En particular, casi no existe información sobre el oeste de Europa y Mediterráneo, a pesar de que la especie se encuentre de manera regular desde Irlanda hasta Italia. La población del golfo de Vizcaya es relativamente grande, contando con miles de individuos (Hammond *et al.*, 2009; Pettex *et al.*, 2014). Además tiene una distribución continua desde Irlanda hasta Galicia en aguas pelágicas y del talud continental (Hammond *et al.*, 2009; Pettex *et al.*,

2014), lo que dificulta su estudio en una zona tan extensa. Sin embargo, en el mar de Alborán y estrecho de Gibraltar, al límite más occidental del Mediterráneo, su distribución es ligeramente fragmentada, con zonas de mayor abundancia donde se pueden concentrar los esfuerzos de investigación (Cañadas *et al.*, 2005). Desde 1992 hasta 2014 varias organizaciones han recopilado datos sobre calderones comunes en estas zonas. Esta larga serie de datos, incluyendo censos de avistamientos de cetáceos, foto-identificación y recolección de biopsias remotas, ha proporcionado los conocimientos actuales sobre la distribución y dieta de la especie en el sur Peninsular, así como su abundancia y estructura social hasta el 2005 (Cañadas y Sagarminaga, 2000; Cañadas *et al.*, 2005; de Stephanis *et al.*, 2008a,b,c; Verborgh *et al.*, 2009).

No obstante, todavía falta información sobre los aspectos más relevantes de su biología y ecología, como base para realizar un diagnóstico de su situación y evaluar si el estado de conservación de las poblaciones de calderones comunes del Mediterráneo español es o no favorable. Primero, se desconoce el número de poblaciones que habitan en la zona y la existencia de aislamiento genético o de posibles flujos migratorios entre ellas. Asimismo, si su distribución espacial se ha estudiado extensamente en la zona norte, no se conoce la existencia de posibles movimientos hacia el sur del mar de Alborán y entre las diferentes zonas de alta densidad. Del mismo modo, la epizootia de morbillivirus se ha investigado a nivel veterinario a partir de los individuos varados en la costa (Fernández *et al.*, 2008) pero, se desconocen las consecuencias demográficas que haya podido tener sobre los calderones del estrecho de Gibraltar. Por lo tanto, para aportar información a todos estos niveles, se requieren estudios multidisciplinarios.

La estructura de población se puede estudiar a través de marcadores genéticos que permiten observar el nivel de intercambio y/o aislamiento entre diferentes poblaciones. Se utilizan marcadores que tienen un alto nivel de mutación de manera que se puedan observar variaciones entre poblaciones aisladas. En mamíferos, se suelen usar, por un lado el ADN nuclear que proviene de ambos progenitores, y por otro lado el ADN mitocondrial (ADNmt) que se transmite únicamente de la madre a su descendencia. Los microsatélites son un tipo de marcadores del ADN nuclear que

consiste en fragmentos de ADN en los que una secuencia de dos hasta seis pares de bases se repite de manera consecutiva. La variación en el número de repeticiones crea diferentes alelos. Los mamíferos, al ser organismos diploides, presentan dos alelos heredados uno de la madre y otro del padre. Estos alelos pueden ser iguales y entonces se llamarán homocigotos o diferentes y serán heterocigotos. El ADNmt tiene una secuencia genómica mitocondrial no codificante llamada “lazo D” (o D-loop en inglés). La región de control del lazo D suele presentar mutaciones. Cada secuencia es un haplotipo, ya que las mitocondrias solamente se heredan maternalmente. También se pueden usar otras partes del ADNmt como el citocromo b o c que son codificantes pero que pueden aportar información sobre mutaciones a más largo plazo. Las mutaciones suelen ocurrir después de varias generaciones (Sun *et al.*, 2012) de manera que si la separación entre poblaciones es reciente, la probabilidad de detectar una diferencia genética disminuye. Sin embargo, existen otras maneras de medir intercambios entre zonas.

A corto plazo, se pueden investigar los movimientos individuales y ver como se solapan o se separan los rangos de uso espacio-temporal de diferentes individuos en las diferentes zonas de estudio. El marcaje y seguimiento por satélite permite obtener varias posiciones de un individuo cada día durante varios días o semanas. Es una técnica reciente pero la información obtenida en pequeños cetáceos ha aumentado estos últimos años, principalmente gracias a la miniaturización de las marcas y la mejora de los sistemas de fijación en el animal (Balmer *et al.*, 2014; McIntyre, 2014). Una de las ventajas de este tipo de seguimiento es que permite obtener información sobre áreas poco estudiadas, entender mejor el uso del hábitat u observar movimientos a largas distancias. A partir de la información genética, se eligen las zonas apropiadas donde marcar diferentes individuos para comprobar si existe solapamiento geográfico entre los individuos de las diferentes poblaciones.

Otra manera de realizar un seguimiento a largo plazo de los individuos es a través de la foto-identificación. Esta técnica consiste en identificar a un individuo gracias a las fotografías de las marcas naturales que aparecen en una zona específica del cuerpo. Esta técnica se ha desarrollado para los cetáceos desde los años 1970s (e.g. Katona *et*

al., 1979), para los cuales se usan generalmente las marcas situadas en la aleta dorsal o caudal. A partir de las fotografías, se crean catálogos de individuos de cada área estudiada y se comparan entre zonas para estudiar movimientos individuales. Esta técnica tiene la ventaja de ser totalmente no invasiva para los animales. Otra ventaja es que se pueden comparar catálogos de diferentes zonas del planeta, y desvelar migraciones a gran escala (por ejemplo Carpinelli *et al.*, 2014).

Asimismo, la foto-identificación permite también estudiar los parámetros demográficos de un grupo de individuos que usan un área en particular (Hammond, 1986). Gracias a modelos de marca-recaptura, se puede estimar el tamaño de población, la tasa de supervivencia aparente anual para diferentes clases de edad, intervalos de nacimientos y el crecimiento poblacional. A su vez, estos parámetros podrán ser comparados en situaciones “normales” y en el caso de una epizootia de morbillivirus, con el fin de evaluar las consecuencias demográficas de la misma.

IV. Objetivos generales

Los objetivos de esta tesis doctoral son primero investigar la estructura de las diferentes poblaciones de calderones comunes en Europa, con un énfasis en España (figura 1.8, rectángulo con línea punteada). Después, se pretende definir unidades de gestión en el Mediterráneo español, donde existen datos a largo plazo sobre esta especie (figura 1.8, rectángulo con línea discontinuada). Luego, se estimaran parámetros demográficos y se investigarán los efectos de una epizootia de morbillivirus sobre la población del estrecho de Gibraltar (figura 1.8, rectángulo con línea continua). Finalmente, gracias a los resultados obtenidos, se pretende proponer un estatus de conservación para la especie en el Mediterráneo Español y redactar una propuesta de plan de conservación.

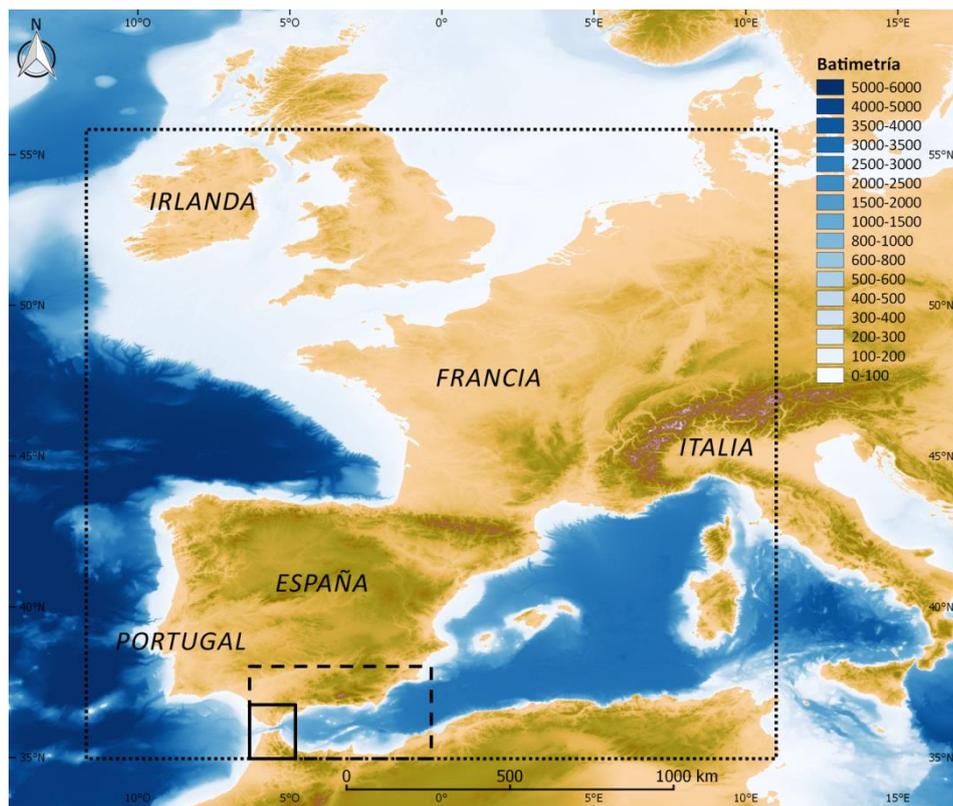


Figura 1.8. Zonas de estudio representado por el rectángulo con línea punteada para el Capítulo 2, el rectángulo con línea discontinuada para el Capítulo 3 y el rectángulo con línea continua para los Capítulos 4 y 5. Mapa realizado con el software libre QGIS 2.8 (QGIS Development Team, 2015).

Estos objetivos se llevarán a cabo de la forma siguiente:

1. Definir la estructura de población a nivel molecular de los calderones comunes en Europa. Gracias a la colaboración de varias instituciones, se realizarán análisis de genética poblacional en muestras de piel procedentes de Irlanda, el Atlántico francés, Galicia, Portugal, el estrecho de Gibraltar, el mar de Alborán, golfo de Vera, el Mediterráneo francés e Italia. De estas muestras, se extraerá el ADN y se analizarán las secuencias de los haplotipos de la región de control del “lazo D” del ADN mitocondrial así como 14 microsatélites o marcadores de ADN nuclear. Estos análisis permitirán evaluar el número de poblaciones presentes en las aguas del oeste de Europa y del Mediterráneo así como posible aislamiento o flujos migratorios entre ellas. Asimismo, se realizará un análisis detallado del Mediterráneo español.

2. Definir las unidades de gestión del Mediterráneo español. Se estudiarán los movimientos individuales de calderones comunes en el Mediterráneo español mediante dos métodos de estudio. Primero, se compararán los catálogos de foto-identificación existentes en el sur de la Península Ibérica para tener una resolución temporal más reciente que la que proporcionan los análisis genéticos. Gracias a la colaboración entre varias entidades, se dispone de datos de foto-identificación en el mar de Alborán y golfo de Vera desde 1992 hasta 2014 y en el estrecho de Gibraltar desde 1999 hasta 2011. Además, se analizarán los movimientos espacio-temporales de calderones equipados con marcas satélites desplegadas en las tres zonas para investigar posibles límites de distribución entre diferentes unidades de gestión y así entender si existen intercambios entre zonas a corto-medio plazo.

3. Estimar los parámetros demográficos de los calderones del estrecho de Gibraltar. El estrecho de Gibraltar tiene una población residente de calderones comunes. Gracias a la foto-identificación, se conoce cada individuo de la población entre 1999 y 2006. Con estos datos se construirán modelos de captura-recaptura para estimar parámetros demográficos, incluyendo las tasas de supervivencia y abundancias de diferentes clases de edad (cría, juvenil y adulta), así como el intervalo entre nacimientos. En el resto del mundo, estos parámetros sólo se han podido estimar a partir de animales muertos y por primera vez se calcularán para una población in-situ.

4. Estimar los efectos de la epizootia de morbillivirus sobre los parámetros demográficos de los calderones del estrecho de Gibraltar. Gracias a la foto-identificación, también se estudiarán los efectos de la epizootia de morbillivirus del 2006-07 sobre diferentes parámetros demográficos del estrecho de Gibraltar. Gracias a un monitoreo que incluye el periodo pre-(1999-2006) y post-morbillivirus (2007-2011), se construirán modelos de marca-recaptura para estudiar el efecto de la epizootia sobre la tasa de supervivencia, la abundancia y el crecimiento poblacional. Estos datos todavía no se han estimado para ninguna especie de cetáceo a nivel mundial y son de crucial importancia para evaluar la viabilidad de la población.

5. Proponer una revisión del estatus de conservación para los calderones comunes del Mediterráneo español. Con este trabajo, se pretende realizar un diagnóstico de la situación de los calderones comunes del Mediterráneo español y evaluar si su estado de conservación es favorable o desfavorable. Esta evaluación permitirá justificar cambios en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, en caso que sea necesario. Para ello, se enfrentará la nueva información conseguida y la existente con los «criterios orientadores para la inclusión de taxones y poblaciones en catálogos de especies amenazadas» aprobados por la Comisión Nacional para la Protección de la Naturaleza, el 17 de marzo de 2004 y detallados anteriormente. Teniendo en cuenta estos criterios, se elaborará una memoria técnica justificativa aconsejando que se conserve o que se cambie de categoría de amenaza.

6. Redactar una propuesta de plan de conservación para los calderones comunes del Mediterráneo español. El R.D. 139/2011 de 4 de febrero especifica que “En el caso concreto de las especies incluidas en el Catálogo [Español de Especies Amenazadas], debe realizarse una gestión activa de sus poblaciones mediante la puesta en marcha de medidas específicas por parte de las administraciones públicas. Estas medidas se concretarán en la adopción de estrategias de conservación y de planes de acción”. Una vez actualizada la categoría de amenaza de los calderones comunes del Mediterráneo español, se procederá a la redacción de una propuesta de plan de conservación. Este documento constará de una evaluación del grado de las diferentes amenazas a la conservación así como un plan de acción para aumentar el conocimiento y limitar las amenazas identificadas.

V. Referencias

- Airoidi, S., Azzellino, A., Nani, B., Ballardini, M., Bastoni, C., Notarbartolo di Sciara, G., Sturlese, A., 1999. Whale-watching in Italy: results of the first three years of activity, in: Evans, P.G.H., Cruz, J., Raga, J.A. (Eds.), European Research on Cetaceans 13: Thirteenth Annual Conference of the European Cetacean Society. Valencia, Spain, pp. 153–156.
- Alves, A., Antunes, R., Bird, A., Tyack, P.L., Miller, P.J.O., Lam, F.-P. a., Kvadsheim, P.H., 2014. Vocal matching of naval sonar signals by long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). Mar. Mammal Sci. 30, 1248–1257. doi:10.1111/mms.12099
- Amos, B., Schlötterer, C., Tautz, D., 1993. Social structure of pilot whales revealed by analytical DNA profiling. Science 260, 670–672. doi:10.1126/science.8480176
- Antunes, R., Kvadsheim, P.H., Lam, F.P. a, Tyack, P.L., Thomas, L., Wensveen, P.J., Miller, P.J.O., 2014. High thresholds for avoidance of sonar by free-ranging long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). Mar. Pollut. Bull. 83, 165–80. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.03.056

- Astruc, G., 2005. Exploitation des chaînes trophiques marines de Méditerranée par les populations de cétacés. Diplôme de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes.
- Augusto, J.F., Frasier, T.R., Whitehead, H., 2013. Using photography to determine sex in pilot whales (*Globicephala melas*) is not possible: Males and females have similar dorsal fins. *Mar. Mammal Sci.* 29, 213–220. doi:10.1111/j.1748-7692.2011.00546.x
- Azzellino, A., Fossi, M.C., Gaspari, S., Lanfredi, C., Lauriano, G., Marsili, L., Panigada, S., Podestà, M., 2014. An index based on the biodiversity of cetacean species to assess the environmental status of marine ecosystems. *Mar. Environ. Res.* 100, 94–111. doi:10.1016/j.marenvres.2014.06.003
- Baird, R.W., Borsani, J.F., Hanson, M.B., Tyack, P.L., 2002. Diving and night-time behaviour of long-finned pilot whales in the Ligurian Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 237, 301–305.
- Balmer, B.C., Wells, R.S., Schwacke, L.H., Schwacke, J.H., Danielson, B., George, R.C., Lane, S.M., McLellan, W. a., Pabst, D.A., Sparks, K., Speakman, T.R., Townsend, F.I., Zolman, E.S., 2014. Integrating multiple techniques to identify stock boundaries of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 24, 511–521. doi:10.1002/aqc.2357
- Barlow, J., Ferguson, M.C., Perrin, W.F., Ballance, L., Gerrodette, T., Joyce, G., McLeod, C.D., Mullin, K.D., Palka, D., Waring, G., 2006. Abundance and densities of beaked and bottlenose whales (family Ziphiidae). *J. Cetacean Res. Manag.* 7, 263–270.
- Barón, E., Giménez, J., Verborgh, P., Gauffier, P., De Stephanis, R., Eljarrat, E., Barceló, D., 2015. Bioaccumulation and biomagnification of classical flame retardants, related halogenated natural compounds and alternative flame retardants in three delphinids from Southern European waters. *Environ. Pollut.* 203, 107–115. doi:10.1016/j.envpol.2015.03.041
- Bayed, A., 1996. First data on the distribution of cetaceans along the Moroccan coasts, in: Evans, P.G.H. (Ed.), *European Research on Cetaceans-10. Proceedings of the X Annual Conference of the European Cetacean Society.* European Cetacean Society, Lisbon, Portugal, p. 106.
- Beatson, E.L., O'Shea, S., 2009. Stomach contents of long-finned pilot whales, *Globicephala melas*, mass-stranded on Farewell Spit, Golden Bay in 2005 and 2008. *New Zeal. J. Zool.* 36, 47–58. doi:10.1080/03014220909510139
- Bentaleb, I., Martin, C., Vrac, M., Mate, B., Mayzaud, P., Siret, D., De Stephanis, R., Guinet, C., 2011. Foraging ecology of Mediterranean fin whales in a changing environment elucidated by satellite tracking and baleen plate stable isotopes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 438, 285–302. doi:10.3354/meps09269
- Bjorke, H., 2001. Predators of the squid *Gonatus fabricii* (Lichtenstein) in the Norwegian Sea. *Fish. Res.* 52, 113–120.
- Bloch, D., Lockyer, C., Zachariassen, M., 1993a. Age and growth parameters of the long-finned pilot whale off the Faroe Islands, in: *Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission.* International Whaling Commission, Cambridge, pp. 163–208.
- Bloch, D., Zachariassen, M., Zachariassen, P., 1993b. Some external characters of the long-finned pilot whale off the Faroe Islands and a comparison with the short-finned pilot whale, in: *Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission.* International Whaling Commission, Cambridge, pp. 117–126.
- Boisseau, O., Lacey, C., Lewis, T., Moscrop, a, Danbolt, M., Mclanaghan, R., 2010. Encounter rates of cetaceans in the Mediterranean Sea and contiguous Atlantic area. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 90, 1589–1599. doi:10.1017/S0025315410000342
- Boutiba, Z., 1994. Cetaceans in Algerian coastal waters, in: Evans, P.G.H. (Ed.), *European Research on Cetaceans-8. Proceedings of the VIII Annual Conference of the European Cetacean Society.* European Cetacean Society, Montpellier, France, pp. 104–106.
- Bowles, A.E., Smultea, M., Wursig, B., DeMaster, D.P., Palka, D., 1994. Relative abundance and behaviour of marine mammals exposed to transmission from the Heard Island feasibility test. *J. Acoust. Soc. Am.* 96, 2469–2484.
- Buckland, S.T., Block, D., Cattanach, K.L., Gunnlaugsson, T., Hoydal, K., Lens, S., Sigurjónsson, J., 1993. Distribution and abundance of long-finned pilot whales in the North Atlantic, estimated from NASS-87 and NASS-88 data, in: *Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission.* International Whaling Commission, Cambridge, pp. 33–50.
- Bustamante, P., Caurant, F., Fowler, S.W., Miramand, P., 1998. Cephalopods as a vector for the transfer of cadmium to top marine predators in the north-east Atlantic Ocean. *Sci. Total Environ.* 220, 71–80.
- Campana, I., Crosti, R., Angeletti, D., Carosso, L., David, L., Di-Méglio, N., Moulins, A., Rosso, M., Tepsich,

- P., Arcangeli, A., 2015. Cetacean response to summer maritime traffic in the Western Mediterranean Sea. *Mar. Environ. Res.* 109, 1–8. doi:10.1016/j.marenvres.2015.05.009
- 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. *Mar. Mammal Sci.* 16, 513–529.
- 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. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 15, 495–521. doi:10.1002/aqc.689
- Carpinelli, E., Gauffier, P., Verborgh, P., Airoidi, S., David, L., Di-Méglio, N., Cañadas, A., Frantzis, A., Rendell, L., Lewis, T., Mussi, B., Pace, D.S., De Stephanis, R., 2014. Assessing sperm whale (*Physeter macrocephalus*) movements within the western Mediterranean Sea through photo-identification. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 24, 23–30. doi:10.1002/aqc.2446
- Caurant, F., Amiard-Triquet, C., 1995. Cadmium contamination in pilot whales *Globicephala melas*: source and potential hazard to the species. *Mar. Pollut. Bull.* 30, 207–210.
- Caurant, F., Navarro, M., Amiard, J.C., 1996. Mercury in pilot whales: possible limits to the detoxification process. *Sci. Total Environ.* 186, 95–104.
- Couperus, A.S., 1997. Interactions between dutch midwater trawl and Atlantic white-sided dolphins (*Lagenorhynchus acutus*) southwest of Ireland. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 22, 209–218.
- Crockford, S.J., Frederick, S.G., 2007. Sea ice expansion in the Bering Sea during the Neoglacial: evidence from archaeozoology. *The Holocene* 17, 699–706. doi:10.1177/0959683607080507
- Dam, M., Bloch, D., 2000. Screening of the mercury and persistent organochlorine pollutants in long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the Faroe Islands. *Mar. Pollut. Bull.* 40, 1090–1099.
- David, L., Chenoz, M., Cournulier, T., Dhermain, F., 2006. Bycatches of cetaceans by french drifnets for tuna in the northwestern mediterranean sea, in: 20th Annual Conference of the European Cetacean Society, Gdynia, Poland.
- Davies, J.L., 1960. The Southern Form of the Pilot Whale. *J. Mammal.* 41, 29–34.
- de Stephanis, R., 2008. Estrategias de alimentación en función del tiempo de los diferentes grupos de Calderón común (*Globicephala melas*) en el Estrecho de Gibraltar en primavera verano. Universidad de Cádiz.
- de Stephanis, R., Cornulier, T., Verborgh, P., Salazar Sierra, J., Pérez Gimeno, N., Guinet, C., 2008a. Summer spatial distribution of cetaceans in the Strait of Gibraltar in relation to the oceanographic context. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 353, 275–288. doi:10.3354/meps07164
- de Stephanis, R., García-Tíscar, S., Verborgh, P., Esteban-Pavo, R., Pérez, S., Minvielle-Sebastia, L., Guinet, C., 2008b. Diet of the social groups of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Mar. Biol.* 154, 603–612. doi:10.1007/s00227-008-0953-8
- de Stephanis, R., Giménez, J., Carpinelli, E., Gutierrez-Exposito, C., Cañadas, A., 2013. As main meal for sperm whales: Plastics debris. *Mar. Pollut. Bull.* 69, 206–214. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.01.033
- de Stephanis, R., Giménez, J., Esteban, R., Gauffier, P., García-Tíscar, S., Sinding, M.-H.S., Verborgh, P., 2015. Mobbing-like behavior by pilot whales towards killer whales: a response to resource competition or perceived predation risk? *Acta Ethol.* 18, 69–78. doi:10.1007/s10211-014-0189-1
- de Stephanis, R., Urquiola, E., 2006. Collisions between ships and cetaceans in Spain. SC/58/BC5, in: 58th Scientific Committee of the International Whaling Commission. St Kitts and Nevis, pp. 1–6.
- 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.
- de Stephanis, R., Verborgh, P., Pérez, S., Esteban, R., Minvielle-Sebastia, L., Guinet, C., 2008c. Long-term social structure of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Acta Ethol.* 11, 81–94. doi:10.1007/s10211-008-0045-2
- Desportes, G., Andersen, L.W., Bloch, D., 1994. Variation in foetal and postnatal sex ratios in long-finned pilot whales. *Ophelia* 39, 183–196.
- Desportes, G., Mouritsen, R., 1993. Preliminary results on the diet of long-finned pilot whales off the Faroe Islands, in: *Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge*, pp. 305–324.
- Desportes, G., Saboureau, M., Lacroix, A., 1993. Reproductive maturity and seasonality of male long-finned pilot whales, off the Faroe Islands, in: *Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge*, pp. 233–262.

- 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. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT 44, 255–263.
- Di Natale, A., 1990. Marine mammals interactions in Scombridae fishery activities: the Mediterranean case.
- Dirección General para la Biodiversidad, 2004. Criterios Orientadores para la inclusión de taxones y poblaciones en Catálogos de especies amenazadas. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, Spain.
- dos Santos, R. a, Haimovici, M., 2001. Cephalopods in the diet of marine mammals stranded or incidentally caught along southeastern and southern Brazil (21–34°S). Fish. Res. 52, 99–112.
- Duguy, R., Hussenot, E., 1982. Occasional captures of delphinids in the northeast Atlantic. Rep. Int. Whal. Comm. 32, 461–462.
- Elejabeitia, C., Urquiola, E., Verborgh, P., Stephanis, R. de, 2012. Towards a sustainable whale-watching industry in the Mediterranean Sea, in: Rosalino, L.M., Silva, A., and Abreu, A. (Ed.), New Trends Towards Mediterranean Tourism Sustainability. Nova Science Publishers, Inc, pp. 1–32.
- Fairfield, C.P., Garrison, L.P., 2008. Estimated bycatch of marine mammals and sea turtles in the US Atlantic pelagic longline fleet during 2007.
- Fernández, A., Esperon, F., Herraèz, P., Espinosa de los Monteros, A., Clavel, C., Bernabé, A., Sánchez-Vizcaino, J., Verborgh, P., de Stephanis, R., Toledano, F., Bayón, A., 2008. Morbillivirus and Pilot Whale Deaths, Mediterranean Sea. Emerg. Infect. Dis. 14, 792–794.
- Fernández, R., Santos, M.B., Carrillo, M., Tejedor, M., Pierce, G.J., 2009. Stomach contents of cetaceans stranded in the Canary Islands 1996–2006. J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom 89, 873–883.
- Fontaine, M., Carravieri, A., Simon-Bouhet, B., Bustamante, P., Gasco, N., Bailleul, F., Guinet, C., Cherel, Y., 2015. Ecological tracers and at-sea observations document the foraging ecology of southern long-finned pilot whales (*Globicephala melas edwardii*) in Kerguelen waters. Mar. Biol. 162, 207–219. doi:10.1007/s00227-014-2587-3
- Foote, A.D., 2008. Mortality rate acceleration and post-reproductive lifespan in matrilineal whale species. Biol. Lett. 5, 189–191.
- Fossi, M.C., Casini, S., Maltese, S., Panti, C., Spinsanti, G., Marsili, L., 2014. An “ ex vivo ” Model to Evaluate Toxicological Responses to Mixtures of Contaminants in Cetaceans: Integumentum Biopsy Slices. Environ. Toxicol. 29, 1107–1121. doi:10.1002/tox
- Frantzis, A., Alexiadou, P., Paximadis, G., Politi, E., Gannier, A., Corsini-Foka, M., 2003. Current knowledge of the cetacean fauna of the Greek Seas. J. Cetacean Res. Manag. 5, 219–232.
- Fullard, K.J., 2000. Microsatellite analysis of long-finned pilot whales. Cambridge University.
- Fullard, K.J., Early, G., Heide-Jorgensen, 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? Mol. Ecol. 9, 949–958.
- 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. Ecole Pratique des Hautes Etudes, Montpellier, France.
- Gannon, D.P., Read, A.J., Craddock, J.E., Frstrup, K.M., Nicolas, J.R., 1997. Feeding ecology of long-finned pilot whales *Globicephala melas* in the western North Atlantic. Mar. Ecol. Prog. Ser. 148, 1–10.
- Gannon, D.P., Read, A.J., Craddock, J.E., Mead, J.G., 1997. Stomach contents of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) stranded on the US mid-Atlantic coast. Mar. Mammal Sci. 13, 405–418.
- 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, Madrid, Spain.
- Gascon, C., Brooks, T.M., Contreras-MacBeath, T., Heard, N., Konstant, W., Lamoreux, J., Launay, F., Maunder, M., Mittermeier, R.A., Molur, S., Al Mubarak, R.K., Parr, M.J., Rhodin, A.G.J., Rylands, A.B., Soorae, P., Sanderson, J.G., Vié, J.-C., 2015. The Importance and Benefits of Species. Curr. Biol. 25, R431–R438. doi:10.1016/j.cub.2015.03.041
- Goetz, S., Read, F.L., Ferreira, M., Portela, J.M., Santos, M.B., Vingada, J., Siebert, U., Marçalo, A., Santos, J., Araújo, H., Monteiro, S., Caldas, M., Riera, M., Pierce, G.J., 2015. Cetacean occurrence, habitat preferences and potential for cetacean-fishery interactions in Iberian Atlantic waters: results from cooperative research involving local stakeholders. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 25, 138–154. doi:10.1002/aqc.2481
- Gómez de Segura, A., Crespo, E.A., Pedraza, S.N., Hammond, P.S., Raga, J.A., 2006. Abundance of small

- cetaceans in waters of the central Spanish Mediterranean. *Mar Biol* 150, 149–160.
- González, M., Sánchez, P., 2002. Cephalopod assemblages caught by trawling along the Iberian Peninsula Mediterranean coast. *Sci. Mar.* 66, 199–208.
- Gozalbes, P., Jimenez, J., Raga, J., Esteban, J., Tomás, J., Gómez, J., Eymar, J., 2010. Cetáceos y tortugas marinas en la Comunitat Valenciana. Col·lecció Treballs Tècnics de Biodiversitat, 3. Valencia, Spain.
- Greco, M., 2011. The occurrence, distribution and social structure of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Ligurian Sea. Università di Pisa.
- Hammond, P.S., 1986. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques, in: Gregory, P.D. (Ed.), Behaviour of Whales in Relation to Management. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 253–282.
- Hammond, P.S., Macleod, K., Gillespie, D., Swift, R., Winship, A., Burt, M.L., Cañadas, A., Vázquez, J.A., Ridoux, V., Certain, G., Van Canneyt, O., Lens, S., Santos, M.B., Rogan, E., Uriarte, A., Hernández, C., Castro, R., 2009. Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic (CODA).
- Hay, K., 1982. Aerial line-transect estimates of abundance of humpback, fin, and long-finned pilot whales in the Newfoundland-Labrador area. *Rep. Int. Whal. Comm.* 32, 475–486.
- Heide-Jørgensen, M.P., Bloch, D., Stefansson, E., Mikkelsen, B., Ofstad, L.H., Dietz, R., 2002. Diving behaviour of long-finned pilot whales *Globicephala melas* around the Faroe Islands. *Wildlife Biol.* 8, 307–313.
- IWC, 2007. Ship strikes working group, Second progress report to the conservation committee (IWC/59/CC3), in: 59th Annual Meeting of the International Whaling Commission. p. 31.
- Jahoda, M., Lafortuna, C.L., Biassoni, N., Almirante, C., Azzellino, A., Panigada, S., Zanardelli, M., Sciarra, G.N. Di, 2003. Mediterranean fin whale's (*Balaenoptera physalus*) response to small vessels and biopsy sampling assessed through passive tracking and timing of respiration. *Mar. Mammal Sci.* 19, 96–110.
- 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 Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena*) Stranded in the United Kingdom. *Environ. Toxicol. Chem.* 24, 238–248. doi:10.1897/03-663.1
- Johnson, D.R., Yeung, C., Brown, C.A., 1999. Estimates of Marine mammal and marine turtle bycatch by the U.S. Atlantic pelagic longline fleet in 1992-1997.
- 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. *Hum. Ecol. Risk Assessment* 6, 181–201.
- Kasamatsu, F., Joyce, G.G., 1995. Current status of Odontocetes in the Antarctic. *Antarct. Sci.* 7, 365–379.
- Kasuya, T., 1975. Past occurrence of *Globicephala melanea* in the western North Pacific. *Sci. Rep. Whales Res. Inst.* 27, 95–110.
- Kasuya, T., Marsh, H., 1984. Life history and reproductive biology of the short-finned pilot whale, *Globicephala macrorhynchus*, off the Pacific Coast of Japan. *Rep. Int. Whal. Comm.* 259–310.
- Katona, S., Baxter, B., Brazier, O., Kraus, S.D., Perkins, J., Whitehead, H., 1979. Identification of humpback whales by fluke photographs, in: (eds.), H.E.W. and B.L.O. (Ed.), Behavior of Marine Animals. Plenum Press, New York 1979, pp. 33–44. doi:10.1007/978-1-4684-2985-5
- Keck, N., Kwiatek, O., Dhermain, F., Dupraz, F., Boulet, H., Danes, C., Laprie, C., Perrin, a, Godenir, J., Micout, L., Libeau, G., 2010. Resurgence of Morbillivirus infection in Mediterranean dolphins off the French coast. *Vet. Rec.* 166, 654–655. doi:10.1136/vr.b4837
- Kiszka, J., Hassani, S., Pezerill, S., 2004. Distribution and status of small cetaceans along the French Channel coasts: using opportunistic records for a preliminary assessment. *Lutra* 47, 33–46.
- 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 J. Mar. Sci. J. du Cons.* 64, 1033.
- Kovacic, I., Gomercic, T., Gomercic, H., Gomercic, M.D., 2009. Cephalopod prey of Cuvier's beaked whale, *Ziphius cavirostris*, from the Adriatic Sea, in: 23rd Annual Conference of the European Cetacean Society. Istanbul, Turkey.
- 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. *Mar. Pollut. Bull.* 32, 72–77.
- Lotfi, B.N., Founoun, C., El Abed, A., 1997. Contribution a l'étude des dauphins dans la region nord de la

- Tunisie, in: Actes de La 6ème Conference Internationale RIMMO. Cannes, pp. 15–23.
- MacLeod, C.D., 2009. Understanding the impacts of human activities on beaked whales: from individuals to species, and from local to global., in: Dolman, S.J., MacLeod, C.D., Evans, P.G.H. (Eds.), Proceedings of ECS the Workshop on Beaked Whale Research, San Sebastian, Spain, 26 Th April 2007.
- Mate, B.R., Ilyashenko, V.Y., Bradford, A.L., Vertyankin, V. V, Tsidulko, G.A., Rozhnov, V. V, Irvine, L.M., 2015. Critically endangered western gray whales migrate to the eastern North Pacific. Biol. Lett. 11, 4 pp. doi:10.1098/rsbl.2015.0071
- Marchessaux, D., Duguy, R., 1978. Note préliminaire sur les cétacés de la Méditerranée orientale, in: XXVI Congrès-Assemblée Plénière. Comité Des Vertébrés Marins et Céphalopodes. 24 Nov – 2 Dec, Antalya.
- Marcos-Ipiña, E., Salazar, J.M., de Stephanis, R., 2014. Estudio de las poblaciones de cetáceos y detección de Zonas Especiales de Conservación para los cetáceos en el entorno marino de Jaizkibel y aguas adyacentes Zetazeoen populazioen ikerketa eta Jaizkibelgo inguru itsastarrean eta alboko uretan zetazeoentza. Munibe Monogr. Nat. Ser. 2, 27–35.
- Martin, A.R., Rothery, P., 1993. Reproductive parameters of female long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) around the Faroe Islands, in: Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 263–304.
- 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., in: Bryden, M.M., Harrison, R. (Eds.), Research on Dolphins. Oxford Science Publications, Oxford, UK, pp. 225–250.
- McIntyre, T., 2014. Trends in tagging of marine mammals: a review of marine mammal biologging studies. African J. Mar. Sci. 1–14. doi:10.2989/1814232X.2014.976655
- Miller, P.J.O., Kvadsheim, P.H., Lam, F.-P.A., Wensveen, P.J., Antunes, R., Alves, A.C., Visser, F., Kleivane, L., Tyack, P.L., Sivle, L.D., 2012. The Severity of Behavioral Changes Observed During Experimental Exposures of Killer (*Orcinus orca*), Long-Finned Pilot (*Globicephala melas*), and Sperm (*Physeter macrocephalus*) Whales to Naval Sonar. Aquat. Mamm. 38, 362–401. doi:10.1578/AM.38.4.2012.362
- Monteiro, S., Ferreira, M., Vingada, J. V, López, A., Brownlow, A., Méndez-fernandez, P., 2015. Application of stable isotopes to assess the feeding ecology of long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the Northeast Atlantic Ocean. J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 465, 56–63. doi:10.1016/j.jembe.2015.01.007
- Mussi, B., Gabriele, R., Miragliuolo, A., Battaglia, M., 1998. Report of cetacean sightings and interactions with fisheries in the Archipelago Pontino Campano, Southern Tyrrhenian Sea, 1991–1995., in: Evans, P.G.H. (Ed.), ECS 12th Annual Conference Report. pp. 63–65.
- Mussi, B., Miragliuolo, A., 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), in: Evans, P.G.H., Pitt-Aiken, R., Rogan, E. (Eds.), European Research on Cetaceans 14: Fourteenth Annual Conference of the European Cetacean Society. Cork, Ireland, pp. 141–145.
- Naciones Unidas, 1992. Convenio sobre la Diversidad Biológica, Naciones Unidas.
- NOAA, 2010. Long-finned pilot whale (*Globicephala melas melas*): Western North Atlantic Stock.
- Northridge, S.P., 1991. Driftnet fisheries and their impacts on nontarget species: a worldwide review. Rome, Italy.
- Notarbartolo di Sciara, G., Birkun Jr., A., 2010. Conserving whales, dolphins and porpoises in the Mediterranean and Black Seas., Accobams. ed.
- Olesiuk, P., Bigg, M.A., Ellis, G.M., 1990. Life history and population dynamics of resident killer whales (*Orcinus orca*) in the coastal waters of British Columbia and Washington State, in: Hammond, P., Mizroch, S., Donovan, G. (Eds.), Individual Recognition of Cetaceans: Use of Photo-Identification and Other Techniques to Estimate Population Parameters. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 209–244.
- Olson, P.A., Reilly, S.B., 2002. Pilot whales *Globicephala melas* and *G. macrorhynchus*, in: Perrin, W.F., Würsig, B. and Thewissen, J.G.M. (Ed.), Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press, San Diego, p. 898-903.
- Oremus, M., Gales, R., Dalebout, M.L., Funahashi, N., Endo, T., Kage, T., Steel, D., Baker, S., 2009. Worldwide mitochondrial DNA diversity and phylogeography of pilot whales (*Globicephala* spp.). J. Linn. Soc. 98, 729–744.

- Oremus, M., Gales, R., Kettles, H., Baker, C.S., 2013. Genetic evidence of multiple matrilineal and spatial disruption of kinship bonds in mass strandings of long-finned pilot whales, *Globicephala melas*. *J. Hered.* 104, 301–311. doi:10.1093/jhered/est007
- Ottensmeyer, C.A., Whitehead, H., 2003. Behavioural evidence for social units in long-finned pilot whales. *Can. J. Zool.* 81, 1327–1338. doi:10.1139/z03-127
- Payne, P.M., Heinemann, D.W., 1993. The distribution of pilot whales (*Globicephala* spp.) in shelf/shelf-edge and slope waters of the northeastern United States, 1978-1988, in: *Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge*, pp. 51–68.
- Pettex, E., Lambert, C., Laran, S., Ricart, A., Virgili, A., Falchetto, H., Authier, M., Monestiez, P., Van Canneyt, O., Dorémus, G., Blanck, A., Toison, V., Ridoux, V., 2014. Suivi Aérien de la Mégafaune Marine en France métropolitaine. doi:10.13140/2.1.2698.5287
- Poncelet, E., Van Canneyt, O., 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, in: Evans, P.G.H., Pitt-Aiken, R., Rogan, E. (Eds.), *European Research on Cetaceans 14: Fourteenth Annual Conference of the European Cetacean Society. Cork, Ireland*, pp. 44–47.
- Praca, E., Laran, S., Lepoint, G., Thomé, J.-P., Quetglas, A., Belcari, P., Sartor, P., Dhermain, F., Ody, D., Tapie, N., Budzinski, H., Das, K., 2011. Toothed whales in the northwestern Mediterranean: Insight into their feeding ecology using chemical tracers. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1058–1065. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.02.024
- QGIS Development Team, 2015. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- Raga, J.A., Pantoja, J., 2004. Proyecto mediterráneo. Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español.
- Rayner, G.W., 1939. XLIV.—*Globicephala leucosagmaphora*, a new species of the genus *Globicephala*. *J. Nat. Hist. Ser.* 11 4, 543–544. doi:10.1080/00222933908527019
- 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.
- Relini, L.O., Garibaldi, F., 1992. Feeding of the pilot whale, *Globicephala melas*, in the Ligurian sea. A preliminary note., in: Evans, P.G.H. (Ed.), *European Research on Cetaceans-6. Proceedings of the VI Annual Conference of the European Cetacean Society. European Cetacean Society. 20-22 February, San Remo, Italy*, p. 142-145.
- Rendell, L.E., Gordon, J.C.D., 1999. Vocal response of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) to military sonar in the Ligurian Sea. *Mar. Mammal Sci.* 15, 198–204.
- Ritter, F., 2009. Collisions of sailing vessels with cetaceans worldwide: First insights into a seemingly growing problem., in: 61st International Whaling Commission. Madeira, p. 10.
- Rossmann, M.J., 2010. Estimated Bycatch of Small Cetaceans in Northeast US Bottom Trawl Fishing Gear during 2000–2005. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 42, 77–101.
- 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.
- Santoro, R., Sperone, E., Tringali, M.L., Pellegrino, G., Giglio, G., Tripepi, S., Arcangeli, A., 2015. Summer Distribution, Relative Abundance and Encounter Rates of Cetaceans in the Mediterranean Waters off Southern Italy (Western Ionian Sea and Southern Tyrrhenian Sea). *Mediterr. Mar. Sci.* doi:10.12681/mms.1007
- Santos, M.B., Martin, V., Arbelo, M., Fernández, A., Pierce, G.J., 2007. Insights into the diet of beaked whales from the atypical mass stranding in the Canary Islands in September 2002. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 87, 243–251. doi:10.1017/S0025315407054380
- Santos, M.B., Monteiro, S.S., Vingada, J. V., Ferreira, M., López, A., Martínez Cedeira, J. a., Reid, R.J., Brownlow, A., Pierce, G.J., 2014. Patterns and trends in the diet of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the northeast Atlantic. *Mar. Mammal Sci.* 30, 1–19. doi:10.1111/mms.12015
- Santos, M.B., Pierce, G.J., Smeenk, C., Addink, M.J., Kinze, C.C., Tougaard, S., Herman, J., 2001. Stomach contents of northern bottlenose whales *Hyperoodon ampullatus* stranded in the North Sea. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 81, 143–150.
- Senigaglia, V., de Stephanis, R., Verborgh, P., Lusseau, D., 2012. The role of synchronized swimming as affiliative and anti-predatory behavior in long-finned pilot whales. *Behav. Processes* 91, 8–14. doi:10.1016/j.beproc.2012.04.011

- Sergeant, D.E., 1962a. On the external characters of the blackfish or pilot whales (Genus *Globicephala*).
- Sergeant, D.E., 1962b. The biology of the pilot or pothead whale *Globicephala melaena* (Traill) in Newfoundland waters. Fisheries Research Board of Canada, Montreal, Quebec.
- Siemann, L.A., 1994. Mitochondrial DNA sequence variation in North Atlantic long-finned Pilot whales *Globicephala melas*. Cornell University.
- Simmonds, M.P., 2011. Eating Plastic: a preliminary evaluation of the impact on cetaceans of ingestion of plastic debris. SC/63/E3, in: 63rd Annual Meeting of the International Whaling Commission, Tromso, Norway.
- Spitz, J., Cherel, Y., Bertin, S., Kiszka, J., Dewez, A., Ridoux, V., 2011. Prey preferences among the community of deep-diving odontocetes from the Bay of Biscay, Northeast Atlantic. Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap. 58, 273–282. doi:10.1016/j.dsr.2010.12.009
- Sun, J.X., Helgason, A., Masson, G., Ebenesersdóttir, S.S., Li, H., Mallick, S., Gnerre, S., Patterson, N., Kong, A., Reich, D., Stefansson, K., 2012. A direct characterization of human mutation based on microsatellites. Nat. Genet. 44, 1161–1165. doi:10.1038/ng.2398
- 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*.
- Tudela, S., 2004. Ecosystem effects of fishing in the Mediterranean: an analysis of the major threats of fishing gear and practices to biodiversity and marine habitats. Studies and Reviews.
- Tudela, S., Kai Kai, A., Maynou, F., El 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). Biol. Conserv. 121, 67–78.
- University of Barcelona, 1995. A survey of interactions between marine mammals and fisheries in the southwestern waters of the EEC (SUROESTE).
- 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. Mar. Mammal Sci. 25, 523–536. doi:10.1111/j.1748-7692.2008.00280.x
- Vilstrup, J.T., Ho, S.Y., Foote, A.D., Morin, P. a, Krebs, D., Krützen, M., Parra, G.J., Robertson, K.M., de Stephanis, R., Verborgh, P., Willerslev, E., Orlando, L., Gilbert, M.T.P., 2011. Mitogenomic phylogenetic analyses of the Delphinidae with an emphasis on the Globicephalinae. BMC Evol. Biol. 11, 65. doi:10.1186/1471-2148-11-65
- Visser, F., Miller, P.J.O., Antunes, R.N., Oudejans, M.G., Mackenzie, M.L., Aoki, K., Lam, F.-P. a., Kvadsheim, P.H., Huisman, J., Tyack, P.L., 2014. The social context of individual foraging behaviour in long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). Behaviour 151, 1453–1477. doi:10.1163/1568539X-00003195
- Weller, D.W., 2008. Predation on Marine Mammals, in: Perrin, W.F., Würsig, B., Thewissen, J.G.M. (Eds.), Encyclopedia of Marine Mammals, Second Edition. Academic Press, p. 1355.
- Wensveen, P.J., von Benda-Beckmann, A.M., Ainslie, M. a., Lam, F.-P. a., Kvadsheim, P.H., Tyack, P.L., Miller, P.J.O., 2015. How effectively do horizontal and vertical response strategies of long-finned pilot whales reduce sound exposure from naval sonar? Mar. Environ. Res. 106, 68–81. doi:10.1016/j.marenvres.2015.02.005
- Wierucka, K., Verborgh, P., Meade, R., Colmant, L., Gauffier, P., Esteban, R., de Stephanis, R., Cañadas, A., 2014. Effects of a morbillivirus epizootic on long-finned pilot whales *Globicephala melas* in Spanish Mediterranean waters. Mar. Ecol. Prog. Ser. 502, 1–10. doi:10.3354/meps10769
- Yeung, C., 1999. Revised mortality estimates of marine mammal bycatch by the U.S. Atlantic pelagic longline fleet in 1992-1997 based on serious injury guidelines.

CAPÍTULO 2 - ESTRUCTURA POBLACIONAL DEL CALDERÓN COMÚN EN EUROPA



I. Introducción

La definición de población puede ser controvertida pero de manera general se puede clasificar en un modelo evolutivo (que destaca una cohesión reproductiva) o en un modelo ecológico (que destaca una cohesión demográfica) (Waples y Gaggioti, 2006). El modelo evolutivo se basa en flujos de genes entre poblaciones (intercambio de gametos) y suele referirse a “población” cuando se estudia la estructura poblacional de una especie mientras el modelo ecológico se basa en las tasas de migración recientes (intercambios de individuos) y suele referirse a “unidades de gestión” (Waples y Gaggioti, 2006). Las unidades de gestión se separan cuando la tasa de migración reciente es menor de 10% (Hastings, 1993; Palsbøll, *et al.*, 2007).

La definición de estructura poblacional en cetáceos puede resultar complicada porque son animales con una amplia capacidad de desplazamiento. Sin embargo, en diferentes especies, se han descrito varios factores que pueden crear un aislamiento entre poblaciones. Por ejemplo, una especialización ecológica debido a las diferentes técnicas de captura de presa, ha creado una diferenciación poblacional entre las orcas (*Orcinus orca*) del Atlántico norte (Foote *et al.*, 2011) y las del Pacífico norte (Matkin *et al.*, 2007) con zonas de solapamiento entre poblaciones. En delfines mulares (*Tursiops truncatus*), el hábitat, costero o pelágico, parece ser el factor determinante para diferentes poblaciones encontradas en el Atlántico noreste y mar Mediterráneo (Natoli *et al.*, 2005; Louis *et al.*, 2014). En sistemas insulares, se han observado estructuras asociadas a islas específicas en varias especies de la familia delphinidae por ejemplo en *Globicephala macrorhynchus* (Alves *et al.*, 2013), *Stenella attenuata* (Courbis *et al.*, 2014), *Stenella longirostris* (Oremus *et al.*, 2007) y *Tursiops truncatus* (Parsons *et al.*, 2006). Con especies pelágicas, no suelen existir fronteras físicas, pero el estrecho de Gibraltar podría suponer un obstáculo para un flujo genético entre el mar Mediterráneo y el océano Atlántico, como se ha sugerido para la población mediterránea de cachalotes (Engelhaupt *et al.*, 2009). Sin embargo, no representa una frontera para los delfines comunes (*Delphinus delphis*) y mulares donde las poblaciones del mar de Alborán son genéticamente similares a las encontradas en el lado Atlántico (Natoli *et al.*, 2005; Natoli *et al.*, 2008). El Estrecho ha sido propuesto como una frontera para las poblaciones mediterráneas y atlánticas de los delfines

listados (*Stenella coeruleoalba*), calderones grises (*Grampus griseus*) y cachalotes (*Physeter macrocephalus*) (Engelhaupt *et al.*, 2009; Gaspari *et al.*, 2007a,b). Sin embargo, estos estudios realizados no tenían muestras de las áreas próximas al estrecho de Gibraltar para poder confirmar la falta de existencia de intercambios de genes.

Los calderones comunes, al tener un hábitat principalmente pelágico, han sido poco estudiado hasta la fecha y los estudios de estructura poblacional están basados únicamente en muestras de varamientos y de caza ballenera. Hasta la fecha, se han identificado dos subespecies de calderones comunes, *Globicephala melas melas* en el hemisferio norte y *G. m. edwardii* en el sur, con una separación hace 10 a 15.000 años durante la última glaciación del Pleistoceno (Davies, 1960). Oremus *et al.* (2009) investigaron la distribución en el mundo del ADN mitocondrial (ADNmt) y la filogeografía de los calderones comunes del Atlántico norte y el hemisferio sur. Los resultados indicaron varias restricciones en el flujo de genes entre las dos subespecies, aunque ambos hemisferios comparten varios haplotipos que sugieren contactos recientes. Las cortas distancias genéticas entre haplotipos y el comienzo contemporáneo de la filogenia sugieren una expansión de la población mundial de las subespecies de *Globicephala melas* spp. En particular, los resultados confirman que la diversidad del ADNmt mundial es baja para la especie, debido probablemente a la reciente expansión mundial y potencialmente, a una estructura matrilineal.

El primer estudio de estructura de población en calderones comunes en el Atlántico norte fue llevado a cabo por Siemann (1994) a partir de muestras de varamientos y capturas incidentales en Cabo Cod en Estados Unidos, Terranova y Nueva Escocia en Canadá, Escocia e Inglaterra en Reino Unido. Los resultados obtenidos a partir del análisis del ADNmt sugieren la ausencia de aislamiento entre individuos muestreados en el este y oeste del Atlántico norte (figura 2.1). Sin embargo, solo encontró 3 haplotipos diferentes lo que representa una variabilidad muy pequeña para llegar a conclusiones definitivas. El segundo y último estudio es el de Fullard *et al.* (2000), quienes utilizaron ocho loci de microsatélites altamente polimórficos para analizar las muestras de cuatro lugares diferentes: costa este de Estados Unidos (Cabo Cod), oeste

de Groenlandia, las Islas Feroe y Gran Bretaña. Sus resultados indican que existe una subestructura, y ésta es particularmente pronunciada entre el oeste de Groenlandia y el resto de lugares (figura 2.1), lo que no respalda el modelo de un simple aislamiento por distancia. En cambio, los patrones de diferenciación genética sugieren que el aislamiento de la población se produce entre áreas del océano que difieren en la temperatura superficial del agua. Dicho mecanismo se confirma con la observación de la temperatura como un factor primario determinante de las distribuciones relativas de dos poblaciones de calderones tropicales (*G. macrorhynchus*) en las costas de Pacífico de Japón (Kasuya *et al.*, 1988). Asimismo, es probable que la temperatura no determine directamente la distribución de los calderones en sí, sino la de sus presas, que están más influenciadas por factores oceanográficos. Sin embargo, estos estudios se basaron en muestras de calderones que habitan en aguas del norte del Reino Unido y todavía no existe ninguna información de la estructura de la población de calderones del Atlántico noreste al sur del Reino Unido y en el Mediterráneo (figura 2.1).

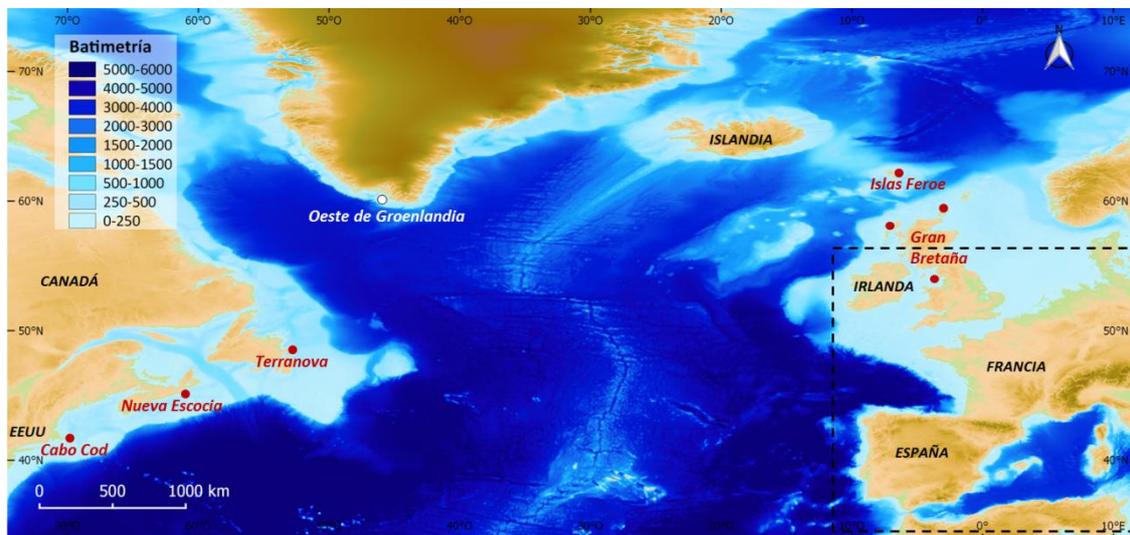


Figura 2.1. Estructura de población de calderones comunes donde se ven las zonas muestreadas en el Atlántico norte por Siemann (1994) y Fullard *et al.* (2000): las zonas rojas pertenecen a una población y la blanca otra. El rectángulo negro con una línea discontinua señala la zona de estudio del presente capítulo. Mapa realizado con el software libre QGIS 2.8 (QGIS Development Team, 2015).

El objetivo de este capítulo es investigar la estructura poblacional de calderón común en Europa, incluyendo los posibles niveles de aislamiento o tasas de migración entre ellas, así como la diversidad genética de cada población.

II. Metodología

2.1 Muestreos de los calderones comunes

Las muestras de piel usadas en este capítulo procedieron de animales varados en la costa o de biopsias remotas de animales en libertad. En el caso de las biopsias obtenidas en España, las muestras de piel se obtuvieron con una ballesta de 67 kg (Barnett Wildcat XL), disparando la flecha hacia la región media lateral, debajo de la aleta dorsal, a un rango de distancias de entre 5 y 15 metros del animal. La flecha tiene una punta de 1,5 centímetros de largo y 0,6 cm de diámetro interno, lo que permite obtener muestras de piel incluyendo tanto la epidermis como la dermis. Un flotador que hace de tope se encuentra a continuación de la punta para evitar la penetración excesiva y provocar el rebote después del impacto con el individuo. Además, el flotador también permite recoger la flecha después del disparo, usando una red. Tanto las flechas como las puntas fueron diseñadas por Finn Larsen del Instituto Danés de Investigación Pesquera en Charlottenlund, Dinamarca. Antes de la toma de muestras, se identificaron los individuos gracias a las marcas naturales de su aleta dorsal (Auger-Méthé y Whitehead, 2007; Verborgh *et al.*, 2009) para evitar el muestreo doble y conseguir datos sobre la identidad del individuo y la unidad social a la que pertenece. Antes de disparar la ballesta, la tripulación se aseguraba de que no había ninguna cría presente en el área, por lo tanto, no se biopsió a ninguna cría. La curación de la herida creada en los calderones ha sido estudiada, y ha demostrado que esta técnica no provoca heridas o infecciones a largo plazo (Giménez *et al.*, 2011).

Se muestrearon individuos independientemente de su tamaño (excluyendo las crías). Las muestras fueron tomadas entre el invierno de 2005 y el verano de 2008 en el estrecho de Gibraltar, en el caso del mar de Alborán entre noviembre de 2007 y junio 2008, en el golfo de Vera durante el mes de mayo de 2008 y en febrero de 2008 en las aguas del país vasco español en el golfo de Vizcaya (más adelante se nombrará Euskadi). Todas estas muestras se recolectaron gracias a un permiso de investigación

del Ministerio de Medio Ambiente. Inmediatamente después de su toma, las muestras de piel se preservaron de dos maneras diferentes. Una parte fue inmediatamente puesta en un tubo de 2 ml que contenía una solución al 20% de dimetilsulfóxido (DMSO) saturada en sal (NaCl) (Amos y Hoelzel, 1991) y congelada a -20°C . Esta parte de la muestra fue utilizada para realizar los análisis genéticos. La segunda parte de la muestra de piel se congeló a -20°C sin ningún tratamiento, y fue utilizada para investigar los valores de isótopos estables de carbono y nitrógeno.

Además se incluyeron muestras recolectadas en calderones varados en Irlanda, el Atlántico francés, Galicia, Portugal, y el Mediterráneo francés. Algunas muestras proceden de animales biopsiados en el mar de Liguria en Italia (ver tabla 2.3). Todas estas muestras se guardaron en Alcohol a 70% a 4°C en la mayoría de los casos, y en algunos casos a temperatura ambiente.

2.2 Determinación de sexos

Para determinar el sexo de cada individuo, se siguieron las metodologías de Bérubé y Palsbøll (1996) y Rosel (2003). Primero, se extrajo el ADN con el DNeasy kit (Quickagen) y se midió su concentración gracias a un espectrómetro. Se añadió una cantidad de agua variable dependiendo de la concentración en ADN de cada muestra, con el fin de tener una cantidad de ADN de 30 ng. A ésta se le agregó una mezcla de 25 μl compuesta de 2,5 μl de 10X Buffer, 0,75 μl de 50 mM MgCl_2 , 0,5 μl de 10 μM cebador Fwd (LGL 331 (ZFX/ZFY)), 0,5 μl de 10 μM cebador Rev (LGL 335 (ZFX/ZFY)), 2 μl de 2,5 mM dNTP, 0,25 μl de 10 mg/ml BSA, 0,2 μl de 5 U/ μl Taq polimerasa y 18,3 μl de H_2O mQ.

Los cebadores ZFX y ZFY permiten la diferenciación entre machos (2 bandas X y Y) y hembras (1 banda XX). Para confirmar los resultados se usó un cebador específico para el gen SRY, el cual es positivo para machos (1 banda) y negativo para hembras (sin banda). Las secuencias utilizadas en los cebadores vienen descritas en la tabla 2.1.

Tabla 2.1. Secuencia de los cebadores usados en el sexado genético de los calderones (Bérubé y Palsbøll, 1996; Rosel, 2003).

Cebadores	Secuencias 5'-3'
LGL331-forward	CAAATCATGCAAGGATAGAC
LGL335-reverse	AGACCTGATTCCAGACAGTACCA
SRY-forward	ACCGGCTTCCATTCGTGAACG
SRY-reverse	CATTGTGTGGTCTCGTGATC

A continuación la muestra se colocó en el termociclador para realizar una reacción en cadena de la polimerasa (PCR) para amplificar el fragmento de ADN correspondiendo a ZFX/ZFY o SRY. Se realizaron varios ciclos con el termociclador; en el primer ciclo, que sólo se hizo una vez, se empleó una temperatura de 94°C durante 3 minutos para desnaturalizar el ADN. El segundo ciclo estaba compuesto por una primera fase a 94°C durante 30 s, una segunda a 52°C durante 30 s y una tercera a 72°C durante 45 s y esta operación se repitió 35 veces.

Una vez acabada la PCR, se añadió una solución de 4 µl de Buffer 6X ADN a los productos de la PCR para colorearlos. Para realizar la electroforesis, se preparó un gel de 1% de agarosa, con 100 ml de 5x TBE, 40 µl de 10 mg/ml BET y el resto de agua mQ hasta llegar a los 1000 ml. Por último, se colocaron los productos de la PCR dentro del gel para realizar la electroforesis.

2.3 Análisis de microsatélites

Los microsatélites son fragmentos de ADN nuclear en los que una secuencia de dos a seis pares de bases se repite de manera consecutiva (por ejemplo, 2 pares: TATATATA). La variación en el número de repeticiones crea diferentes alelos según su longitud, de los cuales uno es heredado de la madre y otro del padre. El análisis de microsatélites se ha llevado a cabo con 14 parejas de cebadores descritos en la literatura (ver la tabla 2.2). Cada PCR se realizó con 30 ng de ADN purificado en 25 µl de volumen de reactivo compuesto por 2.5 µl de buffer reactivo de Taq polimerasa (InVitrogen), 1,5 mM MgCl₂ (InVitrogen), 0,2 mM dNTPs, 0,4 U de Taq polimerasa (InVitrogen), 10 pmoles del cebador forward (6FAM) y 10 pmoles del cebador reverse. Las reacciones de la PCR se

realizaron de la siguiente manera: 1 ciclo a 95°C de 5 min, después 35 ciclos de desnaturalización en 30 s a 95°C, hibridación en 30 s a temperatura de hibridación de cada cebador (ver tabla 2.2), y amplificación a 72°C en 45 s y un ciclo final a 72°C en 10 min. Posteriormente, la longitud del fragmento de ADN fue medida en un secuenciador automático ABI 3130 XL en la Plateforme Génome Transcriptome del Centre de Génomique Fonctionnelle de Bordeaux en la Université Bordeaux Segalen, Francia. Para determinar el tamaño de los alelos se utilizó un marcador estándar interno (GS 350; Applied Biosystems).

Tabla 2.2. Secuencias de los cebadores de microsatélite y sus temperaturas de hibridación

Pareja de cebador de microsatélite	Secuencia del cebador	T° (°C) de hibridación	Referencia
464/465	GGGGTTTCTCCTCTA TGATCTGCCAATAAGA	41	Amos <i>et al.</i> (1993)
468/469	ACCCAGAGAAAACA CAGGTATTCAGAA	40	Amos <i>et al.</i> (1993)
EV37Mn	AGCTTGATTTGGAAGTCATGA TAGTAGAGCCGTGATAAAGTGC	45	Valsecchi y Amos (1996)
EV94Mn	ATCGTATTGGTCCTTTCTCG AATAGATAGTGATGATGATTCACACC	48	Valsecchi y Amos (1996)
199/200	TGAAATTCTTCATCAGT GTTAATGTAGGCAGACT	42	Amos <i>et al.</i> (1993)
409/470	GTTTTGGTTGCTTGA TAAAAGACAGTGGCA	43	Amos <i>et al.</i> (1993)
415/416	GTTCTTTCCTTACA ATCAATGTTTGTCAA	42	Amos <i>et al.</i> (1993)
417/418	GTGATATCATACAGTA ATCTGTTTGTACATA	43	Amos <i>et al.</i> (1993)
DlrFCB1	TGCATCTCCATGGTATGTCTTATCC AGCCTCTGCTATGCCTGGAACGC	57	Buchanan (1996)
DlrFCB6	GTACCCCTGGACTTGTCAACCTC ACTGCCTATATTAGTCAGGGTTCTC	58	Buchanan (1996)
EV1Pm	CCCTGCTCCCCATTCTC ATAAACTCTAATACACTTCTCCAAC	52	Valsecchi y Amos (1996)
GATA53	ATTGGCAGTGGCAGGAGACCC GACACAGAGATGTAGAAGGAG	60	Palsbøll <i>et al.</i> (1997)
GT575	TATAAGTGAATACAAAGACCC ACCATCAACTGGAAGTCTTTC	52	Bérubé <i>et al.</i> (2000)
Ppho131	GTTAGGTACCAGCCTCC CTAGTTATCATGCAGGGAGT	54	Rosel <i>et al.</i> (1999)

Para estimar una tasa de error de genotipado se han utilizado 8 individuos que fueron biopsiados 2 veces (determinado a partir de foto-identificación) y 20 individuos

elegidos al azar que fueron amplificados y genotipados dos veces. Solo se usaron individuos que tenían por lo menos una amplificación de buena calidad en 7 loci diferentes. Se verificó cada locus para alelos nulos y errores de calificación con Microchecker (Van Oosterhout *et al.*, 2004). Las posibles desviaciones del equilibrio de Hardy-Weinberg (desviación total, deficiencia heterocigótica y exceso heterocigótico) y de desequilibrio de ligamento (asociaciones entre loci) se han comprobado para cada población usando la prueba exacta de Fisher y el método en cadena de Markov (10.000 iteraciones) con la versión en línea de GENEPOP 4.2 (Raymond y Rousset, 1995). Se corrigieron los niveles de significatividad para comparaciones múltiples con la técnica secuenciada de Bonferroni (Holm, 1979).

El número más probable de poblaciones (K), que mejor expliquen los patrones de variabilidad genética, se estimó usando el programa STRUCTURE v. 2.1 (Pritchard *et al.*, 2000). Este análisis indica cuantas poblaciones ancestrales diferentes habría creado la variabilidad observada en los datos, minimizando la desviación del equilibrio de Hardy-Weinberg y del desequilibrio de ligamento (Pritchard *et al.*, 2000).

El nivel de diferenciación entre poblaciones se estimó con el índice de fijación F_{ST} (Weir y Cockerham, 1984) usando el programa ARLEQUIN v. 2.0 (Schneider y Excoffier, 1999). Para comprobar la correlación entre las distancias genéticas y geográficas, se realizó un test de Mantel gracias al Isolation By Distance Web Service, versión 3.23 (Jensen *et al.*, 2005), para todas las zonas muestreadas. El sesgo de sexos en las tasas de dispersión se comprobó usando el programa FSTAT v. 2.9.3 para comparar los índices de asignación específicos de cada sexo y los valores F_{ST} (Goudet, 2001).

Las tasas de migración recientes (entre 1 y 3 generaciones) entre poblaciones fueron calculadas con BAYESASS (Wilson y Rannala, 2003). Siguiendo las recomendaciones de Rannala (2013), primero se hicieron pruebas preliminares para ajustar los parámetros de mezcla de las tasas de migración, frecuencia alélica y coeficientes de endogamia en la cadena de Markov de Monte Carlo (MCMC) para asegurar unas tasas alrededor del 30%. Luego, se hicieron 10 pruebas con una fase inicial de 1×10^6 iteraciones, que se descartan, para asegurar que los parámetros estén suficientemente mezclados,

seguidos por 2×10^7 iteraciones de MCMC y una frecuencia de muestreo de 1000. Los archivos trazas creados fueron dibujados con TRACER (Rambaut *et al.*, 2014) para comprobar la convergencia y mezcla en los resultados. Finalmente, se definió un nivel de aislamiento entre poblaciones, cuando se encontró menos de 10% de tasa de migración entre ellas (Hastings, 1993).

El tamaño de cada alelo se usó para estimar el nivel de diversidad genética con la heterocigosidad observada (H_o), la heterocigosidad esperada (H_e), la riqueza alélica y el coeficiente de endogamia (F_{IS}) usando el programa FSTAT v. 2.9.3 (Goudet, 2001). La riqueza alélica controla la variación en el tamaño de muestra por un método de rarefacción.

2.4 Análisis de ADN mitocondrial (ADNmt)

Como se encuentra descrito en Oremus *et al.* (2009), las muestras se secuenciaron para 800 pares de bases (pb) del extremo 5' de la región de control del lazo D del ADNmt. Se amplificó con los cebadores lightstrand, tPro-whale M13-Dlp-1.5 (5'-TCACCAAAGCTGRATTCTA-3', Dalebout *et al.*, 1998), y heavy strand, Dlp-8G (5'-GGAGTACTATGTCCTGTAACCA-3', diseñados por G. Lento como reportado en Dalebout *et al.*, 2005). Los productos de la PCR se purificaron con columnas de purificación QIAgen PCR y se secuenciaron directamente usando el método ABI dye-terminator. Las secuencias se alinearon usando SEQUENCHER v. 3.0 (Gene Code Corporation).

El grado de diferenciación (F_{ST}), la diversidad nucleotídica y diversidad genética se estimaron usando ARLEQUIN v. 2.0 (Schneider y Excoffier, 1999). Para deducir las relaciones filogenéticas entre los haplotipos del ADNmt, se generó una red de haplotipos usando el programa NETWORK v. 2.0 (Bandelt *et al.*, 1999; www.fluxus-engineering.com).

Todo el trabajo de laboratorio se realizó en el Institut de Biochimie et Génétique de Burdeos en Francia, que pertenece al Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS) y luego en el Instituto Europeo de Química y Biología – INSERM, Unidad 869/Universidad de Burdeos, Francia.

III. Resultados

3.1 Muestras obtenidas

Para este estudio se recolectaron un total de 251 muestras entre Irlanda e Italia. La mayoría de las muestras (73%) se cogieron a través de biopsias en las zonas del golfo de Vizcaya, estrecho de Gibraltar, mar de Alborán y golfo de Vera. Gracias a la colaboración de varias entidades internacionales (ver figura 2.2 y tabla 2.3), se ha podido ampliar la zona de estudio al resto de Europa.

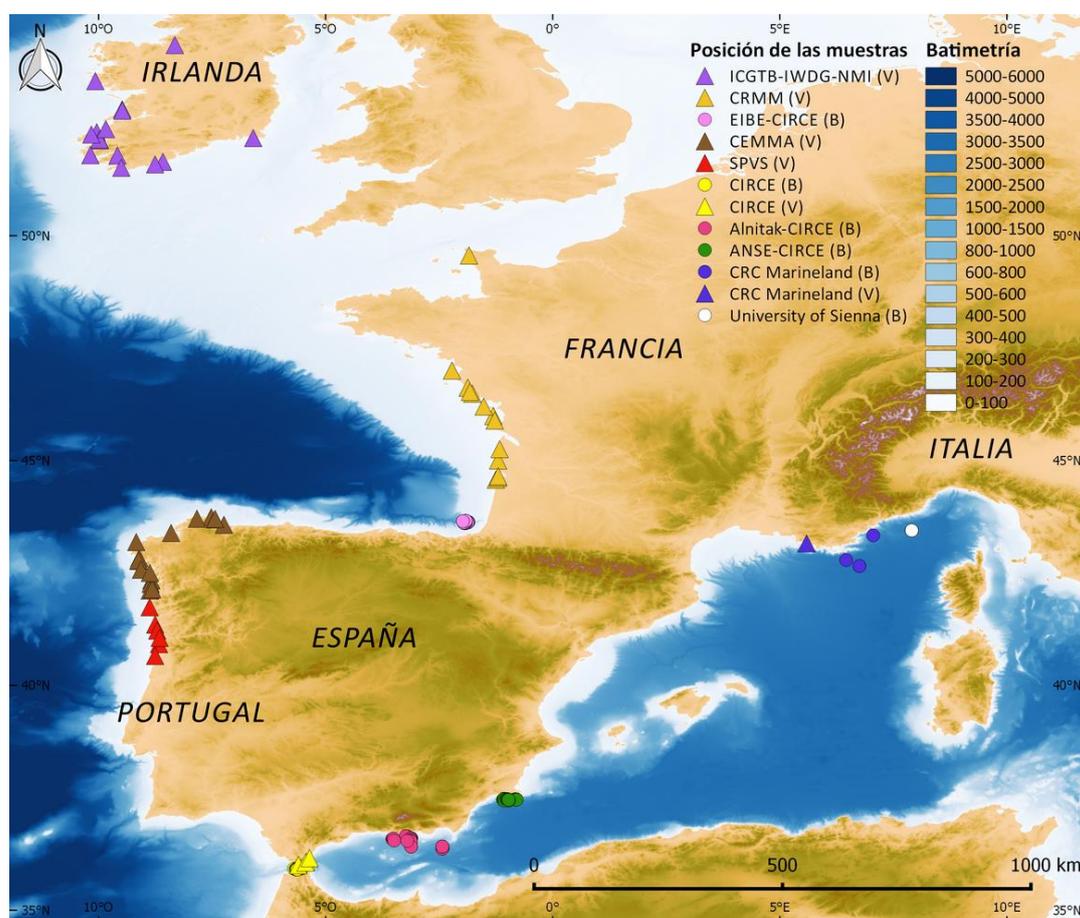


Figura 2.2. Mapa del origen geográfico de las muestras que se han usado en el estudio junto con la organización que las proporciona. Fuente: (V): varamientos, (B): biopsias. Mapa realizado con el software libre QGIS 2.8 (QGIS Development Team, 2015).

Tabla 2.3. Área de origen, organización propietaria de las muestras, número de muestras (*N*) y fuente.

Área de origen	Organización	<i>N</i>	Fuente
▲ Irlanda	Irish Cetacean Genetic Tissue Bank. Irish Whale and Dolphin Group. National Museum of Ireland	15	Varamientos
▲ Francia-Atlántico	CRMM	13	Varamientos
● Euskadi	EIBE-CIRCE	27	Biopsias
▲ Galicia	CEMMA	17	Varamientos
▲ Portugal	SPVS	6	Varamientos
● Estrecho de Gibraltar	CIRCE	92	Biopsias/Varamientos
● Mar de Alborán	Alnitak-CIRCE	45	Biopsias
● Golfo de Vera	ANSE-CIRCE	21	Biopsias
● Francia-Mediterráneo	CRC Marineland	5	Biopsias/Varamientos
○ Italia	University of Sienna	10	Biopsias
TOTAL		251	

3.2 Determinación de sexos

De las 192 muestras que dieron resultados, 91 fueron hembras y 101 machos, lo que representa una proporción H:M de 0,9:1 (ver tabla 2.4 y figura 2.3). Esta proporción es importante ya que muestra que los datos tienen un sesgo de sexos mínimo. Para 59 muestras, no se pudo determinar el sexo, debido a la poca concentración de ADN. Esto pudo ser debido a una muestra de piel de tamaño insuficiente, que generalmente ocurre cuando la biopsia no fue totalmente exitosa, o a problemas con la extracción del ADN.



Figura 2.3. A la izquierda los resultados de un gel de electroforesis usando los cebadores ZFX y ZFY (Machos = 2 bandas, Hembras = 1 banda). A la derecha, los resultados usando los cebadores de SRY (Machos = 1 banda, Hembras = sin banda).

Tabla 2.4. Resultado del sexado en cada zona para ambas técnicas ZFX/ZFY y SRY y observaciones directas para los individuos varados.

	Hembras	Machos	Desconocido
Irlanda	5	3	7
Atlántico fr.	9	4	0
Euskadi	9	14	6
Galicia	8	9	0
Portugal	1	1	4
Gibraltar	38	47	7
Alborán	8	7	30
Vera	9	7	5
Mediterráneo fr.	1	2	2
Italia	3	7	0
Total	91	101	61

3.3 Estructura de población

3.3.1 Análisis de microsatélites

De los 14 loci estudiados, dos no dieron resultados (GATA53 y EV94Mn) y otro tenía una amplificación de fondo que hizo difícil la lectura de los resultados como describió Fullard (2000), así que no se usaron los resultados del locus 468/469, de manera que solo se usaron los resultados de 11 loci. Para todos los datos genotipados en duplicado se estimó una tasa de error de 0,013 (4 errores sobre 308 genotipos). La desviación del

equilibrio de Hardy-Weinberg para $p < 0,05$ fue detectada en varios loci en las cuatro poblaciones definidas abajo. Sin embargo, dentro de las cuatro poblaciones, hay seis poblaciones ancestrales que rompen este equilibrio. No obstante, cuando se aplica la corrección de Bonferroni (con un nuevo $p < 0,001$), no se observan desviaciones significativas. Se observó un desequilibrio de ligamento en 0,62% de las comparaciones en pares de loci y únicamente dentro de algunas poblaciones, de manera que se consideró insignificante.

La consistencia entre las diferentes ejecuciones de las estimas el número de poblaciones ancestrales (K) por STRUCTURE (figura 2.4) indica que el periodo de comienzo y el periodo de ejecución fueron apropiados. La probabilidad más alta fue con $K=6$ poblaciones ancestrales considerando el modelo de frecuencia alélica independiente o la frecuencia alélica correlacionada (ver figura 2.4).

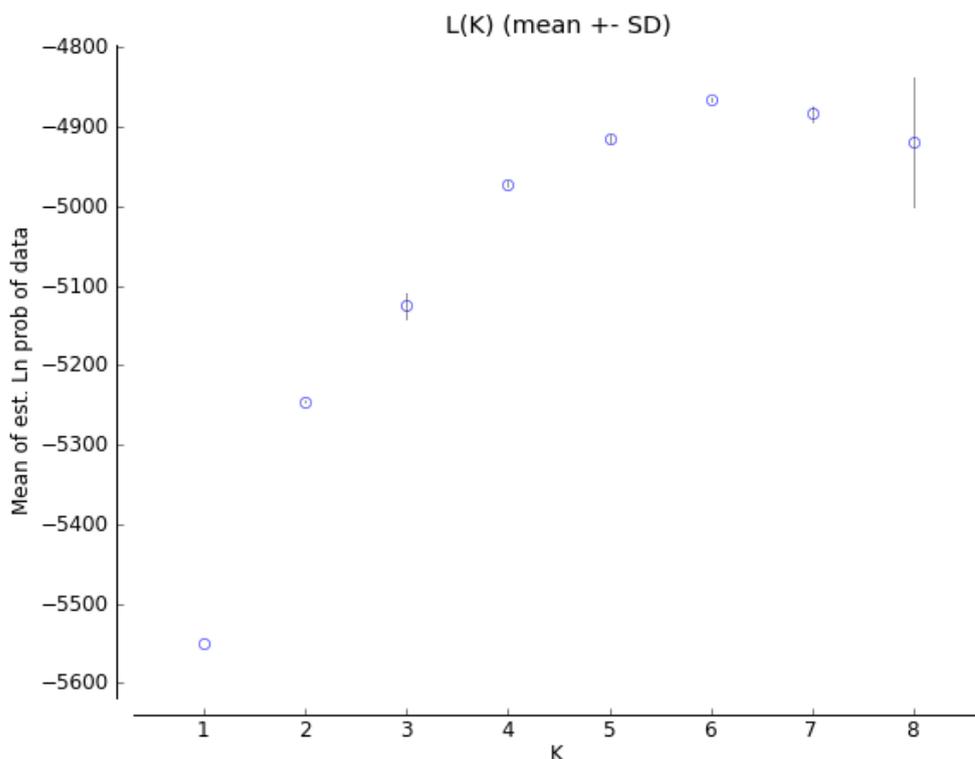


Figura 2.4. Elección del número de poblaciones ($K=6$) que mejor explica la diversidad genética a partir de la media de la probabilidad Ln estimada de los datos.

Para cada individuo, se estima la proporción del coeficiente de mezcla que originó cada población ancestral; se considera que el individuo proviene de la población ancestral

que tiene el mayor coeficiente. A partir de estas 6 poblaciones ancestrales, se pueden agrupar cuatro poblaciones geográficas por las similitudes en el origen de sus individuos y las distancias genéticas calculadas entre cada zona (tabla 2.5): una población Atlántica, una en Euskadi, una en el estrecho de Gibraltar y una Mediterránea. La figura 2.5 muestra cómo se reparten las poblaciones ancestrales en cada individuo de cada zona muestreada.

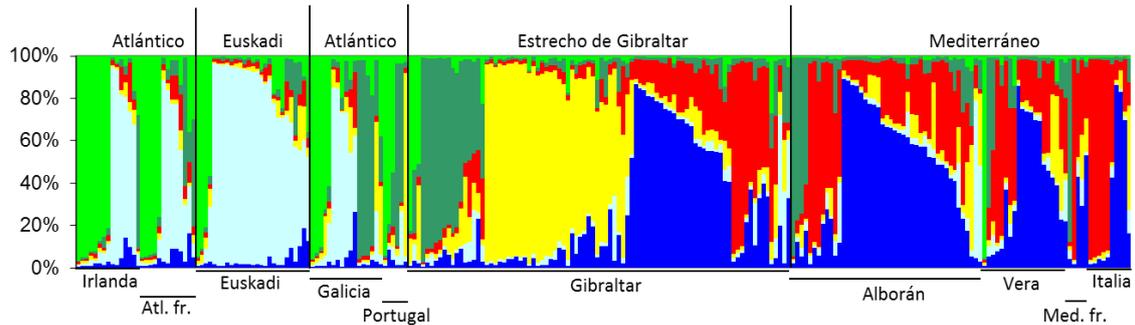


Figura 2.5. Proporción del coeficiente de mezcla estimado para cada genoma individual que origina de una población K para $K = 6$. Cada individuo está representado por una columna. El origen geográfico detallado se indica debajo de la gráfica y la población atribuida arriba.

Se puede observar en la tabla 2.5 que no se han encontrado diferencias significativas de F_{ST} entre los individuos de las zonas muestreadas en el océano Atlántico (Irlanda, Atlántico francés, Galicia y Portugal), excepto Euskadi. Tampoco hay diferencias significativas entre los individuos del Mediterráneo (Alborán, golfo de Vera, Mediterráneo francés e Italia). Los individuos del Estrecho forman una población distinta. Las zonas de Portugal y el Mediterráneo francés tienen muy pocas muestras y deben considerarse con cuidado. Cuando se considera cada zona de muestreo con respecto a los resultados de F_{ST} entre cada pares de ellas, se encuentra una alta correlación con las distancias geográficas ($Z = 7364,7$; $r = 0,702$; $p = 0,002$).

Tabla 2.5. Valores de diferenciación por pares de zonas muestreadas expresado como F_{ST} basado en datos de microsatélite. El tamaño de muestra para los microsatélites para cada zona está indicados en la segunda columna (N). ¹ indica zonas con muy pocas muestras. Significación estadística: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

	N	Irlanda	Atl. fr.	Euskadi	Galicia	Portugal	Gibraltar	Alborán	Vera	Med. fr.
Irlanda	15	---								
Atl. fr.	13	-0,017	---							
Euskadi	27	0,059**	0,030*	---						
Galicia	17	0,001	-0,023	0,031*	---					
Portugal	6 ¹	-0,002	-0,026	0,041	-0,034	---				
Gibraltar	90	0,097***	0,055***	0,067***	0,050***	0,04	---			
Alborán	45	0,202***	0,145***	0,133***	0,182***	0,190***	0,048***	---		
Vera	20	0,161***	0,110***	0,096***	0,146***	0,144***	0,036**	0,012	---	
Med. fr.	5 ¹	0,142**	0,086*	0,069*	0,141**	0,111***	0,036	-0,004	-0,02	---
Italia	10	0,191***	0,147***	0,117*	0,194*	0,190***	0,061**	0,014	-0,008	-0,034

En todas las zonas muestreadas, existen individuos con coeficientes de mezcla procedentes de las 6 poblaciones ancestrales, aunque se observa un gradiente en la proporción de cada población ancestral desde Irlanda hasta Italia. Primero, los individuos que proceden mayoritariamente de las poblaciones ancestrales verde claro o azul claro se encuentran en todas las zonas muestreadas, pero se concentran sobre todo en las zonas del Atlántico, y en particular Euskadi. A su vez, individuos con origen mayoritario de la población verde oscuro se encuentran en todas las zonas muestreadas menos Euskadi. En cambio, los individuos con mayor coeficiente de origen rojo o azul oscuro, solamente se encuentran en el estrecho de Gibraltar y el Mediterráneo. Finalmente, los individuos de origen amarillo, están todos concentrados en el Estrecho, excepto 1 animal encontrado varado en Portugal.

La figura 2.6 resume para cada agrupación geográfica la repartición de las poblaciones ancestrales mayoritarias para individuos con más del 50% de coeficiente de mezcla asignado a una de las 6 poblaciones ancestrales (n=201).

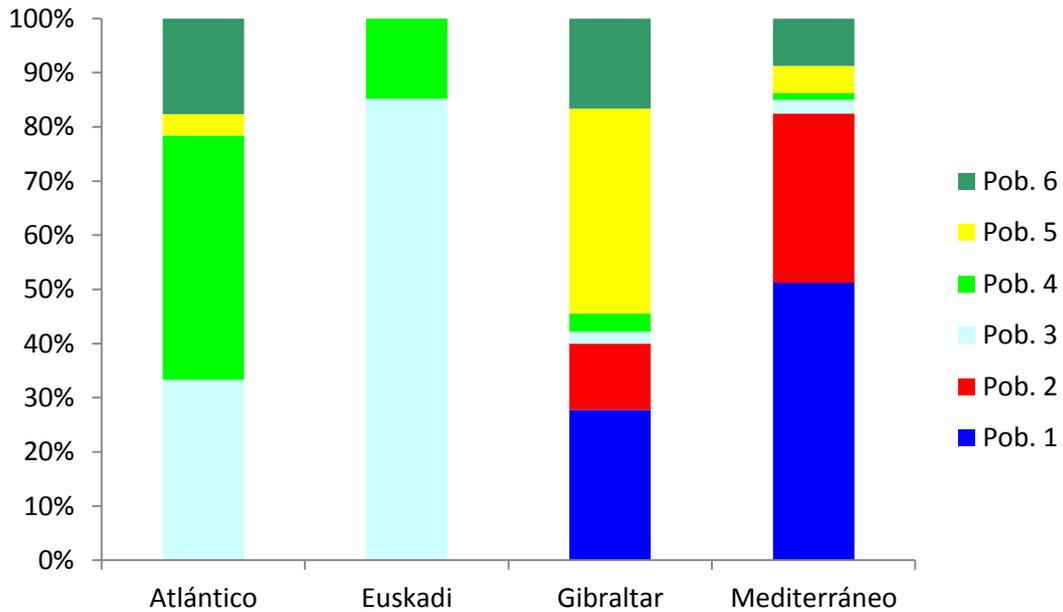


Figura 2.6. Gráfica de frecuencia de origen poblacional para individuos con más del 50% de coeficiente de mezcla debido a una de las 6 poblaciones ancestrales. Se indica el número de individuos entre paréntesis.

Como se puede ver en la figura 2.6, por el lado Atlántico, solamente se encuentran individuos que proceden mayoritariamente de cuatro poblaciones ancestrales. Además, los individuos de origen verde claro y azul claro representan el 78% y 100% de los animales muestreados en el Atlántico y Euskadi respectivamente, aunque la proporción de azul claro es superior en Euskadi, con más del 80% de la población. En cambio, los individuos de origen azul oscuro y rojo representan el 86% de la población Mediterránea y el 37% de los animales del estrecho de Gibraltar. El Estrecho es la única zona donde se encuentran individuos que proceden mayoritariamente de las 6 poblaciones ancestrales, con 44% de animales con un origen amarillo, y 13 % verde oscuro.

A continuación, se pueden observar las distancias genéticas expresados como F_{ST} entre las cuatro poblaciones anteriormente definidas y su distribución geográfica (tabla 2.6 y figura 2.7). Se encontraron diferencias muy significativas ($p < 0,001$) entre todos los pares de poblaciones con valores de F_{ST} altamente correlacionados con el alejamiento geográfico pero marginalmente significativo ($Z = 957,6$; $r = 0,875$; $p = 0,076$).

Tabla 2.6 Valores de diferenciación por pares de poblaciones agrupadas expresado como F_{ST} basado en datos de microsátelites. Significación estadística: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

	Atlántico	Euskadi	Gibraltar
Euskadi	0,045***	---	
Gibraltar	0,065***	0,067***	---
Mediterráneo	0,165***	0,132***	0,050***

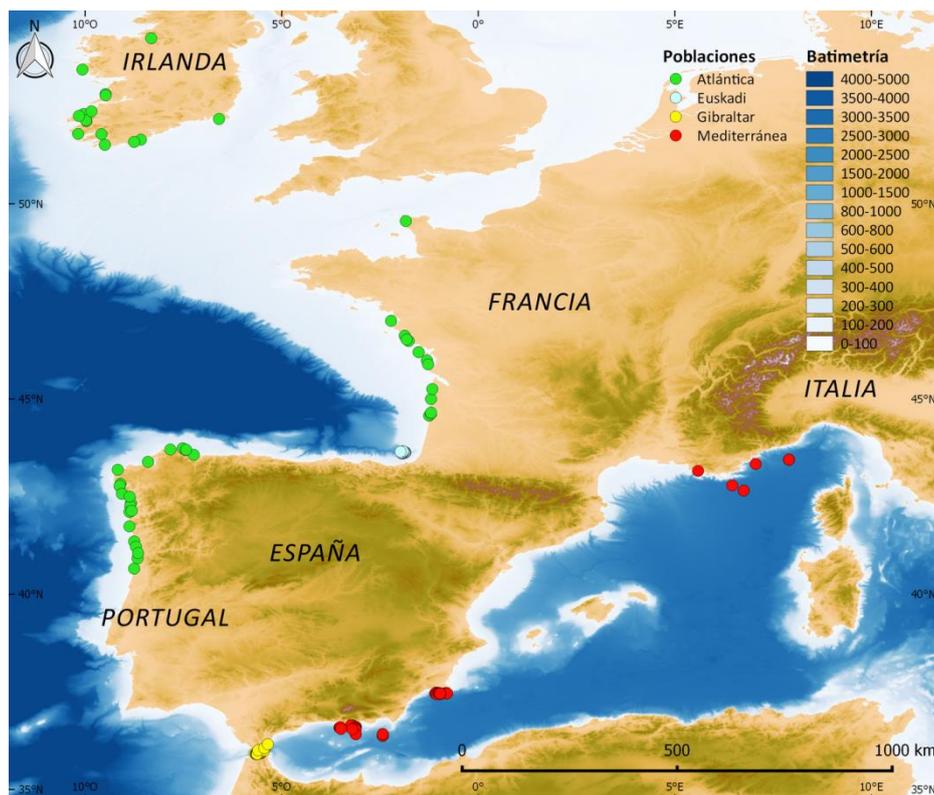


Figura 2.7. Estructura poblacional de los calderones comunes en Europa con las cuatro poblaciones.

Las tasas de migraciones recientes entre las 4 poblaciones indican que solo existe un flujo de migración superior al 10% (16,7%) desde la población de Euskadi hacia la del Atlántico pero no al revés (tabla 2.7). Aparte de la población Atlántica, las otras tres poblaciones tienen una proporción muy alta de no-inmigrantes, llegando hasta 97% para la población mediterránea (tabla 2.7).

Tabla 2.7. Matriz de tasas de migración reciente (desviación estándar entre paréntesis) obtenida con el programa BAYESASS. La tasa de migración es la proporción de individuos en una población que ha emigrado por generación desde otra población fuente. Los valores en diagonal (negrita) representan la proporción de los no-inmigrantes dentro de cada población. * indica un valor superior a 0,10 que no permite diferenciar dos unidades de gestión.

Destino de los migrantes	Origen de los migrantes			
	Atlántico	Euskadi	Gibraltar	Mediterráneo
Atlántico	0,799 (0,027)	0,167 (0,031)*	0,025 (0,019)	0,009 (0,008)
Euskadi	0,050 (0,023)	0,920 (0,028)	0,017 (0,016)	0,013 (0,013)
Gibraltar	0,008 (0,006)	0,005 (0,005)	0,939 (0,032)	0,048 (0,032)
Mediterráneo	0,009 (0,006)	0,005 (0,005)	0,016 (0,013)	0,970 (0,015)

No se encontraron diferencias significativas de dispersión entre hembras y machos entre las diferentes poblaciones ($p=0,42$).

3.3.2 Análisis del ADNmt

Se usaron fragmentos de secuencias de 358pb de la región de control del ADNmt para poder comparar los resultados de este estudio con los de Siemann (1994). Un total de 4 sitios polimórficos fueron detectados, lo que permitió identificar un total de 4 haplotipos diferentes. Dos transiciones y dos “indels” (inserción en el haplotipo 2 de Irlanda, ver tabla 2.8) fueron observados. Los 3 haplotipos encontrados por Siemann (1994) provienen de Escocia, norte de Inglaterra, Cabo Cod en Estados Unidos (haplotipo igual a haplotipo 3 de este estudio, número de acceso Genbank: U20926), de Terranova y de Nueva Escocia en Canadá (números de acceso Genbank: U20927 y U20928) que son diferentes de los encontrados en este estudio (tabla 2.8).

Tabla 2.8. Posiciones de los nucleótidos variables en la región de control (358pb) de los haplotipos de ADNmt. El punto (.) indica la similitud con el primer haplotipo (*i.e.* no ha habido mutación), el guión (-) indica la supresión del nucleótido. El asterisco (*) indica los haplotipos descritos por Siemann (1994).

<i>Haplotipos</i>	<i>Posición del nucleótido modificado</i>					
	107	108	160	225	230	232
Haplotipo 1	-	-	C	C	C	A
Haplotipo 2	T	A	T	.	.	.
Haplotipo 3*	-	-	T	.	.	.
Haplotipo 4	-	-	T	T	.	.
Terranova*	-	-	T	.	T	.
Nueva Escocia*	-	-	T	.	T	G

En la figura 2.8, se representa la frecuencia de los haplotipos en las diferentes poblaciones identificadas anteriormente gracias a los microsátélites. Los haplotipos H1 y H3 se comparten entre todas las poblaciones, pero con frecuencias diferentes según las zonas. En cambio, el haplotipo 2 es único, ya que solamente fue encontrado en la población atlántica, en un individuo varado al norte de Irlanda. A su vez, el haplotipo 4 solamente se encuentra en el estrecho de Gibraltar y Mediterráneo. La frecuencia de los haplotipos H1 y H3 es similar en Euskadi y Atlántico. Aunque el estrecho de Gibraltar y el Mediterráneo comparten los 3 mismos haplotipos, H3 es muy mayoritario en el Estrecho, mientras H4 domina la población mediterránea.

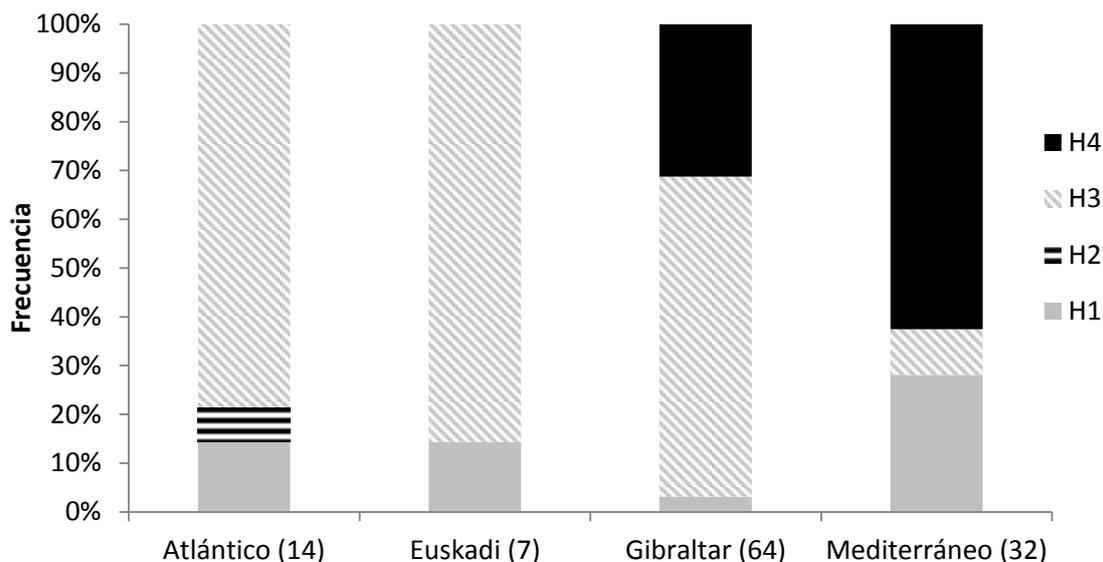


Figura 2.8. Frecuencia de los 4 haplotipos de ADNmt en cada población. El número de muestras se indica entre paréntesis.

En la red de cobertura mínima (figura 2.9) se puede observar la relación entre los diferentes haplotipos de ADNmt. Se incluyen los haplotipos de Nueva Escocia y Terranova descritos por Siemann (1994) para su comparación pero no se representan con un tamaño proporcional debido a que se descargaron de Genbank. Estos dos haplotipos del Atlántico noroeste son diferentes de todos los que se han encontrado en la zona muestreada en este estudio. El haplotipo central en la red y más representado es el haplotipo 3 (descrito también por Siemann (1994) en Gran Bretaña y Estados Unidos), que se encuentra en individuos de todas las zonas muestreadas, menos el mar de Alborán.

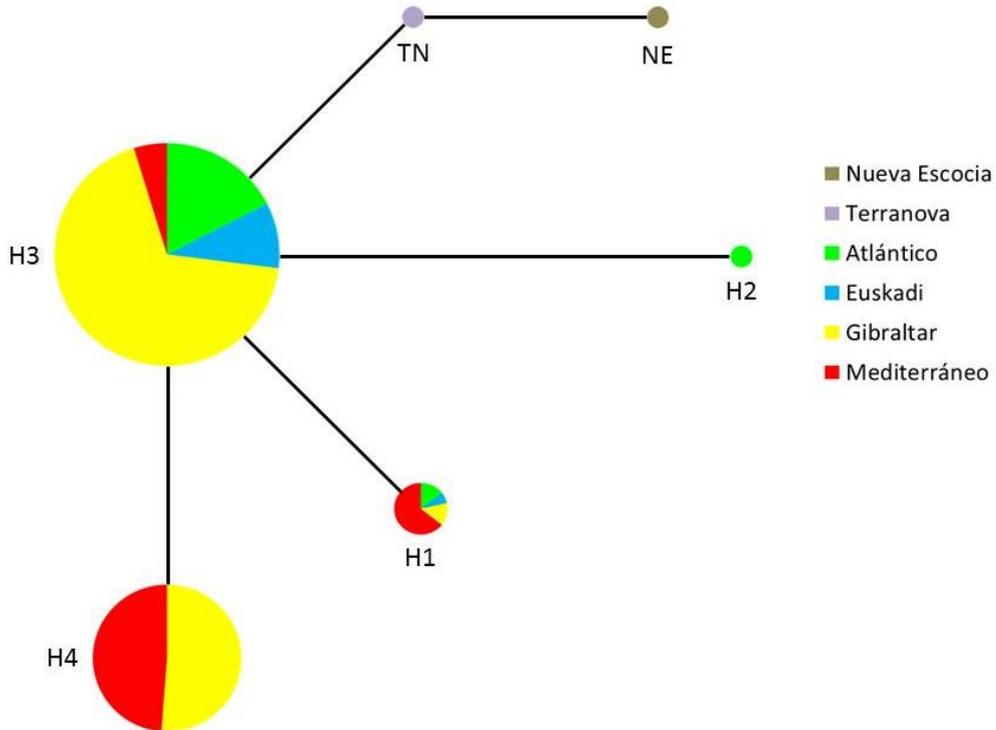


Figura 2.9. Red de cobertura mínima entre los haplotipos de ADNmt y proporción en cada población. El tamaño de los círculos es proporcional al número total de muestras de cada haplotipo observado, salvo Terranova (TN) y Nueva Escocia (NE) que se extrajeron de Siemann (1994).

En la tabla 2.9, se pueden ver distancias genéticas significativamente diferentes entre todas las poblaciones, menos entre Euskadi y el resto de Atlántico. Estos resultados se basan en tan solo 4 haplotipos así que se deberían considerar con precaución. Sin embargo, las frecuencias de distribución de los haplotipos en cada población son diferentes (figura 2.8), lo que también se toma en cuenta en el F_{ST} .

Tabla 2.9. Valores de diferenciación por pares de poblaciones expresado como F_{ST} basado en datos de ADNmt. Significación estadística: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

	Atlántico	Euskadi	Gibraltar
Euskadi	-0,092	---	
Gibraltar	0,169**	0,139*	---
Mediterráneo	0,349***	0,319**	0,185***

3.3.3 Diversidad genética

Los resultados de diversidad genética indican un nivel mayor de endogamia (F_{IS}) en las poblaciones de Gibraltar y del Mediterráneo con niveles de heterocigosidad reducidos en estas dos poblaciones comparados con la Atlántica y Euskadi (tabla 2.10). Los números de alelos y la riqueza alélica son altos y equivalentes entre las poblaciones de Gibraltar y Euskadi pero muy reducidos en la población Mediterránea. La presencia de alelos únicos en cada población respalda los resultados de estructura de población.

Tabla 2.10. Diversidad genética obtenida a partir de datos de microsatélites. N: número de muestras, F_{IS} : coeficiente de endogamia, H_o : heterocigosidad observada, H_e : heterocigosidad esperada, NA: número medio de alelos en cada loci, RA: Riqueza alélica, AU: Alelos únicos a una población. La desviación estándar está indicada entre paréntesis.

	N	F_{IS}	H_o	H_e	NA	RA	AU
Atlántico	51	0,042 (0,029)	0,728 (0,220)	0,807 (0,084)	6,0	4,8	6
Euskadi	27	0,057 (0,029)	0,693 (0,199)	0,733 (0,123)	7,0	6,8	5
Gibraltar	84	0,166 (0,030)	0,575 (0,152)	0,658 (0,131)	7,3	6,9	9
Mediterráneo	80	0,073 (0,024)	0,479 (0,231)	0,549 (0,205)	4,4	3,5	6

La media de la diversidad nucleotídica total en el ADNmt fue de 0,002 (SD = 0,002). Debido a los pocos haplotipos encontrados no se puede comparar poblaciones a nivel de la diversidad nucleotídica.

IV. Discusión

4.1 Estructura de población

A partir de las 6 poblaciones ancestrales y de las distancias genéticas entre las zonas muestreadas, se agruparon los datos en 4 poblaciones. Esta potencial sobreestimación de poblaciones ancestrales puede ser debido parcialmente al aislamiento por distancia encontrado en los datos (Frantz *et al.*, 2009). Ninguno de los individuos muestreados en el océano Atlántico proviene de las poblaciones ancestrales roja y azul que solamente se encontraron en el Mediterráneo y estrecho de Gibraltar. Eso llevó a un primer nivel de separación. Asimismo, los individuos de Euskadi no proceden de la población verde oscura. Por esa razón, los individuos de Irlanda, el Atlántico francés,

Galicia y Portugal se unificaron en una población “Atlántica”, mientras los de Euskadi se atribuyeron a una población distinta. A su vez, el alto porcentaje de individuos “amarillos” en el estrecho de Gibraltar, sugirió una separación con el resto del Mediterráneo, incluyendo las zonas del mar de Alborán, golfo de Vera, el Mediterráneo francés e Italia. Estas separaciones se ven respaldadas por los resultados de distancias genéticas significativamente diferentes y las tasas de migraciones bajas entre estas cuatro poblaciones.

La población de Euskadi es significativamente diferente de la del Atlántico según los resultados de microsatélites. Sin embargo, se han detectado individuos migrantes desde la población de Euskadi a la del resto del Atlántico, con una tasa de migración reciente de más del 16% de manera que estas dos poblaciones forman una unidad de gestión según los criterios de Hastings (1993). Además, los resultados de distancia genética con ADNmt no muestran diferencias significativas entre estas dos poblaciones, aunque haya pocos datos para respaldar este resultado. Debido a esta situación, la monitorización de los calderones comunes del golfo de Vizcaya debería incluir a ambas poblaciones porque es imposible distinguirlas in-situ. Asimismo, su presencia en Euskadi, Galicia y Portugal es estacional, indicando movimientos a otras zonas (Marcos Ipiña *et al.*, 2014; Santos *et al.*, 2014). Sin embargo, un estudio de toda la zona económica exclusiva francesa del golfo de Vizcaya e incluyendo el País Vasco español y Cantabria estima una abundancia de unos 3000 individuos en invierno y casi 4000 en verano, ocupando las mismas zonas del talud continental en ambas estaciones (Pettex *et al.*, 2014). Por otro lado, el haplotipo único encontrado en un individuo varado en el norte de Irlanda podría indicar la presencia de otras poblaciones de calderones comunes en la parte norte de las Islas Británicas donde tienen una densidad mucho mayor que en el golfo de Vizcaya (Hammond *et al.*, 2009; Pettex *et al.*, 2014). Varios estudios han sugerido que los calderones comunes del Atlántico siguen a sus presas (Fullard *et al.*, 2000; Bloch *et al.*, 2003). Algunos viajan varios miles de kilómetros, como los individuos marcados en las Islas Feroe (aproximadamente 62°N 7°W) que han llegado hasta la dorsal mesoatlántica (aproximadamente 48°N 26°W), a más de 2.200 km (<http://savn.fo/00534/00554/00201/>). Es posible que la diferencia entre Euskadi y el resto del Atlántico sea el resultado de una separación

ecológica con animales que se alimentan de presas diferentes pero en la misma zona. En este sentido, los análisis de contenidos estomacales e isótopos estables desarrollados en Portugal, Galicia y Escocia sugieren que los calderones consumen presas similares pero en cantidades diferentes según la zona, con una dieta más variada basada en octópodos en la Península Ibérica (Santos *et al.*, 2014; Monteiro *et al.*, 2015).

Los individuos de la población del estrecho de Gibraltar comparten ancestros comunes principalmente con la población del Mediterráneo. Por un lado, comparten un haplotipo de ADNmt que está ausente en los individuos del océano Atlántico. Por otro lado, comparten dos poblaciones ancestrales roja y azul definidas por microsatélites, que tampoco están representadas en individuos del Atlántico. Sin embargo, las tasas de migración reciente y los resultados de distancias genéticas, tanto con microsatélites como por ADNmt, indican que son dos poblaciones independientes. Estos resultados se corresponden con a las observaciones hechas en el Estrecho donde la mayoría de los individuos están presentes todo el año en la zona (de Stephanis, 2008). Uno de los resultados más interesantes de este estudio es probablemente la presencia de una población ancestral única en el Estrecho que prácticamente no se encuentra en otras zonas. Solo se encontró un individuo varado en Portugal que corresponde a esta población ancestral.

La ausencia de diferencias significativas entre los individuos del mar de Alborán y golfo de Vera, zonas de muestreo relativamente cercanas, está respaldada por las recapturas fotográficas de individuos entre las zonas de Almería y el golfo de Vera (Morata *et al.*, 2013; Capítulo 3). Por otro lado, la similitud con los calderones del Mediterráneo francés e Italia es interesante porque indica que la población Mediterránea sería una única población, por lo menos con respecto a los individuos muestreados en la parte norte. Sin embargo, las distancias genéticas entre las zonas muestreadas aumentan significativamente con el alejamiento geográfico, sugiriendo un grado de aislamiento por distancia.

Oremus *et al.* (2009) encontró una diversidad genética mundial muy baja para los calderones comunes, con tan solo 13 haplotipos descritos, de los cuales 3 eran del Atlántico norte (Siemann, 1994). Gracias a este estudio, se han identificado 3 nuevos haplotipos que no se habían descrito hasta ahora. Las únicas otras especies de cetáceos con niveles tan bajos de diversidad genética a nivel mundial son las orcas (Hoelzel *et al.*, 2002) y los cachalotes (Lyrholm *et al.*, 1996) que tienen una organización social matrilineal. Los haplotipos encontrados para los individuos biopsiados que pertenecen a las diferentes unidades sociales en de Stephanis *et al.* (2008b) fueron idénticos para los animales dentro de cada unidad (CIRCE, datos no publicados), como se ha descrito en las Islas Feroe (Amos *et al.*, 1993). Este resultado parece confirmar que los grupos sociales del estrecho de Gibraltar serían unidades matrilineales. Sin embargo, la variedad de haplotipos encontrada en el Estrecho sugiere que un clan estaría compuesto por varias unidades matrilineales (de Stephanis *et al.*, 2008b), que no necesariamente comparten un ancestro directo común, como se ha descrito también en varamientos masivos en el hemisferio sur (Oremus *et al.*, 2013). Esto podría reflejar una colonización inicial del Mediterráneo por varias matrilineas que se han quedado en el Estrecho al encontrar buenas condiciones de alimentación (de Stephanis *et al.*, 2008c). Aunque las diferencias genéticas no fueron significativas entre las diferentes áreas del Mediterráneo, se pudo detectar un grado de alejamiento por distancia. El tamaño de muestra es pequeño en la parte francesa (n=5) e italiana (n=10). Sin embargo, ha sido suficiente para observar tres de los cuatro haplotipos descritos y una variabilidad dentro de esta área geográfica.

4.2 Diversidad genética

Los valores de diversidad genética de la población de Euskadi ($H_o=0,693$) y la población Atlántica ($H_o=0,716$) son altos con respecto a otras poblaciones de calderones en el Atlántico norte. En efecto, Fullard (2000) encontró una diversidad genética de 0,650 para los calderones de las Islas Feroe usando los mismos cebadores. Esta diversidad genética podría ser debida a los niveles elevados de abundancia de calderones comunes de estas poblaciones que cuentan con varios miles de individuos (Buckland *et al.*, 1993; Hammond *et al.*, 2009; Pettex *et al.*, 2014).

En cambio, la diversidad genética es baja en el Mediterráneo ($H_o=0,479$). Este resultado sugiere un aislamiento genético de esta población con respecto a los calderones del Atlántico y del estrecho de Gibraltar. Este aislamiento parece respaldado por los niveles bajos de número medio de alelos y riqueza alélica y la tasa muy alta de no-inmigrantes en la población mediterránea. Asimismo, los flujos migratorios en las últimas tres generaciones desde o hacia otras poblaciones fueron casi inexistentes con respecto a las del océano Atlántico y muy limitados con el Estrecho. Se encontraron resultados similares en la población aislada de delfines mulares del mar Negro ($H_o=0,46$ en Natoli *et al.*, 2005).

A su vez, los individuos del Estrecho tienen una diversidad intermedia ($H_o=0,575$) pero una riqueza alélica superior. Esto les confiere una importancia especial porque podrían ser una fuente de diversidad genética para el Mediterráneo. Durante la epizootia de morbillivirus (Fernández *et al.*, 2008), es probable que se haya perdido una parte de la diversidad genética en el Estrecho y el Mediterráneo, aunque no parece haber afectado a todos los clanes de calderones de igual manera (Wierucka *et al.*, 2014). Todas las muestras del Mediterráneo fueron recolectadas después de la epizootia, en consecuencia los resultados bajos podrían reflejar en parte esta pérdida de diversidad. Sin embargo, lo más probable es que la diversidad ya fuera baja y que haya bajado aún más después de la epizootia. En todo caso, la situación es preocupante para los calderones comunes del Mediterráneo; una diversidad genética baja podría resultar en una debilidad frente a nuevas epizootias u otras catástrofes de origen natural o antropogénico, reduciendo críticamente la viabilidad de la población a medio o largo plazo. Por esa razón, parece especialmente necesario mantener una monitorización continua de los calderones del Mediterráneo para poder detectar cambios en sus tasas de mortalidad y su abundancia. Además, se requiere un esfuerzo importante para la conservación de la población del estrecho de Gibraltar, por su particularidad a nivel genético y la intensidad de las actividades humanas en la zona.

V. Conclusiones

Se han identificado 4 poblaciones en Europa, una Atlántica que engloba Irlanda, el Atlántico francés, Galicia y Portugal, una en Euskadi, una en el estrecho de Gibraltar y una Mediterránea. Sin embargo, a partir de estos resultados recomendamos separar las zonas muestreadas en 3 unidades de gestión porque la población de Euskadi revela migraciones recientes con la población Atlántica y no muestran diferencias significativas de distancia genética según los resultados de ADNmt. Cada unidad de gestión se enfrenta a diferentes amenazas. En el Atlántico se han identificado problemas probables con pesquerías, tanto a nivel de impacto sobre sus presas como de capturas incidentales (Monteiro *et al.*, 2015). En las unidades de gestión del estrecho de Gibraltar y del Mediterráneo se encontró una baja diversidad genética y en el Estrecho un nivel de endogamia más alto de lo esperado. Una epizootia de morbillivirus en 2006-2007 ha tenido un impacto importante con tasas de varamientos superiores a un año normal (Fernández *et al.*, 2008; Keck *et al.*, 2010) lo que podría haber afectado de manera importante a la pequeña población del estrecho de Gibraltar y parcialmente la del Mediterráneo (Verborgh *et al.*, 2009; Wierucka *et al.*, 2014). Todavía no se ha definido los límites geográficos de cada unidad de gestión. Es un dato importante para poder aplicar una buena gestión y monitorización de cada una de ellas.

VI. Referencias

- Alves, F., Quérouil, S., Dinis, A., Nicolau, C., Ribeiro, C., Freitas, L., Kaufmann, M., Fortuna, C., 2013. Population structure of short-finned pilot whales in the oceanic archipelago of Madeira based on photo-identification and genetic analyses: implications for conservation. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 23, 758–776. doi:10.1002/aqc.2332
- Amos, B., Bloch, D., Desportes, G., Majerus, T.M.O., Bancroft, D.R., Barrett, J.A., Dover, J.A., 1993a. A review of molecular evidence relating to social organisation and breeding system in the long-finned pilot whale, in: *Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales*. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 209–218.
- Amos, B., Hoelzel, A.R., 1991. Long-term preservation of whale skin for DNA analysis, in: *Genetic Ecology of Whales and Dolphins*. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 99–103.
- Amos, B., Schlötterer, C., Tautz, D., 1993b. Social structure of pilot whales revealed by analytical DNA profiling. *Science* 260, 670–672. doi:10.1126/science.8480176
- Auger-Méthé, M., Whitehead, H., 2007. The use of natural markings in studies of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). *Mar. Mammal Sci.* 23, 77–93. doi:10.1111/j.1748-7692.2006.00090.x
- Bandelt, H.J., Forster, P., Röhl, a, 1999. Median-joining networks for inferring intraspecific phylogenies.

- Mol. Biol. Evol. 16, 37–48. doi:10.1093/oxfordjournals.molbev.a026036
- Bérubé, M., Jørgensen, H., McEwing, R., Palsboll, P.J., 2000. Polymorphic di-nucleotide microsatellite loci isolated from the humpback whale, *Megaptera novaeangliae*. Mol. Ecol. 9, 2181–2183. doi:10.1046/j.1365-294X.2000.105315.x
- Bérubé, M., Palsbøll, P.J., 1996. Identification of sex in Cetaceans by multiplexing with three ZFX and ZFY specific primers. Mol. Ecol. 5, 283–287.
- Bloch, D., Heide-Jørgensen, 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 Biol. 9, 47–58.
- Buchanan, F.C., Friesen, M.K., Littlejohn, R.P., Clayton, J.W., 1996. Microsatellites from the beluga whale *Delphinapterus leucas*. Mol. Ecol. 5, 571–575.
- Buckland, S.T., Block, D., Cattanach, K.L., Gunnlaugsson, T., Hoydal, K., Lens, S., Sigurjónsson, J., 1993. Distribution and abundance of long-finned pilot whales in the North Atlantic, estimated from NASS-87 and NASS-88 data, in: Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 33–50.
- Courbis, S., Baird, R.W., Cipriano, F., Duffield, D., 2014. Multiple populations of pantropical spotted dolphins in hawaiian waters. J. Hered. 105, 627–41. doi:10.1093/jhered/esu046
- Dalebout, M.L., Robertson, K.M., Frantzis, A., Engehaupt, D., Mignucci-Giannoni, 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. Mol. Ecol. 14, 3353–3371.
- Dalebout, M.L., van Helden, A.L., Waerebeek, K. V, Baker, A.N., 1998. Molecular genetic identification of southern hemisphere beaked whales (Cetacea: Ziphiidae). Mol. Ecol. 7, 687–694.
- Davies, J.L., 1960. The Southern Form of the Pilot Whale. J. Mammal. 41, 29–34.
- de Stephanis, R., 2008. Estrategias de alimentación en función del tiempo de los diferentes grupos de Calderón común (*Globicephala melas*) en el Estrecho de Gibraltar en primavera verano. Universidad de Cádiz.
- de Stephanis, R., García-Tíscar, S., Verborgh, P., Esteban-Pavo, R., Pérez, S., Minvielle-Sebastia, L., Guinet, C., 2008a. Diet of the social groups of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. Mar. Biol. 154, 603–612. doi:10.1007/s00227-008-0953-8
- de Stephanis, R., Verborgh, P., Pérez, S., Esteban, R., Minvielle-Sebastia, L., Guinet, C., 2008b. Long-term social structure of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. Acta Ethol. 11, 81–94. doi:10.1007/s10211-008-0045-2
- Engelhaupt, D., Hoelzel, R.A., Nicholson, C., Frantzis, A., Mesnick, S., Gero, S., Whitehead, H., Rendell, L., Miller, P., de Stephanis, R., Cañadas, A., Airoidi, S., Mignucci-Giannoni, A.A., 2009. Female philopatry in coastal basins and male dispersion across the North Atlantic in a highly mobile marine species, the sperm whale (*Physeter macrocephalus*). Mol. Ecol. 18, 4193–4205. doi:10.1111/j.1365-294X.2009.04355.x
- Fernández, A., Esperon, F., Herraèz, P., Espinosa de los Monteros, A., Clavel, C., Bernabé, A., Sánchez-Vizcaino, J., Verborgh, P., de Stephanis, R., Toledano, F., Bayón, A., 2008. Morbillivirus and Pilot Whale Deaths, Mediterranean Sea. Emerg. Infect. Dis. 14, 792–794.
- Foote, A.D., Vilstrup, J.T., De Stephanis, R., Verborgh, P., Abel Nielsen, S.C., Deaville, R., Kleivane, L., Martiñ, V., Miller, P.J.O., Øien, N., Pérez-Gil, M., Rasmussen, M., Reid, R.J., Robertson, K.M., Rogan, E., Similä, T., Tejedor, M.L., Vester, H., Víkingsson, G. a., Willerslev, E., Gilbert, M.T.P., Piortney, S.B., 2011. Genetic differentiation among North Atlantic killer whale populations. Mol. Ecol. 20, 629–641. doi:10.1111/j.1365-294X.2010.04957.x
- Frantz, A.C., Cellina, S., Krier, A., Schley, L., Burke, T., 2009. Using spatial Bayesian methods to determine the genetic structure of a continuously distributed population: clusters or isolation by distance? J.

- Appl. Ecol. 46, 493–505. doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01606.x
- Fullard, K.J., 2000. Microsatellite analysis of long-finned pilot whales. Cambridge University.
- Fullard, K.J., Early, G., Heide-Jorgensen, 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? Mol. Ecol. 9, 949–958.
- Gaspari, S., Airoidi, S., Hoelzel, A.R., 2007a. Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in UK waters are differentiated from a population in the Mediterranean Sea and genetically less diverse. Conserv. Genet. 8, 727–732.
- Gaspari, S., Azzellino, A., Airoidi, S., Hoelzel, A.R., 2007b. Social kin associations and genetic structuring of striped dolphin populations (*Stenella coeruleoalba*) in the Mediterranean Sea. Mol. Ecol.
- Giménez, J., De Stephanis, R., Gauffier, P., Esteban, R., Verborgh, P., 2011. Biopsy wound healing in long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). Vet. Rec. 168, 101b. doi:10.1136/vr.c5284
- Goudet, J., 2001. FSTAT, a program to estimate and test gene diversities and fixation indices (version 2.9.3).
- Hammond, P.S., Macleod, K., Gillespie, D., Swift, R., Winship, A., Burt, M.L., Cañadas, A., Vázquez, J.A., Ridoux, V., Certain, G., Van Canneyt, O., Lens, S., Santos, M.B., Rogan, E., Uriarte, A., Hernández, C., Castro, R., 2009. Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic (CODA).
- Hastings, A., 1993. Complex interactions between dispersal and dynamics: lessons from coupled logistic equations. Ecology 74, 1362–1372.
- Hoelzel, A.R., Natoli, A., Dahlheim, M.E., Olavarria, C., Baird, R.W., Black, N.A., 2002. Low worldwide genetic diversity in the killer whale (*Orcinus orca*): implications for demographic history. Proc. R. Soc. Lond. B 269, 1467–1473.
- Holm, S., 1979. A Simple Sequentially Rejective Multiple Test Procedure. Scand. J. Stat. 6, 65–70. doi:10.2307/4615733
- Jensen, J.L., Bohonak, A.J., Kelley, S.T., 2005. Isolation by distance, web service. BMC Genet. 6, 13. doi:10.1186/1471-2156-6-13
- Kasuya, T., Miyashita, T., Kasamatsu, F., 1988. Segregation of two forms of short-finned pilot whales off the Pacific coast of Japan. Sci. Reports Whales Res. Inst. 39, 77–90.
- Keck, N., Kwiatek, O., Dhermain, F., Dupraz, F., Boulet, H., Danes, C., Laprie, C., Perrin, a, Godenir, J., Micout, L., Libeau, G., 2010. Resurgence of Morbillivirus infection in Mediterranean dolphins off the French coast. Vet. Rec. 166, 654–655. doi:10.1136/vr.b4837
- Louis, M., Viricel, A., Lucas, T., Peltier, H., Alfonsi, E., Berrow, S., Brownlow, A., Covelo, P., Dabin, W., Deaville, R., De Stephanis, R., Gally, F., Gauffier, P., Penrose, R., Silva, M. a., Guinet, C., Simon-Bouhet, B., 2014. Habitat-driven population structure of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the North-East Atlantic. Mol. Ecol. 23, 857–874. doi:10.1111/mec.12653
- Lyrholm, T., Leimar, O., Gyllensten, U., 1996. Low diversity and biased substitution patterns in the mitochondrial DNA control region of sperm whales: implications for estimates of time since common ancestry. Mol. Biol. Evol. 13, 1318–1326.
- Marcos-Ipiña, E., Salazar, J.M., de Stephanis, R., 2014. Estudio de las poblaciones de cetáceos y detección de Zonas Especiales de Conservación para los cetáceos en el entorno marino de Jaizkibel y aguas adyacentes Zetazeoen populazioen ikerketa eta Jaizkibelgo inguru itsastarrean eta alboko uretan zetazeoentza. Munibe Monogr. Nat. Ser. 2, 27–35.
- Matkin, C., Barret-Lennard, L.G., Yurk, H., Ellifrit, D., Trites, A., 2007. Ecotypic variation and predatory behavior among killer whales (*Orcinus orca*) off the eastern Aleutian Islands, Alaska. Fish. Bull. 105, 74–87.
- Monteiro, S., Ferreira, M., Vingada, J. V, López, A., Brownlow, A., Méndez-fernandez, P., 2015.

- Application of stable isotopes to assess the feeding ecology of long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the Northeast Atlantic Ocean. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 465, 56–63. doi:10.1016/j.jembe.2015.01.007
- Morata, A., Gauffier, P., Esteban, R., Murcia, J.L., García, P., Cañadas, A., Debons, E., Brévert, C., Carbou, M., Meade, R., Wierucka, K., Colmant, L., de Stephanis, R., Verborgh, P., 2013. Definición de unidades de gestión de calderón común (*Globicephala melas*) en el Mediterráneo occidental, in: SEC (Ed.), VI Congreso de La Sociedad Española de Cetáceos.
- Natoli, A., Birkun, A., Aguilar, A., Lopez, A., Hoelzel, A.R., 2005. Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Proc. R. Soc. Lond. B* 272, 1217–12226.
- Natoli, A., Cañadas, A., Vaquero, C., Politi, E., Fernandez-Navarro, P., 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. *Conserv. Genet.* 9, 1479–1487. doi:10.1007/s10592-007-9481-1
- Oremus, M., Gales, R., Dalebout, M.L., Funahashi, N., Endo, T., Kage, T., Steel, D., Baker, S., 2009. Worldwide mitochondrial DNA diversity and phylogeography of pilot whales (*Globicephala* spp.). *J. Linn. Soc.* 98, 729–744.
- Oremus, M., Gales, R., Kettles, H., Baker, C.S., 2013. Genetic evidence of multiple matrilineal and spatial disruption of kinship bonds in mass strandings of long-finned pilot whales, *Globicephala melas*. *J. Hered.* 104, 301–311. doi:10.1093/jhered/est007
- Oremus, M., Poole, M.M., Steel, D., Baker, C.S., 2007. Isolation and interchange among insular spinner dolphin communities in the South Pacific revealed by individual identification and genetic diversity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 336, 275–289.
- Palsbøll, P.J., Bérubé, M., Allendorf, F.W., 2007. Identification of management units using population genetic data. *Trends Ecol. Evol.* 22, 11–16. doi:10.1016/j.tree.2006.09.003
- Palsbøll, P.J., Bérubé, M., Larsen, A.H., Jorgensen, H., 1997. Primers for the amplification of tri- and tetramer microsatellite loci in baleen whales. *Mol. Ecol.* 6, 893–895.
- Parsons, K.M., Durban, J.W., Claridge, D.E., Herzog, D.L., Balcomb, K.C., Noble, L.R., 2006. Population genetic structure of coastal Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the northern Bahamas. *Mar. Mammal Sci.* 22, 276–298.
- Pettex, E., Lambert, C., Laran, S., Ricart, A., Virgili, A., Falchetto, H., Authier, M., Monestiez, P., Van Canneyt, O., Dorémus, G., Blanck, A., Toison, V., Ridoux, V., 2014. Suivi Aérien de la Mégafaune Marine en France métropolitaine. doi:10.13140/2.1.2698.5287
- Pritchard, J.K., Stephens, M., Donnelly, P., 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155, 945–959.
- QGIS Development Team, 2015. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- Rambaut, A., Suchard, M.A., Xie, D., Drummond, A.J., 2014. Tracer v1.6.
- Rannala, B., 2013. BayesAss Edition 3.0 User's Manual.
- Raymond, M., Rousset, F., 1995. GENEPOP (Version 1.2): Population Genetics Software for Exact Tests and Ecumenicism. *J. Hered.* 86, 248–249.
- Rosel, P.E., 2003. PCR-based sex determination in Odontocete cetaceans. *Conserv. Genet.* 4, 647–649. doi:10.1023/A:1025666212967
- Rosel, P.E., France, S.C., Wangs, J.Y., Koches, T.D., 1999. Genetic structure of harbour porpoise *Phocoena phocoena* populations in the northwest Atlantic based on mitochondrial and nuclear markers. *Mol. Ecol.* 8, 41–54.
- Santos, M.B., Monteiro, S.S., Vingada, J. V., Ferreira, M., López, A., Martínez Cedeira, J. a., Reid, R.J., Brownlow, A., Pierce, G.J., 2014. Patterns and trends in the diet of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the northeast Atlantic. *Mar. Mammal Sci.* 30, 1–19.

doi:10.1111/mms.12015

- Schneider, S., Excoffier, L., 1999. Estimation of demographic parameters from the distribution of pairwise differenced when the mutation rates vary among sites: application to human mitochondrial DNA. *Genetics* 153, 1079–1089.
- Siemann, L.A., 1994. Mitochondrial DNA sequence variation in North Atlantic long-finned Pilot whales *Globicephala melas*. Cornell University.
- Valsecchi, E., Amos, W., 1996. Microsatellite markers for the study of cetacean populations. *Mol. Ecol.* 5, 151–156.
- Van Oosterhout, C., Hutchinson, W.F., Wills, D.P.M., Shipley, P., 2004. Micro-Checker: Software for Identifying and Correcting Genotyping Errors in Microsatellite Data. *Mol. Ecol. Notes* 4, 535–538. doi:10.1111/j.1471-8286.2004.00684.x
- 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. *Mar. Mammal Sci.* 25, 523–536. doi:10.1111/j.1748-7692.2008.00280.x
- Waples, R.S., Gaggiotti, O., 2006. What is a population? An empirical evaluation of some genetic methods for identifying the number of gene pools and their degree of connectivity. *Mol. Ecol.* 15, 1419–1439. doi:10.1111/j.1365-294X.2006.02890.x
- Weir, B.S., Cockerham, C.C., 1984. Estimating F-Statistics for the Analysis of Population Structure Author (s): B. S. Weir and C. Clark Cockerham Published by: Society for the Study of Evolution Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2408641> . *Evolution* (N. Y). 38, 1358–1370.
- Wierucka, K., Verborgh, P., Meade, R., Colmant, L., Gauffier, P., Esteban, R., de Stephanis, R., Cañadas, A., 2014. Effects of a morbillivirus epizootic on long-finned pilot whales *Globicephala melas* in Spanish Mediterranean waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 502, 1–10. doi:10.3354/meps10769
- Wilson, G. a., Rannala, B., 2003. Bayesian inference of recent migration rates using multilocus genotypes. *Genetics* 163, 1177–1191.

**CAPÍTULO 3 -
IDENTIFICACIÓN DE
UNIDADES DE GESTIÓN DE
CALDERONES COMUNES EN
EL MEDITERRÁNEO
ESPAÑOL**



I. Introducción

La identificación de unidades de gestión (UGs) es crucial para las entidades responsables de la conservación de las especies silvestres y de la monitorización de las actividades humanas que les afectan (Palsbøll *et al.*, 2007). La definición de una UG ha evolucionado con el tiempo y, aunque todavía no se ha llegado a un acuerdo universal, se han determinado las diferentes herramientas que se deberían usar para su caracterización (Crandall *et al.*, 2000; Waples y Gaggioti, 2006). Uno de los primeros intereses para las especies de cetáceos fue la identificación de los stocks para la caza ballenera, con el objetivo de saber cuántos animales se podrían extraer sin afectar a la población. Para obtener esa información se usaron diferentes técnicas, como por ejemplo diferencias morfológicas, o de trayectoria en las capturas por unidad de esfuerzo o bien por los valores de yodo en la grasa de rorcuales comunes (Jonsgård, 1966). Crandall *et al.* (2000) hacen un resumen de la evolución de esta definición, empezando con Ryder (1986) “poblaciones que representan variaciones de adaptación significativas, basado en la concordancia entre diferentes conjuntos de datos obtenidos a partir de diferentes técnicas”. Las definiciones posteriores de Waples (1991) y Moritz (1994) descartan la parte más ecológica de la definición de Ryder (1986) y se centraron únicamente en las diferencias genéticas entre poblaciones. Sin embargo, Crandall *et al.* (2000) proponen volver a la primera definición, introduciendo a su vez el concepto de “intercambios ecológicos y genéticos” para recomendar acciones de gestión en función de los niveles de intercambio recientes e históricos entre diferentes poblaciones.

Palsbøll *et al.* (2007) propusieron una definición de unidad de gestión que permite cuantificar la distinción entre UGs: “población de individuos congéneres entre los cuales el grado de conectividad es suficientemente bajo, para que cada población se pueda monitorear y gestionar de manera separada”. Como las unidades de gestión representan unidades aisladas demográficamente, para su identificación se necesita estimar la tasa de dispersión entre las poblaciones. Esta tasa se puede estimar a diferentes niveles. A nivel molecular, la tasa representaría una dispersión multi-generacional para observar una diferencia (Waples y Gaggiotti, 2006), mientras a nivel

individual, por ejemplo a través de métodos de marca-recaptura, se basaría en movimientos recientes entre poblaciones (Evans y Teilmann, 2009). Hastings (1993) propuso una tasa de dispersión de menos del 10% para diferenciar poblaciones genéticamente. Sin embargo, todavía no se ha determinado qué cantidad de divergencia genética poblacional corresponde con diferentes tasas de dispersión en cada técnica. La tasa de dispersión que se calcula con métodos de marca-recaptura no tiene por qué corresponder con la calculada con datos genéticos, porque un individuo se puede mover a otras áreas sin reproducirse con otra población (Lowe y Allendorf, 2010). Sin embargo, estos movimientos pueden jugar un papel en las estimas de abundancia de una zona, si ésta cuenta con una tasa de inmigración importante que viene a desaparecer. Las causas de la dispersión pueden ser muy variadas: por ejemplo, puede ser debido a una densidad demasiado grande en un hábitat limitado (capacidad de carga), o para aumentar la dispersión de algunas adaptaciones genéticas (Bowler y Benton, 2005).

Para diferenciar unidades de gestión en cetáceos se han usado varias técnicas de estudio. En la mayoría de los estudios, las conclusiones se han basado en resultados de estructura de población a nivel genético (Palsbøll *et al.*, 2007). Sin embargo, cada técnica puede informar sobre niveles de separación entre UGs a diferentes escalas tanto espaciales como temporales (Evans y Teilmann, 2009). La información genética puede dar indicaciones sobre la separación entre poblaciones a nivel contemporáneo (por ejemplo los microsatélites) y/o histórico (por ejemplo el ADN mitocondrial) en función de los marcadores utilizados (e.g. Evans y Teilmann, 2009; Wiszniewski *et al.*, 2010). Asimismo, las diferencias morfométricas suelen resultar de una separación genética histórica (e.g. Bloch y Lastein, 1993; Evans y Teilmann, 2009). En cambio, el uso de marcadores ecológicos como los contaminantes antropogénicos, los isótopos estables y los ácidos grasos, o el seguimiento individual con foto-identificación, telemetría o acústica estática pasiva dan información desde los últimos días hasta el tiempo de vida del individuo muestreado (e.g. Baird *et al.*, 2009; Evans y Teilmann, 2009; Alves *et al.*, 2013; Oremus *et al.*, 2013; Sveegaard *et al.*, 2015).

La región occidental del Mediterráneo español comprendida por el golfo de Vera, mar de Alborán y estrecho de Gibraltar, es una de las zonas con mayor abundancia de calderón común de todo el Mediterráneo (Cañadas y Sagarminaga, 2000; Cañadas *et al.*, 2005; Notarbartolo di Sciara y Birkun, 2010). Nuevos análisis genéticos sugieren que la población del estrecho de Gibraltar es diferente del resto del Mediterráneo que incluye el mar de Alborán, el golfo de Vera, el Mediterráneo francés e Italia (ver Capítulo 2). Las tasas de migración reciente entre estas dos poblaciones indican que los intercambios serían muy restringidos con solamente 4,8% de dispersión desde el Mediterráneo hacia el Estrecho y 1,6% al revés (Capítulo 2). En consecuencia, se tendrían que considerar como 2 unidades de gestión diferentes según la definición de Hastings (1993). No obstante, la evolución espacio-temporal de la epizootia de morbillivirus que afectó a los calderones comunes en 2006-2007 sugiere que podría existir una conexión entre estas poblaciones. En efecto, la epizootia empezó en el estrecho de Gibraltar en noviembre 2006, se extendió hacia las costas de Almería en enero 2007, llegó hasta Baleares en abril 2007 y finalizó en las costas mediterráneas francesas a finales de 2007 (Fernández *et al.*, 2008; Keck *et al.*, 2010). Si la transmisión del virus fue intra-específica, algún contacto “físico” habrá ocurrido entre individuos del estrecho de Gibraltar y del resto del Mediterráneo.

El objetivo de este estudio es definir los límites geográficos recientes de las unidades de gestión para el calderón común en las diferentes zonas estudiadas del Mediterráneo occidental español a través de dos técnicas de seguimiento individual, por un lado la foto-identificación y por otro la telemetría. Además, se estimarán las tasas de migración reciente entre las zonas muestreadas para definir el nivel de aislamiento entre las mismas.

II. Metodología

2.1 Foto-identificación

Se han utilizado datos de avistamientos entre 1992 y 2014 de calderones comunes que forman parte de cuatro catálogos de foto-identificación en el Mediterráneo occidental español: el catálogo de CIRCE del estrecho de Gibraltar, el catálogo de ALNITAK-ALNILAM del mar de Alborán y golfo de Vera, el catálogo de ANSE del golfo de Vera y

Almería y el catálogo de CIRCE-ANSE-INRH del sur del mar de Alborán, todos disponibles en www.cetidmed.com. Se han comparado estos catálogos entre sí para detectar movimientos de individuos entre las áreas de estudio y crear un catálogo único para el Mediterráneo occidental español. Durante cada avistamiento, se han analizado fotografías de las aletas dorsales que tienen muescas y permiten distinguir a cada individuo (Verborgh *et al.*, 2009; Capítulo 4).

Aquí no se trata de estudiar la estructura social en sí, pero se aprovechan las herramientas disponibles para representar gráficamente las relaciones que existen entre los individuos de las diferentes zonas estudiadas. La estructura social fue analizada utilizando el software SOCPROG 2.4 (Whitehead, 2009). Se definió un grupo como todos los individuos identificados en un avistamiento (Ottensmeyer y Whitehead, 2003). Solo se han considerados individuos que se habían visto por lo menos 2 veces. Para cada díada (pareja de individuos) se calculó la fuerza de la asociación mediante el índice de peso medio (half-weight association index) (Ottensmeyer y Whitehead, 2003; de Stephanis *et al.*, 2008b; Whitehead, 2009) y se generó una matriz de asociaciones. El software NetDraw 2.135 (Borgatti, 2002) ha sido utilizado para representar la red social de todos los calderones comunes del Mediterráneo occidental español.

2.2 Marcas satélite

Para desplegar las marcas, se siguió la metodología sugerida por Andrews *et al.* (2008), consistente en transmisores LIMPET SPOT5 y MK10 Argos (Wildlife Computer, Redmond, WA, figura 3.1). Estos transmisores están sumergidos en epoxi (Scotchcast 5, 3 M, Austin, TX), y se fijaron a los animales por medio de enganches sub-dérmicos de titanio. Las balizas SPOT5 solamente registran la posición geográfica mientras las balizas MK10 también graban información sobre profundidad y perfil de buceo. Para ahorrar energía, las transmisiones de las marcas fueron limitadas por un sensor de inmersión, de manera que solo envía mensajes cuando la marca esta fuera del agua durante más de 1,5 segundos pero solo uno cada 30 s. Las marcas fueron programadas para enviar un máximo de 450 y 600 mensajes diarios para los SPOT5 y MK10

respectivamente entre las horas siguientes: 01:00-05:00, 07:00-10:00 y 12:00-22:00 GMT para coincidir con los pasos de los satélites ARGOS sobre el área.

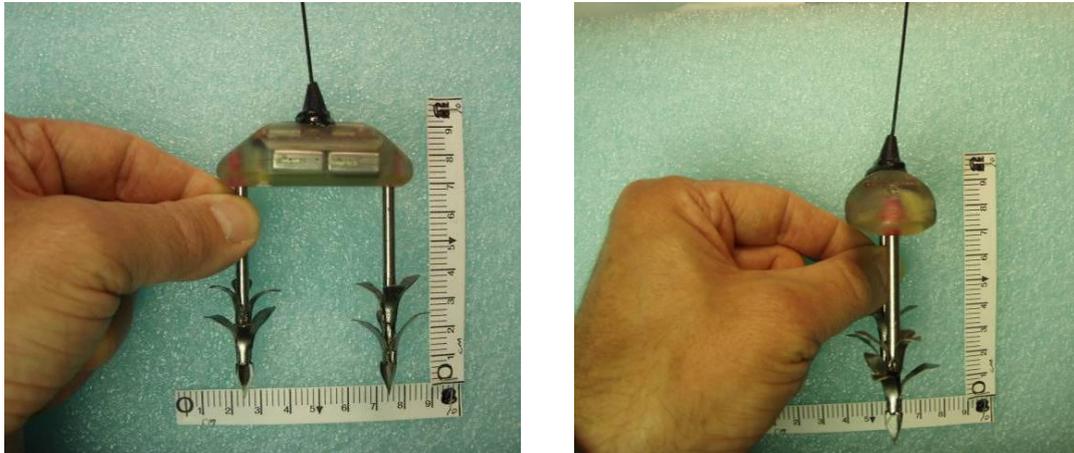


Figura 3.1. Tamaño de una marca satélite LIMPET SPOT 5 y de sus enganches de titanio.

Para desplegar las marcas, se aprovecharon las campañas de navegación en aguas del estrecho de Gibraltar, mar de Alborán (con la colaboración de ANSE, Alnilam y el Woods Hole Oceanographic Institute) y golfo de Vera (ANSE) entre diciembre 2010 y septiembre 2011. Para estudiar posibles relaciones entre calderones comunes entre el Estrecho, el mar de Alborán y el golfo de Vera, se intentó desplegar marcas simultáneamente en cada zona y en diferentes estaciones. Además, en el Estrecho, se conoce una población residente todo el año (de Stephanis, 2008; Verborgh *et al.*, 2009). Sin embargo, a partir del año 2007, se empezaron a observar nuevos grupos sociales, que no habían sido identificados en de Stephanis *et al.* (2008b), que se quedaban unas semanas en verano antes de desaparecer durante uno o varios años, llamados “inmigrantes” (CIRCE, datos no publicados). En esta zona, se desplegaron marcas tanto en individuos residentes como en individuos inmigrantes para saber dónde van cuando no se encuentran en el Estrecho.

Una vez seleccionado un grupo social de interés, se identificaron los individuos presentes en el grupo a partir de los catálogos de foto-identificación, directamente en el mar. Luego, la embarcación se acercó suavemente al costado del animal seleccionado, y se disparó la flecha con la marca mediante un rifle hipodérmico a una distancia de entre 3 y 5 metros (figura 3.2).



Figura 3.2. Calderón común GM_GIB_345 marcado con un marca tipo MK10 (PTT 104210).

Todas las posiciones de las marcas fueron recibidas a través del sistema de telemetría ARGOS que usa el efecto Doppler para calcular la posición de la marca que envía su mensaje a una cierta frecuencia recibida por el satélite. Hace falta un mínimo de 4 mensajes para poder calcular una posición. En función de la cantidad y calidad de los mensajes, ARGOS calcula una calidad de posición que tiene un radio de error que se puede ver en la tabla 3.1.

Tabla 3.1. Calidad de posiciones obtenidas por las marcas satélites con el radio de error asociado según ARGOS (www.argos-system.org).

Calidad de posición	Radio de error
3	<250m
2	<500m
1	<1500m
0	>1500m
A, B y Z	Desconocido

Debido a la gran cantidad de posiciones 0, A, B y Z, de mala calidad, o con un error desconocido, se procedió a realizar los siguientes pasos para analizar los datos:

- a) Validación de cada posición a partir del filtro Douglas Argos basado en el programa SAS (Douglas *et al.*, 2012). Este filtro elimina posiciones aberrantes,

basándose en velocidades máximas teóricas (fijado en 4 m/s) y cambios de rumbo.

- b) Análisis visual de los trayectos desarrollados por los animales.
- c) Mapas de uso de hábitat, con ayuda de un sistema de Información Geográfico (ArcView), y su extensión Animal Movement (Hooge y Eichenlaub, 2000). Los datos de seguimiento remoto se han representado mediante kernels. Estos representan de manera continua en el espacio el conjunto de localizaciones, y las categoriza en función de su densidad espacial. De esta forma aparecen destacadas gráficamente aquellas áreas en las que los cetáceos marcados han pasado mayor tiempo. Así un kernel del 50% representa en área que, por sí sola, concentra la mitad de las localizaciones de una determinada campaña de marcaje. El valor 50% se ha tomado como indicativo de las mejores zonas potenciales (Worton, 1995; Seaman y Powell, 1996; Seaman *et al.*, 1999; Powell, 2000), que posteriormente se han corroborado con datos de comportamiento obtenidos de las campañas en el mar y de la bibliografía existente (Cañadas *et al.*, 2005; de Stephanis, 2008; de Stephanis *et al.*, 2008a).

2.3 Tasa de migración reciente

Para estimar las tasas de migración reciente, se usaron los datos de 11 loci de microsatélites de 84 individuos del estrecho de Gibraltar, 45 individuos de la zona de Almería y 21 individuos de la zona del golfo de Vera, según la metodología detallada en el Capítulo 2. Las tasas de migración reciente (entre 1 y 3 generaciones) entre poblaciones fueron calculadas con BAYESASS (Wilson y Rannala, 2003). Siguiendo las recomendaciones de Rannala (2013), primero se hicieron pruebas preliminares para ajustar los parámetros de mezcla de las tasas de migración, frecuencia alélica y coeficientes de endogamia en la cadena de Markov de Monte Carlo (MCMC) para asegurar unas tasas alrededor del 30%. Luego, se hicieron 10 pruebas con una fase inicial de 1×10^6 iteraciones, que se descartan, para asegurar que los parámetros estén suficientemente mezclados, seguidos por 2×10^7 iteraciones de MCMC y una frecuencia de muestreo de 1000. Los archivos trazas creados fueron dibujados con TRACER (Rambaut *et al.*, 2014) para comprobar la convergencia y mezcla en los resultados.

Finalmente, se definió un nivel de aislamiento entre poblaciones, cuando se encontró menos de 10% de tasa de migración entre ellas (Hastings, 1993).

III. Resultados

3.1 Foto-identificación

Un total de 374 individuos fueron identificados en el estrecho de Gibraltar por CIRCE, 387 en el golfo de Vera por ANSE, 777 en la zona oriental del mar de Alborán y el golfo de Vera por ALNITAK-ALNILAM y 72 en el sur de la Isla de Alborán por CIRCE-ANSE-INRH (tabla 3.2).

Tabla 3.2. Total de individuos en los catálogos de cada organización.

	Gibraltar	Alborán	Vera	Periodo	Recapturas
CIRCE	374	-	-	1999-2011	
ANSE	-	-	387	1999-2013	} 19
ALNITAK-ALNILAM	-	611	85	1992-2009	
		81			} 22
CIRCE-ANSE-INRH		72		2014	
TOTAL	374	764	553	1992-2014	

No se han obtenido recapturas entre el catálogo de CIRCE del Estrecho y los otros tres catálogos. En la figura 3.3, se observa que existen muy pocos avistamientos en las aguas de la provincia de Málaga, entre el Estrecho y el resto de zonas. En cambio, se han detectado 19 recapturas entre el catálogo de ANSE y ALNITAK-ALNILAM. Cuatro de estos animales se han visto sólo en el golfo de Vera mientras quince se han observado en ambas zonas: Alborán oriental y Vera. Además, se han recapturado 22 individuos del catálogo de CIRCE-ANSE-INRH con el de Alnitak-Alnilam (figura 3.5). El catálogo del Mediterráneo occidental español contiene 1519 individuos únicos, a los que se suman 50 individuos del sur del mar de Alborán.

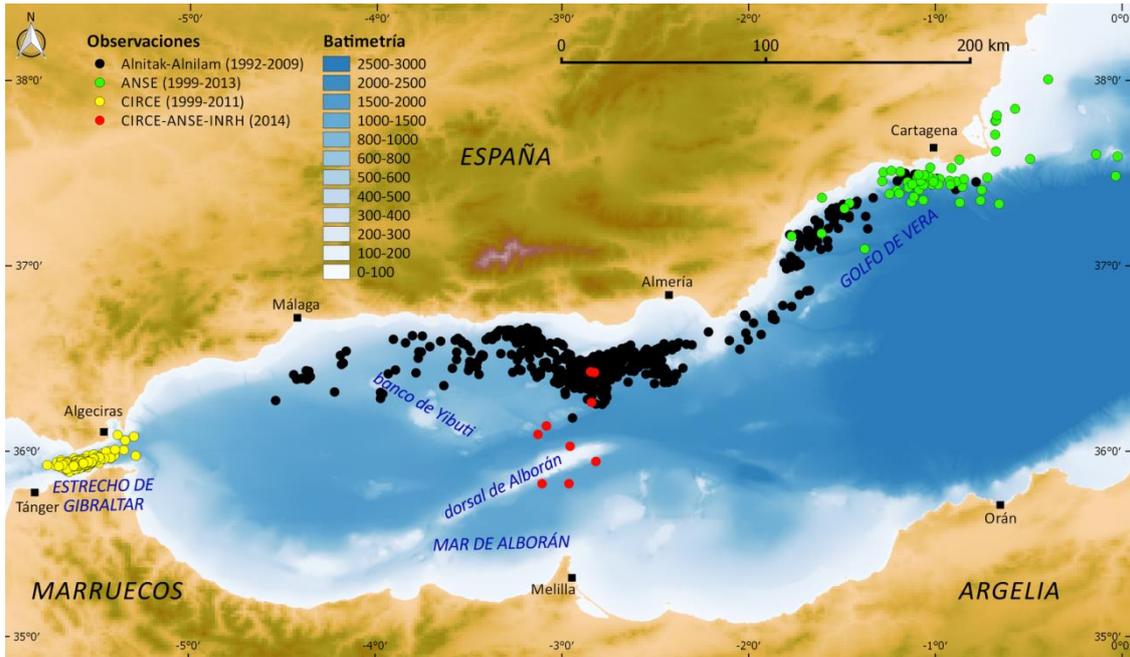


Figura 3.3. Avistamientos de calderones comunes de cada organización. Mapa realizado con el software libre QGIS 2.8 (QGIS Development Team, 2015).

Para el análisis de estructura social, se usaron un total de 584 grupos, incluyendo 648 individuos que se han visto más de dos veces. La red social muestra asociaciones fuertes entre todos los individuos del estrecho de Gibraltar, cuya población no está relacionada con ninguno de los individuos de las demás áreas de estudio. Los individuos de Alborán oriental y golfo de Vera mantienen asociaciones entre sí, el 24% de estos calderones identificados frecuentan las dos áreas estudiadas (ver figura 3.4).

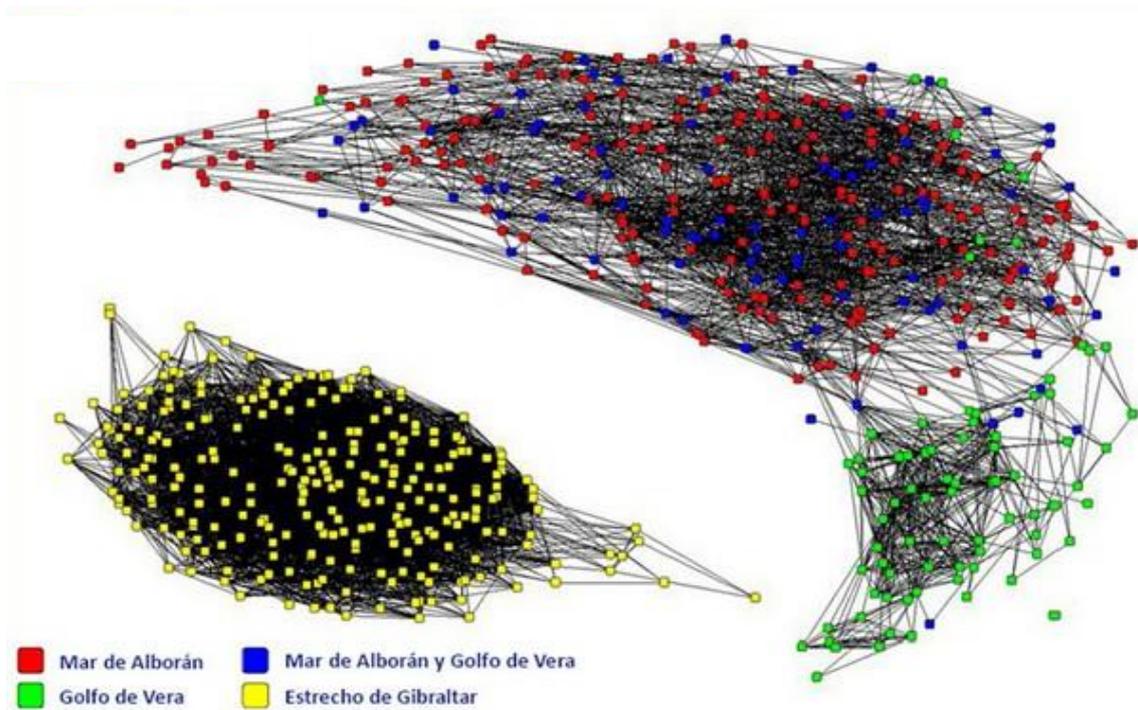


Figura 3.4. Red social de los individuos de calderón común de los catálogos de ANSE, ALNITAK-ALNILAM, CIRCE y CIRCE-ANSE-INRH observados únicamente en el mar de Alborán (rojo), golfo de Vera (verde), estrecho de Gibraltar (amarillo) y en ambos el mar de Alborán y golfo de Vera (azul).

Los seguimientos individuales por foto-identificación han permitido ver movimientos a largo plazo, es decir entre varios años. Estos nos permiten ver la amplitud de los movimientos con individuos desplazándose desde el golfo de Vera en la región de Murcia hasta el mar de Alborán en la provincia andaluza de Málaga. En la figura 3.6, se detallan los movimientos de tres individuos a modo de ejemplo. El individuo GM_ALB_108 fue observado por primera vez en 1992, y por última vez en 2014 a tan solo 4 km de distancia del primer avistamiento. En total se observó 9 veces en 22 años, con movimientos desde el golfo de Vera hasta Málaga. A su vez, el individuo GM_ALB_110 se ha movido entre las zonas de alta presencia de calderones entre Granada y Almería y el sur de la Isla de Alborán, siendo avistado 5 veces entre 1992 y 2014. Asimismo, el individuo GM_ALB_473 también ha usado ambas zonas, pero además ha visitado el golfo de Vera, y fue observado en 4 ocasiones entre 2006 y 2014. La mayor distancia recta entre dos observaciones del mismo animal fue de unos 265 km para GM_ALB_473.

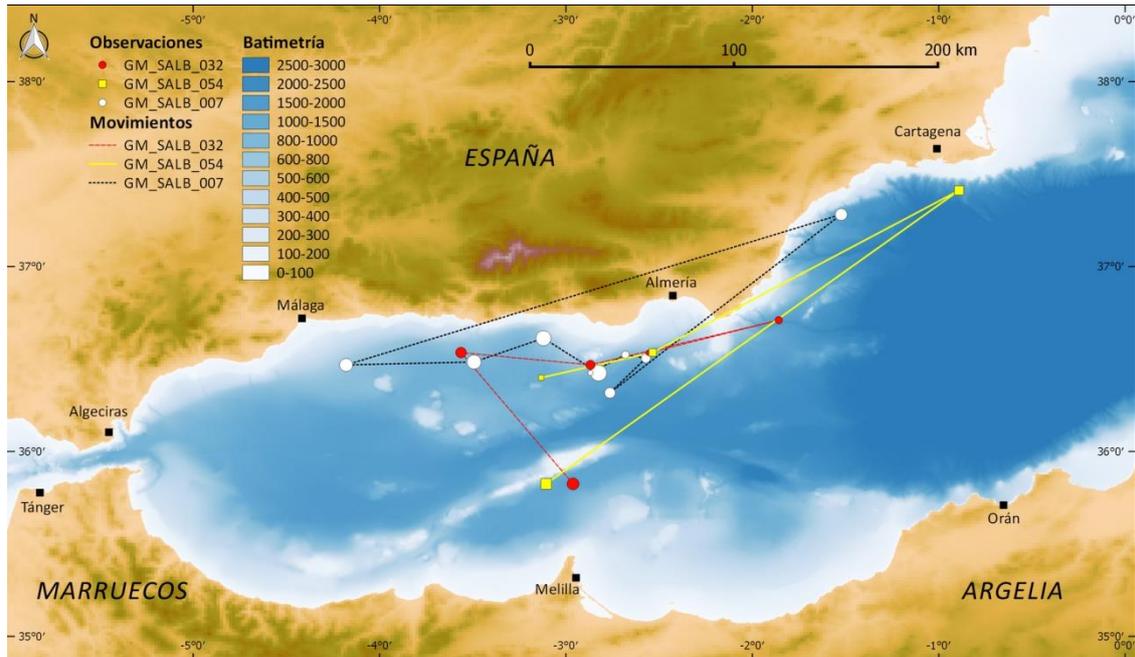


Figura 3.5. Seguimiento por foto-identificación de los individuos GM_ALB_108 (1992-2014), GM_ALB_110 (1992-2014) y GM_ALB_473 (2006-2014). El tamaño del punto es mayor en avistamientos más recientes. Mapa realizado con el software libre QGIS 2.8 (QGIS Development Team, 2015).

3.2 Marcas satélite

En la tabla 3.3 se puede apreciar un resumen de las 9 marcas desplegadas en calderones comunes. Una de las marcas de tipo MK10 se rompió al desplegarse (PTT 104209) y no funcionó así que se presentarán los resultados de las otras 8 marcas. De media, las balizas enviaron datos durante 36 días (rango: 22-49 días) con un total de 2016 posiciones de los cuales casi la mitad (43,5%) eran posiciones precisas (calidad 3, 2 y 1).

Tabla 3.3. Resumen de los datos aportados por las marcas desplegadas en calderones comunes. Los números 3 a Z indican el número de posición recibida para cada clase de calidad ARGOS (ver tabla 3.1). La marca 104209 no funcionó.

Número de la marca (PTT)	Tipo de marca	Lugar de despliegue	Fecha despliegue	Tiempo funcionamiento (en días)	Mensajes recibidos	Mensajes descodificados	Número de posiciones	3	2	1	0	A	B	Z
101191	SPOT5	Estrecho	14/12/2010	33	478	396	100	4	13	17	11	29	26	0
101192	SPOT5	Estrecho	23/02/2011	33	841	697	189	4	11	32	20	38	84	0
104204	SPOT5	Golfo de Vera	31/03/2011	43	1551	1399	314	40	44	53	39	47	91	0
101195	MK10	Almería	03/08/2011	22	1383	393	215	24	40	49	42	18	42	0
101196	MK10	Golfo de Vera	05/08/2011	49	1880	525	361	25	58	93	67	39	77	2
104209	MK10	Estrecho	08/08/2011	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
104206	SPOT5	Estrecho	08/08/2011	31	958	778	248	16	26	27	20	49	110	0
104210	MK10	Estrecho	15/08/2011	35	1770	450	306	27	60	70	40	35	74	0
104207	SPOT5	Almería	18/08/2011	40	1557	1384	283	28	46	70	33	32	74	0
TOTAL					10418	6022	2016	168	298	411	272	287	578	2

Las marcas con números PTT 101191, 101192 y 104210 fueron desplegadas en individuos residentes conocidos del estrecho de Gibraltar (identificados por de Stephanis, 2008; Verborgh *et al.*, 2009). Los dos primeros individuos (figuras 3.6 a y b), marcados en invierno, se quedaron en la parte central del Estrecho de unos 40 km oeste-este, mayoritariamente en aguas de 600-1000 m de profundidad. Sin embargo, PTT 104210 (figura 3.6 c), marcado en verano, salió de esta zona en cuatro ocasiones hacia la parte este del Estrecho durante periodos variables entre uno y seis días. Aunque este individuo también usó asiduamente la parte central del Estrecho, llegó a moverse hasta 100 km hacia al este de la zona.

A su vez, la marca PTT 104206 fue desplegada en un individuo “inmigrante” (figura 3.6 d). Este animal se quedó 5 días en el Estrecho, y el sexto día salió hacia el mar de Alborán. Allí, se quedó asociado con el primer giro de Alborán, efectuando 3 vueltas enteras del sistema, tardando unos 2-3 días cada vez. Después de la primera vuelta, volvió a entrar en el Estrecho pero salió otra vez el mismo día. En total, llegó a desplazarse hasta 225 km al este del Estrecho.

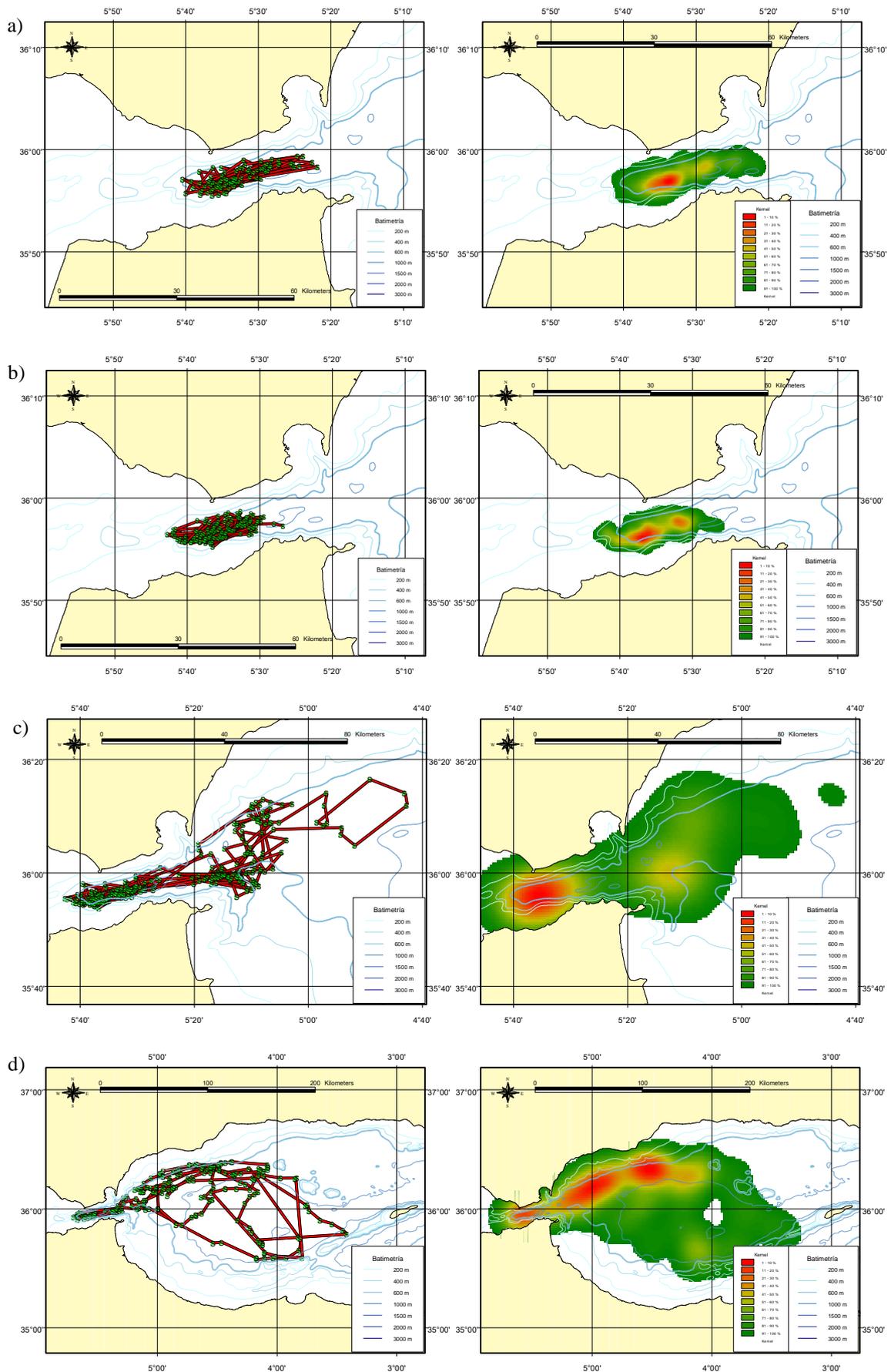


Figura 3.6 (página anterior). Seguimiento y kernel de cuatro individuos marcados en el estrecho de Gibraltar: a) PTT 101191 del 14/12/2010 hasta el 16/01/2011, b) PTT 101192 del 23/02/2011 hasta el 28/03/2011, c) PTT 104210 del 15/08/2011 hasta el 18/09/2011, d) PTT 104206 del 08/08/2011 hasta el 08/09/2011.

Los dos individuos marcados en Almería (PTT 101195 y 104207) se desplazaron en la misma área de unos 120 km de oeste a este entre Almería y Málaga (figura 3.7 a y b). En cambio, los dos individuos marcados en el golfo de Vera tuvieron movimientos diferentes. El primer individuo PTT 104204 (figura 3.7 c), marcado en primavera 2011, se movió por todo el golfo de Vera, pasando de cañones en cañones en una zona de 140 km entre Cabo de Gata y Cabo de Palos. El segundo individuo PTT 101196 (figura 3.7 d), marcado en verano 2011, usó los mismos cañones del golfo de Vera pero además se desplazó hacia el sur del mar de Alborán. Luego, volvió a subir hacia la zona de Almería y durante dos días envió posiciones muy cercanas al individuo PTT 101195 (figura 3.7 a). Este individuo utilizó también una zona poco estudiada al sureste de cabo de Gata antes de bajar otra vez al sur de la Isla de Alborán, donde dejó de emitir. La mayor distancia recta entre dos posiciones del mismo animal fue de 230 km entre la Bahía de Mazarrón en el Golfo de Vera y la Isla de Alborán (PTT 101196).

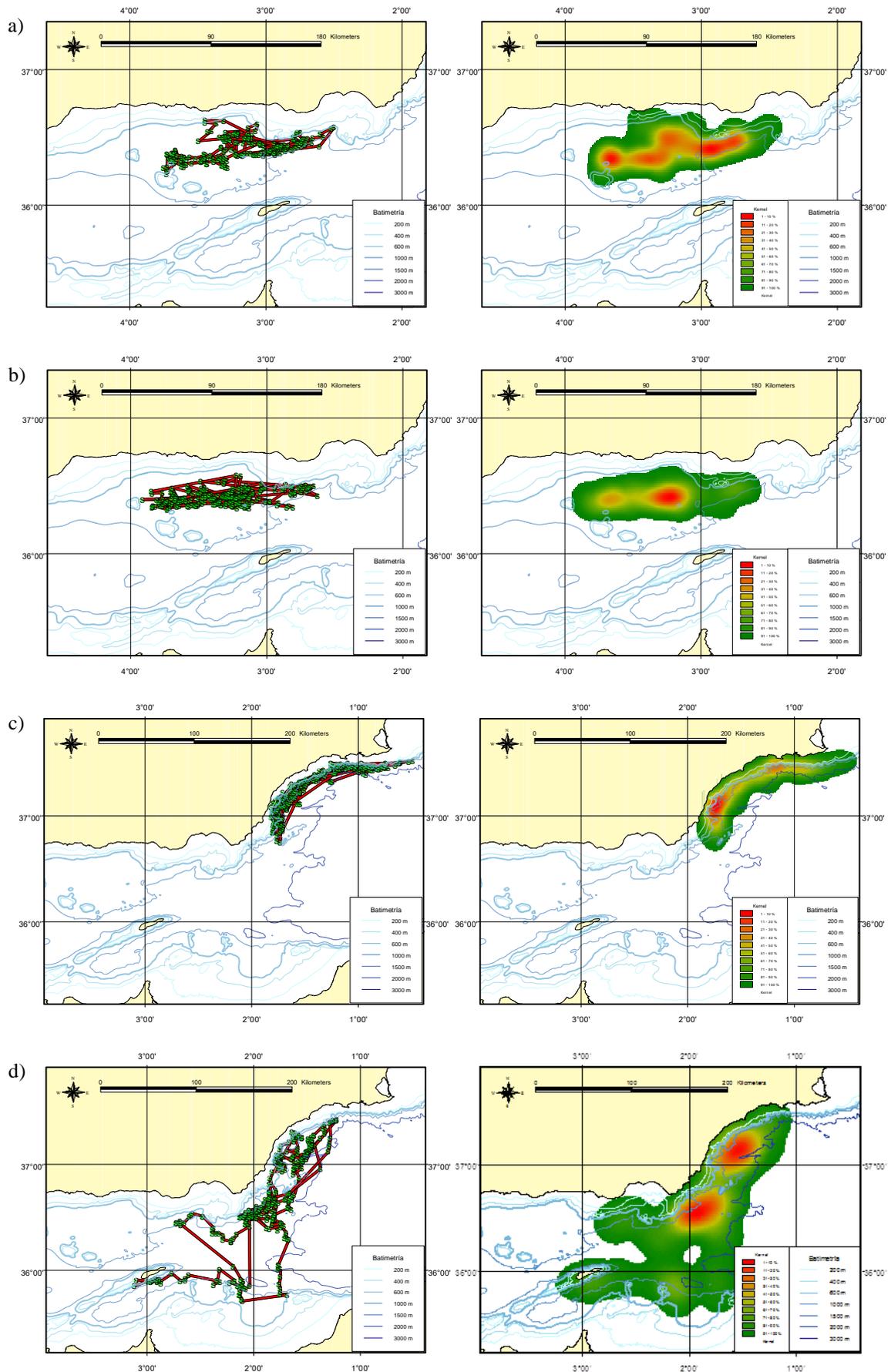


Figura 3.7 (página anterior). Seguimiento (izquierda) y kernel (derecha) de cuatro individuos marcados en el mar de Alborán y golfo de Vera: a) PTT 101195 del 03/08/2011 hasta el 25/08/2011 en Almería, b) PTT 104207 del 18/08/2011 hasta el 26/09/2011 en Almería, c) PTT 104204 del 31/03/2011 hasta el 13/05/2011 en Murcia, d) PTT 101196 del 05/08/2011 hasta el 23/09/2011 en Murcia.

El conjunto de los individuos marcados muestra que la mayoría de los individuos utilizan una zona de distribución restringida; sin embargo cubren la casi totalidad de las zonas profundas del mar de Alborán, durante movimientos de pocos días a zonas más alejadas (figura 3.8). Los movimientos del individuo “inmigrante” del Estrecho no llegaron a solapar la distribución de los individuos marcados en Almería, quedándose en aguas de la provincia de Málaga al oeste del banco de Yibuti. Los kernels indican que las zonas más utilizadas se encuentran en el estrecho de Gibraltar, al norte del mar de Alborán en aguas de 600 a 1000 m de profundidad, y en los cañones del golfo de Vera en aguas de 600 a 2000 m de profundidad. Se vuelve a notar la zona de poca presencia alrededor de los montes Yibuti. Aunque hubo movimientos hacia la zona sur, éstos fueron a corto plazo.

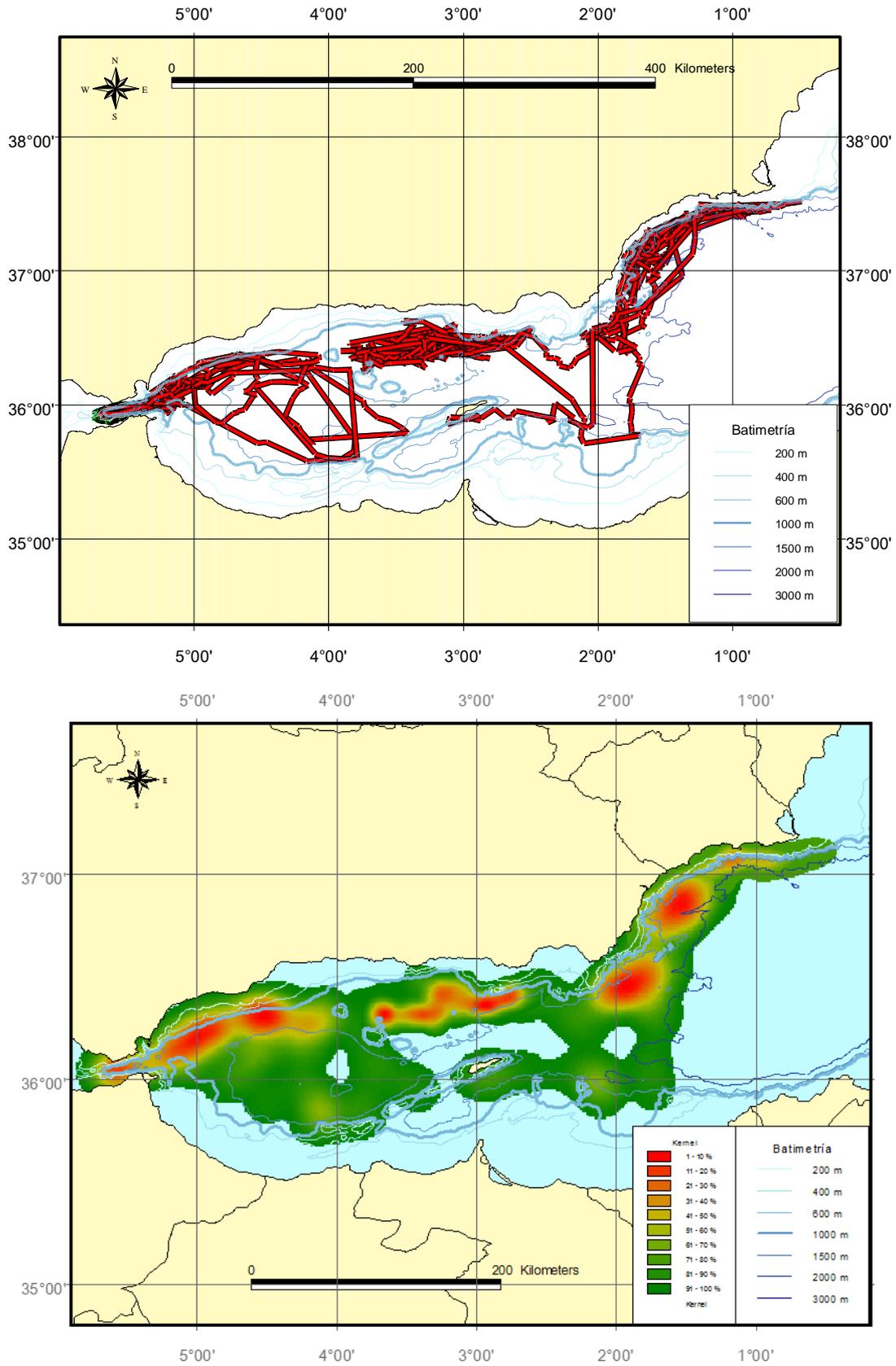


Figura 3.8. Seguimiento (arriba) y kernel (abajo) de los 8 calderones comunes marcados en el Mediterráneo occidental español entre diciembre 2010 y septiembre 2011.

Las tasas de migración reciente indican que los individuos del estrecho de Gibraltar forman una unidad de gestión separada de los individuos muestreados en el mar de Alborán oriental y golfo de Vera según el criterio de Hastings (1993), con tasas de migración de menos de 10% (tabla 3.4). Sin embargo, la tasa de migración reciente de 27,5% desde Almería hacia el golfo de Vera indica que estas dos áreas forman una única unidad de gestión. Los límites geográficos de cada unidad de gestión definida a partir de los resultados de foto-identificación, seguimientos por satélites y genética se pueden ver en la figura 3.9.

Tabla 3.4. Matriz de tasas de migración reciente (desviación estándar entre paréntesis) obtenida con el programa BAYESASS. La tasa de migración es la proporción de individuos en una población que ha emigrado por generación desde otra población fuente. Los valores en diagonal (negrita) representan la proporción de los no-inmigrantes dentro de cada población. * indica un valor superior a 0,10 que no permite diferenciar dos unidades de gestión según Hastings (1993).

Destino de los migrantes	Origen de los migrantes		
	Gibraltar	Almería	Golfo de Vera
Gibraltar	0.9107 (0.0330)	0.0816 (0.0337)	0.0077 (0.0069)
Almería	0.0277 (0.0189)	0.9590 (0.0209)	0.0133 (0.0100)
Golfo de Vera	0.0341 (0.0257)	0.2754 (0.0297)*	0.6905 (0.0195)

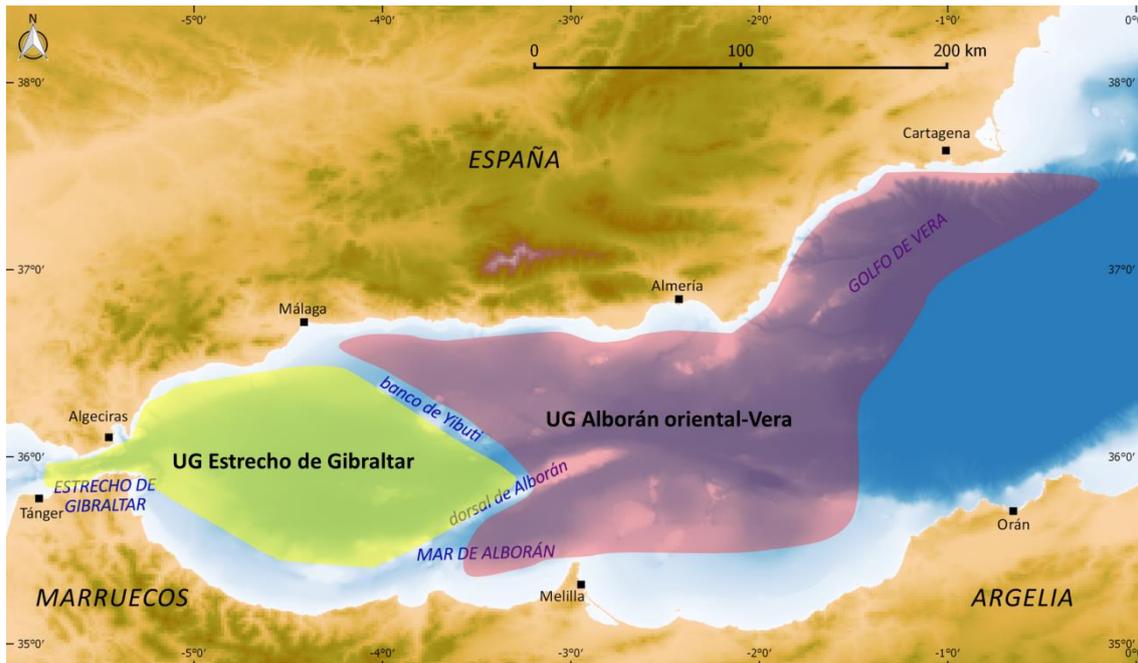


Figura 3.9. Delimitación geográficas de las unidades de gestión del estrecho de Gibraltar (en amarillo) y Alborán oriental-Vera (en rojo). Mapa realizado con el software libre QGIS 2.8 (QGIS Development Team, 2015).

IV. Discusión

Según los criterios de Hastings (1993) y Palsbøll *et al.* (2007), los resultados de tasas de migración recientes indican que la población de calderón común del Mediterráneo occidental español consta de dos unidades de gestión diferentes, el estrecho de Gibraltar y el resto del Mediterráneo occidental (ver Capítulo 2). En efecto, los análisis genéticos han mostrado que el 37% de los individuos biopsiados en el Estrecho comparten un origen ancestral con los individuos del Mediterráneo, pero las tasas de migraciones recientes son muy reducidas entre las dos poblaciones (Capítulo 2). Esto sugiere que posiblemente existió cierta conexión entre ellas, pero actualmente no se observan intercambios individuales entre las diferentes áreas como se ha mostrado tanto con la foto-identificación como con los seguimientos por marcas satélites. En consecuencia, los resultados de seguimiento individual vía foto-identificación y de marcaje satélite de los individuos de las diferentes zonas confirman los análisis moleculares y permiten definir mejor los límites de distribución de cada UG: la UG del estrecho de Gibraltar se extendería hasta el mar de Alborán occidental y la segunda UG se extendería del mar de Alborán oriental al golfo de Vera. Estos resultados

sugieren que se necesita actualizar la catalogación de los calderones comunes en el CEEA en 2 unidades de gestión en vez de una como está actualmente (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas).

Las tasas de migración recientes entre Almería y el golfo de Vera (27,5%) son parecidas a las encontradas por foto-identificación (24%) sugiriendo que los movimientos observados entre las dos áreas podrían tener fines reproductivos. En este estudio se han identificado un total de 1.569 individuos, con 374 individuos en la UG del Estrecho y 1.195 individuos en la UG de Alborán oriental y golfo de Vera. Sin embargo, este número representa identificaciones sobre un periodo largo (1992-2014), por lo tanto es muy probable que una cierta proporción haya muerto durante el estudio de manera que no se pueden considerar como estimas mínimas de la abundancia de la población.

Según de Stephanis *et al.* (2008b), la estructura social de los grupos del estrecho de Gibraltar es perdurable en el tiempo con individuos quedándose por lo menos hasta 8 años juntos. Esto sugiere que cuando se marca a un individuo dentro de un grupo social, la información recibida representa los movimientos del grupo social y no solamente del individuo. Además, en el Estrecho, se han observado movimientos coordinados de varios grupos sociales al mismo tiempo como la desaparición de toda la población durante periodos de 2 a 3 semanas a finales de primavera (de Stephanis, 2008).

El individuo “inmigrante” marcado en el Estrecho llegó hasta zonas muy cercanas de los animales marcados en Almería. Sin embargo, se quedó en el giro anticiclónico occidental del mar de Alborán, siguiendo las corrientes superficiales que existen de manera cíclica todo el año en sentido horario en esta zona (e.g. Renault *et al.*, 2012). Esto sugiere que el banco de Yibuti y la dorsal de Alborán podrían actuar como una barrera oceanográfica que reduce la comunicación entre las UGs. De la misma forma, no se encontró ninguna recaptura entre los catálogos del estrecho de Gibraltar y del resto de zonas durante más de 15 años de estudio, lo que confirma la separación identificada previamente por la genética (Capítulo 2). Sin embargo, aunque no se haya

observado en el estudio, individuos de las dos UGs podrían asociarse durante periodos cortos en zonas colindantes y no haber sido detectados por las diferentes metodologías. Esto podría explicar la transmisión de la epizootia de morbillivirus desde el Estrecho hasta las Baleares, a través del mar de Alborán (Fernández *et al.*, 2008). En este caso, estos individuos serían claves para una posible dispersión de la diversidad genética mayor del estrecho de Gibraltar (Capítulo 2) hacia el Mediterráneo en el futuro. Sin embargo, no se puede descartar una transmisión inter-específica, por ejemplo vía *Stenella coeruleoalba* que fue afectado por un virus similar durante el mismo periodo (Fernández *et al.*, 2008; Raga *et al.*, 2008), o un solapamiento de corta duración entre zonas de alimentación pero sin reproducción.

El seguimiento por telemetría del individuo “residente” del estrecho de Gibraltar marcado en verano (PTT 104210) desveló una zona de distribución de calderones al este del Estrecho (entre 5°00 y 5°20 de longitud Oeste) que hasta ahora era desconocida. Durante el verano 2012, en una ocasión se avistaron los calderones residentes del Estrecho en esta zona, donde se observaron socializar y reproducirse con otros grupos de calderones desconocidos, que no se encontraron en el catálogo de foto-identificación del Estrecho (Verborgh, obs. pers.). Después de este avistamiento, no se volvieron a observar calderones dentro del Estrecho durante una semana y media. Esto podría sugerir que el resto de grupos sociales se desplazó hacia la misma zona o incluso más al este, para reproducirse con otros grupos desconocidos del mar de Alborán occidental. La desaparición de todo el clan del Estrecho durante 2 o 3 semanas ya había sido descrita anteriormente por de Stephanis (2008), quien propuso que podría ser con fines reproductivos.

Los otros movimientos a larga distancia (más de 200 km) y corta duración, como los efectuados por el individuo PTT 101196, también podrían tener fines reproductivos. En cambio, las zonas de presencia habituales están probablemente relacionadas con la alimentación. Los individuos residentes del estrecho de Gibraltar utilizan una zona mucho más restringidas geográficamente, en general unos 40 km de oeste a este, que los individuos de las otras zonas, con áreas habituales de más de 120 km. Esto puede reflejar una alta densidad de presas disponibles en el estrecho de Gibraltar que

permite a una población residente de más de 200 individuos (Verborgh *et al.*, 2009) alimentarse todo el año en la zona (de Stephanis, 2008; de Stephanis *et al.*, 2008c). Sin embargo, la fuerte corriente atlántica superficial obliga a los animales a nadar a contra corriente durante gran parte del día para mantenerse en la zona central (de Stephanis, 2008; de Stephanis *et al.*, 2008a).

En cambio, los individuos de la UG de Alborán usan habitualmente hábitats de más de 100 km de largo e incluso han realizado algunos movimientos de más de 200 km desde Murcia hasta Málaga y hasta el sur de la Isla de Alborán. Estos movimientos podrían estar relacionados con una densidad menor de presas y más dispersas que en el Estrecho. No se han observado movimientos más al norte que cabo de Palos en Murcia lo que sugiere que las zonas más productivas para los calderones comunes se encuentran en los cañones del golfo de Vera y en el mar de Alborán.

Los movimientos realizados por todos los individuos seguidos en este estudio son mucho menores en comparación con los observados para los calderones marcados en el Atlántico donde se han registrado movimientos de hasta 234 km en un día y una media de 80 km/día (Bloch *et al.*, 2003; Nawojchik *et al.*, 2003; Mate *et al.*, 2005). Además, individuos marcados en las Islas Feroe (aproximadamente 62°N 7°W) llegaron hasta la dorsal mesoatlántica (aproximadamente 48°N 26°W), situado a más de 2.200 km (<http://savn.fo/00534/00554/00201/>). El individuo PTT 101196 es el único que se ha desplazado más de 100 km en un día, volviendo al norte después de haber bajado al sur de la cuenca. Todos los otros individuos han mostrado movimientos diarios de distancias menores y en un área bien definida. Las zonas más importantes tienen las mismas características que se han identificado previamente en el Mediterráneo y océano Atlántico, áreas oceánicas y de gran productividad biológica cerca del talud continental y de cañones submarinos, generalmente de más de 600 m de profundidad (Cañadas *et al.*, 2005, de Stephanis *et al.*, 2008a, Hammond *et al.*, 2009; Marcos-Ipiña *et al.*, 2014; Pettex *et al.*, 2014, Goetz *et al.*, 2015). Estos resultados refuerzan la importancia tanto del estrecho de Gibraltar como del mar de Alborán como zonas de alta concentración de alimento para las poblaciones de calderones que les permiten

quedarse en la misma área durante largos periodos de tiempo (Cañadas y Sagarminaga, 2000, Cañadas *et al.*, 2005, de Stephanis *et al.*, 2008a).

V. Conclusión

La catalogación actual de los calderones comunes del Mediterráneo español como vulnerable en el Catálogo Español de Especies Amenazadas considera una sola población que se extiende desde el estrecho de Gibraltar hasta la frontera francesa (RD 139/2011). Sin embargo, los resultados de este estudio sugieren que por lo menos la parte occidental debería separarse en dos unidades de gestión: una desde el estrecho de Gibraltar hasta el oeste del banco de Yibuti y la dorsal de Alborán, y otra desde el este del banco de Yibuti hasta cabo de Palos en Murcia. En consecuencia, cada unidad de gestión debería tener su propio plan de conservación y monitorización, para poder detectar cambios en cada UG. Además, sería recomendable reevaluar el estatus de conservación de cada unidad de gestión, especialmente para la del estrecho de Gibraltar que cuenta con una población residente de poco más de 200 individuos (Verborgh *et al.*, 2009). La delimitación geográfica de cada UG ayudará a definir una zona de monitoreo que abarque las áreas más utilizadas por los individuos de cada UG, reduciendo el esfuerzo y el coste de los planes de monitorización.

VI. Referencias

- Alves, F., Quérouil, S., Dinis, A., Nicolau, C., Ribeiro, C., Freitas, L., Kaufmann, M., Fortuna, C., 2013. Population structure of short-finned pilot whales in the oceanic archipelago of Madeira based on photo-identification and genetic analyses: implications for conservation. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 23, 758–776. doi:10.1002/aqc.2332
- Andrews, R.D., Pitman, R., Ballance, L., 2008. Satellite tracking reveals distinct movement patterns for Type Band Type C killer whales in the southern Ross Sea, Antarctica. *Polar Biol.* 31, 1461–1468.
- Baird, R.W., Gorgone, A.M., McSweeney, D.J., Ligon, A.D., Deakos, M.H., Webster, D.L., Schorr, G.S., Martien, K.K., Salden, D.R., Mahaffy, S.D., 2009. Population structure of island-associated dolphins: Evidence from photo-identification of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the main Hawaiian Islands. *Mar. Mammal Sci.* 25, 251–274. doi:10.1111/j.1748-7692.2008.00257.x
- 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 Biol.* 9, 47–58.
- Bloch, D., Lastein, L., 1993. Morphometric segregation of long-finned pilot whales in eastern and western North Atlantic. *Ophelia* 38, 55–68.
- Borgatti, S.P., 2002. NetDraw Software for Network Visualization.

- Bowler, D.E., Benton, T.G., 2005. Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. *Biol. Rev.* 80, 205–225. doi:10.1017/S1464793104006645
- Cañadas, A., Sagarmínaga, R., 2000. The northeastern Alboran Sea, an important breeding and feeding ground for the long finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the Mediterranean Sea. *Mar. Mammal Sci.* 16, 513–529.
- Cañadas, A., Sagarmínaga, 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. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 15, 495–521. doi:10.1002/aqc.689
- Crandall, K. a, Bininda-Emonds, O.R.R., Mace, G.M., Wayne, R.K., 2000. Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends Ecol. Evol.* doi:10.1016/S0169-5347(00)01876-0
- de Stephanis, R., 2008. Estrategias de alimentación en función del tiempo de los diferentes grupos de Calderón común (*Globicephala melas*) en el Estrecho de Gibraltar en primavera verano. Universidad de Cádiz.
- de Stephanis, R., Cornulier, T., Verborgh, P., Salazar Sierra, J., Pérez Gimeno, N., Guinet, C., 2008a. Summer spatial distribution of cetaceans in the Strait of Gibraltar in relation to the oceanographic context. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 353, 275–288. doi:10.3354/meps07164
- de Stephanis, R., García-Tíscar, S., Verborgh, P., Esteban-Pavo, R., Pérez, S., Minvielle-Sebastia, L., Guinet, C., 2008b. Diet of the social groups of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Mar. Biol.* 154, 603–612. doi:10.1007/s00227-008-0953-8
- de Stephanis, R., Verborgh, P., Pérez, S., Esteban, R., Minvielle-Sebastia, L., Guinet, C., 2008c. Long-term social structure of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Acta Ethol.* 11, 81–94. doi:10.1007/s10211-008-0045-2
- Douglas, D.C., Weinzierl, R., C. Davidson, S., Kays, R., Wikelski, M., Bohrer, G., 2012. Moderating Argos location errors in animal tracking data. *Methods Ecol. Evol.* 3, 999–1007. doi:10.1111/j.2041-210X.2012.00245.x
- Evans, P.G.H., Teilmann, J., 2009. Ascobans/Helcom Small Cetacean Population Structure Workshop. Bonn, Germany.
- Fernández, A., Esperon, F., Herraèz, P., Espinosa de los Monteros, A., Clavel, C., Bernabé, A., Sánchez-Vizcaino, J., Verborgh, P., de Stephanis, R., Toledano, F., Bayón, A., 2008. Morbillivirus and Pilot Whale Deaths, Mediterranean Sea. *Emerg. Infect. Dis.* 14, 792–794.
- Goetz, S., Read, F.L., Ferreira, M., Portela, J.M., Santos, M.B., Vingada, J., Siebert, U., Marçalo, A., Santos, J., Araújo, H., Monteiro, S., Caldas, M., Riera, M., Pierce, G.J., 2015. Cetacean occurrence, habitat preferences and potential for cetacean-fishery interactions in Iberian Atlantic waters: results from cooperative research involving local stakeholders. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 25, 138–154. doi:10.1002/aqc.2481
- Hammond, P.S., Macleod, K., Gillespie, D., Swift, R., Winship, A., Burt, M.L., Cañadas, A., Vázquez, J.A., Ridoux, V., Certain, G., Van Canneyt, O., Lens, S., Santos, M.B., Rogan, E., Uriarte, A., Hernández, C., Castro, R., 2009. Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic (CODA).
- Hastings, A., 1993. Complex interactions between dispersal and dynamics: lessons from coupled logistic equations. *Ecology* 74, 1362–1372.
- Hooge, P.N., Eichenlaub, B., 2000. Animal movement extension to Arcview. ver. 2.0. Anchorage, AK, USA.
- Jonggård, Å., 1966. Biology of the North Atlantic fin whale *Balaenoptera physalus* (L.): Taxonomy, distribution, migration and food. *Hvalrad. Skr.* 49, 1.
- Keck, N., Kwiatek, O., Dhermain, F., Dupraz, F., Boulet, H., Danes, C., Laprie, C., Perrin, a, Godenir, J., Micout, L., Libeau, G., 2010. Resurgence of Morbillivirus infection in Mediterranean dolphins off

- the French coast. *Vet. Rec.* 166, 654–655. doi:10.1136/vr.b4837
- Lowe, W.H., Allendorf, F.W., 2010. What can genetics tell us about population connectivity? *Mol. Ecol.* 19, 3038–3051. doi:10.1111/j.1365-294X.2010.04688.x
- Marcos-Ipiña, E., Salazar, J.M., de Stephanis, R., 2014. Estudio de las poblaciones de cetáceos y detección de Zonas Especiales de Conservación para los cetáceos en el entorno marino de Jaizkibel y aguas adyacentes Zetazeoen populazioen ikerketa eta Jaizkibelgo inguru itsastarrean eta alboko uretan zetazeoentza. *Munibe Monogr. Nat. Ser. 2*, 27–35.
- Mate, B.R., Lagerquist, B.A., Winsor, M., Geraci, J., Prescott, J.H., 2005. Movements and dive habitats of a satellite-monitored longfinned pilot whale (*Globicephala melas*) in the Northwest Atlantic. *Mar. Mammal Sci.* 21, 136–144.
- Moritz, C., 1994. Defining “evolutionarily significant units” for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 9, 373–375. doi:10.1016/0169-5347(94)90057-4
- Nawojchik, R., Aubin, D.J.S., Johnson, A., 2003. Movements and dive behavior of two stranded, rehabilitated long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the northwest Atlantic. *Mar. Mammal Sci.* 19, 232–239.
- Notarbartolo di Sciara, G., Birkun Jr., A., 2010. Conserving whales, dolphins and porpoises in the Mediterranean and Black Seas., *Accobams*. ed.
- Oremus, M., Leqata, J., Hurutarau, J., Taei, S., Donoghue, M., Baker, C.S., 2013. Population status of Indo-Pacific bottlenose dolphins, *Tursiops aduncus*, in the Solomon Islands and assessment of live-capture sustainability.
- Ottensmeyer, C.A., Whitehead, H., 2003. Behavioural evidence for social units in long-finned pilot whales. *Can. J. Zool.* 81, 1327–1338. doi:10.1139/z03-127
- Palsbøll, P.J., Bérubé, M., Allendorf, F.W., 2007. Identification of management units using population genetic data. *Trends Ecol. Evol.* 22, 11–16. doi:10.1016/j.tree.2006.09.003
- Pettex, E., Lambert, C., Laran, S., Ricart, A., Virgili, A., Falchetto, H., Authier, M., Monestiez, P., Van Canneyt, O., Dorémus, G., Blanck, A., Toison, V., Ridoux, V., 2014. Suivi Aérien de la Mégafaune Marine en France métropolitaine. doi:10.13140/2.1.2698.5287
- Powell, R.A., 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators, in: Boitani, L., Fuller, T. (Eds.), *Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences*. Columbia University Press, New York, USA, pp. 65–110.
- QGIS Development Team, 2015. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- Raga, J.A., Banyard, A., Domingo, M., Corteyn, M., Van Bresseem, M.-F., Fernández, M., Aznar, F.J., Barrett, T., 2008. Dolphin Morbillivirus Epizootic Resurgence, Mediterranean Sea. *Emerg. Infect. Dis.* 14, 471–473.
- Rambaut, A., Suchard, M.A., Xie, D., Drummond, A.J., 2014. Tracer v1.6.
- Rannala, B., 2013. *BayesAss Edition 3.0 User’s Manual*.
- Renault, L., Oguz, T., Pascual, A., Vizoso, G., Tintore, J., 2012. Surface circulation in the Alborán Sea (western Mediterranean) inferred from remotely sensed data. *J. Geophys. Res.* 117, C08009. doi:10.1029/2011JC007659
- Ryder, O. a., 1986. Species conservation and systematics: the dilemma of subspecies. *Trends Ecol. Evol.* 1, 9–10. doi:10.1016/0169-5347(86)90059-5
- Seaman, D.E., Millsbaugh, J.J., Kernohan, B.J., Brundige, G.C., Raedeke, K.J., Gitzen, R.A., 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. *J. Wildl. Manage.* 63, 739–747. doi:10.2307/3802664
- Seaman, D.E., Powell, R.A., 1996. An avaluation of the accuracy of Kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77, 2075–2085. doi:10.2307/2265701
- Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L., Koblitz, J.C., Amundin, M., Nabe-Nielsen, J., Sinding, M.-

- H.S., Andersen, L.W., Teilmann, J., 2015. Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Glob. Ecol. Conserv.* 3, 839–850. doi:10.1016/j.gecco.2015.04.002
- Verborgh, P., De Stephanis, R., Pérez, S., Jaquet, Y., Barbraud, C., Guinet, C., 2009. Survival rate, abundance, and residency of long-finned pilot whales in the strait of Gibraltar. *Mar. Mammal Sci.* 25, 523–536. doi:10.1111/j.1748-7692.2008.00280.x
- Waples, R.S., 1991. Genetic methods for estimating the effective size of cetacean populations, in: *Genetic Ecology of Whales and Dolphins. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge*, pp. 279–300.
- Waples, R.S., Gaggiotti, O., 2006. What is a population? An empirical evaluation of some genetic methods for identifying the number of gene pools and their degree of connectivity. *Mol. Ecol.* 15, 1419–1439. doi:10.1111/j.1365-294X.2006.02890.x
- Whitehead, H., 2009. SOCPROG programs: analysing animal social structures. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 63, 765–778.
- Wilson, G. a., Rannala, B., 2003. Bayesian inference of recent migration rates using multilocus genotypes. *Genetics* 163, 1177–1191.
- Wiszniewski, J., Beheregaray, L.B., Allen, S.J., Möller, L.M., 2010. Environmental and social influences on the genetic structure of bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) in Southeastern Australia. *Conserv. Genet.* 11, 1405–1419. doi:10.1007/s10592-009-9968-z
- Worton, B.J., 1995. Using Monte Carlo Simulation to Evaluate Kernel-Based Home Range Estimators. *J. Wildl. Manage.* 59, 794–800.

CAPÍTULO 4 - PARÁMETROS DEMOGRÁFICOS DE LOS CALDERONES COMUNES DEL ESTRECHO DE GIBRALTAR



I. Introducción

La unidad de gestión del estrecho de Gibraltar está separada de la del mar de Alborán oriental tanto a nivel genético como a nivel de movimientos individuales, es decir, que no se observan intercambios de individuos entre estas dos unidades (Capítulo 3). La evaluación de los parámetros demográficos de una población es la base para tener un punto de partida para su monitorización y poder estudiar cualquier tendencia sobre ella. El estrecho de Gibraltar ofrece una situación inusual a nivel mundial. Con una población de calderones comunes relativamente pequeña, cuenta con unos 213 individuos residentes todo el año (de Stephanis, 2008; Verborgh *et al.*, 2009). Esta situación permite obtener datos a largo plazo para una especie que vive normalmente en zonas pelágicas, es decir, lejos de costa y con un acceso complicado. Los únicos datos demográficos que existen sobre calderones comunes provienen de las Islas Feroe y la costa este de Canadá, donde se obtuvieron a partir de la caza ballenera (Sergeant, 1962; Bloch *et al.*, 1993; Martin y Rothery, 1993; Lockyer, 1993). En estos estudios se les ha descrito como una especie longeva, con hembras que pueden alcanzar hasta 59 años y machos hasta los 46 años (Bloch *et al.*, 1993) y con intervalos entre alumbramientos largos, de 5,1 años (Martin y Rothery, 1993). La inversión de energía por parte de la madre es entonces importante durante los 12 meses de gestación y los dos primeros años de lactancia (Lockyer, 1993), de manera que la supervivencia de las crías es alta, por lo menos una vez pasado el primer año de vida (Sergeant, 1962; Bloch *et al.*, 1993).

Un primer estudio realizado en el estrecho de Gibraltar por Verborgh *et al.* (2009) entre 1999 y 2005 encontró una tasa de supervivencia alta para los adultos: de 0,982 (IC 95%: 0,955-0,993), similar a los resultados encontrados en las Islas Feroe (con tasas de supervivencia de 0,945 en machos y 0,990 en hembras (Bloch *et al.*, 1993)). Este estudio utilizó únicamente individuos con marcas naturales en la aleta dorsal fácilmente identificables. Sin embargo, Auger-Méthé y Whitehead (2007) han demostrado que el uso de otras marcas naturales en el cuerpo de los calderones comunes (como por ejemplo, la silla de montar) puede aumentar significativamente el número de individuos identificables. Además, los autores han investigado otras marcas

(como marcas fetales) que pueden resultar útiles para identificar a los individuos de las clases de edades más jóvenes, que suelen tener una tasa de mortalidad más alta que los adultos y entonces tienen un papel importante en el crecimiento de la población.

Uno de los parámetros fundamental para proponer un cambio de estatus en el Catálogo Español de Especies Amenazadas es el “tiempo de generación”. Este parámetro se define como “la edad media de los individuos maduros en la población durante cierto tiempo”, de manera que refleja la tasa de renovación de los individuos maduros (IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2014). Los criterios más comúnmente usados para cetáceos por la UICN son el criterio A (“se estima que su regresión en el futuro puede ser al menos del X% en los próximos Y años o Z generaciones”) o el criterio D (“se estima que el tamaño de población tiene un número de individuos maduros menor de Y (Taylor *et al.*, 2007)). La abundancia de cetáceos suele estimarse para la población total, y resulta muy difícil determinar la proporción de individuos maduros, de manera que se tiene que aproximar (Taylor *et al.*, 2007).

El objetivo de este estudio es estimar varios parámetros demográficos de la población de calderones comunes del estrecho de Gibraltar gracias a la foto-identificación y a modelos de marcaje-recaptura. Estos parámetros consisten en la tasa de supervivencia de diferentes clases de edades, la tasa de natalidad, la estacionalidad en la reproducción y el tiempo de generación.

II. Material y métodos

2.1 Obtención de datos

Para la recogida de datos en el mar, se siguió la metodología descrita en de Stephanis *et al.* (2008a) y de Stephanis (2008). En cada una de las salidas entre 1999 y 2011, dos observadores entrenados buscaron cetáceos equipados con prismáticos de 7 x 50 mm, cubriendo 180° delante del barco y haciendo cambios cada hora. Cuando se avistaban los cetáceos, el esfuerzo de búsqueda se paraba para acercarse a los animales, comenzando otra vez cuando el avistamiento terminaba. Durante el avistamiento se recogieron datos de especie, comportamiento, número de individuos estimados en total y para cada clase de edad (adulto, juvenil, cría y neonato). Los neonatos son

individuos con marcas fetales claramente visibles y que miden entre 30-50% del tamaño de un adulto, las crías entre 50-75% y los juveniles entre 75-90%. Cuando no se podía contar el número exacto de individuos en cada clase de edad se indicaba la presencia o ausencia de cada uno.

2.2 Foto-identificación de los individuos marcados de forma natural

Desde 1999 se tomaron fotografías de aletas dorsales de calderón común en el estrecho de Gibraltar. Entre 1999 y 2000, las fotografías fueron realizadas desde las embarcaciones de avistamiento de cetáceos de las empresas Firmm España, Whale Watch España y Aventura Marina, con una cámara Nikon equipada con un objetivo 100-300 mm. Durante 2001 y 2002, las fotografías se realizaron desde el barco de investigación “Elsa” del grupo de investigación CIRCE, con la misma cámara. A partir del 2002 y hasta el 2004, un objetivo Canon EF 100-400 mm con un estabilizador de imagen fue utilizado en una cámara Canon EOS-3. En 2004, el mismo objetivo fue montado en una cámara digital Canon 10D, y desde 2006 en una Canon 30D.

Para fotografiar las aletas dorsales, los animales fueron fotografiados lo más cerca posible en su lado izquierdo. El lado izquierdo es el más accesible porque en esta zona los animales nadan normalmente contra la corriente predominante del este para permanecer aproximadamente en la misma área. Por lo tanto, el lado izquierdo está mirando hacia el sur donde se da la mejor luz del sol para hacer las fotografías. Se realizó un catálogo del lado izquierdo y los análisis se hicieron usando solamente este lado. Todos los animales presentes en el avistamiento fueron fotografiados independientemente de su nivel de marcado, para que todos tuvieran así la misma probabilidad de captura fotográfica. En algunas fotografías apareció más de un individuo o aleta dorsal, porque el calderón común puede formar grupos muy compactos. El término de “imagen de aleta dorsal” será usado para hablar de la representación de una sola aleta dorsal en una fotografía que puede contener varias. El mismo método fue usado desde el principio del estudio en 1999 con tal de poder usar todas las fotografías en el mismo tipo de análisis.

Todas las fotografías tomadas desde 1999 a 2003 fueron reveladas como diapositivas en color y nombradas con el número de avistamiento, el nombre del grupo, el número de carrete y el número de foto. A partir de 2004 todas las fotografías obtenidas fueron digitales y renombradas con: el número de avistamiento, el nombre del grupo y el número de foto. Cada fotografía fue analizada y los datos introducidos en una base de datos. Estos datos consistían en: el número de avistamiento, nombre de grupo, número de carrete, número de foto, número total de individuos en la fotografía, número de individuo analizado en la foto (comenzando desde el individuo más próximo al más lejano y de izquierda a derecha, cuando dos animales estaban a la misma distancia), exposición de la aleta (fuera o no del agua), ángulo y calidad de la misma, código del individuo en el catálogo y comportamiento.

El ángulo comienza desde 0°, cuando el animal es visto de frente, y aumenta cada 30° alrededor del animal (figura 4.1). Esto permite seleccionar sólo los animales vistos del lado izquierdo (desde 240° a 300°) para el análisis.

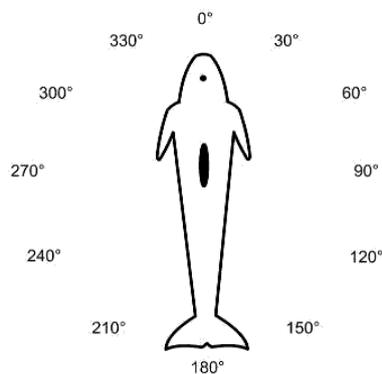


Figura 4.1. Descripción de los ángulos alrededor de la aleta dorsal. El ángulo es la posición del fotógrafo (Verborgh, 2005).

Un rango de calidades (Q) en una escala de 0 a 2 (de mala a excelente) fue asignado a cada imagen de aleta dorsal basándose en cinco características: enfoque, tamaño, orientación, exposición y el porcentaje de aleta visible en cada diapositiva.

Q0: aleta dorsal inútil. Está desenfocada, demasiado lejos, con un ángulo entre 330° y 30° o 150° y 210°.

Q1: calidad media. Se puede ver parcialmente o completamente la aleta dorsal, con ángulo entre 240° y 300°.

Q2: calidad alta. Se puede ver la aleta dorsal completa, con un enfoque perfecto, en un ángulo de 270°.

Se asignó un código a cada individuo identificado en el catálogo siguiendo la siguiente fórmula: GM_GIB_XXX, donde GM representa *Globicephala melas*, GIB para estrecho de Gibraltar y XXX para el número asignado a cada individuo identificado en el catálogo. Se contrastaron con individuos previamente identificados comparando cada fotografía nueva, del lado izquierdo, con todos los individuos identificados del catálogo. A los animales a los cuales no se les pudo reconocer se les dio una identificación nueva.

Cada individuo del catálogo recibió un nivel de marcaje (M) de 1 a 3:

M1: individuos con pequeñas muescas en la aleta dorsal que sólo pueden ser detectadas con fotografías de alta calidad.

M2: individuos con muescas en la aleta dorsal de tamaño medio o muchas de pequeño tamaño.

M3: individuos con muescas en la aleta dorsal muy características. Por ejemplo amputaciones de una parte o la totalidad de la aleta dorsal. Éstas pueden ser reconocidas incluso con imágenes de muy baja calidad.

Los individuos no incluidos en el catálogo fueron nombrados como no marcados, mientras que los individuos del catálogo (de M1 a M3) fueron llamados animales marcados (figura 4.2).

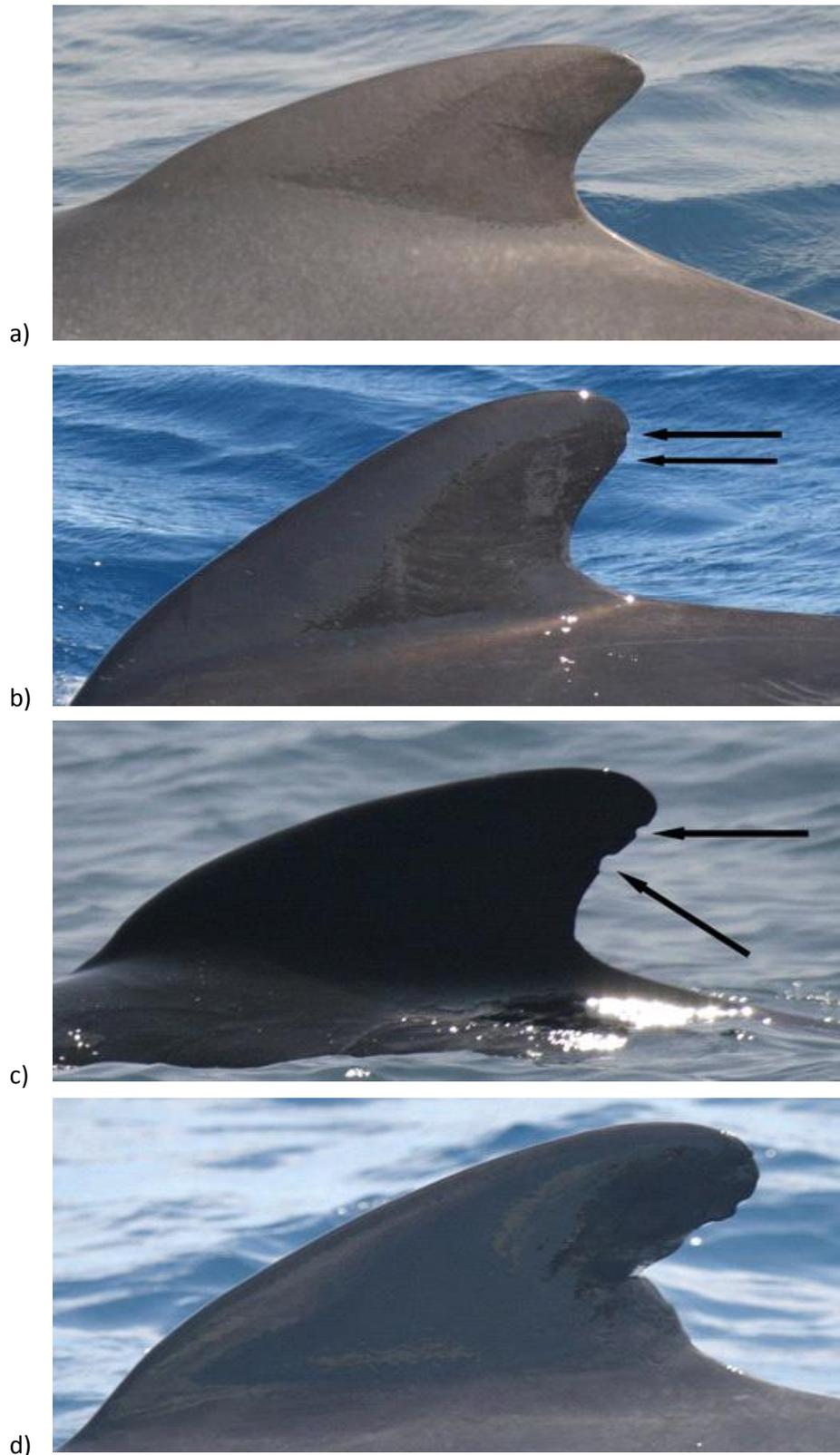


Figura 4.2. a) Individuo “no marcado”, b) Individuo con nivel de marcaje M1: 2 muescas pequeñas indicadas por las flechas negras, c) Individuo M2: dos muescas de tamaño medio indicadas con las flechas negras; d) Individuo M3: muescas profundas y fácilmente reconocibles.

2.3 Catálogo de los individuos “no marcados” o con marcas secundarias

Se realizó un catálogo de los individuos “no marcados” en el que se incluye principalmente a las crías y juveniles siguiendo el protocolo descrito anteriormente, pero nombrándolos GM_GIB_UM_XXX. Los individuos “no marcados” no presentan muescas en su aleta dorsal, así que se usaron métodos adicionales para identificarlos en las fotografías, que se consideran marcas secundarias:

- Forma general de la aleta dorsal.
- Silla de montar: está caracterizada por bandas de pigmentación más clara que se extiende detrás de la aleta dorsal (ver figura 4.3). Aunque el contraste de la silla de montar cambia con la edad, su forma no cambia una vez que aparece (Bigg (1982) en orcas, Auger-Méthé y Whitehead (2007) en calderones comunes).



Figura 4.3. Silla de montar de GM_GIB_UM_118 (arriba en 2000 y abajo en 2006).

- Presencia de arañazos y cicatrices: Aunque los arañazos pueden desaparecer bastante rápido con el tiempo, algunos pueden permanecer presentes durante unos meses y a veces quedarse visible para el resto de su vida. Cuando las sesiones de foto-identificación se distribuyen regularmente a lo largo del año,

los cambios en los arañazos se pueden detectar y hacer un seguimiento a largo plazo (ver figura 4.4).

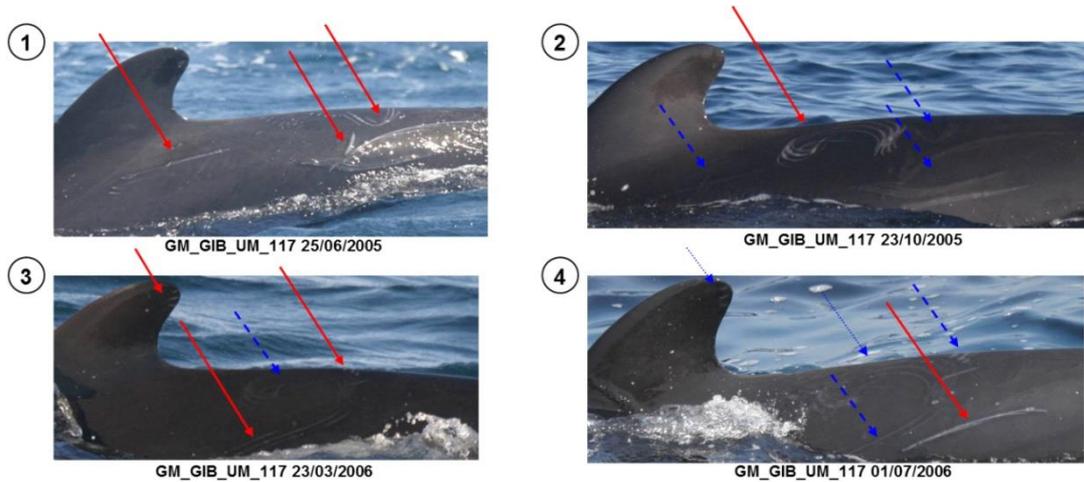


Figura 4.4. Seguimiento del individuo GM_GIB_UM_117 desde Junio de 2005 a Julio de 2006 gracias a los arañazos (las flechas rojas indican nuevos arañazos y las flechas azules muestran arañazos antiguos, las punteadas indican las más recientes).

- Presencia de parásitos: las aletas dorsales de los calderones comunes frecuentemente están cubiertas con balanos sin caparazón *Xenobalanus globicipitis* (Steenstrup, 1851). Pueden ser vistos colgando en los bordes de aletas pectorales, dorsales y caudales de sus hospedadores, firmemente anclados con un pie en forma de estrella (figura 4.3 arriba). *X. globicipitis* no se alimenta de su hospedador, sino que se alimenta del plancton gracias a sus cirrípedos, por lo tanto su asociación con cetáceos se caracteriza como una forosis, es decir que tienen una interacción de comensalismo donde un organismo es transportado por otro (Berland *et al.*, 2003). Su emplazamiento fijo en la aleta dorsal y la cicatriz que dejan al destacarse pueden ser utilizados para el reconocimiento de los individuos a corto-medio plazo.
- Estructura social: de acuerdo con de Stephanis *et al.* (2008b), los calderones del estrecho de Gibraltar tienen unos vínculos sociales muy fuertes con unidades matrilineales constantes a lo largo del tiempo. Por lo tanto, la presencia de un individuo no marcado en un subgrupo de individuos marcados puede ayudar a su identificación.

Para las crías (y juveniles), además hay otros parámetros que pueden ayudar a su identificación:

- Marcas fetales: también conocidas como pliegues verticales, bandas transversales de nacimiento o bandas fetales (figura 4.5). Las marcas fetales desaparecen a lo largo del primer año de vida del animal y no pueden ser usadas como marcas a largo plazo para foto-identificación. Sin embargo, ayudan a distinguir a las clases de edad crías y juvenil (Auger-Méthé y Whitehead, 2007) y los espacios entre cada marca funciona como un código de barra que permite identificar a cada cría dentro de un año.
- Presencia de su madre: Amos *et al.* (1991a,b; 1993), usando análisis de microsatélites en calderones comunes en las Islas Feroe, demostraron que los machos adultos no se dispersan de sus grupos sociales maternos y que el 95% de las crías de 0-5 años estaban acompañadas por sus madres dentro del grupo social. Por lo tanto, la presencia de la posible madre en el subgrupo puede ayudarnos a identificar a su descendencia.

Todas estas marcas secundarias nos permiten identificar a todos los individuos previamente “no marcados”, que son llamados “individuos con marcas secundarias”. Por lo tanto, todos los individuos fotografiados en la población de calderones en el Estrecho han sido identificados.

2.4 Determinación de clases de edad a partir de las fotografías

La clase de edad se determinó para todos los individuos fotografiados desde 1999 a 2006. Tres clases de edad diferentes se atribuyeron a cada fotografía durante el análisis: cría, juvenil y adulto (figura 4.5), definidos de la siguiente manera:

- Cría: menor de un año con marcas fetales todavía visibles en el costado. Esta categoría corresponde a la categoría “neonato” en los datos recopilados en el mar.
- Juvenil: sin marcas fetales, pero el animal todavía presenta un color grisáceo y con una aleta dorsal pequeña y/o un tamaño menor comparado con los adultos. Esta categoría se corresponde con las de “cría” y “juvenil” en los datos recopilados en el mar.

- Adulto: Color oscuro y tamaño del animal mayor.



Figura 4.5. De izquierda a derecha, calderón común adulto con cría, cría y juvenil.

2.5 Abundancia y tasas de supervivencia de la población

La abundancia de la población y la tasa de supervivencia en cada clase de edad se estimaron mediante un modelo multiestado de diseño robusto cerrado (de aquí en adelante, MEDRC), inicialmente presentado por Nichols y Coffman (1999). Este modelo fue creado en el programa MARK usando los datos de captura-recaptura fotográfica de verano durante ocho años (1999-2006). Para describir la estructura de MEDRC se describirá primero la estructura del modelo de diseño robusto, y luego la estructura del multiestado.

2.6 El modelo de diseño robusto cerrado

El modelo de diseño robusto cerrado de Pollock (Pollock, 1982) permite calcular las tasas de supervivencia y estimas de abundancia usando datos de captura-recaptura. En el contexto típico de marcaje-recaptura, la probabilidad de encontrar un individuo en la muestra, también llamado tasa de retorno, se define por la probabilidad de que esté vivo y en el área de muestreo (Φ), y la probabilidad de encuentro, condicionada por estar vivo y en el área de muestro (p).

El modelo de diseño robusto cerrado es una combinación del modelo de marca-recaptura Cormack-Jolly-Seber (CJS, Cormack, 1964; Jolly, 1965; Seber, 1965) y los modelos de estima de población cerradas (Otis *et al.*, 1978). El modelo se presenta esquematizado en la figura 4.6.

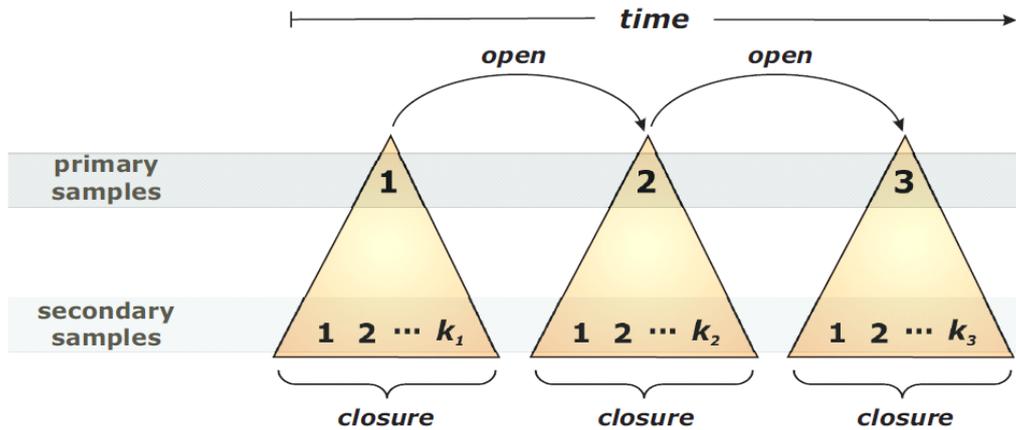


Figura 4.6. Estructura básica del modelo de diseño robusto cerrado de Pollock con las sesiones secundarias cerradas y primarias abiertas (adaptado de Pollock, 1982).

En el diseño robusto cerrado, las sesiones secundarias están cerradas, lo que significa que no se permiten nacimientos, muertes, inmigración o emigración dentro de una sesión secundaria (verano). Sin embargo, estos eventos están permitidos entre las sesiones primarias, que son por lo tanto consideradas abiertas.

2.7 Modelo multiestado

Los modelos multiestado permiten estimar las tasas de supervivencia para cada clase de edad, llamadas “estados”, y las transiciones entre estados. En el contexto típico de modelos de marcaje-recaptura, con un solo estado, los parámetros Φ y p son los que se han descrito anteriormente. El modelo multiestado añade un parámetro que es la “probabilidad de transición”, es decir, la probabilidad de pasar de un estado al otro. Se define de la siguiente forma: la probabilidad de que se produzca una determinada transición entre las sesiones (i) e ($i+1$) depende sólo del estado en el tiempo (i).

Bajo esta premisa, los parámetros que definen juntos la probabilidad de encuentro de un individuo en un estado concreto en una sesión determinada son:

ϕ_i^{rs} = la probabilidad de que un animal vivo en el estado r en el tiempo i esté vivo y su estado sea s en el tiempo $i+1$.

p_i^s = la probabilidad de que un animal vivo en el estado s al tiempo i sea reencontrado en el tiempo $i+1$.

En este caso, el parámetro ϕ refleja la probabilidad de sobrevivir y de hacer la transición hacia otro o el mismo estado. Como la supervivencia (S) del tiempo i al $i+1$ no depende del estado en el tiempo $i+1$, entonces:

$$\phi_i^{rs} = S_i^r \cdot \psi_i^{rs}$$

donde ψ_i^{rs} es la probabilidad condicional de que un animal en el estado r en el tiempo i esté en el estado s al tiempo $i+1$, sabiendo que el animal está vivo a $i+1$.

Como los animales pueden permanecer en el mismo estado o pasar a otro estado, mientras se mantienen vivos, entonces están entre dos estados r y s : $\psi^{rs} = 1 - \psi^{rr}$, por lo tanto la suma de las probabilidades de transición/supervivencia ϕ es igual a la tasa de supervivencia. En otras palabras, $\sum_s \phi_i^{rs} = S_i^r$

2.8 El modelo multiestado de diseño robusto cerrado (MEDRC)

En este estudio, cada periodo primario (de junio a septiembre de cada año) fue dividido entre múltiples periodos secundarios, cada uno consistente en 15 días consecutivos de muestreo. Todos los avistamientos de un individuo dentro de un periodo secundario fueron considerados como un avistamiento. El número de sesiones secundarias varía a lo largo de los años. Para los intervalos entre periodos primarios se estimaron los siguientes parámetros, siguiendo el modelo multiestado:

S_t^r , la probabilidad de que un individuo del estado r en el periodo t sobreviva hasta el estado r en el periodo $t+1$;

ψ_t^{rs} (también nombrado como ψ_t^{rs}), la probabilidad condicional de que un animal en el estado r en el periodo t esté en el estado s en el periodo $t+1$, dado que está vivo en el periodo $t+1$.

p_t^s , la probabilidad de que un animal vivo en el estado s en el periodo t sea visto en el periodo t .

En este estudio, el estado representa la clase de edad del individuo en el momento t . Se consideraron tres estados: C como crías, J como juveniles y A de adultos. Por lo

tanto, algunas transiciones no pueden ocurrir, por ejemplo, un adulto no se puede convertir en cría, así que se fijaron algunas probabilidades de transición como 0:

$$\psi^{AC} = \psi^{AJ} = \psi^{JC} = 0$$

En otras palabras, cuando un individuo es adulto, se mantiene adulto:

$$\psi^{AA} = 1 - \psi^{AC} - \psi^{AJ} = 1$$

Dado que la transición entre cría y juvenil es constante, es decir, una cría se convierte en juvenil después de un año, este parámetro se fijó como 1.

$$\psi^{CJ} = 1$$

La figura 4.7 resume las probabilidades de supervivencia, recaptura y transición estimada para las clases de edad C, J, A.

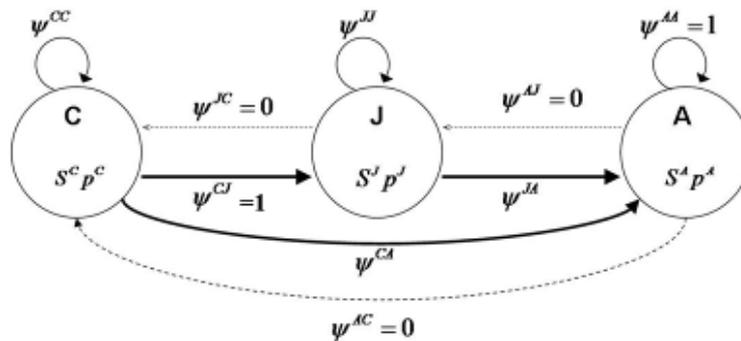


Figura 4.7. Tasa de supervivencia S , probabilidad de captura p y probabilidad de transición ψ para los tres estados: C (cría), J (juvenil) y A (adulto).

Durante las sesiones secundarias se usó un modelo de población cerrada para estimar las probabilidades de captura. Dado que se esperaba una heterogeneidad de las capturas entre individuos, se utilizaron modelos con heterogeneidad. Se modelizó la heterogeneidad usando un modelo finito mezclado (Pledger, 2000) con dos grupos de individuos, uno con alta probabilidad de captura (p_{high}) y el otro con baja probabilidad de captura (p_{low}). El parámetro de mezcla π (π_i) indica la proporción de los datos en uno u otro grupo de individuos. Esto implica tener dos probabilidades de captura en cada sesión.

La selección del modelo comienza con un modelo general de supervivencia S constante notado (\cdot) y transiciones ψ , heterogeneidad π y probabilidad de captura p variando

entre las sesiones primarias, notadas (t) , $\{SC(.) SJ(.) SA(.) \psi_{iCA}(t) \psi_{iJA}(t) \pi_{iC}(t) \pi_{iJ}(t) \pi_{iA}(t) p_C(t) p_J(t) p_A(t)\}$. Sabemos de Verborgh *et al.* (2009) que la tasa de supervivencia fue constante sobre el periodo 1999-2005 para los adultos, de manera que estos parámetros se mantuvieron constantes. Asimismo, debido a los pocos datos existentes para las crías y los juveniles durante los primeros años, su supervivencia se consideró también constante para tener una mejor estima. A partir de este modelo, se probaron diferentes hipótesis:

- probabilidades de captura $p_C(.)$, $p_J(.)$ y $p_A(.)$ constantes a lo largo del tiempo
- heterogeneidad $\pi_{iC}(.)$, $\pi_{iJ}(.)$ y $\pi_{iA}(.)$ constantes a lo largo del tiempo.
- probabilidades de transiciones $\psi_{iJA}(.)$ y $\psi_{iCA}(.)$ constantes a lo largo del tiempo (las otras transiciones están fijadas)

Las siguientes asunciones se hicieron para el diseño robusto (Kendall y Nichols, 1995):

A1. La población se asume como cerrada a la inmigración, emigración, nacimientos y muertes dentro de las sesiones primarias, es decir, en verano.

A2. Los individuos con marcas naturales fueron “capturados” en sesiones secundarias y se asumen identificados sin errores.

A3. Todos los individuos usaron el área dentro del periodo de estudio, pero no necesariamente todos los años (permitiendo las emigraciones temporales aleatorias).

Todos los análisis de marcaje-recaptura fueron realizados con el programa Mark 7.1 (White y Burnham, 1999). Los modelos se compararon y se seleccionaron utilizando el Akaike Information Criterion, ajustado para tamaños de muestra pequeños (AIC_c , Sugiura, 1978). Se usó la diferencia entre AIC_c entre cualquier modelo dado y el mejor modelo admitido (ΔAIC_c) para evaluar el ajuste relativo del modelo. Con $\Delta AIC_c \leq 5$, los modelos fueron seleccionados para probar más hipótesis. Al final los modelos con $\Delta AIC_c \leq 2$ se consideró que tenían un buen ajuste a los datos (Burnham y Anderson, 1998).

$$AICc = -2\log(L) + 2K\left(\frac{n}{n-K-1}\right)$$

donde L es la verosimilitud del modelo, K es el número de parámetros y n el tamaño de muestra.

Los modelos de diseño robusto cerrado también permiten estimar el número de individuos en cada estado (\hat{N}^s) cada año.

2.9 Intervalo de nacimientos y estacionalidad de reproducción

A continuación se explica cómo se calculó el intervalo de nacimiento. Se estudió la historia de asociación de cada hembra con sus crías, para conocer el intervalo de nacimientos de crías viables. Se realizó un seguimiento de todas las hembras que produjeron al menos dos crías durante el periodo de estudio. Después se calculó la media del intervalo de nacimientos. Las asociaciones potenciales madre-cría son confirmadas cuando (1) solamente un individuo fue potencialmente la madre de una cría dada, (2) la madre produjo al menos dos descendientes durante el periodo de estudio, (3) más de 3 imágenes de la cría fueron tomadas y (4) la madre se confirmó como una hembra mediante genética (de Stephanis *et al.*, 2008b). Se estimó tanto el intervalo entre nacimientos como el intervalo entre crías viables, es decir el tiempo entre dos crías que sobrevivieron al menos hasta la clase de edad juvenil.

Se estimó la proporción de hembras adultas en la población que dan a luz cada año como el inverso de la media del intervalo de nacimiento, también llamado “porcentaje de hembras que crían”. Dicho de otra manera, es la probabilidad de que una hembra adulta produzca con éxito descendencia en un año dado. Por ejemplo, si el intervalo medio entre nacimientos sucesivos de una hembra adulta es de dos años, podemos decir que se supone que el 50% de todas las hembras adultas dará a luz cada año.

Para definir la estacionalidad en la reproducción de los calderones del estrecho de Gibraltar, se usaron los datos recogidos en el mar durante las campañas que se realizaron entre 1999 y 2011. El número de avistamiento no es homogéneo durante los diferentes meses del año de manera que se calculó una frecuencia de presencia de

neonatos en cada mes para poder comparar los resultados. Para eso, se dividió el número de avistamiento mensual de calderones comunes con presencia de neonatos por el número total mensual de avistamiento de calderones comunes. Solamente se usaron meses con un mínimo de 10 avistamientos que tenían información sobre la presencia o ausencia de neonatos.

2.10 Tiempo de generación

En el estrecho de Gibraltar, se puede estimar la longevidad como el inverso de la tasa de mortalidad según Charnov (1993), como $1/(1-\text{tasa de supervivencia de adultos})$. Luego se calculó el tiempo de generación según la definición de la UICN (2001):

“La duración de una generación es el promedio de la edad de los individuos maduros en la población actual. Por lo tanto, el tiempo de la generación refleja la tasa de renovación de los individuos reproductores de una población. Es mayor que la edad de la primera reproducción y menor que la edad del individuo reproductor más viejo. Cuando la duración de la generación cambia bajo amenazas, debe utilizarse el valor previo al problema, es decir la duración más natural.”

En el Estrecho, se desconoce la edad de madurez de los calderones comunes, pero se usaron los datos conocidos de edad de 50% de madurez de las Islas Feroe, con 8 años para hembras (Martin y Rothery, 1993) y 14 años para machos (Desportes *et al.*, 1993). Se comparó el tiempo de generación usando la longevidad media estimada en el Estrecho en este estudio y la longevidad máxima estimada en las Feroe (59 años, Bloch *et al.*, 1993) con la formula siguiente (UICN, 2001):

$$\text{Tiempo de generación} = \frac{\text{longevidad} - \text{longevidad de 50\% de madurez}}{2} - \text{edad media de 50\% de madurez}$$

III. Resultados

3.1 Obtención de datos

Entre 1999 y 2011, en 453 días de navegación, se han recopilado un total de 2085 avistamientos de calderones comunes en el estrecho de Gibraltar con información sobre la presencia o ausencia de cada clase de edad. De media, los adultos

representaron un 76,8% (SD: 16,8; IC 95%: 43,8-100), los juveniles un 12% (SD: 11,7; IC 95%: 0-35), las crías un 7,9% (SD: 9,1; IC 95%: 0-25,7) y los neonatos un 3,2% (SD: 6,5; IC 95%: 0-16,1).

3.2 Foto-identificación de todos los individuos de la población

La foto-identificación de todos los animales de la población permite evaluar la estructura de la población. La figura 4.8 muestra el número de individuos por clases de edad para cada verano entre 1999 y 2006.

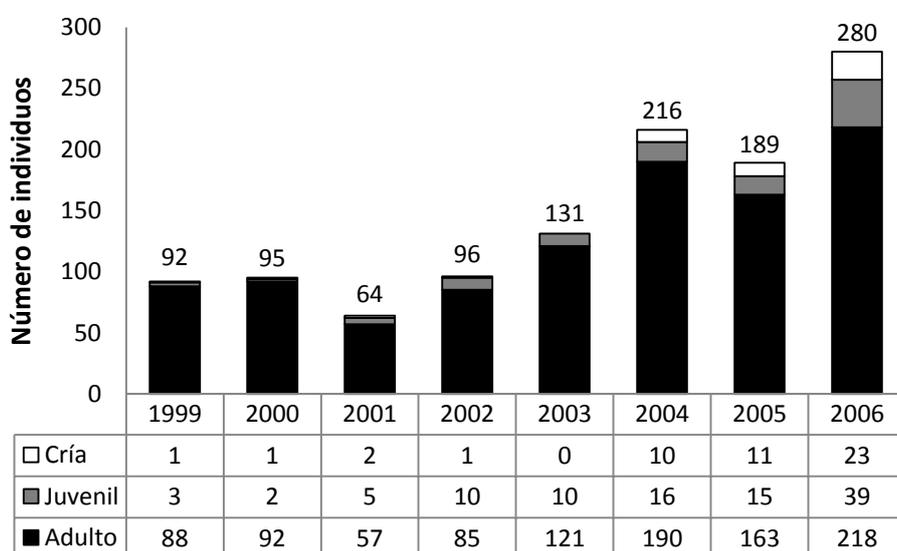


Figura 4.8. Número de individuos identificados por clases de edad por año 1999-2006 con los totales indicados encima de las barras (solo veranos).

El número total de individuos identificados cada año así como el número de animales identificados por clase de edad, crecen durante el periodo de estudio: de 88 a 218 para los adultos, de 3 a 39 para los juveniles y de 1 a 23 para las crías. Debemos enfatizar que el único individuo identificado como cría en 1999 (GM_GIB_UM_092, llamado “Mambo”) seguía vivo como adulto en 2006.

La figura 4.9 muestra el aumento de los individuos identificados para los individuos marcados con marcas primarias y con marcas secundarias cada año.

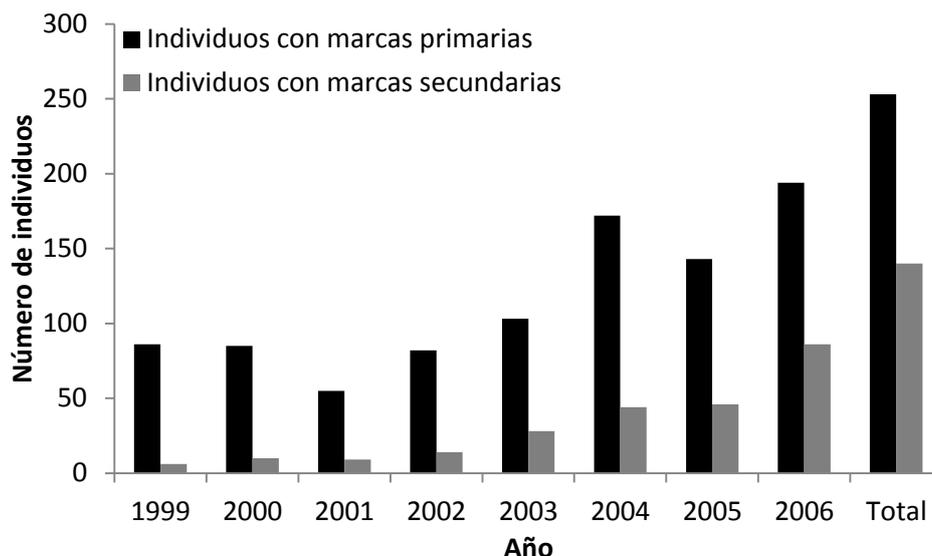


Figura 4.9. Número de individuos identificados con marcas primarias y secundarias entre 1999 y 2006.

De 1999 a 2006 el porcentaje de animales con marcas secundarias ha aumentado desde el 6,5% en 1999 a 30,7% en 2006. Al mismo tiempo, el esfuerzo fotográfico anual, calculado como el número de fotografías de aletas dorsales tomadas y, por lo tanto, analizadas por año (tabla 4.1) también ha aumentado, siguiendo la misma tendencia que los individuos con marcas secundarias. En total se han identificados a 393 individuos con marcas primarias y secundarias durante el periodo de ocho años.

Tabla 4.1. Número de fotografías de aletas dorsales analizadas anualmente en los veranos 1999-2006 y proporción de imágenes de buena calidad

Total imágenes de aletas	Q0+Q1+Q2	Q1+Q2	(Q1+Q2)/Todas
1. 1999	336	208	0,62
2. 2000	492	261	0,53
3. 2001	395	168	0,43
4. 2002	931	342	0,37
5. 2003	1500	706	0,47
6. 2004	1848	1584	0,86
7. 2005	2919	1939	0,66
8. 2006	5905	4950	0,84
Total	14326	10158	0,71

Se analizaron un total de 14.326 imágenes de aletas dorsales en verano de 1999 a 2006 (tabla 4.1). Sin imágenes de mala calidad (Q0), el número total de imágenes de calidad Q1 y Q2 se reduce a 10.158 para todos los periodos veraniegos.

La tabla 4.2 describe sesiones primarias y secundarias usadas en el modelo MEDRC. El número de sesiones secundarias dependió de la repartición de los días en el mar. El número de días en el mar no fue el mismo cada año, porque depende de las condiciones meteorológicas. Más de un avistamiento puede darse en el mismo día.

Tabla 4.2. Número de sesiones secundarias, avistamientos y días en el mar usados en MEDRC

Años	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Sesiones secundarias	7	7	4	6	4	5	5	5
Avistamientos	49	33	15	24	17	30	13	18
Días en el mar	34	26	13	16	10	18	5	17

3.3 Tasa de supervivencia y abundancia de la población

El mejor modelo (modelo 1, tabla 4.3) fue el que tenía los parámetros de supervivencia y mezcla π constantes.

Tabla 4.3. Resultados de los modelos MEDRC con el número del modelo, los modelos probados, el valor del AICc, la diferencia de AICc con el mejor modelo (Δ AICc), el número de parámetros usados en el modelo (N.P.) y la desviación (Dev.).

Nº	Nombre de modelo	AICc	Δ AICc	N.P.	Dev
1	{SC(.) SJ(.) SA(.) psiCA(t) psiJA(t) piC(.) piJ(.) piA(.) pC(t) pJ(t) pA(t) N(t)}	613,6	0,0	85	436,2
2	{SC(.) SJ(.) SA(.) psiCA(.) psiJA(.) piC(.) piJ(.) piA(.) pC(t) pJ(t) pA(t) N(t)}	617,5	3,9	79	453,1
3	{SC(.) SJ(.) SA(.) psiCA(t) psiJA(t) piC(t) piJ(t) piA(t) pC(t) pJ(t) pA(t) N(t)}	660,7	47,2	106	437,1
4	{SC(.) SJ(.) SA(.) psiCA(t) psiJA(t) piC(t) piJ(t) piA(t) pC(.) pJ(.) pA(.) N(t)}	695,0	81,4	64	562,8

En la figura 4.10 se muestran las tasas de supervivencia para cada clase edad, que aumentan con la edad. La tasa de transición del estado juvenil a adulto obtenida de manera constante en el segundo modelo permite estimar cuánto tiempo un individuo se queda con una coloración de piel más clara que los adultos. Esta tasa de transición fue estimada a 0,28 (SE: 0,05; IC 95%: 0,18-0,40). Al convertirla en años de vida, sabiendo que hay que sumarle el primer año como cría, se estima que un juvenil pasa al estado adulto en las fotografías de media a los 4,6 años (IC 95%: 3,5-6,5 años).

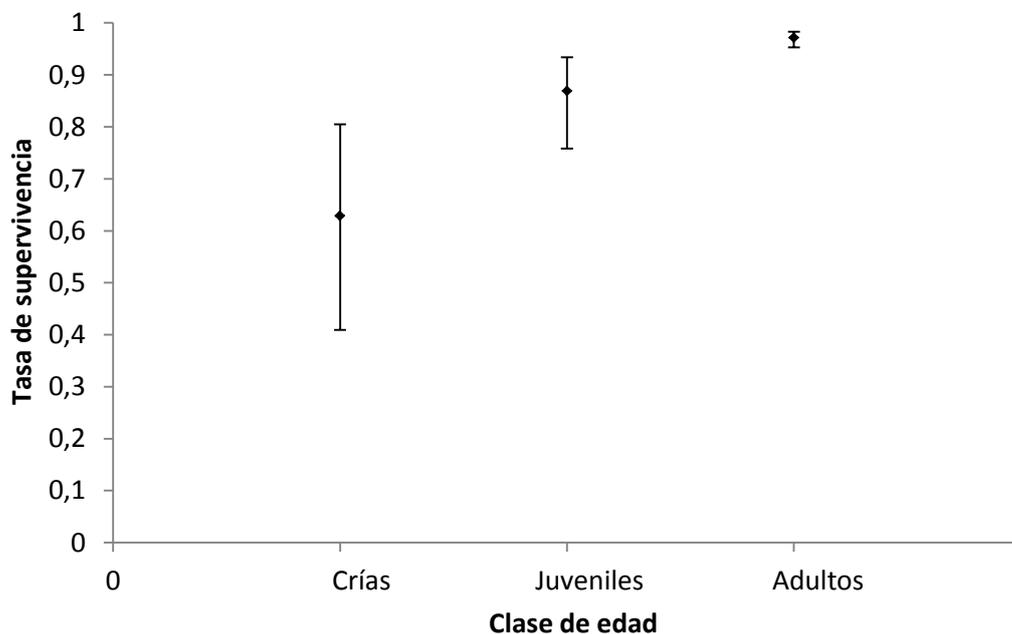


Figura 4.10. Valores de la tasa de supervivencia S con valores medios e intervalos de confianza a 95% para cada clase de edad.

En la figura 4.11, se puede observar la abundancia de la población estimada por clase de edad en el estrecho de Gibraltar. Se observa un incremento de la población adulta entre 1999 y 2005, que luego queda constante entre 2005 y 2006. El número de juveniles es relativamente constante entre 2001 y 2005, pero se observa un incremento importante entre 2005 y 2006. Para las crías, no hay suficientes datos antes de 2004 para estimar tamaños de población de esa clase de edad, sin embargo, se observa un incremento entre los dos últimos años de estudio. De media, sobre los

tres últimos años de estudio (cuando hay datos de mejor calidad), los adultos representan un 85,4%, los juveniles un 9,0% y las crías un 5,6%.

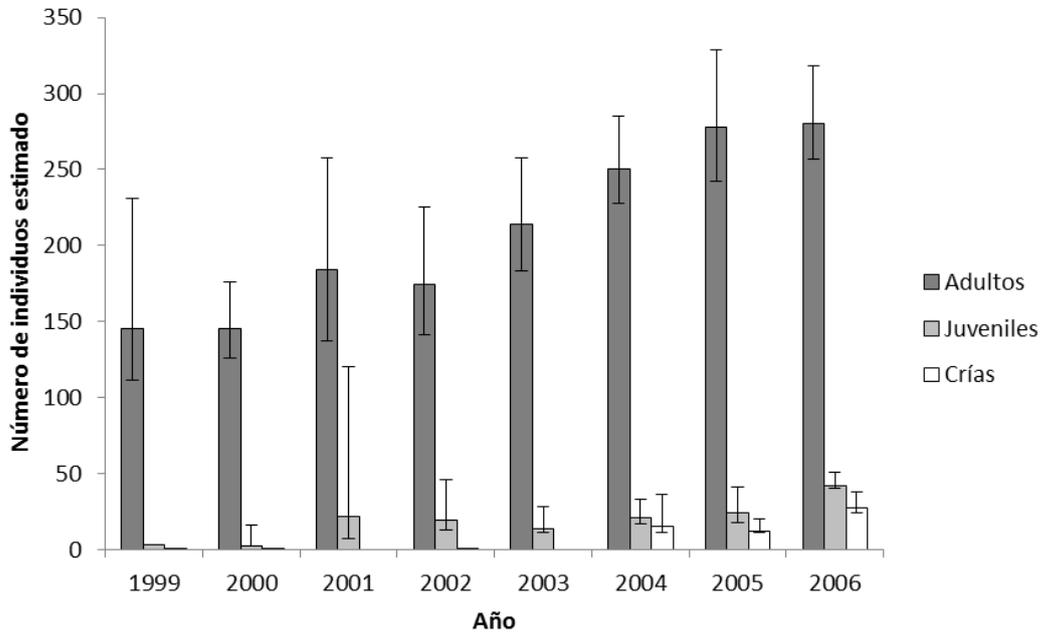


Figura 4.11. Estimaciones de número de individuos por clase de edad (adultos en gris oscuro, juveniles en gris claro y crías en blanco) con sus intervalos de confianza a 95%.

3.4 Intervalo de nacimiento y estacionalidad de reproducción

Un total de 122 potenciales parejas madre-cría fue identificada entre 1999 y 2006. Sólo 26 parejas de madre-cría (13 madres) fueron utilizadas para calcular el intervalo de nacimientos. Sin embargo, solamente 7 intervalos fueron entre crías viables (tabla 4.4, **negrita**). No se encontró ninguna madre que tuviera más de dos crías durante el periodo de estudio de 8 años.

Tabla 4.4. Intervalo de nacimientos estimados a partir de las fotografías (en negrita: intervalo de nacimiento de crías viables)

MADRE	Intervalo (min)	Intervalo (max)	Media
GM_GIB_011	4	4	4
GM_GIB_021	3	5	4
GM_GIB_076	1	2	1,5
GM_GIB_093	2	2	2
GM_GIB_148	1	2	1,5
GM_GIB_204	1	3	2
GM_GIB_004	5	5	5
GM_GIB_023	4	4	4
GM_GIB_031	4	5	4,5
GM_GIB_058	3	6	4,5
GM_GIB_136	5	5	5
GM_GIB_205	5	7	6
GM_GIB_218	2	3	2,5
Intervalo de nacimientos (n=13)	3,1	4,1	3,6
Intervalo de crías viables (n=7)	4,0	5,0	4,5

Los intervalos mínimos y máximos fueron diferentes cuando al menos una de dos crías fue vista por primera vez como juvenil, y, por lo tanto, la fecha de nacimiento fue estimada por el color, forma y tamaño del individuo. La media del intervalo de nacimiento fue de 3,6 años (rango de 1 a 7), mientras que la media del intervalo de crías viables fue de 4,5 años (rango de 2 a 7). El porcentaje de hembras que crían anualmente fue de 27,8% usando el intervalo de nacimientos y 22,2% usando el intervalo de crías viables.

La frecuencia de avistamientos con neonatos sube de febrero a abril, donde es máxima con 20% de avistamientos con neonatos, y luego baja hasta diciembre (figura 4.12). No hubo suficiente datos en enero para poder estimar la frecuencia. En cambio, la presencia de neonatos fue nula en octubre y diciembre.

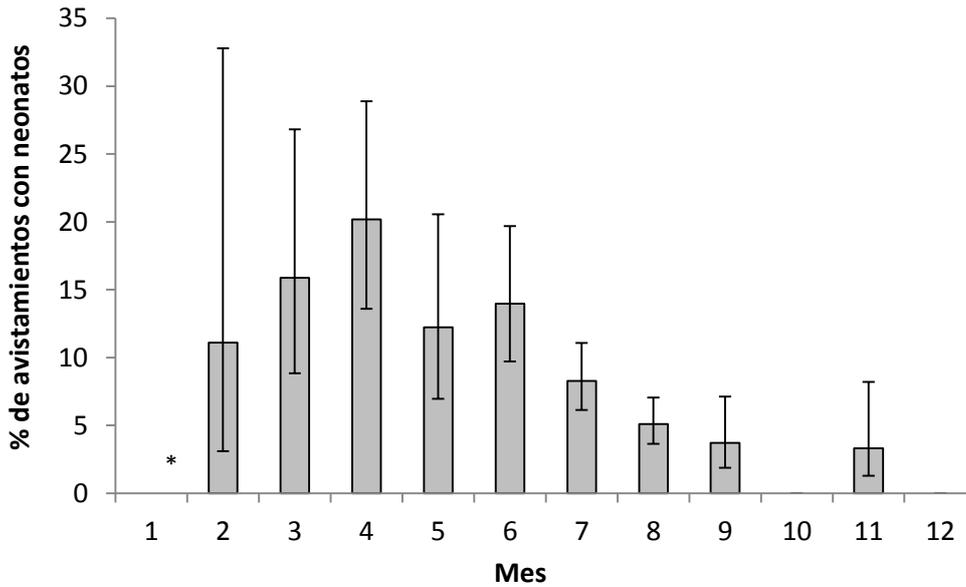


Figura 4.12. Proporción de presencia mensual de neonatos en los grupos de calderones avistados en el estrecho de Gibraltar entre 1999 y 2011 con los intervalos de confianza a 95%.

* No fue estimada en enero por tener menos de 10 avistamientos.

3.5 Tiempo de generación

El tiempo de generación usando solamente los datos de las Islas Feroe se calculó como $(59-11)/2+11= 35$ años. Sin embargo, usando la fórmula de Charnov (1993) para estimar la longevidad a partir de la tasa de supervivencia de adultos en el Estrecho, se estima una longevidad media de 35,7 años (IC 95%: 21,3-58,8 años). En este caso, el tiempo de generación sería de **23,35 años** (IC 95%: 16,15-34,9 años).

IV. Discusión

4.1 Determinación de las clases de edad

Las clases de edades determinadas a partir de la foto-identificación no fueron idénticas a las tomadas en los datos en el mar. De manera general, una cría identificada en una fotografía corresponde a un neonato in-situ (marcas fetales visibles). En cambio, un juvenil en una fotografía puede corresponder a una cría o a un juvenil en el mar (color más claro y tamaño menor que un adulto) mientras que un adulto en una fotografía sería un juvenil o un adulto in-situ (grande tamaño y color oscuro). En las fotografías, se compara fácilmente la diferencia de coloración entre individuos, pero el tamaño

relativo es más problemático, a no ser que la diferencia sea obvia. Sin embargo, en el mar se pueden comparar tamaños de individuos directamente y asesorar con más precisión a qué clase de edad pertenecen. El mayor solapamiento se encuentra entre los juveniles de tamaño grande in-situ que ya tendrán una coloración oscura y no se podrán diferenciar de los adultos en una fotografía. Por esa razón, los parámetros estimados para adultos a partir de marcaje-recaptura, realmente incluyen individuos adultos y subadultos.

4.2 Asunciones del modelo de diseño robusto cerrado

El modelo de diseño robusto cerrado requiere cumplir con un número de asunciones. Primero, se asume una población cerrada dentro de cada periodo primario, es decir sin mortalidad, nacimientos, emigraciones e inmigraciones durante cada verano. Dada la larga esperanza de vida, la tasa de reproducción y la organización social de los calderones comunes, se asume que la población está efectivamente cerrada, porque solo los avistamientos durante los meses de verano fueron utilizados cada año (Verborgh *et al.*, 2009). De acuerdo con de Stephanis *et al.* (2008a) y los resultados de seguimientos por satélites (Capítulo 3), la distribución de los calderones comunes está principalmente limitada a las aguas centrales y profundas del canal del estrecho de Gibraltar. Por lo tanto, su distribución geográfica es probablemente cerrada también con un nivel de inmigración insignificante durante el periodo de estudio.

Segundo, se asume que han sido identificados sin error los individuos marcados naturalmente. Todos los individuos en el avistamiento fueron fotografiados independientemente de su nivel de marcaje. Se realizó también un esfuerzo para asegurarse de que todos los individuos hayan sido fotografiados, de forma que, al menos, haya una imagen de calidad excelente de cada individuo. Sin embargo, el número de fotografías y por lo tanto el número de imágenes de buena calidad fue significativamente menor para los juveniles y las crías que para los adultos (Gauffier *et al.*, 2007) principalmente debido al menor tiempo que pasan respirando en superficie o a que su pequeño tamaño les permite esconderse detrás de los individuos adultos. El porcentaje de las imágenes de buena calidad de los individuos jóvenes tomadas entre 1999-2003 fue muy bajo, por esta razón solo una cría fue registrada de media

anualmente entre 1999-2003. Además, como son individuos con marcas secundarias que no poseen muescas en la aleta dorsal, se necesitan imágenes de mejor calidad para identificar un individuo sin errores. Al mismo tiempo, se requieren avistamientos seguidos regularmente para poder realizar un seguimiento de los cambios de los arañazos o la aparición de la silla de montar en los individuos juveniles. Las muescas de las aletas dorsales se conservan durante toda la vida del individuo pero pueden evolucionar, por ejemplo cuando aparecen nuevas muescas alrededor de una muesca antigua. Se sabe que las muescas y la silla de montar no se perdieron a lo largo del periodo de estudio porque los individuos identificados en 1999 todavía poseían las mismas marcas en 2006, de acuerdo con Auger-Méthé y Whitehead (2007). Sin embargo, en el caso de los arañazos, varios de ellos fueron permanentes durante el periodo de estudio, otros fueron temporales y fue necesario el estudio de la particularidad de cada silueta de la aleta dorsal, nuevos arañazos o la aparición de la silla de montar para continuar con la identificación del individuo. Otros problemas pueden ocurrir cuando la fotografía está a contraluz y los arañazos se vuelven menos visibles. Por lo tanto, la identificación segura del individuo fue confirmada de acuerdo con la estructura social estable de los calderones comunes (presencia/ausencia de sus compañeros) descrita por de Stephanis *et al.* (2008b), o la presencia de la supuesta madre si se trataba de animales jóvenes. Los animales fueron identificados con mucha precaución y por lo tanto se considera que la identificación errónea en dos avistamientos de dos individuos como el mismo (un error “falso positivo”, según Stevick *et al.* (2001)) fue muy improbable. Sin embargo, las marcas secundarias son más sensibles a errores de tipo “falso negativo”, es decir, la identificación del mismo individuo como dos diferentes (Stevick *et al.*, 2001) cuyas consecuencias serán discutidas más adelante.

4.3 Estimaciones de la tasa de supervivencia

La tasa de supervivencia media estimada para los adultos fue de 0,972 (IC 95%: 0,953-0,983), ligeramente superior a los valores de 0,945 para machos y 0,969 para hembras encontrado por Bloch *et al.* (1993a) en las Islas Feroe. Sin embargo la tasa de supervivencia media para los adultos encontrada en este estudio fue menor que el valor 0,982 (IC 95%: 0,955-0,993) encontrado por Verborgh *et al.* (2009) para los

individuos muy marcados entre 1999 y 2005. Esto puede explicarse por varias razones. La primera es que el periodo de este estudio es de un año más, durante el cual podría haberse producido una mortalidad mayor que en los años anteriores, lo que se vería reflejado en el valor medio del periodo. La segunda es que al usar todos los individuos de la población, nos acercamos a un valor probablemente más realista y completo. El hecho de usar únicamente los individuos muy marcados, limita los resultados probablemente a individuos más maduros, que tienen una tasa de supervivencia mayor (Bloch *et al.*, 1993), porque las marcas se suelen acumular con el tiempo (Auger-Méthé y Whitehead, 2007). En este estudio, hemos utilizado a todos los individuos “adultos” según criterios de pigmentación de la piel de manera que individuos todavía jóvenes pero mayores de 4,6 años, según la tasa de transición de juveniles a adultos, podrían incluirse en esta clase de edad y así disminuir la estima. Como se ha calculado en este estudio, la tasa de supervivencia es significativamente menor para la clase de edad de juveniles con una media de 0,869 (IC 95%: 0,758-0,934). Otra explicación podría ser en este caso, los errores de identificación de tipo “falsos negativos”, de los cuales se explicaron anteriormente sus posibles causas. De hecho, este tipo de identificaciones erróneas podría haber causado una sobreestimación del número de individuos en la población y al mismo tiempo una infra estimación de la tasa de supervivencia como fue descrito en Stevick *et al.* (2001). Los autores observaron que la identificación del mismo individuo como dos diferentes, provocaba un sesgo en la estimación de la abundancia de la población porque los dos individuos deberían haber sido identificados como uno solo y por lo tanto el segundo avistamiento del mismo individuo es considerado por el modelo como un nuevo individuo que entra en la población. En cambio, en la tasa de supervivencia se produce un sesgo negativo porque el primer individuo identificado no fue nunca vuelto a avistar y por lo tanto se asume como muerto por el modelo. Sin embargo, los resultados no muestran un gran sesgo comparado con otros estudios así que este tipo de error fue probablemente insignificante.

La tasa de supervivencia observada en crías de 0,629 (IC 95%: 0,409-0,805) fue baja. Aunque es similar a la tasa de 0,650 estimada en el primer año de vida de los calderones comunes en Canadá (Sergeant, 1962), está muy por debajo de la estimada

en las Islas Feroe (0,862 en Bloch *et al.*, 1993). Los calderones comunes del estrecho de Gibraltar tienen niveles medios de contaminantes organoclorados DDTs y PCBs cinco veces más altos que en el Mediterráneo (Praca *et al.*, 2011; Lauriano *et al.*, 2014; Pinzone *et al.*, 2015), los cuales a su vez son 5 a 10 veces más altos que en el Atlántico norte (Dam y Bloch, 2000; Praca *et al.*, 2011). Los niveles encontrados en el Estrecho están muy por encima de los umbrales considerados nocivos para el sistema inmune y reproductivo en mamíferos (Kannan *et al.*, 2000; Jepson *et al.*, 2005). Además, se ha demostrado que la mayoría de estos contaminantes se transmitirían a las crías 10 veces más durante la lactancia que en la gestación (Borrell *et al.*, 1995) y que pueden afectar a su supervivencia (Hoydal *et al.*, 2015), lo que explicaría el alto nivel de mortalidad encontrado en los neonatos de este estudio.

4.4 Estimaciones de abundancia

Los modelos sin heterogeneidad fueron evaluados. Pero, ya que las estimaciones de abundancia fueron menores que para los modelos con heterogeneidad, estos fueron descartados (Chao *et al.*, 1992). Los problemas de identificación errónea fueron más probables entre las sesiones primarias (años) que entre las sesiones secundarias (semanas/meses) porque los arañazos y las marcas fetales pueden durar varios meses (verano), pero muchos no permanecen de un año al siguiente. Por esto, la abundancia fue considerada como bien estimada. Sin embargo, las estimaciones de 2004 a 2006 son las más fiables, porque el esfuerzo fotográfico y la calidad de las fotografías fueron mayores. Esto fue debido al uso de una nueva cámara fotográfica digital a partir del 2004, permitiendo disparar un mayor número de fotografías y por tanto mejorando la calidad en las imágenes de los individuos jóvenes. De hecho, el uso de las plataformas de avistamiento de cetáceos y la cámara analógica con carretes solo permitió identificar a 5 crías entre 1999 y 2003. Por lo tanto, el verdadero aumento del esfuerzo fotográfico provocado por la adquisición de la nueva cámara digital, comenzó a ser aplicado a los individuos jóvenes en 2004, y ha ido creciendo hasta 2006 para intentar revertir el sesgo negativo del esfuerzo fotográfico enfocado a las crías y los juveniles de acuerdo con Gauffier *et al.* (2007), permitiendo una identificación adecuada de todos los individuos de la población. Por esto, la estimación de 2006 es probablemente la más precisa. Además, para muchas especies de cetáceos, las estimaciones de captura-recaptura

de tamaño de población usando las marcas naturales de los individuos son consideradas mucho más precisas que aquellas obtenidas con campañas de transecto lineal (Hiby y Hammond, 1989), el otro método principal disponible. Por lo tanto, la estimación mediante marcaje-recaptura de 349 individuos (IC 95%: 321-407) en la población de 2006 fue considerada una buena estima del número de individuos de la población de calderón común en el estrecho de Gibraltar.

4.5 Porcentaje de individuos maduros

El porcentaje alto de individuos adultos (85,4% por foto-identificación y 76,8% en los avistamientos en el mar) encontrado en esta población podría reflejar problemas de reproducción. Según Taylor *et al.* (2007), la proporción de individuos maduros en calderones comunes estaría alrededor de 46% en una población con un crecimiento poblacional de 4% anual y de 51% en una población estable. Estas predicciones están muy por debajo de lo encontrado en este estudio. Podría ser debido a la baja supervivencia de las crías y los potenciales problemas de reproducción encontrados debido a los altos niveles de contaminantes como se ha discutido anteriormente.

4.6 Intervalo de nacimientos y estacionalidad de reproducción

Para el cálculo del intervalo de nacimientos, podría existir un sesgo negativo debido a una mayor mortalidad prenatal y/o neonatal, o al reducido número de parejas disponibles para la reproducción. Se hizo una distinción entre el intervalo de nacimiento, calculado por todas las asociaciones madre-cría y el intervalo de crías viables definido por Olesiuk *et al.* (1990) calculado solo con las madres cuyas crías sobrevivieron al menos un año. El intervalo de crías de 4,5 años en este estudio fue menor que los 5,1 años de las Islas Feroe por Martin y Rothery (1993), pero similar al intervalo entre embarazos de 4,2 años calculado por los mismos autores. El intervalo de nacimientos de 3,6 años de este estudio fue, por lo tanto, menor que el intervalo entre embarazos de Martin y Rothery (1993), a pesar de que estos autores definieron el intervalo entre embarazos como el intervalo entre dos posibles embarazos, incluso si el feto o recién nacido moría. Las estrictas restricciones impuestas por la selección de parejas válidas madre-cría solo permitieron usar 13 madres para el cálculo del intervalo, sobre los 256 adultos identificados. Esto fue debido probablemente al corto período de tiempo de estudio comparado con la longitud del intervalo (menos de dos

veces el intervalo) y el bajo número de imágenes de crías y juveniles tomadas entre 1999 y 2003. De hecho, la mayoría de las parejas madre-cría fueron identificadas en 2004-06, un período de solo tres años, *i.e.* un período menor al intervalo estimado. Por lo tanto, el número de madres seleccionadas para el cálculo fue limitado por el número de potenciales madres identificadas entre 1999-03. Entonces, dos cuestiones surgen de esta pequeña cantidad de datos. Primero, una muestra de 13 individuos podría ser insuficiente para estimar el éxito de reproducción de las hembras en la población, causando una estima sobrevalorada o infravalorada del intervalo de crías. Segundo, el corto período de estudio puede limitar el muestreo a los intervalos de menor duración y, por lo tanto, causar una sobrestimación del éxito de reproducción de las hembras. Los intervalos mínimo y máximo se utilizaron para estimar el intervalo cuando una o las dos crías eran identificadas por primera vez como juveniles, y, por lo tanto, el año de nacimiento solamente podía ser estimado basado en su coloración, forma y tamaño de la dorsal en las imágenes. Las incertidumbres sobre el año de nacimiento de algunos juveniles podrían llevar a sobreestimar o infra-estimar el intervalo.

Se encontró una estacionalidad en la presencia de neonato en los grupos de calderones avistados, con un pico durante el mes de abril. Esta observación confirma la hipótesis de que la desaparición temporal de los calderones del estrecho de Gibraltar durante unas semanas en primavera podrían ser con fines reproductivos (de Stephanis, 2008). El tiempo de gestación de 12 meses (Martin y Rothery, 1993) causaría una sincronización de la mayoría de los nacimientos en primavera. Sin embargo, se han observado neonatos todo el año. La estacionalidad observada en la presencia de neonatos podría ser determinante para minimizar el impacto de actividades antropogénicas durante este periodo crítico para la especie.

4.7 Tiempo de generación

El tiempo de generación de 35 años calculado a partir de los datos de las Islas Feroe es muy diferente del encontrado por Taylor *et al.* (2007), que estimaron un tiempo de generación de 24 años para calderones comunes usando otros métodos y los datos de Sergeant (1962) con una edad máxima de reproducción de 40 años en vez de 59 años

en Bloch *et al.* (1993), un intervalo de nacimiento de 3,3 años, en vez de 5,1 años encontrado por Bloch *et al.* (1993) y un tiempo de gestación de 16 meses en vez de 12 meses encontrado por Martin y Rothery (1993). En cambio, el resultado de Taylor *et al.* (2007) es similar al hallado a partir de la media de la tasa de supervivencia encontrada en el estrecho de Gibraltar, con un tiempo de generación de 23,35 años que es probablemente más representativo de la población general porque al usar los valores máximos, se extiende el tiempo de generación de más de 10 años.

4.8 Seguimiento del estado de la población

Los parámetros demográficos estimados en este estudio muestran una buena salud aparente de la población del estrecho de Gibraltar. Asimismo, se ha demostrado la importancia de la información proporcionada por individuos con marcas secundarias. Primero, porque los resultados han demostrado su validez al tener valores de tasa de supervivencia similares durante el periodo 1999-2005 usando solo los individuos con marcas primarias pronunciadas (Verborgh *et al.*, 2009), y todos los adultos con marcas primarias y secundarias (este capítulo). Sin embargo, se han podido estimar parámetros demográficos para otras clases de edad. Segundo, porque permitirá ver si la epizootia ha afectado principalmente a los adultos, como se ha observado en los varamientos (Fernández *et al.*, 2008), o si las otras clases de edades han sufrido también. Estos datos permitirán también hacer un análisis completo de la estructura social y ver cómo ha evolucionado después de la epizootia. En los primeros análisis realizados (de Stephanis *et al.*, 2008b), solo se tomaron en cuenta individuos muy marcados. De esta manera, se han podido ignorar relaciones sociales muy importantes con individuos de marcas secundarias, como por ejemplo entre madres y crías. Asimismo, una diferencia de nivel de marcaje entre hembras y machos se ha observado en otras especies de cetáceos (Rowe y Dawson, 2009; Marley *et al.*, 2013), lo que sesgaría los análisis sociales basados únicamente en animales muy marcados.

V. Conclusión

Los parámetros demográficos estimados en 1999-2006 en la población de calderones comunes del estrecho de Gibraltar indican problemas de reproducción en la población. Los resultados obtenidos a partir de la foto-identificación de todos los individuos con

marcas primarias y secundarias han demostrado su robustez para estimar datos demográficos. Si bien el tiempo de análisis de los individuos con marcas secundarias es mayor que para las marcas primarias, los resultados son importantes para una monitorización efectiva de esta unidad de gestión. Sin esta técnica sería imposible tener información sobre el éxito reproductivo y el reclutamiento biológico en la población.

VI. Referencias

- Amos, B., Barrett, J., Dover, G.A., 1991. Breeding system and social structure in the Faroese pilot whale as revealed by DNA fingerprinting, in: Genetic Ecology of Whales and Dolphins. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 255–268.
- Amos, B., Barrett, J., Dover, G.A., 1991. Breeding behaviour of pilot whales revealed by DNA fingerprinting. *Heredity* (Edinb). 67, 49–55.
- Amos, B., Bloch, D., Desportes, G., Majerus, T.M.O., Bancroft, D.R., Barrett, J.A., Dover, J.A., 1993. A review of molecular evidence relating to social organisation and breeding system in the long-finned pilot whale, in: Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 209–218.
- Auger-Méthé, M., Whitehead, H., 2007. The use of natural markings in studies of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). *Mar. Mammal Sci.* 23, 77–93. doi:10.1111/j.1748-7692.2006.00090.x
- Berland, B., Krakstad, J.-O., Nøttestad, L., Axelsen, B.E., Vaz-Velho, F., Bauleth-D’Almeida, G., 2003. *Xenobalanus globicipitis* (crustacea: cirripedia) on dusky dolphin (*Lagenorhynchus obscurus*) off Namibia: Hitchhiker’s guide to the seas, in: 15th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, North Carolina, USA.
- Bigg, M.A., 1982. An assessment of killer whale (*Orcinus orca*) stocks off Vancouver Island, British Columbia. *Rep. Int. Whal. Comm.* 32, 655–666.
- Bloch, D., Lockyer, C., Zachariassen, M., 1993. Age and growth parameters of the long-finned pilot whale off the Faroe Islands, in: Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 163–208.
- Borrell, A., Bloch, D., Desportes, G., 1995. Age trends and reproductive transfer of organochlorine compounds in long-finned pilot whales from the Faroe Islands. *Environ. Pollut.* 88, 283–292.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 1998. *Model Selection and Inference*. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Chao, A., Lee, S.-M., Jeng, S.-L., 1992. Estimating population size for capture-recapture data when capture probabilities vary by time and individual animal. *Biometrics* 48, 201–216.
- Charnov, E.L., 1993. *Life history invariants: Some explorations of symmetry in evolutionary ecology*, Oxford Uni. ed. New York, NY, USA.
- Cormack, R., 1964. Estimates of survival from the sighting of marked animals. *Biometrika* 51, 429–438.
- Dam, M., Bloch, D., 2000. Screening of mercury and persistent organochlorine pollutants in long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the Faroe Islands. *Mar. Pollut. Bull.* 40, 1090–1099. doi:10.1016/S0025-326X(00)00060-6
- de Stephanis, R., 2008. Estrategias de alimentación en función del tiempo de los diferentes grupos de Calderón común (*Globicephala melas*) en el Estrecho de Gibraltar en primavera verano. Universidad de Cádiz.
- de Stephanis, R., Cornulier, T., Verborgh, P., Salazar Sierra, J., Pérez Gimeno, N., Guinet, C., 2008a. Summer spatial distribution of cetaceans in the Strait of Gibraltar in relation to the oceanographic

- context. Mar. Ecol. Prog. Ser. 353, 275–288. doi:10.3354/meps07164
- de Stephanis, R., Verborgh, P., Pérez, S., Esteban, R., Minvielle-Sebastia, L., Guinet, C., 2008b. Long-term social structure of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. Acta Ethol. 11, 81–94. doi:10.1007/s10211-008-0045-2
- Desportes, G., Saboureau, M., Lacroix, A., 1993. Reproductive maturity and seasonality of male long-finned pilot whales, off the Faroe Islands, in: Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 233–262.
- Fernández, A., Esperon, F., Herraèz, P., Espinosa de los Monteros, A., Clavel, C., Bernabé, A., Sánchez-Vizcaino, J., Verborgh, P., de Stephanis, R., Toledano, F., Bayón, A., 2008. Morbillivirus and Pilot Whale Deaths, Mediterranean Sea. Emerg. Infect. Dis. 14, 792–794.
- Gauffier, P., Verborgh, P., Boué, A., de Stephanis, R., Pérez, S., Guinet, C., 2007. Does age influence the photographic capture probability of long-finned pilot whales?, in: Society, E.C. (Ed.), 21st Ann. Meeting European Cetacean Society. San Sebastian, Spain.
- Hiby, A.R., Hammond, P.S., 1989. Survey techniques for estimating abundance of cetaceans. Rep. Int. Whal. Comm. 11, 47–80.
- Hoydal, K.S., Letcher, R.J., Blair, D. a. D., Dam, M., Lockyer, C., Jenssen, B.M., 2015. Legacy and emerging organic pollutants in liver and plasma of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) from waters surrounding the Faroe Islands. Sci. Total Environ. 520, 270–285. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.03.056
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2014. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 11. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee.
- 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 Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena*) Stranded in the United Kingdom. Environ. Toxicol. Chem. 24, 238–248. doi:10.1897/03-663.1
- Jolly, G., 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. Biometrika 52, 225–247.
- 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. Hum. Ecol. Risk Assessment 6, 181–201.
- Kendall, W.L., Nichols, J.D., 1995. On the use of secondary capture-recapture samples to estimate temporary emigration and breeding proportions. J. Appl. Stat. 22, 751–762.
- Lauriano, G., Di Guardo, G., Marsili, L., Maltese, S., Fossi, M.C., 2014. Biological threats and environmental pollutants, a lethal mixture for mediterranean cetaceans? J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom 94, 1221–1225. doi:10.1017/S0025315413000714
- Lockyer, C., 1993. Seasonal changes in body fat condition of northeast Atlantic pilot whales, and their biological significance, in: Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 325–350.
- Marley, S. a., Cheney, B., Thompson, P.M., 2013. Using tooth rakes to monitor population and sex differences in aggressive behaviour in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). Aquat. Mamm. 39, 107–115. doi:10.1578/AM.39.2.2013.107
- Martin, A.R., Rothery, P., 1993. Reproductive parameters of female long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) around the Faroe Islands, in: Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 263–304.
- Nichols, J., Coffman, C.J., 1999. Demographic Parameter Estimation for Experimental Landscape Studies on Small Mammal Populations, in: Barrett, G.W., Peles, J.D. (Eds.), Landscape Ecology of Small Mammals. Springer, pp. 287–307.

- Olesiuk, P., Bigg, M.A., Ellis, G.M., 1990. Life history and population dynamics of resident killer whales (*Orcinus orca*) in the coastal waters of British Columbia and Washington State, in: Hammond, P., Mizroch, S., Donovan, G. (Eds.), *Individual Recognition of Cetaceans: Use of Photo-Identification and Other Techniques to Estimate Population Parameters*. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 209–244.
- Otis, D.L., Burnham, K.P., White, G.C., Anderson, D.R., 1978. *Wildlife monographs* A publication of the wildlife society Statistical inference from capture data on closed animal populations.
- Pinzone, M., Budzinski, H., Tasciotti, A., Ody, D., Lepoint, G., Schnitzler, J., Scholl, G., Thomé, J.-P., Tapie, N., Eppe, G., Das, K., 2015. POPs in free-ranging pilot whales, sperm whales and fin whales from the Mediterranean Sea: Influence of biological and ecological factors. *Environ. Res.* 142, 185–196. doi:10.1016/j.envres.2015.06.021
- Pledger, S., 2000. Unified maximum likelihood estimates for closed capture-recapture models using mixtures. *Biometrics* 56, 434–42.
- Pollock, K.H., 1982. A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. *J. Wildl. Manage.* 46, 752–757.
- Praca, E., Laran, S., Lepoint, G., Thomé, J.-P., Quetglas, A., Belcari, P., Sartor, P., Dhermain, F., Ody, D., Tapie, N., Budzinski, H., Das, K., 2011. Toothed whales in the northwestern Mediterranean: Insight into their feeding ecology using chemical tracers. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1058–1065. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.02.024
- Rowe, L.E., Dawson, S.M., 2009. Determining the sex of bottlenose dolphins from Doubtful Sound using dorsal fin photographs. *Mar. Mammal Sci.* 25, 19–34. doi:10.1111/j.1748-7692.2008.00235.x
- Seber, G., 1965. A note on the multiple-recapture census. *Biometrika* 52, 249–259.
- Sergeant, D.E., 1962. *The biology of the pilot or pothead whale *Globicephala melaena* (Traill) in Newfoundland waters*. Fisheries Research Board of Canada, Montreal, Quebec.
- Stevick, P.T., Palsboll, P.J., Smith, T.D., Bravington, M. V., Hammond, P.S., 2001. Errors in identification using natural markings: rates, sources and effects on capture-recapture estimates of abundance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 1861–1870.
- Sugiura, N., 1978. Further analysis of the data by Akaike's information criterion and the finite corrections. *Commun. Stat. Theory Methods* 7, 13–26.
- Taylor, B.L., Chivers, S.J., Larese, J., Perrin, W.F., 2007. Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans. National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center.
- UICN, 2001. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- Verborgh, P., De Stephanis, R., Pérez, S., Jaquet, Y., Barbraud, C., Guinet, C., 2009. Survival rate, abundance, and residency of long-finned pilot whales in the strait of Gibraltar. *Mar. Mammal Sci.* 25, 523–536. doi:10.1111/j.1748-7692.2008.00280.x
- White, G.C., Burnham, K.P., 1999. Program MARK: Survival Estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46, 120–138.

**CAPÍTULO 5 - EFECTOS DE
LA EPIZOOTIA DE
MORBILLIVIRUS SOBRE LOS
PARÁMETROS
DEMOGRÁFICOS DE LOS
CALDERONES COMUNES
DEL ESTRECHO DE
GIBRALTAR**



I. Introducción

En las últimas décadas, varios tipos de enfermedades infecciosas emergentes han sido responsables de grandes mortalidades en las poblaciones silvestres (Daszak *et al.*, 2000). Por ejemplo, el virus de la enfermedad de Newcastle causó una mortalidad del 80-90% en las colonias de cormoranes juveniles en el medio oeste de los Estados Unidos en 1992 (Meteyer *et al.*, 1997). A su vez, las focas comunes han sufrido dos epizootias de virus del moquillo focino causando la mortalidad del 50-60% de una población compuesta por decenas de miles de individuos (Rijks *et al.*, 2005; Bodewes *et al.*, 2013). Incluso a veces, enfermedades pueden conducir a la extinción de poblaciones pequeñas como fue el caso de la extinción de los perros salvajes del Serengeti en 1991 (Burrows *et al.*, 1994).

Los cetáceos son difíciles de estudiar debido a los obstáculos que hay que superar para trabajar en el mar y llegar al hábitat pelágico de algunas especies. Se han registrado casos de mortalidad masiva en varias especies de cetáceos gracias a datos de varamientos (Gulland y Hall, 2007; Handoh y Kawai, 2014), sin embargo, no se sabe prácticamente nada sobre los efectos demográficos que pueden haber causado sobre poblaciones in-situ. A nivel mundial, se han registrado 24 especies de cetáceos infectadas por uno de los 5 tipos de morbillivirus (Van Bresseem *et al.*, 2014). Sin embargo, solo se conocen siete epizootias causado por tal virus, afectando delfines listados (*Stenella coeruleoalba*), delfines mulares (*Tursiops truncatus*) y calderones comunes (*Globicephala melas*) (Van Bresseem *et al.*, 2014). La primera epizootia fue registrada en Florida, Estados Unidos, en 1982 donde se observó un total de 43 varamientos cerca de la zona de distribución de una población costera de unos 211 delfines mulares, pero se desconoce si los individuos varados pertenecían a esta población o si llegaron desde otra población pelágica (Hersh *et al.*, 1990). Posteriormente, se sugirió que estos varamientos podrían haber sido causados por una epizootia de morbillivirus (Duignan *et al.*, 1996). El único estudio que estimó el efecto de una epizootia de morbillivirus en cetáceos fue el de Scott *et al.* (1988) sobre la epizootia de 1987-1988 en delfines mulares a lo largo de la costa Atlántica de Estados Unidos. Los autores calcularon una reducción de más del 50% en la población

migratoria costera. Sin embargo, esta estima fue extrapolada a partir de registros de varamientos, sin tener datos de la población in-situ.

Durante el periodo 1990-91, un evento epizoótico causado por un nuevo miembro reconocido del género Morbillivirus, el Dolphin Morbillivirus (DMV), mató a miles de delfines listados en el mar Mediterráneo (Van Bresse *et al.*, 1993; Aguilar y Raga, 1993). Raga *et al.* (2008) investigaron un nuevo brote de varamientos de delfines listados que fue detectado en el golfo de Valencia a comienzos de julio de 2007. Entre julio y octubre de 2007, informaron de que más de 100 delfines fueron encontrados varados a lo largo de las costas mediterráneas de España. De 10 delfines examinados, 7 dieron positivo para una cepa de virus estrechamente relacionada al DMV que fue aislado durante el anterior episodio epizoótico de 1990. Los autores también mostraron que el nuevo episodio epizoótico se parecía a las anteriores muertes de 1990-1991, ambos episodios comenzaron aproximadamente en la misma región y al mismo tiempo y siguieron un curso similar de infección. Sin embargo, en el episodio de 2006-2007, informaron que los delfines listados jóvenes eran afectados más severamente por la enfermedad. De acuerdo con los autores, estas observaciones indican que el DMV no persistió como una infección enzoótica en los delfines listados del Mediterráneo después del episodio de 1990-1991, por lo tanto los adultos que sobrevivieron al primer episodio epizoótico todavía tienen alguna inmunidad contra el virus, y que un episodio epizoótico imprevisible podría ocurrir en el futuro.

Fernández *et al.* (2008) registraron el primer episodio epizoótico letal de la infección por morbillivirus en calderones comunes en el mar Mediterráneo. Desde finales de octubre de 2006 hasta abril de 2007, más de 27 calderones se encontraron varados a lo largo de las costas Mediterráneas de España peninsular y de las Islas Baleares. Diez de estos individuos vararon en el área del estrecho de Gibraltar a finales de octubre de 2006 hasta comienzos de febrero de 2007, después el número de animales varados se extendió por las costas al este del estrecho de Gibraltar (Fernández *et al.*, 2008) hasta llegar a la costa francesa a finales de 2007 (Keck *et al.*, 2010). Las cepas de los virus aislados en 1990-1991 y 2006-2007 a partir de delfines listados de las aguas del Mediterráneo y los de 2006-2007 de calderones comunes varados en el estrecho de

Gibraltar están estrechamente emparentadas filogenéticamente. Por lo tanto, Fernández *et al.* (2008) piensan que se debería considerar la posibilidad de una transmisión interespecífica, especialmente debido a las asociaciones espaciales y temporales de las muertes de delfines listados y calderones comunes en 2006-2007. Los autores encontraron que los calderones varados eran adultos y subadultos, excepto dos juveniles. Además detectaron la presencia del morbillivirus en sus cerebros, nodos linfáticos y pulmones, pero los sistemas nervioso y linfático eran los tejidos más afectados. Las posibles explicaciones de cómo y por qué comenzó la enfermedad, entre otros, podrían ser los altos niveles de contaminantes (Aguilar y Borrell, 1994), los efectos antropogénicos crónicos de alta intensidad como por ejemplo el tráfico marítimo en el estrecho de Gibraltar (de Stephanis *et al.*, 2005), un DMV entrando en una población sin exposición previa al virus, o un progresivo descenso del sistema inmunitario contra los virus en estas poblaciones (Van Bressem *et al.*, 1991; Raga *et al.*, 2008). Esta epizootia causó un descenso crítico en la tasa de supervivencia de 3 de 11 (27%) grupos sociales del mar de Alborán desde 0,919 (IC 95%: 0,854–0,956) entre 1992 y 2006 hasta 0,547 (IC 95%: 0,185–0,866) después de la epizootia entre 2007 y 2009 (Wierucka *et al.*, 2014). Sin embargo, la supervivencia del 73% de los grupos sociales no parece haber sido afectada.

Otra cepa del Morbillivirus, llamada Pilot Whale Morbillivirus, fue detectada en el 92% de los calderones comunes varados en el Atlántico noroeste entre 1982 y 1993 (Duignan *et al.*, 1995). Sin embargo, no se han registrado episodios epizoóticos para esta especie en el océano Atlántico. Los autores sugieren que la infección es enzoótica en la población Atlántica, gracias al gran tamaño de la población, la estructura social y los patrones de migración.

Los parámetros demográficos de la población de calderones comunes del estrecho de Gibraltar se estimaron antes de la epizootia de morbillivirus. Estos parámetros eran muy altos, con una supervivencia adulta de 0,972 (IC 95%: 0,953-0,983) entre 1999 y 2006 y un aumento de la abundancia total hasta 349 individuos en 2006 (Capítulo 4). Además se observaron niveles de residencia individual muy altos (de Stephanis, 2008; Verborgh *et al.*, 2009).

El objetivo de este estudio es estimar el efecto de la epizootia de morbillivirus a corto y largo plazo sobre la tasa de supervivencia, la tasa de crecimiento poblacional y la abundancia de la población de calderones comunes del estrecho de Gibraltar.

II. Metodología

2.1 Foto-identificación

Se ha seguido el mismo protocolo descrito en el Capítulo 4 y en Verborgh *et al.* (2009), aplicado únicamente a los individuos con marcas primarias.

2.2 Estimaciones de parámetros demográficos

Se usaron los datos de foto-identificación de los veranos 1999 a 2011 para diseñar modelos de marca-recaptura. Se utilizó un modelo de diseño robusto cerrado (Pollock, 1982) con el estimador de crecimiento poblacional de Pradel (Pradel, 1996) para estimar la abundancia (N), la tasa de supervivencia anual (ϕ) y la tasa de crecimiento poblacional (λ). Estos modelos tienen la particularidad de combinar poblaciones abiertas y cerradas. Cada periodo primario (anual, desde mayo a septiembre) fue dividido en múltiples periodos secundarios, cada uno consistente en 15 días consecutivos de muestreo. Todos los análisis de marcaje-recaptura fueron realizados con el programa Mark 7.1 (White y Burnham, 1999).

Los modelos de diseño robusto tienen las hipótesis siguientes (Kendall y Nichols, 1995):

- 1) La población es asumida cerrada a la inmigración, emigración, nacimientos y muertes dentro de los periodos primarios.
- 2) Los individuos marcados se capturan en periodos secundarios y se asume que se identifican sin errores.
- 3) Todos los individuos utilizan el área dentro del periodo de estudio, pero no necesariamente cada año (permitiendo emigraciones aleatorias temporales).

Todos los modelos se compararon con el Akaike Information Criterion ajustado a muestreos de tamaño pequeño, el AIC_c (Sugiura, 1978). El mejor modelo tenía el

menor valor de AIC_c y se consideró que los modelos dentro de un $\Delta AIC_c \leq 2$ se ajustaban a los datos de manera equivalente (Burnham y Anderson, 2004).

2.3 Hipótesis y selección de modelos

Se usó un modelo de población cerrada durante los periodos secundarios para estimar las probabilidades de captura y la abundancia de la población. Al sospechar la presencia de heterogeneidad en la probabilidad de captura entre los individuos, se usó un modelo de mezcla finita (Pledger, 2000) con un grupo de individuos teniendo una probabilidad de captura alta (p_{high}) y otro con una probabilidad de captura baja (p_{low}). El parámetro de mezcla π (π_i) adjudica una proporción de la población a cada grupo. Al no existir un “efecto trampa” en el comportamiento del animal, porque no se captura físicamente sino que se trata de una “captura fotográfica”, por lo tanto todas las probabilidades de recapturas (c) fueron fijadas iguales a las probabilidades de captura (p).

La selección de modelos se realizó en tres etapas: (I) se probaron cuatro hipótesis sobre las probabilidades de captura (p) anotadas M_0 , M_t , M_h y M_{th} , dejando la tasa de supervivencia (ϕ) y la tasa de crecimiento poblacional (λ) variando en el tiempo (ver tabla 5.1, etapa I). A partir de la probabilidad de captura (p) se calcula la abundancia de la población marcada (N) en cada sesión primaria, como parámetro derivado. Luego, el mejor modelo resultante (es decir el modelo más parsimonioso correspondiendo al AIC_c menor) fue usado a su vez para probar una combinación de las hipótesis descritas en la tabla 5.1 sobre los otros parámetros ϕ (II) y λ (III). La segunda etapa permitió (II) seleccionar el modelo que mejor se ajuste a la tasa de supervivencia y el modelo resultante se usó para (III) diseñar el modelo que mejor se ajuste a la tasa de crecimiento poblacional.

Tabla 5.1. Resumen de las hipótesis probadas sobre (I) la probabilidad de captura (p), (II) la tasa de supervivencia (ϕ) y (III) la tasa de crecimiento poblacional (λ).

Etapa	Notación	Parámetro	Descripción
I	M_0	P	Probabilidad de captura constante sin heterogeneidad
	M_t	P	Probabilidad de captura variable en el tiempo sin heterogeneidad
	M_h	p, π	Probabilidad de captura constante con heterogeneidad
	M_{th}	p, π	Probabilidad de captura variable en el tiempo con heterogeneidad
II & III	(t)	ϕ, λ	Variable en el tiempo
	(.)	ϕ, λ	Constante en el tiempo
	(trend)	ϕ, λ	Sigue una tendencia positive o negativa
	Pre	ϕ, λ	Antes de la epizootia, de 1999 a 2005
	Mv	ϕ, λ	Durante la epizootia, 2006
	Post	ϕ, λ	Después de la epizootia, de 2007 a 2010
	\neq	ϕ, λ	Parámetros diferentes
	$=$	ϕ, λ	Parámetros iguales

2.4 Estimaciones de abundancia

Las estimaciones de abundancia obtenidas a partir de los modelos de marca-recaptura solo estiman el tamaño de la población marcada (N) para cada año. Para estimar el tamaño de población total (N'), (N) se corrige por la proporción de individuos marcados en la población (P). Esta proporción se calcula a partir del número de fotografías analizadas que fueron tomadas a un ángulo de 270° únicamente, y de buena (Q1) y alta calidad (Q2), con la fórmula siguiente:

$$P = \frac{\text{número de aletas de individuos marcados}}{\text{número de aletas de individuos marcados y no marcados}}$$

La proporción de individuos marcados fue calculada para cada año desde 1999 hasta 2011. Los intervalos de confianza de N' toman en cuenta la varianza de P a través de su coeficiente de variación ($CV(P)$) de la manera siguiente:

$$CV(P) = \sqrt{\frac{P(1-P)}{n}} / P$$

Se calcularon los límites alto y bajo del intervalo de confianza a 95% para la abundancia total (respectivamente $UCI(N')$ y $LCI(N')$) según las fórmulas de Whitehead *et al.* (1997):

$$LCI(N') = N' \times (1 - 2 \times \sqrt{\left(\frac{N - LCI(N)}{2N}\right)^2 + CV(P)^2})$$

$$UCI(N') = N' \times (1 + 2 \times \sqrt{\left(\frac{UCI(N)-N}{2N}\right)^2 + CV(P)^2})$$

donde LCI(N) y UCI(N) son los límites bajo y alto del intervalo de confianza a 95% de la estima de abundancia de los individuos marcados (N).

Se puede estimar la tasa de mortalidad aparente (M) como $M = 1 - \phi$. De esta forma, se estima cuántos individuos han muerto o se han ido de la zona de estudio permanentemente, multiplicando para cada año la tasa de mortalidad por la media y los límites del intervalo de confianza a 95% de la estima de abundancia total (N').

III. Resultados

3.1 Foto-identificación

Entre 1999 y 2011, se utilizaron 367 avistamientos de calderones comunes, correspondiendo a 264 días de mar en el estrecho de Gibraltar. Se analizaron un total de 86.501 imágenes de aleta dorsal. El esfuerzo fotográfico y la calidad de las imágenes han aumentado a lo largo de los años. A su vez, el número de días de avistamientos ha sido muy variable según los años, con altos números los dos primeros años usando embarcaciones de avistamiento turístico de cetáceos (figura 5.1). Se identificó un total de 374 individuos de calderones comunes marcados durante este periodo.

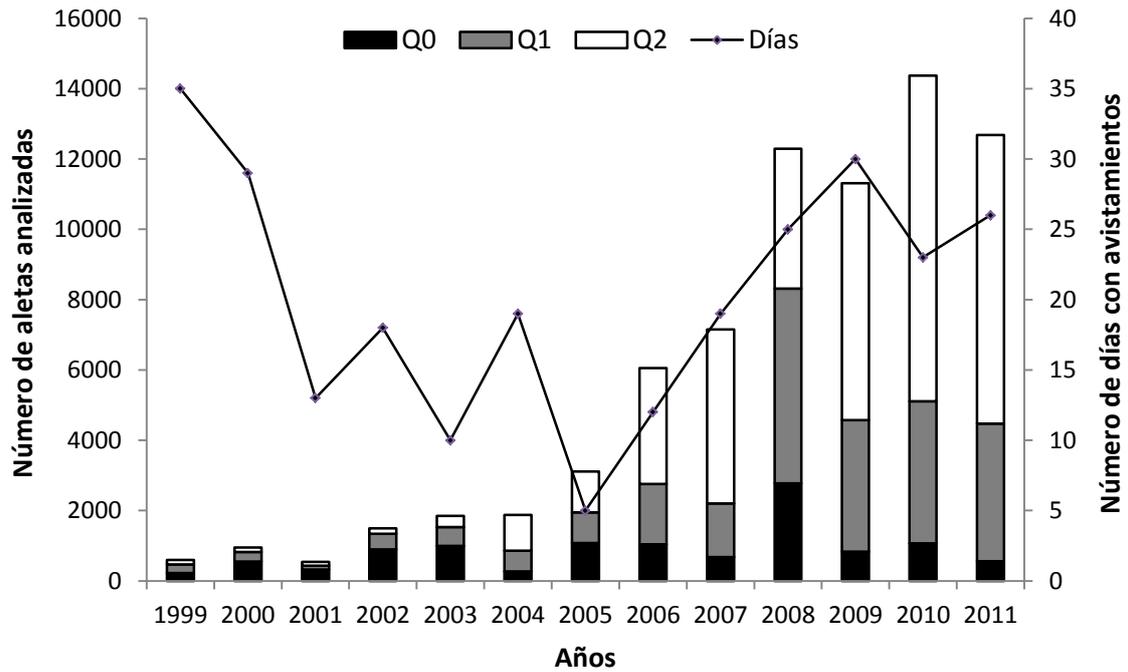


Figura 5.1. Número de días con avistamientos de calderón común y esfuerzo fotográfico calculado como el número de imágenes de aleta analizadas para cada nivel de calidad (Q0= mala, Q1=buena, Q2= alta) desde 1999 hasta 2011.

La tasa de descubrimiento anual de nuevos individuos identificados varía con los años, pero se pueden observar tres años con incrementos más importantes en 2004, 2007 y 2010 (figura 5.2). El número total de individuos identificados y vueltos a avistar ha aumentado de 1999 a 2006 llegando a un máximo de 210 individuos reencontrados y 226 individuos identificados en total en 2006. Ambos disminuyeron hasta 2009 y volvieron a aumentar en 2010-11. La proporción media de individuos reencontrados anualmente ha sido del 83% sobre todo el periodo de estudio y del 88% en el periodo post-epizootia entre 2007 y 2011.

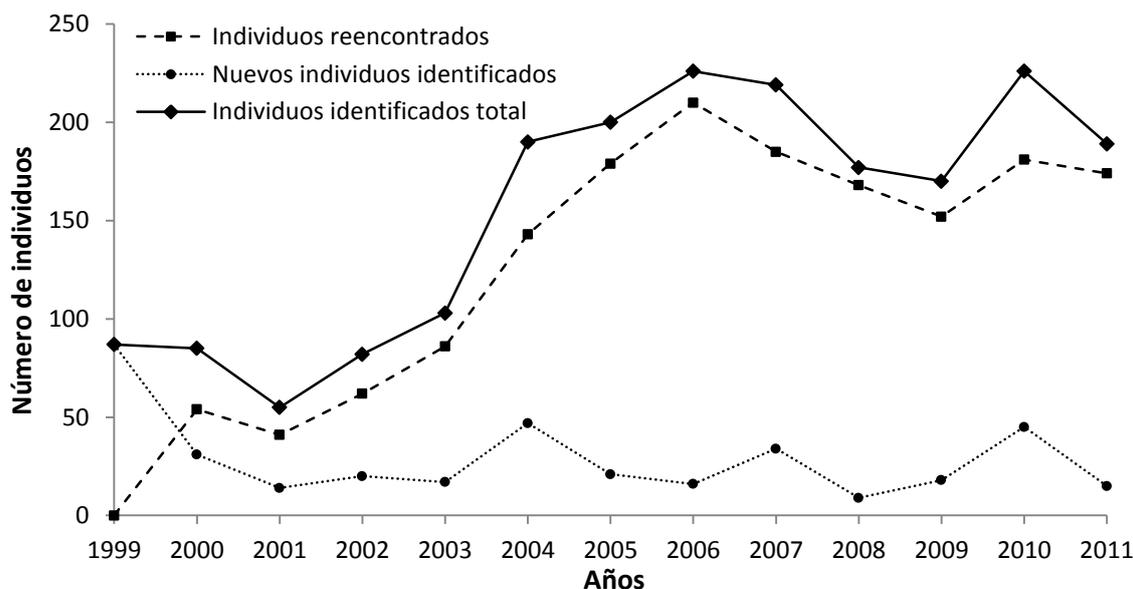


Figura 5.2. Número anual de nuevos individuos identificados (línea punteada), individuos reencontrados de años anteriores (línea discontinua) y número total de individuos identificados (línea continua) desde 1999 hasta 2011.

3.2 Selección de modelos

Todos los modelos diseñados durante las tres etapas de selección (I, II y III) se encuentran en la tabla 5.2.

(I) El modelo con el menor AIC_c fue M_{th} notado $\{\phi(t) \lambda(t) M_{th}\}$ (modelo 2, tabla 5.2). Este modelo toma en cuenta los efectos del tiempo y de la heterogeneidad para estimar la probabilidad de captura dentro de cada sesión primaria.

(II) A partir del modelo M_{th} , el modelo con menor AIC_c asume una tasa de supervivencia constante antes de la epizootia de morbillivirus, una supervivencia distinta el año de la epizootia y una tendencia después de la epizootia, anotado como $\{\phi(Pre(.) \neq Mv \neq Post(trend)) \lambda(t) M_{th}\}$ (modelo 1, tabla 1).

(III) Finalmente, ninguna de las hipótesis del bloque III de la tabla 1 sobre la tasa de crecimiento poblacional (λ) mejoró el modelo 1. Por lo tanto, el mejor modelo fue el modelo 1 con λ variando anualmente (tabla 5.2), y se presentan los resultados de este modelo.

Tabla 5.2. Resultados de los modelos de diseño robusto con estimador de Pradel indicando las etapas de modelización, el número del modelo, los modelos probados, el valor del AIC_c , la diferencia de AIC_c con el mejor modelo (ΔAIC_c), la verosimilitud del modelo (\hat{J}), el número de parámetros usados en el modelo (N.P.) y la devianza (Dev.).

Etapa	N°	Modelo	AIC_c	ΔAIC_c	\hat{J}	N.P.	Dev.
II	1	$\{\phi(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\text{trend})) \lambda(t) M_{th}\}$	343,25	0,00	1,00	149	34,04
I	2	$\{\phi(t) \lambda(t) M_{th}\}$	349,98	6,73	0,04	175	0,00
II	3	$\{\phi(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\cdot)) \lambda(t) M_{th}\}$	354,93	11,68	0,01	166	8,96
II	4	$\{\phi(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} = \text{Post}(\cdot)) \lambda(t) M_{th}\}$	369,45	26,20	0,00	174	6,08
II	5	$\{\phi(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} = \text{Post}(\text{trend})) \lambda(t) M_{th}\}$	381,94	38,68	0,00	154	61,94
II	6	$\{\phi(\text{Pre}(\text{trend}) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\text{trend})) \lambda(t) M_{th}\}$ $\{\phi(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\text{trend}))\}$	383,47	40,21	0,00	143	87,15
III	7	$\lambda(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} = \text{Post}(\cdot)) M_{th}\}$ $\{\phi(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\text{trend}))\}$	396,65	53,40	0,00	151	83,13
III	8	$\lambda(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\text{trend})) M_{th}\}$ $\{\phi(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\text{trend}))\}$	397,81	54,55	0,00	148	90,74
III	9	$\lambda(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\cdot)) M_{th}\}$ $\{\phi(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\text{trend}))\}$	399,22	55,97	0,00	154	79,23
III	10	$\lambda(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} = \text{Post}(\text{trend})) M_{th}\}$	409,50	66,24	0,00	151	95,97
II	11	$\{\phi(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv}(t) = \text{Post}(t)) \lambda(t) M_{th}\}$	413,86	70,60	0,00	175	48,30
II	12	$\{\phi(\text{Pre}(t) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\cdot)) \lambda(t) M_{th}\}$	420,27	77,02	0,00	153	102,44
II	13	$\{\phi(\text{Pre}(\cdot) = \text{Post}(\cdot) \neq \text{Mv}) \lambda(t) M_{th}\}$ $\{\phi(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\text{trend}))\}$	439,53	96,28	0,00	178	67,43
III	14	$\lambda(\text{Pre}(\text{trend}) \neq \text{Mv} = \text{Post}(\text{trend})) M_{th}\}$ $\{\phi(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\text{trend}))\}$	457,93	114,68	0,00	143	161,61
III	16	$\lambda(\text{Pre}(t) \neq \text{Mv} = \text{Post}(\cdot)) M_{th}\}$	535,87	192,61	0,00	152	220,19
II	17	$\{\phi(\text{Pre}(\text{trend}) \neq \text{Mv} = \text{Post}(\text{trend})) \lambda(t) M_{th}\}$ $\{\phi(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\text{trend}))\}$	537,76	194,50	0,00	160	204,79
III	18	$\lambda(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(t)) M_{th}\}$ $\{\phi(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\text{trend}))\}$	542,88	199,62	0,00	150	231,51
III	19	$\lambda(\text{Pre}(\cdot) = \text{Post}(\cdot) \neq \text{Mv}) M_{th}\}$ $\{\phi(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\text{trend}))\}$	574,59	231,33	0,00	146	271,82
III	20	$\lambda(\text{Pre}(t) \neq \text{Mv}(t) \neq \text{Post}(\cdot)) M_{th}\}$ $\{\phi(\text{Pre}(\cdot) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\text{trend}))\}$	584,31	241,06	0,00	145	283,70
III	21	$\lambda(\text{Pre}(\text{trend}) \neq \text{Mv} \neq \text{Post}(\text{trend})) M_{th}\}$	596,38	253,12	0,00	143	300,06
II	22	$\{\phi(\text{Pre}(t) \neq \text{Mv} = \text{Post}(\cdot)) \lambda(t) M_{th}\}$	617,50	274,24	0,00	158	288,86
I	23	$\{\phi(t) \lambda(t) M_t\}$	1161,63	818,38	0,00	106	944,00
I	24	$\{\phi(t) \lambda(t) M_h\}$	1777,48	1434,2	0,00	73	1628,82
I	25	$\{\phi(t) \lambda(t) M_0\}$	2225,13	1881,88	0,00	50	2123,88

3.3 Estimaciones de abundancia

Las estimaciones de abundancia de los individuos marcados (N) han variado entre 97 en 1999 y 240 animales en 2005 y 2010. La mayoría de los CV son inferiores o iguales a 0,10, excepto en 2001, por lo tanto las estimaciones tienen mucha precisión (tabla 5.3). La

proporción de individuos marcados (P) ha variado de 53 a 77% entre 1999 y 2011. Sin embargo, entre 2004 y 2011 cuando se usaron cámaras digitales, una media de 74% (rango: 72-77) de los calderones comunes del estrecho de Gibraltar tenían marcas primarias en la aleta dorsal.

Tabla 5.3. Estimaciones de abundancia anual de individuos marcados (N), intervalos de confianza (IC) al 95%, coeficiente de variación de las estimaciones de abundancia ($CV(N)$), proporción de individuos marcados (P), coeficiente de variación de la proporción de individuos marcados ($CV(P)$) y número de sesiones secundarias utilizadas en los modelos.

Año	N	IC 95%	CV(N)	P (%)	CV(P)	Nº de sesiones secundarias
1999	97	91-110	0,05	70	0,045	7
2000	131	113-159	0,09	53	0,058	7
2001	156	117-220	0,16	68	0,053	4
2002	150	126-186	0,10	65	0,040	6
2003	177	152-215	0,09	64	0,028	4
2004	220	203-246	0,05	76	0,012	5
2005	240	210-283	0,08	75	0,011	5
2006	233	218-258	0,04	72	0,007	5
2007	218	214-228	0,02	74	0,006	5
2008	201	191-218	0,03	73	0,006	5
2009	224	204-255	0,06	75	0,005	5
2010	240	232-258	0,03	72	0,005	5
2011	184	183-190	0,01	77	0,004	6

Ambas estimaciones de abundancia de animales marcados (N) y abundancia total corregida (N') han aumentado entre 1999 y 2006. Luego, bajaron levemente hasta 2008 y aumentaron de nuevo hasta 2010, alcanzando los altos niveles de 2005-2006. Finalmente, ambas disminuyeron abruptamente en 2011, alcanzando estimaciones similares a los niveles de los años 2000-2002 (tabla 5.3 y figura 5.3). Entre la estimación de 2006 y la de 2011, la población total ha sufrido un descenso de 26,2% (IC 95%: 18,3-34,1%) pasando de 324 a 239 individuos.

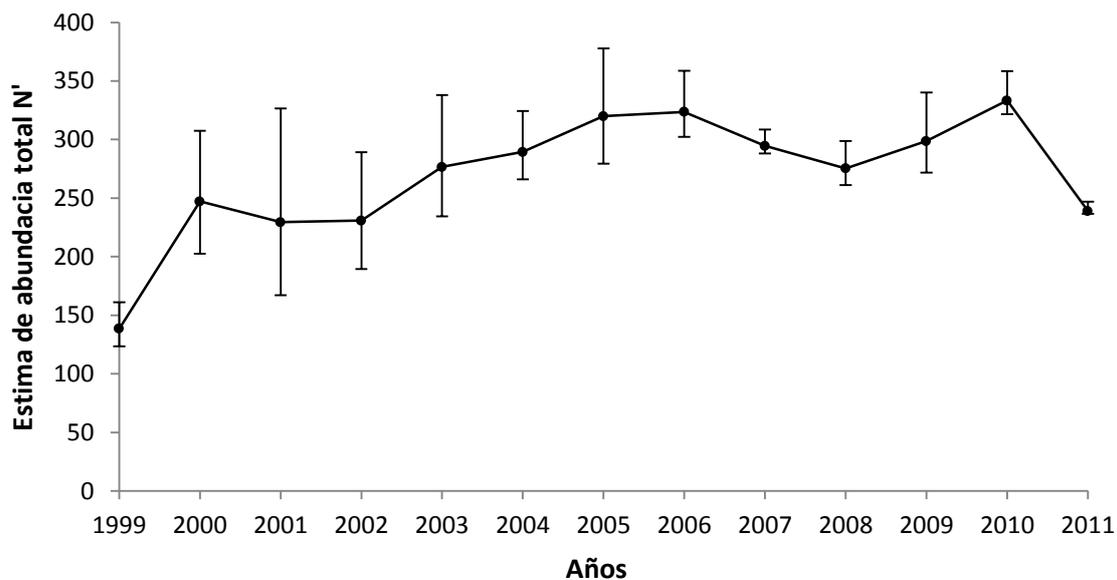


Figura 5.3. Estimaciones de abundancia total (N') de calderones comunes del estrecho de Gibraltar e intervalos de confianza al 95% (barras) entre 1999 y 2011.

3.4 Tasa de supervivencia

El mejor modelo identificó tres periodos de tiempo distintos para la tasa de supervivencia (ver figura 5.4):

- Primero, se estimó un ϕ constante a 0,989 (SE: 0,004; IC 95%: 0,976-0,995) de 1999 a 2005, antes de la epizootia de morbillivirus.
- Luego, un valor bajo de 0,779 (SE: 0,029; IC 95%: 0,717-0,830) en 2006-2007, el año de la epizootia de morbillivirus. Esto corresponde a una bajada de 21,2% de la tasa de supervivencia comparando con años anteriores.
- Finalmente, una tendencia negativa después de la epizootia desde 0,944 (SE: 0,012; IC 95%: 0,914-0,964) en 2007 hasta 0,754 (SE: 0,027; IC 95%: 0,698-0,803) en 2011, un valor incluso inferior al de 2006.

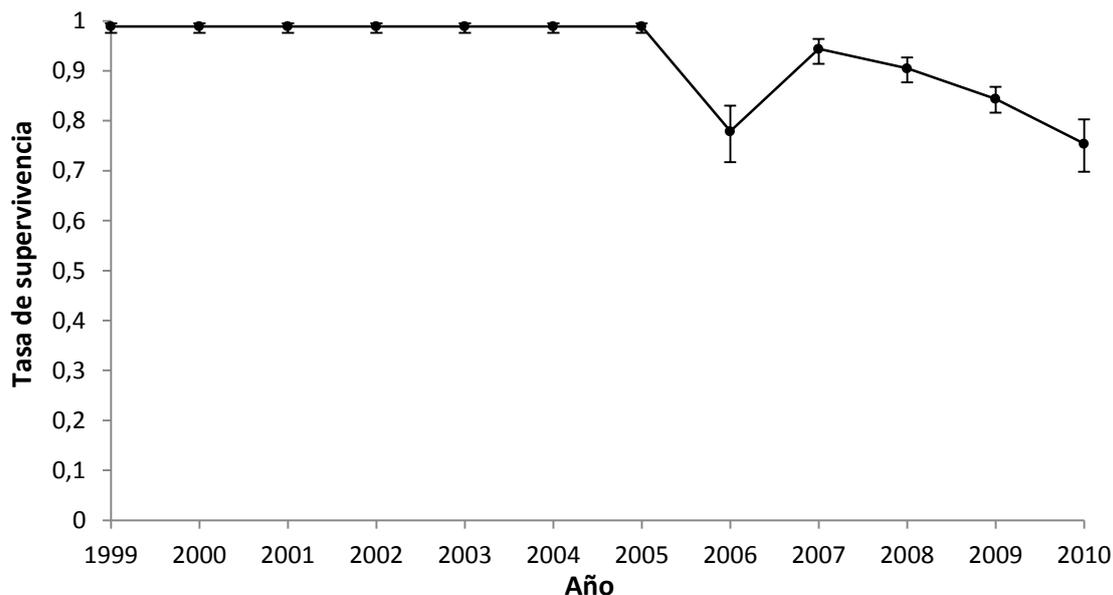


Figura 5.4. Estimaciones de la tasa de supervivencia anual ϕ e intervalos de confianza al 95% (barras) entre 1999 y 2010 de los calderones comunes del estrecho de Gibraltar.

3.5 Tasa de crecimiento poblacional

Según el mejor modelo, la tasa de crecimiento de la población varió con el tiempo (figura 5.5). Se observó una tasa de crecimiento positiva antes de 2006, con estimaciones superiores a 1. En efecto, $\lambda=1$ corresponde a una tasa de crecimiento nula, y significa que el número de individuos reclutados en la población (por nacimientos y/o inmigración) es igual al número de individuos perdidos (por muertes y/o emigración). Durante la epizootia, la población tuvo una tasa de crecimiento negativa de 0,913 (SE: 0,040; IC 95%: 0,797-0,966), y fue inferior a 1 hasta 2007. En cambio, el crecimiento poblacional fue levemente positivo entre 2008 y 2010. El último año, el valor muy bajo de 0,809 (SE: 0,032; IC 95%: 0,739-0,863) indica una mayor pérdida de individuos de la población que el año de la epizootia.

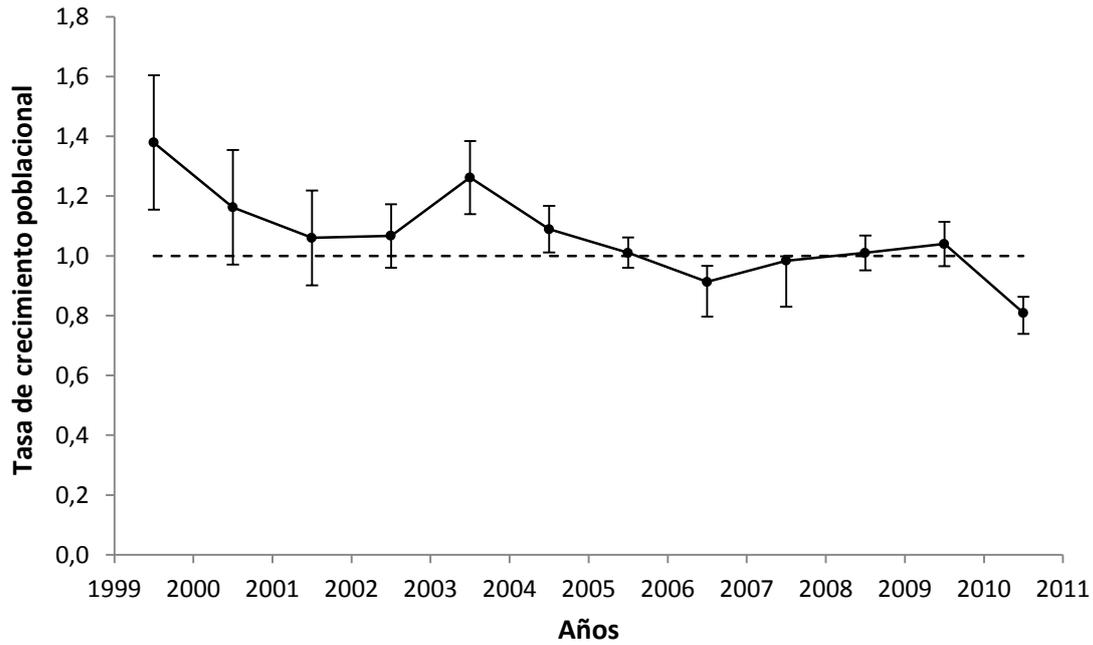


Figura 5.5. Estimaciones de la tasa de crecimiento poblacional anual λ e intervalos de confianza a 95% (barras) entre 1999 y 2011 de los calderones comunes del estrecho de Gibraltar. La línea discontinua representa una tasa de crecimiento nula ($\lambda = 1$), lo que significa que el número de individuos reclutados en la población (nacimientos y/o inmigración) es igual al número de individuos perdidos (muertes y/o emigraciones).

Como se ve en la figura 5.6, el número medio anual de individuos muertos/desaparecidos antes de la epizootia era de 3 animales. En 2006-2007, durante la epizootia, se estima que murieron/desaparecieron 72 individuos (IC 95%: 61-86), lo que representa 24 veces un año "normal" anterior. En 2010-2011 este número alcanzó los 82 individuos (IC 95%: 71-97). La pérdida total de individuos de la población se estima en 243 (IC 95%: 209-290) calderones comunes entre 2006 y 2011 comparado con 19 individuos (IC 95%: 11-35) entre 1999 y 2006.

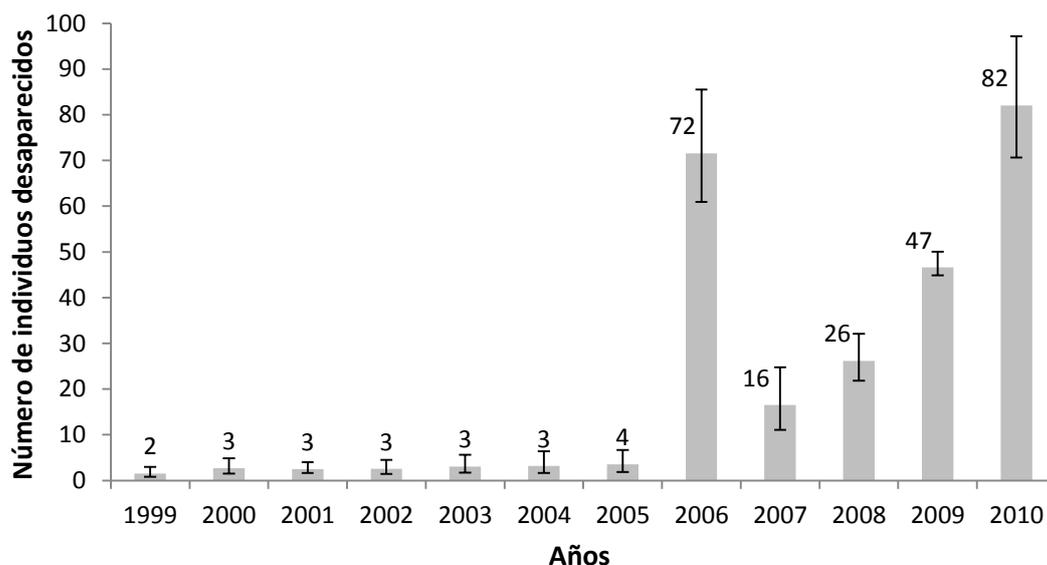


Figura 5.6. Estimaciones anuales del número de individuos muertos/desaparecidos en la población del estrecho de Gibraltar (histograma) con intervalos de confianza a 95% (barras).

IV. Discusión

El modelo de diseño robusto cerrado requiere cumplir con un número de asunciones. Primero, se asume el cierre de la población dentro de cada periodo primario, es decir sin mortalidad, nacimientos, emigraciones e inmigraciones. Debido a la esperanza de vida larga, la tasa de reproducción y la organización social de los calderones comunes, se asume que la población está efectivamente cerrada durante los meses de verano (de Stephanis *et al.*, 2008b; Verborgh *et al.*, 2009). Además, su distribución geográfica se concentra en una zona definida con un nivel de inmigración insignificante durante el periodo de estudio (Capítulo 3, de Stephanis *et al.* 2008a). La segunda asunción requiere que los individuos marcados con marcas naturales se identifiquen sin error. Solamente se usaron individuos con marcas primarias, i.e. muescas en la aleta dorsal y los animales identificados en 1999 tenían las mismas marcas en 2011. Además, la proporción media de animales marcados representó más del 70% de la población, con poca variabilidad sobre el periodo de estudio. Todos los individuos en el avistamiento fueron fotografiados independientemente de su nivel de marcaje. Asimismo, se realizó un esfuerzo especial para asegurarse de que todos los individuos hayan sido fotografiados, de forma que al menos haya una imagen de calidad excelente de cada

individuo. Finalmente, todos los animales fueron recapturados en el área de estudio durante el periodo.

La cantidad y la calidad de las imágenes analizadas aumentaron en los últimos años de estudio, mejorando por lo tanto la probabilidad de identificar la mayor parte de los individuos presentes en la zona. Se ve reflejado por el alto número de individuos reencontrados anualmente entre 2007 y 2011, donde incrementó hasta el 88%. Se observaron tres años de incremento mayor en el número de individuos nuevamente identificados. El primer valor alto en 2004 corresponde principalmente a un cambio de material fotográfico, donde la cámara con carretes fue remplazada por una cámara digital. El uso de la cámara digital permitió realizar un número mayor de fotografías al no estar limitado por el tamaño y precio de los carretes, y, además, permitió realizar fotografías de mejor resolución, que podían ser ampliadas fácilmente en la pantalla del ordenador. Todo esto mejoró la identificación de los individuos poco marcados e incluso probablemente la identificación de nuevos grupos sociales. A su vez, los incrementos de 2007 y 2010 pueden explicarse tanto por la llegada de nuevos grupos sociales enteros de calderones, desconocidos anteriormente en la zona (de Stephanis *et al.*, 2008b), como por un alto reclutamiento biológico a través de la aparición de marcas naturales en los individuos nacidos en años anteriores (ver Capítulo 4).

Las estimas de abundancia y el número anual de individuos reencontrados han aumentado entre 1999 y 2005, junto con una tasa de crecimiento poblacional positiva y una tasa de supervivencia alta. Esta última era mayor pero dentro del rango de los valores encontrados en las Islas Feroe, el estrecho de Gibraltar y el mar de Alborán para esta especie (Bloch *et al.*, 1993; Verborgh *et al.*, 2009, Wierucka *et al.*, 2014). Luego, la supervivencia en 2006-2007, así como el crecimiento poblacional y el número de individuos reencontrados en 2007 disminuyeron drásticamente. La mayoría de la mortandad estuvo probablemente debida a la epizootia, hecho que puede ser confirmado por el fuerte aumento de los varamientos en la zona ese año (Fernández *et al.*, 2008). Además, una disminución parecida de la tasa de supervivencia fue encontrada pero solo para algunos grupos sociales de calderones del mar de Alborán (Wierucka *et al.*, 2014) y no para toda la población.

Aunque la abundancia de verano 2007 también disminuyó, no fue tan pronunciado como uno podría haber esperado con una supervivencia tan baja. Esto se explica por el elevado número de nuevos individuos identificados en 2007, debido tanto a un alto reclutamiento de nuevos individuos marcados como a la presencia de nuevos grupos sociales en la zona. De hecho, en base a la estima de ϕ de 2006-2007, sólo alrededor de 182 individuos marcados deberían haber sobrevivido hasta el verano 2007; sin embargo, al sumar los 34 animales nuevamente identificados, el total (216) se aproxima a la estima de abundancia de 218 (IC 95%: 214-228) individuos en 2007. La abundancia y el crecimiento poblacional se mantuvieron en niveles bajos hasta 2009. Sin embargo, mientras que ϕ disminuyó continuamente desde 2007 hasta 2010, N , N' y λ se recuperaron en 2010 con valores similares al periodo pre-epizootia. Ambos parámetros dependen en gran medida del reclutamiento anual, el crecimiento poblacional por definición, y la abundancia, porque la probabilidad de captura se basa en los animales presentes en el área de estudio dentro de un periodo primario, i.e. un verano. Por esta razón, la identificación de 45 individuos nuevos en 2010 compensa la supervivencia baja de los animales observados en años anteriores; por el mismo cálculo aplicado anteriormente a 2007, se encuentra un total de 234 individuos marcados, parecido a la abundancia estimada de 240 (IC 95%: 232-258) animales en verano 2010. Durante el último año de estudio, los tres parámetros demográficos mostraron una gran disminución. Más del 70% de los nuevos grupos sociales de 2010 no se observaron en 2011, y el reclutamiento fue muy bajo ese año con sólo 15 nuevos animales identificados. Esto llevó a una abundancia baja, parecida a los niveles observados antes de 2003; por otra parte, ϕ y λ mostraron niveles incluso más bajos que en el período 2006-2007. Todos estos datos indican una mortalidad importante durante los 4 años siguientes a la epizootia. Aunque una parte de los valores bajos de tasa de supervivencia podría atribuirse a que no se vieron algunos de los nuevos grupos sociales presentes en los años posteriores, estos individuos no contabilizan toda la disminución estimada de la tasa de supervivencia. Por otra parte, todos los grupos sociales identificados hasta 2006 por de Stephanis *et al.*, (2008b) todavía estaban presentes en la zona hasta 2011. Sin embargo, se notó la ausencia de varios individuos en cada grupo social, que por lo tanto se consideran muertos.

Hasta ahora, el efecto de la mayoría de las epizootias de morbillivirus conocidas en poblaciones de cetáceos fue limitado en el tiempo, causando mortalidades importantes únicamente el año en que se produjeron o, como mucho, durante dos años consecutivos, pero ocurrieron en zonas más extensas (ver Van Bresse *et al.*, 2014). Sin embargo, los datos del estrecho de Gibraltar y del mar de Alborán (Wierucka *et al.*, 2014) muestran que los efectos, ya sean directos o indirectos, pueden abarcar períodos de tiempo más largos de por lo menos 5 años. Los efectos acumulativos de algunas de las siguientes hipótesis podrían explicar en parte estos resultados:

(i) **Un efecto crónico post-epizootia del morbillivirus** como se observó en delfines listados (*Stenella coeruleoalba*) en la costa mediterránea española (Soto *et al.*, 2011). Las infecciones del DMV latentes crónicas localizadas exclusivamente en el sistema nervioso central fueron la causa más importante de muertes de delfines listados varados durante tres años después de los eventos epizooticos de 1990-1991 y 2007. Una disminución de este efecto se observó durante los años siguientes (Soto *et al.*, 2011), y los autores asumieron que este efecto no se debería encontrar a partir del quinto año después de la epizootia en los delfines listados. Aunque el DMV latente crónico no se ha detectado en los calderones comunes varados hasta el momento (Conserjería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2014), es probable que exista para esta especie, porque comparten la misma cepa de DMV (Fernández *et al.*, 2008; Soto *et al.*, 2011). Sin embargo, la tendencia negativa se sigue apreciando para los calderones en este estudio, lo que también sugiere que otros factores pueden haber influido en la alta mortalidad aparente después de la epizootia.

(ii) Se observó **un aumento de los impactos antropogénicos** a partir de 2006 en el estrecho de Gibraltar. La apertura de un nuevo puerto en la costa de Marruecos (Tánger-Med) en 2007 hizo que la actividad de transporte marítimo (tanto mercantes y de pasajeros) aumentara un 21% entre 2006 y 2011 (Tarifa Tráfico, datos oficiales). La distribución espacial de los calderones comunes se solapa en gran medida con las principales rutas de tráfico marítimo (de Stephanis *et al.*, 2005; de Stephanis *et al.*, 2008a), lo que les puede afectar tanto a nivel acústico como físico (Cox *et al.*, 2006). Por otra parte, alrededor de 7-8 barcos de observación de cetáceos operan desde el

puerto español de Tarifa, y los calderones son una de las especies objetivo de la actividad (Elejabeita *et al.*, 2012). Aunque los cetáceos están protegidos por Real Decreto en España desde 2007 (RD 1727/2007 de Protección de Cetáceos), durante ese mismo año, el 47% de las maniobras observadas (162) en presencia de los cetáceos no se hicieron correctamente (Salazar Sierra *et al.*, 2008). Tanto el tráfico marítimo como las actividades de observación de cetáceos insostenibles han causado efectos negativos sobre las poblaciones de cetáceos en todo el mundo (e.g. Bejder *et al.*, 2006; Lusseau *et al.*, 2009; Pirodda *et al.*, 2015). La reducción del tamaño de la población de calderones comunes también causa un aumento de la probabilidad de interacción de cada individuo restante con los barcos de observación de cetáceos. Por lo tanto, la puesta en práctica y el control del cumplimiento del RD 1727/2007, incluyendo la educación ambiental y el control efectivo de la actividad de observación de cetáceos no comercial por embarcaciones de recreo, es crucial para reducir el impacto de la actividad sobre una población reducida. Las actividades de investigación intrusivas, como el muestreo por biopsia remota, no afectaron la supervivencia de los calderones durante el período de estudio (Giménez *et al.*, 2011; Debons, 2013; Gauffier *et al.*, 2014). Se detectaron altos niveles de contaminantes inmunosupresores como los PCBs y DDT y respuestas altas de biomarcadores (CYP1A1 y CYP2B) en los calderones del estrecho de Gibraltar (Lauriano *et al.*, 2014). Estos niveles de contaminantes podrían aumentar los riesgos de infecciones por patógenos virales y no virales y así aumentar la mortalidad (Lauriano *et al.*, 2014).

(iii) La tasa de supervivencia en el 2010 fue similar al bajo valor observado durante la epizootia de 2006. Esto podría indicar que ocurrió una **segunda epizootia**, como sugirió Rubio-Guerri *et al.* (2013), para delfines listados. Los autores identificaron una nueva cepa de morbillivirus y encontraron delfines listados varados en la costa oriental española en el año 2011 en números similares a los de las epizootias de 1990-91 y 2007. Sin embargo, estos resultados podrían indicar el principio de la presencia endémica del virus en la población Mediterránea de delfines listados, porque las lesiones fueron más leves y encontradas principalmente en individuos más jóvenes (Rubio-Guerri *et al.*, 2013). Aparte de un pico observado en los varamientos de calderones comunes en Andalucía en 2011 con 11 individuos varados, comparado con

la media de 3,3 individuos varados en 1998-2006, no existen datos que permitan respaldar una segunda epizootia (Conserjería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2014).

(iv) Los calderones se organizan en unidades matrilineales, similares a las de las orcas, donde la crianza de animales jóvenes y la interacción entre individuos emparentados parecen jugar un papel importante en la población (Amos *et al.*, 1991; de Stephanis *et al.*, 2008b,c; Esteban *et al.*, en prensa). La muerte de una orca hembra tiene un impacto directo en la supervivencia de su descendencia, particularmente en los machos (Foster *et al.*, 2012). Los autores encontraron que la muerte de una madre incrementó unas 3,1 veces el riesgo de mortalidad de su descendencia de menos de 30 años de edad y hasta 8,3 veces mayor para los machos de más de 30 años. Aunque todavía no existe información detallada, resultados preliminares indican que la estructura social de los calderones del estrecho de Gibraltar se vio fuertemente afectada y reorganizada después de la epizootia (Carbou, 2013). La muerte de individuos infectados por el DMV dentro de un grupo social, sobre todo madres, podría haber tenido una influencia en la tasa de supervivencia de los individuos más jóvenes, y también de otros individuos que forman el grupo social, creando por lo tanto un aumento de la mortalidad en la población con un efecto en cadena. Además, se ha observado una mortalidad adulta más importante en los machos que en las hembras durante la epizootia (Debons, 2013; Gauffier *et al.*, 2014). Los autores observaron una recuperación de la supervivencia de las hembras después de 2007 mientras la de los machos siguió una tendencia negativa. Esto podría haber sido causado por la pérdida de la madre por varios descendientes adultos o por el nivel mayor de contaminantes encontrado en los machos (Lauriano *et al.*, 2014). Aunque los datos de varamientos indican una proporción dos veces más importante de hembras que de machos entre 2008 y 2014 en Andalucía, la mayoría de ellos se produjeron en la provincia de Almería y no en el Estrecho (Conserjería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2014).

(v) En otras especies de cetáceos, se han considerado los brotes de MV como posibles **reguladores naturales** para ralentizar el crecimiento de la población cuando ésta

alcanza la capacidad de carga de una zona (Van Bresse *et al.*, 1999). Durante el verano 2006, se observaron una gran número de neonatos en la población, con una estima de 27 crías, representando el 7,7% de la población ese año (Capítulo 4). Esto podría haber llevado la población a superar su capacidad de carga, y las madres necesitarían acceder a grandes cantidades de alimento para sus crías recién nacidas. Además, esta gran tasa de natalidad podría haber ocurrido en un año con disponibilidad de alimento reducida. Cuando el alimento es escaso, los animales movilizan sus reservas de grasas donde están almacenados los contaminantes, y los niveles de los mismos se incorporan en la sangre. El aumento de la concentración de contaminantes en el flujo sanguíneo a su vez puede incrementar la susceptibilidad frente a una infección por Morbillivirus, como fue sugerido en el caso de los delfines listados durante la epizootia de 1990-91 en el Mediterráneo (Aguilar y Borrell, 1994). La entrada de nuevos grupos sociales en la zona después de la epizootia sugiere que estos grupos o bien podrían estar ocupando el nicho ecológico dejado por las víctimas de la epizootia o también podrían haber sufrido pérdidas importantes y estar buscando un aumento de su éxito reproductivo en una población con diversidad genética más alta (Capítulos 2 y 3).

(vi) La tasa de supervivencia estimada por el diseño robusto es aparente, i.e. se confunden mortalidad y **emigración permanente** del Estrecho. Por lo tanto, los nuevos grupos sociales observados podrían haber emigrado hacia otras zonas en los últimos años, reduciendo artificialmente la supervivencia aparente después de la epizootia. Miembros de todos los grupos sociales identificados en de Stephanis *et al.* (2008b) seguían en el Estrecho en 2011, lo que indica que sí hubo emigración, emigraron los nuevos grupos “inmigrantes” y no los individuos residentes de la población.

Se estimó el número de individuos muertos en el invierno 2006-2007 a través de la multiplicación de la tasa de supervivencia por la estima de abundancia de 2006. El resultado demuestra que sólo 10 (14%) de los 72 animales muertos se encontraron varados en la costa española de la zona del estrecho de Gibraltar. Este valor es de gran interés para los estudios basados en varamientos, ya que indica un orden de magnitud del número de animales varados frente al número total de animales muertos en la

población. Es más alto que el 2% (rango: 0-6,2%) estimado para 14 especies de cetáceos en el golfo de México por Williams *et al.* (2011) y que el 8% (IC 95%: 3-13%) encontrado para los delfines comunes por Peltier *et al.* (2012). Sin embargo, la proximidad a la costa en este estudio es un factor importante, a pesar de las fuertes corrientes locales que podrían llevar rápidamente un animal muerto o débil fuera de la zona, hacia el mar Mediterráneo.

Es la segunda vez que se han estimado los efectos de una epizootia para una población de cetáceos in-situ a nivel mundial después del estudio de Wierucka *et al.* (2014) sobre los calderones del mar de Alborán. Los resultados indican que existe un efecto a medio-largo plazo. Estos resultados contrastan con lo observado en las poblaciones de focas comunes afectadas por epizootias de morbillivirus en el Atlántico, noreste que mostraron una recuperación a partir del año siguiente de la epizootia y tardaron entre 7 y 9 años en volver a su nivel inicial (Bodewes *et al.*, 2013). Esto pone en evidencia la importancia de la monitorización anual de la población del Estrecho para ver si la tendencia negativa persiste en el futuro o si la población se ha estabilizado. Trabajos futuros deberían centrarse en continuar los análisis sobre individuos con marcas secundarias que pertenecen a todas las clases de edad (Capítulo 4), ya que la mayoría de los individuos con marcas primarias son adultos. En efecto, esto permitiría obtener una visión completa de las consecuencias de la epizootia sobre las distintas clases de edades, si afecta principalmente a los adultos, como se observó en los varamientos (Fernández *et al.*, 2008), o si las otras clases de edades han sufrido también. Además, gracias a la identificación del 23 al 47% restante de los animales, se podría hacer una revisión completa de la estructura social y de su evolución después de la epidemia. Estos análisis ayudarían a entender procesos más finos como la transmisión del virus o a explorar diferentes hipótesis que explicarían por qué la tasa de supervivencia no se recuperó después de la epizootia. El tamaño del grupo social antes de la epidemia y su persistencia en el tiempo podrían ser indicadores para explicar estas diferencias. Será importante también estudiar los niveles de diferentes contaminantes que podrían influir sobre el sistema inmune y reproductivo de los calderones (Capítulo 4). Aunque será probablemente complicado identificar cuál es la principal causa que influencia la

supervivencia de los individuos, la situación es muy preocupante y las tendencias observadas ponen en cuestión el futuro de la población.

V. Conclusión

Los resultados encontrados son preocupantes para el futuro de la población de calderones comunes de la unidad de gestión del estrecho de Gibraltar. En el año del brote epizoótico murió el 22,1% de la población y durante el periodo post-epizoótico se siguieron observando tasas de supervivencias muy bajas. Aunque las pérdidas fueron parcialmente compensadas por altas tasas de reclutamiento, debidas tanto a una alta tasa de natalidad antes de la epizootia como a la inmigración de nuevos grupos sociales dentro del Estrecho, se estima que un total de 243 individuos desaparecieron entre 2006 y 2011, causando un descenso del 26,2% de la población en 5 años. Las causas de la alta mortalidad post-epizoótica son probablemente diversas, pero desconocidas hasta la fecha. Estos resultados sugieren que la unidad de gestión del estrecho de Gibraltar podría estar en peligro crítico de extinción, por lo que es necesario revisar su catalogación actual como vulnerable en el Catálogo Español de Especies Amenazadas. Los trabajos futuros deberían evaluar los impactos de la epizootia sobre todas las clases de edad gracias al análisis de los individuos con marcas secundarias y continuar los análisis durante años posteriores para averiguar si el descenso de la supervivencia persiste en el futuro o si la población se ha estabilizado.

VI. Referencias

- Aguilar, A., Borrell, A., 1994. Abnormally high polychlorinated biphenyl levels in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) affected by the 1990-1992 Mediterranean epizootic. *Sci. Total Environ.* 154, 237–247. doi:10.1016/0048-9697(94)90091-4
- Aguilar, A., Raga, J.A., 1993. The striped dolphin epizootic in the Mediterranean Sea. *Ambio* 22, 524–528.
- Amos, B., Barrett, J., Dover, G.A., 1991. Breeding behaviour of pilot whales revealed by DNA fingerprinting. *Heredity (Edinb.)* 67, 49–55.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Gales, N., 2006. Interpreting short-term behavioural responses to disturbance within an longitudinal perspective. *Anim. Behav.* 72, 1149–1158.
- Bloch, D., Lockyer, C., Zachariassen, M., 1993. Age and growth parameters of the long-finned pilot whale off the Faroe Islands, in: *Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales*. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 163–208.
- Bodewes, R., Morick, D., van de Bildt, M.W., Osinga, N., Rubio García, A., Sánchez Contreras, G.J., Smits, S.L., Reperant, L.A., Kuiken, T., Osterhaus, A.D., 2013. Prevalence of phocine distemper virus specific antibodies: bracing for the next seal epizootic in north-western Europe. *Emerg. Microbes*

- Infect. 2, e3. doi:10.1038/emi.2013.2
- Burnham, K.P., Anderson, 2004. Multimodel Inference : Understanding AIC and BIC in Model Selection. *Sociol. Methods Res.* 33, 261–304.
- Burrows, R., Hofer, H., East, M.L., 1994. Demography, extinction and intervention in a small population: the case of the Serengeti wild dogs. *Proc. Biol. Sci.* 256, 281–292. doi:10.1098/rspb.1994.0082
- Carbou, M., 2013. Impact de l'épizootie du Morbillivirus en 2006 -2007 sur la structure sociale de la population de globicéphales noirs du Déroit de Gibraltar. Université de Liège.
- Conserjería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2014. Programa de gestión sostenible del medio marino andaluz. Informe final de resultados 2014.
- Cox, T.M., Ragen, T.J., Read, A.J., Vos, E., Baird, R.W., Balcomb, K.C., Barlow, J., Caldwell, D.K., Cranford, T.W., Crum, L., D'Amico, A., D'Spain, G., Fernandez, A., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Gerth, W., Gulland, F.M.D., Hildebrand, J.A., Houser, D.S., Hullar, T., Jepson, P., Ketten, D.R., MacLeod, C.D., Miller, P., Moore, S., Mountain, D.C., Palka, D., Ponganis, P., Rommel, S.A., 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.
- Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D., 2000. Emerging infectious diseases of wildlife-threats to biodiversity and human health. *Science* (80-). 287, 443–449. doi:8209 [pii]
- de Stephanis, R., 2008. Estrategias de alimentación en función del tiempo de los diferentes grupos de Calderón común (*Globicephala melas*) en el Estrecho de Gibraltar en primavera verano. Universidad de Cádiz.
- de Stephanis, R., Cornulier, T., Verborgh, P., Salazar Sierra, J., Pérez Gimeno, N., Guinet, C., 2008a. Summer spatial distribution of cetaceans in the Strait of Gibraltar in relation to the oceanographic context. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 353, 275–288. doi:10.3354/meps07164
- de Stephanis, R., García-Tíscar, S., Verborgh, P., Esteban-Pavo, R., Pérez, S., Minvielle-Sebastia, L., Guinet, C., 2008b. Diet of the social groups of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Mar. Biol.* 154, 603–612. doi:10.1007/s00227-008-0953-8
- 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.
- de Stephanis, R., Verborgh, P., Pérez, S., Esteban, R., Minvielle-Sebastia, L., Guinet, C., 2008c. Long-term social structure of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Acta Ethol.* 11, 81–94. doi:10.1007/s10211-008-0045-2
- Debons, E., 2013. Impact of biopsy sampling on the survival rate and resighting probability of resident long-finned pilot whales in the Strait of Gibraltar, Spain. Université de Neuchâtel.
- Duignan, P.J., House, C., Geraci, J.R., Early, G., Copland, H.G., Walsh, M.T., Bossart, G.D., Cray, C., Sadove, S., Aubin, D.J. ST., Moore, M., 1995. Morbillivirus infection in two species of pilot whale (*Globicephala* sp.) from the western Atlantic. *Mar. Mammal Sci.* 11, 150–162. doi:10.1111/j.1748-7692.1995.tb00514.x
- Duignan, P.J., House, C., Odell, D.K., Wells, R.S., Hansen, L.J., Walsh, M.T., Aubin, D.J.S., Rima, B.K., Geraci, J.R., 1996. Morbillivirus infection in bottlenose dolphins: evidence for recurrent epizootics in the western Atlantic and Gulf of Mexico. *Mar. Mammal Sci.* 12, 499–515. doi:10.1111/j.1748-7692.1996.tb00063.x
- Elejabeitia, C., Urquiola, E., Verborgh, P., Stephanis, R. de, 2012. Towards a sustainable whale-watching industry in the Mediterranean Sea, in: Rosalino, L.M., Silva, A., and Abreu, A. (Ed.), *New Trends Towards Mediterranean Tourism Sustainability*. Nova Science Publishers, Inc, pp. 1–32.
- Esteban, R., Verborgh, P., Gauffier, P., Giménez, J., Foote, A.D., de Stephanis, R., n.d. Intrinsic and extrinsic influences on killer whale social structure. *Behav. Ecol. Sociobiol.*

- Fernández, A., Esperon, F., Herraèz, P., Espinosa de los Monteros, A., Clavel, C., Bernabé, A., Sánchez-Vizcaino, J., Verborgh, P., de Stephanis, R., Toledano, F., Bayón, A., 2008. Morbillivirus and Pilot Whale Deaths, Mediterranean Sea. *Emerg. Infect. Dis.* 14, 792–794.
- Foster, E. a., Franks, D.W., Mazzi, S., Darden, S.K., Balcomb, K.C., Ford, J.K.B., Croft, D.P., 2012. Adaptive Prolonged Postreproductive Life Span in Killer Whales. *Science* (80-). 337, 1313–1313. doi:10.1126/science.1224198
- Gauffier, P., Giménez, J., Debons, É., Verborgh, P., Esteban, R., Brévar, C., Carbou, M., de Stephanis, R., 2014. Short-, mid- and long-term effect of biopsy sampling on a resident cetacean population, in: European Cetacean Society, Liège, Belgium 8th of April.
- Giménez, J., De Stephanis, R., Gauffier, P., Esteban, R., Verborgh, P., 2011. Biopsy wound healing in long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). *Vet. Rec.* 168, 101b. doi:10.1136/vr.c5284
- Gulland, F.M.D., Hall, A.J., 2007. Is marine mammal health deteriorating? Trends in the global reporting of marine mammal disease. *Ecohealth* 4, 135–150. doi:10.1007/s10393-007-0097-1
- Handoh, I.C., Kawai, T., 2014. Modelling exposure of oceanic higher trophic-level consumers to polychlorinated biphenyls: Pollution “hotspots” in relation to mass mortality events of marine mammals. *Mar. Pollut. Bull.* 85, 824–30. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.06.031
- Hersh, S.L., Duffield, D.A., 1990. Distinction between Northwest Atlantic offshore and coastal bottlenose dolphins based on hemoglobin profile and morphometry, in: Reeves, S.L. and R.R. (Ed.), *The Bottlenose Dolphin*. Academic Press, Inc., New York, pp. 129–142.
- Keck, N., Kwiatek, O., Dhermain, F., Dupraz, F., Boulet, H., Danes, C., Laprie, C., Perrin, a, Godenir, J., Micout, L., Libeau, G., 2010. Resurgence of Morbillivirus infection in Mediterranean dolphins off the French coast. *Vet. Rec.* 166, 654–655. doi:10.1136/vr.b4837
- Kendall, W.L., Nichols, J.D., 1995. On the use of secondary capture-recapture samples to estimate temporary emigration and breeding proportions. *J. Appl. Stat.* 22, 751–762.
- Lauriano, G., Di Guardo, G., Marsili, L., Maltese, S., Fossi, M.C., 2014. Biological threats and environmental pollutants, a lethal mixture for mediterranean cetaceans? *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 94, 1221–1225. doi:10.1017/S0025315413000714
- Lusseau, D., Bain, D.E., Williams, R., Smith, J.C., 2009. Vessel traffic disrupts the foraging behavior of southern resident killer whales *Orcinus orca*. *Endangered Species Res.* 6, 211–221.
- Martin, A.R., Rothery, P., 1993. Reproductive parameters of female long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) around the Faroe Islands, in: *Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales*. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge, pp. 263–304.
- Meteyer, C.U., Docherty, D.E., Glaser, L.C., Franson, J.C., Senne, D. a, Duncan, R., 1997. Diagnostic findings in the 1992 epornitic of neurotropic velogenic Newcastle disease in double-crested cormorants from the upper midwestern United States. *Avian Dis.* 41, 171–180.
- Peltier, H., Dabin, W., Daniel, P., Van Canneyt, O., Dorémus, G., Huon, M., Ridoux, V., 2012. The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: Modelling the drift of cetacean carcasses. *Ecol. Indic.* 18, 278–290. doi:10.1016/j.ecolind.2011.11.014
- Pirotta, E., Merchant, N.D., Thompson, P.M., Barton, T.R., Lusseau, D., 2015. Quantifying the effect of boat disturbance on bottlenose dolphin foraging activity. *Biol. Conserv.* 181, 82–89. doi:10.1016/j.biocon.2014.11.003
- Pledger, S., 2000. Unified Maximum Likelihood Estimates for Closed Models Using Mixtures. *Biometrics* 56, 434–442.
- Pollock, K.H., 1982. A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. *J. Wildl. Manage.* 46, 752–757.
- Pradel, R., 1996. Utilization of Capture-Mark-Recapture for the study of recruitment and population

- growth rate. *Biometrics* 52, 703–709.
- Raga, J.A., Banyard, A., Domingo, M., Corteyn, M., Van Bresseem, M.-F., Fernández, M., Aznar, F.J., Barrett, T., 2008. Dolphin Morbillivirus Epizootic Resurgence, Mediterranean Sea. *Emerg. Infect. Dis.* 14, 471–473.
- Rijks, J.M., Van De Bildt, M.W.G., Jensen, T., Philippa, J.D.W., Osterhaus, A.D.M.E., Kuiken, T., 2005. Phocine distemper outbreak, The Netherlands, 2002. *Emerg. Infect. Dis.* 11, 1945–1948. doi:10.3201/eid1112.050596
- Rubio-Guerri, C., Melero, M., Esperón, F., Bellière, E.N., Arbelo, M., Crespo, J.L., Sierra, E., García-Párraga, D., Sánchez-Vizcaíno, J.M., 2013. Unusual striped dolphin mass mortality episode related to cetacean morbillivirus in the Spanish Mediterranean Sea. *BMC Vet. Res.* 9, 106. doi:10.1186/1746-6148-9-106
- 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.
- Scott, G.P., Burn, D.M., Hansen, L.J., 1988. The dolphin dieoff: long-term effects and recovery of the population. *Ocean. '88. 'A Partnersh. Mar. Interes. Proc.* doi:10.1109/OCEANS.1988.794905
- 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., De Vargas Mesas, A.P., Valverde, R.M., Domingo, M., 2011. Post-epizootic chronic dolphin morbillivirus infection in Mediterranean striped dolphins *Stenella coeruleoalba*. *Dis. Aquat. Organ.* 96, 187–194. doi:10.3354/dao02387
- Sugiura, N., 1978. Further analysis of the data by Akaike's information criterion and the finite corrections. *Commun. Stat. Theory Methods* 7, 13–26.
- Van Bresseem, M., Duignan, P., Banyard, A., 2014. Cetacean Morbillivirus: Current Knowledge and Future Directions. *Viruses* 6, 5145–5181.
- Van Bresseem, M., Visser, I., Van de Bildt, M., Teppema, J., Raga, J., Osterhaus, A., 1991. Morbillivirus infection in Mediterranean striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Vet. Rec.* 129, 471–472. doi:10.1136/vr.129.21.471
- Van Bresseem, M.-F., Van Waerebeek, K., Raga, J.A., 1999. A review of virus infections of cetaceans and the potential impact of morbilliviruses, poxviruses and papillomaviruses on host population dynamics. *Dis. Aquat. Organ.* 38, 53–65.
- Van Bresseem, M.F., Visser, I.K.G., De Swart, R.L., Örvell, C., Stanzani, L., Androukaki, E., Siakavara, K., Osterhaus, a. D.M.E., 1993. Dolphin morbillivirus infection in different parts of the Mediterranean Sea. *Arch. Virol.* 129, 235–242. doi:10.1007/BF01316898
- Verborgh, P., De Stephanis, R., Pérez, S., Jaquet, Y., Barbraud, C., Guinet, C., 2009. Survival rate, abundance, and residency of long-finned pilot whales in the strait of Gibraltar. *Mar. Mammal Sci.* 25, 523–536. doi:10.1111/j.1748-7692.2008.00280.x
- White, G.C., Burnham, K.P., 1999. Program MARK: Survival Estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46, 120–138.
- Whitehead, H., Gowans, S., Faucher, A., McCarrey, S.W., 1997. Population analysis of northern bottlenose whales in the Gully, Nova Scotia. *Mar. Mammal Sci.* 13, 173–185.
- Wierucka, K., Verborgh, P., Meade, R., Colmant, L., Gauffier, P., Esteban, R., de Stephanis, R., Cañadas, A., 2014. Effects of a morbillivirus epizootic on long-finned pilot whales *Globicephala melas* in Spanish Mediterranean waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 502, 1–10. doi:10.3354/meps10769
- Williams, R., Gero, S., Bejder, L., Calambokidis, J., Kraus, S.D., Lusseau, D., Read, A.J., Robbins, J., 2011. Underestimating the damage: interpreting cetacean carcass recoveries in the context of the Deepwater Horizon/BP incident. *Conserv. Lett.* 4, 228–233. doi:10.1111/j.1755-263X.2011.00168.x

CAPÍTULO 6 - DISCUSIÓN GENERAL



La primera evaluación del estado de conservación de los calderones comunes del Mediterráneo español (MARM, 2010) los clasificó como “Vulnerable” en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEa) (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas). Esta clasificación se basó en unos análisis de viabilidad de población que predijeron una disminución de 51% de la población de calderones comunes del Estrecho en 100 años en caso de tener una epizootia periódica de Morbillivirus, cada 16 años, causando cada vez una mortalidad de 21% el año del brote (Gauffier, 2008, MARM, 2010). Estos resultados, junto con la baja variabilidad genética encontrada en el Mediterráneo comparado con el Atlántico, fueron la base para otorgar el estado de Vulnerable en el CEEa. Según el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, todas las especies del CEEa en la categoría “Vulnerable” requieren una nueva evaluación cada seis años. En el caso de los calderones comunes del Mediterráneo español, el plazo vence en 2017.

Como se detalló en la introducción, para determinar el estado de conservación de una especie o población, se requiere un mínimo de información sobre su rango de distribución, hábitat, estructura de población, parámetros demográficos y evolución futura, y es necesario un enfoque multidisciplinar. Las diferentes técnicas utilizadas en esta tesis doctoral indican que existen 3 unidades de gestión (UG) entre las zonas de Europa occidental muestreadas desde Irlanda hasta Italia (Capítulo 2). Los análisis de distancia genética, tasas de migración reciente y asignación a una población ancestral utilizando marcadores de ADN nuclear y ADN mitocondrial coinciden para separar una unidad de gestión en el Atlántico, una en el estrecho de Gibraltar y una en el Mediterráneo (Capítulo 2). Asimismo, los análisis de movimientos individuales a través de la foto-identificación y de los seguimientos por marcas satélites permitieron delimitar geográficamente las áreas que abarcan estas dos últimas unidades de gestión (Capítulo 3). Además, los estudios demográficos indican que cada UG ha tenido una trayectoria diferente después de la epizootia de morbillivirus que les afectó en 2006-2007 (Fernández *et al.*, 2008; Wierucka *et al.*, 2014; Capítulo 5). Finalmente, en el caso del estrecho de Gibraltar, gracias a la identificación de todos los individuos de la población por foto-identificación, se estimaron tasas de supervivencias para crías,

juveniles y adultos, así como el intervalo de nacimientos y tiempo de generación (Capítulo 4). Gracias a esta nueva información, a continuación se intentará revisar el estatus de conservación del calderón común en estas tres unidades de gestión.

I. Estado de conservación de calderones comunes del Atlántico Europeo

La estructura poblacional a nivel genético estudiada en el Capítulo 2 separa claramente las poblaciones encontradas en el Atlántico con las del estrecho de Gibraltar y del Mediterráneo. En el golfo de Vizcaya, se han identificado dos poblaciones probablemente simpátricas, que se diferenciaron con microsatélites del ADN nuclear pero no con ADN mitocondrial, y mostraron una diversidad genética alta. Sin embargo, la población de Euskadi muestreada en la cuenca sureste del golfo de Vizcaya tiene tasas de migraciones recientes de más del 10% con la otra población encontrada en el resto del golfo de Vizcaya y Portugal. Este nivel de migración reciente justifica que estas dos poblaciones sean consideradas como una única unidad de gestión (Hastings, 1993; Palsbøll *et al.*, 2007). Sin embargo, se desconoce el nivel de intercambio que estas dos poblaciones podrían tener con la población más abundante del Atlántico noreste (Buckland *et al.*, 1993; Fullard *et al.*, 2000). Los seguimientos por satélite de calderones comunes marcados en las Islas Feroe han mostrado movimientos hasta la latitud del golfo de Vizcaya a 800 km al oeste de las costas españolas, pero hasta la fecha no se ha detectado un solapamiento con las zonas muestreadas en el Capítulo 2 (<http://www.savn.fo/00006/01206/> consultado el 23/10/2015; ver Capítulo 2). Las únicas estimas de población que existen en el golfo de Vizcaya fueron de 599 individuos (IC 95%: 253-1420) en verano 2007 (Hammond *et al.*, 2009) así como de 2886 individuos (IC 95%: 1276-6951) en invierno y 3864 individuos (IC 95%: 2064-7611) en verano de 2011-2012 (Pettex *et al.* 2014). Es poco probable que esta diferencia sea el resultado de un incremento biológico en la población. Por lo tanto, es más probable que sea el resultado de movimientos de calderones comunes hacia dentro del golfo de Vizcaya durante el segundo estudio, como se ha observado en Marcos-Ipiña *et al.* (2010) donde la densidad fue hasta 10 veces más baja en 2007 que los 1391 individuos (IC 95%: 1052-1890) estimados entre 2003 y 2010 en la cuenca sureste. Por otro lado,

las dos poblaciones tienen una variabilidad genética alta, lo que sugiere que pertenecen a poblaciones grandes. Sin embargo, el estudio de su dieta sugiere que podría existir riesgo de colapso en las poblaciones de sus presas y capturas incidentales en las pesquerías ibéricas que capturan las mismas presas (Monteiro *et al.*, 2015).

Con los conocimientos actuales, se recomienda que estas 2 poblaciones se consideren como una única unidad de gestión hasta que se evalúen posibles diferencias ecológicas que podrían tener consecuencias a nivel del uso de hábitat y de niveles de amenazas diferentes. Trabajos futuros podrían mejorar los conocimientos sobre los movimientos individuales para delimitar la distribución espacial de esta unidad de gestión, evaluar posibles solapamientos con la población del Atlántico noreste y determinar las amenazas potenciales.

No existen datos suficientes para poder evaluar la categoría de conservación de la unidad de gestión de los calderones comunes del Norte de la Península Ibérica en el Catálogo Español de Especies Amenazadas. Sin embargo, los datos actuales no parecen indicar amenazas serias, ya que se han observado tasas de varamientos bajas y estables en las costas del golfo de Vizcaya durante los últimos decenios (Berrow y Rogan, 1997; Santos *et al.*, 2014; Van Canneyt *et al.*, 2014).

II. Estado de conservación de calderones comunes del estrecho de Gibraltar

La unidad de gestión del estrecho de Gibraltar se distribuye desde el Estrecho hasta el oeste del banco de Yibuti y de la dorsal de Alborán (Capítulo 3). Esta pequeña población formada por 239 (IC 95%: 236-247) individuos en la parte central del Estrecho en 2011 (Capítulo 5) está genéticamente diferenciada de la unidad de gestión del Mediterráneo (Capítulos 2 y 3). Asimismo, tiene un nivel de endogamia alto comparado con las otras unidades de gestión, probablemente debido a su tamaño poblacional reducido (Capítulo 2). Las tendencias negativas observadas desde 2006 en la supervivencia, el crecimiento poblacional y la abundancia indican un efecto negativo

a largo plazo observado después de la epizootia de morbillivirus (Capítulo 5). Incluso antes de la epizootia, la supervivencia de las crías fue muy baja en el Estrecho (Capítulo 4) comparado con las Islas Feroe (Bloch *et al.*, 1993). Además, nuevos análisis de viabilidad de población, realizados a partir de las tasas de supervivencia de las diferentes clases de edades, y el intervalo de nacimiento (Capítulo 4) estiman que la población tendría un 85% de probabilidad de extinción en 100 años, usando los valores bajos de los intervalos de confianza a 95% (Gauffier *et al.*, 2013). Asimismo, este estudio encontró que, usando los valores medios, la probabilidad de extinción sería nula en un plazo de 100 años, pero la población seguiría una tendencia negativa durante todo el periodo. Sin embargo, estos análisis no tenían en cuenta el efecto del Morbillivirus, que todavía sigue 5 años después del brote epizootico, con lo cual un nuevo análisis de viabilidad de población será necesario para evaluar correctamente el riesgo de extinción de la UG.

Por otro lado, las trayectorias demográficas fueron distintas para la UG del Estrecho y la del Mediterráneo. En efecto, en el estrecho de Gibraltar toda la población fue afectada por la epizootia (Capítulo 5), mientras en el mar de Alborán solo algunos grupos sociales fueron afectados (Wierucka *et al.*, 2014). Esto confirma las diferencias sugeridas por la estructura poblacional y los movimientos individuales. Esta diferencia demográfica podría ser debida a niveles de estrés ambientales y de impactos antrópicos diferentes. En el Estrecho, la distribución espacial de los calderones está concentrada en el canal de entrada al Mediterráneo, en la parte sur del dispositivo de separación de tráfico (de Stephanis *et al.*, 2005; de Stephanis *et al.*, 2008a). El tráfico marítimo ha ido aumentando durante el periodo de estudio (Capítulo 5) y se han modificado las rutas de los buques mercantes y de pasajeros con la apertura en 2007 del nuevo puerto de Tánger Med en la costa marroquí. Estas diferencias podrían ser también el resultado de cambios en las densidades de presas, con un declive más importante en el estrecho de Gibraltar que en el mar de Alborán. Algunas especies de cefalópodos que forman potencialmente parte de la dieta de los calderones comunes han mostrado respuestas frente a sonidos de baja frecuencia (*Sepia officinalis*, *Loligo vulgaris*, *Loligo pealeii*, *Octopus vulgaris*, *Illex coindetii* en Packard *et al.*, 1990; Mooney *et al.*, 2010). Los sonidos de baja frecuencia entre 1 Hz y 10 kHz, que coinciden con los

emitidos por embarcaciones comerciales cruzando el Estrecho (Ross, 2005), alteraron su ritmo de respiración y su movimientos, y en algunos casos indujeron traumas acústicos permanentes, dañando las células ciliadas sensoriales de los estatocistos responsables de la detección de sonidos en los cefalópodos (Packard *et al.*, 1990; Kaifu *et al.*, 2008; Mooney *et al.*, 2010; André *et al.*, 2011; Solé *et al.*, 2013). La densidad de las presas de los calderones podría entonces verse afectada por el aumento del ruido causado por el tráfico marítimo y las construcciones de los nuevos puertos en la costa marroquí (Tánger Med 2 y nuevos puertos deportivo y militar en construcción).

Estos resultados coinciden con los criterios orientadores para las catalogaciones de taxones y poblaciones en “peligro de extinción” en el CEEA (Dirección General para la Biodiversidad, 2004). Primero, el declive del 26% de la población observado en 5 años entre 2006 y 2011 (Capítulo 5) sugiere que se podría alcanzar el 40% de reducción en medio siglo, coincidiendo con el criterio A.1. Segundo, el descenso continuo de la calidad de su hábitat debido al aumento continuo del tráfico marítimo y de las obras de construcción de nuevos puertos comerciales en su área de distribución (de Stephanis *et al.*, 2005; de Stephanis *et al.*, 2008a; Capítulos 1 y 5) cumple en parte el criterio B.2. Tercero, la mayor estima de población de 333 (IC 95%: 322-359) individuos en 2010, representaría menos del 25% de una población en situación favorable para su conservación como la de Euskadi, que tiene una alta diversidad genética (Capítulo 2) y donde se estima que viven 1391 individuos (IC 95%: 1052-1890) (Marcos-Ipiña *et al.*, 2010), cumpliendo con el criterio C.1. Finalmente, según el criterio D de “expertos”, el alto nivel de endogamia, el bajo nivel de diversidad genética (Capítulo 2), la baja supervivencia de las crías (Capítulo 4) y los niveles de contaminantes muy por encima de los umbrales definidos en mamíferos a partir de los cuales tienen efectos en su reproducción y sistema inmune (Lauriano *et al.*, 2014) indican que su capacidad de recuperación después de la epizootia está comprometida.

En cuanto a las implicaciones para la gestión, se recomienda un cambio de la categoría de amenaza actual en el CEEA de "Vulnerable" a "En peligro de extinción" para la unidad de gestión del estrecho de Gibraltar.

III. Estado de conservación de calderones comunes del Mediterráneo

Los análisis genéticos indican que los calderones comunes del mar de Alborán, golfo de Vera, Mediterráneo francés e Italia forman una sola población (Capítulo 2). Esta población tiene una diversidad genética muy baja comparado con las poblaciones atlánticas (Capítulo 2) y similar a poblaciones aisladas de otras especies de cetáceos (Natoli *et al.*, 2005). Sin embargo, de momento solo se han observado movimientos individuales entre el norte y sur del mar de Alborán y el golfo de Vera y no hasta el Mediterráneo francés o Italia (Capítulo 3). Por esta razón, se recomienda considerar los calderones comunes del mar de Alborán a partir del este del banco de Yibuti hasta cabo de Palos en el golfo de Vera como una unidad de gestión. Esta UG tiene un tamaño mucho más grande que la del estrecho de Gibraltar con 2888 individuos (IC 95%: 2565-3270; CV: 0,12) entre 1992 y 2009 y una estima de densidad de 0,122 animales/km² desde el Estrecho hasta Cabo de Palos en Murcia (Cañadas, datos sin publicar).

Existen menos datos disponibles para hacer una evaluación del estado de conservación de esta UG tan completa como la del Estrecho. Sin embargo, su baja diversidad genética así como la tasa de migración reciente mínima desde la unidad de gestión del estrecho de Gibraltar, sugieren que se trata de una población aislada (Capítulos 2 y 3). Además, esta UG ha sufrido la epizootia de morbillivirus de manera importante con una tasa de varamientos multiplicado por 3,5 (Fernández *et al.*, 2008) y un tercio de los grupos sociales ha padecido una reducción del 37% de su supervivencia durante los 3 años después de la epizootia cayendo de 0,919 (IC 95%: 0,854–0,956) a 0,547 (IC 95%: 0,185–0,866) (Wierucka *et al.*, 2014). Estos resultados indican que es una población vulnerable a futuras epizootias, por lo tanto se recomienda mantener su estado actual de “Vulnerable” en el CEEA hasta que se actualicen los datos disponibles y se demuestre una supervivencia normal para todo los grupos sociales de esta UG.

A su vez, en la zona franco-italiana incluyendo el golfo de León y el mar de Liguria, muestreos con avioneta encontraron una densidad muy baja de calderones comunes

(0,002 individuos/km²), con una abundancia estimada en 369 individuos (IC 95%: 128-1108) en invierno y 391 individuos (IC 95%: 270-565) en verano (Pettex *et al.*, 2014), lo que sugiere que podrían ser los mismos individuos que habitan estas aguas todo el año. Asimismo, únicamente en el mar de Liguria la tasa de encuentro es muy baja con 0,02 avistamientos por 100 km navegados, y una proporción alta de reencuentro de individuos, hasta un 80% en los últimos años de estudio, lo que indica cierto nivel de fidelidad al sitio (Greco, 2011). Esta pequeña población podría estar sometida a riesgos de extinción en caso de futuras epizootias o presión antrópica importante. Las estimas de población del Mediterráneo franco-italiano se han realizado después de la epizootia de morbillivirus, de manera que se desconoce el efecto que la enfermedad ha tenido en esta parte del Mediterráneo. En la costa francesa, hubo un leve incremento de los varamientos de calderones comunes en 2007 pero la presencia de Morbillivirus fue analizada solamente en uno de los 3 animales varados (Van Canneyt, 2014), por lo tanto no se pueden sacar conclusiones concretas sobre las consecuencias demográficas. Futuras investigaciones deberían delimitar las zonas de distribución de cada unidad de gestión, mediante la comparación de todos los catálogos de foto-identificación del Mediterráneo y/o el despliegue de marcas satélites en las zonas de poca densidad.

IV. Propuesta de plan de conservación para los calderones comunes del Mediterráneo

El Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, estipula que se tiene que elaborar un plan de conservación para todas las especies catalogadas como “Vulnerable” en el CEEA. En 2011, se redactó una propuesta de plan de conservación del calderón común en el Mediterráneo español para el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (Anexo 1), donde se resumieron todos los conocimientos actualizados sobre la especie disponibles en 2011. Se definieron áreas críticas a partir de los resultados obtenidos con las marcas satélites (Capítulo 3; figura 6.1; Anexo 1), se identificaron y cuantificaron las amenazas a la población (tabla 6.1) y finalmente se propusieron medidas de conservación (tabla 6.2) en función de lo descrito anteriormente.

Tabla 6.1. Tipo de amenazas identificadas en la unidad de gestión del estrecho de Gibraltar y la del mar de Alborán (adaptado de Proyecto POCTEFEX Alborán, 2013).

Amenaza	Nivel	
	Estrecho	Alborán
Interacciones con pesquerías		
Capturas incidentales	Bajo	Bajo
Reducción de sus presas	Bajo	Bajo
Interacciones con embarcaciones		
Colisión con embarcaciones	Medio	Bajo
Efecto del avistamiento recreativo de cetáceos	Medio	Bajo
Contaminación		
Efecto de la contaminación química	Alto	Alto
Ingestión de plásticos	Medio	Medio
Efecto de la contaminación acústica	Alto	Medio
Competición interespecífica	Bajo	Bajo
Cambio climático y del ecosistema	Medio	Medio
Investigación	Bajo	Bajo
Mortalidad natural y depredación	Alto	Alto

En la tabla 6.1, se puede observar que la mortalidad natural es la única amenaza de nivel alto que no tiene un origen antropogénico directo. Sin embargo, su nivel alto es debido al impacto producido por la epizootia de morbillivirus. Durante las dos últimas epizootias de morbillivirus en delfines listados y calderones comunes en el Mediterráneo, se estimó que los factores ambientales (como una temperatura de superficie del mar más alta y una disponibilidad de presa reducida) junto con interacciones con pesquerías, endogamia, migración y niveles altos de contaminantes, podrían haber actuado sinérgicamente y, por lo tanto, aumentar la severidad de la epidemia, favoreciendo las transmisiones interespecíficas (Aguilar y Raga, 1993; Aguilar y Borrell, 1994; Valsecchi *et al.*, 2004; Aznar *et al.*, 2005; Fossi *et al.*, 2007). Estos factores están parcialmente relacionados con el cambio climático y del ecosistema, lo que explica su nivel de amenaza medio.

El efecto de la contaminación acústica es también alto y difícil de limitar en una zona donde el tráfico marítimo es tan intenso como el estrecho de Gibraltar. En la figura 6.1, se nota que la densidad del tráfico marítimo (buques de pasajes y buques con arqueo bruto superior a 300 GT con sistema AIS) en el Estrecho y la parte occidental del mar de Alborán es mucho mayor que en la parte oriental y golfo de Vera. Las dos áreas críticas identificadas para los calderones comunes en Alborán y golfo de Vera (figura

6.1, Anexo 1) están fuera de las rutas marítimas principales del Mediterráneo, y estarán sometidas a un impacto acústico menor que el área definida en el estrecho de Gibraltar.

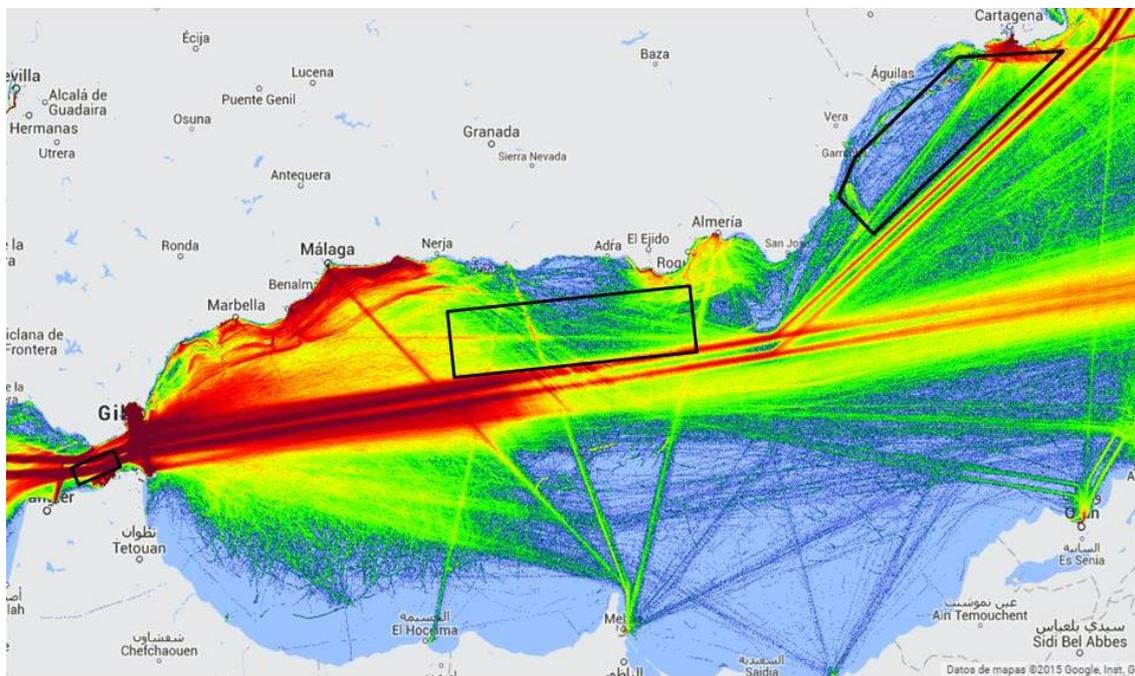


Figura 6.1. Densidad media de buques con AIS (principalmente buques de pasajes y mercantes) de los años 2013 y 2014 (adaptado y descargado de www.marinetraffic.com el 20/06/2015). Zonas críticas delimitadas para los calderones comunes (cuadros negros) gracias a la modelización espacial a partir de los seguimientos por marcas satélites y avistamientos en el mar (Cañadas *et al.*, 2005; de Stephanis *et al.*, 2008a; Capítulo 3; Anexo 1).

Las medidas de conservación se separaron por acciones de investigación, acciones de gestión/conservación, acciones legislativas, acciones de formación, educación y sensibilización y finalmente acciones de monitorización. Todas las medidas están detalladas en el Anexo 1, la tabla 6.2 presenta el resumen de las acciones adoptadas por expertos en cetáceos, gestores y administraciones públicas en el taller del grupo de trabajo de Biodiversidad (cetáceos y tortugas marinas) del programa POCTEFEX-ALBORÁN, coordinado por el Centro de Cooperación del Mediterráneo UICN-Med (Proyecto POCTEFEX Alborán, 2013).

Tabla 6.2. Acciones de conservación para los calderones comunes de las unidades de gestión del estrecho de Gibraltar y del mar de Alborán y sus grados de prioridad (Proyecto POCTEFEX Alborán, 2013).

	Nº Acción	Prioridad	
ACCIONES DE INVESTIGACIÓN	1	ACTUACIONES DE CONTROL Y SEGUIMIENTO DE LAS POBLACIONES Y MEJORA DEL CONOCIMIENTO SOBRE LA ESPECIE, EL HÁBITAT Y LA PROBLEMÁTICA DE LA ESPECIE.	
	1.1	Crear un protocolo integrado para los cetáceos con un grupo de trabajo coordinador para evaluar la adecuación, mejorar la coordinación de las investigaciones realizadas sobre cetáceos en España, y evitar la duplicación de esfuerzos.	ALTA
	1.2	Determinar la estructura de la población de calderones comunes en el Mediterráneo (es importante que este análisis se realice a nivel internacional, en el Mediterráneo y Atlántico contiguo).	ALTA
	1.3	Estimar la abundancia de calderones comunes y monitorizar las tendencias (es importante que este análisis se realice a nivel internacional).	ALTA
	1.4	Identificar y caracterizar los hábitats importantes para las poblaciones de calderones comunes en aguas españolas gracias al 1.2 y 1.3 (se impulsarán estas mismas acciones a nivel regional de todo el Mediterráneo).	ALTA
	1.5	Evaluar la salud de la población de calderones comunes.	ALTA
	1.6	Investigar los patrones de actividades de los calderones comunes.	MEDIA
	1.7	Investigar la dieta de los calderones comunes.	ALTA
	2	ACTUACIONES PARA INVESTIGAR LAS CAUSAS Y LAS MEDIDAS PARA REDUCIR LA FRECUENCIA Y LA SEVERIDAD DE LOS IMPACTOS ANTROPOGÉNICOS.	
	2.1	Mejorar la información científica conseguida a partir de ejemplares de calderones comunes muertos, varados o enmallados/enredados.	ALTA
	2.2	Investigar las zonas de ocurrencia y la severidad de los impactos causados por colisiones con embarcaciones.	MEDIA
	2.3	Investigar las zonas de ocurrencia y la severidad de los impactos causados por interacciones con pesquerías.	MEDIA
	2.4	Identificar las zonas de ocurrencia y la severidad de los impactos causados por los contaminantes por vertidos de sustancias o energías presentes en el medio marino (con especial atención al ruido submarino).	ALTA
	2.5	Investigar las zonas de ocurrencia y la severidad de los impactos causados por las actividades de avistamiento recreativo y comercial de cetáceos.	MEDIA
	2.6	Determinar los efectos de los cambios en las poblaciones de sus presas sobre la población de calderones comunes.	MEDIA
	2.7	A partir de la información adquirida en 2.1-2.6, identificar las áreas que presentan amenazas cumulativas.	ALTA
2.8	Realizar estudios de análisis de viabilidad de población.	ALTA	

ACCIONES DE GESTIÓN/CONSERVACIÓN	3 ACTUACIONES PARA REDUCIR LA MORTALIDAD DE LA ESPECIE Y PROTEGER EL HÁBITAT.	
	3.1 Asegurar y coordinar la puesta en práctica del Plan de Conservación de los calderones comunes del Mediterráneo español creando un Comité de coordinación con un coordinador dedicado y fomentar e impulsar la implementación a nivel internacional para el intercambio de información sobre biología, amenazas, y acciones de conservación para los calderones comunes utilizando las herramientas actualmente existentes (CMS, ACCOBAMS, CBI, CITES, ICES, ICCAT, OMI, etc.).	ALTA
	3.2 Proteger y monitorizar los hábitats importantes para las poblaciones de calderones comunes (identificados en 1.4) en aguas españolas y fomentar su protección en el resto del Mediterráneo.	ALTA
	3.3 Limitar los impactos causados por colisiones con embarcaciones.	ALTA
	3.4 Limitar los impactos negativos causados por interacción con pesquerías y artes de pesca.	MEDIA
	3.5 Reducir por debajo de umbrales definidos en 2.4 los niveles de contaminación por vertidos de sustancias o energías en los hábitats de calderones comunes (con especial atención al ruido submarino).	ALTA
	3.6 Poner en práctica el control y la regulación de las actividades de avistamiento recreativo de cetáceos y crear estándares de calidad para empresas “responsables”.	ALTA
	3.7 Solicitar la inclusión de los calderones comunes en el Anexo II de la Directiva Hábitat del Consejo europeo.	ALTA
ACCIONES LEGISLATIVAS	4 ACTUACIONES PARA CONSEGUIR UN MARCO SOCIOPOLÍTICO/LEGISLATIVO PROPICIO PARA EL DESARROLLO DE LAS ESTRATEGIAS DE CONSERVACIÓN.	
	4.1 Asegurarse de que cualquier actividad que provoque o pueda provocar efectos nocivos sobre los calderones comunes tenga proceso de Evaluación de Impacto Ambiental, teniendo en cuenta los impactos posibles sobre la especie y las medidas correctoras necesarias.	ALTA
	4.2 Desarrollar un marco legal para obtención de permisos para desarrollar investigación sobre calderones comunes, en consonancia con 1.1.	ALTA
	4.3 Incorporar al derecho español las directrices de ACCOBAMS para desarrollar actividades responsables de ecoturismo de avistamiento de cetáceos.	ALTA
ACCIONES DE FORMACIÓN, EDUCACIÓN Y SENSIBILIZACIÓN	5 ACTUACIONES DE INFORMACIÓN, SENSIBILIZACIÓN Y APOYO SOCIAL: DESARROLLAR UN PLAN ESTRATÉGICO DE EDUCACIÓN AMBIENTAL A NIVEL NACIONAL Y AUTONÓMICO, QUE ASEGURE LA FORMACIÓN DE TODOS LOS ACTORES INVOLUCRADOS (USUARIOS DEL MAR, FORMADORES, ESTUDIANTES Y POBLACIÓN GENERAL) ASÍ COMO LA CREACIÓN DE MATERIALES DE APOYO PARA LA SENSIBILIZACIÓN AMBIENTAL DE LA SOCIEDAD.	MEDIA

Los capítulos de esta tesis doctoral han contribuido a varias acciones del bloque de investigación.

El Capítulo 3 colaboró en la acción 1.1 (tabla 6.2) con la creación de un catálogo de foto-identificación único para todos los calderones comunes del sur de España, compuesto por un total de 1569 individuos desde el estrecho de Gibraltar hasta el golfo de Vera. Dicho catálogo se puede consultar libremente en la página web www.cetidmed.com por grupos de investigación, administraciones o el público general.

El capítulo 2 contribuyó a la acción 1.2 con la descripción de la estructura de la población de calderones comunes en el Mediterráneo. Sin embargo, queda por estudiar un posible efecto de aislamiento por distancia entre los calderones del mar de Alborán y los de las aguas franco-italianas. Por otro lado, existen avistamientos de calderones en el golfo de Cádiz (Hammond, 2006) pero se desconoce su posible relación con las poblaciones atlánticas y mediterráneas identificadas en el Capítulo 2. Desde 1999 hasta 2015, no se han observado calderones comunes al oeste de Tánger en el estrecho de Gibraltar (de Stephanis, 2008; de Stephanis *et al.*, 2008a; Capítulo 3; CIRCE, datos sin publicar), lo que sugiere que si existiera algún intercambio con el Atlántico sería muy limitado. Sin embargo, los seguimientos por satélite han expuesto movimientos hacia la parte occidental del mar de Alborán, donde no hay muchos avistamientos de calderones comunes, y que parece tener una densidad menor que el resto del mar de Alborán (Cañadas *et al.*, 2005; Capítulo 3).

En el estrecho de Gibraltar, CIRCE monitoriza los calderones comunes anualmente desde 1999, lo que ha permitido detectar tendencias poblacionales y estimar

parámetros demográficos para esta UG (Capítulo 4 y 5), así como a contribuir a la acción 1.3 (tabla 6.2). Sin embargo, la unidad de gestión del mar de Alborán y golfo de Vera no se ha monitorizado tan detalladamente hasta la fecha. No obstante, se ha mostrado una disminución de la supervivencia de varios grupos sociales del mar de Alborán y golfo de Vera (Wierucka *et al.*, 2014). Existen algunos datos de foto-identificación todavía sin analizar y su actualización permitirá estudiar un posible efecto a largo plazo después de la epizootia, como observado en el Estrecho.

Gracias a los seguimientos por satélite (Capítulo 3) y los datos históricos de distribución espacial (Cañadas *et al.*, 2005; de Stephanis *et al.*, 2008a), se ha delimitado el hábitat más utilizado por los calderones comunes del Estrecho, mar de Alborán y golfo de Vera (Capítulo 3; figura 6.1) desarrollando parcialmente la acción 1.4 (tabla 6.2). Sin embargo, todavía existen pocos datos sobre su distribución en las zonas situadas a más de 25 millas náuticas de las costas españolas y en la parte oriental del Mediterráneo español.

La dieta de los calderones comunes del Estrecho fue investigada a través de los isótopos estables (de Stephanis, 2008; de Stephanis *et al.*, 2008c), pero falta identificar las especies concretas que forman su dieta, gracias a muestreos de presas potenciales y/o análisis de contenidos estomacales, para cumplir con la acción 1.7 (tabla 6.2). Los bajos niveles de isótopos de nitrógeno y la presencia de picos de calamares en tres estómagos de calderones varados en el Estrecho en 2006, sugieren que se alimentarían de cefalópodos (de Stephanis, 2008; de Stephanis *et al.*, 2008c). Sin embargo, se desconoce si podrían ocurrir interacciones con pesquerías, como capturas incidentales, o si la actividad de las mismas pudiera ocasionar una reducción del stock de presas de los calderones. No obstante, se han observado varios animales del Estrecho con heridas por anzuelos o cortes de líneas de pesca (Vázquez *et al.*, 2014).

Las demás acciones de la tabla 6.2 no han sido desarrolladas hasta la fecha. El objetivo principal de las investigaciones futuras se debería enfocar a identificar los factores del declive observado en la población del Estrecho lo antes posible, y así poder tomar las medidas apropiadas para reducir las amenazas que tengan origen antropogénico. La

declaración del plan de conservación y su puesta en práctica en la mayor brevedad es crítica para asegurar el futuro de las poblaciones de calderones comunes del Mediterráneo español.

V. Referencias

- Aguilar, A., Borrell, A., 1994. Abnormally high polychlorinated biphenyl levels in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) affected by the 1990-1992 Mediterranean epizootic. *Sci. Total Environ.* 154, 237–247. doi:10.1016/0048-9697(94)90091-4
- Aguilar, A., Raga, J.A., 1993. The striped dolphin epizootic in the Mediterranean Sea. *Ambio* 22, 524–528.
- André, M., Solé, M., Lenoir, M., Durfort, M., Quero, C., Mas, A., Lombarte, A., van der Schaar, M., López-Bejar, M., Morell, M., Zaugg, S., Houégnigan, L., 2011. Low-frequency sounds induce acoustic trauma in cephalopods. *Front. Ecol. Environ.* 9, 489–493. doi:10.1890/100124
- Aznar, F.J., Perdiguero, D., Pérez Del Olmo, A., Repullés, A., Agustí, C., Raga, J.A., 2005. Changes in epizootic crustacean infestations during cetacean die-offs: The mass mortality of Mediterranean striped dolphins *Stenella coeruleoalba* revisited. *Dis. Aquat. Organ.* 67, 239–247. doi:10.3354/dao067239
- Berrow, S.D., Rogan, E., 1997. Review of cetaceans stranded on the Irish coast, 1901-95.pdf. *Mamm. Rev.* 27, 51–76. doi:10.1111/j.1365-2907.1997.tb00372.x
- Bloch, D., Lockyer, C., Zachariassen, M., 1993. Age and growth parameters of the long-finned pilot whale off the Faroe Islands, in: *Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge*, pp. 163–208.
- Buckland, S.T., Block, D., Cattanach, K.L., Gunnlaugsson, T., Hoydal, K., Lens, S., Sigurjónsson, J., 1993. Distribution and abundance of long-finned pilot whales in the North Atlantic, estimated from NASS-87 and NASS-88 data, in: *Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission. International Whaling Commission, Cambridge*, pp. 33–50.
- Cañadas, A., Sagarmínaga, 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. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 15, 495–521. doi:10.1002/aqc.689
- de Stephanis, R., 2008. Estrategias de alimentación en función del tiempo de los diferentes grupos de Calderón común (*Globicephala melas*) en el Estrecho de Gibraltar en primavera verano. Universidad de Cádiz.
- de Stephanis, R., Cornulier, T., Verborgh, P., Salazar Sierra, J., Pérez Gimeno, N., Guinet, C., 2008a. Summer spatial distribution of cetaceans in the Strait of Gibraltar in relation to the oceanographic context. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 353, 275–288. doi:10.3354/meps07164
- de Stephanis, R., García-Tíscar, S., Verborgh, P., Esteban-Pavo, R., Pérez, S., Minvielle-Sebastia, L., Guinet, C., 2008b. Diet of the social groups of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Mar. Biol.* 154, 603–612. doi:10.1007/s00227-008-0953-8
- 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, 2004. Criterios Orientadores para la inclusión de taxones y poblaciones en Catálogos de especies amenazadas. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, Spain.
- Fernández, A., Esperon, F., Herraèz, P., Espinosa de los Monteros, A., Clavel, C., Bernabé, A., Sánchez-Vizcaino, J., Verborgh, P., de Stephanis, R., Toledano, F., Bayón, A., 2008. Morbillivirus and Pilot

- Whale Deaths, Mediterranean Sea. *Emerg. Infect. Dis.* 14, 792–794.
- Fossi, M.C., Casini, S., Marsili, L., 2007. Potential toxicological hazard due to endocrine-disrupting chemicals on Mediterranean top predators: State of art, gender differences and methodological tools. *Environ. Res.* 104, 174–182.
- Fullard, K.J., Early, G., Heide-Jorgensen, 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? *Mol. Ecol.* 9, 949–958.
- Gauffier, P., 2008. Estimating the consequences of the 2006-07 Morbillivirus epizootic on long-finned pilot-whales in the Strait of Gibraltar. *Agrocampus*.
- Gauffier, P., Verborgh, P., Esteban, R., Giménez, J., de Stephanis, R., 2013. Estimating life history parameters of long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) through mark-recapture models and population viability analysis, in: 20th Biennial Conference on Marine Mammals, Dunedin, New Zealand, 9-13 December.
- Greco, M., 2011. The occurrence, distribution and social structure of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Ligurian Sea. Università di Pisa.
- Hammond, P.S., 2006. Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS II) LIFE 04 NAT/GB/000245. St Andrews, UK.
- Hammond, P.S., Macleod, K., Gillespie, D., Swift, R., Winship, A., Burt, M.L., Cañadas, A., Vázquez, J.A., Ridoux, V., Certain, G., Van Canneyt, O., Lens, S., Santos, M.B., Rogan, E., Uriarte, A., Hernández, C., Castro, R., 2009. Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic (CODA).
- Hastings, A., 1993. Complex interactions between dispersal and dynamics: lessons from coupled logistic equations. *Ecology* 74, 1362–1372.
- Kaifu, K., Akamatsu, T., Segawa, S., 2008. Underwater sound detection by cephalopod statocyst. *Fish. Sci.* 74, 781–786. doi:10.1111/j.1444-2906.2008.01589.x
- Lauriano, G., Di Guardo, G., Marsili, L., Maltese, S., Fossi, M.C., 2014. Biological threats and environmental pollutants, a lethal mixture for mediterranean cetaceans? *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 94, 1221–1225. doi:10.1017/S0025315413000714
- Marcos Ipiña, E., Martínez-Jorquera, J., Salazar, J.M., 2010. Censo, dinámica y residencialidad estacional de la población de calderón de aleta larga (*Globicephala melas*) en la costa vasca.
- MARM, 2010. Memoria técnica justificativa. *Globicephala melas*.
- Monteiro, S., Ferreira, M., Vingada, J. V., López, A., Brownlow, A., Méndez-fernandez, P., 2015. Application of stable isotopes to assess the feeding ecology of long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the Northeast Atlantic Ocean. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 465, 56–63. doi:10.1016/j.jembe.2015.01.007
- Mooney, T.A., Hanlon, R.T., Christensen-Dalsgaard, J., Madsen, P.T., Ketten, D.R., Nachtigall, P.E., 2010. Sound detection by the longfin squid (*Loligo pealeii*) studied with auditory evoked potentials: sensitivity to low-frequency particle motion and not pressure. *J. Exp. Biol.* 213, 3748–3759. doi:10.1242/jeb.048348
- Natoli, A., Birkun, A., Aguilar, A., Lopez, A., Hoelzel, A.R., 2005. Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Proc. R. Soc. Lond. B* 272, 1217–12226.
- Packard, A., Karlsen, H.E., Sand, O., 1990. Low frequency hearing in cephalopods. *J. Comp. Physiol. A* 166, 501–505. doi:10.1007/BF00192020
- Palsbøll, P.J., Bérubé, M., Allendorf, F.W., 2007. Identification of management units using population genetic data. *Trends Ecol. Evol.* 22, 11–16. doi:10.1016/j.tree.2006.09.003
- Pettex, E., Lambert, C., Laran, S., Ricart, A., Virgili, A., Falchetto, H., Authier, M., Monestiez, P., Van Canneyt, O., Dorémus, G., Blanck, A., Toison, V., Ridoux, V., 2014. Suivi Aérien de la Mégafaune

- Marine en France métropolitaine. doi:10.13140/2.1.2698.5287
- Ross, D., 2005. Ship sources of ambient noise. *IEEE J. Ocean. Eng.* 30, 257–261. doi:Doi 10.1109/Joe.2005.850879
- Santos, M.B., Monteiro, S.S., Vingada, J. V., Ferreira, M., López, A., Martínez Cedeira, J. a., Reid, R.J., Brownlow, A., Pierce, G.J., 2014. Patterns and trends in the diet of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the northeast Atlantic. *Mar. Mammal Sci.* 30, 1–19. doi:10.1111/mms.12015
- Solé, M., Lenoir, M., Durfort, M., López-Bejar, M., Lombarte, A., André, M., 2013. Ultrastructural damage of *Loligo vulgaris* and *Illex coindetii* statocysts after low frequency sound exposure. *PLoS One* 8, e78825. doi:10.1371/journal.pone.0078825
- Valsecchi, E., Amos, W., Raga, J.A., Podestà, M., Sherwin, W., 2004. The effects of inbreeding on mortality during a morbillivirus outbreak in the Mediterranean striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*). *Anim. Conserv.* 7, 139–146. doi:10.1017/S1367943004001325
- Van Canneyt, O., Kerric, A., Authier, M., Dabin, W., Demaret, F., Dorémus, G., Spitz, J., 2014. Les échouages de mammifères marins sur le littoral français en 2013, Rapport UMS - Observatoire PELAGIS pour le Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie, Direction de l'eau et de la biodiversité, Programme Observatoire du Patrimoine Naturel.
- Vázquez, J.A., Cañadas, A., Martínez-Cedeira, J., López, A., Tejedor, M., Gauffier, P., Gazo, M., Brotons, J.M., 2014. Documento técnico sobre la incidencia de la captura accidental de especies de cetáceos amenazadas en artes de pesca.
- Wierucka, K., Verborgh, P., Meade, R., Colmant, L., Gauffier, P., Esteban, R., de Stephanis, R., Cañadas, A., 2014. Effects of a morbillivirus epizootic on long-finned pilot whales *Globicephala melas* in Spanish Mediterranean waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 502, 1–10. doi:10.3354/meps10769

CAPÍTULO 7 - CONCLUSIONES FINALES



1. Se identificaron 4 poblaciones de calderones comunes en Europa: una atlántica (golfo de Vizcaya y Portugal), una en Euskadi (cuenca sureste del golfo de Vizcaya), una en el estrecho de Gibraltar y una en el Mediterráneo.
2. Las poblaciones del Atlántico y de Euskadi tienen tasas de migración reciente del 16% entre ellas, por lo tanto pertenecen a una única unidad de gestión (UG).
3. Las poblaciones atlánticas tienen una diversidad genética alta mientras es baja en el Estrecho y en el Mediterráneo.
4. Existen por lo menos 3 unidades de gestión en el Mediterráneo español, la UG del estrecho de Gibraltar, la UG del mar de Alborán oriental y golfo de Vera y una o varias UG en el resto de la zona.
5. La unidad de gestión del estrecho de Gibraltar se extiende desde el estrecho de Gibraltar hasta el oeste del banco de Yibuti y la dorsal de Alborán.
6. La unidad de gestión del mar de Alborán oriental y golfo de Vera se extiende desde el este del banco de Yibuti hasta cabo de Palos en Murcia.
7. En el Mediterráneo español occidental, se identificaron un total de 1569 individuos por foto-identificación en un catálogo consultable libremente en www.cetidmed.com, de los cuales 374 individuos pertenecen a la UG del Estrecho y 1195 individuos a la UG de Alborán oriental y golfo de Vera.
8. Los calderones comunes “residentes” encontrados en el Estrecho utilizan la zona central del Estrecho en invierno y la zona central y este del Estrecho en verano. A su vez, los individuos “inmigrantes” se quedan unos días en la zona central del Estrecho pero están asociados con el giro anticiclónico occidental del mar de Alborán el resto del tiempo.
9. Los movimientos de 2 o 3 semanas hacia el este del Estrecho realizados por los individuos residentes muy probablemente tienen fines reproductivos.

10. Los calderones del norte del mar de Alborán oriental y golfo de Vera se desplazan hacia el sur del mar de Alborán durante periodos cortos de unos días, probablemente con fines reproductivos.
11. La zona utilizada por los individuos del estrecho de Gibraltar es de tamaño reducido (unos 40 km de oeste a este) comparado con las zonas utilizadas por los individuos del mar de Alborán y golfo de Vera, que se desplazan regularmente dentro de zonas de más de 100 km de largo. Esto sugiere que la densidad de presas es probablemente mayor en el Estrecho que el mar de Alborán.
12. La técnica de foto-identificación utilizando los individuos con marcas primarias (muecas en la dorsal) y secundarias (conjunto de arañazos, forma de la dorsal, presencia de otros individuos del grupo social y marcas fetales en crías) permitieron estimar con gran precisión los parámetros demográficos básicos de la población de calderones comunes del estrecho de Gibraltar.
13. Las tasas de supervivencia encontradas en el Estrecho entre 1999 y 2006 fueron de 0,629 (IC 95%: 0,409-0,805) para las crías, 0,869 (IC 95%: 0,758-0,934) para los juveniles (entre 1 y 6,5 años) y 0,972 (IC 95%: 0,953-983) para los adultos.
14. El intervalo de nacimiento fue de 3,6 años y el de crías viables de 4,5 años (rango de 2-7) en el Estrecho.
15. Se observa la presencia de neonatos todo el año, pero existe un pico de nacimientos en primavera.
16. La proporción de individuos maduros en el Estrecho es muy alta, con 76,8% de adultos en los grupos encontrados.
17. El tiempo de generación es de 23,3 años en el Estrecho, según los criterios de la UICN.
18. Durante el año de la epizootia de morbillivirus en el Estrecho, la tasa de supervivencia adulta disminuyó desde 0,989 (IC 95%: 0,976-0,995) entre 1999 y

2005 hasta 0,779 (IC 95%: 0,717-0,830) en 2006, se estimó una tasa de crecimiento poblacional negativa de 0,913 (IC 95%: 0,797-0,966) y la abundancia decreció desde 324 individuos (IC 95%: 302-359) en 2006 hasta 295 individuos (IC 95%: 288-309) en 2007.

19. Después de la epizootia, la tasa de supervivencia adulta siguió una tendencia negativa entre 2007 y 2011 llegando a un valor inferior al de 2006 (0,754; IC 95%: 0,698-0,803). Además, el bajo valor de la tasa de crecimiento poblacional, de 0,809 (IC 95%: 0,739-0,863) en 2010-2011, sugiere una mayor pérdida de individuos de la población que para el año de la epizootia. Esto fue confirmado por la reducción del 26,2% de la abundancia entre 2006 (324 individuos; IC 95%: 302-359) y 2011 (239 individuos; IC 95%: 236-247).
20. Estas tendencias negativas podrían ser el resultado combinado de uno o varios factores, tales como: un efecto crónico post-epizoótico del morbillivirus, un aumento de las amenazas de origen antropogénico, una segunda epizootia, una desorganización de la estructura social matrilineal, niveles altos de contaminantes inmunosupresores, una regulación natural de la población y una emigración permanente de grupos sociales “inmigrantes”.
21. Se estima que solamente el 14% de los individuos desaparecidos durante la epizootia de morbillivirus en el Estrecho se encontraron varados en la costa española.
22. No existen suficientes datos para poder evaluar la categoría de conservación de la unidad de gestión del golfo de Vizcaya y Portugal pero los datos disponibles actualmente no parecen indicar problemas serios.
23. Se recomienda revisar la actual unidad de gestión que abarca todo el Mediterráneo español en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, extrayendo las UG del estrecho de Gibraltar y del mar de Alborán oriental y golfo de Vera, para evaluar separadamente su estado de conservación y proponer medidas apropiadas a cada UG.

24. Se recomienda cambiar la categoría de conservación de la unidad de gestión del estrecho de Gibraltar en el Catálogo Español de Especies Amenazadas a “En peligro de extinción”.
25. Se recomienda mantener la categoría de conservación de la unidad de gestión del mar de Alborán oriental y golfo de Vera en el Catálogo Español de Especies Amenazadas como “Vulnerable” hasta la recuperación de todos los grupos sociales afectados después de la epizootia de morbillivirus.
26. Se recomienda adoptar y poner en práctica el plan de conservación del calderón común en el Mediterráneo español en la mayor brevedad para asegurar el futuro de las poblaciones de esta especie.

ANEXO1: MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

I. Estrategia de Conservación

Las acciones propuestas han sido adaptadas principalmente a partir de una recopilación de los documentos detallados a continuación (WDCS, undated; NMFS, 1991; Office of the Queensland Parliamentary Counsel, 1997; ASCOBANS, 2002; Bearzi *et al.*, 2004; CCA, 2005; COSEWIC, 2005; NMFS, 2005; González, 2006; Gregr *et al.*, 2006; NMFS, 2006; SEC, 2006; Department of the Environment, Heritage and Local Government, 2009; ASCOBANS, 2009; ACCOBAMS, 2010; NMFS, 2010; OSPAR, 2010). Las acciones se han organizado por acciones relacionadas con la investigación necesaria para poder conservar la especie, acciones de gestión conservación y acciones relacionadas con la sensibilización y educación ambiental. En la siguiente tabla se puede apreciar cada una de ellas. Más adelante, se describen cada una de ellas someramente.

En la siguiente tabla se especifica cual es la estrategia de conservación de los calderones comunes. En la misma se especifican la prioridad de cada una de las acciones, la factibilidad y el plazo de ejecución.

- **Prioridad:** PA=Prioridad Alta, PM= Prioridad Media, PB=Prioridad Baja.
- **Factibilidad:** FA= Factibilidad Alta, FM= Factibilidad Media, FB= Factibilidad Baja.
- **Plazo de ejecución:** Corto = A desarrollar en el plazo de un año, Medio= A desarrollar en el plazo de 3 años, y Largo= A desarrollar en el plazo de 6 años. En el caso del plazo de ejecución se ha de entender tanto fecha de comienzo como de desarrollo del mismo.

Acción	MEDIDAS DE CONSERVACIÓN	Prioridad	Factibilidad	Plazo de ejecución
ACCIONES DE INVESTIGACIÓN				
1.0	Actuaciones de control y seguimiento de las poblaciones y mejora del conocimiento sobre la especie, el hábitat y la problemática de la especie.			
1.1	Crear un protocolo integrado para investigación de cetáceos con un grupo de trabajo coordinador para evaluar la adecuación, mejorar la coordinación de las investigaciones realizadas sobre cetáceos en España, y evitar la duplicación de esfuerzos.	PA	FA	Inicio: CORTO

Anexo 1 – Medidas de conservación

1.2	<u>Determinar la estructura de la población de calderón común en el Mediterráneo (*es importante que este análisis se realice a nivel internacional, Mediterráneo y Atlántico contiguo).</u>	PA	FA	Inicio: CORTO
1.3	<u>Estimar la abundancia de calderón común y monitorizar las tendencias (*es importante que este análisis se realice a nivel internacional, Mediterráneo y Atlántico contiguo).</u>	PA	FM	Desarrollo: LARGO Inicio: CORTO
1.4	<u>Identificar y caracterizar los hábitats importantes para las poblaciones de calderón común en aguas españolas gracias al 1.2 y 1.3 *se impulsarán estas mismas acciones a nivel regional de todo el Mediterráneo</u>	PA	FM	Desarrollo: LARGO Inicio: CORTO
1.5	<u>Evaluar la salud de la población de calderones comunes.</u>	PM	FM	Desarrollo: MEDIO Inicio: CORTO
1.6	<u>Investigar los patrones de actividades de los calderones comunes.</u>	PM	FM	Desarrollo: LARGO Inicio: CORTO
2.0	Actuaciones para investigar las causas y las medidas para reducir la frecuencia y la severidad de impactos antropogénicos.			Desarrollo: LARGO
2.1	<u>Mejorar la información científica conseguida a partir de ejemplares de calderón común muertos, varados o enmallados.</u>	PA	FA	Inicio: CORTO
2.2	<u>Investigar las zonas de ocurrencia y la severidad de los impactos de las colisiones con embarcaciones</u>	PM	FM	Desarrollo: LARGO Inicio: CORTO
2.3	<u>Investigar las zonas de ocurrencia y la severidad de los impactos de las interacciones con pesquerías</u>	PM	FM	Desarrollo: LARGO Inicio: CORTO
2.4	<u>Identificar las zonas de ocurrencia y la severidad de los impactos causados por los contaminantes por vertidos de sustancias o energías presentes en el medio marino.</u>	PA	FM	Desarrollo: LARGO Inicio: CORTO
2.5	<u>Investigar las zonas de ocurrencia y la severidad de los impactos causados las actividades de avistamiento recreativo de cetáceos sobre la población de calderones comunes del Mediterráneo.</u>	PM	FM	Desarrollo: LARGO Inicio: CORTO
2.6	<u>A partir de la información adquirida en 2.1, 2.2, 2.3 y 2.4, identificar las áreas que presentan amenazas cumulativas</u>	PA	FM	Desarrollo: LARGO Inicio: CORTO

2.7	Realizar estudios de viabilidad de población	PA	FM	Inicio: CORTO Desarrollo: LARGO
ACCIONES DE GESTIÓN/CONSERVACIÓN				
3.0	Acciones para reducir la mortalidad de la especie y actuaciones de protección del hábitat.			
3.1	Asegurar y coordinar la puesta en práctica del Plan de Conservación de los calderones comunes creando un comité de coordinación con un coordinador dedicado y fomentar e impulsar la implementación a nivel internacional para el intercambio de información sobre biología, amenazas, y acciones de conservación para los calderones comunes utilizando las herramientas actualmente existentes (CMS, ACCOBAMS, CBI, CITES, ICES, ICCAT, IMO, etc.)	PA	FA	CORTO
3.2	Proteger y monitorizar los hábitats importantes para las poblaciones de calderón común (identificados en 1.4) en aguas españolas y fomentar su protección en el Mediterráneo	PA	FA	MEDIO
3.3	Limitar los impactos causados por colisiones con embarcaciones	PA	FM	Inicio: CORTO Desarrollo: LARGO
3.4	Limitar los impactos causados por interacción con pesquerías y arte de pesca	PM	FM	Inicio: CORTO Desarrollo: LARGO
3.5	Reducir por debajo de umbrales definidos en 2.4 los niveles de contaminación por vertidos de sustancias o energías en los hábitat de calderón común	PA	FA	Inicio: CORTO Desarrollo: LARGO
3.6	Poner en práctica el control y la regulación de las actividades de avistamiento recreativo de cetáceos y crear estándares de calidad para empresas “responsables”	PA	FA	CORTO
3.7	Solicitar la inclusión de los calderones comunes en el Anexo II de la Directiva Hábitat del Consejo europeo	PA	FM	MEDIO
ACCIONES LEGISLATIVAS				
4.0	Actuaciones para conseguir un marco sociopolítico/legislativo propicio para el desarrollo de las estrategias de conservación			
4.1	Asegurarse de que cualquier actividad que provoque o pueda provocar efectos nocivos sobre los calderones comunes tenga proceso de Evaluación de Impacto Ambiental, teniendo en cuenta los impactos posibles sobre la especie y las medidas correctoras necesarias	PA	FA	MEDIO
4.2	Desarrollar un marco legal para obtención de permisos para desarrollar investigación sobre calderón común, en consonancia con 1.1	PA	FA	MEDIO
4.3	Incorporar al derecho español las directrices de ACCOBAMS para desarrollar actividades de ecoturismo de avistamiento de cetáceos	PA	FA	MEDIO

ACCIONES DE FORMACIÓN, EDUCACIÓN Y SENSIBILIZACIÓN			
5.0	Actuaciones de información, sensibilización y apoyo social		
5.1	<u>Desarrollar un plan estratégico de educación ambiental a nivel nacional y autonómico, que asegure la formación en materia ambiental de todos los actores involucrados (usuarios del mar, formadores, estudiantes y población general) así como la creación de materiales de apoyo para la sensibilización ambiental de la sociedad.</u>	PM	FA
			Inicio: MEDIO
			Desarrollo: LARGO
ACCIONES DE MONITORIZACIÓN			
6.0	<u>Desarrollar planes de monitorización.</u>	PA	FA
			Inicio: CORTO
			Desarrollo: LARGO

II. Plan de Conservación

- **ACCIONES DE INVESTIGACIÓN**

La investigación es necesaria para llegar a un mejor nivel de comprensión de los efectos que pueden llegar a causar potenciales factores de riesgo identificados para los calderones comunes en el Mediterráneo español. La interpretación de los resultados obtenidos, será una importante fuente de acciones de desarrollo para manejar estas amenazas, con una base científica. Muchas tareas de investigación implicarán muestreos reiterados para monitorear tendencias futuras, y de esta forma evaluar la efectividad de las acciones de gestión. El monitoreo es necesario para seguir el estado de la población y medir la efectividad de las medidas de conservación.

1.0 Actuaciones de control y seguimiento de las poblaciones y mejora del conocimiento sobre la especie, el hábitat y la problemática de la especie.

Los estudios a largo plazo de los calderones comunes han reunido datos sin precedentes de cada individuo en el estrecho de Gibraltar. Sin embargo, siguen habiendo muchas incógnitas sin resolver de nuestro conocimiento sobre esta población, y por lo tanto se requiere más investigación para contestar a estas preguntas decisivas para su conservación. Los calderones comunes son inherentemente difíciles de estudiar por una variedad de razones, que se encuentran en un hábitat marino, su gran tamaño corporal, su intrincada estructura social, su amplio rango geográfico, y una esperanza de vida prolongada. Los estudios son necesarios para averiguar algunos de las complejas relaciones causa-efecto, para determinar la relación con varios posibles impactos tanto intrínsecos como extrínsecos. Estos estudios necesitarán necesariamente de la aplicación de nuevas técnicas, del uso de tecnología sofisticada y costosa, de la recolección de más muestras, y por lo tanto, del uso moderado de métodos invasivos (muestras de tejido,

telemetría). Se requerirá de un apoyo y financiación a largo plazo para mantener este esfuerzo. **Se requerirá además de coordinación a nivel internacional** ya que se ha demostrado que los calderones presente en las costas españolas se desplazan a aguas marroquíes y argelinos.

A continuación se desarrollan las actividades más apremiantes a nivel de investigación, con sub-actividades, que son necesarias para el futuro de la investigación de esta población. Es importante recalcar que estas acciones no son la base para que se desarrolle todo el plan, sino los conocimientos que ayudarán en el futuro a conservar la especie, ya sea cambiando las acciones ya sea extendiéndolas a otras zonas, y por tanto se han de desarrollar en paralelo al resto de acciones, **teniendo que empezar el plan de conservación en todas sus vertientes al mismo tiempo.**

1.1 Crear un protocolo integrado para investigación de cetáceos con un grupo de trabajo coordinador para evaluar la adecuación, mejorar la coordinación de las investigaciones realizadas sobre cetáceos en España, y evitar la duplicación de esfuerzos.

La creación de un grupo de trabajo para la coordinación de todas las investigaciones desarrolladas sobre cetáceos en España mejoraría la calidad de los estudios, fomentando la colaboración entre grupos de investigación a nivel regional o nacional, fomentado el intercambio de datos entre áreas, evitando la duplicación de esfuerzos, y actuando como mediador con las autoridades competentes. De la misma forma, este grupo facilitaría las colaboraciones a nivel internacional, con otros grupos de investigación y con los órganos competentes de la CBI, CITES, ACCOBAMS,... (ver 6.1). La creación de una base de datos integrada a nivel nacional, incluyendo las observaciones de calderones comunes, catálogos de foto-identificación, varamientos (en conjunto con BEVACET o MEDACES) con posibles causas de muerte, banco de material biológico y genético, según estipula la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, en la cual se entrarían los datos recogidos por todas las entidades de investigación y conservación, empresas de avistamiento de cetáceos y administraciones competentes, permitiría facilitar las colaboraciones nacionales y tener una visión global de la información disponible sobre la población.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Crear un grupo de trabajo coordinador para evaluar la adecuación y mejorar la coordinación de las investigaciones realizadas sobre cetáceos en España, respetando las regulaciones nacionales e internacionales (Ley 42/2007, etc.),
- b) Crear un registro nacional de actividades de investigación sobre cetáceos, y en particular sobre calderón común en España,
- c) Crear una base de datos o una red de bases de datos integradas para cetáceos (a nivel nacional y/o autonómico), recopilando la información disponible sobre el esfuerzo de investigación, las observaciones, fotografías, varamientos y banco de material biológico y genético, y diseñar un protocolo para el uso de los datos por las entidades participantes y la verificación de la calidad de los datos de origen oportunista,

- d) Condicionar la obtención de las autorizaciones para la investigación por la entrada de datos en la base de datos integrada sobre cetáceos (1.1c).
- e) Establecer lugares y equipos de almacenamiento y gestión de muestras.

1.2 Determinar la estructura de la población de calderón común en el Mediterráneo (*es importante que este análisis se realice a nivel internacional, Mediterráneo y Atlántico contiguo).

Los conocimientos actuales sobre la estructura de las poblaciones de calderones comunes presentes en aguas del Mediterráneo español y Atlántico contiguo nos permiten ver una estructura a grande escala. Sin embargo, aún faltan muestras de los pocos calderones de la parte noreste mediterránea de la Península para ver si existe una estructura a menor escala y poder evaluar adecuadamente su estado de conservación y desarrollar las acciones necesarias para la gestión. Debido a las pocas muestras obtenidas del resto del Mediterráneo, aun no conocemos los intercambios que pueden existir entre las posibles varias poblaciones dentro del Mediterráneo o su nivel de aislamiento, y las consecuencias que pueden tener sobre la viabilidad de estas poblaciones.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Apoyar estudios existentes e iniciar nuevos estudios incluyendo la recogida sistemática a larga escala geográfica de las muestras necesarias para averiguar la estructura de la población de calderón común mediante los análisis adecuados (marcadores genéticos o marcadores alternativos como acústica, isótopos estables, ácidos grasos, concentración de contaminantes,...) a nivel del Mediterráneo español, y **fomentar la colaboración a nivel internacional (Mediterráneo y Atlántico contiguo)**,
- b) Evaluar los movimientos diarios y estacionales e intercambios entre áreas usando la metodología adecuada (por ejemplo telemetría, foto-identificación c.f. 1.3.a) tanto de manera oportunista como de manera sistemática con estudios dedicados acompañados de muestreo de tejidos),
- c) apoyar los estudios en curso e iniciar nuevos estudios para investigar la estructura social y como influye sobre la estructura de población de los calderones comunes.

1.3 Estimar la abundancia de calderón común y monitorizar las tendencias (*es importante que este análisis se realice a nivel internacional, Mediterráneo y Atlántico contiguo).

Los conocimientos actuales sobre la abundancia de calderones comunes presentes en aguas del Mediterráneo español y Atlántico contiguo son insuficientes para poder estimar las tendencias poblacionales y evaluar adecuadamente su estado de conservación y desarrollar las acciones necesarias para la gestión. Además, la mayoría de la información disponible ha sido recogida durante los meses más cálidos del año cuando el esfuerzo de estudio suele ser mayor, pero se sabe poco de esta población durante el resto del año.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Mejorar los catálogos de foto-identificación existentes y promover el establecimiento de un catálogo nacional integrado de foto-identificación de calderón común. (c.f. 1.5). En este catálogo, se podrían comparar todas las fotografías tomadas durante las campañas de investigación, e incorporar las fotografías procediendo de avistamientos oportunistas después de un proceso de validación de estos datos.
- b) Llevar a cabo las campañas y hacer los análisis necesarios para estimar la abundancia y monitorizar las tendencias en las poblaciones de calderón común, usando las metodologías adecuadas (transectos lineales desde barco o avioneta, modelos de captura-recaptura gracias a la foto-identificación 1.3.a) y las muestras recogidas 1.2.a), acústica,...). Debido al largo tiempo de generación de la especie y el desconocimiento de la escala de tiempo en la que los factores medioambientales pueden actuar sobre su distribución y abundancia, es importante que el desarrollo de los estudios de tendencia poblacional tenga una continuación a largo plazo y que las campañas se lleven a cabo durante periodos lo suficiente extensos para poder cubrir las áreas de presencia conocidas de calderones comunes.
- c) Determinar las tasas de mortalidad y las potenciales causas de mortalidad. Las tasas de mortalidad son el factor más importante que afecta a los cambios en la población de calderones comunes. Por lo tanto, es necesario un estudio pormenorizado de los patrones de mortalidad y las influencias asociadas a éstos. Durante la epizootia de morbillivirus, no se hicieron necropsias completa para determinar causas de muerte de los 10 calderones que vararon en el estrecho de Gibraltar. Aunque pocos calderones comunes varan cada año, aun así se deben realizar necropsias sobre los cadáveres disponibles para determinar las causas de mortalidad por clases de edad y sexo.
- d) Determinar las tasas de supervivencia y crecimiento poblacional. Los patrones reproductivos también afectan a las tendencias poblacionales y deben ser descritos en detalle para esta población. Las mayores influencias sobre las tasas de nacimiento y las tendencias reproductivas deben ser también investigadas. Intensificar el monitoreo de la población durante los meses de otoño e invierno ayudará a determinar unas tasas de nacimiento reales. También es necesaria la determinación de una genealogía parental.

1.4 Identificar y caracterizar los hábitats importantes para las poblaciones de calderones común en aguas españolas gracias al 1.2 y 1.3 (*se impulsarán estas mismas acciones a nivel regional de todo el Mediterráneo)

La identificación de los hábitats importantes para las poblaciones de calderón común es esencial para conseguir la conservación de la especie mediante la gestión sostenible de estas áreas y la aplicación de medidas correctoras para la reducción de las amenazas de origen antropogénico. Estas áreas incluyen zonas de hábitat crítico para la alimentación y la reproducción así como corredores de migración entre ellas.

En este documento se presenta los primeros resultados obtenidos a partir de marcas satelitales. Estas han permitido entender movimientos individuales a grandes escalas y conocer a nuevas áreas pocas estudiadas hasta la hora, en gran parte por sus

situaciones en alta mar donde es difícil de llegar. Estos resultados son aun pocos representativos de la población que cuenta con más de 2800 individuos de los cuales se han marcados 8. Sin embargo, permiten plantear de manera más eficaz futuros estudios en nuevas zonas potencialmente importantes para los calderones comunes del Mediterráneo español. Los resultados de la acción 1.2b y 1.3 serán de gran importancia para desarrollar esta acción.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Identificar y caracterizar los hábitats importantes en aguas españolas gracias a modelos espaciales y de predicción, incluyendo factores ambientales y biológicos, y teniendo en cuenta las variaciones estacionales e interanuales, e impulsar la acción en el resto del Mediterráneo.
- b) Mejorar los conocimientos sobre la ecología de los calderones comunes, incluyendo identificación de las presas y de sus zonas de distribución, cuantificación de los requisitos energéticos diarios del calderón común. Es necesario el estudio de las áreas invernales y en alta mar. El valor de algunos de los hábitats puede que varíe entre las manadas y entre las estaciones. El establecimiento de estos hábitats es también necesario para determinar los hábitats críticos y evaluar las posibles localizaciones de áreas marinas protegidas. Los cambios cíclicos en las tendencias climáticas a lo largo del Atlántico Norte, como son la Oscilación del Atlántico Norte (NOA), producen oscilaciones de las condiciones oceanográficas y atmosféricas que afectan enormemente a la producción primaria de los océanos y a la abundancia de presas. Estos cambios podrían afectar a la disponibilidad de presas para los calderones y por lo tanto pueden afectar a su supervivencia, movimientos u otros parámetros. Las consecuencias de los cambios de estos parámetros oceanográficos sobre la población de orcas, debe de ser examinado, así como los efectos bióticos o abióticos que pueden afectar a las orcas. Al mismo tiempo, estos estudios se deben realizar sobre las poblaciones de sus presas. Se debe analizar también, las influencias del cambio climático global a nivel regional y sobre la abundancia de sus presas.

1.5 Evaluar la salud de la población de calderones comunes.

El conocimiento de la salud individual y la fisiología de la especie es beneficioso para evaluar el estatus, dinámica (supervivencia y fecundidad), y amenazas de la población.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Evaluar la salud de los miembros de la población. Se debe evaluar los niveles de hormonas, grasa, condiciones respiratorias, estado de reproducción y aspectos fisiológicos en un número suficiente de individuos que represente las diferentes clases de edad y sexo, para determinar el estado de salud de la población. Las evaluaciones se deben realizar mediante técnicas de muestreos de tejidos, o la aplicación de medidas de monitoreo de salud nuevas (recolección de gases respiratorios, residuos en el espiráculo, muestras fecales o el uso de ultrasonidos) que no requieran la captura de los animales.
- b) Evaluar las tasas de crecimientos individuales. Las tasas de crecimientos comparadas entre diferentes cohortes de crías pueden ofrecer otra forma de

evaluar los efectos del cambio de las condiciones ambientales. Este trabajo requerirá el desarrollo de índices morfométricos sostenibles. Se puede obtener mediante las medidas relativas de las aletas dorsales, gracias a las fotografías tomadas durante la monitorización de la población, además tiene el beneficio de que se pueden analizar desde las fotos tomadas desde 1999. Monitorear los cambios en las condiciones de los cuerpos subsiguientes a movimientos estacionales puede servir para determinar si la disponibilidad de presas limita el crecimiento de los individuos.

- c) Determinar las tasas metabólicas y los requerimientos energéticos. Se dispone de datos limitados de requerimientos energéticos, que provienen de estudios anteriores en las Islas Feroe, pero seguramente no reflejan las necesidades de las poblaciones de calderones comunes del Mediterráneo. El conocimiento de las tasas metabólicas a lo largo del año y los requerimientos calóricos de las diferentes clases de edad y sexo, ayudarían a determinar los períodos críticos del año cuando los niveles de abundancia de las presas no son los adecuados. Además se debería estudiar cuáles son los indicadores fisiológicos de stress nutricional.

1.6 Investigar los patrones de actividades de los calderones comunes.

La comparación de datos comportamentales es potencialmente valiosa para evaluar los cambios en los patrones de actividad a lo largo del tiempo, que pueden ser indicadores de stress en la población. Se debería tomar información sobre numerosos tipos de comportamiento (alimentación, socialización, natación a distintas velocidades, descanso, buceo, respuestas a los barcos, y selección de hábitat) a lo largo del año y analizados a nivel de individuo y de población, y cuando sea posible, compararlos con datos anteriores. Otras necesidades son la definición clara de los diferentes tipos de comportamientos y la determinación de los patrones de actividad nocturna. Estos estudios se han de desarrollar utilizando las técnicas más adecuadas del momento (seguimiento satélite con integración de patrones de inmersión, estudios energéticos, despliegue de marcas de comportamiento con profundímetros, acelerómetros, etc...).

2.0 Actuaciones para investigar las causas y las medidas para reducir la frecuencia y la severidad de los impactos antropogénicos.

2.1 Mejorar la información científica conseguida a partir de ejemplares de calderón común muertos, varados o enmallados.

El estudio del calderón común y la evaluación de los impactos que tienen las actividades antropogénicas sobre la especie no puede basarse solo en las observaciones directas, debido a su gran tamaño y su vida en el medio marino que hacen imposible su manejo en el mar para recoger muestras, a sus hábitos pelágicos y a las características de algunas amenazas (p. ej. los contaminantes). El estudio de los varamientos de calderón común, su abundancia, su distribución y la realización de necropsias para recoger muestras y determinar las posibles causas de muerte puede aportar mucha información tanto directa (p. ej. sobre la ecología de la especie gracias a contenidos estomacales) como indirecta (p. ej. sobre su distribución). Asimismo, el análisis de las posibles causas de muerte buscando evidencias de factores

antropogénicos permite evaluar la proporción relativa de cada amenaza en la mortalidad del calderón común, y podría resaltar áreas de máxima ocurrencia de algunas interacciones con actividades humanas. Los varamientos pueden también ayudar en detectar cambios importantes en el ecosistema o en la población (p. ej. la epizootia de morbillivirus que afectó a los calderones comunes en invierno 2006-2007 fue detectada gracias a un aumento rápido del número de varamientos en el estrecho de Gibraltar, Fernández *et al.* 2008). La Resolución 4.16 de la cuarta reunión de los países miembros de ACCOBAMS, adoptada por España, recomienda directrices para una respuesta coordinada frente a los varamientos de cetáceos (ACCOBAMS 2010).

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Fomentar la participación ciudadana en la notificación de ejemplares de calderón común muertos, varados o enmallados a través del servicio de emergencias (112) y mejorar la colaboración entre las entidades gestoras y las redes de varamientos existentes para
- b) Mejorar, desarrollar y poner en práctica protocolos para la recogida y el traslado de todos los ejemplares muertos de calderón común varados (en tierra) o flotando (en el mar), asegurando la realización de las necropsias para determinar las posibles causas de muerte, incluyendo factores antropogénicos,
- c) Continuar y mejorar los programas existentes y armonizar los protocolos para maximizar la recolección de datos así como de muestras de tejidos y partes duras en las necropsias de calderón común para estudios patológicos y ecológicos,
- d) Fomentar la entrada de información en la base de datos de varamientos nacional (BEVACET) y Mediterránea (MEDACES), incluyendo posibles causas de muerte, en consonancia con 1.1.
- e) Revisar, analizar y difundir periódicamente los datos de varamientos de calderón común incorporados en las bases de datos de 2.1d
- f) Establecer fuentes económicas sostenidas en el tiempo para material y personal para desarrollar los puntos 2.1a a 2.1e,
- g) Desarrollar/mejorar protocolos para manejar animales varados vivos y elaboración e implementación de un protocolo de acción coordinado para situaciones de emergencia (varamiento masivo p. ej. cachalotes en Italia en 2009,...), (ver ACCOBAMS 2010).

2.2 Investigar las zonas de ocurrencia y la severidad de los impactos de las colisiones con embarcaciones

Para proponer medidas correctoras adecuadas, es necesario identificar con precisión cuales son las zonas y periodos críticos dónde las actividades de tráfico marítimo se solapan con las áreas de distribución del calderón común (identificadas en 1.4), y analizar la severidad de los impactos provocados por las colisiones sobre la especie. Los análisis se tienen que realizar tanto a nivel del individuo, para entender mejor los procesos de la colisión entre un barco y un calderón y las características (velocidad, tipo de barco, tipo de motor, comportamiento del animal, capacidades de detección visual o acústica para el barco y el animal...) que influyen sobre la letalidad de la colisión. Asimismo, se tiene que evaluar el impacto que tiene esta amenaza sobre la o las poblaciones de calderones comunes que habitan las aguas bajo jurisdicción

española, y como contribuyen al impacto negativo sobre la población a nivel del Mediterráneo.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Identificar áreas y periodos específicos con elevado tráfico marítimo y compararlos con los hábitats identificados en 1.4 para determinar las zonas y periodos de elevado riesgo de colisión de calderón común con embarcaciones y su evolución,
- b) Realizar una revisión exhaustiva de las colisiones con embarcaciones: revisar las bases de datos fotográficas existentes de calderón común en busca de heridas causadas por embarcaciones así como los datos de varamientos (ver 2.1) para caracterizar y entender mejor el proceso de las colisiones con embarcaciones
- c) Evaluar la eficiencia de medidas existentes (*e.g.* Gambaiani *et al.* 2010) y diseñar nuevas medidas si necesario gracias a 2.2b para reducir la frecuencia y la severidad de las colisiones entre barcos y calderones comunes (incluyendo modificaciones de rutas, áreas a evitar, reducción de velocidad, presencia de observadores a bordo, sistema de información en tiempo real a partir de nuevas tecnologías, etc.) dentro de las áreas identificadas en 2.2a

2.3 Investigar las zonas de ocurrencia y la severidad de los impactos de las interacciones con pesquerías

Para proponer medidas correctoras adecuadas, es necesario identificar con precisión cuales son las zonas críticas dónde las pesquerías se solapan con las áreas de distribución del calderón común (identificadas en 1.4), y analizar la severidad de los impactos provocados por las interacciones con artes de pesca sobre la especie. Los análisis se tienen que realizar tanto a nivel del individuo, para entender mejor los procesos del enmalle y las características (tipo de pesca y arte de pesca, momento en el que interviene la interacción, comportamiento del animal, capacidades de detección visual o acústica el animal...) que influyen sobre la letalidad de la interacción. Asimismo, se tiene que evaluar el impacto que tiene esta amenaza sobre la o las poblaciones de calderones comunes que habitan las aguas bajo jurisdicción española, y como contribuyen al impacto negativo sobre la población a nivel del Mediterráneo.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Identificar áreas y periodos específicos con alta concentración de actividades de pesca y compararlos con los hábitats identificados en 1.4 para determinar las zonas y periodos de elevado riesgo de interacción negativa de calderón común con arte de pesca y su evolución,
- b) Realizar una revisión exhaustiva de las interacciones entre calderón común y pesquerías: revisar las bases de datos fotográficas existentes de calderón común en busca de heridas causadas por arte de pesca así como los datos de varamientos (ver 2.1) para caracterizar y entender mejor el proceso de la interacción con pesquerías
- c) Gracias a 2.3b, llevar a cabo estudios de modificaciones de arte de pesca o cambios/reducción de los periodos autorizados de pesca que reduzcan la probabilidad de enmalle, reduzcan los efectos del enmalle, y aumenten la posibilidad de desenmalle, así como contribuir a experimentos investigando la

eficacia de las modificaciones de arte de pesca como herramienta de mitigación de las capturas accidentales dentro de las áreas identificadas en 2.3a.

2.4 Identificar las zonas de ocurrencia y la severidad de los impactos causados por los contaminantes por vertidos de sustancias o energías presentes en el medio marino

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 y 4.1 es “Prevenir y reducir los vertidos al medio marino, con miras a eliminar progresivamente 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”.

Según el Anexo I de la misma ley, estos posibles contaminantes pueden tener un origen terrestre o marino e incluyen:

- la introducción de sustancias peligrosas, como compuestos sintéticos (p. ej. plaguicidas o productos farmacéuticos), sustancias biológicamente activas, sustancias y compuestos no sintéticos (p. ej. metales pesados o hidrocarburos) y radionúclidos,
- la interferencia con los procesos hidrológicos (p. ej. temperatura o salinidad)
- la acumulación de nutrientes y materias orgánicas (p. ej. fertilizantes y sustancias ricas en nitrógeno o fósforo, entrada de materia orgánica procedente de acuicultura o de los ríos)
- las perturbaciones biológicas (p. ej. introducción de organismos patógenos y especies alóctonas)
- las perturbaciones físicas (basuras en el mar, modificaciones de la sedimentación, abrasión, extracción selectiva, ruido subacuático procedente de sonares militares, pruebas de explosivos militares, campañas sísmicas de investigación o comerciales, tráfico marítimo, avistamiento de cetáceos, todas las fases de construcción, explotación y destrucción de plantas de eólicas marinas, obras industriales y ampliación de puertos, y cualquiera otra fuente que pueda generar ruido submarino)

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Identificar los contaminantes que provoquen o puedan provocar efectos nocivos a las poblaciones de calderón común, incluyendo sustancias o energías (como el ruido submarino) introducidas directa o indirectamente en el medio marino como consecuencia de la actividad humana. Es necesaria la recogida de muestras de tejidos mediante biopsias, para obtener los niveles de contaminación de esta población, y determinar diferencias entre las clases de edad y sexo e incluso entre manadas. Es necesario el muestreo sistemático y continuado, para poder obtener tendencias.
- b) Evaluar los niveles de contaminantes identificados en 2.4a, incluyendo sustancias o energías (como el ruido submarino) introducidas directa o indirectamente en el medio marino, presentes en el ecosistema del calderón común, en sus tejidos, en sus presas y en el medio marino, y monitorizar su evolución, mediante la

metodología adecuada (recogida y análisis de muestras de tejidos a partir de biopsias y varamientos, de muestras acústicas, muestreos de las presas identificadas en 1.4b y del medio físico). Se dispone de poca información acerca de las concentraciones de contaminantes de sus presas. Por lo que, se necesita una mayor información, para poder determinar el nivel de exposición de los calderones comunes a los contaminantes.

- c) Estudiar el efecto perjudicial y determinar los niveles máximos permitidos de cada contaminante (identificados en 2.4a), incluyendo sustancias o energías (como el ruido submarino) introducidas directa o indirectamente en el medio marino, en los tejidos y en sus presas. La exposición a niveles moderados o altos de contaminantes ha sido relacionada con numerosos efectos perjudiciales en la salud de los mamíferos marinos, incluyendo problemas reproductivos, inmunotoxicidad, disfunciones a nivel hormonal y enzimático y deformidades en los esqueletos. Es necesario establecer si los calderones comunes del Mediterráneo están sufriendo efectos fisiológicos similares y si éstos están influyendo sus parámetros demográficos y la tendencia poblacional.
- d) Investigar/desarrollar medidas correctoras para reducir la concentración en el medio marino de los contaminantes identificados en 2.4a por debajo de los niveles definidos en 2.4c,
- e) Identificar áreas y periodos específicos con alta concentración de contaminantes perjudiciales (ver 2.4abc) y compararlos con los hábitats identificados en 1.4a para determinar las zonas y periodos de elevado riesgo de contaminación para el calderón común y su evolución.

2.5 Investigar las zonas de ocurrencia y la severidad de los impactos causados por las actividades de avistamiento recreativo de cetáceos sobre la población de calderones comunes del Mediterráneo.

Las actividades de avistamiento comercial de cetáceos pueden ser una herramienta muy útil para la conservación del medio marino gracias a la educación y sensibilización de los turistas. Sin embargo, para no causar molestias a los animales observados, se tienen que respetar las regulaciones sobre maniobras de acercamiento y comportamiento del barco en presencia de cetáceos definidos por el Real Decreto 1727/2007 de Protección de los cetáceos, tanto para compañías turísticas como para particulares. En el caso de avistamiento recreativo por particulares, no es fácil estimar el número de barcos involucrados y las zonas de avistamientos, pero en algunos casos, la presión causada por estas embarcaciones puede ser superior a la de los barcos de avistamiento turístico.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Identificar áreas y periodos específicos con alta concentración de actividades de avistamiento recreativo de cetáceos, incluyendo actividades comerciales y barcos particulares, y compararlos con los hábitats identificados en 1.4 para determinar las zonas y periodos de elevado riesgo de perturbaciones del calderón común por estas actividades y su evolución,
- b) Evaluar los efectos energéticos en los calderones causados por las maniobras que no respetan el RD 1727/2007, y evaluar si las medidas de protección de los cetáceos

propuestas por el RD son medidas realmente eficaces para minimizar el impacto de las actividades de observación de cetáceos.

2.6 A partir de la información adquirida en 2.1, 2.2, 2.3, 2.4 y 2.5, investigar las zonas de ocurrencia y la severidad de los impactos causados por las amenazas cumulativas

Además de los posibles impactos causados por cada amenaza por separado sobre los calderones comunes, la acumulación de varias amenazas en ciertas áreas puede maximizar los efectos negativos de cada amenaza, incluso cuando cada una ocurre en niveles menores de los identificados anteriormente.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Recopilar la información sobre las actividades antropogénicas, gracias a las acciones 2.1 hasta 2.5, y desarrollar una base de datos nacional de SIG para identificar áreas donde la presencia de calderón común (ver 1.4a) coincide con altos niveles de amenazas cumulativas y su evolución,
- b) Monitorizar los parámetros identificados como característicos de los hábitats importantes y los patrones de uso del hábitat por el calderón común para evaluar cambios potencialmente perjudiciales en estas características que pueden reflejar una alteración del hábitat,
- c) Monitorizar cambios potenciales en el nivel de amenazas que pueden reflejar una alteración del hábitat,
- d) Llevar a cabo investigaciones y realizar análisis para entender los impactos del cambio climático en el medio físico y en el medio biológico sobre los calderones comunes y buscar estrategias para reducir estos impactos

2.7 Realizar estudios de viabilidad de población

Para evaluar adecuadamente el estado de las poblaciones de calderón común, es necesario desarrollar modelos de la probabilidad de extinción que tendrían a corto, medio y largo plazo, y modelizar los efectos sobre esta probabilidad de las amenazas y de las medidas correctoras detalladas en 2.1 a 2.6. Estos análisis permiten estimar la viabilidad de la población así como su resiliencia frente a distintos niveles de amenazas e identificar el umbral por encima del cual la probabilidad de extinción supera un valor predeterminado.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Determinar un riesgo de extinción aceptable a corto, medio y largo plazo a partir de las evaluaciones de los científicos y de los requisitos de la administración
- b) Desarrollar modelos de viabilidad de población para evaluar los efectos de diferentes niveles de amenazas identificadas en 2.2 a 2.7 sobre la probabilidad de extinción de la población de calderones comunes, a corto, medio y largo plazo y verificar que esta probabilidad esté por debajo de los umbrales definidos en 2.8a.
- c) Desarrollar modelos de viabilidad de población para evaluar los efectos de las medidas correctoras desarrolladas en 2.2 a 2.5 sobre la probabilidad de extinción

de la población de calderones comunes, a corto, medio y largo plazo y verificar que esta probabilidad esté por debajo de los umbrales definidos en 2.8a.

- **ACCIONES DE GESTIÓN/CONSERVACIÓN**

3.0 Acciones para reducir la mortalidad de la especie y actuaciones de protección del hábitat.

3.1 Asegurar y coordinar la puesta en práctica del Plan de Conservación de los calderones comunes creando un comité de coordinación con un coordinador dedicado y fomentar e impulsar la implementación a nivel internacional para el intercambio de información sobre biología, amenazas, y acciones de conservación para los calderones comunes utilizando las herramientas actualmente existentes (CMS, ACCOBAMS, CBI, CITES, ICES, ICCAT, IMO, etc.)

Como mecanismo de apoyo a la promoción e implementación del Plan de Conservación de los calderones comunes en el Mediterráneo español, es imprescindible la puesta en marcha de una secretaría/comité de coordinación permanente, compuesto por todos los actores involucrados como las administraciones locales, regionales, estatales y internacionales así como los gestores, usuarios del mar (avistamiento de cetáceos, pesquerías, tráfico marítimo, actividades militares, etc.), investigadores, organizaciones conservacionistas. Gracias a la dotación de un coordinador dedicado al cumplimiento del plan de conservación, este comité realizará las **labores siguientes en colaboración con el 1.1:**

- a) Dinamizar la búsqueda de fondos
- b) Promover la puesta en marcha de las medidas contempladas en sus diferentes aspectos y ámbitos
- c) Realizar el seguimiento del desarrollo de las acciones
- d) Involucrar a los actores
- e) Realización de un taller de trabajo internacional periódico (cada 2 años) que por un lado analice la posibilidad de extender el plan de Conservación a otros países (Marruecos, Francia, Argelia por ejemplo). En todo caso será necesario empezar a desarrollar el plan en España independientemente de que se extienda a otros países.
- f) Fomentar el intercambio de información sobre biología, amenazas, y acciones de conservación para los calderones comunes utilizando las herramientas actualmente existentes (CMS, ACCOBAMS, CBI, CITES, ICES, ICCAT, IMO, etc.)
- g) Fomentar la colaboración internacional en el intercambio de información y el desarrollo de estudios conjuntos sobre los posibles impactos de actividades antropogénicas definidos en 2.1 a 2.7, incluyendo la participación en bases de datos internacionales (como MEDACES)
- h) Fomentar el uso de medidas correctoras (en consonancia con 3.2 a 3.5) para las amenazas de origen antropogénico en los países vecinos, dentro del área de distribución de los calderones comunes.
- i) Fomentar la colaboración internacional en el intercambio de información y el desarrollo de estudios conjuntos sobre la eficiencia de las medidas correctoras para los impactos de actividades antropogénicas (en consonancia con 3.2. a 3.5)

- j) Asegurar la cooperación transfronteriza para la identificación y protección de los hábitats esenciales para los calderones comunes (en consonancia con 1.4)

3.2 Proteger y monitorizar los hábitats importantes para las poblaciones de calderón común (identificados en 1.4) en aguas españolas y fomentar su protección en el Mediterráneo

La protección de los hábitats importantes para los calderones comunes, se puede conseguir gracias a su inclusión en la Red de Áreas Marinas Protegidas de España, según la Ley 41/2010 de Protección del Medio Marino (Ley 41/2010), y la aplicación de las medidas necesarias para la reducción de las amenazas por la gestión eficiente de estas áreas. Algunos de los hábitats importantes para el calderón común estarán ya declarados con una figura de protección de ámbito nacional (p. ej. las zonas de la Red Natura 2000, las Áreas Marinas Protegidas, las Reservas Marinas, etc.) o internacional (p. ej. las Reservas de la Biosfera, los lugares Patrimonio Mundial de la UNESCO, las Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo, etc.) y necesitarán el diseño y la puesta en práctico de un plan de gestión, pero para otros hábitats importantes todavía les falta dotarles de la figura de protección adecuada e incluirlos dentro de la Red de Áreas Marinas Protegidas de España.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Asegurar la protección efectiva de los hábitats importantes para calderón común identificados en 1.2 creando las figuras de protección (nacionales o internacionales) adecuadas para su gestión sostenible (p. ej. LIC, parque natural, área marina protegida, ZEPIM, etc.) y limitando las amenazas para la población de calderones comunes
- b) Diseñar y poner en práctica los planes de gestión para todas las zonas incluidas en la Red de Áreas Marinas Protegidas de España (ver 3.1ab).
- c) Fomentar la protección de los hábitats importantes para calderón común en el resto del Mediterráneo, y su inclusión en la Red Global de Áreas Marinas Protegidas (según la Ley 41/2010).
- d) Fomentar la participación de la población y la administración local en la gestión y conservación del medio marino mediante procesos de custodia marina.
- e) En las áreas marinas protegidas creadas en 3.2a y 3.2b, asegurarse de que cualquier actividad que genere posibles efectos negativos para los calderones comunes por encima de umbrales definidos en 2.1 a 2.7 tengan proceso de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA), y aplicar el principio de precaución en áreas donde se desconoce la importancia del hábitat para los calderones comunes.

3.3 Limitar los impactos causados por las colisiones con embarcaciones

Las colisiones con embarcaciones son amenazas que van a aumentar con el tiempo en vista al aumento continuo del tráfico marítimo tanto a nivel nacional como a nivel internacional. Gracias a los estudios realizados en 2.2, se puede determinar las medidas más adecuadas para reducir los impactos causados por las embarcaciones. Sin embargo, es muy importante trabajar junto con los actores directos e indirectos, las empresas de transporte marítimo, administraciones, y todos los usuarios del mar para

poner en prácticas las medidas determinadas y evaluar su efecto para reducir el problema de las colisiones con embarcaciones.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Fomentar la participación de los usuarios marinos en las redes de avistamientos oportunistas y así sensibilizarles,
- b) Fomentar mecanismos para informar e incitar a los usuarios del mar que hayan presenciado una colisión con calderón común a notificar el incidente a la autoridad competente, y enviar anualmente esta información a la base de datos internacional sobre colisiones gestionada por la CBI,
- c) Trabajar con la industria de transporte marítimo, las tripulaciones y las administraciones para poner en práctica medidas correctoras identificadas en 2.2.

3.4 Limitar los impactos causados por interacción con pesquerías y arte de pesca

Gracias a los estudios realizados en 2.3, se puede determinar las medidas más adecuadas para reducir los impactos causados por las interacciones con pesquería y arte de pesca. Sin embargo, es muy importante trabajar junto con los actores directos e indirectos, los pescadores profesionales y deportivos, administraciones, y todos los usuarios del mar para poner en prácticas las medidas determinadas y evaluar su efecto para reducir el problema de las interacciones con pesquerías.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Desarrollar y poner en prácticas programas para reducir la tasa de pérdida/abandono del arte de pesca, mejorar las notificaciones de pérdida y fomentar la recuperación del arte perdido.
- b) En adecuación con 2.3, poner en práctica las medidas correctoras para limitar las interacciones negativas entre calderón común y pesquerías o artes de pesca.
- c) Mejorar la eficacia de las actividades de desenmalle mediante la formación a los pescadores, la concesión del material adecuado y la coordinación de los esfuerzos.
- d) Gracias a 1.4 y 2.3, definir limitaciones temporales y espaciales de artes de pesca identificadas como problemáticas para calderones comunes.
- e) Reforzar los controles sobre las actividades de pesca ilegal como el uso de redes a la deriva.

3.5 Reducir por debajo de umbrales definidos en 2.4 los niveles de contaminación por vertidos de sustancias o energías en los hábitats de calderón común

Los niveles más altos de contaminación en el medio marino, se concentran alrededor de las zonas más industrializadas y pobladas. Debido a la proyección de industrialización y el crecimiento de la población que habita las costas de España, se deben de realizar grandes esfuerzos por medio de los gobiernos, industrias, y del público en general para minimizar la contaminación. La coordinación internacional e

iniciativas con países vecinos pueden también contribuir a la limpieza del medio ambiente.

De acuerdo con la ley 41/2010, de 29 de diciembre, de Protección del medio marino (Ley 41/2010), es necesario *“Prevenir y reducir los vertidos al medio marino, con miras a eliminar progresivamente la contaminación del medio marino”*. Gracias a los estudios realizados en 2.4, se puede determinar las medidas más adecuadas para reducir la contaminación del medio marino, en adecuación con las directrices adoptadas por ACCOBAMS (2010).

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Regular las industrias responsables de la producción de sustancias y energías contaminantes para reducir su introducción al medio por debajo de los límites establecidos en 2.4 (p. ej. tratamiento de aguas residuales, de derivados industriales y de agricultura, campañas sísmicas, tráfico marítimo, etc.).
- b) Fomentar el uso de estándares internacionales referentes a la emisión de ruido por buques comerciales y barcos de turismo de avistamiento de cetáceos
- c) Desarrollar y fomentar programas de educación ambiental.

3.6 Poner en práctica el control y la regulación de las actividades de avistamiento recreativo de cetáceos y crear estándares de calidad para empresas “responsables”

La actividad de avistamiento de cetáceos es una herramienta muy interesante para obrar para la conservación de los cetáceos, y del calderón común. Además de la creación de un permiso obligatorio para desarrollar este tipo de ecoturismo, la promoción de la creación de estándares de calidad con la participación de las entidades dedicadas a la observación de cetáceos en los objetivos de conservación aumentaría los beneficios aportados por este tipo de actividad, y sería la garantía de un turismo responsable y sostenible a favor del buen estado de salud del medio marino y de los cetáceos.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Desarrollar y fomentar un sistema de acreditación tipo “bandera azul” para empresas responsables de ecoturismo de avistamiento de cetáceos, de vida marina y de vela, para la creación de estándares de calidad y objetivos de conservación en las empresas involucradas, siguiendo las pautas recomendadas por organismos internacionales como ACCOBAMS (modificado a partir de ACCOBAMS 2010):
 1. Firma de un compromiso de cumplimiento de un código de buenas prácticas ambientales (p. ej. Facilitar la separación selectiva de residuos a bordo de la embarcación), además de cumplir con el R.D. 1727/2007.
 2. Colaboración con programas de investigación
 - a. Complimentación de hojas de datos científicos durante las salidas y envío a la base de datos nacional (ver 1.1)
 - b. Apoyo tanto económica como logísticamente a proyectos de investigación y conservación de cetáceos desarrollados por entidades independientes

- c. Desarrollo de programas específicos con un investigador a bordo (opcional)
 3. Desarrollo de actividades de avistamiento de fauna, no sólo centrada en cetáceos sino en toda la riqueza faunística de la zona, preferiblemente durante salidas de larga duración (medio día, un día e incluso varios días).
 4. Incompatibilidad del desarrollo de actividades de pesca recreativa con actividades de avistamiento de fauna en la misma salida.
 5. Compromiso de colaboración con grupos de trabajo en lo referente a la actividad de avistamiento de cetáceos.
- b) Controlar el cumplimiento efectivo del R.D. 1727/2007 de Protección de Cetáceos por los barcos de ecoturismo de avistamiento de cetáceos y avistamiento oportunista por barcos de recreo y tomar las medidas adecuadas (multas, suspender o revocar el permiso para operadores ver 4.3) en caso de no cumplirlo.
 - c) Definir un límite de densidad de permisos para actividades de avistamiento de cetáceos (ver 4.3) por área en base a la importancia ecológica del área para calderón común (ver 1.4)
 - d) Fomentar la presencia de un guía naturalista a bordo de los buques de pasaje (cruceros y ferris)

3.7 Solicitar la inclusión de los calderones comunes en el Anexo II de la Directiva Hábitat del Consejo europeo

El Anexo II de la Directiva 92/43/CEE o Directiva Hábitat de 21 de mayo del Consejo Europeo relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestres, que recoge las especies animales y vegetales de interés comunitario cuya conservación requiere la designación de Zonas Especiales de Conservación (ZECs), sólo incluye a dos especies de cetáceos, el delfín mular (*Tursiops truncatus*) y la marsopa (*Phocoena phocoena*). En las ZECs, los Estados miembros deben adoptar todas las medidas necesarias para garantizar la conservación de los hábitats y evitar su deterioro y las alteraciones significativas que afecten a las especies.

La inclusión de los calderones del Mediterráneo dentro de este Anexo II ayudaría a poner en práctica las medidas de conservación para esta especie en el Mediterráneo, impulsando la creación de áreas marinas protegidas importantes para los calderones comunes.

- **ACCIONES LEGISLATIVAS**

4.0 Actuaciones para conseguir un marco sociopolítico/legislativo propicio para el desarrollo de las estrategias de conservación

4.1 Asegurarse de que cualquier actividad que provoque o pueda provocar efectos nocivos sobre los calderones comunes tenga proceso de Evaluación de Impacto Ambiental, teniendo en cuenta los impactos posibles sobre la especie y las medidas correctoras necesarias.

Uno de los principios básicos que debe cumplir toda política ambiental es el de la prevención. Por dicha razón, la mejor manera de actuar en esta materia es tratar de

evitar, con anterioridad a su producción, la contaminación o los daños ecológicos, más que combatir posteriormente sus efectos. Asimismo, la evaluación de impacto ambiental (EIA) constituye el instrumento más adecuado para la preservación de los recursos naturales y la defensa del medio ambiente. Introduciendo la variable ambiental en la toma de decisiones sobre los proyectos con incidencia en el medio ambiente, la EIA proporciona una mayor fiabilidad y confianza a las decisiones que deban adoptarse, teniendo en cuenta todos los efectos derivados de la actividad proyectada. Según el artículo 1.3a del Real Decreto Legislativo 1/2008, de 11 de enero, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos (RD 1/2008), *“la evaluación del impacto ambiental identificará, describirá y evaluará de forma apropiada, en función de cada caso particular y de conformidad con esta Ley, los efectos directos e indirectos de un proyecto sobre [...] la fauna”*. Sin embargo, algunas de las amenazas posibles para el calderón común, no están contempladas dentro de esta ley, y las actividades que originan estas amenazas no requieren la realización de una EIA.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Incluir las siguientes actividades dentro de los Anexos I y II del Real Decreto Legislativo 1/2008, de 11 de enero, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos (RD 1/2008), que deberán someterse a una EIA: todas las actividades humanas que provoquen efectos negativos para el calderón común por encima de umbrales definidos en el bloque 2.0, incluyendo maniobras militares, campañas sísmicas de investigación o comerciales, apertura o modificación de líneas marítimas, avistamiento de cetáceos, creación y modificación de arte, periodo o zona de pesca, y que tengan en cuenta los impactos posibles sobre la especie y las medidas correctoras necesarias.
- b) Incluir las actividades 4.1a dentro de los Anexos I y II de la Ley 9/2006, de 28 de abril, sobre evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente (Ley 9/2006), y que tengan en cuenta los impactos posibles sobre la especie y las medidas correctoras necesarias.

4.2 Desarrollar un marco legal para obtención de permisos para desarrollar investigación sobre calderón común, en consonancia con 1.1

La Resolución 4.18 de ACCOBAMS recomienda pautas para la creación de permiso para usar métodos invasivos de investigación sobre cetáceos (ACCOBAMS, 2010). Se recomienda que la autoridad competente tiene que asegurar que las autorizaciones se otorguen a actividades de investigación sobre cetáceos desarrolladas con altos estándares científicos y éticos para el buen-estado de los animales, contribuyendo a temas prioritarios para la conservación y la gestión y teniendo la coordinación y el diseño adecuados para maximizar los beneficios de la actividad y minimizar el efecto negativo sobre los individuos, las poblaciones y el ecosistema.

Las actividades de investigación invasivas que necesitan permisos especiales incluyen pero no se limitan a:

- despliegue de marcas, de cualquier tipo y usando cualquier método;
- muestreo por biopsia;

- otras actividades invasivas;
- manejo vivo, incluso temporal, de un cetáceo;
- experimentos de *playback* acústico;
- investigación sobre los impactos de sonares activos o pasivo, incluyendo experimentos de exposición controlada “*controlled exposure experiments*”;
- experimentos usando sistemas de alejamiento acústico “*acoustic deterrent devices*”;
- observaciones de comportamiento y foto-identificación a poca distancia;
- Cualquier otra técnica que pudiera afectar a los calderones comunes.

Asimismo, es importante que la autoridad competente (sobre los consejos del grupo de trabajo creado en 1.1 asegure que no se dupliquen los esfuerzos de investigación innecesariamente y que las actividades no tengan impactos negativos para especies no-objetivos ni el ecosistema marino.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Crear un permiso para actividades de investigación sobre cetáceos, otorgadas por la autoridad competente a nivel nacional o autonómico (en relación/coordinación con la nacional). Para otorgar el permiso, la autoridad competente tendrá que evaluar las calificaciones del equipo de investigadores, la relevancia de los objetivos de la investigación, la calidad del diseño del proyecto, la adecuación de la zona y periodo de estudio y la necesidad de usar métodos invasivos, el almacenamiento adecuado de los datos conseguidos y su envío a la base de datos nacional 1.1. así como la publicación de los resultados a nivel nacional e internacional.

4.3 Incorporar al derecho español las directrices de ACCOBAMS para desarrollar actividades de ecoturismo de avistamiento de cetáceos

La Resolución 4.7 adoptada por España en la cuarta reunión de los países miembros de ACCOBAMS expone las directrices para el desarrollo de actividades comerciales de avistamiento de cetáceos en la zona de ACCOBAMS (ACCOBAMS, 2010). Esta resolución recomienda que las autoridades competentes del estado miembro incorporen estas directrices en sus legislaciones nacionales o regionales.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Realizar una EIA previo al desarrollo de toda actividad de avistamiento de cetáceos (ver 4.1)
- b) Crear un permiso obligatorio otorgado por la autoridad competente para poder desarrollar actividades de ecoturismo de avistamiento recreativo de cetáceos, bajo el cumplimiento de unos criterios.
- c) Para pedir el permiso a la autoridad competente, el operador tiene que justificar las características siguientes sobre el desarrollo de su actividad (modificado a partir de ACCOBAMS, 2010):
 - el tipo, número y velocidad de las embarcaciones y avionetas y número máximo de embarcaciones o aviones que el operador piensa manejar;
 - la información referente al nivel de ruido y emisiones de cada embarcación o avioneta, tanto por encima como debajo del mar;
 - el área de la actividad;

- la base de la actividad;
 - la duración y la frecuencia de los viajes;
 - las especies de cetáceos con las que la operación tendrá cualquier tipo de contacto;
 - el método de localización de los cetáceos;
 - el número máximo de pasajeros que pueden subir a bordo;
 - la experiencia demostrable con cetáceos de la persona a cargo de la embarcación o la avioneta y de su conocimiento del R.D. 1727/2007;
 - la presencia a bordo y la experiencia demostrable (certificación, ver 4.3c) del guía y el material educativo proporcionado a los pasajeros;
 - la altura a la que puede sobrevolar la avioneta.
 - la encuesta que será distribuida a los clientes al finalizar la salida.
- d) Crear una certificación obligatoria para los guías de avistamiento de cetáceos, consistiendo en un curso oficial de formación que abarque los siguientes temas (modificado a partir de ACCOBAMS, 2010):
- Identificación, fisiología, biología y ecología de las distintas especies de cetáceos de la zona de trabajo
 - Conocimientos sobre la zona: oceanografía, geología, meteorología, cultura, historia, leyendas y mitología
 - Estatus de conservación de las diferentes especies: problemática de las especies y sus hábitats
 - Identificación de otras especies de interés en la zona, como avifauna o ictiofauna.
 - Papel e importancia de los cetáceos en el ecosistema.
 - Legislación vigente en materia de conservación que afecte a la fauna y al medio marino, incluyendo el R.D. 1727/2007.
 - Educación ambiental de calidad dirigido al público visitante, métodos y contenidos
 - Conocimientos sobre la metodología aplicada en la investigación sobre cetáceos.
 - Actividad pesquera y los tipos de pesquerías, así como los artes de pesca utilizados en la zona.
 - Formación básica y primeros auxilios
 - Anécdotas y datos curiosos sobre individuos concretos identificados en la zona (opcional).

Se entregará una certificación de la realización del curso y las prácticas al asistir a la formación a tiempo completo y tras superar un examen final.

Al menos una persona que haya recibido el curso específico de formación ha de acompañar al resto de la tripulación en cada salida de avistamiento.

El capitán del barco se encargará de que las recomendaciones hechas por esta persona cualificada sean respetadas en todo momento, especialmente a la hora de aproximarse a los animales.

- **ACCIONES DE EDUCACIÓN, FORMACIÓN, SENSIBILIZACIÓN**

5.0 Actuaciones de información, sensibilización y apoyo social

5.1 Desarrollar un plan estratégico de educación ambiental a nivel nacional y autonómico, que asegure la formación en materia ambiental de todos los actores involucrados (usuarios del mar, formadores, estudiantes y población general) así como la creación de materiales de apoyo para la sensibilización ambiental de la sociedad.

Una condición indispensable para avanzar hacia el desarrollo sostenible y conseguir un uso equilibrado y respetuoso de los recursos marinos reside en la consecución de una sociedad informada, sensibilizada y comprometida activamente con su medio ambiente. La participación del público en general representa la mayor parte del éxito o fracaso de los esfuerzos de conservación para la mayoría de las especies amenazadas. En este sentido la educación ambiental desempeña un papel crucial con el objeto de promover esta implicación social, de todos los actores sociales, con el uso de herramientas diversas y complementarias como formación y capacitación, información y comunicación, participación y voluntariado ambiental, etc. Para ello, es indispensable que todos los agentes vinculados con la conservación del medio marino tengan acceso a una información de calidad, elaborada a partir de los conocimientos actualizados sobre la especie (a partir de los resultados del bloque 1.0), sus amenazas (bloque 2.0), las medidas de conservación (bloque 3.0) y el marco legislativo existente (4.0). Asimismo, cabe resaltar la puesta en práctica del “Plan de conservación del calderón común en el Mediterráneo español”.

A continuación, se detalla el Plan estratégico de educación ambiental para calderones comunes, para el cual es necesario:

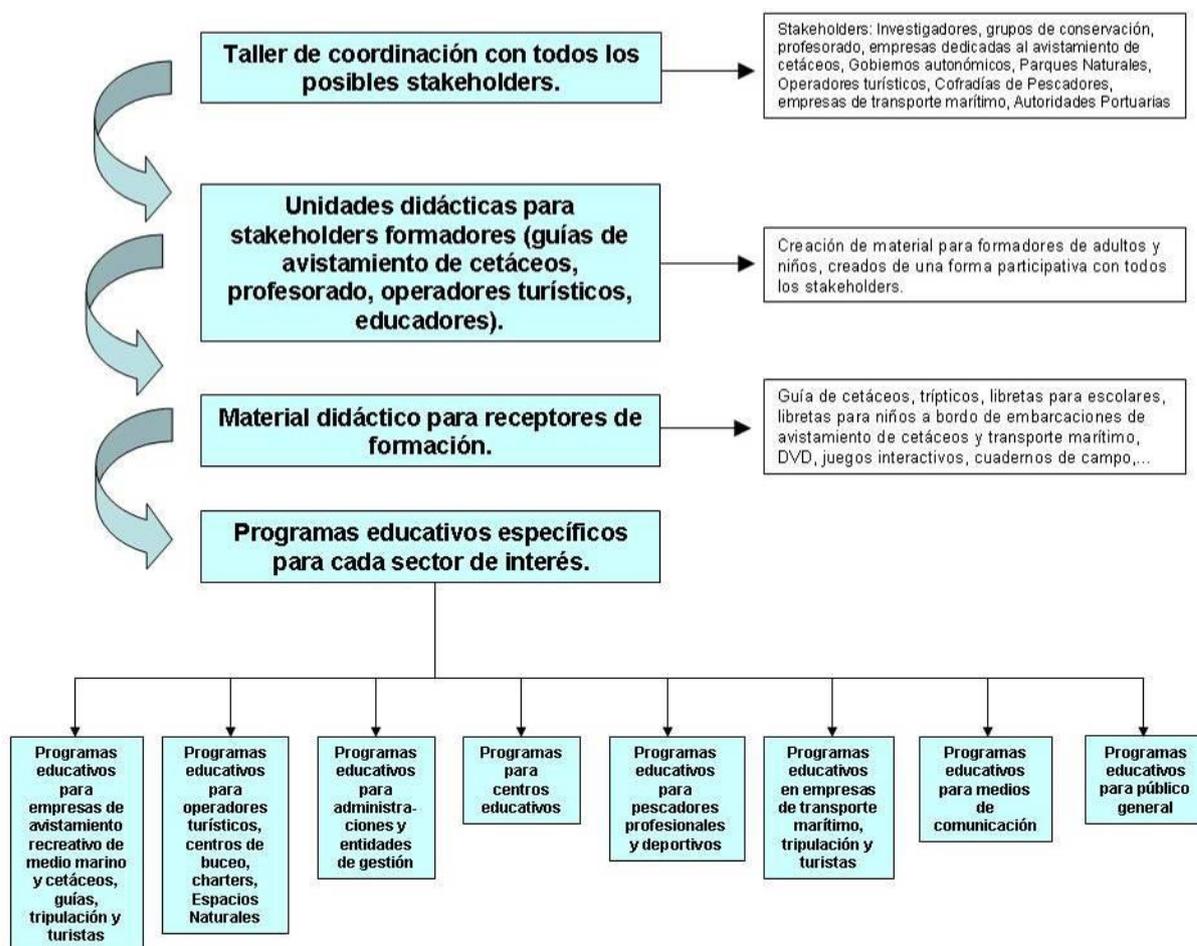
Crear y difundir materiales educativos de calidad sobre la necesidad de conservar y proteger el calderón común y el medio marino, así como dar a conocer el Plan de Conservación de calderón común y el R.D. 1727/2007 de Protección de cetáceos tanto para las fuentes (educadores) como para los receptores de educación y sensibilización ambiental como son (ver esquema):

a) las administraciones, entidades de gestión y autoridades de control,

b) los usuarios del mar:

- Los pescadores profesionales y deportivos, incluyendo módulos específicos sobre el uso de artes de pesca alternativas, protocolos de desenmalle de calderón común, y preservación de los recursos marinos
- Los capitanes, tripulaciones y compañías marítimas, incluyendo módulos específicos sobre medidas efectivas para evitar las colisiones con calderón común, áreas de presencia y rutas de migración de calderón común, etc.
- Las empresas de ecoturismo con observación del medio marino (desde tierra o desde costa), con especial atención a las empresas de avistamiento de cetáceos
- Los pasajeros a bordo de los barcos de ecoturismo de avistamiento de cetáceos y buques de pasaje (cruceros y ferris)

- Los propietarios/patrones de embarcaciones de recreo
- c) los centros educativos: profesores, educadores y alumnos de todas edades
- d) los Espacios naturales protegidos: guías, técnicos, centros de recepción y turistas de los Espacios Naturales protegidos
- e) los medios de comunicación (campañas de divulgación mediática) y el público general



• ACCIONES DE MONITORIZACIÓN

6.0 Desarrollar planes de monitorización

La investigación es necesaria para conocer los factores potenciales de riesgo que pueden estar ligados a la conservación de los calderones comunes en el Mediterráneo español. El estudio de los resultados será una fuente importante para el desarrollo de las acciones de gestión basadas en la ciencia para contestar a sus amenazas.

Muchas de las actividades de investigación deberán involucrar un esfuerzo de muestreo repetitivo a largo plazo para monitorizar las futuras tendencias y asegurar la eficiencia de las acciones de gestión. **El monitoreo es necesario para seguir el estatus de la población y la eficacia de las medidas de conservación.** La investigación y monitoreo apoyarán un enfoque de gestión adaptativo, mediante la obtención de nueva información, y las prioridades se podrán ir ajustando.

Para llevar a cabo esta acción, es necesario:

- a) Revisar periódicamente los conocimientos sobre el calderón común y evaluar los cambios en las tendencias de población, zonas de distribución, ecología y ecosistema de la especie, gracias a estudios a largo plazo
- b) Revisar periódicamente el efecto de los factores antropogénicos evaluados en el bloque 2.0
- c) Evaluar los efectos de las medidas de conservación propuestas en los bloques 1.0 a 6.0 y ajustarlas si fuera necesario
- d) Evaluar y cuantificar periódicamente el efecto posible de nuevas amenazas que no se hayan identificado hasta ahora para las poblaciones de orcas.

III. Referencias

- ACCOBAMS, 2010. Report of the Fourth Meeting of the Contracting Parties to ACCOBAMS. Monaco, 9th-12th November 2010. 377 pp.
- 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.
- Bearzi G., Notarbartolo di Sciara G., Reeves R.R., Cañadas A., Frantzis A., 2004. Conservation Plan for short beaked common dolphins in the Mediterranean Sea. ACCOBAMS, Agreement on the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, Mediterranean Sea and Contiguous Atlantic Area. 90 pp.
- 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.
- 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).
- Department of the Environment, Heritage and Local Government, 2009. Conservation Plan for Irish Cetaceans. Public Consultation Draft. 99 p.
- 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.
- González, L.M., 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.
- Gregg, E.J., Calambokidis, J., Convey, L., Ford, J.K.B., Perry, R.I., Spaven, L., Zacharias, M., 2006. Recovery Strategy for Blue, Fin, and Sei Whales (*Balaenoptera musculus*, *B. physalus*, and *B. borealis*) in Pacific Canadian Waters. En Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Vancouver: Fisheries and Oceans Canada. vii + 53 p.
- 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), 2010. Recovery plan for the fin whale (*Balaenoptera physalus*). National Marine Fisheries Service, Silver Spring, MD. 121 pp.

Anexo 1 – Medidas de conservación

- Office of the Queensland Parliamentary Counsel, 1997. Nature Conservation (Whales and Dolphins) Conservation Plan 1997. Nature Conservation Act 1992. Reprint No. 1B. 19pp.
- OSPAR Commission, 2010. Background document for Blue whale *Balaenoptera musculus*. Biodiversity Series. 20 p.
- 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.
- 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.