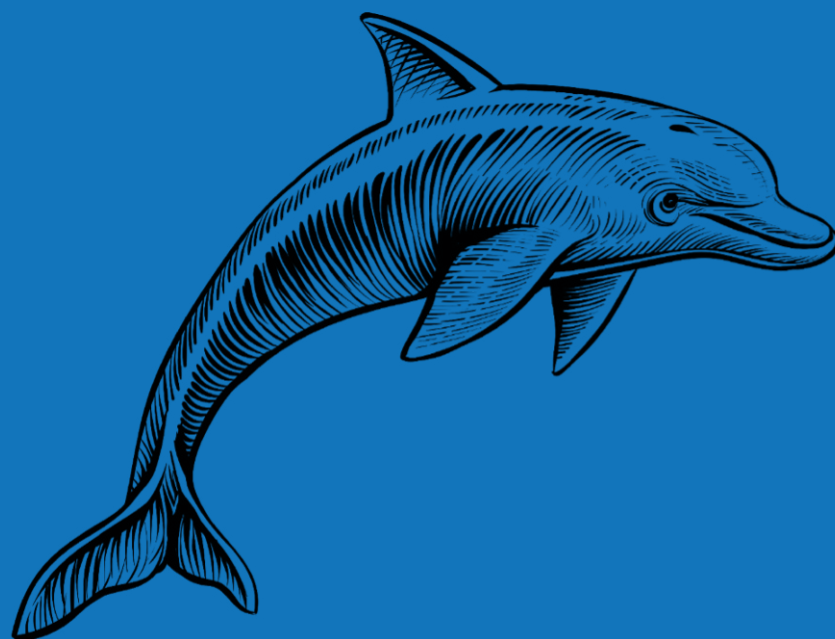


EVALUACIÓN DEL MEDIO MARINO



Tercer ciclo de estrategias marinas

DESCRIPTOR 1 BIODIVERSIDAD MAMÍFEROS MARINOS



Cofinanciado por
la Unión Europea

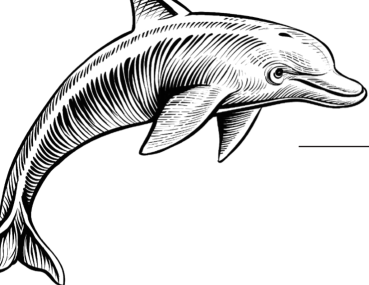


VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO
MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Fondos Europeos

ESTRATEGIAS
MARINAS
Protegiendo el mar para todos



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO



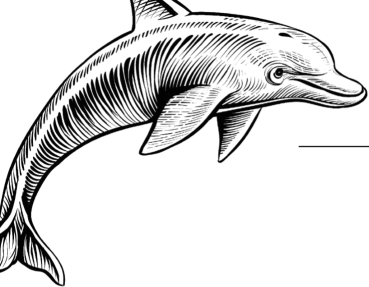
Aviso legal: Los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados citando la fuente, y la fecha, en su caso, de la última actualización.

Edita: © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO). Madrid 2025.

NIPO: 665-25-050-2

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado: <https://cpage.mpr.gob.es>

MITECO: www.miteco.es



Autores del documento

INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA (IEO-CSIC)

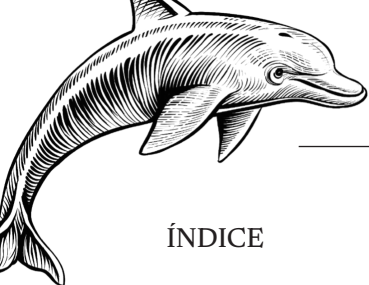
- Camilo Saavedra Penas (Centro Oceanográfico de Vigo)
- José Antonio Vázquez Bonales (Centro Oceanográfico de Vigo)
- Paula Gutiérrez Muñoz (Centro Oceanográfico de Vigo)
- Paula Suárez Bregua (Centro Oceanográfico de Vigo)
- José Antonio Martínez Cedeira (Centro Oceanográfico de Vigo)
- Miguel Álvarez González (Centro Oceanográfico de Vigo)
- Raquel Alves Garaña (Centro Oceanográfico de Vigo)
- Cristina González García (Centro Oceanográfico de Vigo)
- Julio Valeiras Mota (Centro Oceanográfico de Vigo)
- Natacha Aguilar de Soto (Centro Oceanográfico de Canarias)
- Joan Giménez Verdugo (Centro Oceanográfico de Málaga)

COORDINACIÓN GENERAL MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO (SUBDIRECCIÓN GENERAL PARA LA PROTECCIÓN DEL MAR)

- Itziar Martín Partida
- Marta Martínez-Gil Pardo de Vera
- Lucía Martínez García-Denche
- Francisco Martínez Bedia
- Carmen Francoy Olagüe

COORDINACIÓN INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA (IEO-CSIC)

- Alberto Serrano (Coordinación)
- Paula Valcarce Arenas (Coordinación)
- Mercedes Rodríguez Sánchez (Coordinación)
- Paloma Carillo de Albornoz (Coordinación)

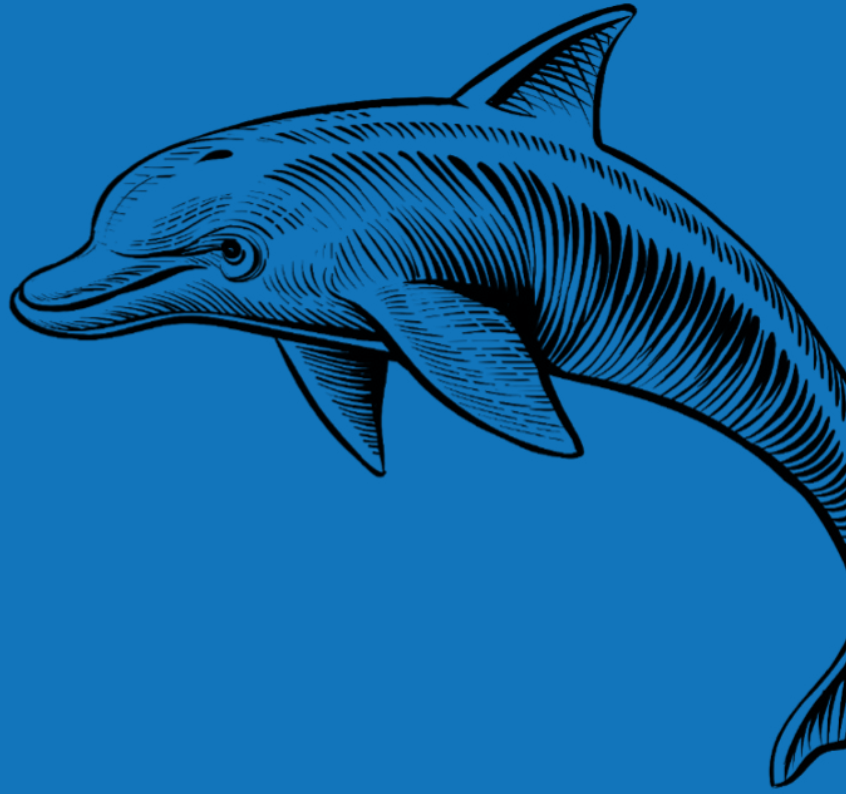


ÍNDICE

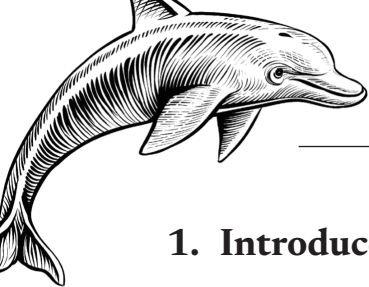
Autores del documento	3
1. Introducción.....	7
2. Definición de buen estado ambiental (BEA).....	10
3. Características (grupos de especies), elementos (especies) y criterios evaluados en el Descriptor 1 – Biodiversidad – Mamíferos marinos	12
4. Metodología de evaluación por criterio	19
4.1. D1C1 captura accidental.....	19
4.1.1. Captura accidental.....	19
4.1.2. Colisiones.....	20
4.2. D1C2 Abundancia.....	21
4.2.1. Distance sampling (DS).....	21
4.2.2. Captura – Marcaje – Recaptura (CMR).....	28
4.3. D1C3 Características demográficas	31
4.4. D1C4 Distribución	32
4.5. D1C5 Hábitat	32
5. Pequeños odontocetos	34
5.1. Consecución del BEA para pequeños odontoceros.....	34
5.2. Descripción del estado del grupo de especies.....	34
5.3. Principales actividades humanas y presiones relacionadas	36
5.4. Especies de pequeños odontocetos	36
5.4.1. Marsopa.....	37
5.4.3. Delfín común.....	58
5.4.4. Delfín listado.....	68
5.4.5. Orca.....	77
5.4.6. Delfín moteado del atlántico.....	82
6. Odontocetos de buceo profundo.....	88
6.1. Consecución del BEA.....	88
6.2. Descripción del estado del grupo de especies.....	88
6.3. Principales actividades humanas y presiones relacionadas	90
6.4. Especies de odontocetos de buceo profundo.....	91
6.4.1. Calderón común.....	91
6.4.2. Calderón tropical	101
6.4.3. Zifio de cuvier	105
6.4.4. Calderón gris.....	113
6.4.5. Cachalote.....	121



7. Mysticetos	131
7.1. Consecución del BEA.....	131
7.2. Descripción del estado del grupo de especies.....	131
7.3. Principales actividades humanas y presiones relacionadas	132
7.4. Especies de mysticetos.....	133
7.4.1. Rorcual común.....	133
7.4.2. Rorcual tropical.....	141
8. Listado de acrónimos.....	146
9. Referencias.....	149



INTRODUCCIÓN



1. Introducción

Los mamíferos marinos son uno de los componentes del ecosistema considerados dentro del descriptor 1 de la Directiva 2008/56/CE 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 (Directiva Marco sobre la Estrategia Marina, DMEM) y, por tanto, deben ser evaluados de acuerdo a unos criterios y normas metodológicas descritas en el siguiente apartado de este documento, de acuerdo a la Decisión (UE) 2017/848 de la Comisión, de 17 de mayo de 2017, por la que se establecen los criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas, así como especificaciones y métodos normalizados de seguimiento y evaluación, y por la que se deroga la Decisión 2010/477/UE.

Los mamíferos están agrupados en cuatro grupos de especies en base a sus características ecológicas y fisiológicas, tres de los cuales habitan y se reproducen en aguas nacionales (todos ellos cetáceos, ya que los pinnípedos no se reproducen en territorio nacional): pequeños odontocetos, odontocetos de aguas profundas y mysticetos (Decisión (UE) 2017/848).

La Comisión Europea, en su guía del artículo 8 de la DMEM, propone que la evaluación de los mamíferos marinos se realice a escala subregional (para los pequeños odontocetos) o a nivel regional (para los odontocetos de buceo profundo y los mysticetos). Sin embargo, cada Estado miembro debe reportar dichos datos a nivel de sus áreas marinas de reporte (*Marine Reporting Units*, MRU). Por este motivo, durante el segundo ciclo de evaluación se propuso usar el término unidad de gestión (UG), empleado para definir a un grupo de animales de una especie o población concreta, que habita un área determinada, en la que se podrán aplicar las medidas de gestión pertinentes a aquellas actividades humanas que allí suceden (ICES, 2014). Los criterios para seleccionar las UG más representativas de cada especie en cada demarcación marina fueron: a) representatividad de diferentes nichos ecológicos; b) existencia de datos previos o posibilidad de adquirirlos con una adecuada relación de esfuerzo-beneficio; c) encontrarse en un mal estado de conservación o estar recogidos en otros instrumentos legislativos (por ejemplo, en el Anexo II de la Directiva Hábitats).

De las 32 especies de cetáceos citadas en aguas españolas (Santos et al., 2012), se escogieron una serie de especies repartidas entre varias UG a lo largo de las distintas demarcaciones marinas o MRU nacionales. Esta lista original fue posteriormente discutida y ligeramente modificada en dos proyectos internacionales para la coordinación subregional de la DMEM, MISTIC SEAS II y CetAMBICion, resultando en la actualidad una lista nacional de 31 UGs de mamíferos marinos de 13 especies distintas, 6 odontocetos pequeños, 5 odontocetos de aguas profundas y 2 mysticetos (Figura 1).

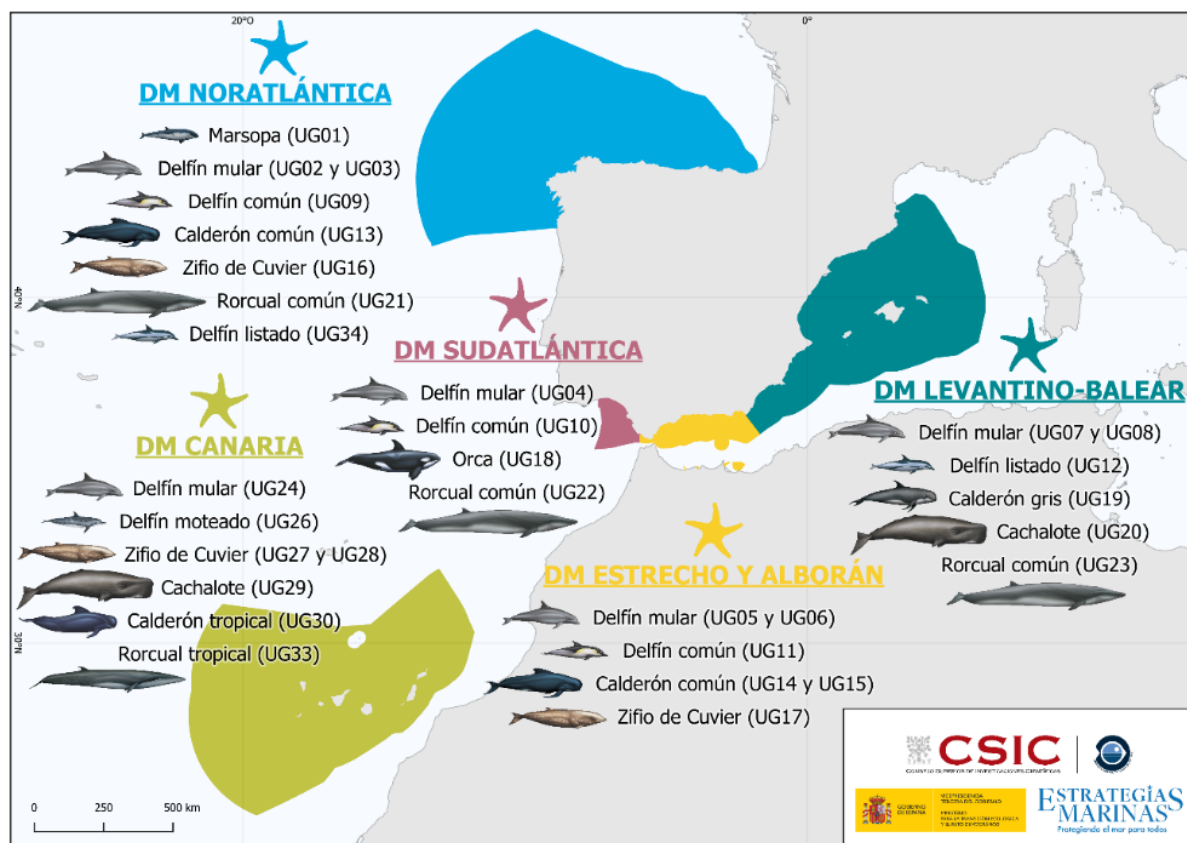
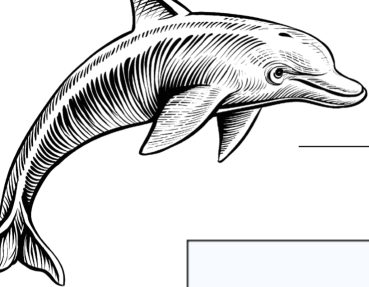
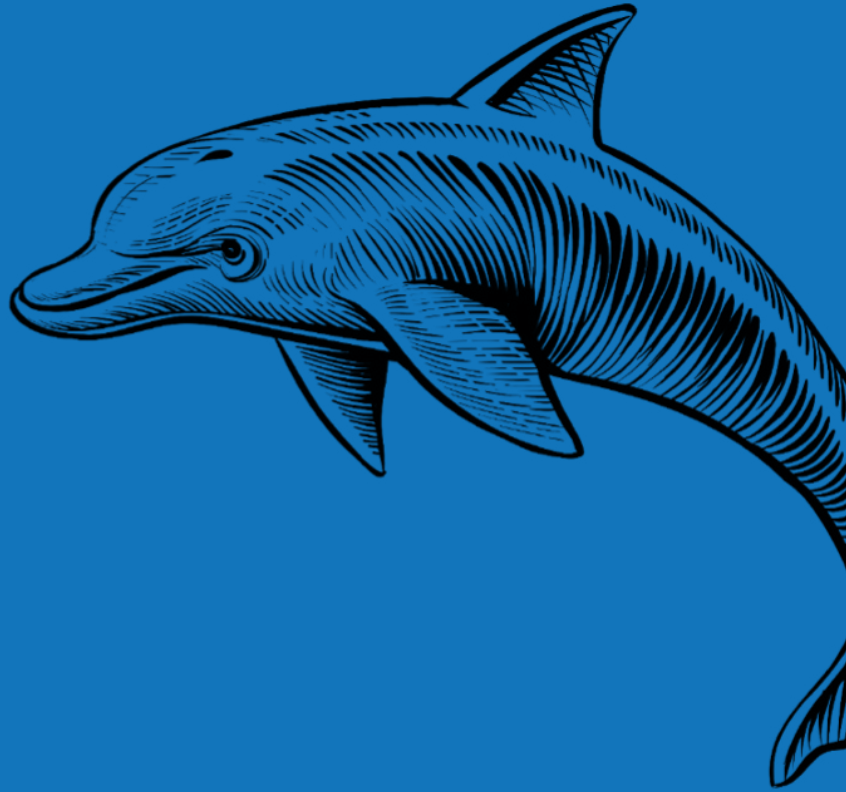


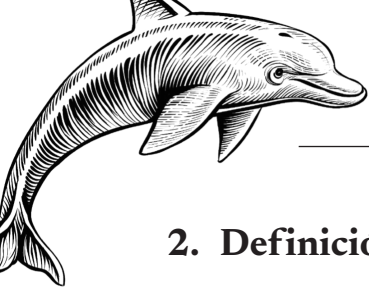
Figura 1. Elementos (especies) y unidades de gestión españolas por demarcación marina. Ilustraciones: Oceanografica.com.

Hay que tener en cuenta que muchas de estas UG nacionales pueden pertenecer a otras UG establecidas a nivel regional o subregional, incluso varias de ellas pueden pertenecer a una misma unidad de gestión que haya sido definida a mayor escala. De hecho, algunas de las especies que se abordan en este documento se evalúan de forma conjunta a nivel de UG, demarcación, subregión y/o región. Las regiones y subregiones relevantes que abarcan aguas españolas y, por lo tanto, que son relevantes para este análisis son las siguientes:

- Región Océano Atlántico Nororiental (ATL):
 - Subregión del golfo de Vizcaya y las costas ibéricas (ABI)
 - Subregión de la región biogeográfica macaronésica (AMA)
- Región Mar Mediterráneo (MED):
 - Subregión del Mediterráneo occidental (MWE)



DEFINICIÓN DE BUEN ESTADO AMBIENTAL (BEA)



2. Definición de buen estado ambiental (BEA)

Los criterios y normas metodológicas para la evaluación de los mamíferos marinos están definidos en la Parte II de la Decisión (UE) 2017/848. Los elementos (especies) de este componente del ecosistema (mamíferos) correspondiente al descriptor 1 (biodiversidad) deben ser evaluados de acuerdo a cinco criterios:

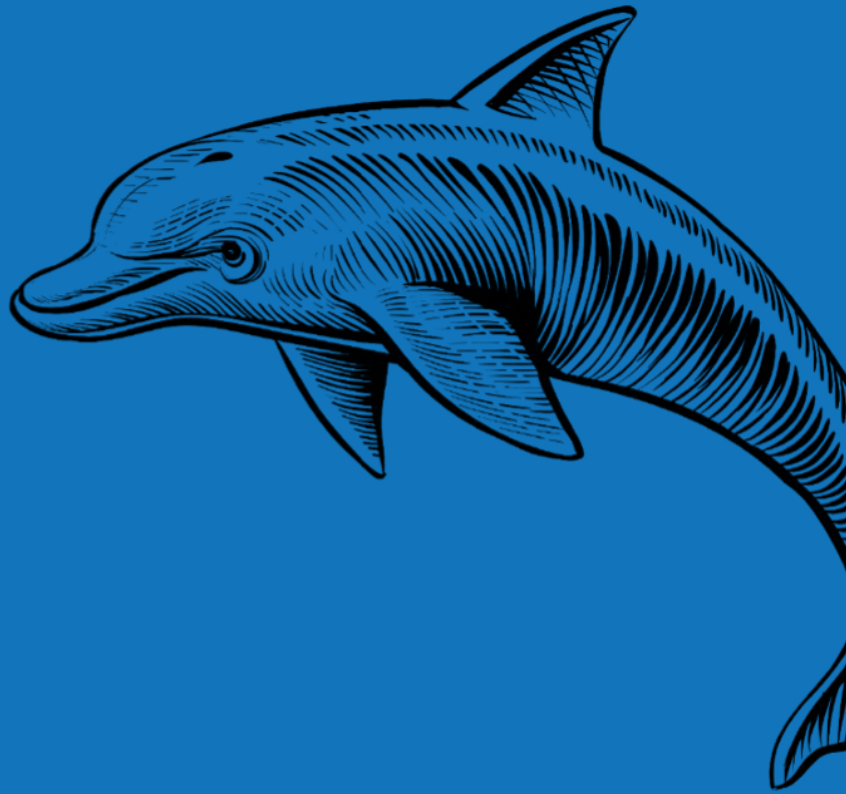
- **D1C1: Captura accidental.** La tasa de mortalidad por especie derivada de las capturas accidentales se sitúa por debajo de los niveles que pueden poner la especie en riesgo, de modo que su viabilidad a largo plazo está asegurada.
- **D1C2: Abundancia.** La abundancia de la población de la especie no se ve afectada adversamente por las presiones antropogénicas, por lo que su viabilidad a largo plazo está asegurada.
- **D1C3: Características demográficas.** Las características demográficas de la población (por ejemplo, estructura por tallas o clases de edad, proporción de sexos, fecundidad y tasas de supervivencia) de la especie son indicativas de una población sana que no se ve afectada adversamente por presiones antropogénicas.
- **D1C4: Distribución.** El área de distribución de la especie y, cuando sea relevante, el patrón es consonante con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas reinantes.
- **D1C5: Hábitat.** El hábitat de la especie tiene la extensión y la condición necesarias para sostener las diferentes fases de su ciclo de vida.

En el caso del D1C1 (criterio primario para la evaluación de los mamíferos, según la Decisión) son varios los métodos existentes para el establecimiento de valores umbral para determinar la consecución del BEA, dependiendo, entre otros factores, de la disponibilidad de datos (ver apartado de “Metodología de evaluación por criterio” y las fichas con la evaluación de cada especie). En general, la definición del BEA conllevará establecer previamente objetivos de conservación y, a partir de estos, establecer un límite superior de capturas como valor umbral.

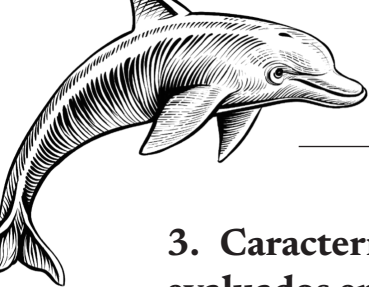
Para definir el BEA en el criterio D1C2 (también primario) se ha tomado como referencia la metodología utilizada por la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). Según dicha metodología, el valor umbral se corresponde con la tasa anual de cambio que provocaría una disminución máxima de 30 % de la abundancia de la población de una especie a lo largo de tres generaciones, de manera que cada especie o unidad de gestión cuenta con un valor umbral particular.

En el caso del criterio D1C3, actualmente se está trabajando en el establecimiento de metodologías estandarizadas para la definición del BEA a nivel regional y subregional, por lo que no se han definido valores umbral. A pesar de tratarse de un criterio secundario, es fundamental seguir trabajando en el conocimiento de los parámetros que abarca (fecundidad, edad de madurez, etc.), ya que son fundamentales en la definición de las metodologías de evaluación de los criterios D1C1 y D1C2.

Los criterios D1C4 y D1C5, primarios también para los cetáceos, no han sido utilizados en este ciclo para la evaluación nacional al no existir todavía consenso metodológico para la definición del BEA. En el caso particular del D1C4, hay dificultades para interpretar las variaciones en la distribución de las especies, mientras que en el caso del D1C5 se requiere un conocimiento más profundo de los hábitats en los que las especies de mamíferos marinos desarrollan sus ciclos vitales.



CARACTERÍSTICAS (GRUPOS DE
ESPECIES), ELEMENTOS (ESPECIES)
Y CRITERIOS EVALUADOS EN EL
DESCRIPTOR 1 BIODIVERSIDAD-
MAMÍFEROS MARINOS



3. Características (grupos de especies), elementos (especies) y criterios evaluados en el Descriptor 1 – Biodiversidad – Mamíferos marinos

La Decisión (UE) 2017/848 distingue entre criterios primarios y secundarios. En su artículo 3 indica que los Estados miembros deberán utilizar los criterios primarios y las normas metodológicas asociadas descritas para la evaluación de los distintos componentes del ecosistema con el fin de garantizar la coherencia en toda la Unión, pero se permite cierta flexibilidad en lo que respecta a los criterios secundarios y ésta podrá ser decidida por los Estados miembros cuando lo considere necesario para complementar un criterio primario, o se corra el riesgo de no lograr, o de no mantener, el buen estado ambiental. En el caso excepcional en que un Estado miembro no considere pertinente utilizar un determinado criterio primario deberá presentar una justificación a la Comisión en el ámbito de la notificación efectuada con arreglo al artículo 9, apartado 2, o al artículo 17, apartado 3, de la DMEM.

Cada uno de los criterios ha sido evaluado con base en la siguiente escala: “Se alcanza el BEA” cuando el valor del parámetro de evaluación no supera un valor umbral máximo (por ejemplo, de mortalidad) o supera un valor umbral mínimo (por ejemplo, de abundancia); “No se alcanza el BEA” cuando el valor del parámetro supera un valor umbral máximo o no supera un valor umbral mínimo; “Desconocido” cuando la evaluación realizada no es concluyente por falta de datos robustos o falta de una metodología apropiada; “No evaluado” cuando, por distintas razones (generalmente por no considerarse apropiado o necesario), el criterio no ha sido evaluado.

La DMEM establece que los criterios deben ser integrados para conseguir una evaluación del estado a nivel de la especie, o en su defecto de la UG o MRU. Para la integración de estos criterios se ha seguido la regla del one-out-all-out (OOOA), la cual ha sido aplicada únicamente sobre aquellos criterios evaluados (es decir, cuyo resultado individual ha sido “Se alcanza el BEA”, “No se alcanza el BEA”, o “Desconocido”). Esta regla se basa en que, si al menos un criterio ha sido evaluado como “No se alcanza el BEA”, entonces toda la especie o UG no estará en BEA. Si no hubiera ninguno con este resultado negativo, pero alguno de ellos fuera “Desconocido”, entonces la evaluación integrada de la especie no sería concluyente y por tanto se consideraría “Desconocida”. No se tendrán en cuenta los criterios no evaluados para esta integración, puesto que su no evaluación ya se considera justificada. También se ha realizado otra evaluación posterior a nivel de grupo de especies integrando los resultados de cada especie o UG, e incluso una integración previa para aquellos criterios en los que se ha usado más de un parámetro (por ejemplo, aquellos en los que hay datos para dos escalas espaciales diferentes). Para todos ellos se ha aplicado la misma regla de integración OOA. También se evaluará la tendencia del estado de cada especie (o UG) y grupo de especies en comparación con el ciclo previo, siendo “Estable” cuando éste no ha variado (tanto si alcanza como si no alcanza el BEA); “Mejora” si ha pasado de no alcanzar el BEA a alcanzarlo; “En deterioro” si alcanzaba el BEA y ha dejado de alcanzarlo; “n.r.” o no relevante, por ejemplo, si no se ha evaluado; y “Desconocido”, por ejemplo, si el resultado también es desconocido en alguno de los dos ciclos.

En la Tabla 1 se muestran las UG nacionales de mamíferos marinos establecidos en cooperación internacional, agrupados por especies (elementos) y por grupo de especies (características), así como los criterios empleados para su evaluación.

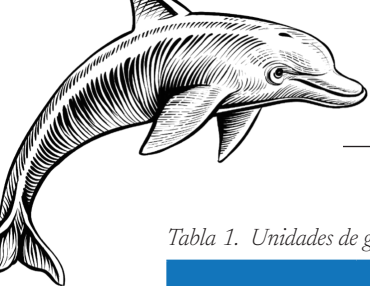


Tabla 1. Unidades de gestión (UG) nacionales de mamíferos marinos, agrupados por especies (elementos) y por grupo de especies (características), así como los criterios empleados para su evaluación.

Característica	Elemento	Unidad de gestión	DM	Criterios evaluados				
				D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5
ODONTOCETOS PEQUEÑOS	Marsopa <i>(Phocoena phocoena, Linnaeus, 1758)</i> 	UG01-Marsopa común <i>(Phocoena phocoena-137117)</i> en aguas de la plataforma de la DMNOR	NOR	✓	✓	✗	✗	✗
	Delfín mular <i>(Tursiops truncatus, Montagu, 1821)</i> 	UG02-Delfín mular <i>(Tursiops truncatus-137111)</i> de las Rías Baixas	NOR	✓	✓	✗	✗	✗
		UG03-Delfín mular <i>(Tursiops truncatus-137111)</i> en aguas de la plataforma de la DMNOR	NOR	✓	✓	✗	✗	✗
		UG04-Delfín mular <i>(Tursiops truncatus-137111)</i> en aguas de la plataforma de la DMSUD	SUD	✓	✓	✗	✗	✗
		UG05-Delfín mular <i>(Tursiops truncatus-137111)</i> del mar de Alborán	ESAL	✓	✓	✗	✗	✗
		UG06-Delfín mular <i>(Tursiops truncatus-137111)</i> del estrecho de Gibraltar	ESAL	✓	✓	✗	✗	✗



Característica	Elemento	Unidad de gestión	DM	Criterios evaluados				
				D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5
ODONTOCETOS PEQUEÑOS	Delfín mular (<i>Tursiops truncatus</i> , Montagu, 1821) 	UG07-Delfín mular (<i>Tursiops truncatus</i> -137111) de aguas costeras peninsulares de la DMLEBA	LEBA	✓	✓	✗	✗	✗
		UG08-Delfín mular (<i>Tursiops truncatus</i> -137111) de las Islas Baleares	LEBA	✓	✓	✗	✗	✗
		UG24-Delfín mular (<i>Tursiops truncatus</i> -137111) de Tenerife/La Gomera	CAN	✓	✓	✗	✗	✗
	Delfín común (<i>Delphinus delphis</i> , Linnaeus, 1758) 	UG09-Delfín común (<i>Delphinus delphis</i> -137094) de la DMNOR	NOR	✓	✓	✗	✗	✗
		UG10-Delfín común (<i>Delphinus delphis</i> -137094) de la DMSUD	SUD	✓	✓	✗	✗	✗
		UG11-Delfín común (<i>Delphinus delphis</i> -137094) de la DMESAL	ESAL	✓	✓	✗	✗	✗
	Delfín listado (<i>Stenella coeruleoalba</i> , Meyen, 1833) 	UG34-Delfín listado (<i>Stenella coeruleoalba</i> -137107) de la DMNOR	NOR	✓	✓	✗	✗	✗



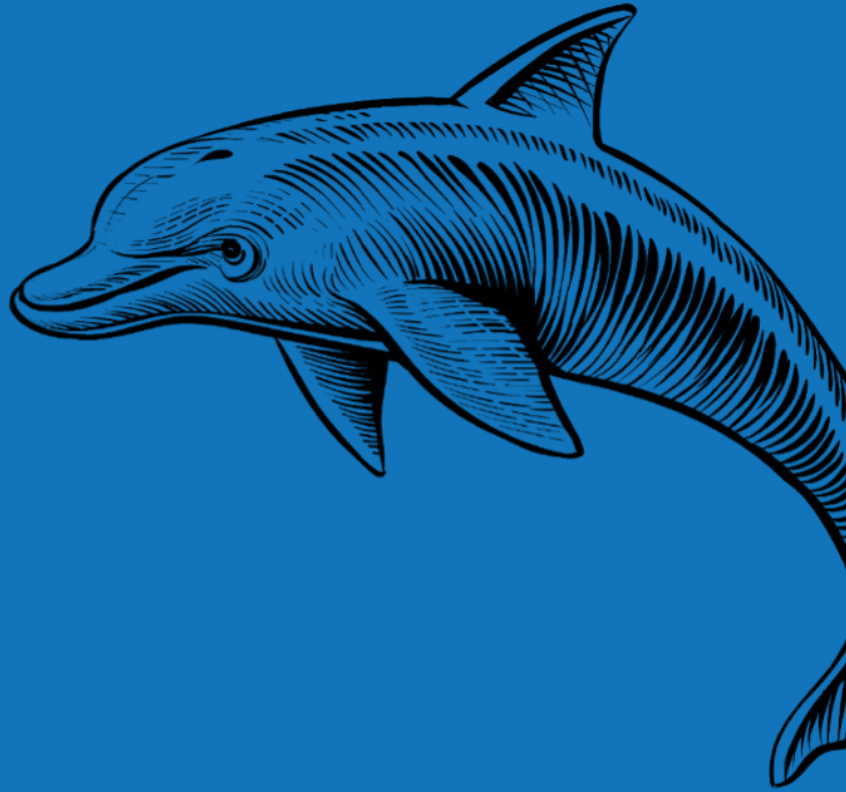
Característica	Elemento	Unidad de gestión	DM	Criterios evaluados				
				D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5
ODONTOCETOS PEQUEÑOS	Delfín listado <i>(Stenella coeruleoalba, Meyen, 1833)</i> 	UG12-Delfín listado <i>(Stenella coeruleoalba-137107)</i> de la DMLEBA	LEBA	✓	✓	✗	✗	✗
	Orca <i>(Orcinus orca, Linnaeus, 1758)</i> 	UG18-Orcas <i>(Orcinus orca-137102)</i> del golfo de Cádiz y aguas contiguas	SUD	✓	✓	✗	✗	✗
	Delfín moteado <i>(Stenella frontalis, Cuvier, 1829)</i> 	UG26-Delfín moteado <i>(Stenella frontalis-137108)</i> de la DMCAN	CAN	✓	✓	✗	✗	✗
ODONTOCETOS DE AGUAS PROFUNDAS	Calderón común <i>(Globicephala melas, Traill, 1809)</i> 	UG13-Calderón común <i>(Globicephala melas-137097)</i> de la DMNOR	NOR	✓	✓	✗	✗	✗
		UG14-Calderón común <i>(Globicephala melas-137097)</i> de la DMESAL	ESAL	✓	✓	✗	✗	✗



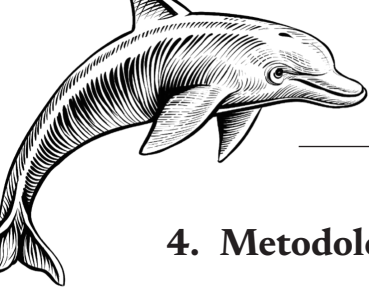
Característica	Elemento	Unidad de gestión	DM	Criterios evaluados				
				D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5
ODONTOCETOS DE AGUAS PROFUNDAS	Calderón común (<i>Globicephala melas</i> , Traill, 1809) 	UG15-Calderón común (<i>Globicephala melas</i> -137097) del estrecho de Gibraltar	ESAL	✓	✓	✗	✗	✗
	Calderón tropical (<i>Globicephala macrorhynchus</i> , Gray, 1846) 	UG30-Calderón tropical (<i>Globicephala macrorhynchus</i> -137096) de Tenerife/La Gomera	CAN	✓	✓	✗	✗	✗
	Zifio de Cuvier (<i>Ziphius cavirostris</i> , Cuvier, 1823) 	UG16-Zifio de Cuvier (<i>Ziphius cavirostris</i> -137127) de la DMNOR	NOR	✓	✓	✗	✗	✗
		UG17-Zifio de Cuvier (<i>Ziphius cavirostris</i> -137127) de la DMESAL	ESAL	✓	✓	✗	✗	✗
		UG27-Zifio de Cuvier (<i>Ziphius cavirostris</i> -137127) de las islas Canarias orientales	CAN	✓	✓	✗	✗	✗
		UG28-Zifio de Cuvier (<i>Ziphius cavirostris</i> -137127) de las islas Canarias occidentales	CAN	✓	✓	✗	✗	✗



Característica	Elemento	Unidad de gestión	DM	Criterios evaluados				
				D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5
ODONTOCETOS DE AGUAS PROFUNDAS	Calderón gris (<i>Grampus griseus</i> , Cuvier, 1812) 	UG19-Calderón gris (<i>Grampus griseus</i> -137098) de la DMLEBA	LEBA	✓	✓	✗	✗	✗
	Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i> , Linnaeus, 1758) 	UG20-Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i> -137119) de las Islas Baleares	LEBA	✓	✓	✗	✗	✗
		UG29-Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i> -137096) de las islas Canarias	CAN	✓	✓	✗	✗	✗
MISTICETOS	Rorcual común (<i>Balaenoptera physalus</i> , Linnaeus, 1758) 	UG21-Rorcual común (<i>Balaenoptera physalus</i> -137091) de la DMNOR	NOR	✓	✓	✗	✗	✗
		UG22-Rorcual común (<i>Balaenoptera physalus</i> -137091) de la DMSUD	SUD	✓	✓	✗	✗	✗
		UG23-Rorcual común (<i>Balaenoptera physalus</i> -137091) de la DMLEBA	LEBA	✓	✓	✗	✗	✗
	Rorcual tropical (<i>Balaenoptera edeni</i> , Anderson, 1878) 	UG33-Rorcual tropical (<i>Balaenoptera edeni</i> -137089) de la DMCAN	CAN	✓	✓	✗	✗	✗



METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN POR CRITERIO



4. Metodología de evaluación por criterio

4.1. D1C1 captura accidental

La Decisión (UE) 2017/848 considera este criterio como primario para todo el descriptor de biodiversidad, e indica que la tasa de mortalidad por especie derivada de las capturas accidentales (y en su extensión toda la mortalidad antropogénica directa) debe situarse por debajo de los niveles que pueden poner la especie en riesgo, de modo que su viabilidad a largo plazo esté asegurada.

El D1C1 es el único criterio de impacto del descriptor de biodiversidad y hace referencia principalmente a la captura accidental por parte de la flota pesquera pero, de forma más amplia, se puede considerar que hace referencia a todo el impacto y mortalidad directa de origen antropogénico. Por ello, en la evaluación realizada bajo este criterio se ha incluido tanto la mortalidad pesquera como aquella mortalidad directa causada por colisiones con embarcaciones.

4.1.1. Captura accidental

La principal causa de mortalidad de mamíferos marinos inducida por el ser humano es la captura accidental por parte de la flota pesquera (ICES, 2021a; Peltier et al., 2016a; Taylor et al., 2022), comprometiendo incluso la viabilidad a largo plazo de ciertas poblaciones. Por ello, es fundamental evaluar su impacto mediante el análisis de la relación entre esta presión (captura accidental D1C1) y los parámetros poblacionales de las especies tales como la abundancia D1C2 y otras características demográficas D1C3 (longevidad, edad de madurez, tasa de reproducción, etc.). Para poder determinar cuantitativamente si una población se verá significativamente afectada, es necesario establecer unos objetivos de conservación (por ejemplo, restaurar o mantener el BEA) y a partir de ellos, determinar los valores umbral (*threshold values*) para la captura accidental, frente a los que poder comparar las tasas de captura observadas o estimadas. El valor umbral para la captura accidental se entiende generalmente como el límite superior de captura, o el rango a partir del cual el riesgo de no alcanzar los objetivos de conservación establecidos es intolerable para la población (Decisión (UE) 2017/848: valor o rango de valores que permiten evaluar el nivel de calidad logrado en relación con un determinado criterio, contribuyendo de esta manera a la evaluación del grado de consecución del BEA). Actualmente existen varios métodos para calcular estos valores umbral, pero siempre deben atender al principio de precaución y establecerse mediante cooperación regional o subregional entre Estados miembros (Decisión (UE) 2017/848). La selección de un método para fijar los valores umbral depende principalmente de los datos disponibles, ya que no hay un método único aceptado a nivel regional o subregional para las estrategias marinas, y únicamente existe consenso en el ámbito de OSPAR para ciertas especies. En general, el cálculo de valores umbral precisos y robustos va a depender de la robustez y fiabilidad de los datos disponibles (por ejemplo, estima poblacional con incertidumbre moderada).

Para el cálculo de la tasa de captura accidental anual se requieren normalmente dos tipos de datos provenientes del programa de monitorización “MT-4 Interacción de mamíferos y reptiles marinos con la actividad pesquera”: el número de individuos capturados accidentalmente por la flota pesquera de interés en un área determinada y el porcentaje de esfuerzo pesquero observado, para ello es necesario conocer el esfuerzo pesquero total de la flota de interés, con el fin de estimar la tasa de captura accidental anual en un área determinada. Dentro del programa de monitorización “MT-4 Interacción de mamíferos y reptiles marinos con la actividad pesquera” se integran varios programas de observación de la flota pesquera:

1. Programas de observadores a bordo (OAB) en todas las demarcaciones marinas pertenecientes al Programa Nacional de Recopilación de Datos Básicos de las pesquerías (EU-MAP, PNDB), centrado en la recolección de datos de descartes, gestionado por el IEO y AZTI;
2. Programa de OAB dedicado a la captura accidental de especies protegidas en la DMNOR, coordinado por la SGP-MAPA con la colaboración del IEO.



La obtención de datos robustos, no sesgados, de captura accidental es compleja, dadas las limitaciones de los programas de monitoreo a bordo (por ejemplo, los observadores sólo pueden embarcar en buques con habitabilidad suficiente – normalmente buques de más de 12m de eslora; restricciones económicas; escasa colaboración del sector; etc.). En cuanto a los datos del esfuerzo pesquero, éstos provienen de datos VMS (*Vessel Monitoring System*), propiedad de la SGP-MAPA y procesados por el IEO. Estos datos tan solo están disponibles para la flota de más de 12 metros de eslora, por lo que en la actualidad no es posible conocer el esfuerzo total de la flota artesanal inferior a esta eslora, la cual supone un volumen importante de la actividad pesquera en algunas regiones (por ejemplo, Galicia).

Cuando no hay disponibilidad o capacidad para obtener este tipo de datos, pueden utilizarse datos de otras fuentes como los diarios de pesca o las entrevistas en puertos, aunque sus limitaciones y sesgos suelen ser significativos. La captura accidental mínima se ha calculado de manera indirecta a través de los datos de varamientos provenientes del programa de monitorización “MT-5 Varamientos de mamíferos y reptiles marinos”. El uso de datos de varamientos para calcular la captura total puede requerir de más información (por ejemplo, modelos oceanográficos y meteorológicos) y asunciones (por ejemplo, fecha de la muerte), pero al menos permiten aportar información sobre el número mínimo de animales capturados en una zona determinada (ICES, 2021b).

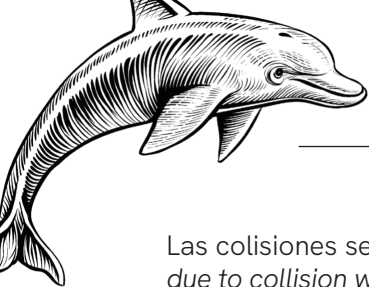
Si no se dispone de datos suficientes sobre el esfuerzo pesquero como para poder estimar la tasa de captura accidental anual para una especie o unidad de gestión en un área determinada, la evaluación para el criterio se realizará a través de la comparación entre el valor umbral y el número de individuos capturados y registrados en los OABs, siempre teniendo en cuenta que este valor es una infraestimación de la captura total.

En caso de no disponer de datos para la evaluación cuantitativa del impacto de la captura accidental (valor umbral, datos de captura registrados en los OABs y/o datos sobre el esfuerzo pesquero), se podrá realizar una evaluación cualitativa basada en los datos disponibles sobre varamientos y el conocimiento experto sobre el estado de la unidad de gestión o población, atendiendo siempre al principio de precaución.

La captura accidental se ha evaluado con los indicadores “MM_BYC” descrito como “*Fishing mortality of marine mammals due to incidental catch*” (mortalidad de mamíferos marinos por captura accidental) y “MM_OSPAR_BYC” descrito como “*Fishing mortality of marine mammals in the OSPAR region*” (mortalidad de mamíferos marinos por captura accidental en la región OSPAR), en ambos casos usando el parámetro “MOR/F” descrito como “*Mortality rate / Mortality rate from fishing (F)*”

4.1.2. Colisiones

La mortalidad producida por colisiones con embarcaciones supone un riesgo para las poblaciones, especialmente para las grandes especies de mamíferos marinos, como los misticetos u odontocetos de gran tamaño como el cachalote (*Physeter macrocephalus*) (por ejemplo, Fais, Lewis, Zitterbart, Álvarez, Tejedor, & Aguilar Soto, 2016), aunque cualquier especie de mamífero marino puede verse afectada (Schoeman et al., 2020). Su incidencia está aumentando en todo el mundo conforme aumenta el tráfico marítimo, lo cual supone una grave amenaza para ciertas poblaciones de cetáceos y para la seguridad marítima (IWC, 2022). La evaluación del riesgo de colisión requiere información sobre los patrones de distribución de las especies y del tráfico marítimo e, idealmente, sobre otros factores específicos (por ejemplo, tamaño y velocidad de los buques, tiempo de permanencia en superficie de las especies o su respuesta conductual a las embarcaciones) (Crum et al., 2019). Puesto que esta información raramente está disponible y apenas hay datos de detecciones directas de colisiones, se suelen emplear datos de varamientos que aportan un número mínimo de animales afectados por esta presión, datos provenientes del programa de monitorización “MT-5 Varamientos de mamíferos y reptiles marinos”. Para llevar a cabo la evaluación, estos valores, independientemente de su fuente, se comparan con los valores umbral establecidos para la especie para este criterio.



Las colisiones se evalúan con el indicador “MM_COL” descrito como “*Mortality of marine mammals due to collision with boats*” (mortalidad de mamíferos marinos por colisión con embarcaciones) usando el parámetro “MOR/F” descrito como “*Mortality rate / Mortality rate from fishing (F)*”.

4.2. D1C2 Abundancia

La Decisión (UE) 2017/848 considera este criterio como primario para todo el descriptor 1-biodiversidad, e indica que la abundancia de la población de la especie no se debe ver afectada adversamente por las presiones antropogénicas, por lo que su viabilidad a largo plazo debe estar asegurada.

La abundancia poblacional es uno de los parámetros más importantes para determinar el estado de salud una población de mamíferos marinos (ICES, 2014). La evaluación de este criterio se realiza generalmente mediante la estimación de la tendencia de la abundancia poblacional (porcentaje de cambio en la abundancia de la población o UG durante un periodo determinado). Los valores umbral para la evaluación se basan en el criterio de generación de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza), según el cual, el tamaño de la población de una especie debe mantenerse o encontrarse por encima de los niveles de referencia (por ejemplo, primera estima de abundancia disponible o *baseline*), con (i) un descenso absoluto no superior al 30 % y (ii) una tasa de descenso no superior al 30 % a lo largo de tres generaciones. A partir de este criterio se puede calcular la tasa anual de cambio (valor umbral) que daría lugar a una disminución global máxima del 30 %, por ejemplo, mediante el ajuste de un modelo lineal logarítmico a las estimas de abundancia disponibles. Este valor será único para cada especie, dado que el tiempo de generación varía entre especies. Los datos de tendencias poblacionales deben ir acompañados de un análisis de la potencia estadística (o *power analysis*), que indica la tasa de cambio mínima que es posible detectar con una probabilidad del 80 % (probabilidad de cometer error tipo II). Para las especies de cetáceos atlánticas se han utilizado los valores umbral determinados en OSPAR por Geelhoed et al. (2022). En la cuenca mediterránea se propuso utilizar el mismo criterio de la UICN en el que se basó OSPAR (UNEP/MAP, 2021), pero hasta la fecha no se ha adoptado ninguna resolución al respecto. El establecimiento de los valores umbral, junto a la definición de las áreas de evaluación de los cetáceos en el Mediterráneo, ha sido identificada como acción prioritaria por el grupo de expertos reunidos recientemente en el WK CETAB (Workshop on Cetacean Abundance estimation under the MSFD) de ICES (International Council for the Exploration of the Sea o Consejo Internacional para la Exploración del Mar), celebrado en abril de 2024 en Roma.

Dependiendo de las características de la especie o población, se han propuesto dos metodologías para la estimación de la abundancia de mamíferos marinos en aguas nacionales: *Distance sampling* (Buckland et al., 2015) y foto-identificación (Hammond, 2009). Mientras que la primera suele usarse para poblaciones más numerosas y ampliamente distribuidas, la segunda es más adecuada para aquellas de menor tamaño, con cierto grado de residencia, y con ciertas características que permitan su identificación a nivel individual.

4.2.1. Distance sampling (DS)

Para la recogida de datos de avistamientos de mamíferos marinos que permitan estimar la abundancia de las poblaciones se realizan muestreos a bordo de buques oceanográficos o avionetas siguiendo transectos lineales prediseñados y homogéneamente distribuidos en el área de estudio. Se anota el ángulo y la distancia radial en el caso de los barcos y el ángulo de inclinación y la distancia en el caso de las avionetas, para posteriormente poder obtener la distancia perpendicular de los individuos avistados al transecto (muestreo por distancias o *distance sampling*). El área de estudio se divide en bloques, si es necesario, dentro de los cuales se distribuyen los transectos lineales localizados aleatoriamente pero regularmente distribuidos (por ejemplo, líneas paralelas equidistantes entre sí), maximizando la cobertura del área de estudio y asegurando la misma probabilidad de cobertura en toda el área. Durante el muestreo, además de las distancias y ángulos, los observadores recogen otros datos sobre los avistamientos (especie, número de individuos, comportamiento, etc.), así como datos ambientales y/o sobre las condiciones meteorológicas que puedan afectar a la detección de



los individuos (estado del mar Beaufort, altura de ola, etc.). Para más información sobre los protocolos de muestreo se recomienda consultar el “Protocolo de toma de datos de depredadores superiores y actividades humanas empleada en las campañas oceanográficas de evaluación pesquera” (IEO, 2023a) y el “Protocolo nacional de muestreo aéreo de cetáceos mediante *distance sampling*” (IEO, 2023b).

La métrica más recomendada para reportar el tamaño poblacional es el número absoluto de individuos, acompañado de un indicador de su varianza y/o confianza en la estima. Sin embargo, la obtención de este parámetro requiere muestrear al unísono todo el rango de distribución de la especie en cuestión, lo cual no siempre es viable. Por tanto, los índices de abundancia relativa también pueden resultar útiles para evaluar los cambios en el tamaño de las poblaciones de mamíferos marinos. Estos índices, por lo general, se aplican a áreas concretas y no necesariamente representan lo que ocurre en todo el rango de distribución de las especies. Sin embargo, pueden tener la ventaja de presentarse con mayor periodicidad, o de describir mejor lo que ocurre en un área de interés (por ejemplo, afectada por una presión determinada).

El primer paso para el análisis de los datos recogidos mediante esta metodología consiste en ajustar una función de detención (probabilidad de detectar un individuo situado a una distancia determinada) al histograma de frecuencia de las distancias perpendiculares, incluyendo las variables que potencialmente puedan afectar a la probabilidad de detección de los individuos (estado del mar Beaufort, altura de ola, reflejo del sol, etc.), obteniendo así el ancho de banda efectivo (de muestreo). De este modo, y teniendo en cuenta el esfuerzo realizado y los avistamientos registrados durante el muestreo, se estima la densidad de individuos en el área muestreada y, mediante extrapolación, se puede estimar la abundancia total en el área de estudio (DB; *design-based*). Dependiendo de la variante metodológica que se utilice durante la toma de datos, estas estimas pueden ser absolutas o “corregidas” (*Corrected Design-Based*, CDB) para los posibles sesgos de percepción y disponibilidad mediante el cálculo del valor $g(0)$, es decir, el valor de la probabilidad de detección a distancia perpendicular de 0 (por ejemplo, mediante el empleo de doble plataforma en buques o *circle-back* en avionetas), o “sin corregir” (*Uncorrected Design-Based*, UDB), es decir, sin calcular y aplicar el valor de la $g(0)$. Las estimas corregidas también pueden considerar factores específicos de cada especie para el cálculo de la $g(0)$, como por ejemplo la atracción de los animales hacia la plataforma de observación o la evasión de la misma.

Para la obtención de estimas espacialmente explícitas (*Model-Based*, MB), se ajustan modelos aditivos generalizados (GAM) que emplean los avistamientos, agrupados en segmentos del mismo tamaño, como variable respuesta frente a las funciones de suavizado de determinadas variables ambientales o espaciales que se sabe que pueden ser indicadores/determinantes de la presencia de cetáceos (batimetría, temperatura superficial del mar, etc.). El predictor lineal del GAM incluye un componente *offset*, que es el producto del área de cada segmento y la detectabilidad en dicho segmento. De este modo, se puede estimar la distribución y densidad o abundancia de las especies sobre todo el área de interés. Al igual que las estimas *design-based*, las estimaciones *model-based* espacialmente explícitas pueden considerar o no los factores específicos de la plataforma de observación y/o de las especies que influyen en la probabilidad de detección. Por esta razón, también se distinguen entre estimas *model-based* “corregidas” (*Corrected Model-Based*, CMB) y “no corregidas” (*Uncorrected Model-Based*, UMB).

Tanto las estimas basadas en el diseño como las basadas en el modelo son el resultado de procesos complejos de análisis que implican asunciones y tomas de decisiones estadísticas, por lo que para una buena interpretación de los valores resultantes y, lo que es más importante, la comparación entre valores provenientes de diferentes análisis es necesario tener el conocimiento de todas ellas. En general, los análisis basados en el modelo (MB) son más complejos y están sujetos a más asunciones. Por este motivo, en programas de monitorización a largo plazo, se suele recomendar el uso de estimas basadas en el diseño (DB).

Las principales fuentes de datos empleadas para la evaluación del BEA a nivel de este criterio D1C2 provienen de los programas de monitorización “MT-1 Mamíferos y Reptiles marinos costeros” y “MT-



2 Mamíferos y reptiles marinos oceánicos”, pero también se han evaluado otras fuentes de datos disponibles. Dentro de estos programas encontramos los siguientes tipos de campañas:

4.2.1.1. Campañas nacionales aéreas

Tal y como se especifica en la estrategia de seguimiento para los mamíferos y tortugas marinas, para las UGs que se van a monitorizar mediante la metodología de *distance sampling*, se han diseñado muestreos aéreos en avioneta con una periodicidad trianual. Salvo para el caso de los buceadores profundos, esta metodología ha demostrado ser más eficiente en términos económicos y de precisión (Hammond et al., 2013).

Tabla 2. Campañas nacionales de muestro aéreo incluidas en los programas de seguimiento MT1 y MT2.

Campaña	Demarcación	Año	Método	Método de análisis
A-NOR22	DMNOR	2022	SÍ “circle-back”	DS-CDB
A-SUD22	DMSUD	2022	SÍ “circle-back”	DS-CDB
A-ESAL23	DMESAL	2023	NO “circle-back”	DS-UDB
A-LEBA23	DMLEBA	2023	NO “circle-back”	DS-UDB
A-CAN24	DMCAN	2024	NO “circle-back”	DS-UDB

En el caso de España se decidió realizar muestreos aéreos en todas las demarcaciones marinas con una frecuencia de 3 años. De esta manera, cada 6 años se podría hacer coincidir estas campañas nacionales con las campañas internacionales; A-NOR y A-SUD con SCANS en el Atlántico, y A-ESAL y A-LEBA con ASI en el Mediterráneo (ver descripción en la siguiente sección). Estas campañas se han impulsado por el MITECO y cuentan con el asesoramiento científico del IEO-CSIC. Durante este segundo ciclo se han llevado a cabo los muestreos aéreos de las demarcaciones DMNOR y DMSUD en el mes de septiembre del año 2022, y de las demarcaciones DMESAL y DMLEBA en el mes de julio el año 2023 (Tabla 2 y Figura 2). El muestreo de la DMCAN está previsto para otoño de 2024.

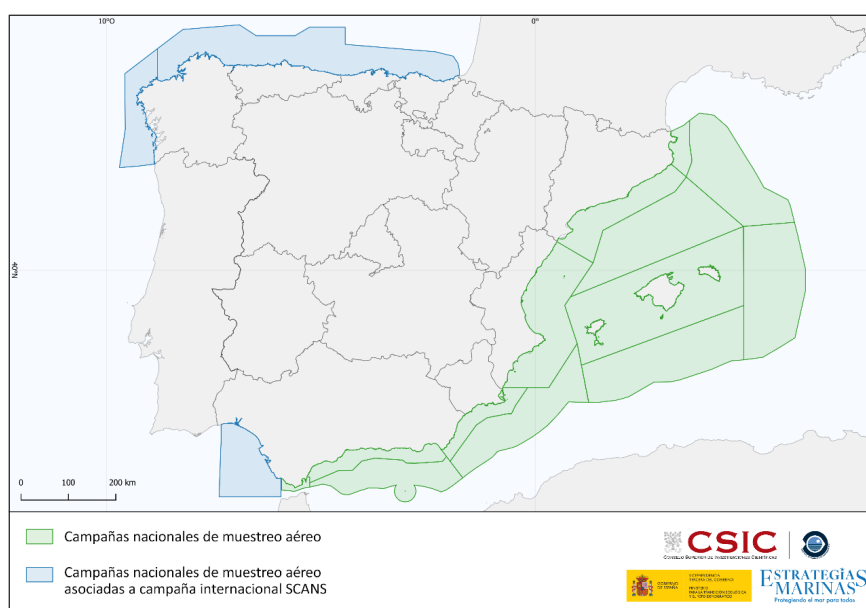


Figura 2. Bloques de los muestreos aéreos nacionales para la DMNOR, DMSUD, DMESAL, DMLEBA.



4.2.1.2. Campañas internacionales del Atlántico

La serie histórica de campañas oceanográficas a gran escala para la obtención de estimas de abundancia de las poblaciones de cetáceos en aguas del Atlántico europeo se inició en el verano de 1994 con el proyecto “*Small Cetaceans Abundance in the North Sea*” (SCANS; Hammond et al., 2002), se continuó en 2005 con el segundo proyecto SCANS (SCANS-II; Hammond et al., 2013) y en 2007 con el proyecto “*Cetacean Abundance and Distribution in Offshore Waters*” (CODA; CODA, 2009) (Tabla 3). En el primero de los proyectos “SCANS” no se cubrieron las aguas de la península Ibérica puesto que no se contó con la participación de España ni Portugal. Durante SCANS-II sí que se cubrieron las aguas de la plataforma continental atlántica norte y sur española, mientras que las aguas oceánicas del oeste y norte del Atlántico español se cubrieron con el proyecto CODA (Figura 3).

Tabla 3. Campañas internacionales del Atlántico incluidas en los programas de monitorización MT-1 y MT-2.

Campaña	Años	Plataforma	Método	Método de análisis
SCANS-II	2005	Barco y Avioneta	Doble plataforma y “circle-back”	DS-CDB DS-UMB
CODA	2007	Barco	Doble plataforma	DS-CDB DS-UMB
SCANS-III	2016	Barco y Avioneta	Doble plataforma y “circle-back”	DS-CDB DS-UMB
ObSERVE-Ph1	2016	Avioneta	“circle-back”	DS-CDB
SCANS-IV	2022	Barco y Avioneta	Doble plataforma y “circle-back”	DS-CDB DS-UMB

Durante SCANS-III (Hammond, Lacey, et al., 2021), las aguas de plataforma continental y oceánicas españolas se cubrieron a la vez, pero en esta ocasión la plataforma continental fue muestreada en avioneta, mientras que la región oceánica se realizó un muestreo con barco (Figura 3). Por otro lado, las aguas irlandesas se muestrearon con avioneta en el marco del proyecto ObSERVE Phase 1 (Rogan et al., 2018). Las estimas de abundancia incluidas en este informe para el año 2016 incluyen los datos de SCANS-III y ObSERVE Phase 1. La última campaña de la serie histórica, SCANS-IV, se llevó a cabo entre julio y septiembre de 2022 en la práctica totalidad de las aguas del noreste atlántico europeo. La campaña de verano de ObSERVE Phase 2 se realizó entre junio y agosto de 2022. Las aguas españolas se muestrearon de una manera similar a la anterior SCANS-III, en avioneta para la plataforma continental, y en barco la oceánica (Figura 3). Las estimas de abundancia incluidas en este informe para el año 2022 no incluyen los datos de la campaña ObSERVE Phase 2.

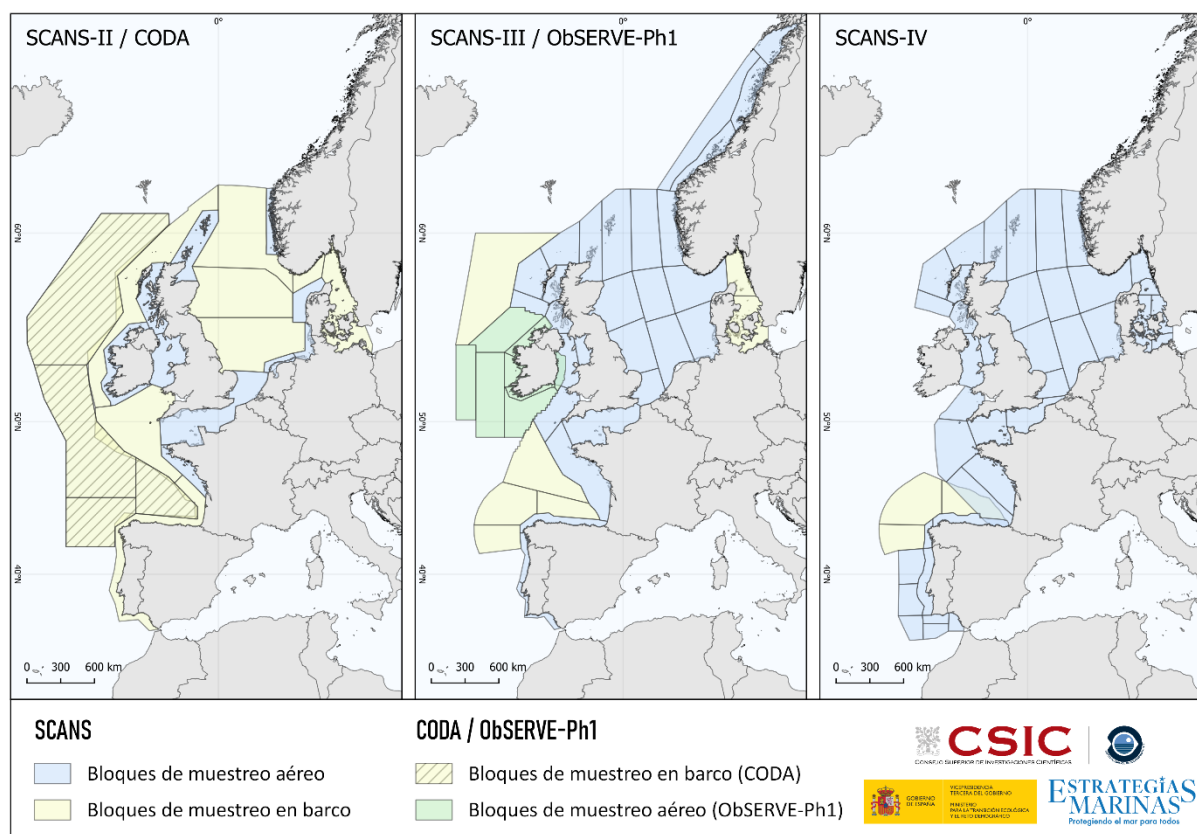
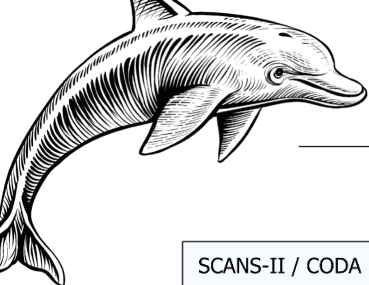


Figura 3. Bloques de muestreo de las campañas SCANS-II (2005), CODA (2007), SCANS-III/ObSERVE-Ph1 (2016) y SCANS-IV (2022).

4.2.1.3. Campañas internacionales del Mediterráneo

La campaña ASI (ACCOBAMS survey initiative) surgió en el seno del Acuerdo sobre la Conservación de los Cetáceos del Mar Negro, el Mar Mediterráneo y la Zona Atlántica Contigua (ACCOBAMS), con el fin de obtener estimas robustas de abundancia de las diferentes especies de cetáceos en el Mediterráneo que permitan evaluar su estado de conservación. La campaña se realizó durante el verano del año 2018, con el uso principalmente de avionetas, cubriendo casi la totalidad de la cuenca mediterránea, tanto aguas costeras como profundas (Tabla 4). Al igual que en el caso de las campañas SCANS, la intención es que este muestreo internacional se repita con una frecuencia de 6 años.

Tabla 4. Campañas internacionales del Mediterráneo incluidas en los programas de monitorización MT-1 y MT-2.

Campaña	Área	Años	Plataforma	Método	Método de análisis
ASI	MED	2018	Avioneta	NO "circle-back"	DS-UDB DS-UMB
ICCAT-GBYP	DMLEBA	2015, 2017, 2018, 2019, 2021 y 2022	Avioneta	NO "circle-back"	DS-UDB



El programa GBYP (*Grand Bluefin Tuna Year Programme*) fue oficialmente adoptado por ICCAT (*International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas*) en el año 2008, e incluye diferentes actividades de investigación entre las que se incluye un muestreo aéreo que permita obtener estimas de abundancia de reproductores de atún rojo, independientes de la serie histórica de estimas de abundancia obtenidas a partir de datos de la flota pesquera. Los años y áreas muestreadas han ido variando con el tiempo. Los dos primeros muestreos se llevaron a cabo durante el mes de junio del año 2010 y 2011, centrándose en las zonas de alta densidad. En los años 2013 y 2015 se decidió muestrear no solo las áreas de alta densidad sino también el resto del Mediterráneo. Durante los años 2017, 2018 y 2019 se muestrearon únicamente las áreas de alta densidad. En el año 2021 se volvió a muestrear tanto las áreas de alta como las de baja densidad, mientras que en 2022 y 2023 se muestrearon solo las áreas de alta densidad. Es importante tener en cuenta que la metodología utilizada en estos muestreos aéreos no es completamente comparable con los muestreos aéreos estándar de cetáceos, ya que la altura de vuelo es de 300 m en vez de los 180 m usados para cetáceos. Para esta evaluación solo se han utilizado los datos de cetáceos registrados en el área de las islas Baleares y aguas adyacentes del Mediterráneo español (Figura 4) entre los años 2015 y 2022. Los datos utilizados en este documento se han registrado en el marco del Programa de investigación para el atún rojo de ICCAT en todo el Atlántico (GBYP), que está financiado por la Unión Europea, varias partes contratantes y partes no contratantes colaboradoras de ICCAT, la Secretaría de ICCAT y otras entidades (ver <https://www.iccat.int/gbyp/en/overview.asp>). El contenido de este documento no refleja necesariamente el punto de vista de ICCAT ni el de ninguno de los demás patrocinadores, quienes no asumen ninguna responsabilidad. Además, no indica la política futura de la Comisión en este ámbito.

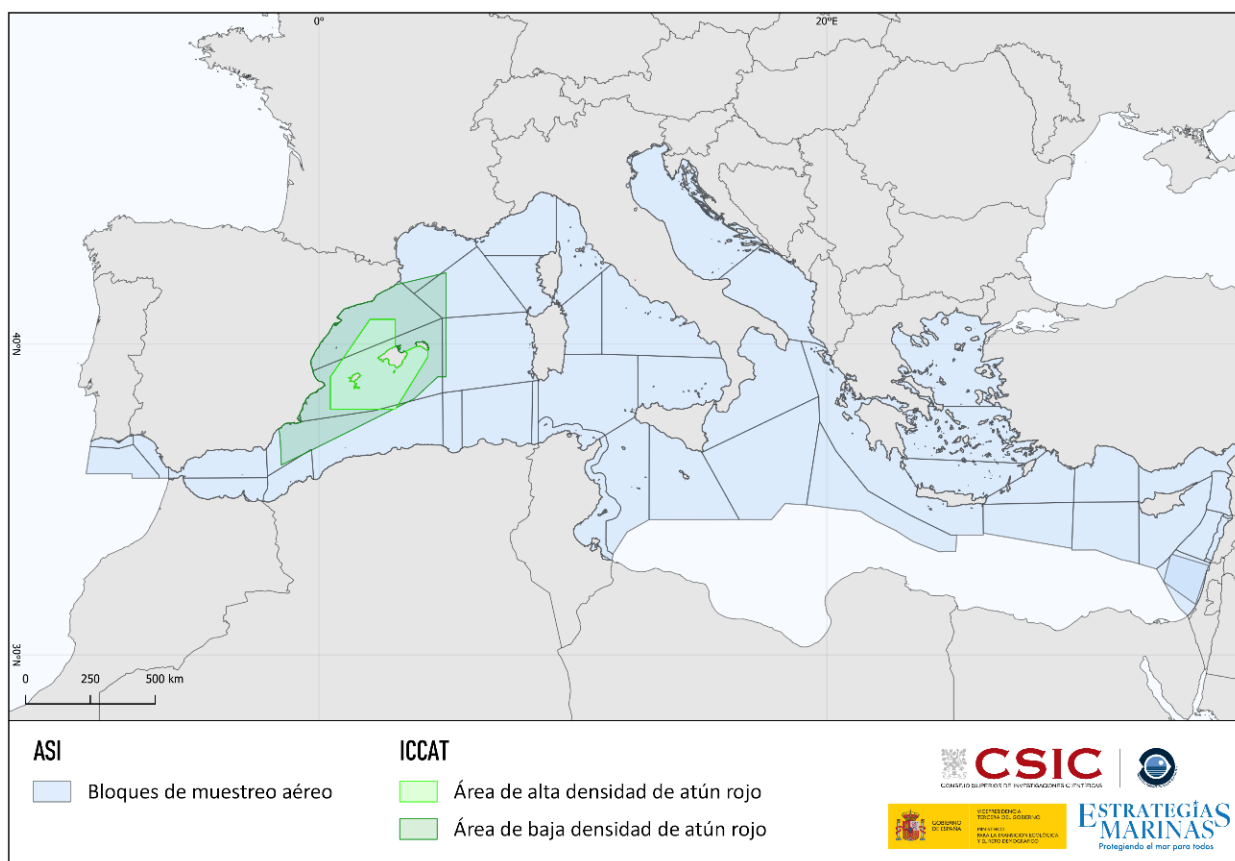
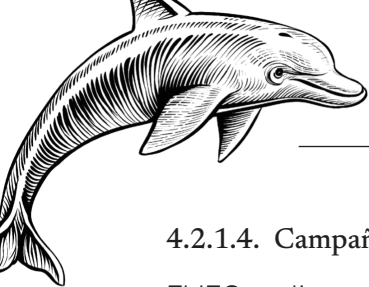


Figura 4. Bloques de muestreo de las campañas ASI (2018) e ICCAT-GBYP (2015, 2017, 2018, 2019, 2021 y 2022).



4.2.1.4. Campañas acústicas pesqueras

El IEO realiza campañas anuales de evaluación pesquera para evaluar el estado de los diferentes stocks comerciales en el marco del Programa Nacional de Datos Básicos de la pesca (PNDB), como parte de la Política Pesquera Común (PPC). Desde el año 2007, el grupo de mamíferos marinos del IEO viene embarcando en la campaña anual de primavera (marzo/abril) de prospección acústica de especies de peces pelágicos (PELACUS) para la toma de datos cetáceos, tortugas, aves y basuras marinas (Tabla 5 y Figura 5).

Tabla 5. Campañas prospección acústica de especies de peces pelágicos incluidas en los programas de monitorización MT-1 y MT-2.

Nombre	Área	Años	Plataforma	Método	Método de análisis
PELACUS	Plataforma continental gallega y cantábrica	2007-2023	Barco	Una plataforma	DS-UDB DS-UMB
BIOMAN	Plataforma continental cantábrica y francesa	2016-2023	Barco	Una plataforma	DS-UDB DS-UMB
JUVENA	Plataforma continental cantábrica y francesa	2013-2023	Barco	Una plataforma	DS-UDB DS-UMB
IBERAS	plataforma continental gallega y portuguesa	2019-2023	Barco	Una plataforma	DS-UDB DS-UMB
PELAGO	Plataforma continental gallega y golfo de Cádiz	2023	Barco	Una plataforma	DS-UDB DS-UMB
ECOCADIZ	Plataforma continental golfo de Cádiz y Algarve	2022-2023	Barco	Una plataforma	DS-UDB DS-UMB
MEDIAS	Plataforma continental Mediterráneo español	2021-2023	Barco	Una plataforma	DS-UDB DS-UMB
PECAN	Plataforma continental islas Canarias	2021-2023	Barco	Una plataforma	DS-UDB DS-UMB

A su vez, la fundación AZTI, comenzó un programa similar de observadores de depredadores superiores en sus campañas JUVENA (setiembre) y BIOMAN (mayo), en el año 2013 y 2016 respectivamente (Tabla 5). Estas tres campañas se llevan a cabo en aguas de la plataforma continental de la DMNOR (Figura 5). A partir del año 2021, el equipo de mamíferos marinos en el marco de la encomienda del MITECO con el IEO “Asesoramiento científico técnico para la protección del medio marino: evaluación y seguimiento de los espacios marinos protegidos de competencia estatal (2018-2021)”, comienza a ampliar paulatinamente el programa de embarques de observadores en campañas de prospección acústica de especies de peces pelágicos en otras demarcaciones marinas, incluyendo las campañas IBERAS, PELAGO, ECOCADIZ, MEDIAS y PECAN (Tabla 5) cubriendo, de esta manera, todas las demarcaciones marinas nacionales (Figura 5).



Estas campañas están co-financiadas por la UE mediante el Fondo Europeo Marítimo, de Pesca y Acuicultura (FEMPA), dentro del Programa Nacional para la Recopilación, Gestión y Uso de los Datos del Sector Pesquero y el Apoyo al Asesoramiento Científico, en relación con la Política Pesquera Común, denominado Programa Nacional de Datos Básicos (PNDB).

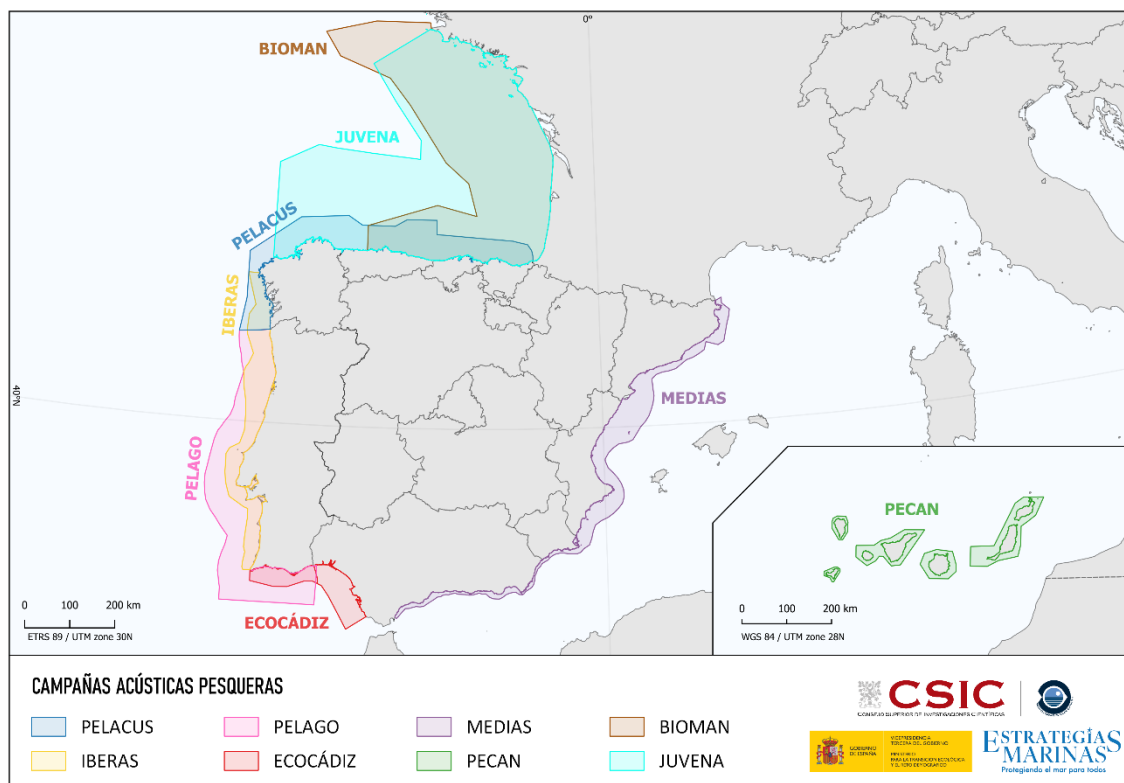
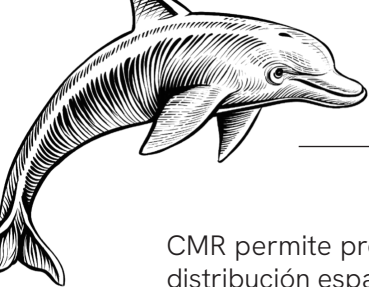


Figura 5. Bloques de muestreo diseñados para las campañas de prospección acústica de especies de peces pelágicos realizadas en el marco del PNDB e incluidas en los programas de monitorización MT-1 y MT-2.

Para el cálculo de la abundancia de las UGs evaluadas mediante esta metodología se emplean los indicadores "MM_ABU_DIS", descrito como "Rate of annual change of Abundance of marine mammals using distance sampling methodology" (tasa de cambio anual de la abundancia de mamíferos marinos empleando la metodología *distance sampling*), y "MM_OSPAR_ABU_", descrito como "Rate of annual change of Abundance of marine mammals in the OSPAR region" (tasa de cambio anual de la abundancia de mamíferos marinos empleando la metodología *distance sampling*), en ambos casos usando el parámetro "ABU" descrito como "Rate of annual change of Number of animals per área or per (sub)population".

4.2.2. Captura – Marcaje – Recaptura (CMR)

El método de captura-marcaje-recaptura (CMR) aplicado a poblaciones de cetáceos se basa en la técnica de identificación fotográfica de marcas naturales y distintivas de los individuos. La metodología consiste en realizar sucesivos muestreos mediante los cuales se van identificando individuos a través de determinadas características identificables fotográficamente, que posteriormente se vuelven a observar en un determinado porcentaje que aumenta con los sucesivos muestreos. La asunción general de este método es que la proporción entre animales marcados en dos muestreos (animales recapturados) y animales marcados en el segundo muestreo, es igual a la proporción entre animales marcados en el primer muestreo y los animales totales de la población. A diferencia del método de DS, donde la estima de abundancia obtenida hace referencia a un área y tiempo determinado, el método



CMR permite proporcionar una estima del número total de animales de la población (obviando su distribución espacial), siempre y cuando se realice un diseño y análisis adecuado (Hammond, Francis, et al., 2021). Dependiendo de la especie, el área y el periodo de muestreo, las poblaciones pueden ser consideradas “poblaciones cerradas”, es decir, que durante el periodo de estudio no se producen nacimientos, muertes o flujos de emigración/inmigración, o “poblaciones abiertas”, es decir, que durante el periodo de estudio sí se producen estos procesos. En función de qué situación tengamos en nuestra zona de estudio habrá diseñar y analizar los datos aplicando unos modelos u otros.

Para la aplicación de esta metodología se estableció un “Protocolo nacional de captura-marcaje-recaptura de Cetáceos” (IEO, 2022), basado en el método de diseño robusto o *robust design* (Pollock, 1982), ya que permite la combinación de análisis mediante modelos de población abierta y cerrada en función de los periodos de muestreos que se consideren. La estrategia de muestreo para un modelo *robust design* implica dos escalas temporales:

- a) períodos primarios que se encuentran espaciados en una escala temporal larga de normalmente un año, donde la población se considera abierta, es decir, puede haber nacimientos, muertes, emigración e inmigración de individuos;
- b) y períodos secundarios, que se distribuyen dentro de cada periodo primario y que tienen una escala temporal menor, que puede ser de días o meses en función de la especie y el área de distribución de la población objeto de estudio, donde la población se considera cerrada, es decir, no hay nacimientos, muertes, emigración o inmigración.

Se requiere un mínimo de 3 períodos primarios, cada uno con un mínimo de tres períodos secundarios. Durante los períodos secundarios se tiene que muestrear toda el área de distribución de la población, y con un diseño que asegure que se muestree al menos el 50 % de la población en cada período primario. Entre dos períodos secundarios consecutivos se debe dejar pasar un tiempo necesario para permitir la mezcla de animales, pero que no sea lo suficientemente alto como para violar la asunción de tener una población cerrada dentro de los períodos primarios.

Todos los individuos que se encuentren deben fotografiarse, independientemente del carácter distintivo de sus marcas naturales o su comportamiento. Las fotografías son clasificadas según su calidad y a cada aleta dorsal visible en las fotografías se le asigna una puntuación/valor de calidad y distinción del marcado. Sólo se analizarán las mejores fotografías de individuos bien marcados. La proporción de individuos bien marcados en cada grupo encontrado se emplea para estimar la proporción de animales marcados en la población y corregir así las estimas de abundancia (Wilson et al., 1999). Los avistamientos de cada individuo se recopilan en historiales de encuentros que posteriormente se analizan con el software *Mark*, o el paquete *RMark* del software R (Laake, 2013).

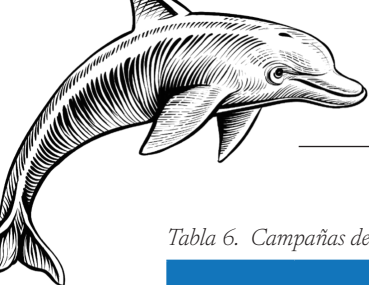


Tabla 6. Campañas de foto identificación de cetáceos incluidas en los programas de monitorización MT-1 y MT-2.

DM	Campaña	UG	Años	Metodo	Método de análisis
DMNOR	PID-UG02	UG02-Delfín mular (<i>Tursiops truncatus</i> -137111) de las Rías Baixas	2022-2024	CMR	CMR-DB
DMSUD	PID-UG18	UG18-Orcas (<i>Orcinus orca</i> -137102) del golfo de Cádiz y aguas contiguas	2022-2024	CMR	CMR-DB
	PID-UG06	UG06-Delfín mular (<i>Tursiops truncatus</i> -137111) del estrecho de Gibraltar			
DMESAL	PID-UG15	UG15-Calderón común (<i>Globicephala melas</i> -137097) del estrecho de Gibraltar	2022-2024	CMR	CMR-DB
DMLEBA	PID-UG08	UG08-Delfín mular (<i>Tursiops truncatus</i> -137111) de las Islas Baleares	2022-2024	CMR	CMR-DB
	PID-UG20	UG20-Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i> -137119) de las Islas Baleares			
DMCAN	PID-UG24	UG24-Delfín mular (<i>Tursiops truncatus</i> -137111) de Tenerife/La Gomera	2022-2024	CMR	CMR-DB
	PID-UG30	UG30-Calderón tropical (<i>Globicephala macrorhynchus</i> -137096) de Tenerife/La Gomera			
	PID-UG27	UG27-Zifio de Cuvier (<i>Ziphius cavirostris</i> -137127) de las islas Canarias orientales			
	PID-UG28	UG28-Zifio de Cuvier (<i>Ziphius cavirostris</i> -137127) de las islas Canarias occidentales			

Los datos empleados para la evaluación del BEA a nivel de este criterio D1C2 provienen de los programas de monitorización “MT-1 Mamíferos y Reptiles marinos costeros” y “MT-2 Mamíferos y reptiles marinos oceánicos” en los que se establecieron varios programas de muestreo por foto identificación para aquellas UGs (UG02, UG06, UG08, UG15, UG18, UG20, UG24, UG27, UG28, UG30) que cumplen los requisitos para aplicar este tipo de metodología (Tabla 6) repartidas entre las 5 demarcaciones marinas (Figura 6).

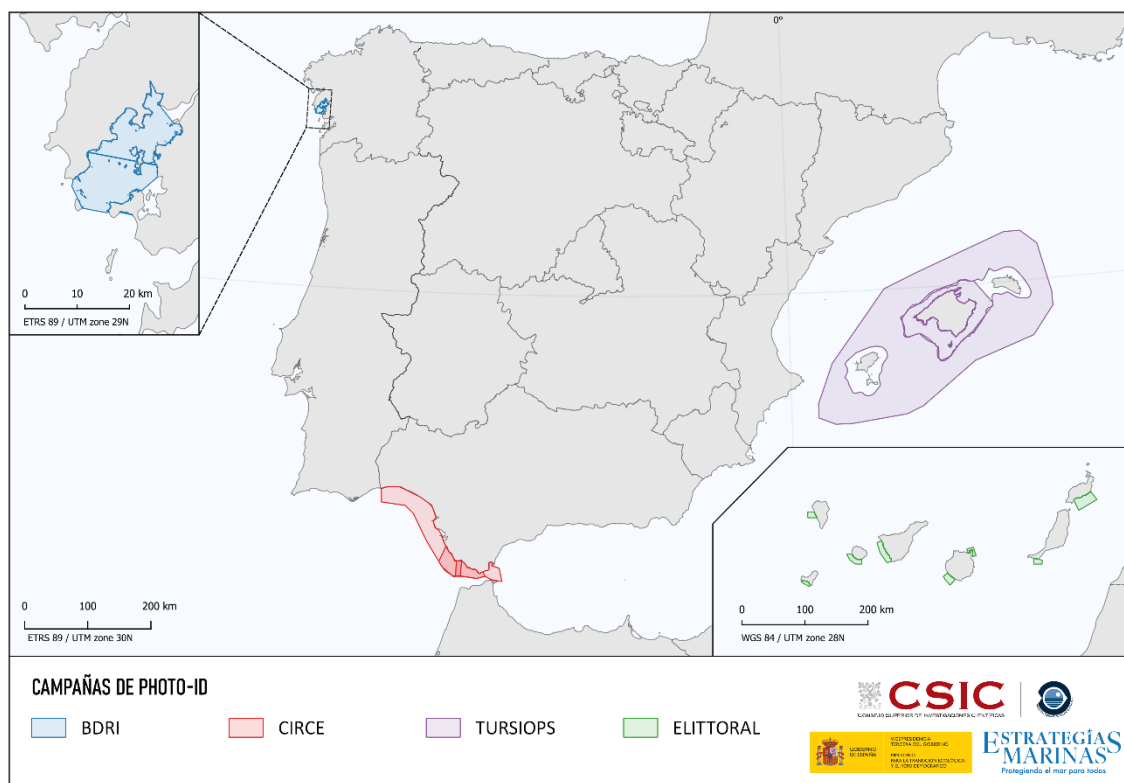
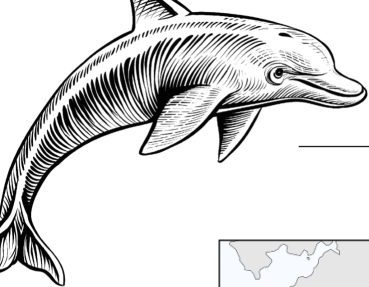


Figura 6. Áreas de estudio de las campañas nacionales de foto identificación incluidas en los programas de monitorización MYT-1 y MT-2 y empresas adjudicatarias.

Para el cálculo de la abundancia de las UGs evaluadas mediante esta metodología se emplea el indicador “MM_ABU_PID”, descrito como “Rate of annual change of *Abundance of marine mammals using photo identification methodology*” (tasa de cambio anual de la abundancia de mamíferos marinos empleando la metodología de foto identificación), usando el parámetro “ABU” descrito como “Rate of annual change of the *Number of animals per área or per (sub)population*”.

4.3. D1C3 Características demográficas

La Decisión (UE) 2017/848 considera este criterio como secundario para los mamíferos marinos, e indica que las características demográficas de la población (por ejemplo, tamaño corporal o estructura de clases de edad, proporción de sexos, fecundidad y tasas de supervivencia) de las especies deben ser indicativas de una población sana que no se ve afectada negativamente debido a presiones antropogénicas.

Este criterio es considerado secundario, sin embargo, es importante destacar que los parámetros demográficos tales como la edad de madurez, fecundidad, etc. no solo sirven para evaluar el BEA en base a este criterio si no que son de vital importancia para el establecimiento de valores umbral de otros criterios como el D1C1 y D1C2, por lo que las características demográficas de las distintas especies de mamíferos marinos son también empleadas indirectamente para las evaluaciones realizadas de acuerdo a estos criterios.

A nivel nacional se ha implementado el programa de monitorización “MT-5 Varamientos de mamíferos y reptiles marinos”, apoyado por el programa “MT-6 Datos adicionales de mamíferos y reptiles marinos”. Ambos programas recopilan información para alimentar los parámetros necesarios para este descriptor y para el establecimiento de valores umbral de los criterios D1C1 y D1C2, el primero de los programas a partir de animales varados muertos y el segundo a partir de animales vivos.



Actualmente se está trabajando en el establecimiento de indicadores a nivel regional y subregional para el D1C3, así como de metodologías estandarizadas, pero todavía se encuentran en fase de discusión y estandarización, por lo que este criterio no será utilizado en este ciclo para la evaluación nacional de los mamíferos marinos llevada a cabo con arreglo al artículo 17, apartado 3, de la DMEM.

4.4. D1C4 Distribución

La Decisión (UE) 2017/848 considera este criterio como primario para los mamíferos marinos, e indica que el rango y patrón de distribución de las especies debe estar en consonancia con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas reinantes. Los Estados miembros deberán establecer los valores umbral correspondientes a cada especie mediante la cooperación regional o subregional.

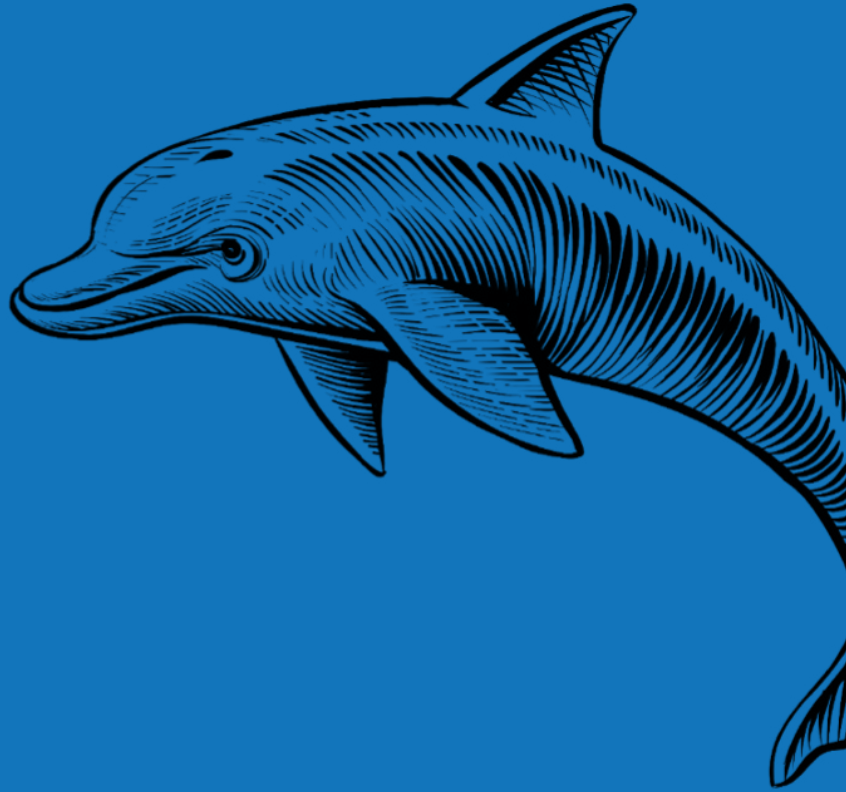
El rango y patrón de distribución de los cetáceos son parámetros difíciles de monitorizar, al igual que lo es la interpretación de las eventuales variaciones que puedan sufrir estos parámetros. La mayoría de las poblaciones de cetáceos presentes en aguas españolas presentan rangos de distribución mucho más amplios que los límites de las demarcaciones marinas e incluso que las subregiones o regiones europeas en las que habitan. Es por ello que, a pesar de que este criterio es considerado como primario para las especies incluidas en los anexos II, IV o V de la Directiva Hábitat 92/43/CEE, entre las que se encuentran los mamíferos marinos, desde diversos foros (por ejemplo, ICES, 2013) y proyectos (por ejemplo, CetAMBICion) se ha propuesto que no sea utilizado para la evaluación de los mamíferos marinos. Por ese motivo, este criterio no será utilizado en este ciclo para la evaluación nacional de los mamíferos marinos llevada a cabo con arreglo al artículo 17, apartado 3, de la DMEM.

4.5. D1C5 Hábitat

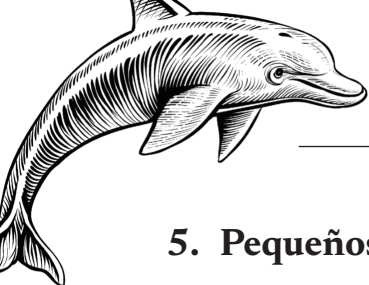
La Decisión (UE) 2017/848 considera este criterio como primario para las especies incluidas en los anexos II, IV o V de la Directiva Hábitat 92/43/CEE, e indica que el hábitat de las especies debe tener la extensión y las condiciones necesarias para sustentar las diferentes fases de su ciclo de vida.

Según dicha directiva, la evaluación de la condición del hábitat requiere de una comprensión integrada del estado de las comunidades y especies asociadas. La evaluación del hábitat, en lo que se refiere a los mamíferos marinos, requeriría de un conocimiento profundo de los distintos hábitats en los que desarrollan sus ciclos vitales, así como de las especies con las que interaccionan, especialmente en lo referente a sus relaciones tróficas. Sin embargo, este conocimiento va mucho más allá de la propia evaluación de este componente del ecosistema.

Por ello, debido a la falta de consenso sobre una metodología apropiada a nivel nacional e internacional, este criterio no será utilizado en este ciclo para la evaluación nacional de los mamíferos marinos llevada a cabo con arreglo al artículo 17, apartado 3, de la DMEM.



PEQUEÑOS ODONTOCETOS



5. Pequeños odontocetos

5.1. Consecución del BEA para pequeños odontoceros

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado

Demarcaciones	NOR	SUD	ESAL	LEBA	CAN
Valor umbral para la consecución del BEA en el grupo de pequeños odontocetos (% de especies en BEA dentro del grupo de especies)	100 %				
% de especies en buen estado en el tercer ciclo	20 %	0 %	-	0 %	-
Resultado de la evaluación	El BEA se alcanzará más allá de 2024	El BEA se alcanzará más allá de 2024	Desconocido	El BEA se alcanzará más allá de 2024	Desconocido
Periodo de evaluación	2005-2024 (difiere en función del criterio, la especie y la demarcación)				

5.2. Descripción del estado del grupo de especies

Para determinar si el grupo de pequeños odontocetos cumple el BEA, las reglas de integración utilizadas han sido las siguientes:

- De parámetros y/o indicadores a criterios: cuando un criterio se evalúe mediante varios indicadores o parámetros, todos ellos deberán cumplir el BEA para que el criterio lo cumpla.
- De criterios a UG: la UG cumplirá el BEA cuando éste se cumpla en todos los criterios evaluados (D1C1 capturas accidentales, D1C2 abundancia y biomasa de la población, D1C3 características demográficas, D1C4 distribución y D1C5 hábitats), tal como indica la Guía del artículo 8 de la DMEM (Article 8 MSFD Assessment Guidance).
- De UG a grupo de especies: todas las UG evaluadas (100 %) deben estar en BEA para determinar que el grupo de pequeños odontocetos también lo alcanza.

En la Tabla 7 se expone el listado de unidades de gestión evaluadas del grupo de especies de pequeños odontocetos, los criterios aplicados, el estado general de cada unidad de gestión tras la integración de criterios y la tendencia en comparación con la evaluación del ciclo anterior.



Tabla 7. Resultados de la evaluación de los pequeños odontocetos.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

DM	UG	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
NOR	UG01-Marsopa común	■	■	■	■	■	■	↔
	UG02-Delfín mular	■	■	■	■	■	■	¿?
	UG03-Delfín mular	■	■	■	■	■	■	↗
	UG09-Delfín común	■	■	■	■	■	■	↔
	UG34-Delfín listado	■	■	■	■	■	■	¿?
	PEQ. ODONTOCETOS	■						
SUD	UG04-Delfín mular	■	■	■	■	■	■	¿?
	UG10-Delfín común	■	■	■	■	■	■	↔
	UG18 - Orcas	■	■	■	■	■	■	¿?
	PEQ. ODONTOCETOS	■						
ESAL	UG05-Delfín mular	■	■	■	■	■	■	¿?
	UG06-Delfín mular	■	■	■	■	■	■	¿?
	UG11-Delfín común	■	■	■	■	■	■	¿?
	PEQ. ODONTOCETOS	■						
LEBA	UG07-Delfín mular	■	■	■	■	■	■	¿?
	UG08-Delfín mular	■	■	■	■	■	■	¿?
	UG12-Delfín listado	■	■	■	■	■	■	¿?
	PEQ. ODONTOCETOS	■						
CAN	UG24-Delfín mular	■	■	■	■	■	■	¿?
	UG26-Delfín moteado	■	■	■	■	■	■	¿?
	PEQ. ODONTOCETOS	■						

En la **DMNOR** se han evaluado cinco UGs de pequeños odontocetos. El estado ambiental determinado para el D1C1 para dos de las especies fue "No bueno", para el resto "Desconocido". El estado para el D1C2 fue determinado como "Bueno" para todas las especies menos una. Al aplicar la regla del OOA, el grupo de pequeños odontocetos de la DMNOR "No alcanza el BEA".



En la **DMSUD** se han evaluado tres UGs de pequeños odontocetos. Sólo se dispuso de datos suficientes para evaluar una de las especies, cuyos estados para el D1C1 y el D1C2 se determinaron como “No bueno” y “Bueno”, respectivamente. Por lo tanto, para el resto de UGs estos dos criterios fueron determinados como “Desconocidos”. Al aplicar la regla del OAO, el grupo de pequeños odontocetos de la DMSUD “No alcanza el BEA”.

En la **DMESAL** se evaluaron tres UGs de pequeños odontocetos. La falta de datos y/o de valores umbral en esta demarcación se refleja en una determinación del estado “Desconocido” para todos los criterios y UGs evaluados. De este modo, el grupo de pequeños odontocetos de la DMESAL se encuentra en un estado “Desconocido”.

En la **DMLEBA** se han evaluado tres UGs de pequeños odontocetos. Sólo se ha podido evaluar el D1C2 para dos de las UGs, resultando ambas en un estado “No bueno”. Por ello, al aplicar la regla del OAO se ha determinado que el grupo de pequeños odontocetos de la DMLEBA “No alcanza el BEA”.

En la **DMCAN** se evaluaron dos UGs de pequeños odontocetos. Ninguna de las UGs cuenta con datos suficientes y/o valores umbral para los criterios evaluados, por lo que el resultado de todos ellos es un estado “Desconocido”.

5.3. Principales actividades humanas y presiones relacionadas

En el cuadro 2 del anexo III de la DMEM se definen las principales presiones que afectan al medio marino y a sus especies. Atendiendo a las definiciones ahí descritas las principales actividades humanas y presiones relacionadas que afectan a los pequeños odontocetos son: las perturbaciones biológicas (extracción selectiva de especies, incluidas las capturas accesorias accidentales), otras perturbaciones físicas (ruido subacuático y desechos marinos), contaminación por sustancias peligrosas (introducción de compuestos sintéticos y compuestos no sintéticos).

5.4. Especies de pequeños odontocetos

Tal como se puede ver en la Tabla 7, el grupo de especies indicadores de pequeños odontocetos está formado por 6 especies distribuidas entre las 5 demarcaciones marinas y pertenecientes a 16 UGs.

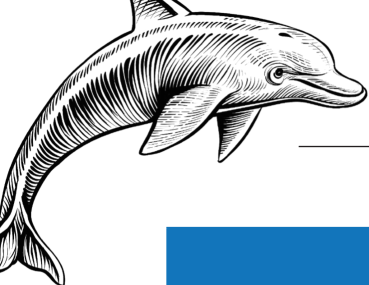


5.4.1. Marsopa



Figura 7. Marsopa común. *Phocoena phocoena* (Linnaeus, 1758). Ilustración: Oceanografica.com

Nombre científico	<i>Phocoena phocoena</i> (Linnaeus, 1758).
Nombre común	Marsopa común (castellano), marsopa comuna (catalán), toniña (gallego), mazopa (euskera), harbour porpoise (inglés).
Descripción	La marsopa común es un odontoceto de la familia Phocoenidae. Mide entre 1,4 m y 1,9 m. Las hembras, con un peso máximo de unos 76 kg, llegan a ser más grandes que los machos, que pesan alrededor de 60 kg. Su aleta dorsal es pequeña, triangular o con el borde posterior ligeramente cóncavo. Como el resto de las marsopas, tiene el hocico romo. La zona dorsal es de un gris oscuro y la parte inferior es mucho más clara, aunque puede ser gris con franjas blancas a lo largo de la garganta (Hammond et al., 2008).
Biología y ecología	Las marsopas se distribuyen en aguas templadas y subárticas del hemisferio norte, principalmente en la plataforma continental (a profundidades de 20-200 m). Su distribución parece estar limitada a regiones con temperaturas de sus aguas que oscilan entre los 5 y los 14°C (Evans & Teilmann, 2009). Se considera que las marsopas rara vez viven más de 20 años, madurando a una edad temprana (3-4 años) y su tasa de reproducción es elevada ya que algunas hembras se reproducen cada año siendo capaces de ser gestantes y lactantes al mismo tiempo. Debido a la diversidad de especies que aparecen en su dieta se ha sugerido que la marsopa es una especie cuyo ámbito de alimentación no se limita sólo a las aguas poco profundas, sino que también puede capturar presas pelágicas en aguas más profundas (Berrow & Rogan, 1996).
Poblaciones europeas	Estudios morfológicos y genéticos sugieren la existencia de varias subpoblaciones de marsopas en aguas del Atlántico nordeste (Andersen, 2003; Andersen et al., 2001; Walton, 1997). Los estudios genéticos más recientes parecen indicar la existencia de una única población ocupando la mayor parte del Atlántico nordeste, desde Francia hasta el norte de Noruega, con un aislamiento y diferencias significativas en función de la distancia. Estas subpoblaciones del norte están genética y geográficamente separadas de las subpoblaciones de la península ibérica y el mar Negro (Fontaine et al., 2007, 2010). Es por ello que se ha propuesto su reconocimiento como subespecies <i>P. p. meridionalis</i> y <i>P. p. relictæ</i> , respectivamente (Fontaine, 2016).



Presencia en aguas españolas	En aguas españolas se encuentra la subespecie <i>P. p. meridionalis</i> , y su presencia es habitual en la costa oeste gallega (López et al., 2004) así como en el norte de Portugal. En el resto de la península ibérica, se puede encontrar en menor medida en el norte peninsular, y en aguas del golfo de Cádiz. Exceptuando algún varamiento esporádico, no se tiene constancia de su presencia en aguas de las islas Canarias ni del Mediterráneo español, aunque recientemente se han reportado avistamientos en aguas del mar de Alborán.
Amenazas y estatus de conservación	La amenaza más importante para las marsopas en la actualidad es probablemente la captura accidental, especialmente en redes de enmalle. Se estima que en el pasado miles de marsopas morían de este modo anualmente en Europa, aunque desde la entrada en vigor del Reglamento (CE) No 812/2004, que estableció medidas destinadas a reducir las capturas accidentales de cetáceos, parece haberse producido una reducción en la tasa de mortalidad, aunque sigue siendo la principal amenaza para la marsopa ibérica, la cual fue catalogada como en especie “peligro de extinción” en el catálogo español de especies amenazadas (CEEa) Real Decreto 139/2011 y posteriores modificaciones de su anexo). La lista roja de la UICN, cataloga la especie a nivel europeo como “preocupación menor” (Sharpe & Berggren, 2023).

5.4.1.1. Áreas de evaluación y unidades de gestión

Las distintas subpoblaciones europeas de marsopa fueron divididas en 11 unidades de gestión durante el taller de ASCOBANS-HELCOM (Acuerdo para la Conservación de pequeños cetáceos del mar Báltico, noreste Atlántico, mar de Irlanda y mar del Norte–Convenio de Helsinki para la protección del mar Báltico), posteriormente ratificadas por el Working Group on Marine Mammal and Ecology del ICES (ICES, 2012). Estas mismas unidades de gestión fueron también usadas por el OSPAR Marine Mammals Expert Group (OMMEG) para la evaluación de esta especie en su Quality Status Report 2023 (QSR 2023). Una de esas unidades de gestión es la marsopa de la península Ibérica, cuyo pequeño tamaño poblacional y su aislamiento genético la hacen particularmente vulnerable a cualquier mortalidad añadida por impactos antropogénicos. Aunque los límites exactos de la unidad de gestión de la marsopa ibérica no están definidos, ésta corresponde con las aguas atlánticas costeras de la península ibérica, entre el estrecho de Gibraltar y Francia, incluyendo aguas españolas y portuguesas (Divisiones FAO 27.8.c y 27.9.a aprox.). Para la evaluación nacional se ha tenido en cuenta una única UG en la DMNOR (UG01), ya que es en esa demarcación donde se encuentra la mayor densidad de la población ibérica (Figura 8).

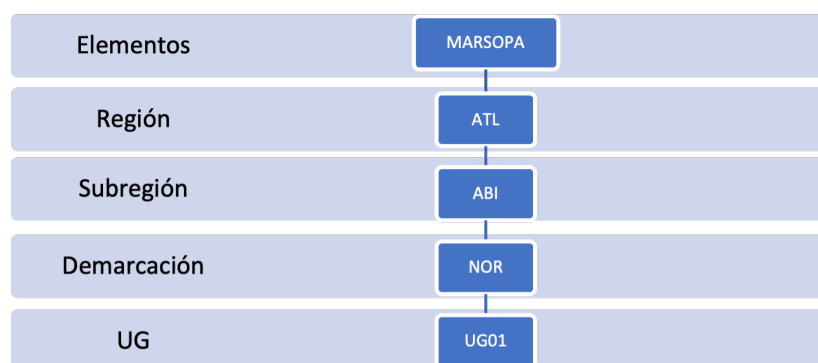


Figura 8. Esquema de las unidades de gestión nacionales definidas para la marsopa.



El área de dicha UG se hizo coincidir con el área cubierta por las campañas de barco y avioneta de esa región, y corresponde aproximadamente con la porción de la UG de marsopa ibérica de OSPAR en la DMNOR (Figura 9). La evaluación de esta UG se ha realizado tanto a nivel de demarcación (DMNOR) como a nivel de la subregión (ABI), en función de los datos disponibles para cada parámetro y criterio.

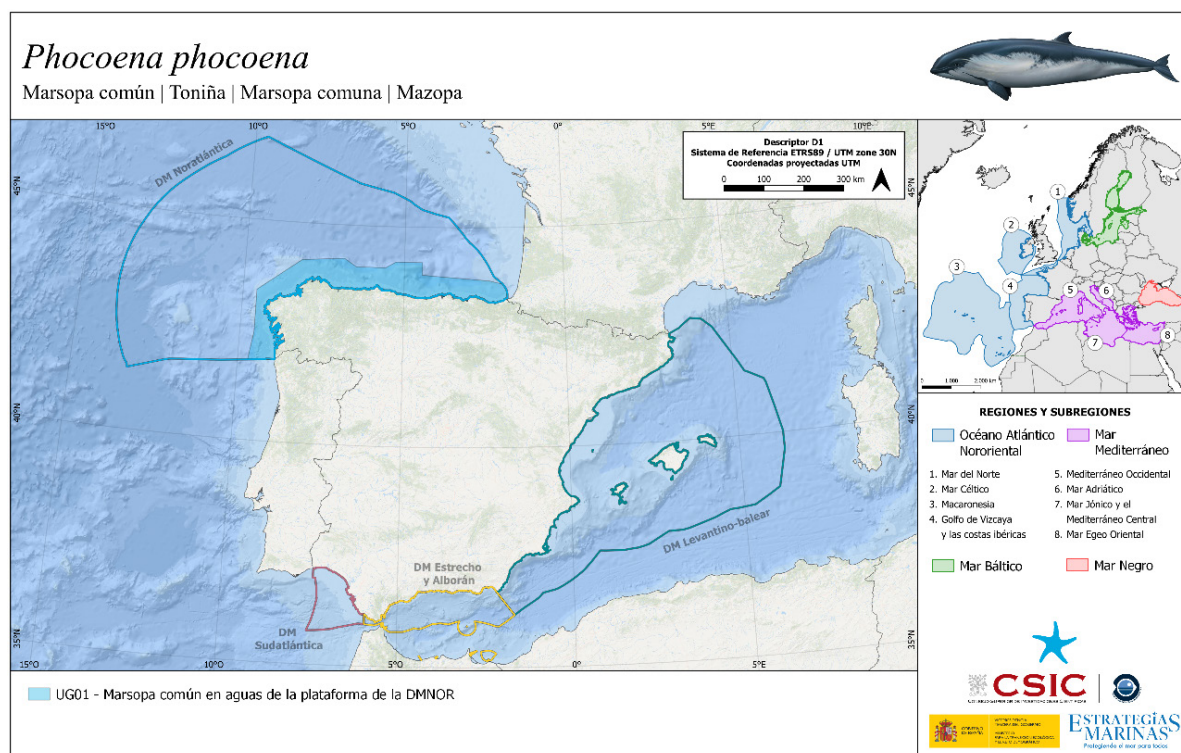


Figura 9. Mapa de las unidades de gestión nacionales definidas para la marsopa.

5.4.1.2. Resultados de la evaluación

El resultado de la evaluación del D1C1 es “No bueno” para la única UG de la especie, mientras que la evaluación del D1C2 resultó en un estado “Bueno”. Por ello, se determina que su estado general “No alcanza el BEA”. La tendencia de estado es “Estable”, ya que en el anterior ciclo también se consideró que la especie no alcanzaba el BEA (Tabla 8).

Tabla 8. Resultados de la evaluación de la marsopa común (*Phocoena phocoena*, Linnaeus, 1758). Criterios D1C1, D1C2, D1C3, D1C4, D1C5, estado de la especie y tendencia (cambio de estado).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

DM	Unidad de gestión	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
NOR	UG01-Marsopa común en aguas de la plataforma de la DMNOR	■	■	■	■	■	■	↔



5.4.1.2.1. D1C1 – Captura accidental

La Tabla 9 muestra el resultado de la evaluación de la UG01 de marsopa la cual resulta ser “No bueno” respecto al criterio D1C1, ya que el valor de captura accidental registrado en los varamientos supera el valor umbral establecido para esta población (0 individuos).

Tabla 9. Resultado de la evaluación del D1C1 para la UG01 de marsopa común. Período de evaluación, indicadores relacionados, parámetros utilizados, valores umbral, y valores obtenidos.

DM	Unidad de gestión	Periodo de evaluación	Indicadores relacionados	Parámetros utilizados	Valores umbral	Valores obtenidos	Resultado
NOR	UG01	2015 – 2020	MM_OSPAR_BYC	MOR/F	0	> 0	No bueno

Metodología: la evaluación de la UG01-Marsopa común en aguas de la plataforma de la DMNOR, se realizó mediante la comparación de la tasa de captura accidental anual frente al valor umbral de captura accidental establecido para la especie. La tasa de captura accidental anual de la unidad de gestión de la marsopa de la península Ibérica, a la cual pertenece la UG01, se intentó estimar en 2021 durante el WKMOMA de ICES (Workshop on estimation of Mortality of Marine Mammals due to Bycatch) utilizando los datos de capturas accidentales de marsopa registrados en los OABs nacionales y el esfuerzo pesquero de la flota que opera en el área y que se reporta a ICES (datos de VMS, en España proporcionados por la SGP-MAPA), sin embargo no fue posible por no haber sido registrada ninguna captura por la baja cobertura de muestreo de la flota implicada (ICES, 2021b). Posteriormente, en 2022, en el marco del QSR 2023 de OSPAR y con el objetivo de proporcionar al menos una evaluación cualitativa de la captura accidental de marsopa, se emplearon los datos de varamientos registrados en las costas de la unidad de gestión durante el periodo 2015 – 2022 para suplir la falta de datos del programa de observadores pesqueros (Taylor et al., 2022).

Periodo de evaluación: UG01 2015 – 2022.

Indicadores: MM_OSPAR_BYC (Fishing mortality of marine mammals in the OSPAR region).

Parámetros: MOR/F-Mortality rate / Mortality rate from fishing (F).

Valores umbral: durante la elaboración de la evaluación del QSR 2023, en el marco del OMMEG (OSPAR Marine Mammal Expert Group), se definió el valor umbral para la especie mediante la metodología mPBR (*modified Potential Biological Removal*), ajustada a los objetivos de conservación de OSPAR, y éste fue aprobado por los países miembros en el Comité de Biodiversidad de OSPAR (ver detalles en Taylor et al., 2011). Para aquellas poblaciones, como la UG01 – Marsopa común, cuya abundancia de individuos maduros es inferior a 2.500 (y, por tanto, equivalente con un estatus de especie en peligro crítico de extinción) se estableció un valor umbral máximo de captura de 0 individuos, dado el potencial impacto que la captura accidental podría tener en una población de ese tamaño.

Valores obtenidos: Más de 0 individuos. Este valor es el utilizado para la evaluación y es el estimado para el periodo de evaluación (2015 – 2022), que fue analizado por OSPAR. A pesar de no haberse reportado ningún registro de captura accidental de marsopa en los OABs nacionales, los registros de varamientos anualmente reportados al WGBYC de ICES (Working Group on Bycatch of Protected Species) para el periodo 2015 – 2022 indicaron que al menos 18 marsopas vararon con indicios de captura accidental sólo en Galicia, el único lugar de toda su área de distribución para el cual se reportaron datos (Tabla 11). Por ello, se realizó una evaluación cualitativa basada en el número mínimo de individuos capturados, utilizando los datos de varamientos de Galicia junto a los disponibles para toda la unidad de gestión de marsopa ibérica de OSPAR (Iberian Peninsula), que incluye también los datos de varamientos producidos en las costas portuguesas.



Como información complementaria y más actualizada se presentan algunos datos registrados posteriormente al periodo de evaluación, los cuales muestran que se han seguido produciendo capturas accidentales de marsopa en la DMNOR. Una parte ha sido registrada por los OABs, 3 individuos en 2022 (Tabla 10), mientras que los datos de varamientos registran un número mucho mayor, tres veces más, de individuos con indicios de captura accidental (10 marsopas entre 2021 y 2022) (más información en Tabla 11).

Tabla 10. Número de marsopas capturadas y registradas en los programas de observación a bordo y porcentaje de cobertura del muestreo, indicando el año, área y arte en el que fueron capturadas. Entre corchetes se indican el número de incidentes, o eventos de captura accidental. Entre paréntesis se indica el esfuerzo observado, en días de mar, y el esfuerzo total de la flota en el área, también en días de mar.

Año	Área	UG	Arte	Individuos [incidentes]	Cobertura de muestreo [%] (esfuerzo observado/esfuerzo total)
2022	27.8c	UG01	Enmalle	3 [3]	1,26 % (334/26.466,95)

Tabla 11. Porcentaje de marsopas varadas con indicios de captura accidental por año y UG. Entre paréntesis se indica el número total de individuos varados de marsopa, el número de individuos examinados y el número de individuos examinados con indicios de captura accidental.

Año	Área	UG	Individuos varados con indicios de captura [%] (ind. Varados/ind. Examinados/ind. Con indicios captura)
2018	Galicia	UG01	17 % (16/6/1)
2019			60 % (12/5/3)
2020			57 % (23/7/4)
2021			23 % (16/13/3)
2022			100 % (13/7/7)

Tendencia: en deterioro.

Consecución del parámetro: UG01 no. La mortalidad directa, en número de individuos capturados accidentalmente, sobrepasa el valor umbral establecido de 0 individuos. Además, si se tienen en cuenta fuentes adicionales de datos, como está contemplado para aquellos casos en los que no hay disponibilidad de datos o éstos pueden estar sesgados, la tasa de mortalidad anual por captura accidental parece ser muy superior. Si se consideran los datos obtenidos a partir de varamientos, los individuos varados de marsopa con indicios de captura accidental indican un nivel de afectación mayor que lo reportado de manera directa a través de observadores.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: Dadas las limitaciones de los programas de monitoreo a bordo de la captura accidental, no están siendo monitoreadas todas las secciones de la flota pesquera. Gran parte de la flota artesanal, con buques generalmente de pequeño tamaño, pero con un gran esfuerzo pesquero, no está siendo monitoreada por lo que los datos de captura con los que se cuenta están altamente sesgados y actualmente no se pueden considerar lo suficientemente robustos ni su cobertura suficiente como para poder estimar la tasa de captura accidental anual y realizar una evaluación robusta. El uso de datos complementarios como los varamientos permite hacer una evaluación cualitativa de la posible dimensión del valor del parámetro, así como determinar las áreas que pueden presentar una mayor incidencia, pero no permite la evaluación en términos cuantitativos, dadas las limitaciones y sesgos asociados a este tipo de datos.



5.4.1.2.2. D1C2–Abundancia

El resultado de la evaluación de la UG01, respecto al D1C2, se resolvió mediante la aplicación de la regla OOA sobre los dos resultados disponibles de la tasa de cambio anual de la abundancia, a nivel regional y subregional. Puesto que a nivel regional el estado ambiental se determinó como “No bueno”, éste fue también el resultado integrado para la UG01.

Tabla 12. Resultado de la evaluación del D1C2 para la UG01 de marsopa común. demarcación marina (DM), unidad de gestión (UG), período de evaluación (PERIODO), escala (ESCALA), indicadores relacionados (INDICADORES), parámetros utilizados (PARAM), valor umbral (UMBRAL), valor obtenido (VALOR) y resultado de la evaluación (RESULTADO).

DM	UG	Periodo	Escala	Indicadores	Param	Umbral	Valor	Resultado
NOR	UG01	2005-2022	Regional	MM_ABU_DIS	ABU	-1,6 %	-5,24 %	No bueno
		2005-2022	Subregional	MM_ABU_DIS			1,77 %	Bueno

Metodología: La abundancia de las distintas UGs fue calculada a partir de las campañas disponibles (Tabla 12). Posteriormente se calculó la tasa de cambio anual en aquellos casos con más de un valor disponible, y la tasa de cambio mínima que es posible detectar con una potencia estadística del 80 %. Para la UG01-Marsopa común en aguas de la plataforma de la DMNOR, se dispone de las campañas SCANS-II, SCANS-III, ObSERVE-Ph1 y SCANS-IV a nivel regional (ATL) y subregional (ABI), a partir de las cuales se estimó la abundancia de marsopas mediante el método DS-CDB (Hammond et al., 2021; Gilles et al., 2023). A nivel nacional (DMNOR Nerítica Oeste y DMNOR Nerítica Norte), se dispone de la campaña SCANS-IV a partir de la cual se estimó la abundancia de marsopas comunes mediante el método DS-CDB, para los bloques de muestreo de la plataforma continental española (Gilles et al., 2023).

Periodo de evaluación: UG01 2005-2022.

Indicadores: MM_ABU_DIS.

Parámetros: ABU.

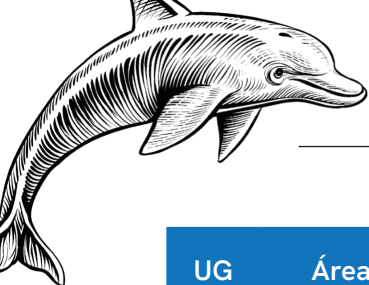
Valores umbral: tasa máxima de cambio anual de -1,6 % (Geelhoed et al., 2022).

Valores obtenidos: La tasa de cambio anual para la UG01, a nivel regional (ATL), fue de -5,24 % (tasa de cambio mínima detectable (TMD) = 1,67 %), mientras que a nivel subregional (ABI) fue de 1,77 % (TMD = 3,64 %). No fue posible calcular la tasa de cambio anual a nivel nacional (DMNOR Nerítica Oeste y DMNOR Nerítica Norte) por carecer de datos suficientes (Tabla 13).

Tabla 13. Valores de abundancia disponibles para la evaluación de la marsopa común. Unidad de gestión (UG), área y escala a que hace referencia (ÁREA), campaña o fuente de datos (FUENTE), año de la campaña (AÑO), método usado para estimar la abundancia (MÉTODO), abundancia calculada (ABU), coeficiente de variación de la abundancia (CV), intervalo de confianza de la abundancia al 95 % (IC 95 %), valor de la tasa de cambio anual calculada (VALOR), intervalo de confianza de la tasa de cambio al 95 % (IC 95 %), tasa de cambio mínima detectable (TMD).

° Los valores de abundancia de SCANS-IV a nivel Regional no incluyen los datos de la campaña ObSERVE-Ph2

UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG01	Regional ATL	SCANS-II	2005	DS-CDB	519.846	0,21	-	-5,24 %	[-30,98; 30,11]	1,67 %
		SCANS-III+ObSERVE-Ph1	2016	DS-CDB	493.205	0,14	-			
		SCANS-IV	2022	DS-CDB	409.244	0,17	-			



UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG01	Subregional ABI	SCANS-II	2005	DS-CDB	2.880	0,72	-			
		SCANS-III	2016	DS-CDB	2.898	0,32	-			
		SCANS-IV	2022	DS-CDB	4.043	0,35	[1.842; 7.309]	1,77 %	[-14,9; 21,71]	3,64 %
	Nacional DMNOR Nerítica Oeste	SCANS-IV	2022	DS-CDB	1.707	0,37	[642; 3.242]	-	-	-
	Nacional DMNOR Nerítica Norte	SCANS-IV	2022	DS-CDB	984	0,86	[24; 2.937]	-	-	-

Tendencia: desconocida.

Consecución del parámetro: UG01 sí. A nivel subregional el valor obtenido de tasa de cambio anual se sitúa por encima del valor umbral, por lo que se determina un estado ambiental “Bueno”. La evaluación se realizó de manera cualitativa, basada en la tendencia aparentemente creciente a este nivel, a pesar de no ser robusta desde el punto de vista estadístico. Los datos de abundancia disponibles a nivel subregional (Tabla 13) no permiten detectar tendencias menores a 3,64 %. Por lo tanto, las tendencias estimadas tanto para abundancia (1,77 %) como para la densidad (3,38 %)¹, no pueden considerarse lo suficientemente robustas o confiables como para realizar una evaluación cuantitativa. Este resultado debe interpretarse con precaución. En primer lugar, hay que tener en cuenta que la configuración de los bloques de SCANS ha variado entre campañas. En la campaña SCANS-IV, los bloques correspondientes a Portugal se ampliaron mar adentro respecto a campañas anteriores. En segundo lugar, el periodo de muestreo fue diferente para los bloques costeros españoles (septiembre-octubre 2022) y los bloques portugueses (julio 2022). Estos dos factores podrían estar produciendo una sobre-estimación de la abundancia, lo cual resulta en una tendencia ascendente que puede no ser confiable.

A nivel regional se sobrepasa el valor umbral, por lo que se determina un estado ambiental “No bueno”. A este nivel, fue posible realizar una evaluación cuantitativa ya que las estimas de abundancia y su variabilidad permiten detectar la tendencia observada (-5,24 %) de manera robusta estadísticamente (tendencia mínima detectable = 1,67 %). A la hora de interpretar esta tendencia, hay que tener en cuenta que la estima de abundancia de SCANS-IV se ha calculado sin incluir los datos de la campaña ObSERVE2², por lo que la abundancia para el año 2022 podría estar infraestimada.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: para asegurar la correcta evaluación de esta especie respecto al D1C2, es necesario mantener los programas de seguimiento de la abundancia MT-1 y MT-2, actualmente en marcha. La continuidad de los programas de seguimiento posibilitará la construcción de una serie histórica de datos de abundancia, lo cual permitirá calcular las tendencias con una precisión y robustez adecuadas.

¹ La tendencia anual de la densidad a nivel subregional se calculó en base a los datos de las campañas SCANS (2005 = 0,021 ind/km²; 2016 = 0,039 ind/km²; 2022 = 0,035 ind/km²). Tendencia = 3,38 % [IC95 % = -18,84; 31,69].

² La campaña ObSERVE2 muestrea las aguas del sur y oeste de Irlanda.



5.4.1.2.3. D1C3 – Características demográficas

Este criterio ha sido “No evaluado” para esta especie dada la ausencia de una metodología acordada para su evaluación y ser considerado un criterio secundario para este grupo de especies.

5.4.1.2.4. D1C4 – Distribución

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas la UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.

5.4.1.2.5. D1C5–Hábitat

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas la UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.



5.4.2. Delfín Mular

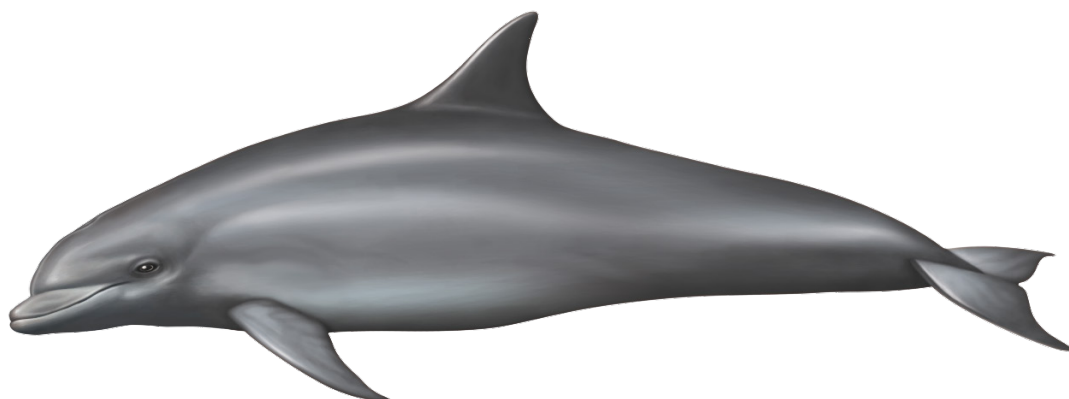
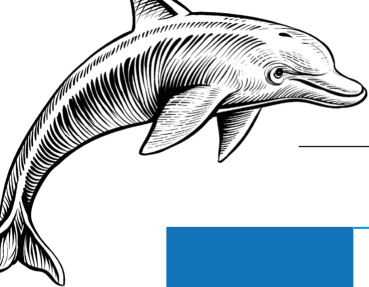


Figura 10. Delfín mular. *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). Ilustración: Oceanografica.com

Nombre científico	<i>Tursiops truncatus</i> (Montagu, 1821).
Nombre común	Delfín mular (castellano), dofí mular (catalán), arroaz (gallego), izurde handia (euskera), common bottlenose dolphin (inglés).
Descripción	El delfín mular es un odontoceto de la familia Delphinidae. Su tamaño medio es de 3 m para los machos (máx. 4 m) y algo más pequeño para las hembras que pueden alcanzar los 3,7 m. Estos tamaños tienen gran variabilidad, especialmente al comparar los dos morfotipos descritos: el costero y el pelágico, siendo por lo general el costero bastante más pequeño que el pelágico. Su coloración es gris oscuro, más o menos uniforme, con vientre blanco y su aspecto es más bien robusto, sobre todo en comparación con otros pequeños delfínidos como el delfín común o el listado (Wells & Scott, 2018).
Biología y ecología	El delfín mular suele encontrarse en aguas costeras, sobre la plataforma continental, en archipiélagos y alrededor de islas, en bahías muy cerradas y en estuarios fluviales (Bearzi et al., 2008; Genov, 2023c), pero también puede encontrarse en aguas más profundas mar adentro (ACCOBAMS, 2021; Hammond, Lacey, et al., 2021). De este modo parecen existir dos formas de la especie: una costera que forma pequeñas poblaciones con rangos restringidos, y otra oceánica. Se han documentado poblaciones residentes o semi-residentes, poblaciones pequeñas con una fuerte fidelidad a un área determinada a largo plazo y con rangos relativamente restringidos, tanto en el Atlántico (Giménez, Louis, et al., 2018; Methion & Díaz López, 2018a), como en el Mediterráneo (Gnone et al., 2011; Gonzalvo et al., 2014a) y alrededor de los archipiélagos macaronésicos (Dinis et al., 2021; Silva et al., 2008), documentándose también movimientos a larga distancia entre varias zonas (Genov, 2023c).



Biología y ecología	Su dieta es muy variada e incluye especies tanto demersales como pelágicas (Bearzi et al., 2008; Giménez, Marçalo, et al., 2017; Hernández González, 2023; Milani et al., 2018; Santos et al., 2007). Se estima que poseen una longevidad media de 40-50 años, madurando a los 10-12 años los machos y a los 5-12 años las hembras. Su ciclo reproductivo es largo, de 2 a 3 años, con una gestación que dura aproximadamente 12 meses y una lactancia de 12 a 19 meses. En Europa se ha descrito el verano como la mayor época de nacimientos. Los tamaños de grupo suelen ser menores en la forma costera que en la pelágica, pero es muy variable, siendo un grupo típico de entre 2 y 25 animales. El delfín mular es una especie muy plástica desde el punto de vista del comportamiento (Daura-Jorge et al., 2012; Lewis & Schroeder, 2003), lo que puede aumentar su resistencia a cualquier cambio del ecosistema inducido por el ser humano, pero también los hace más propensos a las interacciones con las actividades humanas, como su adaptación a la búsqueda oportunista de alimento en el entorno de las piscifactorías y los arrastreros (Bonizzoni et al., 2022; B. Díaz López, 2009; B. Díaz López & Shirai, 2008; Piroddi et al., 2011).
Poblaciones europeas	El delfín mular está extendido por la mayor parte de las aguas europeas, con registros en la mayoría de los países europeos. Múltiples evidencias sugieren una estructura poblacional significativa en toda Europa, con la subpoblación mediterránea reconocida como independiente genéticamente de la del Atlántico norte (Natoli et al., 2021).
Presencia en aguas españolas	Estudios isotópicos sugieren que, en aguas ibéricas, la frontera entre la población atlántica y la mediterránea se localiza en un lugar difuso entre el golfo de Cádiz y Valencia. En aguas españolas, se ha detectado la presencia de varios grupos con un cierto grado nivel de residencia en la zona sur de Galicia (relacionado con las rías) (Fernández et al., 2011), golfo de Cádiz y estrecho de Gibraltar.
Amenazas y estatus de conservación	Al ser una especie principalmente costera, el delfín mular se ve directa o indirectamente afectado por una serie de presiones antropogénicas entre las que destacan la mortalidad por captura accidental en artes de pesca, la contaminación química, el tráfico marítimo, la competencia con la pesca (produciendo numerosos eventos de interacción), los desechos marinos y el ruido submarino. La especie está listada como “vulnerable” en el CEEA, sin diferenciación de la población. En la UICN, la población europea está considerada como “preocupación menor” (Genov, 2023c), mientras que la mediterránea está considerada “vulnerable” (Natoli et al., 2021).

5.4.2.1. Áreas de evaluación y unidades de gestión

El delfín mular se distribuye por todas las costas de la península e islas españolas. Por su carácter gregario y social, puede encontrarse formando grupos de diferentes tamaños que se desplazan con mayor frecuencia por zonas neríticas (de plataforma continental) y en menor medida oceánicas, pero en ocasiones también los podemos encontrar formando grupos más o menos cerrados y con cierto grado de residencia en zonas costeras, rías o bahías. Es por ello que es la especie para la cual se han definido más UGs a nivel nacional, en total 8 UGs distribuidas por las 5 demarcaciones marinas (Figura 11).

Aquellas UGs que representan a los delfines mulares de plataforma continental, como la UG03, UG04, UG05 y UG07, están distribuidas por áreas más grandes, mientras que las UGs que representan a poblaciones residentes, como las UG02, UG06, UG08, y la UG24, tienen un área de distribución menor (Figura 12). Cabe destacar que en la evaluación de la distribución y abundancia de cetáceos realizada en el QSR 2023 de OSPAR (Geelhoed et al. 2022) se designaron 11 UGs para delfines mulares del



atlántico europeo, pero todas ellas se circunscribían únicamente a zonas costeras sin distinguir entre poblaciones residentes y no residentes o transitorias.

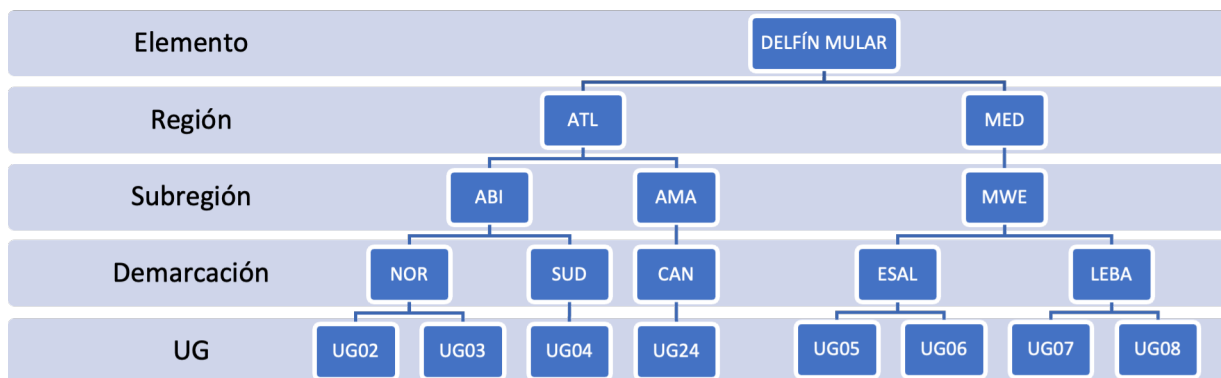


Figura 11. Esquema de las unidades de gestión nacionales definidas para el delfín mular.

Es por ello que para esta evaluación no se han tenido en cuenta esas UGs y se han definidos UGs nacionales para los delfines mulares, las cuales atienden mejor a los dos tipos de poblaciones de esta especie y a la distribución de las mismas. A pesar de que, para algunas UGs se tienen datos de abundancia a nivel regional y subregional, se ha decidido realizar la evaluación para esta especie únicamente a nivel del área de sus UGs.

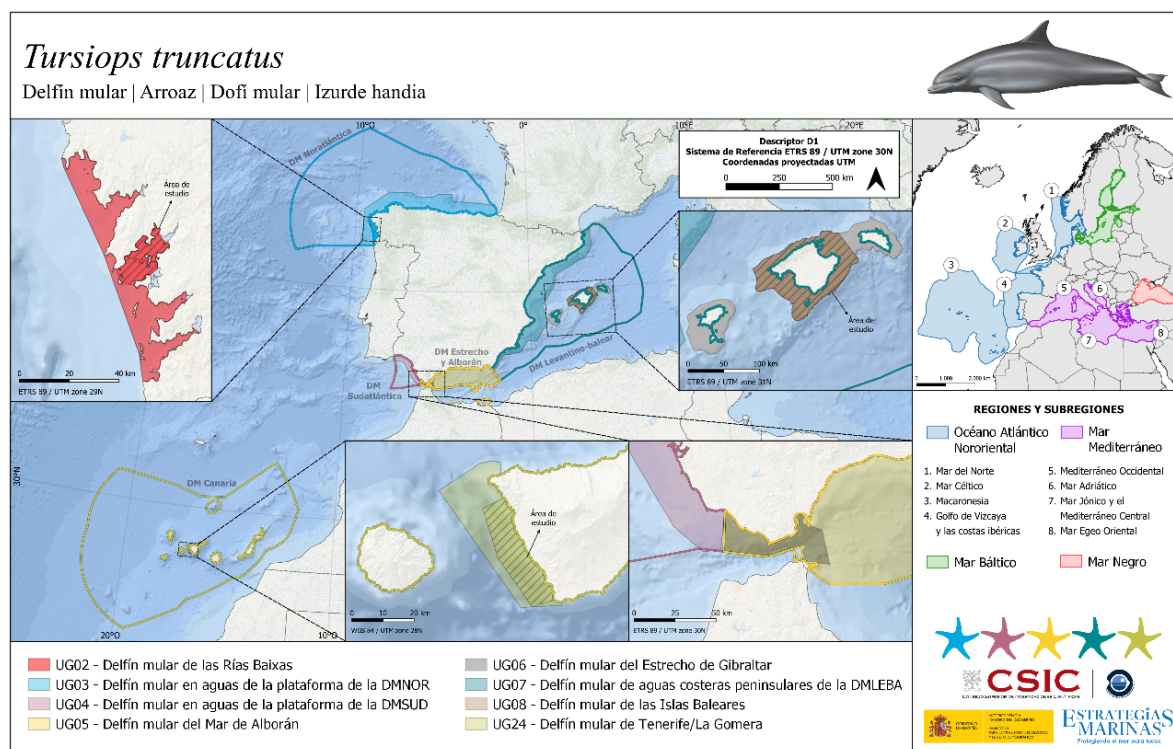
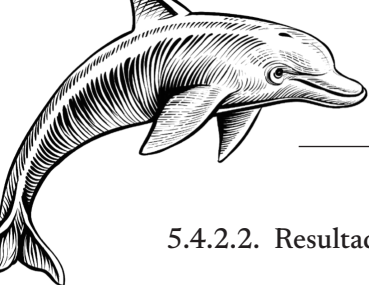


Figura 12. Mapa de las unidades de gestión nacionales definidas para el delfín mular.



5.4.2.2. Resultados de la evaluación

El resultado de la evaluación del D1C1 es “Desconocido” para todas las UGs, así como el del D1C2 para seis especies. Para estas seis UGs, el estado general se determinó del mismo modo “Desconocido”. Respecto al D1C2, la UG03 resultó en un estado “Bueno” por lo que el estado general de esta UG también se determinó “Bueno”. Por último, la UG08 resultó en un estado “No bueno” para dicho criterio por lo que su estado general también se determinó “No bueno” (Tabla 14).

Tabla 14. Resultados de la evaluación del delfín mular (*Tursiops truncatus*, Montagu, 1821). Criterios D1C1, D1C2, D1C3, D1C4, D1C5, estado de la especie y tendencia (cambio de estado).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

DM	Unidad de gestión	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
NOR	UG02-Delfín mular de las Rías Baixas *	■	■	■	■	■	■	¿?
	UG03-Delfín mular en aguas de la plataforma de la DMNOR *	■	■	■	■	■	■	↗
SUD	UG04-Delfín mular en aguas de la plataforma de la DMSUD	■	■	■	■	■	■	¿?
ESAL	UG05-Delfín mular del mar de Alborán	■	■	■	■	■	■	¿?
	UG06-Delfín mular del estrecho de Gibraltar	■	■	■	■	■	■	¿?
LEBA	UG07-Delfín mular de aguas costeras peninsulares de la DMLEBA	■	■	■	■	■	■	¿?
	UG08-Delfín mular de las Islas Baleares	■	■	■	■	■	■	¿?
CAN	UG24-Delfín mular de Tenerife/La Gomera	■	■	■	■	■	■	¿?

5.4.2.2.1. D1C1 – Captura accidental

Las UG02 y UG03 de la DMNOR del delfín mular han sido evaluadas de manera conjunta, ya que los datos disponibles para la evaluación provienen de ambas unidades de gestión en una proporción desconocida. No hay un valor umbral establecido o acordado para estas unidades de gestión, por lo que se ha determinado un estado ambiental “Desconocido” para este criterio. En el resto de UGs se ha revisado toda la información disponible sobre este criterio; una vez comprobado que la información no es suficiente como para realizar una evaluación concluyente se determinó que el estado ambiental para estas UGs es “Desconocido” (Tabla 15).

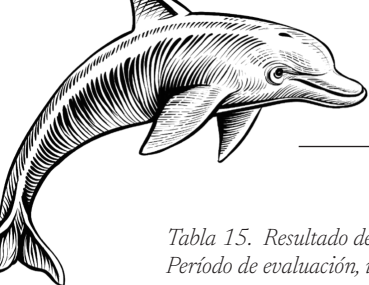


Tabla 15. Resultado de la evaluación del D1C1 para la UG02, UG03, UG04, UG05, UG06, UG07, UG08 y UG24 de delfín mular. Período de evaluación, indicadores relacionados, parámetros utilizados, valores umbral, y valores obtenidos.

*Los datos de captura provienen de ambas unidades de gestión en una proporción desconocida, dada su distribución y la del programa de muestreo.

†Captura accidental registrada en los OABs (≠tasa de captura anual).

DM	Unidad de gestión	Periodo de evaluación	Indicadores relacionados	Parámetros utilizados	Valores umbral	Valores obtenidos	Resultado
NOR	UG02*	2018 - 2022	MM_BYC	MOR/F	-	6 [†]	Desconocido
	UG03*		MM_BYC				
SUD	UG04	-	MM_BYC			-	Desconocido
ESAL	UG05	-	MM_BYC			-	Desconocido
	UG06	-	MM_BYC			-	Desconocido
LEBA	UG07	-	MM_BYC			-	Desconocido
	UG08	-	MM_BYC			-	Desconocido
CAN	UG24	-	MM_BYC			-	Desconocido

Metodología: la evaluación de las diferentes unidades de gestión del delfín mular se ha realizado mediante la comparación de la captura accidental registrada en los OABs frente al valor umbral para captura accidental establecido para la especie, en caso de estar disponibles, ya que no ha sido posible estimar la tasa de captura accidental anual. La disponibilidad de datos de captura está limitada a la DMNOR, por lo que sólo se evaluarán la UG02 – Delfín mular de las Rías Baixas y la UG03 – Delfín mular en aguas de la plataforma de la DMNOR. La captura accidental en la DMNOR corresponde a las capturas accidentales registradas en los OABs nacionales en dicha demarcación.

Periodo de evaluación: UG02 y UG03 2018 – 2022.

Indicadores: MM_BYC (Fishing mortality of marine mammals due to incidental catch).

Parámetros: MOR/F–Mortality rate / Mortality rate from fishing (F).

Valores umbral: no hay valor umbral establecido para la mortalidad por captura accidental para ninguna de las unidades de gestión de delfín mular.

Valores obtenidos: para las unidades de gestión UG02 y UG03, ambas pertenecientes a la DMNOR, se han reportado 6 delfines mulares capturados accidentalmente entre 2018 y 2022 (más información en la Tabla 16). Dadas las características y distribución de la UG01 y la UG02, así como la cobertura geográfica de los programas de observación a bordo, no se puede asignar la mortalidad por captura a una UG específica de la DMNOR, por lo que la evaluación se aplicará a ambas unidades. Los registros de varamientos reportados al WGBYC de ICES, que se presentan aquí como fuentes de datos complementarias, indicaron que entre 2018 y 2022 vararon 15 delfines mulares con indicios de captura accidental en Galicia, por lo que la tasa de captura accidental anual en la DMNOR parece mayor que lo reflejado en los OABs (más información en Tabla 17).

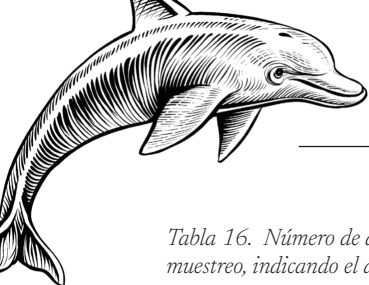


Tabla 16. Número de delfines mulares capturados y registrados en los programas de observación a bordo y porcentaje de cobertura del muestreo, indicando el año, área y arte en el que fueron capturados. Entre corchetes se indican el número de incidentes, o eventos de captura accidental. Entre paréntesis se indica el esfuerzo observado, en días de mar, y el esfuerzo total de la flota en el área, también en días de mar.

Año	Área	UG	ARTE	Individuos [incidentes]	Cobertura de muestreo [%] esfuerzo observado/esfuerzo total)
2018	27.9a	UG02 y UG03	Enmalle	1 [1]	0,019 % (21/109.869,46)
2019	27.9a		Enmalle	1 [1]	0,18 % (302/167.598,46)
2021	27.8c		Arrastre	4 [1]	1,63 % (253/15.520,14)

Tabla 17. Porcentaje de delfines mulares varados con indicios de captura accidental por año y UG. Entre paréntesis se indica el número total de individuos varados de delfín mular, el número de individuos examinados y el número de individuos examinados con indicios de captura accidental.

Año	Área	UG	Individuos varados con indicios de captura [%] (ind. varados/ind. examinados/ind. con indicios captura)
2018	Galicia	UG02 y UG03	25 % (24/12/3)
2019			30 % (31/10/3)
2020			50 % (24/6/3)
2021			40 % (30/10/4)
2022			66 % (29/3/2)

Tendencia: desconocida.

Consecución del parámetro: desconocida. Dada la ausencia de un valor umbral acordado para cualquier UG de delfín mular, no es posible evaluar el parámetro. No obstante, para la UG02 y UG03, teniendo en cuenta los datos de varamientos para el periodo de evaluación considerado (2018 – 2022), los datos parecen indicar un incremento progresivo a lo largo de los años del porcentaje de delfines mulares varados con indicios de haber sufrido captura accidental en la DMNOR. Además, la falta de conocimiento sobre el posible impacto de la captura accidental (registrada a través de los datos de varamientos) no permite realizar una evaluación cualitativa con certeza o bajo riesgo.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: dadas las limitaciones de los programas de monitoreo a bordo de la captura accidental, no están siendo monitoreadas todas las secciones de la flota pesquera. Gran parte de la flota artesanal, con buques generalmente de pequeño tamaño, pero con un gran esfuerzo pesquero en la mayoría de las demarcaciones marinas, no está siendo monitoreada por lo que los datos de captura con los que se cuenta actualmente no se pueden considerar lo suficientemente robustos ni su cobertura suficiente como para poder estimar la tasa de captura accidental anual y realizar una evaluación robusta. El uso de datos complementarios, como los varamientos, permite hacer una evaluación cualitativa de la posible dimensión del valor del parámetro, así como determinar las áreas que pueden presentar una mayor incidencia, pero no permite la evaluación en términos cuantitativos debido a las limitaciones y sesgos asociados a este tipo de datos. En la DMNOR se encuentran dos unidades de gestión de la especie, que son diferenciables por su distribución (UG02 – Rías Baixas vs UG03 – aguas de la plataforma de la DMNOR), ecología y uso del hábitat. Dado que los programas de observación a bordo cubren tanto la flota que faena en la zona costera como en aguas más exteriores del caladero nacional, no se puede realizar una asignación de las capturas de delfín mular a una de las dos unidades de gestión de la DMNOR sin realizar un análisis genético de los individuos capturados o sin tener más información sobre el lugar de la captura.



5.4.2.2.2. D1C2–Abundancia

El resultado de la evaluación de la UG03 de delfín mular, respecto al criterio de abundancia D1C2, se resolvió mediante la aplicación de la regla OOA0 sobre los tres resultados disponibles a nivel regional, subregional y nacional (Tabla 18). Puesto que el estado de todas las evaluaciones fue “Bueno”, éste también fue el resultado integrado. El resultado de la evaluación para la UG08, se resolvió también mediante la regla OOA0. En este caso la evaluación a nivel nacional, realizada a partir de los datos de campañas, fue “No bueno” mientras que la evaluación a nivel nacional, realizada a partir de datos de foto identificación, fue “Desconocido” (Tabla 18). Por lo tanto, el resultado integrado para la UG08 fue “No bueno”.

Tabla 18. Resultado de la evaluación del D1C2 para la UG02, UG03, UG04, UG05, UG06, UG07, UG08 y UG24 de delfín mular. Demarcación marina (DM), unidad de gestión (UG), período de evaluación (PERIODO), escala (ESCALA), indicadores relacionados (INDICADORES), parámetros utilizados (PARAM), valor umbral (UMBRAL), valor obtenido (VALOR) y resultado de la evaluación (RESULTADO).

DM	UG	Periodo	Escala	Indicadores	Param	Umbral	Valor	Resultado
NOR	UG02	-	-	MM_ABU_PID	ABU	-0,5 %	-	Desconocido
	UG03	2005–2022	Regional	MM_ABU_DIS			5,18 %	Bueno
		2005–2022	Subregional	MM_ABU_DIS			0,38 %	Bueno
		2007–2023	Nacional	MM_ABU_DIS			4,89 %	Bueno
SUD	UG04	-	-	MM_ABU_PID	ABU	-0,5 %	-	Desconocido
ESAL	UG05	-	-	MM_ABU_DIS			-	Desconocido
	UG06	-	-	MM_ABU_PID			-	Desconocido
LEBA	UG07	-	-	MM_ABU_DIS			-	Desconocido
	UG08	-	-	MM_ABU_PID			-	Desconocido
		2015–2022	Nacional	MM_ABU_DIS			-40,85 %	No bueno
CAN	UG24	-	-	MM_ABU_DIS			-	Desconocido

Metodología: la abundancia de las distintas UGs fue calculada a partir de las campañas disponibles (Tabla 18). Posteriormente se calculó la tasa de cambio anual en aquellos casos con más de un valor disponible, y la tasa de cambio mínima que es posible detectar con una potencia estadística del 80 %.

Para la UG02–Delfín mular de las Rías Baixas, se dispone de los datos de las campañas de foto identificación, para el periodo 2022–2023, a partir de los cuales se estimó la abundancia de delfines mulares mediante el método CMR-DB (Díaz López et al., 2023).

Para la UG03–Delfín mular en aguas de la plataforma de la DMNOR, se dispone de las campañas SCANS-II, CODA, SCANS-III, ObSERVE-Ph1 y SCANS-IV a nivel regional (ATL), a partir de las cuales se estimó la abundancia de delfines mulares mediante el método DS-CDB (Hammond et al., 2021; Gilles et al., 2023). A nivel subregional (ABI), se dispone de las estimas calculadas en el proyecto CetAMBICion mediante el método DS-UMB (Plard & Genu, 2022). A nivel nacional (DMNOR Nerítica), se dispone de las estimas calculadas a partir de las campañas PELACUS mediante el método DS-CDB (Gutiérrez-Muñoz et al., 2024).



Para la UG04-Delfín mular en aguas de la plataforma de la DMSUD, se dispone de los datos de las campañas de foto identificación PID-UG04, para el periodo 2022-2023, a partir de la cual se estimó la abundancia de delfines mulares mediante el método CMR-DB (de Stephanis, 2024).

Para la UG05-Delfín mular del mar de Alborán se dispone de la campaña ASI 2018, a partir de la cual se estimó la abundancia a nivel regional (MED) mediante el método DS-UDB (Panigada et al., 2024), así como a nivel subregional (MWE) y nacional (DMESAL) calculándose mediante post-estratificación de la abundancia regional (ACCOBAMS, 2021). A nivel nacional (DMESAL) también se dispone de la campaña aérea A-ESAL23, a partir de la cual se estimó la abundancia mediante el método DS-UDB (Esteban et al., 2024).

Para la UG06-Delfín mular del estrecho de Gibraltar, se dispone de los datos de la campaña de foto identificación PID-UG06, para el periodo 2022-2023, a partir de la cual se estimó la abundancia de delfines mulares mediante el método CMR-DB (de Stephanis, 2024).

Para la UG07-Delfín mular de aguas costeras peninsulares de la DMLEBA, se dispone de la campaña ASI 2018, a partir de la cual se estimó el valor de abundancia a nivel regional (MED) mediante el método DS-UDB (Panigada et al., 2024), así como a nivel subregional (MWE) y nacional (DMLEBA) se calculó mediante post-estratificación de la abundancia regional (ACCOBAMS, 2021). A nivel nacional (DMLEBA) también se dispone de la campaña aérea A-LEBA23, a partir de la cual se estimó la abundancia mediante el método DS-UDB (Chicote et al., 2024).

Para la UG08-Delfín mular de las Islas Baleares, a nivel nacional (DMLEBA) se dispone de los datos de la campaña de foto identificación PID-UG08, para el periodo 2022-2023, a partir de la cual se estimó la abundancia de delfines mulares mediante el método CMR-DB (Brotons, com. pers.). Para esta UG también se cuenta con los datos a nivel nacional (DMLEBA) de las campañas ICCAT-GBYP, realizadas entre los años 2015 y 2022, a partir de las cuales se estimó la abundancia mediante el método DS-UDB.

Por último, para la UG24-Delfín mular de Tenerife/La Gomera, a pesar de que en 2022 se pusieron en marcha la monitorización mediante el método de CMR-DB, todavía no se han podido obtener estimas de abundancia. Los únicos datos disponibles serían los recopilados en el proyecto MISTIC SEAS II mediante el método DS-UDB (Freitas et al., 2018).

Periodo de evaluación: UG03 regional 2005-2022; UG03 subregional 2005-2022; UG03 nacional 2018-2023; UG08 2015-2022.

Indicadores: MM_ABU_DIS y MM_ABU_PID.

Parámetros: ABU.

Valores umbral: tasa máxima de cambio anual de -0,5 % (Geelhoed et al., 2022).

Valores obtenidos: para la UG03, la tasa de cambio anual calculada a nivel regional (ATL) fue de 5,18 % (tasa de cambio mínima detectable (TMD) = 3,1 %), a nivel subregional (ABI) fue de 0,38 %, pero en este caso no es posible calcular la TMD, ya que no se dispone de la variabilidad de estas estimas. A nivel nacional (DMNOR), la tasa de cambio anual calculada fue de 4,89 % (TMD = 0,48 %) (Figura 13).

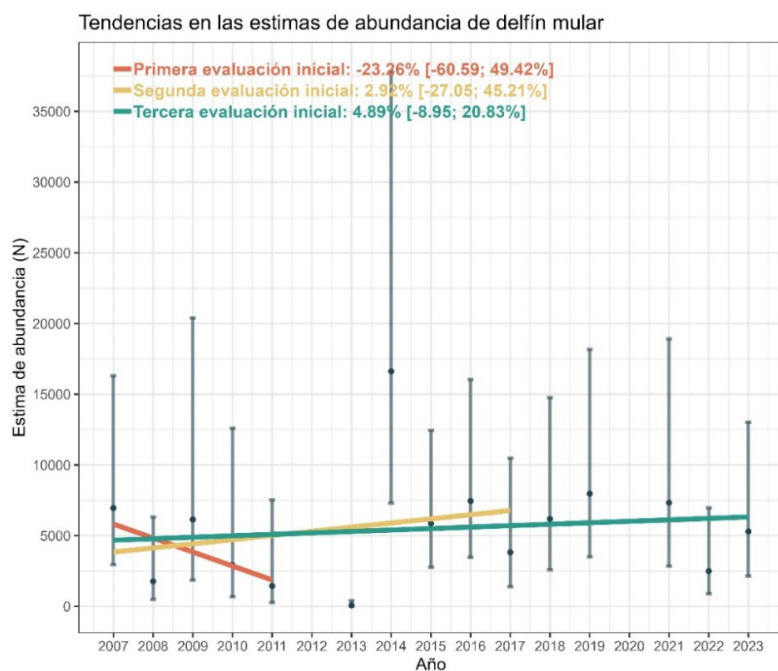
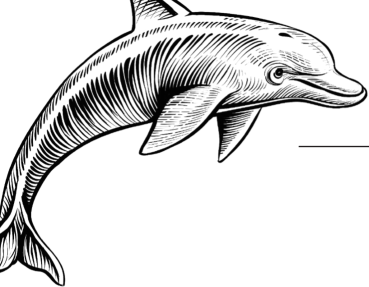


Figura 13. Tasas de cambio anual de la UG03 calculadas para cada ciclo de la DMEM de manera agregada. Basadas en las estimas de abundancia inferidas usando los datos recogidos en las campañas PELACUS.

Para la UG08, la tasa de cambio anual calculada a nivel nacional (DMLEBA) fue de -40,85 % (TMD = 1,60 %) (Figura 14).

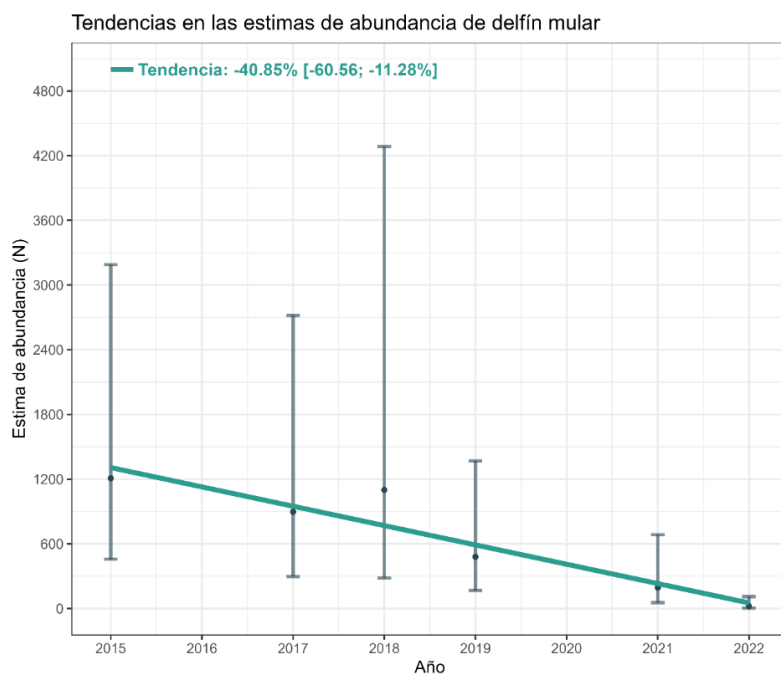


Figura 14. Tasa de cambio anual de la UG08. Basada en las estimas de abundancia inferidas usando los datos recogidos en campañas de ICCAT-GBYP.

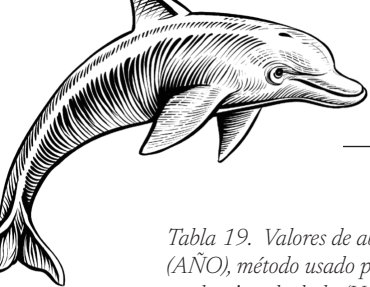


Tabla 19. Valores de abundancia disponibles para la evaluación del delfín mular. Unidad de gestión (UG), área y escala a que hace referencia (ÁREA), campaña o fuente de datos (FUENTE), año de la campaña (AÑO), método usado para estimar la abundancia (MÉTODO), abundancia calculada (ABU), coeficiente de variación de la abundancia (CV), intervalo de confianza de la abundancia al 95 % (IC 95 %), Valor de la tendencia calculada (VALOR), intervalo de confianza de la tendencia al 95 % (IC 95 %), tasa de cambio mínima detectable (TMD).

*Abundancia estimada mediante el método de post-estratificación, a partir de la abundancia regional calculada con los datos de la campaña ASI, para los bloques incluidos dentro de los límites de la DMESAL.

†El marco metodológico y de modelado utilizado (AMBIdsm) para obtener las estimas a nivel subregional utiliza todos los datos disponibles sobre seguimiento de cetáceos en el golfo de Vizcaya, proporcionados por los países socios del proyecto CetAMBICion (<https://www.cetambicion-project.eu/research/>).

Los valores de abundancia de SCANS-IV a nivel Regional no incluyen los datos de la campaña ObSERVE-Ph2

UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG02	Nacional DMNOR	PID-UG02	2022- 2023	CMR-DB	391	-	[300; 399]	-	-	-
UG03	Regional ATL	SCANS-II + CODA	2005- 2007	DS-CDB	56.077	0,27	-	5,18 %	[-13,9; 28,49]	3,1 %
		SCANS-III+ObSERVE- Ph1	2016	DS-CDB	120.500	0,17	-			
		SCANS-IV°	2022	DS-CDB	126.489	0,23	-			
	Subregional ABI	Varias†	2005	DS-UMB	30.553	-	[23.549; 36.509]	0,38 %	[-0,63; 1,4]	-
			2007	DS-UMB	28.960	-	[23.120; 35.262]			
			2016	DS-UMB	30.572	-	[23.594; 36.770]			
			2022	DS-UMB	31.947	-	[24.833; 37.811]			



UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG03	Nacional DMNOR	PELACUS	2018	DS-UDB	6.186	0,46	-	4,89 %	[-8.95; 20.83]	0,48 %
			2019	DS-UDB	7.970	0,44	-			
			2021	DS-UDB	7.328	0,51	-			
			2022	DS-UDB	2.494	0,56	-			
			2023	DS-UDB	5.292	0,48	-			
UG04	Nacional DMSUD	PID-UG04	2023	CMR-DB	482	0,08	[403; 561]	-	-	-
UG05	Regional MED	ASI	2018	DS-UDB	63.333	0,17	[45.331; 88.484]	-	-	-
	Subregional MWE	ASI	2018	DS-UDB*	23.363	0,30	[13.001; 41.984]	-	-	-
	Nacional DMESAL	ASI	2018	DS-UDB*	8.295	0,49	-	-	-	-
	Nacional DMESAL	A-ESAL23	2023	DS-UDB	4.725	0,40	[2.217; 10.071]	-	-	-
UG06	Nacional DMESAL	PID-UG06	2023	CMR-DB	162	0,15	[127; 228]	-	-	-



UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG07	Regional MED	ASI	2018	DS-UDB	63.333	0,17	[45.331; 88.484]	-	-	-
	Subregional MWE	ASI	2018	DS-UDB*	23.363	0,30	[13.001; 41.984]	-	-	-
	Nacional DMLEBA	ASI	2018	DS-UDB*	6.061	0,38	-	-	-	-
	Nacional DMLEBA	A-LEBA23	2023	DS-UDB	4.610	0,52	[1.720; 12.354]	-	-	-
UG08	Nacional DMLEBA	ICCAT-GBYP	2015	DS-UDB	1.208	0,52	[457; 3.188]	-40,85 %	[-60,56; -11,28]	1,60 %
			2017	DS-UDB	896	0,61	[295; 2.718]			
			2018	DS-UDB	1.099	0,78	[410; 3.767]			
			2019	DS-UDB	479	0,57	[167; 1.369]			
			2021	DS-UDB	193	0,71	[54; 684]			
			2022	DS-UDB	21	1,01	[4; 110]			
	Nacional DMLEBA	PID-UG08	2023	CMR-DB	304	-	[138; 832]	-	-	-
UG24	Nacional DMCAN	MISTIC SEAS-II	2018	DS-UDB	2.726	0,39	[1.292; 5.752]	-	-	-



Tendencia: UG02 desconocida; UG03 mejorando (teniendo en cuenta las tasas de cambio anuales calculadas para cada ciclo de la DMEM usando la serie histórica, pero no reportadas en el ciclo anterior; Figura 14); UG04 desconocida; UG05 desconocida; UG06 desconocida; UG07 desconocida; UG08 en deterioro (teniendo en cuenta las tasas de cambio anuales calculadas para cada ciclo de la DMEM usando la serie histórica, pero no reportadas en el ciclo anterior; UG24 desconocida.

Consecución del parámetro: UG03 sí, UG08 no, y UG03, UG04, UG05, UG06, UG07, UG24 desconocido. Para la UG03-Delfín mular en aguas de la plataforma de la DMNOR, a todos los niveles de agregación los valores obtenidos de tasa de cambio anual (regional (ATL) = 5,18 %, subregional (ABl) = 0,38 %, nacional (DMNOR) = 4,89 %) se sitúan por debajo del valor umbral establecido (-0,5 %), por lo que se determina un estado ambiental “Bueno” respecto al D1C2 (Tabla 19). Para la UG08-Delfín mular de las islas Baleares, la tasa de cambio anual calculada a nivel nacional (DMELBA) sobrepasa, con creces -40,85 %, el valor umbral establecido, por lo que se determina un estado ambiental “No bueno” respecto al D1C2 (Tabla 19). Para el resto de UGs, no ha sido posible calcular la tasa de cambio anual por lo que se concluye que el estado ambiental respecto al D1C2 es “Desconocido” (Tabla 19).

Lagunas de información y confianza de la evaluación: Para asegurar la correcta evaluación de esta especie respecto al D1C2, es necesario mantener los programas de seguimiento de la abundancia MT-1 y MT-2, actualmente en marcha. La continuidad de los programas de seguimiento posibilitará la construcción de una serie histórica de datos de abundancia, lo cual permitirá calcular las tendencias con una precisión y robustez adecuadas.

5.4.2.2.3. D1C3 – Características demográficas

Este criterio ha sido “No evaluado” para esta especie dada la ausencia de una metodología acordada para su evaluación y ser considerado un criterio secundario para este grupo de especies.

5.4.2.2.4. D1C4–Distribución

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.

5.4.2.2.5. D1C5–Hábitat

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.



5.4.3. Delfín común

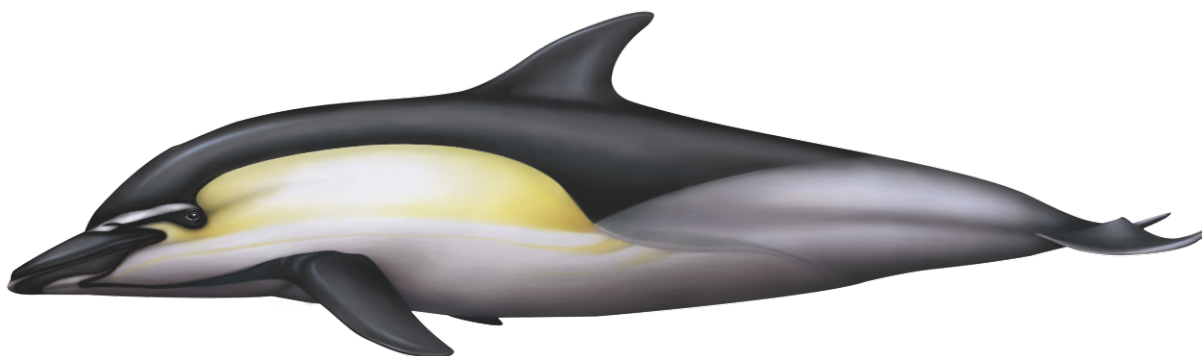
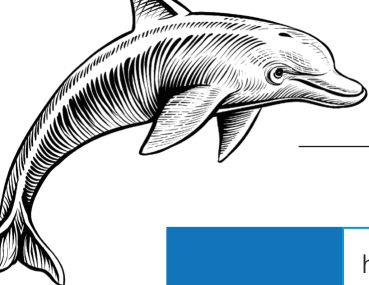
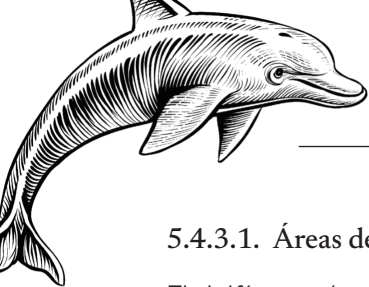


Figura 15. Delfín común. *Delphinus delphis* (Linnaeus, 1758). Ilustración: Oceanografica.com

Nombre científico	<i>Delphinus delphis</i> (Linnaeus, 1758).
Nombre común	Delfín común (castellano), dofí comú (catalán), golfinho común (gallego), izurde arrunta (euskera), common dolphin (inglés).
Descripción	El delfín común es un odontoceto de la familia Delphinidae. Alcanzan un tamaño de entre 1,7 y 2,4 m, y pueden llegar a pesar hasta 235kg. La parte superior del cuerpo y las aletas pectorales son de color oscuro, mientras que la parte inferior es blanca. Los laterales del cuerpo presentan un patrón característico en forma de reloj de arena o de ocho, cuya parte delantera es de color amarillo y la posterior grisácea.
Biología y ecología	El delfín común es una especie que se encuentra distribuida a nivel global desde aguas tropicales hasta aguas templadas de los océanos Atlántico, Pacífico, Índico y Mediterráneo, y está presente en diversos tipos de hábitats incluidas las aguas costeras y alta mar, hasta la dorsal mesoatlántica (ACCOBAMS, 2021; Bearzi & Genov, 2021; Hammond, Lacey, et al., 2021; Perrin, 2018). Su ocurrencia puede variar estacionalmente y con las fluctuaciones de la temperatura superficial del mar o la distribución de sus presas (Campbell et al., 2015). En Europa y el Mediterráneo muestran cierta preferencia aguas de la plataforma continental y áreas de alta productividad (Bearzi, 2012; Saavedra et al., 2018a). Se estima que los delfines comunes tienen una longevidad de unos 30 años, alcanzando la madurez sexual entre los 7-12 años los machos y los 6-8 años las hembras. Su periodo de gestación es de unos 10-11 meses y el periodo entre crías puede alcanzar los 4 años, dependiendo de la zona. La dieta es variable y las presas principales varían a lo largo de su área de distribución. En el Atlántico la dieta incluye una amplia variedad de especies de peces y cefalópodos, pero las especies varían según la región y la estación. En aguas francesas se alimentan principalmente de mictófidios (familia Myctophidae) y cefalópodos (Pusineri et al., 2007; Spitz et al., 2018), en el suroeste del Reino Unido incorporan otras especies de gran valor energético (por ejemplo, sardina y jurel) mientras que, en Galicia (España), se han identificado a la bacaladilla, la sardina, el jurel y la merluza como sus especies presa más importantes (Hernández González, 2023; Méndez-Fernández et al., 2012; Santos et al., 2013). En el Mediterráneo oriental parecen alimentarse de peces epipelágicos y mesopelágicos (Clupeidae y Myctophidae) (Bearzi et al., 2006; Milani et al., 2018), mientras que en el Mediterráneo occidental su dieta consiste predominantemente en mictófidios, espáridos (familia Sparidae) y una pequeña proporción de cefalópodos (Giménez, Cañadas, et al., 2017; Giménez, Marçalo, et al., 2018). Son animales extremadamente sociales que viven en grupos de entre 10-20 individuos



Biología y ecología	hasta grupos de decenas de varios miles de individuos (Perrin, 2018). Los delfines comunes se encuentran a menudo formando grupos mixtos de especies junto a delfines listados en aguas europeas y del Mediterráneo, lo cual dificulta la identificación de especies en estos grupos (ACCOBAMS, 2021; Hammond, Lacey, et al., 2021). También se han observado formando grupos con otras especies como calderones comunes, otros delfínidos pequeños, atunes o incluso acompañando a especies de ballenas (“bow riding”).
Poblaciones europeas	Los delfines comunes están ampliamente distribuidos por las aguas europeas, incluyendo el Atlántico norte, el mar del Norte, el mar Mediterráneo y los archipiélagos de la Macaronesia. Marcadores genéticos y la morfología craneal sugieren una diferenciación entre la población del noreste y noroeste Atlántico (Luca et al., 2009), pero una baja diferenciación a lo largo de la población del noreste Atlántico lo cual sugiere la existencia de una única población en estas aguas (Luca et al., 2009; Natoli et al., 2006). Se ha reconocido que la subpoblación del Mediterráneo está separada de la población del mar de Alborán y del noreste Atlántico (Bearzi & Genov, 2021).
Presencia en aguas españolas	La especie puede observarse frecuentemente en aguas del norte peninsular, especialmente en la plataforma continental donde presenta variaciones estacionales, golfo de Cádiz (siendo la segunda especie con más avistamientos en la zona después del delfín mular), islas Canarias (con presencia también estacional durante invierno y primavera), estrecho de Gibraltar, mar de Alborán y golfo de Vera (con mayor densidad durante el verano que durante el invierno en mar de Alborán, pero aparentemente en declive en el golfo de Vera) (Cañadas & Hammond, 2008). Su avistamiento se puede considerar ocasional en la zona levantino-balear.
Amenazas y estatus de conservación	La captura accidental en artes de pesca está considerada como la mayor amenaza para el delfín común tanto en aguas del Atlántico como del Mediterráneo, especialmente en los últimos años, como ha evidenciado el dramático aumento de varamientos de individuos de la especie en las costas francesas (REF). Los delfines comunes son capturados con relativa frecuencia en redes de arrastre, de cerco y de enmalle, entre otras (Fernández-Contreras et al., 2010; ICES, 2020, 2023; López et al., 2003; Marçalo et al., 2015; Northridge, 2009; Peltier et al., 2016b). Las estimas recientes de captura accidental en la bahía de Vizcaya son muy elevadas y podrían ser insostenibles para la población (Dolman et al., 2021; Peltier et al., 2021). A pesar de esto, puesto que la población es aparentemente numerosa y todavía no muestra indicios de declive significativo, en el Atlántico, a nivel europeo, la especie se encuentra catalogada como “preocupación menor” por la UICN y en España está listada en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESRPE).
Amenazas y estatus de conservación	En el Mediterráneo, debido a los importantes descensos de la población, está catalogada como “en peligro” por la UICN (Bearzi, 2012), y como “vulnerable” en el CEEA. Teniendo en cuenta el diferente estatus de las poblaciones y los elevados niveles de captura accidental en el Atlántico noreste, el seguimiento de la especie a nivel subregional y local es vital, así como la mitigación de las amenazas en todo el rango de distribución de la especie (IUCN). Por ejemplo, en el Atlántico, algunas subpoblaciones subregionales son más susceptibles a ciertas amenazas antropogénicas y pueden requerir evaluaciones independientes. Otras amenazas son la contaminación química, especialmente por contaminantes orgánicos persistentes lo cual está relacionado con fallos en el sistema reproductor (Borrell & Aguilar, 2005; Méndez-Fernández et al., 2014; Pierce et al., 2008), la degradación del hábitat, contaminación por plásticos, ruido submarino y el agotamiento de presas debido a su sobreexplotación.



5.4.3.1. Áreas de evaluación y unidades de gestión

El delfín común en Europa se distribuye en dos poblaciones, una de ellas por toda la región ATL, pero con mayor presencia en la subregión ABI, y otra en la subregión MWE de la región MED. A nivel nacional se han definido 3 UGs: las UG09 y UG08 de la DMNOR y DMSUD respectivamente, que pertenecen a la misma población atlántica europea, y la UG11 de la DMESAL, que habita el mar de Alborán pero que se extiende también a regiones costeras de la DMLEBA (Figura 16).

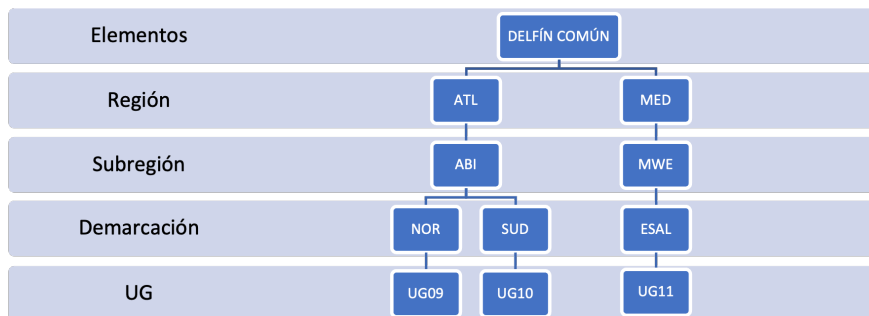


Figura 16. Esquema de las unidades de gestión nacionales definidas para el delfín común.

Al tratarse de una especie de movimientos amplios, con distribución predominantemente nerítica (de plataforma continental) pero también oceánica, las UGs se han definido para toda el área de la demarcación que ocupan (Figura 17). La evaluación que se hace de ellas será a nivel de la demarcación en algún caso, pero también a nivel regional o subregional, como en el caso de la abundancia de la UG09 y UG10, que en ambos casos será la misma por formar parte ambas UGs de la misma subregión ABI y región Atlántico nororiental.

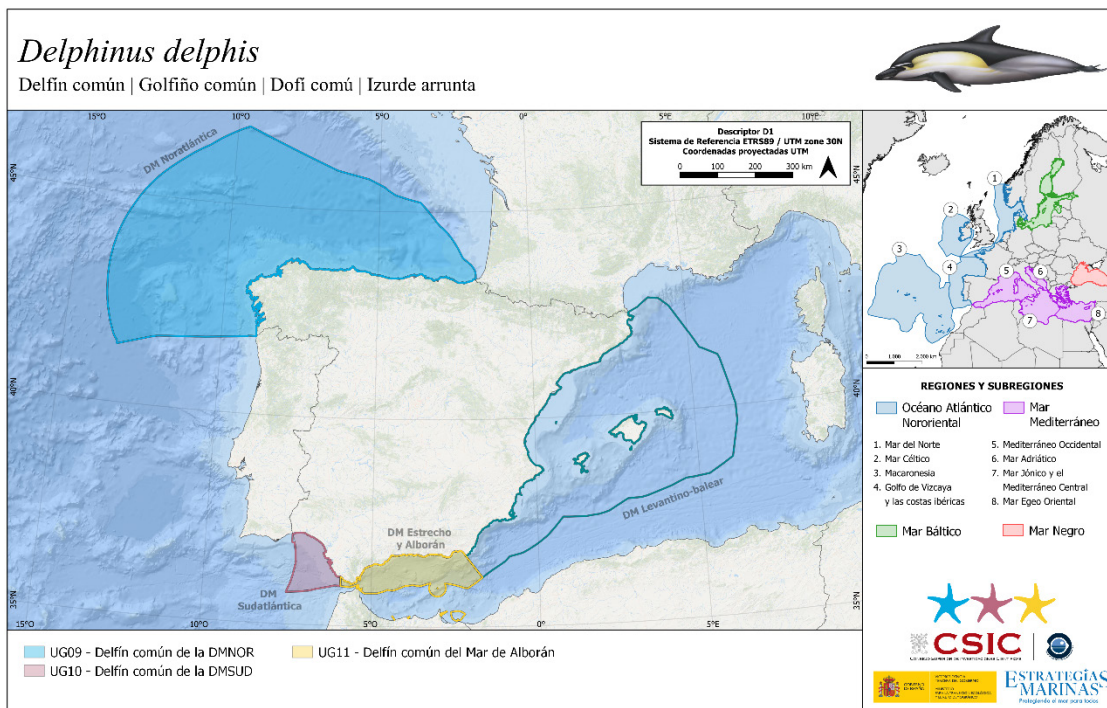
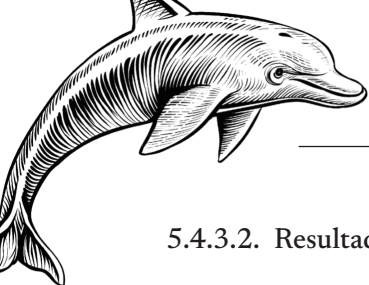


Figura 17. Mapa de las unidades de gestión nacionales definidas para el delfín común.



5.4.3.2. Resultados de la evaluación

El resultado de la evaluación del D1C1 para las UG09 y UG10 fue “No bueno”, lo cual hizo que su estado general se determinase también como “No bueno” a pesar de que sus resultados para el D1C2 fueron “Bueno”. La UG11 no contó con datos suficientes para poder realizar la evaluación por lo que su resultado para los criterios evaluados fue “Desconocido” y su estado general también (Tabla 20).

Tabla 20. Resultados de la evaluación del delfín común (*Delphinus delphis*, Linnaeus, 1758). Criterios D1C1, D1C2, D1C3, D1C4, D1C5, estado de la especie y tendencia (cambio de estado).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

DM	Unidad de gestión	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
NOR	UG09-Delfín común de la DMNOR	■	■	■	■	■	■	↔
SUD	UG10-Delfín común de la DMSUD	■	■	■	■	■	■	↔
ESAL	UG11-Delfín común de la DMESAL	■	■	■	■	■	■	¿?

5.4.3.2.1. D1C1 – Captura accidental

Las UG09 y UG10 de las demarcaciones NOR y SUD del delfín común han sido evaluadas a nivel regional y de manera conjunta respecto a este criterio, ya que ambas pertenecen a la misma población atlántica. El valor de captura accidental de esta población supera, con creces, el valor umbral establecido, por lo que ambas UGs estarían en un estado ambiental “No bueno” para este criterio. En el caso de la UG11, se ha revisado toda la información disponible sobre este criterio. Una vez comprobado que no es suficiente como para hacer la evaluación se determinó que el estado ambiental para estas UG es “Desconocido” (Tabla 21).

Tabla 21. Resultado de la evaluación del D1C1 para la UG09, UG10, y UG11 de delfín común. Período de evaluación, indicadores relacionados, parámetros utilizados, valores umbral, y valores obtenidos.

*La evaluación de ambas UGs es idéntica porque pertenecen a la misma población.

†Tasa de captura accidental anual estimada.

DM	Unidad de gestión	Periodo de evaluación	Indicadores relacionados	Parámetros utilizados	Valores umbral	Valores obtenidos	Resultado
NOR	UG09*	2015 – 2020	MM_OSPAR_BYC	MOR/F	985	6.406†	No bueno
	UG10*						
ESAL	UG11	-	-	-	-	-	No evaluado

Metodología: la evaluación de la UG09 – Delfín común de la DMNOR y la UG10 – Delfín común de la DMSUD, pertenecientes a la misma población que se extiende por las aguas de todo el Atlántico este, se realizó mediante la comparación de la tasa de captura accidental anual frente al valor umbral para captura accidental establecido para la especie en todo su rango de distribución. La tasa de captura accidental anual en la unidad de gestión del noreste atlántico de OSPAR se estimó a partir de: 1) las capturas accidentales registradas en los OABs del noreste atlántico; 2) el esfuerzo pesquero de la flota que opera en la misma área, calculado a través de datos VMS. Los datos correspondientes al



período 2015 – 2020 fueron facilitados al WKMOMA de ICES, por los Estados miembros, donde se realizaron las estimas y evaluación oportunas. No hay datos disponibles sobre la captura accidental de la UG11 – Delfín común de la DMESAL como para poder realizar la evaluación.

Periodo de evaluación: UG09 y UG10 2015 – 2020.

Indicadores: MM_OSPAR_BYC (Fishing mortality of marine mammals in the OSPAR region).

Parámetros: MOR/F–Mortality rate / Mortality rate from fishing (F).

Valores umbral: el valor umbral estimado para delfín común en el área de gestión del Atlántico noreste de OSPAR fue de 985 individuos. Este valor umbral se definió en la elaboración de la evaluación del QSR 2023, en el marco del OMMEG, mediante la metodología mPBR (*modified Potential Biological Removal*), ajustada a los objetivos de conservación de OSPAR, y ha sido aprobado por los países miembros en el Comité de Biodiversidad de OSPAR (ver detalles en Taylor et al., 2011).

Valores obtenidos: según los análisis realizados en el WKMOMA de ICES, se estimó una tasa de captura accidental anual de 6.406 delfines comunes para la unidad de evaluación de OSPAR de delfín común del Atlántico nordeste durante el periodo de evaluación (2015 – 2020). Este es el valor que se ha empleado en la evaluación. Como información complementaria y más actualizada, se proporcionan las capturas accidentales de delfín común registradas a nivel nacional en los programas de OAB de la DMNOR entre 2018 y 2022 en la Tabla 22. Además, la Tabla 23 proporciona información sobre los individuos de delfín común varados con indicios de captura accidental en la DMNOR, aplicable a las UG09 y UG10. Los datos de varamientos indican que anualmente hay un elevado número de individuos con indicios de captura, sólo en las costas del norte peninsular. Hay que recordar que el valor umbral se aplicaría a la unidad de gestión “delfín común del Atlántico Noreste”, para lo cual habría que considerar todos los individuos capturados en todos los países del atlántico noreste, no solamente los registrados en los OABs nacionales.

Tabla 22. Número de delfines comunes capturados y registrados en los programas de observación a bordo y porcentaje de cobertura del muestreo, indicando el año, área y arte en el que fueron capturados. Entre corchetes se indican el número de incidentes, o eventos de captura accidental. Entre paréntesis se indica el esfuerzo observado, en días de mar, y el esfuerzo total de la flota en el área, también en días de mar.

* La evaluación de ambas UGs es idéntica, porque pertenecen a la misma población.

Año	Área	UG	Arte	Individuos [incidentes]	Cobertura de muestreo [%] (esfuerzo observado/esfuerzo total)
2018	27.8c	UG09*	Arrastre de pareja	1 [1]	5,61 % (10,53/188)
2019	27.9a	UG10*	Cerco	2 [1]	0,29 % (45/15.715)
2020	27.8c	UG09*	Arrastre con puertas	1 [1]	0,42 % (62/14.730)
			Enmalle	1 [1]	0,18 % (49/27.970)
	27.9a	UG10*	Enmalle	6 [4]	0,25 % (434/170.840)
			Cerco	4 [4]	0,76 % (194/25.571)
2021	27.8c	UG09* UG10*	Arrastre con puertas	1 [1]	1,63 % (253/15.520)



Año	Área	UG	Arte	Individuos [incidentes]	Cobertura de muestreo [%] (esfuerzo observado/esfuerzo total)
2022	27.8c	UG09* UG10*	Enmalle	2 [2]	1,26 % (334/26.467)
			Cerco	2 [2]	0,51 % (106/20.865)
			Arrastre con puertas	3 [1]	2,84 % (375/13.170)
	27.9a		Nasas	1 [1]	0,049 % (46/94.341)
			Arrastre con puertas	3 [3]	0,46 % (223/48.884)

Tabla 23. Porcentaje de delfines comunes varados con indicios de captura accidental por año y UG. Entre paréntesis se indica el número total de individuos varados de delfín común, el número de individuos examinados y el número de individuos examinados con indicios de captura accidental.

Año	Área	UG	Individuos varados con indicios de captura [%] (ind. Varados/ind. Examinados/ind. Con indicios captura)
2018	Galicia	UG09	37 % (173/88/32)
2019			57 % (261/53/30)
2020			67 % (23/7/4)
2021			54 % (133/52/28)
2022			81 % (172/42/34)

Tendencia: desconocida, ya que este criterio no había sido evaluado anteriormente de manera cuantitativa.

Consecución del parámetro: no, en el caso de la UG09 y UG10 de la población atlántica, de las DM-NOR y DMSUD respectivamente, ya que los niveles de captura accidental superan los valores umbral establecidos para la especie en dicha región. La UG11 no ha sido evaluada para este parámetro por falta de valores umbral y datos para su estima.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: dadas las limitaciones de los programas de monitoreo a bordo de la captura accidental, no están siendo monitoreadas todas las secciones de la flota pesquera. Gran parte de la flota artesanal, con buques generalmente de pequeño tamaño, pero con un gran esfuerzo pesquero en la mayoría de las demarcaciones marinas, no está siendo monitoreada por lo que los datos de captura con los que se cuenta actualmente no se pueden considerar lo suficientemente robustos ni su cobertura suficiente como para poder estimar la captura accidental total y realizar una evaluación robusta. El uso de datos complementarios como los varamientos permite hacer una evaluación cualitativa de la posible dimensión del valor del parámetro, así como determinar las áreas que pueden presentar una mayor incidencia, pero no permite la evaluación en términos cuantitativos debido a las limitaciones y sesgos asociados a este tipo de datos.



5.4.3.2.2. D1C2–Abundancia

El resultado de la evaluación de las UG09 y UG10 de delfín común (evaluadas de manera conjunta, ya que pertenecen a la misma población atlántica), respecto al criterio de abundancia D1C2, se resolvió mediante la aplicación de la regla OOA sobre los tres resultados disponibles a nivel regional, subregional y nacional (Tabla 24). Puesto que el estado de todas las evaluaciones fue “Bueno”, este también fue el resultado integrado. No fue posible calcular la tasa de cambio anual para la UG11, por lo que su estado para este criterio se determinó como “Desconocido”.

Tabla 24. Resultado de la evaluación del D1C2 para la UG09, UG10, y UG11 de delfín común. Demarcación marina (DM), unidad de gestión (UG), período de evaluación (PERIODO), escala (ESCALA), indicadores relacionados (INDICADORES), parámetros utilizados (PARAM), valor umbral (UMBRAL), valor obtenido (VALOR) y resultado de la evaluación (RESULTADO).

*La evaluación de ambas UGs es idéntica, porque pertenecen a la misma población.

DM	UG	Periodo	Escala	Indicadores	Param	Umbral	Valor	Resultado
NOR y SUD	UG09*	2005–2022	Regional	MM_OSPAR_DIS	ABU	-0,9 %	-0,29 %	Bueno
	y	2005–2022	Subregional	MM_OSPAR_DIS			-0,86 %	Bueno
	UG10*	2007–2023	Nacional	MM_OSPAR_DIS			9,91 %	Bueno
ESAL	UG11	-	-	-	ABU	-	-	Desconocido

Metodología: la abundancia de las distintas UGs fue calculada a partir de las campañas disponibles (Tabla 24). Posteriormente se calculó la tasa anual de cambio en aquellos casos con más de un valor disponible, y la tasa de cambio mínima que es posible detectar con una potencia estadística del 80 %. Para la UG09–Delfín común de la DMNOR y la UG10–Delfín común de la DMSUD, se dispone de las campañas SCANS-II, CODA, SCANS-III, ObSERVE-Ph1, SCANS-IV a nivel regional (ATL), a partir de las cuales se estimó la abundancia de delfines comunes mediante el método DS-CDB (Hammond et al., 2021; Gilles et al., 2023). A nivel subregional (ABI), se dispone de las estimas calculadas en el proyecto CetAMBIción mediante el método DS-UMB (Plard & Genu, 2022). A nivel nacional (DMNOR Nerítica), se dispone de las estimas calculadas a partir de las campañas PELACUS mediante el método DS-CDB (Gutiérrez-Muñoz et al., 2024). Para la UG11–Delfín común del mar de Alborán, se dispone de la campaña aérea A-LEBA23 a partir de la cual se estimó la abundancia a nivel nacional (DMESAL) mediante el método DS-UDB (Esteban et al., 2024).

Periodo de evaluación: UG09 y UG10 regional 2005-2022; UG09 y UG10 nacional 2007-2023.

Indicadores: MM_OSPAR_DIS y MM_ABU_PID.

Parámetros: ABU.

Valores umbral: tasa máxima de cambio anual de -0,9 % (Geelhoed et al., 2022).

Valores obtenidos: para la UG09 y UG10, la tasa de cambio anual calculada a nivel regional (ATL) fue de -0,29 %, (tasa de cambio mínima detectable (TMD) = 2,34 %), a nivel subregional (ABI) fue de -0,86 %, pero en este caso no es posible calcular la TMD, ya que no se dispone de la variabilidad de estas estimas. A nivel nacional (DMNOR), la tasa de cambio anual calculada fue de 9,91 % (TMD = 0,40 %) (Figura 18). Para la UG11 no fue posible calcular la tasa de cambio anual.

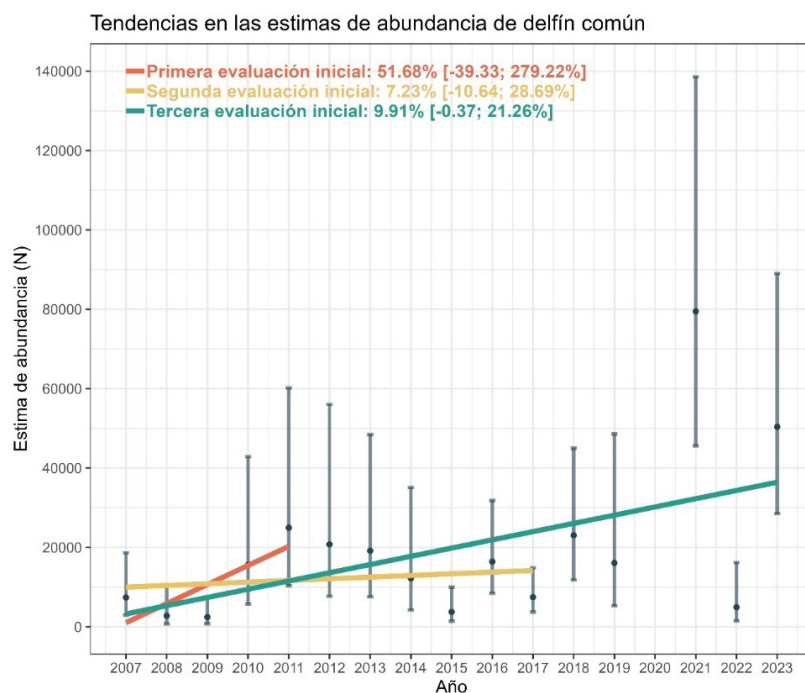
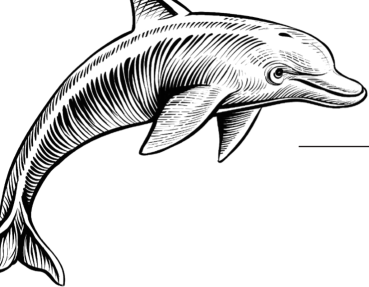


Figura 18. Tasas de cambio anual de las UG09 y UG10 calculadas para cada ciclo de la DMEM de manera agregada. Basadas en las estimas de abundancia inferidas usando los datos recogidos en las campañas PELACUS.



Tabla 25. Valores de abundancia disponibles para la evaluación del delfín común. Unidad de gestión (UG), área y escala a que hace referencia (ÁREA), campaña o fuente de datos (FUENTE), año de la campaña (AÑO), método usado para estimar la abundancia (MÉTODO), abundancia calculada (ABU) coeficiente de variación de la abundancia (CV), intervalo de confianza de la abundancia al 95 % (IC 95 %), valor de la tendencia calculada (VALOR), intervalo de confianza de la tendencia al 95 % (IC 95 %), tasa de cambio mínima detectable (TMD).

[†]El marco metodológico y de modelado utilizado (AMBIdsm) para obtener las estimas a nivel subregional utiliza todos los datos disponibles sobre seguimiento de cetáceos en el golfo de Vizcaya, proporcionados por los países socios del proyecto CetAMBICion (<https://www.cetambicion-project.eu/research/>).

[°] Los valores de abundancia de SCANS-IV a nivel Regional no incluyen los datos de la campaña ObSERVE-Ph2

UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG09 y UG10	Regional ATL	SCANS-II + CODA	2005-2007	DS-CDB	468.356	0,33	-	-0,29 %	[-6,82; 6,71]	2,34 %
		SCANS-III+ObSERVE-Ph1	2016	DS-CDB	487.094	0,26	-			
		SCANS-IV [°]	2022	DS-CDB	439.212	0,18	-			
	Subregional ABI	Varia [†]	2005	DS-UMB	690.505	-	[615.483; 774.140]	-0,86 %	[-6,04; 4,61]	-
			2007	DS-UMB	953.831	-	[861.750; 1.845.471]			
			2016	DS-UMB	744.652	-	[653.828; 822.431]			
			2022	DS-UMB	682.463	-	[686.782; 765.248]			
	Nacional DMNOR	PELACUS	2018	DS-UDB	23.056	0,35	-	9,91 %	[-0,37; 21,26]	0,40 %
			2019	DS-UDB	16.085	0,61	-			
			2021	DS-UDB	79.474	0,29	-			
			2022	DS-UDB	4.927	0,66	-			
			2023	DS-UDB	50.382	0,29	-			
UG10	Nacional DMSUD	A-SUD22	2023	DS-CDB	323	0,81	[32; 977]			
UG11	Nacional DMESAL	A-ESAL23	2023	DS-UDB	16.469	0,56	[5.849; 46.369]			



Tendencia: UG09 y UG10 mejorando (teniendo en cuenta las tasas de cambio anuales calculadas para cada ciclo de la DMEM usando la serie histórica, pero no reportadas en el ciclo anterior; Figura 18); UG11 desconocido.

Consecución del parámetro: UG09-UG10 sí; UG11 desconocido. Para las UG09 y UG10, a todos los niveles de agregación los valores de tasa de cambio anual (regional (ATL) = -0,29 %, subregional (ABI) = 0,86 %, nacional (DMNOR) = 9,91 %) se sitúan por debajo del valor umbral establecido (-0,9 %), por lo que se determina un estado ambiental “Bueno” respecto al D1C2 (Tabla 25). Para la UG11, no ha sido posible calcular la tasa de cambio anual por lo que se concluye que el estado ambiental respecto al D1C2 es “Desconocido” (Tabla 25).

Lagunas de información y confianza de la evaluación: Para asegurar la correcta evaluación de esta especie respecto al D1C2, es necesario mantener los programas de seguimiento de la abundancia MT-1 y MT-2, actualmente en marcha. La continuidad de los programas de seguimiento posibilitará la construcción de una serie histórica de datos de abundancia, lo cual permitirá calcular las tendencias con una precisión y robustez adecuadas.

5.4.3.2.3. D1C3 – Características demográficas

Este criterio ha sido “No evaluado” para esta especie dada la ausencia de una metodología acordada para su evaluación y ser considerado un criterio secundario para este grupo de especies.

5.4.3.2.4. D1C4–Abundancia

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.

5.4.3.2.5. D1C5–Hábitat

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.



5.4.4. Delfín listado

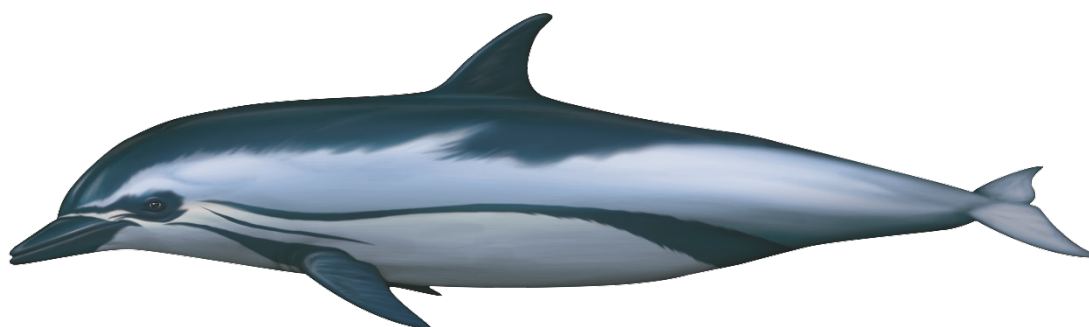
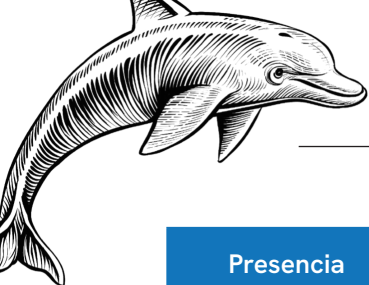


Figura 19. Delfín listado. *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833). Ilustración: Oceanografica.com

Nombre científico	<i>Stenella coeruleoalba</i> (Meyen, 1833).
Nombre común	Delfín listado (castellano), dofí ratllat (catalán), golfinho riscado (gallego), izurde maraduna (euskera), striped dolphin (inglés).
Descripción	El delfín listado es un odontoceto de la familia Delphinidae. Su tamaño oscila entre los 2,1 y 2,2 m. Su característica más llamativa son las dos franjas laterales que van del ojo al ano y del ojo a la aleta pectoral, de color gris oscuro o negro azulado. La capa dorsal es de color gris apagado, con una especie de llamarada blanca o de color gris claro que se extiende por el flanco, mientras que la parte ventral es más clara (Archer, 2018).
Biología y ecología	Los delfines listados se encuentran generalmente fuera de la plataforma continental, desde el talud continental a aguas oceánicas y normalmente asociados a zonas de convergencia y afloramiento, con una distribución global. Están ampliamente distribuidos desde aguas tropicales a aguas templadas del Atlántico, Pacífico, Índico y mares adyacentes como el Mediterráneo. Se ha reportado la especie en aguas de entre 10 y 16°C, pero la mayoría se han registrado entre los 18 y 22°C. La edad máxima estimada es de 57 años, alcanzando la madurez sexual entre los 7 y 15 años los machos y los 5 y 13 años las hembras. El apareamiento es estacional y la gestación puede durar entre 12 y 13 meses (Archer, 2018). Se alimentan de una variedad de peces pelágicos o bentopelágicos y cefalópodos. En el noreste Atlántico su dieta se basa principalmente en bacaladilla, merluza, sardina, bacalao o anchoa y algunas especies de cefalópodos, mientras que en el Mediterráneo se alimentan con mayor frecuencia de cefalópodos oceánicos y otras especies de peces mesopelágicos y neríticos (Aznar et al., 2017; Saavedra et al., 2022). Los delfines listados forman generalmente grupos grandes que pueden alcanzar centenares o incluso miles de individuos. Pueden llegar a formar grupos mixtos con delfines comunes.
Poblaciones europeas	El delfín listado es una de las especies de cetáceos más abundantes en aguas europeas y la más abundante en el Mediterráneo. La subpoblación del Mediterráneo está genéticamente diferenciada de la del Atlántico norte y apenas hay flujo genético a través del estrecho de Gibraltar (Aguilar, 2000; Gaspari et al., 2019; Valsecchi et al., 2004).



Presencia en aguas españolas	En España se ha descrito la presencia de delfín listado en todo el litoral, pero parece ser más frecuente en el estrecho de Gibraltar, costa de Andalucía, islas Baleares y costa de Cataluña (Cañadas et al., 2002; Forcada & Hammond, 1998).
Amenazas y estatus de conservación	Las principales amenazas para los delfines mulares son las epidemias epizooticas (principalmente de Morbillivirus) – las cuales pueden causar la mortalidad de centenares de individuos, la contaminación química – que puede a su vez agravar o potenciar las epidemias anteriormente mencionadas, la captura accidental en artes de pesca, el ruido submarino y la competencia con la pesca – ya que sus presas principales son especies comerciales. En España, la especie se encuentra en el LESRPE. En el Mediterráneo, se encuentra catalogada como “vulnerable” por la UICN (Lauriano, 2022), mientras que en el atlántico europeo se la considera “preocupación menor” (Genov, 2023b).

5.4.4.1. Áreas de evaluación y unidades de gestión

El delfín listado tiene una distribución muy amplia que abarca gran parte de las aguas de las regiones Atlántico noroeste y Mediterráneo. Se distribuye tanto por la plataforma como por aguas oceánicas, y aunque puede formar grandes grupos, se suele encontrar en bajas densidades debido a su amplia distribución. A nivel nacional se han definido dos UGs, la UG34 en la DMNOR y la UG12 en la DMLEBA (Figura 20).

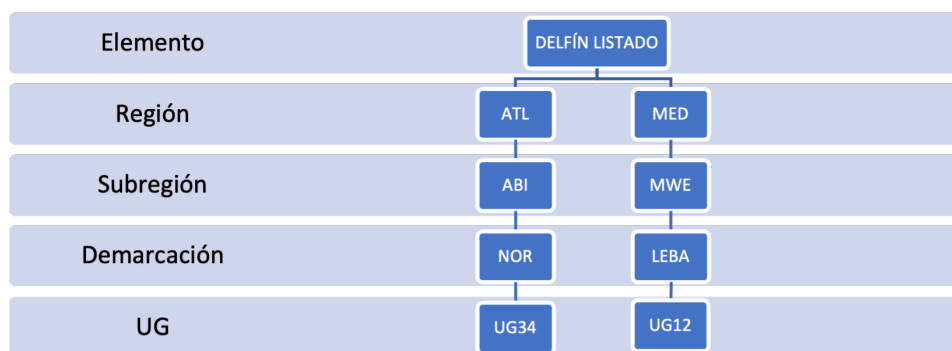


Figura 20. Esquema de las unidades de gestión nacionales definidas para el delfín listado.

El área de ambas UGs ocupa toda la demarcación en la cual se encuentran (Figura 21).

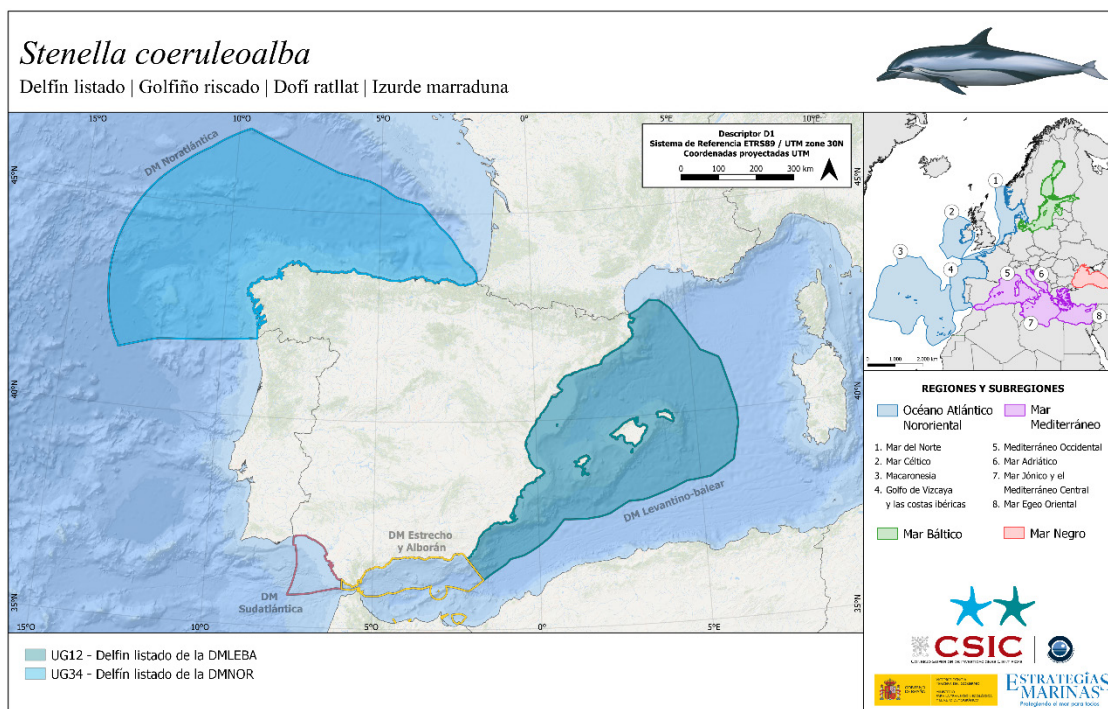
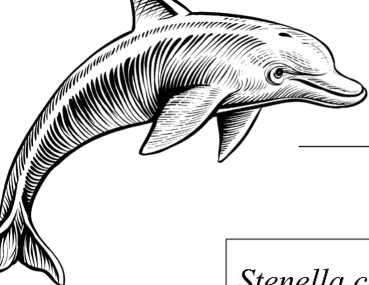


Figura 21. Mapa de las unidades de gestión nacionales definidas para el delfín listado.

5.4.4.2. Resultados de la evaluación

El resultado de la evaluación del D1C1 para las dos UGs de la especie fue “Desconocido”, dada la falta de datos para poder realizar la evaluación. Para el D1C2 el estado de la UG34 fue determinado como “Bueno”, por lo que su estado general también se determinó “Bueno”. Sin embargo, el resultado de dicho criterio para la UG12 fue “No bueno” lo cual hizo determinar su estado general también como “No bueno” (Tabla 26).

Tabla 26. Resultados de la evaluación del delfín listado (*Stenella coeruleoalba*, Meyen, 1833). Criterios D1C1, D1C2, D1C3, D1C4, D1C5, estado de la especie y tendencia (cambio de estado).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

DM	Unidad de gestión	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
NOR	UG34-Delfín listado de la DMNOR	■	■	■	■	■	■	?
LEBA	UG12-Delfín listado de la DMLEBA	■	■	■	■	■	■	?

5.4.4.2.1. D1C1 – Captura accidental

La UG12 de delfín listado de la DMSUD dispone de datos de captura, que permitirían una evaluación cuantitativa de este criterio, pero dada la falta de valor umbral se ha determinado un estado am-



biental “Desconocido”. La UG34 dispone de datos que permitirían una evaluación cualitativa, pero la ausencia de conocimiento sobre la especie y de un valor umbral ha hecho que se determine su estado ambiental como “Desconocido” (Tabla 27).

Tabla 27. Resultado de la evaluación del D1C1 para la UG12 y UG34 de delfín listado. Período de evaluación, indicadores relacionados, parámetros utilizados, valores umbral, y valores obtenidos.

[†]Captura accidental registrada en los OABs (≠tasa de captura accidental anual).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado

DM	Unidad de gestión	Periodo de evaluación	Indicadores relacionados	Parámetros utilizados	Valores umbral	Valores obtenidos	Resultado
NOR	UG34	-	MM_BYC	MOR/F	-	-	Desconocido
SUD	UG12	2018 – 2022	MM_BYC		-	1 [†]	Desconocido

Metodología: la evaluación de las diferentes unidades de gestión del delfín listado se ha realizado mediante la comparación de la captura accidental registrada en los OABs frente al valor umbral para captura accidental establecido para la especie, en caso de estar disponibles, ya que no ha sido posible estimar la tasa de captura accidental anual. Solamente hay datos de captura para la UG12 – Delfín listado de la DMLEBA. La captura accidental en la DMLEBA corresponde a las capturas accidentales registradas en los OABs nacionales en dicha demarcación. Para el resto de demarcaciones no hay datos disponibles de captura accidental.

Periodo de evaluación: UG12 2018 – 2022.

Indicadores: MM_BYC (Fishing mortality of marine mammals due to incidental catch).

Parámetros: MOR/F–Mortality rate / Mortality rate from fishing (F).

Valores umbral: no hay valor umbral establecido para la mortalidad por captura accidental para ninguna de las unidades de gestión de delfín listado.

Valores obtenidos: para el periodo de evaluación (2018 – 2022) sólo se ha registrado la captura accidental de un individuo de delfín listado en la DMLEBA (UG12) (Tabla 28). Para la UG34 – Delfín listado de la DMNOR no se ha registrado ninguna captura en los OABs nacionales durante el periodo de evaluación, pero los datos de varamientos parecen indicar una tasa de captura accidental anual de al menos un individuo por año (Tabla 29).

Tabla 28. Número de delfines listados capturados y registrados en los programas de observación a bordo y porcentaje de cobertura del muestreo, indicando el año, área y arte en el que fueron capturados. Entre corchetes se indican el número de incidentes, o eventos de captura accidental. Entre paréntesis se indica el esfuerzo observado, en días de mar, y el esfuerzo total de la flota en el área, también en días de mar.

Año	Área	UG	Arte	Individuos [incidentes]	Cobertura de muestreo [%] (esfuerzo observado/esfuerzo total)
2022	GSA06	UG12	Palangre	1 [1]	2,04 % (178/8748,43)

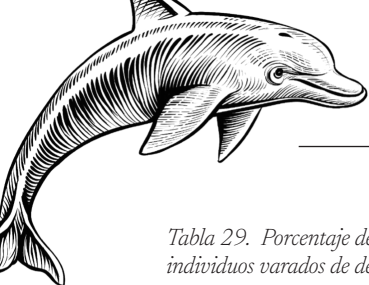


Tabla 29. Porcentaje de delfines listados varados con indicios de captura accidental por año y UG. Entre paréntesis se indica el número total de individuos varados de delfín listado, el número de individuos examinados y el número de individuos examinados con indicios de captura accidental.

Año	Área	UG	Individuos varados con indicios de captura [%] (ind. varados/ind. examinados/ind. con indicios captura)
2018	Galicia	UG34	8 % (21/13/1)
2021			6 % (22/16/1)

Tendencia: desconocida.

Consecución del parámetro: UG12 desconocido, UG34 desconocido. Dada la ausencia de un valor umbral acordado para cualquier UG de delfín listado, no es posible evaluar el parámetro. Además, la escasez de datos de varamientos, que puede ser consecuencia de los hábitos más oceánicos de la especie, dificulta la evaluación cualitativa o incluso una aproximación del parámetro.

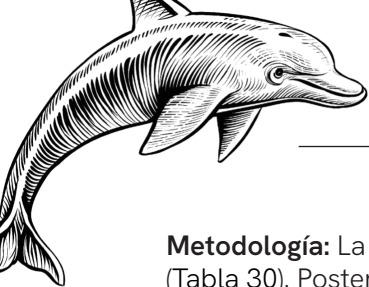
Lagunas de información y confianza de la evaluación: dadas las limitaciones de los programas de monitoreo a bordo de la captura accidental, no están siendo monitoreadas todas las secciones de la flota pesquera. Gran parte de la flota artesanal, con buques generalmente de pequeño tamaño, pero con un gran esfuerzo pesquero en la mayoría de las demarcaciones marinas, no está siendo monitoreada por lo que los datos de captura con los que se cuenta actualmente no se pueden considerar lo suficientemente robustos ni su cobertura suficiente como para poder estimar la tasa de captura accidental anual y realizar una evaluación robusta. El uso de datos complementarios como los varamientos permite realizar una evaluación cualitativa de la posible dimensión del valor del parámetro, así como determinar las áreas que pueden presentar una mayor incidencia, pero no permite la evaluación en términos cuantitativos debido a las limitaciones y sesgos asociados a este tipo de datos. En la DMNOR, los hábitos más oceánicos de la especie pueden dificultar la llegada de los cadáveres a la costa, que se traduce en una menor disponibilidad de datos de varamientos. En la DMLEBA, la abundancia y densidad de la especie es mayor por lo que se espera que las interacciones con pesquerías también sean superiores, pero se necesitan más datos procedentes de los OABs para poder determinar el nivel de incidencia e identificar los artes de mayor riesgo.

5.4.4.2.2. D1C2–Abundancia

El resultado de la evaluación de la UG34 de delfín listado, respecto al criterio de abundancia D1C2, se resolvió mediante la aplicación de la regla OAO sobre los dos resultados disponibles a nivel regional y subregional (Tabla 30). Puesto que el resultado de ambas evaluaciones fue “Bueno”, este también fue el resultado integrado para la UG34. La evaluación de la UG12 para este criterio resultó en “No bueno”, basada en la tasa de cambio anual obtenida a nivel nacional.

Tabla 30. Resultado de la evaluación del D1C2 para la UG34 y UG12 de delfín listado. Demarcación marina (DM), unidad de gestión (UG), período de evaluación (PERIODO), escala (ESCALA), indicadores relacionados (INDICADORES), parámetros utilizados (PARAM), valor umbral (UMBRAL), valor obtenido (VALOR) y resultado de la evaluación (RESULTADO).

DM	UG	Periodo	Escala	Indicadores	Param	Umbral	Valor	Resultado
NOR	UG34	2005-2022	Regional	MM_OSPAR_DIS	ABU	-0,5 %	-0,45 %	Bueno
		2005-2022	Subregional	MM_OSPAR_DIS			0,3 %	Bueno
LEBA	UG12	2015-2022	Nacional	MM_OSPAR_DIS			-25,32 %	No bueno



Metodología: La abundancia de las distintas UGs fue calculada a partir de las campañas disponibles (Tabla 30). Posteriormente se calculó la tasa anual de cambio en aquellos casos con más de un valor disponible, y la tasa de cambio mínima que es posible detectar con una potencia estadística del 80 %. Para la UG34-Delfín listado de la DMNOR, se dispone de las campañas SCANS-II, CODA, SCANS-III y SCANS-IV a nivel regional (ATL), a partir de las cuales se estimó la abundancia de delfines listados mediante el método DS-CDB (Hammond et al., 2021; Gilles et al., 2023). A nivel subregional (ABI), se dispone de las estimas calculadas en el proyecto CetAMBICion mediante el método DS-UMB (Plard & Genu, 2022). A nivel nacional (DMNOR) se dispone de los datos de la campaña SCANS-IV. Para la UG12-Delfín listado de la DMLEBA, se dispone de la campaña ASI, que proporciona un valor de abundancia a nivel regional (MED) mediante el método DS-UDB (Panigada et al., 2024), así como a nivel subregional (MWE) y nacional (DMLEBA) calculándose mediante post-estratificación de la abundancia regional (ACCOBAMS, 2021). A nivel nacional (DMLEBA) también se dispone de la campaña aérea A-LEBA23, a partir de la cual se estimó la abundancia mediante el método DS-UDB (Chicote et al., 2024). Para esta UG también se cuenta con los datos a nivel nacional (DMLEBA) de las campañas ICCAT-GBYP, realizadas entre los años 2015 y 2022, a partir de las cuales se estimó la abundancia mediante el método DS-UDB.

Periodo de evaluación: UG34 2005-2022; UG12 2015-2022.

Parámetros: ABU.

Valores umbral: tasa máxima de cambio anual de -0,5 % (Geelhoed et al., 2022).

Valores obtenidos: para la UG34, la tasa anual de cambio anual calculada a nivel regional (ATL) fue de -0,45 %, (tasa de cambio mínima detectable (TMD) = 3,92 %), a nivel subregional (ABI) fue de 0,3 %, pero en este caso no es posible calcular la TMD, ya que no se dispone de la variabilidad de estas estimas. Para la UG12, la tasa de cambio anual calculada a nivel nacional (DMLEBA) fue de -25,32 % (TMD = 0,68 %) (Figura 22).

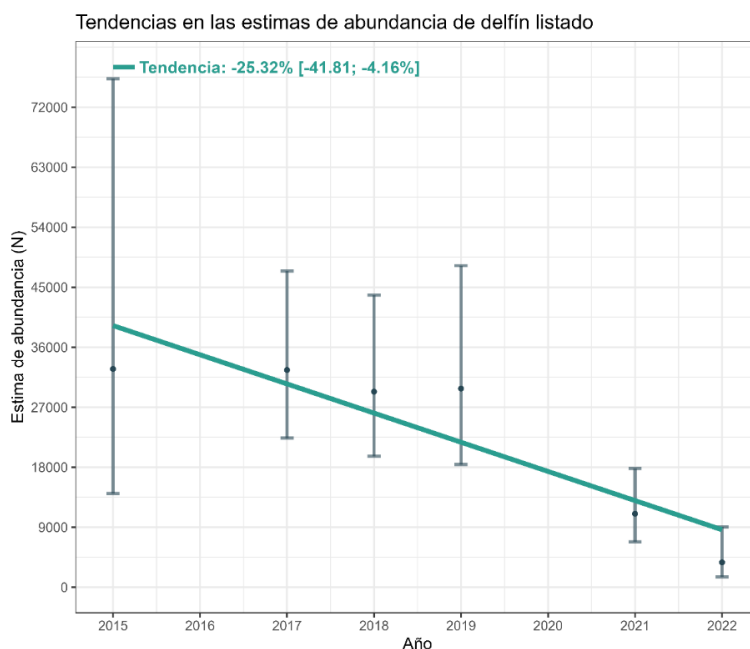


Figura 22. Tasa de cambio anual de la UG12. Basada en las estimas de abundancia inferidas usando los datos recogidos en campañas de ICCAT-GBYP.



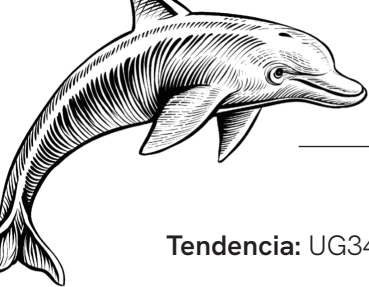
Tabla 31. Valores de abundancia disponibles para la evaluación del delfín listado. Unidad de gestión (UG), área y escala a que hace referencia (ÁREA), campaña o fuente de datos (FUENTE), año de la campaña (AÑO), método usado para estimar la abundancia (MÉTODO), abundancia calculada (ABU) coeficiente de variación de la abundancia (CV), intervalo de confianza de la abundancia al 95 % (IC 95 %), Valor de la tendencia calculada (VALOR), intervalo de confianza de la tendencia al 95 % (IC 95 %), tasa de cambio mínima detectable (TMD).

[†]El marco metodológico y de modelado utilizado (AMBIdsm) para obtener las estimas a nivel subregional utiliza todos los datos disponibles sobre seguimiento de cetáceos en el golfo de Vizcaya, proporcionados por los países socios del proyecto CetAMBICion (<https://www.cetambicion-project.eu/research/>).

UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG34	Regional ATL	SCANS-II+CODA	2005	DS-CDB	234.209	0,80	-	-0,45 %	[-48,26; 91,53]	3,92 %
		SCANS-III	2016	DS-CDB	441.455	0,31	-			
		SCANS-IV	2022	DS-CDB	186.825	0,36	-			
	Subregional ABI	Varias [†]	2005	DS-UMB	226.362	-	[90.913; 349.104]	0,3 %	[-2,72; 3,41]	-
			2007	DS-UMB	206.007	-	[82.148; 322.814]			
			2016	DS-UMB	199.210	-	[76.729; 311.577]			
			2022	DS-UMB	238.563	-	[106.710; 368.129]			
	Nacional DMNOR	SCANS-IV	2022	DS-CDB	76.386	0,77	[19.171; 304.342]	-	-	-
UG12	Regional MED	ASI	2018	DS-UDB	426.744	0,13	[327.944; 555.310]	-	-	-
	Subregional MWE	ASI	2018	DS-UDB	399.035	0,47	-	-	-	-



UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG12	Nacional DMLEBA	ASI	2018	DS-UDB	170.421	0,74	-	-	-	-
		A-LEBA23	2023	DS-UDB	115.010	0,37	[56.292; 234.990]	-	-	-
	Nacional DMLEBA	ICCAT-GBYP	2015	DS-UDB	32.740	0,45	[14.054; 76.270]	-25,32 %	[-41,81; -4,16]	0,68 %
			2017	DS-UDB	32.576	0,19	[22.377; 47.423]			
			2018	DS-UDB	29.341	0,21	[19.650; 43.810]			
			2019	DS-UDB	29.796	0,25	[18.409; 48.227]			
			2021	DS-UDB	11.014	0,25	[6.810; 17.810]			
			2022	DS-UDB	3.731	0,47	[1540; 9.037]			



Tendencia: UG34 mejorando; UG12 en deterioro.

Consecución del parámetro: UG34 sí, UG12 no. Para la UG34, la tasa de cambio anual obtenida a nivel regional (ATL) y subregional (ABI) fue de -0,45 %, y 0,3 % respectivamente, valores que están por encima del valor umbral máximo establecido para la especie (-0,5 %). Por lo tanto, se concluye que la UG34 se encuentra en un estado ambiental respecto al D1C2 de “Bueno”.

Para la UG12, la tasa de cambio anual obtenida a nivel nacional (DMLEBA) fue de -25,32 %, un valor que está muy por debajo del valor umbral máximo establecido para la especie (-0,5 %). Por lo tanto, se concluye que la UG12 se encuentra en un estado ambiental respecto al D1C2 de “No bueno” (Tabla 31).

Lagunas de información y confianza de la evaluación: para asegurar la correcta evaluación de esta especie respecto al D1C2, es necesario mantener los programas de seguimiento de la abundancia MT-1 y MT-2, actualmente en marcha. La continuidad de los programas de seguimiento posibilitará la construcción de una serie histórica de datos de abundancia, lo cual permitirá calcular las tendencias con una precisión y robustez adecuadas.

5.4.4.2.3. D1C3 – Características demográficas

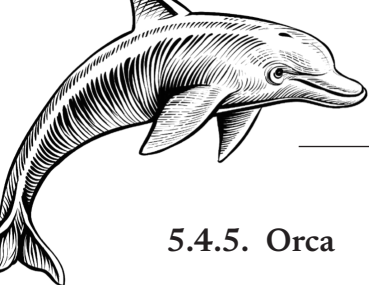
Este criterio ha sido “No evaluado” para esta especie dada la ausencia de una metodología acordada para su evaluación y ser considerado un criterio secundario para este grupo de especies.

5.4.4.2.4. D1C4–Distribución

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.

5.4.4.2.5. D1C5–Hábitat

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.



5.4.5. Orca

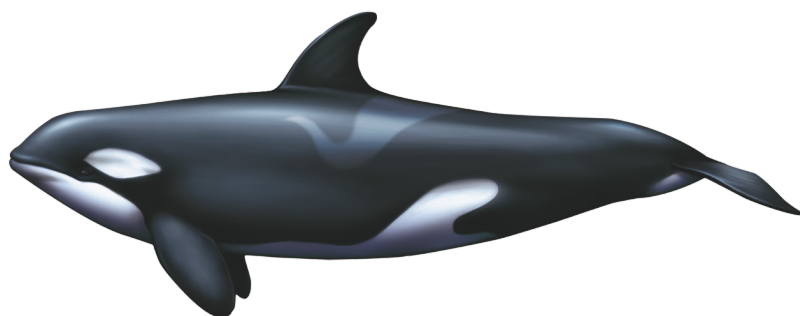
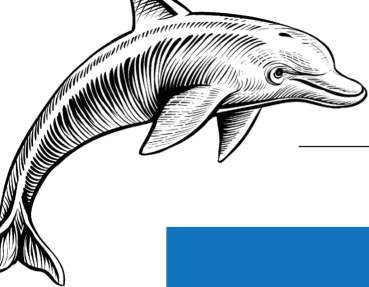


Figura 23. Orca. *Orcinus orca* (Linnaeus, 1758). Ilustración: Oceanografica.com

Nombre científico	<i>Orcinus orca</i> (Linnaeus, 1758).
Nombre común	Orca (castellano), orca (catalán), candorca (gallego), orka (euskera), killer whale (inglés).
Descripción	La orca es el odontoceto más grande de la familia Delphinidae, pudiendo alcanzar los 8,5 m de longitud las hembras y 9,8 m los machos, y pesar hasta 7.000 kg. Además de este dimorfismo sexual en el tamaño, los machos maduros desarrollan aletas desproporcionalmente más grandes que las hembras, como la aleta caudal y la aleta dorsal que puede alcanzar una altura de hasta 1,8 m en los machos. La característica más distintiva de las orcas es su coloración parcheada, siendo negras dorsalmente y en las aletas y blancas ventralmente. Por encima y por detrás de cada ojo presentan un parche blanco, con forma de elipse, y en los lados posterolaterales la región ventral blanca continúa hacia la región dorsal formando parches en los flancos. En la zona posterior de la base de la aleta dorsal poseen otra área pigmentada de color gris variable que abarca ambos lados del animal, denominada “silla de montar” (Ford, 2018).
Biología y ecología	La orca es una especie cosmopolita, presente en todos los océanos del mundo, aunque son más abundantes en hábitats costeros y en altas latitudes, mostrando preferencia por aguas frías y productivas. Sus poblaciones pueden presentar cambios en la distribución relacionados con la disponibilidad de presas, pero las migraciones a gran escala son raras. Es una especie longeva, pero con una tasa de reproducción baja. El periodo de gestación es de 15-18 meses, lactando durante un año o dos (combinado con alimentación sólida). La mortalidad neonatal es bastante elevada, alcanzando el 43 % en los primeros seis meses de vida, por lo que una hembra, de media, va a producir 5 crías viables durante su periodo reproductor (25 años aprox.). Las hembras maduran a los 12-14 años y el intervalo entre crías puede alcanzar los 5 años, pero a los 40 años pasan a un estado de senescencia reproductora que puede durar de 10 a 30 años, puesto que su esperanza de vida puede alcanzar los 80 – 90 años. Los machos maduran sexualmente a los 15 años, como lo indica el comienzo del rápido crecimiento de su aleta dorsal, y su esperanza de vida puede ser de hasta 50 – 60 años (Ford, 2018). La dieta de las orcas varía enormemente entre áreas y poblaciones, como lo documenta la gran variedad de presas registradas que va desde peces, cefalópodos, aves y tortugas marinas a otras especies de mamíferos como cetáceos, pinnípedos y mustélidos. Las poblaciones locales pueden mostrar especializaciones excepcionales en su alimentación, con una gran variedad de técnicas de caza. Normalmente forman grupos de 20 individuos con una estructura social matrilineal. Como otros delfínidos, presentan un rango y patrón de vocalizaciones muy amplio y variado.



Poblaciones europeas	En el Atlántico norte se han descrito tres poblaciones, definidas genéticamente y por su asociación con stocks de peces específicos (Foote et al., 2011). La población A y B se encuentran asociadas a arenque y caballa, respectivamente, y se pueden encontrar en aguas septentrionales del Atlántico norte (A – Noruega, Islandia y este de Escocia; B – Islandia, Escocia e Irlanda). La población C se asocia con el atún rojo o de aleta azul del Atlántico (<i>Thunnus thynnus</i>) y se han identificado individuos más al sur, en las islas Canarias y Gibraltar (Esteban et al., 2014).
Presencia en aguas españolas	Se han registrado avistamientos de la especie en el norte peninsular y de forma esporádica en el Mediterráneo y en el archipiélago canario – coincidiendo con la presencia de túnidos en la zona. Las orcas son habitualmente avistadas en el estrecho de Gibraltar, especialmente en verano y primavera, y en aguas contiguas del Atlántico, i.e., en el golfo de Cádiz (Esteban et al., 2014). Durante el verano migra desde el estrecho de Gibraltar hacia el norte, siguiendo la migración del atún, en otoño se dispersan hacia aguas profundas y en invierno vuelven a la zona del estrecho de Gibraltar. Las poblaciones del estrecho de Gibraltar y las islas Canarias no muestran flujo genético, por lo que se consideran subpoblaciones distintas (Esteban, Verborgh, Gauffier, Giménez, Martín, et al., 2016).
Amenazas y estatus de conservación	De manera general, una amenaza importante para las orcas es la contaminación por contaminantes orgánicos persistentes, presentando los niveles más altos registrados en cualquier mamífero marino (Desforges et al., 2018; Jepson et al., 2016). La interacción con las pesquerías (Esteban, Verborgh, Gauffier, Giménez, Guinet, et al., 2016) y el ruido submarino (Samarra & Miller, 2016) también suponen una amenaza importante para la especie en aguas españolas. La mayor amenaza para la subpoblación del estrecho de Gibraltar, dada su dieta altamente especializada, es el acusado descenso del stock de su principal presa (51 % en los últimos 39 años), el atún rojo, y que está listado como “en peligro” en la lista roja de la UICN. La población del estrecho de Gibraltar y golfo de Cádiz se encuentra listada como “vulnerable” en el CEEA y como “en peligro crítico” en la lista roja de la UICN (Esteban & Foote, 2019).

5.4.5.1. Áreas de evaluación y unidades de gestión

La población de orcas ibéricas realiza desplazamientos migratorios entre el estrecho de Gibraltar y el norte de la península ibérica en busca de su alimento, incluso adentrándose en aguas europea no nacionales de la subregión ABI. A nivel nacional se ha definido una única UG que, aunque se desplaza por varias demarcaciones, se ha asignado a la DMSUD por ser allí donde más fácil resulta su estudio y donde se realiza su seguimiento (Figura 24).

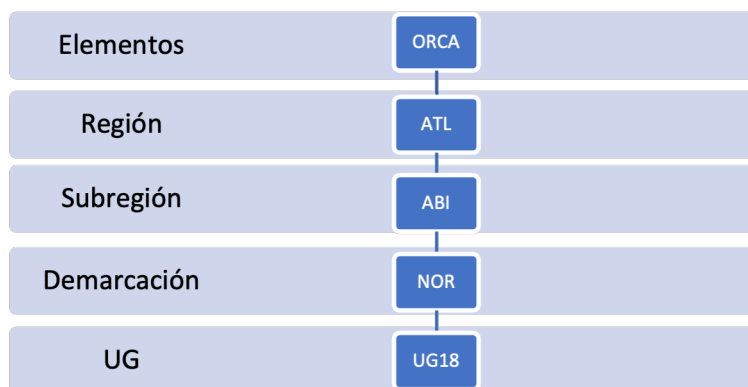


Figura 24. Esquema de las unidades de gestión nacionales definidas para la orca.



Esta UG18 se distribuye por toda la DMSUD, pero el área asignada para su estudio es una pequeña región costera próxima al estrecho de Gibraltar (Figura 25).

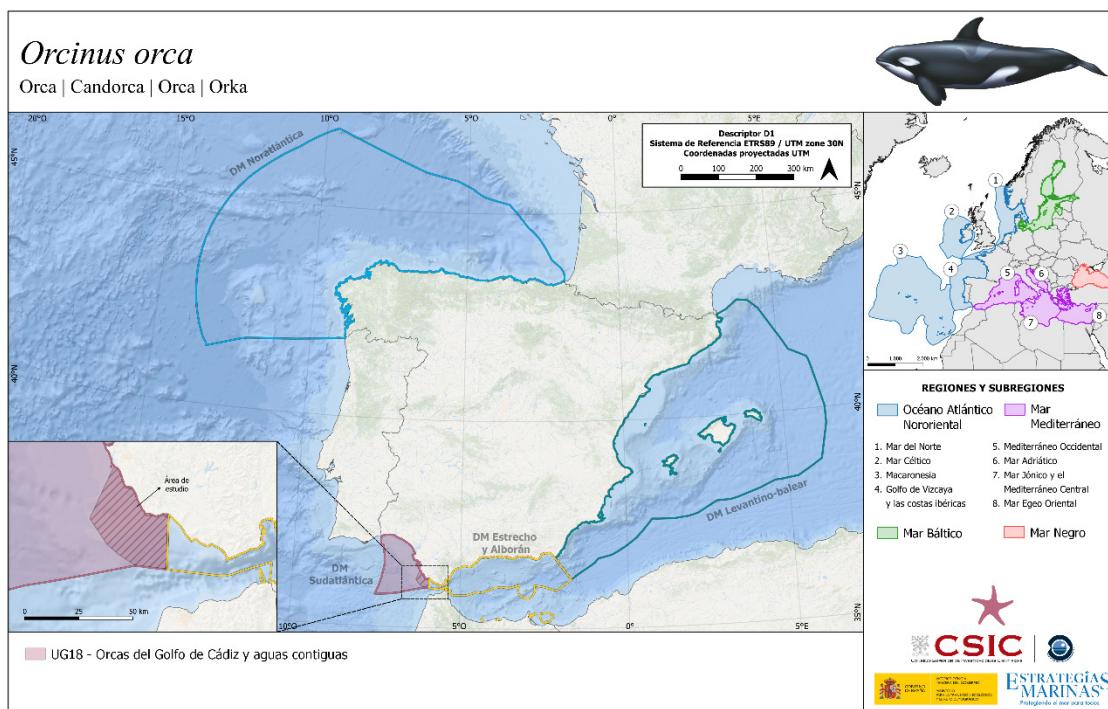


Figura 25. Mapa de las unidades de gestión nacionales definidas para la orca.

5.4.5.2. Resultados de la evaluación

El resultado de la evaluación de la única UG de orca para todos los criterios evaluados es "Desconocido" por falta de datos y/o valor umbral, por lo que su estado general se determinó "Desconocido" también (Tabla 32).

Tabla 32. Resultados de la evaluación de la orca (*Orcinus orca*, Linnaeus, 1758). Criterios D1C1, D1C2, D1C3, D1C4, D1C5, estado de la especie y tendencia (cambio de estado).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

DM	Unidad de gestión	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
SUD	UG18-Orcas del golfo de Cádiz y aguas contiguas	■	■	■	■	■	■	¿?

5.4.5.2.1. D1C1 – Captura accidental

En el caso de la UG18, se ha revisado toda la información disponible sobre este criterio. Dada la ausencia de datos y de una metodología acordada para su evaluación, se considera que su estado respecto al D1C1 es "Desconocido". En caso de haber datos disponibles, la evaluación de este criterio para la especie se llevaría a cabo mediante el indicador MM_BYC, ya que la captura accidental representa la principal causa de mortalidad directa de origen antropogénico. No obstante, dado el riesgo potencial de colisión con embarcaciones en el Estrecho, también podría considerarse evaluar este criterio conjuntamente mediante los indicadores MM_BYC y MM_COL.



5.4.5.2.2. D1C2–Abundancia

El estado de la UG18 respecto al D1C2 es “Desconocido” debido a que no es posible evaluarlo al carecer de datos suficientes.

Tabla 33. Resultado de la evaluación del D1C2 para la UG18 de la orca. Demarcación marina (DM), unidad de gestión (UG), período de evaluación (PERIODO), escala (ESCALA), indicadores relacionados (INDICADORES), parámetros utilizados (PARAM), valor umbral (UMBRAL), valor obtenido (VALOR) y resultado de la evaluación (RESULTADO).

DM	UG	Periodo	Escala	Indicadores	Param	Umbral	Valor	Resultado
SUD	UG18	2022-2023	Nacional	MM_OSPAR_PID	ABU	-0,5 %	-	Desconocido

Metodología: para la UG18–Orcas del golfo de Cádiz y aguas contiguas de la DMSUD, se dispone de los datos de las campañas de foto identificación PID-UG18, para el periodo 2022-2023, a partir de la cual se estimó la abundancia de orcas mediante el método CMR-DB (de Stephanis, 2024).

Periodo de evaluación: UG18 2022-2023.

Indicadores: MM_OSPAR_PID.

Parámetros: ABU.

Valores umbral: tasa máxima de cambio anual de -0,5 % (Geelhoed et al.,2022).

Valores obtenidos: para la UG18 de la DMSUD, únicamente se cuenta con una estima de abundancia para el año 2023, por lo que no se puede calcular la tasa de cambio anual, CV = 0 para el año 2023 (de Stephanis, 2023).

Tabla 34. Valores de abundancia disponibles para la evaluación de la orca. Unidad de gestión (UG), área y escala a que hace referencia (ÁREA), campaña o fuente de datos (FUENTE), año de la campaña (AÑO), método usado para estimar la abundancia (MÉTODO), abundancia calculada (ABU) coeficiente de variación de la abundancia (CV), intervalo de confianza de la abundancia al 95 % (IC 95 %), Valor de la tendencia calculada (VALOR), intervalo de confianza de la tendencia al 95 % (IC 95 %), tasa de cambio mínima detectable (TMD).

UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG18	DMSUD	PID-UG18	2023	CMR-DB	34	0	-	-	-	-

Tendencia: UG18 desconocida.

Consecución del parámetro: UG18 desconocido. En el caso de esta UG no se dispone de datos suficientes para calcular la tasa de cambio anual que se pueda comparar con el valor umbral, por lo que no se pudo realizar la evaluación y se determinó su estado como “Desconocido”.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: Para asegurar la correcta evaluación de esta especie respecto al D1C2, es necesario mantener los programas de seguimiento de la abundancia MT-1 y MT-2, actualmente en marcha. La continuidad de los programas de seguimiento posibilitará la construcción de una serie histórica de datos de abundancia, lo cual permitirá calcular las tendencias con una precisión y robustez adecuadas.

5.4.5.2.3. D1C3 – Características demográficas

Este criterio ha sido “No evaluado” para esta especie dada la ausencia de una metodología acordada para su evaluación y ser considerado un criterio secundario para este grupo de especies.



5.4.5.2.4. D1C4–Distribución

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.

5.4.5.2.5. D1C5–Hábitat

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.



5.4.6. Delfín moteado del atlántico

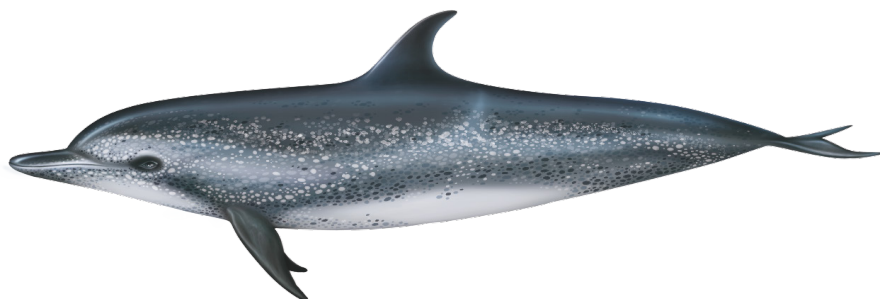
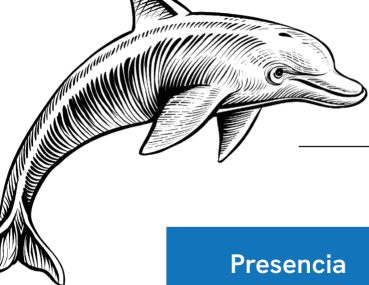


Figura 26. Delfín moteado del Atlántico. *Stenella frontalis* (Cuvier, 1829). Ilustración: Oceanografica.com

Nombre científico	<i>Stenella frontalis</i> (Cuvier, 1829).
Nombre común	Delfín moteado del Atlántico (castellano), dofí tacat de l'Atlàntic (catalán), golfinho pintado do Atlântico (gallego), Atlantikoko-izurde pikartua (euskera), Atlantic spotted dolphin (inglés).
Descripción	El delfín moteado es un odontoceto de la familia Delphinidae que mide entre 166 y 229 cm y puede llegar a pesar hasta 143 kg. Se caracteriza por las numerosas manchas o motas que posee distribuidas por todo su cuerpo, siendo su cuerpo de color gris apagado. Las crías nacen sin manchas, con un patrón de color dividido en tres tonos de gris, las cuales comienzan a aparecer a los 2 años. Su hocico es de longitud media y delimita marcadamente con el melón (Herzing & Perrin, 2018).
Biología y ecología	El delfín moteado es una especie endémica de las zonas tropicales y templado-cálidas del Atlántico (Herzing & Perrin, 2018) que en los archipiélagos de la Macaronesia parece mostrar una amplia distribución alrededor de las islas, asociado normalmente a los 1.000 m de profundidad e incluso a aguas más profundas en Azores (Fernández et al., 2021; Silva et al., 2014). Presenta preferencia por aguas con una temperatura superior a los 18 °C y con baja productividad (Fernández et al., 2021). Su longevidad es menor que la de otras especies, 23 años, con una edad de madurez que varía entre los 9 y los 18 años en hembras y machos, respectivamente.
Biología y ecología	El intervalo entre crías es de 3 a 4 años, ya que la lactancia puede durar 3 – 5 años (Herzing & Perrin, 2018). Su dieta está compuesta por diversas especies de peces epipelágicos y mesopelágicos y cefalópodos (Malinowski & Herzing, 2015; Perrin et al., 1994). Pueden formar grupos de hasta 100 individuos y pueden asociarse con otras especies de cetáceos como los delfines mulares. En Azores se han observado formando agregaciones temporales de alimentación con atunes, otros cetáceos y aves marinas (Clua & Grosvalet, 2001).
Poblaciones europeas	En aguas europeas aparecen estacionalmente en la zona de Azores, Madeira e islas Canarias, normalmente entre abril y octubre (Carrillo et al., 2010; Silva et al., 2014). Se han registrado algunos avistamientos frente a Portugal de manera ocasional y la especie no se encuentra normalmente en el Mediterráneo. Algunos estudios genéticos sugieren una única población de delfín moteado en el Atlántico, con conectividad continuada entre los delfines de Azores o Madeira y Brasil (Caballero et al., 2013; Viricel & Rosel, 2014), mientras que otros estudios sugieren una división entre ambos lados del Atlántico, sin encontrar diferencias significativas entre los delfines moteados de las Azores y Canarias (Méndez-Fernández et al., 2020).



Presencia en aguas españolas	Dada su preferencia por aguas cálidas, los delfines moteados se encuentran casi exclusivamente en aguas de las islas Canarias de manera estacional.
Amenazas y estatus de conservación	Los delfines moteados, al igual que otras especies de delfínidos pequeños, se encuentran principalmente amenazados por la captura accidental en artes de pesca, los posibles impactos de la contaminación marina, especialmente por contaminantes orgánicos persistentes y las actividades de avistamiento de cetáceos (Méndez-Fernández et al., 2018). La especie se encuentra listada en el LESRPE.

5.4.6.1. Áreas de evaluación y unidades de gestión

El delfín moteado del Atlántico tiene una distribución que abarca amplias zonas oceánicas en regiones meridionales del Atlántico europeo y aguas internacionales o de terceros países. A nivel nacional está presente en las islas Canarias, donde se ha definido la UG26 (Figura 27). La distribución de esta especie probablemente abarque toda la DMCAN, pero debido a la imposibilidad de muestrearla al completo, el área de esta UG se ha limitado a las regiones más próximas a las islas para adaptarla a las regiones muestreadas, aunque sus límites exactos todavía se encuentran sin definir (Figura 28).

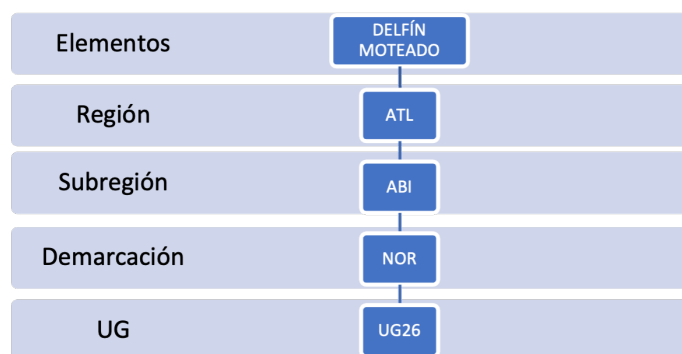


Figura 27. Esquema de las unidades de gestión nacionales definidas para el delfín moteado.

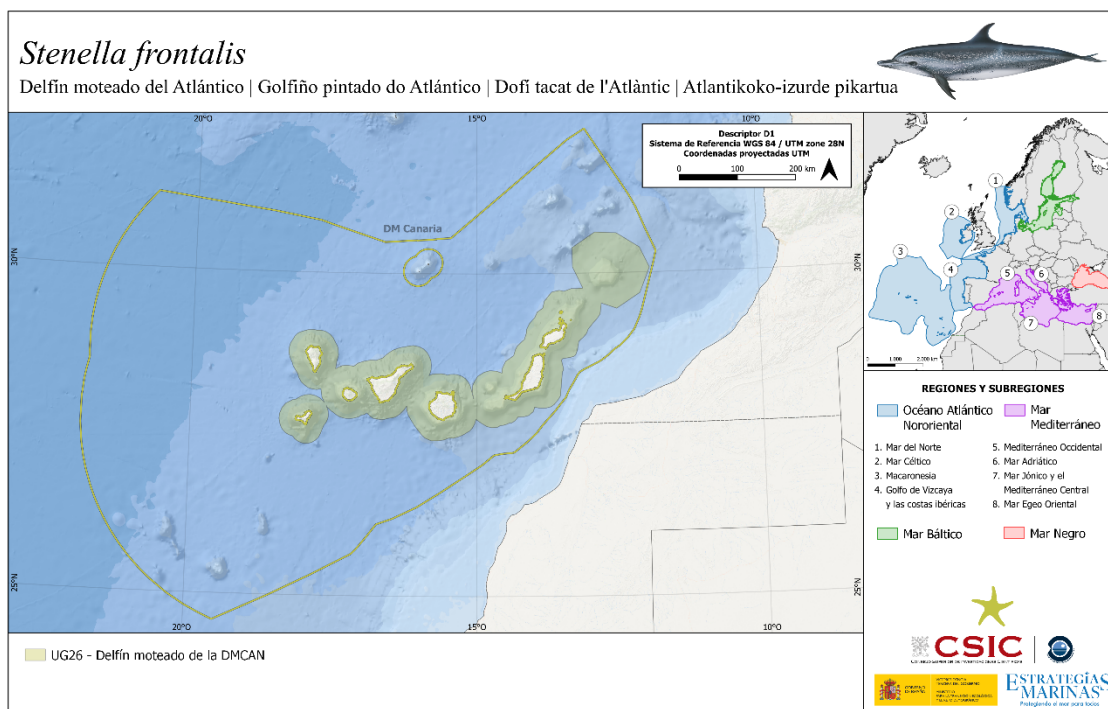
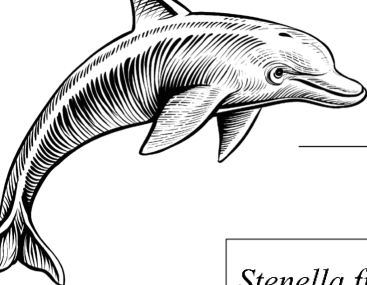


Figura 28. Mapa de las unidades de gestión nacionales definidas para el delfín moteado.

5.4.6.2. Resultados de la evaluación

El resultado de la evaluación de la UG de delfín moteado para todos los criterios evaluados es “Desconocido” por falta de datos y/o valor umbral, por lo que su estado general se determinó “Desconocido” también (Tabla 35).

Tabla 35. Resultados de la evaluación del delfín moteado del Atlántico (*Stenella frontalis*, Cuvier, 1829). Criterios D1C1, D1C2, D1C3, D1C4, D1C5, estado de la especie y tendencia (cambio de estado).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

DM	Unidad de gestión	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
CAN	UG26-Delfín moteado de la DMCAN	■	■	■	■	■	■	¿?

5.4.6.2.1. D1C1

En el caso de la UG26 se ha revisado toda la información disponible sobre este criterio. Dada la ausencia de datos y de una metodología acordada para su evaluación, se considera que su estado respecto al D1C1 es “Desconocido”. En caso de haber datos disponibles, la evaluación de este criterio para la especie se llevaría a cabo mediante el indicador MM_BYC, ya que la captura accidental representa la principal causa de mortalidad directa de origen antropogénico.



5.4.6.2.2. D1C2

El resultado de la UG26 respecto al D1C2 es “Desconocido” debido a que no es posible evaluarlo al carecer de suficientes datos y de un valor umbral para este criterio.

Tabla 36. Resultado de la evaluación del D1C2 para la UG26 de delfín moteado. Demarcación marina (DM), unidad de gestión (UG), período de evaluación (PERIODO), escala (ESCALA), indicadores relacionados (INDICADORES), parámetros utilizados (PARAM), valor umbral (UMBRAL), valor obtenido (VALOR) y resultado de la evaluación (RESULTADO).

DM	UG	Periodo	Escala	Indicadores	Param	Umbral	Valor	Resultado
CAN	UG26	2018	Nacional	MM_OSPAR_DIS	ABU	-	-	Desconocido

Metodología: para la UG26–Delfín moteado de la DMCAN, la única fuente de datos disponible es a nivel nacional (DMCAN). Los datos disponibles provienen del proyecto MISTIC SEAS II, llevada a cabo en 2018, a partir de la cual se estimó la abundancia de delfín moteado mediante el método DS-UDB (Freitas et al., 2018).

Periodo de evaluación: UG26 2018.

Indicadores: MM_ABU_DIS.

Parámetros: ABU.

Valores umbral: no hay valor umbral establecido para la tasa de cambio anual de la abundancia de delfín moteado.

Valores obtenidos: para la UG26, se muestra en la Tabla 37 el único valor disponible de abundancia a nivel nacional (DMCAN).

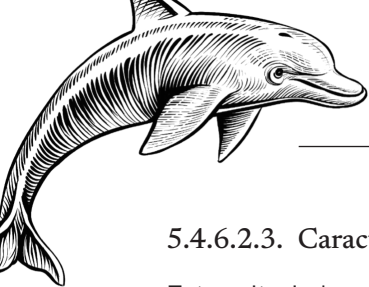
Tabla 37. Valores de abundancia disponibles para la evaluación del delfín moteado. Unidad de gestión (UG), área y escala a que hace referencia (ÁREA), campaña o fuente de datos (FUENTE), año de la campaña (AÑO), método usado para estimar la abundancia (MÉTODO), abundancia calculada (ABU) coeficiente de variación de la abundancia (CV), intervalo de confianza de la abundancia al 95 % (IC 95 %), Valor de la tendencia calculada (VALOR), intervalo de confianza de la tendencia al 95 % (IC 95 %), tasa de cambio mínima detectable (TMD).

UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG26	Nacional DMCAN	MISTIC SEAS-II	2018	DS-UDB	41.120	0,32	[22.420; 75.418]	-	-	-

Tendencia: UG26 desconocida.

Consecución del parámetro: UG26 desconocido. No se cuenta con datos suficientes de abundancia para poder determinar la tasa de cambio. Además, se carece de un valor umbral que permita realizar la evaluación de la especie para este criterio.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: para asegurar la correcta evaluación de esta especie respecto al D1C2, es necesario mantener los programas de seguimiento de la abundancia MT-1 y MT-2, actualmente en marcha. La continuidad de los programas de seguimiento posibilitará la construcción de una serie histórica de datos de abundancia, lo cual permitirá calcular las tendencias con una precisión y robustez adecuadas.



5.4.6.2.3. Características demográficas

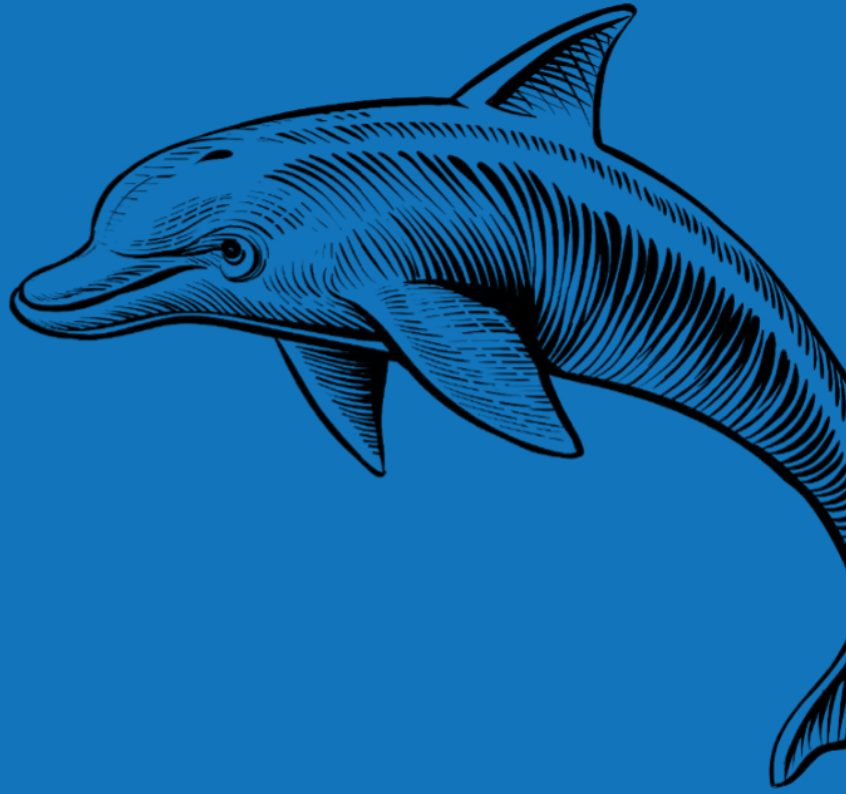
Este criterio ha sido “No evaluado” para esta especie dada la ausencia de una metodología acordada para su evaluación y ser considerado un criterio secundario para este grupo de especies.

5.4.6.2.4. D1C4–Distribución

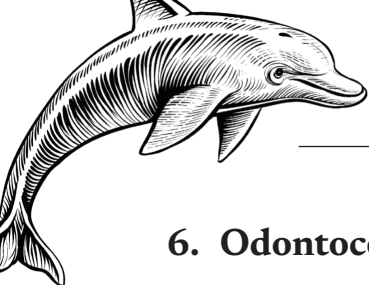
Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.

5.4.6.2.5. D1C5–Hábitat

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.



ODONTOCETOS DE BUCEO PROFUNDO



6. Odontocetos de buceo profundo

6.1. Consecución del BEA

Tabla 38. Resultados de la evaluación del BEA para los odontocetos de buceo profundo.

	NOR	ESAL	LEBA	CAN
Valor umbral para la consecución del BEA en el grupo de pequeños odontocetos (% de especies en BEA dentro del grupo de especies)	100 %			
% de especies en buen estado en el tercer ciclo	0 %	-	0 %	0 %
Resultado de la evaluación	El BEA se alcanzará más allá de 2024	Desconocido	El BEA se alcanzará más allá de 2024	El BEA se alcanzará más allá de 2024
Periodo de evaluación	2005-2024 (difiere en función del criterio, la especie y la demarcación)			

6.2. Descripción del estado del grupo de especies

Para determinar si el grupo de odontocetos de buceo profundo cumple el BEA en las cinco demarcaciones marinas, las reglas de integración utilizadas han sido las siguientes:

- **De parámetros y/o indicadores a criterios:** cuando un criterio se evalúe mediante varios indicadores o parámetros, todos ellos deberán cumplir el BEA para que el criterio lo cumpla.
- **De criterios a UG:** la UG cumplirá el BEA cuando éste se cumpla en todos los criterios evaluados (D1C1 capturas accidentales, D1C2 abundancia y biomasa de la población, D1C3 características demográficas, D1C4 distribución y D1C5 hábitats), tal como indica la Guía del artículo 8 de la DMEM (Article 8 MSFD Assessment Guidance).
- **De UG a grupo de especies:** todas las UG evaluadas (100 %) deben estar en BEA para determinar que el grupo de pequeños odontocetos también lo alcanza.

En la Tabla 39 se expone el listado de unidades de gestión evaluadas del grupo de especies de pequeños odontocetos, los criterios aplicados, el estado general de cada unidad de gestión tras la integración de criterios y la tendencia en comparación con la evaluación del ciclo anterior.

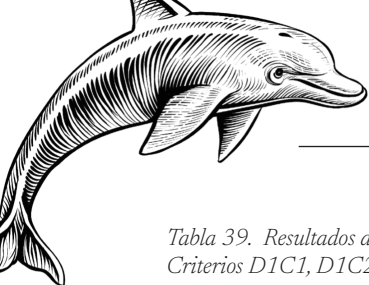


Tabla 39. Resultados de la evaluación de los odontocetos de buceo profundo. Especies evaluadas (ESPECIE), Unidades de Gestión (UG), Criterios D1C1, D1C2, D1C3, D1C4, D1C5, Estado de la especie (ESTADO) y Tendencia en su estado (TENDENCIA).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

DM	UG	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
NOR	UG13 Calderón común	■	■	■	■	■	■	↔
	UG16 Zifio de Cuvier	■	■	■	■	■	■	¿?
	ODONT. BUC. PROF.	■						
ESAL	UG14 Calderón común	■	■	■	■	■	■	¿?
	UG15 Calderón común	■	■	■	■	■	■	¿?
	UG17 Zifio de Cuvier	■	■	■	■	■	■	¿?
	ODONT. BUC. PROF.	■						
LEBA	UG19 Calderón gris	■	■	■	■	■	■	¿?
	UG20 Cachalote	■	■	■	■	■	■	¿?
	ODONT. BUC. PROF.	■						
CAN	UG27 Zifio de Cuvier	■	■	■	■	■	■	¿?
	UG28 Zifio de Cuvier	■	■	■	■	■	■	¿?
	UG29 Cachalote	■	■	■	■	■	■	↔
	UG30 Calderón tropical	■	■	■	■	■	■	¿?
	ODONT. BUC. PROF.	■						

En la **DMNOR** se han evaluado dos UGs de odontocetos de buceo profundo. Puesto que el estado ambiental determinado para el D1C2 para una de las especies fue determinado como “No bueno”, al aplicar la regla del OOA, el grupo de odontocetos de buceo profundo de la DMNOR “No alcanza el BEA”.

En la **DMESAL** se han evaluado tres UGs de odontocetos de buceo profundo. A pesar de que el estado del D1C1 para una de las especies fue determinado como “Bueno” basado en bajo riesgo, el resto de criterios para el resto de las UGs fue determinado como “Desconocido”. Por ello, la evaluación integrada del grupo en esta demarcación no sería concluyente y por tanto se considera “Desconocido”.

En la **DMLEBA** se han evaluado dos UGs de odontocetos de buceo profundo. El estado del D1C1 para una de las especies fue determinado como “No bueno”. El resto de criterios para ambas especies fue “Desconocido”, por lo que al aplicar la regla del OOA, el grupo de odontocetos de buceo profundo de la DMLEBA “No alcanza el BEA”.

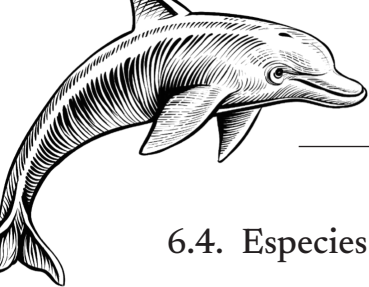
En la **DMCAN** se han evaluado cuatro UGs de odontocetos de buceo profundo. El estado del D1C1 y del D1C2 para una de las especies fueron determinados como “No buenos”. En el resto de especies,



el D1C1 fue determinado como “Bueno” basado en bajo riesgo y el D1C2 como “Desconocido”. Por todo esto, al aplicar la regla del OOA, el grupo de odontocetos de buceo profundo de la DMCAN “No alcanza el BEA” (Tabla 39).

6.3. Principales actividades humanas y presiones relacionadas

En el Cuadro 2 del Anexo III de la DMEM se definen las principales presiones que afectan al medio marino y a sus especies. Atendiendo a las definiciones ahí descritas las principales actividades humanas y presiones relacionadas que afectan a los odontocetos de buceo profundo son: las perturbaciones biológicas (extracción selectiva de especies, incluidas las capturas accesorias accidentales), otras perturbaciones físicas (ruido subacuático y desechos marinos), contaminación por sustancias peligrosas (introducción de compuestos sintéticos y compuestos no sintéticos).



6.4. Especies de odontocetos de buceo profundo

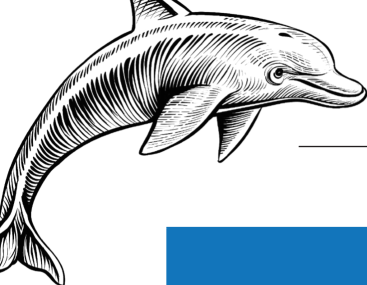
Tal como se puede ver en la Tabla 39, el grupo de especies indicadores de odontocetos de buceo profundo está formado por 5 especies distribuidas entre 4 demarcaciones marinas y pertenecientes a 11 UGs.

6.4.1. Calderón común



Figura 29. Calderón común. *Globicephala melas* (Traill, 1809). Ilustración: Oceanografica.com

Nombre científico	<i>Globicephala melas</i> (Traill, 1809).
Nombre común	Calderón común (castellano), cap d’olla negre (catalán), caldeirón común (gallego), pilotu-izurde hegaluzea (euskera), long-finned pilot whale (inglés).
Descripción	El calderón común es un odontoceto de la familia Delphinidae que alcanza una longitud de 6 m, siendo los machos más grandes que las hembras. Se caracterizan por su cuerpo robusto y melón bulboso, con un hocico apenas marcado. La aleta dorsal es falcada y ancha en la base, colocada muy adelante en el cuerpo y las aletas pectorales son alargadas, con forma de hoz. La parte dorsal del cuerpo es de un color negro brillante y la parte ventral presenta una mancha blanca torácica en forma de ancla (Olson, 2018).
Biología y ecología	Los calderones se distribuyen en hábitats del borde de la plataforma continental, el talud, zonas con gran desnivel topográfico, y en zonas más profundas. Los machos pueden vivir entre 35 y 45 años, madurando sexualmente a los 12 años, aunque no se aparean con éxito hasta varios años después. Las hembras pueden vivir más de 60 años, maduran sexualmente a los 8 años y presentan los intervalos entre crías más largos de todos los cetáceos, lactando durante al menos 3 años – con una finalidad más social que nutricional (Olson, 2018). La dieta de los calderones se basa principalmente en cefalópodos de diferentes especies, dependiendo de su zona de distribución, consumiendo peces de tamaño medio cuando están disponibles, aunque en menor cantidad que otros cetáceos (Santos et al., 2014). Son animales altamente sociales, que normalmente forman grupos de 20 a 100 individuos, aunque se han registrado grupos de hasta 1.000 individuos y se observan de manera frecuente en agregaciones de especies, sobre todo con delfines mulares. Socialmente, presentan una estructura matrilineal similar a la de las orcas y se trata de una de las especies de cetáceos más frecuentemente afectadas por varamientos masivos (Olson, 2018).



Poblaciones europeas	En el Mediterráneo, se diferencian dos subpoblaciones de calderón común: la subpoblación del Mediterráneo interior, que se extiende desde el mar de Alborán hasta el mar de Liguria (Verborgh et al., 2016); y la subpoblación del estrecho de Gibraltar, que se extiende desde los 5.8°W hasta el oeste del mar de Alborán (Verborgh & Gauffier, 2021). En aguas del Atlántico europeo, la estructura genética no está muy clara, debido a la baja variabilidad genética en la especie, pero se han encontrado similitudes entre las poblaciones de las islas Feroe, noroeste de la península ibérica y el este de EEUU (Monteiro et al., 2015). Se considera que la población del Atlántico y la del estrecho de Gibraltar están aisladas genéticamente (Verborgh et al., 2016).
Presencia en aguas españolas	Son comunes durante todo el año en las aguas profundas de la bahía de Vizcaya (Waggitt et al., 2020). Su presencia es rara en la región de la Macaronesia, con pocos avistamientos registrados en las islas Canarias (Tejedor Fuentes, 2016). En el estrecho de Gibraltar, la población suele encontrarse durante todo el año con mayor presencia en zonas de más de 500 m de profundidad (De Stephanis et al., 2008). Se considera que la zona del mar de Alborán es una de las áreas más importantes para esta especie en el Mediterráneo oeste (Cañadas & Sagarminaga, 2000). Es poco frecuente en la zona de Cataluña e islas Baleares.
Amenazas y estatus de conservación	Los calderones comunes son susceptibles a la captura accidental en una variedad de artes de pesca (por ejemplo, palangre, redes de enmalle, redes de deriva, cerco y arrastre), a la contaminación química, especialmente la subpoblación del estrecho de Gibraltar la cual registra valores muy superiores a la subpoblación del Mediterráneo interior y del Atlántico, haciéndoles más sensibles a la mortalidad por las epizootias de morbillivirus, al ruido submarino (en ocasiones asociado con eventos de varamientos masivos) y las actividades de avistamientos de cetáceos (Lauriano et al., 2014; Méndez-Fernández et al., 2014; Pinzone et al., 2015; Verborgh & Desportes, 2023). La población del Mediterráneo se encuentra catalogada como “vulnerable” en el CEEA y la población del Atlántico está en el LESRPE. La subpoblación del estrecho de Gibraltar fue catalogada en 2021 como “en peligro crítico” por la UICN (Verborgh & Gauffier, 2021), mientras que la población del atlántico europeo se encuentra catalogada como “preocupación menor” (Gauffier, Verborgh, et al., 2023).

6.4.1.1. Áreas de evaluación y unidades de gestión

Al igual que el delfín mular, el calderón común posee relaciones sociales complejas, y puede formar grupos con un gran rango de tamaño en aguas abiertas, o pequeñas familias residentes con afinidad a regiones costeras. Es por ello que se definieron 3 UGs para calderón, la UG13 correspondiente a calderones de la DMNOR, la UG14 correspondiente a los de la DMESAL, y una UG15 que se refiere a los calderones que residen el área de estrecho de Gibraltar (Figura 30).

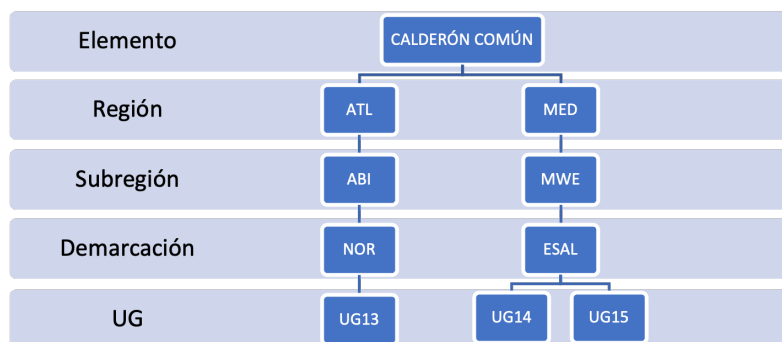


Figura 30. Esquema de las unidades de gestión nacionales definidas para el calderón común.



En el caso de la UG13 y UG14 el área que ocupan es la de la demarcación a la que pertenecen, y en el caso de la UG15 el área se limita a la región de Estrecho (Figura 31).

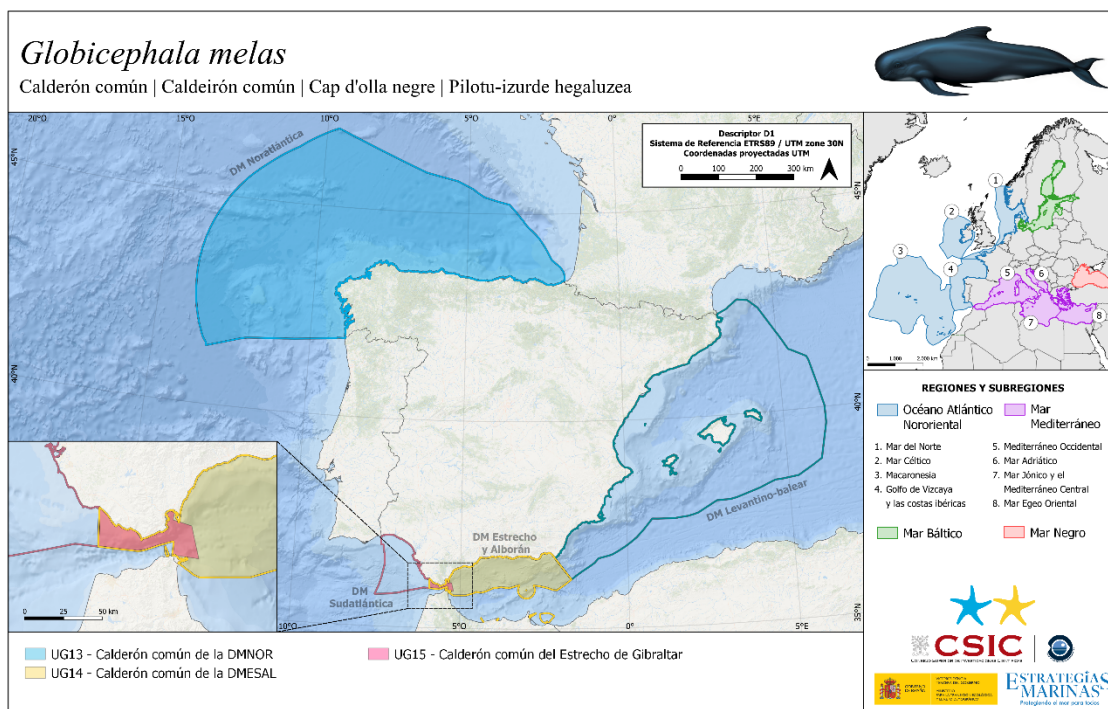


Figura 31. Mapa de las unidades de gestión nacional definidas para el calderón común.

6.4.1.2. Resultados de la evaluación

El resultado de la evaluación del D1C1 es "Desconocido" para todas las UGs de la especie, así como el de dos de las UGs, UG14 y UG15, respecto al D1C2. Para estas dos UGs el estado general es "Desconocido", al igual que su tendencia. Sin embargo, la UG13 está en estado "No bueno" para el D1C2, por lo que su estado general es que "No se alcanza el BEA". La tendencia de estado de esta UG13 es estable puesto que en el anterior ciclo también se había considerado que no alcanzaba el BEA (Tabla 40).

Tabla 40. Resultados de la evaluación del calderón común (*Globicephala melas*, Traill, 1809). Criterios D1C1, D1C2, D1C3, D1C4, D1C5, estado de la especie y tendencia (cambio de estado).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

DM	Unidad de gestión	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
NOR	UG13-Calderón común de la DMNOR	■	■	■	■	■	■	↔
ESAL	UG14-Calderón común de la DMESAL	■	■	■	■	■	■	¿?
	UG15-Calderón común del estrecho de Gibraltar	■	■	■	■	■	■	¿?



6.4.1.2.1. D1C1 – Captura accidental

Para este criterio y especie no existen valores umbral establecidos o acordados para. Además, los datos disponibles sobre las capturas, así como la cobertura de observación de los OABs son muy bajas como para poder extrapolar estos datos y realizar estimas de la captura accidental total. Por ello, el resultado de la evaluación del D1C1 es “Desconocido” para todas las UGs de esta especie (Tabla 41).

Tabla 41. Resultado de la evaluación del D1C1 para la UG13, UG14 y UG15 de calderón común. Período de evaluación, indicadores relacionados, parámetros utilizados, valores umbral, y valores obtenidos.

[†]Captura accidental registrada en los OABs (≠tasa de captura anual).

DM	Unidad de gestión	Periodo de evaluación	Indicadores relacionados	Parámetros utilizados	Valores umbral	Valores obtenidos	Resultado
NOR	UG13	2018 – 2022	MM_BYC	MOR/F	-	3 [†]	Desconocido
ESAL	UG14	2018 – 2022	MM_BYC			1 [†]	Desconocido
	UG15	2018 – 2022	MM_BYC			-	Desconocido

Metodología: la evaluación de las diferentes unidades de gestión del calderón común se ha realizado mediante la comparación de la captura accidental registrada en los OABs frente al valor umbral para captura accidental establecido para la especie, en caso de estar disponibles, ya que no ha sido posible estimar la tasa de captura accidental anual. La captura accidental corresponde a las capturas accidentales registradas en los OABs nacionales, por demarcación marina.

Periodo de evaluación: UG13 2018-2022; UG14 2018-2022; UG15 2018-2022.

Indicadores: MM_BYC (Fishing mortality of marine mammals due to incidental catch).

Parámetros: MOR/F–Mortality rate / Mortality rate from fishing (F).

Valores umbral: no hay valor umbral establecido para la mortalidad por captura accidental para ninguna de las unidades de gestión de calderón común.

Valores obtenidos: para la UG13 – Calderón común de la DMNOR, se han registrado tres capturas durante el periodo de evaluación (2018 – 2022) en los programas de OAB. No hay ningún registro de captura para la UG15 – Calderón Común del estrecho de Gibraltar, pero sí hay un registro de captura en la DMLEBA que podría asignarse a la UG14 – Calderón común de la DMESAL dada su cercanía (más información en la Tabla 42). Estos valores son los que se han utilizado para la evaluación. Además, como información complementaria (pero no utilizada en la evaluación) se presentan los datos complementarios obtenidos a partir de varamientos, sólo disponibles para la DMNOR, que indican que los calderones comunes varados y examinados no presentan indicios de captura accidental, aunque hay que tener en cuenta que para el periodo de evaluación sólo hay varamientos registrados en 2018 (más información en la Tabla 43).

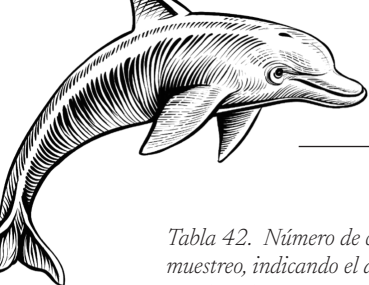


Tabla 42. Número de calderones comunes capturados y registrados en los programas de observación a bordo y porcentaje de cobertura del muestreo, indicando el año, área y arte en el que fueron capturados. Entre corchetes se indican el número de incidentes, o eventos de captura accidental. Entre paréntesis se indica el esfuerzo observado, en días de mar, y el esfuerzo total de la flota en el área, también en días de mar.

Año	Área	UG	Arte	Individuos [incidentes]	Cobertura de muestreo [%] (esfuerzo observado/esfuerzo total)
2021	27.8c	UG13	Arrastre con puertas	2 [1]	1,63 % (253/15520,14)
2022	27.8c	UG13	Arrastre con puertas	1 [1]	2,85 % (375/13.170,33)
	West Med GSA05	UG14	Palangre	1 [1]	3,95 % (141/35.68,96)

Tabla 43. Porcentaje de calderones comunes varados con indicios de captura accidental por año y UG. Entre paréntesis se indica el número total de individuos varados de calderón común, el número de individuos examinados y el número de individuos examinados con indicios de captura accidental.

Año	Área	UG	Individuos varados con indicios de captura [%] (ind. Varados/ind. Examinados/ind. Con indicios captura)
2018	Galicia	UG13	0 % (5/3/0)

Tendencia: desconocida.

Consecución del parámetro: UG13 desconocido. Dada la ausencia de un valor umbral acordado para cualquier UG de calderón común, no es posible evaluar el parámetro. Además, el bajo número de individuos varados anualmente no permite realizar una evaluación cualitativa o aproximar el nivel de incidencia de la captura accidental sobre las UGs de calderón común.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: Dadas las limitaciones de los programas de monitoreo a bordo de la captura accidental, no están siendo monitoreadas todas las secciones de la flota pesquera. Gran parte de la flota artesanal, con buques generalmente de pequeño tamaño, pero con un gran esfuerzo pesquero en la mayoría de las demarcaciones marinas, no está siendo monitoreada por lo que los datos de captura con los que se cuenta actualmente no se pueden considerar lo suficientemente robustos ni su cobertura suficiente como para poder estimar la tasa de captura accidental anual y realizar una evaluación robusta. El uso de datos complementarios como los varamientos permite realizar una evaluación cualitativa de la posible dimensión del valor del parámetro, así como determinar las áreas que pueden presentar una mayor incidencia, pero no permite la evaluación en términos cuantitativos debido a las limitaciones y sesgos asociados a este tipo de datos.

6.4.1.2.2. D1C2–Abundancia

El resultado de la evaluación de la UG13 de calderón común, respecto al criterio de abundancia D1C2, se resolvió mediante aplicación de la regla OOA sobre los tres resultados disponibles a nivel regional, subregional, y nacional (Tabla 44). Pese a que una de las evaluaciones resultó en estado “Bueno”, las otras dos resultaron en “No bueno”, por lo que éste fue también el resultado integrado de este criterio para la UG13. No fue posible calcular la tasa de cambio anual para ninguna de las otras UGs de esta especie por lo que su estado para este criterio es “Desconocido”.

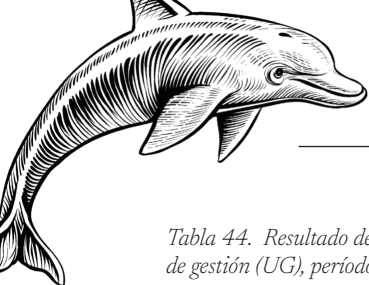


Tabla 44. Resultado de la evaluación del D1C2 para la UG13, UG14 y UG15 de calderón común. Demarcación marina (DM), unidad de gestión (UG), período de evaluación (PERIODO), escala (ESCALA), indicadores relacionados (INDICADORES), parámetros utilizados (PARAM), valor umbral (UMBRAL), valor obtenido (VALOR) y resultado de la evaluación (RESULTADO).

DM	UG	Periodo	Escala	Indicadores	Param	Umbral	Valor	Resultado
NOR	UG13	2005-2022	Regional	MM_ABU_DIS	ABU	-0,5 %	-18,17 %	No bueno
		2005-2022	Subregional	MM_ABU_DIS			-0,02 %	Bueno
		2007-2023	Nacional	MM_ABU_DIS			-4,95 %	No bueno
ESAL	UG14	2018	Regional	MM_ABU_DIS			-	Desconocido
		2018	Subregional	MM_ABU_DIS			-	Desconocido
		2018	Nacional	MM_ABU_DIS			-	Desconocido
		2023	Nacional	MM_ABU_DIS			-	Desconocido
	UG15	2022-2024	Nacional	MM_ABU_PID			-	Desconocido

Metodología: la abundancia de las distintas UGs fue calculada a partir de las campañas disponibles (Tabla 44). Posteriormente se calculó la tasa de cambio anual en aquellos casos con más de un valor disponible, y la tasa de cambio mínima que es posible detectar con una potencia estadística del 80 %.

Para la UG13-Calderón común de la DMNOR, se dispone de las campañas SCANS-II, CODA, SCANS-III, ObSERVE-Ph1 y SCANS-IV a nivel regional (ATL), a partir de las cuales se estimó la abundancia de calderones mediante el método DS-CDB (Hammond et al., 2021; Gilles et al., 2023). A nivel subregional (ABI) se emplearon las estimas calculadas en el proyecto CetAMBICion mediante el método DS-UMB (Plard & Genu, 2022). A nivel nacional (DMNOR), se dispone de las estimas calculadas a partir de las campañas PELACUS mediante el método DS-CDB (Gutiérrez-Muñoz et al., 2024).

Para la UG14-Calderón común de la DMESAL, se cuenta con los datos de la campaña aérea A-ESAL23, a partir de los cuales se estimó la abundancia de calderones mediante el método DS-UDB (Esteban et al., 2024).

Para la UG15-Calderón común del estrecho de Gibraltar, se dispone de los datos de la campaña PID-UG15 de foto identificación, a partir de los cuales se estimó la abundancia mediante el método CMR-DB, pero aún no se poseen datos suficientes para estimar la tasa de cambio anual.

Periodo de evaluación: UG13 2005-2023; UG14 2018-2023; UG15 2022-2024.

Indicadores: MM_OSPAR_ABU, MM_ABU_DIS y MM_ABU_PID.

Parámetros: ABU.

Valores umbral: tasa máxima de cambio anual de -0,5 % (Geelhoed et al., 2022).

Valores obtenidos: la tasa anual de cambio calculada a nivel regional (ATL) para la UG13 fue de -18,17 % (tasa de cambio mínima detectable (TMD) = 3,9 %), a nivel subregional (ABI) fue de 0,02 %, pero en este caso no es posible calcular TMD, ya que no se dispone de la variabilidad de estas estimas. A nivel nacional (DMNOR parte nerítica), la tasa de cambio anual calculada fue de -4,95 % (TMD = 0,73 %) (Figura 32). En el resto de UGs no se pudo calcular la tasa de cambio anual.

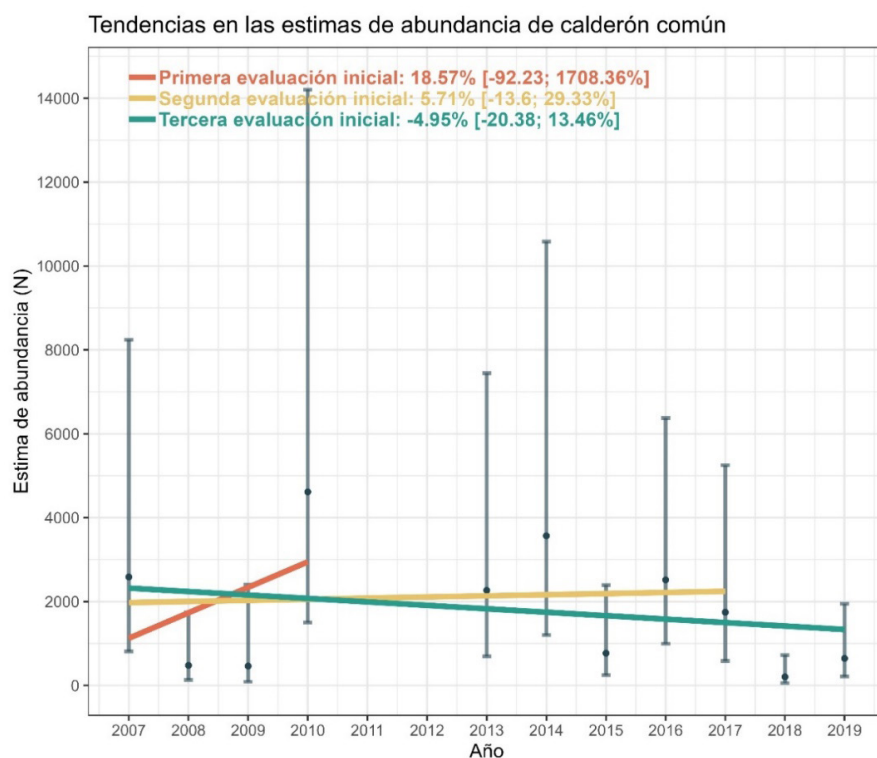
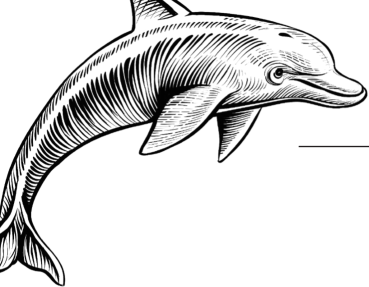


Figura 32. Tasas de cambio anual de la UG03 calculadas para cada ciclo de la DMEM de manera agregada. Basadas en las estimas de abundancia inferidas usando los datos recogidos en las campañas PELACUS.

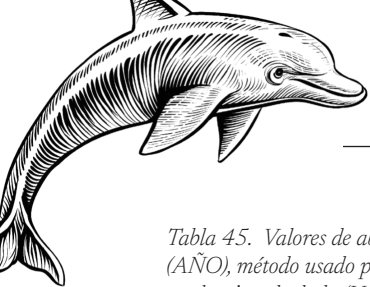


Tabla 45. Valores de abundancia disponibles para la evaluación del calderón común. Unidad de gestión (UG), área y escala a que hace referencia (ÁREA), campaña o fuente de datos (FUENTE), año de la campaña (AÑO), método usado para estimar la abundancia (MÉTODO), abundancia calculada (ABU) coeficiente de variación de la abundancia (CV), intervalo de confianza de la abundancia al 95 % (IC 95 %), Valor de la tendencia calculada (VALOR), intervalo de confianza de la tendencia al 95 % (IC 95 %), tasa de cambio mínima detectable (TMD).

[†]El marco metodológico y de modelado utilizado (AMBIdsm) para obtener las estimas a nivel subregional utiliza todos los datos disponibles sobre seguimiento de cetáceos en el Golfo de Vizcaya, proporcionados por los países socios del proyecto CetAMBICion (<https://www.cetambicion-project.eu/research/>).

[°] Los valores de abundancia de SCANS-IV a nivel Regional no incluyen los datos de la campaña ObSERVE-Ph2

UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG13	Regional ATL	SCANS-II + CODA	2005	DS-CDB	123.700	0,35	-	-18,17 %	[-67,74; 107,59]	3,90 %
		SCANSIII+ObSERVE-Ph1	2016	DS-CDB	36.067	0,28	-			
		SCANSIV [°]	2022	DS-CDB	3.314	0,43	-			
	Subregional ABI	Varias [†]	2005	DS-UMB	19.284	-	[13.738; 24.528]	-0,02 %	[-0,2; 0,16]	-
			2007	DS-UMB	19.321	-	[13.430; 24.497]			
			2016	DS-UMB	19.407	-	[14.389; 24.983]			
			2022	DS-UMB	19.179	-	[13.774; 24.528]			
	Nacional DMNOR Nerítica	PELACUS	2018	DS-UDB	203	0,71	-	-4,95 %	[-20,38; 13,46]	0,73 %
			2019	DS-UDB	644	0,61	-			
			2021	DS-UDB	0	0	-			
			2022	DS-UDB	0	0	-			
			2023	DS-UDB	0	0	-			



UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG14	Regional MED	ASI	2018	DS-UDB	5.540	0,40	[2.497; 12.295]	-	-	-
	Subregional MWE	ASI	2018	DS-UDB	-	-	-	-	-	-
	Nacional DMESAL	ASI	2018	DS-UDB	197	0,86	-	-	-	-
	Nacional DMESAL	A-ESAL23	2023	DS-UDB	2.925	0,84	[690; 12.395]	-	-	-
UG15	Nacional DMESAL	PID-UG15	2022-2024	CMR-DB	170	0,11	[141; 215]	-	-	-



Tendencia: UG13 en deterioro (teniendo en cuenta las tasas de cambio anuales calculadas para cada ciclo de la DMEM usando la serie histórica, pero no reportadas en el ciclo anterior; Figura 32); UG14 desconocida; UG15 desconocida.

Consecución del parámetro: UG13 no, UG14-UG15 desconocido. Para la UG13, los valores obtenidos a nivel regional y nacional (ATL = -18,17 %; DMNOR = -4,95 %) se encuentran por debajo del valor umbral máximo establecido para la especie, por lo que se determina que la UG13 se encuentra en un estado ambiental “No bueno” (Tabla 45), respecto al D1C2. Para el resto de UGs, no ha sido posible calcular la tasa de cambio anual por lo que se concluye que el estado ambiental respecto al D1C2 es “Desconocido”.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: para asegurar la correcta evaluación de esta especie respecto al D1C2, es necesario mantener los programas de seguimiento de la abundancia MT-1 y MT-2, actualmente en marcha. La continuidad de los programas de seguimiento posibilitará la construcción de una serie histórica de datos de abundancia, lo cual permitirá calcular las tendencias con una precisión y robustez adecuadas.

6.4.1.2.3. D1C3 – Características demográficas

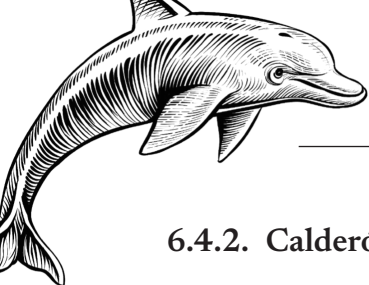
Este criterio ha sido “No evaluado” para esta especie dada la ausencia de una metodología acordada para su evaluación y ser considerado un criterio secundario para este grupo de especies.

6.4.1.2.4. D1C4–Distribución

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.

6.4.1.2.5. D1C5–Hábitat

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.



6.4.2. Calderón tropical

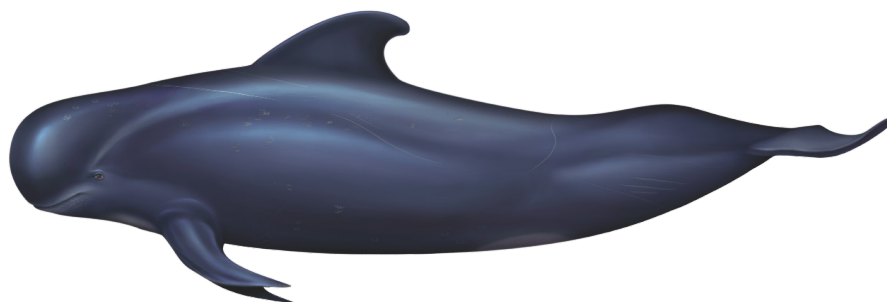


Figura 33. Calderón tropical. *Globicephala macrorhynchus* (Gray, 1846). Ilustración: Oceanografica.com

Nombre científico	<i>Globicephala macrorhynchus</i> (Gray, 1846).
Nombre común	Calderón tropical (castellano), cap d'olla negre d'aleta curta (catalán), caldeirón tropical (gallego), pilotu-izurde hegamotoza (euskera), short-finned pilot whale (inglés).
Descripción	El calderón tropical es muy similar al calderón común, con ligeras diferencias morfológicas: la longitud de las aletas, siendo más cortas en el tropical, la forma del cráneo, siendo más corto y ancho en el tropical, y en el número de dientes (9-12 vs 7-9, en el común y tropical respectivamente). Genéticamente también se encuentran diferenciadas (Olson, 2018).
Biología y ecología	La distribución del calderón tropical, como su propio nombre indica, es tropical y subtropical, generalmente en áreas oceánicas de aguas cálidas (entre 22°C y 25°C, (Garrison & Rosel, 2017)) pudiendo solaparse con el calderón común en las aguas templadas del Atlántico. Se pueden encontrar tanto cerca de la costa como en hábitats pelágicos, asociados a las aguas profundas sobre la plataforma continental exterior o el talud continental. Su dieta, ecología e historia vital es similar a la del calderón común, descrito anteriormente, aunque difieren ligeramente en la edad de madurez: las hembras maduran a los 9 años y los machos a los 13 - 16 años (Olson, 2018).
Poblaciones europeas	En aguas del Atlántico europeo, la distribución del calderón tropical se solapa con la del común en el norte de la Macaronesia y en la bahía de Vizcaya, lo que se ha constatado además con la presencia de híbridos de las dos especies (Miralles et al., 2013) y podría incrementarse en el futuro debido al cambio climático (Miralles et al., 2016).
Presencia en aguas españolas	La especie se encuentra principalmente en el archipiélago canario (Alves et al., 2019), con mayores densidades en el suroeste de Tenerife y La Gomera donde se considera que habita una población residente (Servidio et al., 2019). Hay algunos registros esporádicos en la península ibérica (Alves et al., 2019) y normalmente no están presentes en el Mediterráneo.
Amenazas y estatus de conservación	Los calderones tropicales son vulnerables a las interacciones con pesquerías, a las colisiones con embarcaciones (Gobierno de Canarias, 2018), al ruido submarino, contaminación química y a ciertos patógenos como Brucella y Morbillivirus. La especie está catalogada como "vulnerable" en el CEEA (sin especificación de la población) y como "preocupación menor" por la UICN en el atlántico europeo (Gauffier, Marrero-Pérez, et al., 2023).



6.4.2.1. Áreas de evaluación y unidades de gestión

El calderón tropical tiene unos hábitos y relaciones sociales similares a los del calderón común, pero una distribución más meridional. Aunque existe un solapamiento de poblaciones en el sur de la región ATL, en la DMCAN solo está presente la especie tropical o de aleta corta. En esta demarcación se ha definido la UG30 (Figura 34).

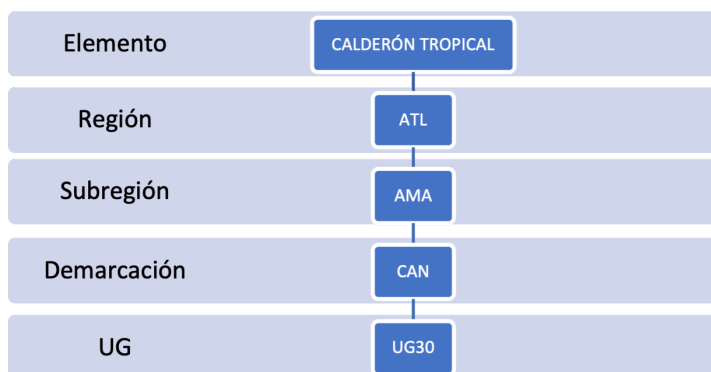


Figura 34. Esquema de las unidades de gestión nacionales definidas para el calderón tropical.

Esta población consta de varias familias residentes de la zona entre Tenerife y La Gomera donde se ha definido dicha UG (Figura 35).

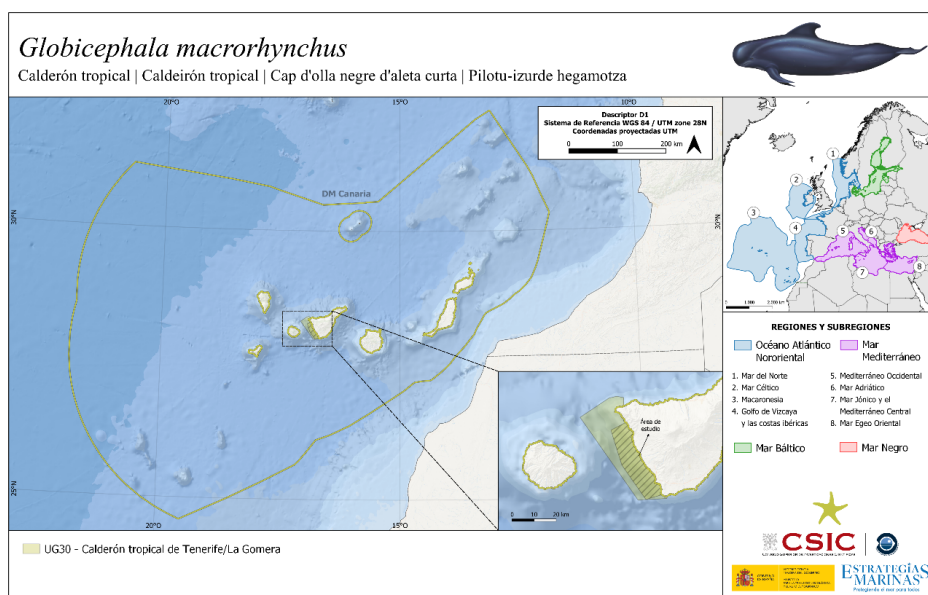


Figura 35. Mapa de las unidades de gestión nacionales definidas para el calderón tropical.

6.4.2.2. Resultados de la evaluación

Esta especie consta de una única UG, la UG30, cuyo estado respecto al D1C1 se ha evaluado como “Bueno”, pero se carece de datos para evaluar el D1C2 por lo que su estado es “Desconocido”, al igual que la evaluación general de la UG, así como su tendencia (Tabla 46).

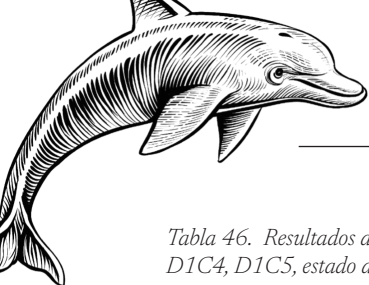


Tabla 46. Resultados de la evaluación del calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*, Gray, 1846). Criterios D1C1, D1C2, D1C3, D1C4, D1C5, estado de la especie y tendencia (cambio de estado).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

DM	Unidad de gestión	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
CAN	UG30-Calderón tropical de Tenerife/La Gomera	■	■	■	■	■	■	¿?

6.4.2.2.1. D1C1 – Captura accidental

No ha sido posible realizar una evaluación cuantitativa de este criterio para el calderón tropical, dada la ausencia de datos para su evaluación, ni a través del indicador MM_BYC (captura accidental, considerada la principal causa de mortalidad directa de origen antropogénico para la especie) ni del indicador MM_COL (colisión con embarcaciones). Sin embargo, se ha realizado una evaluación cualitativa, basada en el conocimiento experto sobre la especie, según la cual se considera que la UG30 está en un estado ambiental “Bueno” basado en el bajo riesgo respecto a este criterio.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: es necesario establecer valores umbral para la especie para este criterio. Además, dadas las limitaciones de los programas de monitoreo a bordo de la captura accidental, no están siendo monitoreadas todas las secciones de la flota pesquera (especialmente la flota artesanal canaria) por lo que sería necesario aumentar su cobertura y esfuerzo.

6.4.2.2.2. D1C2–Abundancia

El estado de la UG30 respecto al D1C2 es “Desconocido” debido a que no es posible evaluarlo al carecer de suficientes datos y de un valor umbral para este criterio.

Tabla 47. Resultado de la evaluación del D1C2 para la UG30 de calderón tropical. Demarcación marina (DM), unidad de gestión (UG), período de evaluación (PERIODO), escala (ESCALA), indicadores relacionados (INDICADORES), parámetros utilizados (PARAM), valor umbral (UMBRAL), valor obtenido (VALOR) y resultado de la evaluación (RESULTADO).

DM	UG	Periodo	Escala	Indicadores	Param	Umbral	Valor	Resultado
CAN	UG30	2022-2024	Nacional	MM_ABU_PID	ABU	-	-	Desconocido
		2024	Nacional	MM_ABU_DIS			-	Desconocido

Metodología: los datos de abundancia de la UG30-Calderón tropical de Tenerife/La Gomera, se recogen mediante el programa de foto identificación establecido a tal efecto, el PID-UG30, el cual se inició en el año 2022. En el futuro también se realizará la campaña A-CAN24 con la que será posible obtener una estima de abundancia de esta especie y así a la larga, obtener una serie histórica para el cálculo de su tasa de cambio anual.

Periodo de evaluación: UG30 2022-2024.

Indicadores: MM_ABU_DIS.

Parámetros: ABU.

Valores umbral: No se han establecido valores umbral para esta especie.



Valores obtenidos: Por el momento, no se han obtenido resultados del programa de foto identificación debido a su reciente inicio. La campaña aérea tampoco se ha llegado a realizar por lo que, por el momento, no se poseen datos para esta especie.

Tabla 48. Valores de abundancia disponibles para la evaluación del calderón tropical. Unidad de gestión (UG), área y escala a que hace referencia (ÁREA), campaña o fuente de datos (FUENTE), año de la campaña (AÑO), método usado para estimar la abundancia (MÉTODO), abundancia calculada (ABU) coeficiente de variación de la abundancia (CV), intervalo de confianza de la abundancia al 95 % (IC 95 %), Valor de la tendencia calculada (VALOR), intervalo de confianza de la tendencia al 95 % (IC 95 %), tasa de cambio mínima detectable (TMD).

UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG30	Nacional	PID-UG30	2022-2024	CMR-DB	-	-	-	-	-	-
	DMCAN	A-CAN24	2024	DS-UDB	-	-	-	-	-	-

Tendencia: UG30 desconocida.

Consecución del parámetro: UG30 desconocido.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: para asegurar la correcta evaluación de esta especie respecto al D1C2, es necesario mantener los programas de seguimiento de la abundancia MT-1 y MT-2, actualmente en marcha. La continuidad de los programas de seguimiento posibilitará la construcción de una serie histórica de datos de abundancia, lo cual permitirá calcular las tendencias con una precisión y robustez adecuadas.

6.4.2.2.3. D1C3 – Características demográficas

Este criterio ha sido “No evaluado” para esta especie dada la ausencia de una metodología acordada para su evaluación y ser considerado un criterio secundario para este grupo de especies.

6.4.2.2.4. D1C4–Distribución

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.

6.4.2.2.5. D1C5–Hábitat

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.

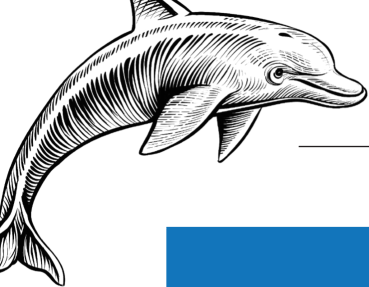


6.4.3. Zifio de Cuvier



Figura 36. Zifio de Cuvier. *Ziphius cavirostris* (Cuvier, 1823). Ilustración: Oceanografica.com

Nombre científico	<i>Ziphius cavirostris</i> (Cuvier, 1823).
Nombre común	Zifio de Cuvier (castellano), zífid de Cuvier (catalán), cificio común (gallego), Cuvier moko-balea (euskera), Cuvier's beaked whale (inglés).
Descripción	El zifio de Cuvier es un odontoceto oceánico que pertenece a la familia Ziphiidae y es de los más grandes de esta familia, ya que puede alcanzar los 7 metros de longitud. Su aleta dorsal es falcada y, como otros zifios, es relativamente pequeña y está situada muy retrasada, en el tercio posterior del cuerpo. Presentan dos surcos al final de la cabeza, cuya forma es cónica, y las aletas dorsales relativamente pequeñas, que encajan en unas pequeñas hendiduras laterales. Tienen dos dientes característicos, situados en la punta de las mandíbulas inferiores que erupcionan solamente en machos. La coloración de la especie es generalmente gris oscuro, más marronáceo en las hembras, con la cabeza, laterales y parte ventral más claros y una pequeña mancha oscura alrededor del ojo (Baird, 2018).
Biología y ecología	Los zifios de Cuvier poseen la distribución más amplia dentro de los zifios (Heyning & Mead, 2009), y se suelen encontrar en zonas caracterizadas por accidentes topográficos complejos, como cañones submarinos, y alrededor de islas oceánicas (Lanfredi, 2023). Apenas se sabe nada sobre su historia vital, pero se les estima una longevidad de 30 - 36 años, alcanzando la madurez a los 550 - 580 cm de longitud y con un intervalo entre crías aproximado de 6 años. Como todos los zifios, los zifios de Cuvier son principalmente teutófagos, consumiendo una gran diversidad de cefalópodos y ocasionalmente peces y crustáceos (MacLeod et al., 2003). Para alimentarse, realizan buceos profundos de manera regular y pueden bucear a profundidades de hasta 1.000 m durante 60 minutos. Normalmente se encuentran en grupos de 2 a 7 individuos, y no se suelen avistar individuos solos. Pueden formar pequeños grupos con fidelidad a un área a largo plazo y con movimientos limitados (Baird, 2018).
Poblaciones europeas	Hay un alto grado de diferenciación genética entre la población de zifio de Cuvier del Atlántico y la del Mediterráneo (Dalebout et al., 2005). En aguas del Atlántico europeo, su presencia se concentra en el golfo de Vizcaya.
Presencia en aguas españolas	Se encuentran durante todo el año en aguas oceánicas de la bahía de Vizcaya, especialmente en las zonas topográficamente complejas. En las islas Canarias, los zifios de Cuvier están presentes todo el año y presentan un alto grado de residencia en algunas áreas como las aguas exteriores de El Hierro (Reyes Suarez, 2018), Lanzarote y Fuerteventura. Es la única especie de zifio que se encuentra de manera frecuente en el mar Mediterráneo.



Amenazas y estatus de conservación

Las mayores amenazas para la especie incluyen la exposición a niveles elevados de ruido submarino (por ejemplo, sónares militares y prospecciones sísmicas que pueden producir eventos de varamientos masivos), la captura accidental en artes de pesca, la ingestión de plásticos y el cambio climático, que parece estar produciendo un cambio en la distribución de sus presas (Lanfredi, 2023). La especie está catalogada como “vulnerable” en el CEEA (sin determinación de la población). En la UICN, la población Mediterránea también está catalogada como “vulnerable”, mientras que la del Atlántico europeo se considera “preocupación menor” (Cañadas & Notarbartolo di Sciara, 2018; Lanfredi, 2023).

6.4.3.1. Áreas de evaluación y unidades de gestión

El zifio de Cuvier, al igual que otras especies de buceadores profundos, están asociados a zonas de mucha profundidad con fondos escarpados, con presencia de grandes cefalópodos que forman parte de su dieta. Existen varias regiones con estas características en la DMNOR, donde se ha definido la UG16, así como puntos más localizados en la DMESAL, donde se ha definido la UG17. En las islas Canarias también existen varios grupos o familias con escaso flujo genético entre ellas, por lo que se han definidos dos UGs diferentes, una para las islas orientales UG27, y otra para las islas occidentales UG28 (Figura 37).

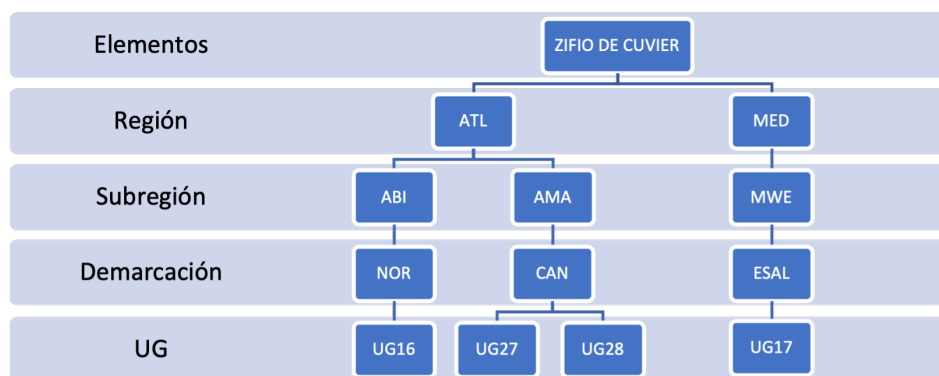


Figura 37. Esquema de las unidades de gestión nacionales definidas para el zifio de Cuvier.

Las UGs peninsulares se han definido para toda la demarcación a la cual pertenecen, mientras que las de las islas Canarias están asociadas a la costa sur de ciertas islas (Figura 38).

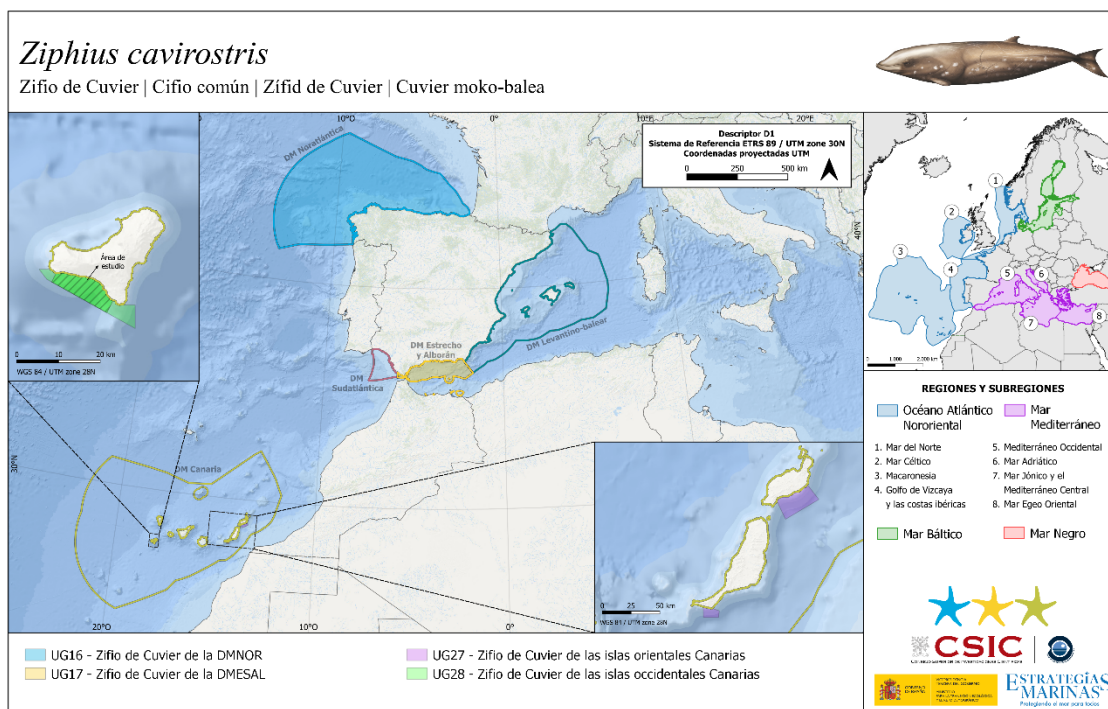
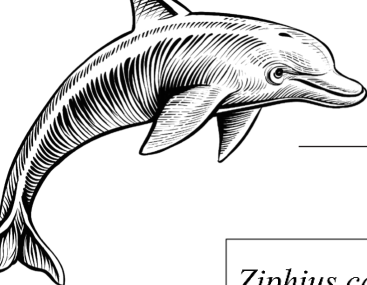


Figura 38. Mapa de las unidades de gestión nacionales definidas para el zifio de Cuvier.

6.4.3.2. Resultados de la evaluación

El estado ambiental respecto al criterio D1C1 ha sido establecido como “Bueno” para todas las UGs de esta especie, sin embargo, el estado del criterio D1C2 es desconocido para todas ellas, por lo que el estado general de las cuatro UGs de esta especie es “Desconocido”, al igual que su tendencia ya que se carece de evaluaciones previas (Tabla 49).

Tabla 49. Resultados de la evaluación del zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*, Cuvier, 1823). Criterios D1C1, D1C2, D1C3, D1C4, D1C5, estado de la especie y tendencia (cambio de estado).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

DM	Unidad de gestión	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
NOR	UG16-Zifio de Cuvier de la DMNOR	■	■	■	■	■	■	?
ESAL	UG17-Zifio de Cuvier de la DMESAL	■	■	■	■	■	■	?
CAN	UG27-Zifio de Cuvier de las islas Canarias orientales	■	■	■	■	■	■	?
	UG28-Zifio de Cuvier de las islas Canarias occidentales	■	■	■	■	■	■	?



6.4.3.2.1. D1C1 – Captura accidental

No ha sido posible realizar una evaluación cuantitativa de este criterio para el zifio de Cuvier, dada la ausencia de datos para su evaluación, ni a través del indicador MM_BYC (captura accidental, considerada la principal causa de mortalidad directa de origen antropogénico para la especie) ni del indicador MM_COL (colisión con embarcaciones). Sin embargo, se ha realizado una evaluación cualitativa, basada en el conocimiento experto sobre la especie, según la cual se considera que las cuatro UGs de esta especie están en un estado ambiental “Bueno” basado en el bajo riesgo respecto a este criterio.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: es necesario establecer valores umbral para la especie para este criterio. Además, dadas las limitaciones de los programas de monitoreo a bordo de la captura accidental, no están siendo monitoreadas todas las secciones de la flota pesquera (especialmente la flota artesanal) por lo que sería necesario aumentar su cobertura y esfuerzo.

6.4.3.2.2. D1C2–Abundancia

El resultado de la evaluación de todas las UGs de esta especie, respecto al D1C2, fue “Desconocido” debido a que no ha sido posible realizar las evaluaciones, por falta de datos suficientes (serie histórica) y por carecer de un valor umbral establecido para el criterio. Tan solo fue posible calcular la tasa de cambio anual en la abundancia de la UG16 a nivel regional y subregional. Sin embargo, la falta de valor umbral no permitió evaluar el estado ambiental de esta UG.

Tabla 50. Resultado de la evaluación del D1C2 para la UG16, UG17, UG27 y UG28 de zifio de Cuvier. Demarcación marina (DM), unidad de gestión (UG), período de evaluación (PERIODO), escala (ESCALA), indicadores relacionados (INDICADORES), parámetros utilizados (PARAM), valor umbral (UMBRAL), valor obtenido (VALOR) y resultado de la evaluación (RESULTADO).

DM	UG	Periodo	Escala	Indicadores	Param	Umbral	Valor	Resultado
NOR	UG16	2005-2022	Regional	MM_ABU_DIS	ABU	-	-5,24 %	Desconocido
		2005-2022	Subregional	MM_ABU_DIS			-0,21 %	Desconocido
		2022	Nacional	MM_ABU_DIS			-	Desconocido
ESAL	UG17	2018	Regional	MM_ABU_DIS			-	Desconocido
		2018	Subregional	MM_ABU_DIS			-	Desconocido
		2018	Nacional	MM_ABU_DIS			-	Desconocido
		2023	Nacional	MM_ABU_DIS			-	Desconocido
CAN	UG27	2022-2024	Nacional	MM_ABU_PID			-	Desconocido
	UG28	2022-2024	Nacional	MM_ABU_PID			-	Desconocido

Metodología: La abundancia de las distintas UGs fue calculada a partir de las campañas disponibles (Tabla 50). Posteriormente se calculó la tasa de cambio anual en aquellos casos con más de un valor disponible, y la tasa de cambio mínima que es posible detectar con una potencia estadística del 80 %.

Para la UG16–Zifio de Cuvier de la DMNOR, se dispone de las campañas SCANS-II, CODA, SCANS-III, ObSERVE-Ph1 y SCANS-IV a nivel regional (ATL), a partir de las cuales se estimó su abundancia mediante el método DS-CDB (Hammond et al., 2021; Gilles et al., 2023). A nivel subregional (ABI), se emplearon las estimas calculadas en el proyecto CetAMBICion mediante el método DS-UMB (Plard & Genu, 2022).



Para la UG17-Zifio de Cuvier de la DMESAL, se dispone de la campaña ASI, que proporciona un valor de abundancia a nivel regional (MED), subregional (MWE), y nacional (DMESAL) mediante la metodología DS-UDB (Panigada et al., 2024). A nivel nacional (DMESAL), también se cuenta con la campaña aérea A-ESAL23, llevada a cabo en 2023, a partir de la cual se estimó la abundancia mediante el método DS-UDB (Esteban et al., 2024).

Para la UG27-Zifio de Cuvier de las islas Canarias orientales y la UG28-Zifio de Cuvier de las islas Canarias occidentales, los datos disponibles son los de sus respectivas campañas de foto identificación PID-UG27 y PID-UG28, pero aún no han arrojado los primeros resultados debido a su corta serie histórica y la dificultad de foto identificar a los individuos.

Periodo de evaluación: UG16 2005-2022; UG17 2005-2023; UG26 2022-2024; UG27 2022-2024.

Indicadores: MM_OSPAR_DIS, MM_ABU_DIS y MM_ABU_PID.

Parámetros: ABU.

Valores umbral: no existe valor umbral definido.

Valores obtenidos: la tasa anual de cambio calculada a nivel regional (ATL) para la UG16 fue de -5,24 % (tasa de cambio mínima detectable (TMD) = 2,6 %) y a nivel subregional (ABI) resultó en un -0,21 %, pero en este caso no es posible calcular la TMD, ya que no se dispone de la variabilidad de estas estimas. Para el resto de UGs no se pudo calcular la tasa anual de cambio por falta de datos.

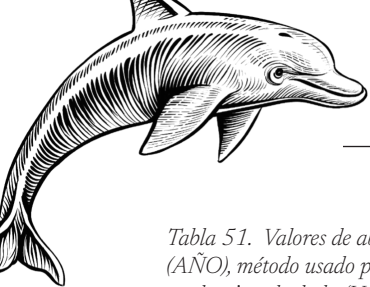
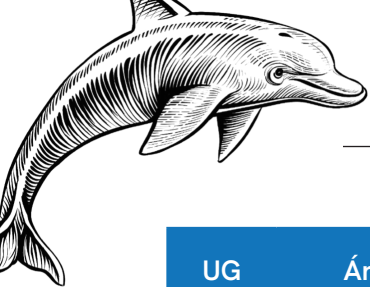


Tabla 51. Valores de abundancia disponibles para la evaluación del zifio de Cuvier. Unidad de gestión (UG), área y escala a que hace referencia (ÁREA), campaña o fuente de datos (FUENTE), año de la campaña (AÑO), método usado para estimar la abundancia (MÉTODO), abundancia calculada (ABU) coeficiente de variación de la abundancia (CV), intervalo de confianza de la abundancia al 95 % (IC 95 %), Valor de la tendencia calculada (VALOR), intervalo de confianza de la tendencia al 95 % (IC 95 %), tasa de cambio mínima detectable (TMD).

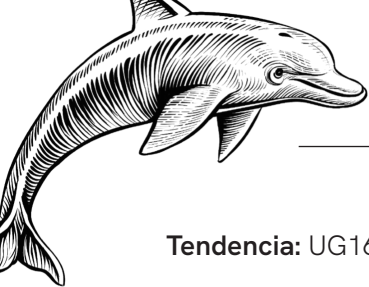
[†]El marco metodológico y de modelado utilizado (AMBIdsm) para obtener las estimas a nivel subregional utiliza todos los datos disponibles sobre seguimiento de cetáceos en el Golfo de Vizcaya, proporcionados por los países socios del proyecto CetAMBICion (<https://www.cetambicion-project.eu/research/>).

[°] Los valores de abundancia de SCANS-IV a nivel Regional no incluyen los datos de la campaña ObSERVE-Ph2

UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG16	Regional ATL	SCANS-II + CODA	2005	DS-CDB	12.900	0,31	-	-5,24 %	[-30.8; 30.11]	2,6 %
		SCANS-III+ObSERVE-Ph1	2016	DS-CDB	9.941	0,34	-			
		SCANS-IV [°]	2022	DS-CDB	4.809	0,21	-			
	Subregional ABI	Varias [†]	2005	DS-UMB	16.338	-	[8.022; 25.984]	0,21 %	[-0,59; 0,18]	-
			2007	DS-UMB	16.324	-	[7.787; 25.857]			
			2016	DS-UMB	15.722	-	[7.469; 24.113]			
			2022	DS-UMB	15.895	-	[7.556; 231.679]			
	Nacional DMNOR Oceánico	SCANS-IV	2022	DS-UDB	2.386	0,31	[1.275; 4.463]	-	-	-



UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG17	Regional MED	ASI	2018	DS-UDB	2.929	0,40	[1.407; 6.096]	-	-	-
	Subregional MWE	ASI	2018	DS-UDB	-	-	-	-	-	-
	Nacional DMESAL	ASI	2018	DS-UDB	271	1,02	-	-	-	-
	Nacional DMESAL	A-ESAL23	2023	DS-UDB	-	-	-	-	-	-
UG27	Nacional DMCAN	PID-UG27	2022-2024	CMR-DB	-	-	-	-	-	-
UG28	Nacional DMCAN	PID-UG28	2022-2024	CMR-DB	-	-	-	-	-	-



Tendencia: UG16 desconocida; UG17 desconocida; UG27 desconocida; UG28 desconocida.

Consecución del parámetro: UG16 desconocido, UG17 desconocido, UG27 desconocido, UG28 desconocido. Para la UG16, dada la falta de un valor umbral para esta especie, se concluye que se encuentra en un estado ambiental respecto al D1C2 de “Desconocido” (Tabla 50), a pesar de disponer de las tasas de cambio anuales de la abundancia a varias escalas robustas estadísticamente. Para el resto de UGs, al no haberse podido calcular la tasa de cambio anual se concluye que el estado ambiental respecto al D1C2 es “Desconocido”.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: es necesario establecer valores umbral para la especie. Para asegurar la correcta evaluación de esta especie respecto al D1C2, es necesario mantener los programas de seguimiento de la abundancia MT-1 y MT-2, actualmente en marcha. La continuidad de los programas de seguimiento posibilitará la construcción de una serie histórica de datos de abundancia, lo cual permitirá calcular las tendencias con una precisión y robustez adecuadas.

6.4.3.2.3. D1C3 – Características demográficas

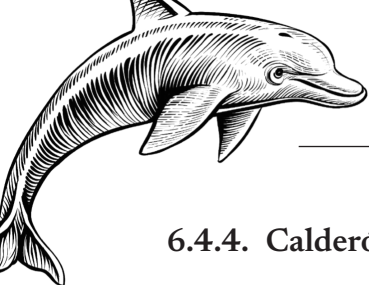
Este criterio ha sido “No evaluado” para esta especie dada la ausencia de una metodología acordada para su evaluación y ser considerado un criterio secundario para este grupo de especies.

6.4.3.2.4. D1C4–Distribución

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.

6.4.3.2.5. D1C5–Hábitat

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.



6.4.4. Calderón gris

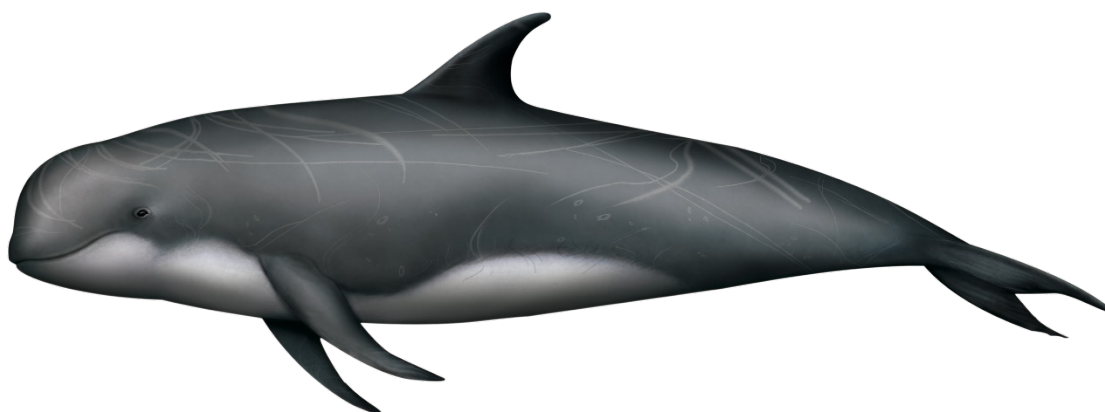


Figura 39. Calderón gris. *Grampus griseus* (Cuvier, 1812). Ilustración: Oceanografica.com

Nombre científico	<i>Grampus griseus</i> (Cuvier, 1812).
Nombre común	Calderón gris (castellano), cap d'olla gris (catalán), arroaz boto (gallego), izurde muturmotza (euskera), Risso's dolphin (inglés).
Descripción	El calderón gris es un odontoceto de la familia Delphinidae, que puede medir entre 3,6 y 4 m, pesando entre 300 y 500 kg. Una de las características más distintivas de la especie es su coloración. Las crías nacen de color gris y se vuelven marrones o negras como subadultos. Cuando son adultos, especialmente los machos, pueden volverse casi blancos debido a la falta de pigmentación de las numerosas cicatrices producidas por la interacción con otros calderones grises (principalmente con los dientes). Otra de sus características es la gran aleta dorsal, que es de las más altas entre los cetáceos en proporción a la longitud de su cuerpo (Hartman, 2018).
Biología y ecología	Los calderones grises se distribuyen en aguas oceánicas profundas de entre 200 y 1.000 m, especialmente en la parte superior del talud o en zonas abruptas del borde de la plataforma. Presentan preferencia por aguas con temperatura mayor a los 12°C y no están presentes en las regiones polares. Se han documentado poblaciones residentes o semi-residentes en algunas áreas del Mediterráneo, Azores y Reino Unido (Jefferson et al., 2014). La edad máxima estimada, en base a la acumulación de cicatrices, es de 45 – 50 años, presentando una edad de madurez sexual de 8-10 años hembras y 10-12 años los machos (Amano & Miyazaki, 2004). Presentan un intervalo de cría de 2-4 años y un periodo de lactación de 13-14 meses (Hartman et al., 2014). Realizan buceos profundos y se alimentan principalmente de cefalópodos mesopelágicos de aguas profundas (Cockcroft et al., 1993). Son animales sociales y forman grupos de 3 a 10 animales con una coloración similar y un comportamiento en superficie sincronizado (Hartman et al., 2016). Pueden asociarse con otras especies de delfínidos, incluso hibridar con delfines mulares (Hodgins et al., 2014), pero también pueden presentar un comportamiento agresivo hacia especies de cetáceos de mayor tamaño que también se alimentan de cefalópodos como los cachalotes, los calderones y las falsas orcas (<i>Pseudorca crassidens</i>) (Hartman et al., 2008).



Poblaciones europeas	La subpoblación que habita en el Mediterráneo está genéticamente diferenciada de la población contigua del atlántico norte (Gaspari et al., 2007), mientras que la población del Atlántico europeo se considera como una, dada la falta de información.
Presencia en aguas españolas	La especie está presente en el Mediterráneo (siendo la tercera especie más avistada en dichas aguas (Gómez De Segura et al., 2006)) observándose de manera regular en islas Baleares y la mitad oriental del mar de Alborán durante todo el año, noroeste de la península, bahía de Vizcaya y el archipiélago canario (ACCOBAMS, 2021; Hammond, Lacey, et al., 2021; Mystic Seas II, 2019).
Amenazas y estatus de conservación	Las amenazas potenciales para los calderones grises actualmente son la captura accidental en artes de pesca, la sobrepesca, el ruido submarino y las perturbaciones por tráfico marítimo, la contaminación química y la plástica; aunque hay poca información sobre los efectos de estas amenazas a nivel poblacional. En España, la especie está listada en el LESRPE. La subpoblación del Mediterráneo está catalogada como “en peligro” por la UICN (Lanfredi et al., 2022) y la subpoblación del atlántico europeo como “preocupación menor” (Genov, 2023a).

6.4.4.1. Áreas de evaluación y unidades de gestión

El calderón gris suele estar asociado a fondos profundos y escarpados, aunque no exclusivamente. Esta especie está presente tanto en la región Atlántico noroeste como mediterránea, pero solo se ha definido una UG a nivel nacional en esta última, la UG19 en la DMLEBA (Figura 40).

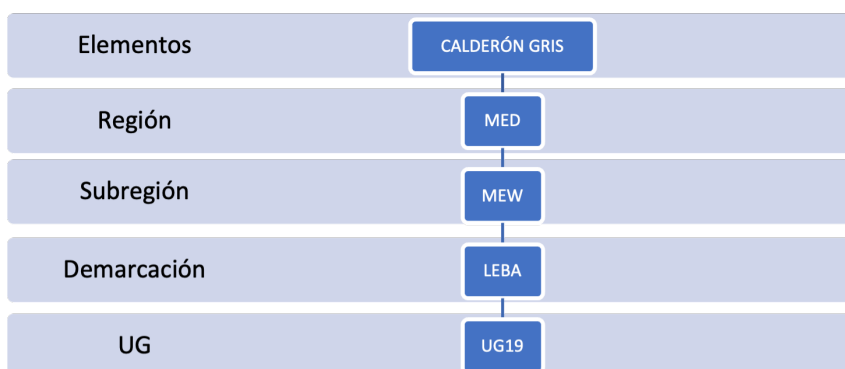


Figura 40. Esquema de las unidades de gestión nacionales definidas para el calderón gris.

La distribución de esta UG36 ocupa toda la demarcación LEBA (Figura 41).

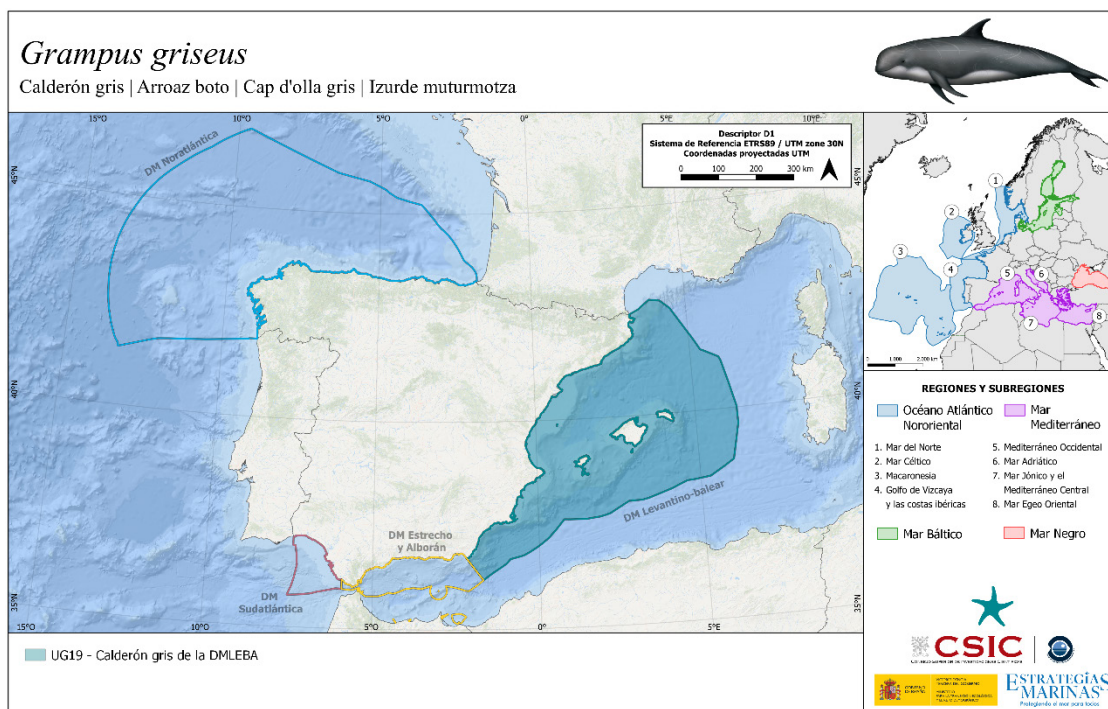
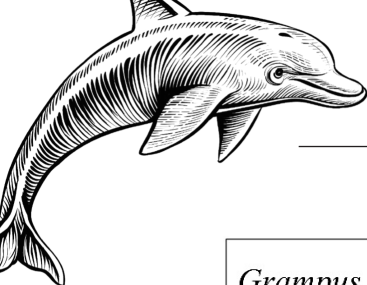


Figura 41. Mapa de las unidades de gestión nacionales definidas para el calderón gris.

6.4.4.2. Resultados de la evaluación

El resultado de la evaluación del D1C1 es “Desconocido” para la UG19 de calderón gris por carecer de valores umbral, pero la tendencia en la abundancia es negativa y su estado “No bueno”, por lo que el estado general de la UG19 es que “No se alcanza el BEA” y su tendencia “Desconocida” por no existir evaluación previa (Tabla 52).

Tabla 52. Resultados de la evaluación del calderón gris (*Grampus griseus*, Cuvier, 1812). Criterios D1C1, D1C2, D1C3, D1C4, D1C5, estado de la especie y tendencia (cambio de estado).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

DM	Unidad de gestión	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
LEBA	UG19-Calderón gris de la DMLEBA	■	■	■	■	■	■	¿?

6.4.4.2.1. D1C1 – Captura accidental

El valor umbral para este criterio no está establecido o acordado para la UG19 de calderón gris y, por tanto, se determina la evaluación del estado ambiental para el criterio D1C1 como “Desconocido”, al igual que su tendencia por carecer de evaluación cuantitativa previa.

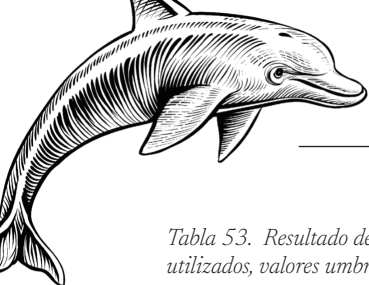


Tabla 53. Resultado de la evaluación del D1C2 para la UG19 de calderón gris. Período de evaluación, indicadores relacionados, parámetros utilizados, valores umbral, y valores obtenidos

DM	Unidad de gestión	Periodo de evaluación	Indicadores relacionados	Parámetros utilizados	Valores umbral	Valores obtenidos	Resultado
LEBA	UG19	2018 – 2022	MM_BYC	MOR/F	-	2	Desconocido

Metodología: la evaluación de UG19 – Calderón gris de la DMLEBA, se ha realizado mediante la comparación de la captura accidental registrada en los OABs frente al valor umbral para captura accidental establecido para la especie, en caso de estar disponibles, ya que no ha sido posible estimar la tasa de captura accidental anual. La captura accidental corresponde a las capturas accidentales registradas en los OABs nacionales llevados a cabo en la DMLEBA.

Periodo de evaluación: UG19 2018 – 2022.

Indicadores: MM_BYC (Fishing mortality of marine mammals due to incidental catch).

Parámetros: MOR/F–Mortality rate / Mortality rate from fishing (F).

Valores umbral: no hay valor umbral establecido para la mortalidad por captura accidental para el calderón gris.

Valores obtenidos: para el periodo de evaluación (2018 – 2022) se ha registrado en los OABs la captura accidental de dos individuos de calderón gris en las áreas GSA01 y GSA05, que corresponde a la DMLEBA (Tabla 54).

Tabla 54. Número de calderones grises capturados y registrados en los programas de observación a bordo y porcentaje de cobertura del muestreo, indicando el año, área y arte en el que fueron capturados. Entre corchetes se indican el número de incidentes, o eventos de captura accidental. Entre paréntesis se indica el esfuerzo observado, en días de mar, y el esfuerzo total de la flota en el área, también en días de mar.

Año	Área	UG	Arte	Individuos [incidentes]	Cobertura de muestreo [%] (esfuerzo observado/esfuerzo total)
2018	West Med GSA01	UG19	Palangre	1 [1]	8,21 % (459/5.590)
2022	West Med GSA05	UG19	Palangre	1 [1]	3,95 % (141/3.568,96)

Tendencia: desconocida.

Consecución del parámetro: UG19 desconocido. No es posible realizar una evaluación cuantitativa de este criterio para el calderón gris dada la ausencia de valor umbral y la escasez de datos y tasa de cobertura de observación de los OABs. Tampoco es posible realizar una evaluación cualitativa por falta de datos de varamientos de la especie y conocimiento sobre el posible impacto de la captura accidental en sus poblaciones.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: dadas las limitaciones de los programas de monitoreo a bordo de la captura accidental, no están siendo monitoreadas todas las secciones de la flota pesquera. Gran parte de la flota artesanal, con buques generalmente de pequeño tamaño, pero con un gran esfuerzo pesquero en la mayoría de las demarcaciones marinas, no está siendo monitoreada por lo que los datos de captura con los que se cuenta actualmente no se pueden considerar lo suficientemente robustos ni su cobertura suficiente como para poder estimar la tasa de captura



accidental anual y realizar una evaluación robusta. El uso de datos complementarios, como los varamientos, permite hacer una evaluación cualitativa de la posible dimensión del valor del parámetro, así como determinar las áreas que pueden presentar una mayor dimensión, pero no permite la evaluación en términos cuantitativos dadas las limitaciones y sesgos asociados a este tipo de datos.

6.4.4.2.2. D1C2–Abundancia

La UG19 de calderón gris no posee datos suficientes de abundancia a nivel regional ni subregional para poder calcular sus tasas de cambio anuales. A nivel nacional, en el entorno de las islas Baleares, se ha podido calcular esta tasa la cual supera el valor umbral, por lo que el resultado de la evaluación para el D1C2 es “No bueno” (Tabla 55). Su tendencia es “Desconocida” puesto que se carece de evaluación cuantitativa previa.

Tabla 55. Resultado de la evaluación del D1C2 para la UG19 de calderón gris. Demarcación marina (DM), unidad de gestión (UG), período de evaluación (PERIODO), escala (ESCALA), indicadores relacionados (INDICADORES), parámetros utilizados (PARAM), valor umbral (UMBRAL), valor obtenido (VALOR) y resultado de la evaluación (RESULTADO).

DM	UG	Periodo	Escala	Indicadores	Param	Umbral	Valor	Resultado
LEBA	UG19	2018	Regional	MM_ABU_DIS	ABU	-0,6 %	-	Desconocido
		2018	Subregional	MM_ABU_DIS			-	Desconocido
		2023	Nacional	MM_ABU_DIS			-	Desconocido
		2015-2022	Nacional	MM_ABU_DIS			-30,94 %	No bueno

Metodología: la abundancia de la UG19 fue calculada a partir de las campañas disponibles (Tabla 55). Posteriormente se calculó la tasa de cambio anual en aquellos casos con más de un valor disponible, y la tasa de cambio mínima que es posible detectar con una potencia estadística del 80 %. Para la UG19-Calderón gris de la DMLEBA, se dispone de la campaña ASI, que proporciona un valor de abundancia a nivel regional (MED) estimado mediante el método DS-UDB (Panigada et al., 2024), así como un valor a nivel nacional (DMLEBA) calculado mediante post-estratificación de la abundancia regional (ACCOBAMS, 2021). A nivel nacional (DMLEBA), también se dispone de la campaña aérea A-LEBA23, a partir de la cual se estimó la abundancia mediante el método DS-UDB (Chicote et al., 2024), pero al tratarse de un único valor no es posible calcular las tasas de cambio. Para esta UG también se cuenta con las campañas ICCAT-GBYP, que aportan estimas de abundancia en la zona de mayor densidad de atún rojo, en torno a las islas Baleares (DMLEBA), entre los años 2015 y 2022, obtenidas mediante el método DS-UDB.

Periodo de evaluación: UG19 2015-2022.

Indicadores: MM_ABU_DIS.

Parámetros: ABU.

Valores umbral: tasa máxima de cambio anual de -0,6 % (Geelhoed et al.,2022).

Valores obtenidos: la tasa anual de cambio calculada a nivel nacional (DMLEBA) para la UG19 fue de -30,94 % (tasa de cambio mínima detectable (TMD) = 1,58 %) (Figura 42).

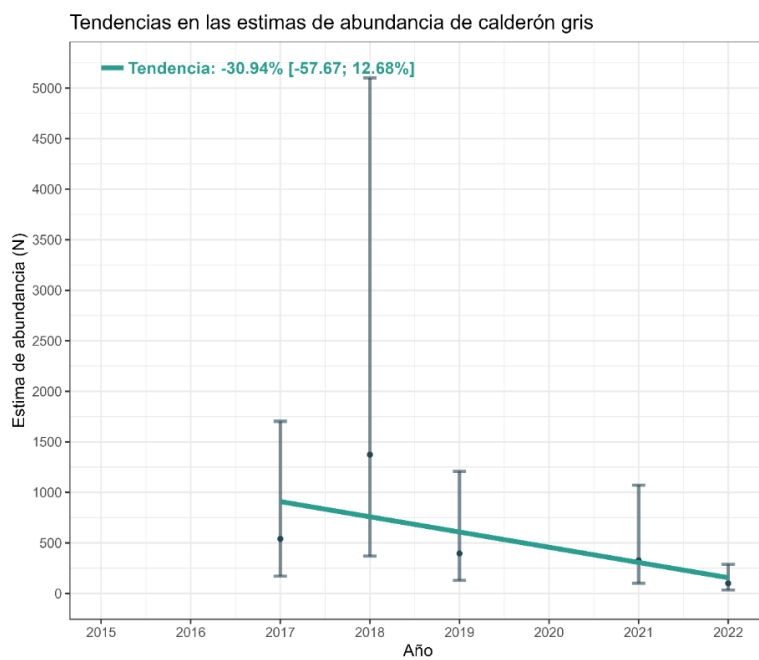
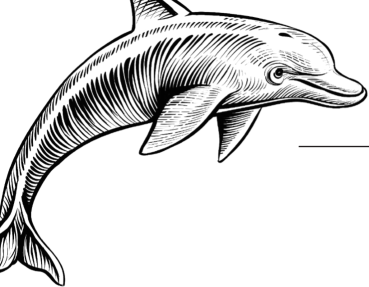


Figura 42. Tasa de cambio anual de la UG19. Basada en las estimas de abundancia inferidas usando los datos recogidos en campañas de ICCAT-GBYP.



Tabla 56. Valores de abundancia disponibles para la evaluación del calderón gris. Unidad de gestión (UG), área y escala a que hace referencia (ÁREA), campaña o fuente de datos (FUENTE), año de la campaña (AÑO), método usado para estimar la abundancia (MÉTODO), abundancia calculada (ABU) coeficiente de variación de la abundancia (CV), intervalo de confianza de la abundancia al 95 % (IC 95 %), Valor de la tendencia calculada (VALOR), intervalo de confianza de la tendencia al 95 % (IC 95 %), tasa de cambio mínima detectable (TMD).

UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG19	Regional MED	ASI	2018	DS-UDB	26.006	0,29	[14.851; 45.540]	-	-	-
	Subregional WME	ASI	2018	DS-UDB	10.241	0,79	-	-	-	-
	Nacional DMLEBA	A-LEBA23	2023	DS-UDB	3.338	0,54	[1.165; 9.568]	-	-	-
		ICCAT-GBYP	2015	DS-UDB	0	-	-	-30,94 %	[-57,67; -12,68]	1,58 %
			2017	DS-UDB	539	0,64	[171; 1.702]			
			2018	DS-UDB	1.373	0,75	[370; 5.100]			
			2019	DS-UDB	396	0,62	[130; 1.208]			
			2021	DS-UDB	328	0,66	[101; 1071]			
			2022	DS-UDB	100	0,58	[34; 288]			



Tendencia: desconocida.

Consecución del parámetro: UG19 desconocido. Para la UG19, la tasa de cambio anual obtenida a nivel nacional (DMLEBA) fue de -30,94 %, valor que se sitúa muy por debajo del valor umbral máximo establecido para la especie (-0,6 %), por lo tanto, se concluye que la UG03 se encuentra en un estado ambiental respecto al D1C2 de “No bueno” (Tabla 54).

Lagunas de información y confianza de la evaluación: para asegurar la correcta evaluación de esta especie respecto al D1C2, es necesario mantener los programas de seguimiento de la abundancia MT-1 y MT-2, actualmente en marcha. La continuidad de los programas de seguimiento posibilitará la construcción de una serie histórica de datos de abundancia, lo cual permitirá calcular las tendencias con una precisión y robustez adecuadas.

6.4.4.2.3. D1C3 – Características demográficas

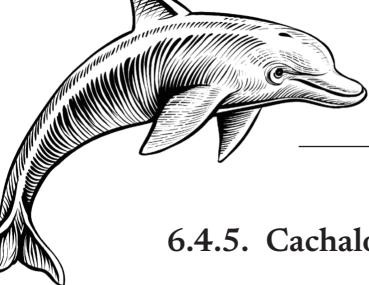
Este criterio ha sido “No evaluado” para esta especie dada la ausencia de una metodología acordada para su evaluación y ser considerado un criterio secundario para este grupo de especies.

6.4.4.2.4. D1C4–Distribución

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.

6.4.4.2.5. D1C5–Hábitat

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.

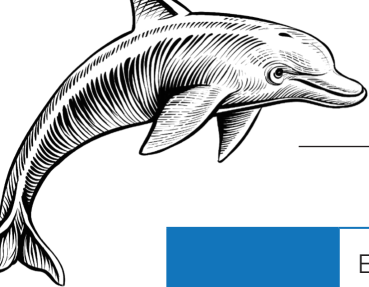


6.4.5. Cachalote



Figura 43. Cachalote. *Physeter macrocephalus* (Linnaeus, 1758). Ilustración: Oceanografica.com

Nombre científico	<i>Physeter macrocephalus</i> (Linnaeus, 1758).
Nombre común	Cachalote (castellano), catxalot (catalán), cachalote (gallego), kaxalote (euskera), sperm whale (inglés).
Descripción	El cachalote es un odontoceto de la familia Physeteridae. Es el odontoceto de mayor tamaño y el que presenta mayor dimorfismo sexual. Las hembras pueden alcanzar los 11 metros de longitud y 15 toneladas de peso, mientras que los machos pueden llegar a medir 16 m y pesar 45 toneladas. La característica más distintiva de la especie es el inmenso complejo nasal que ocupa un tercio de la longitud total del animal, situado por encima de la mandíbula inferior y por delante del cráneo, que contiene el órgano de espermaceti cuya composición química varía de la del melón de otros odontocetos. La mayor parte de su cuerpo es de color gris oscuro, pero pueden presentar manchas blancas en la boca y el vientre. Sus aletas dorsales son relativamente pequeñas y la aleta dorsal es bastante plana y triangular. La cabeza y las aletas son lisas, pero la mayor parte del cuerpo está cubierta por estrías (Whitehead, 2018).
Biología y ecología	Los cachalotes se encuentran en casi todas las regiones marinas, desde el ecuador hasta altas latitudes, normalmente en aguas profundas frente al borde de la plataforma continental y mar abierto, raramente se pueden encontrar en aguas de menos de 200 m de profundidad (Whitehead, 2003). Es una especie con una alta longevidad (50 años) y muy lenta maduración sexual (9 y 10-20 años, las hembras y los machos respectivamente) por lo que presenta una tasa de reproducción muy baja, con una cría cada 5 años y una gestación de entre 14 y 16 meses (Whitehead, 2018). Es un animal de buceo profundo y el mayor depredador de los ecosistemas mesopelágicos y batipelágicos. Su dieta está dominada por cefalópodos de aguas profundas (Foskolos et al., 2020; Santos et al., 1999, 2002). Es una especie migratoria, cuyos machos migran por el Atlántico entre las zonas de cría al sur, durante el invierno, y las zonas de alimentación más al norte, durante primavera/verano (Gordon et al., 2020). Cuando tienen entre 4 y 21 años forman grupos de "solteros", mientras que los machos adultos suelen ser solitarios. Las hembras raramente se encuentran más al norte de los 45°N. En el Mediterráneo se han observado segregaciones similares, también con un gradiente latitudinal, aunque con mayor mezcla o co-ocurrencia entre unidades (por ejemplo, se han observado unidades sociales de hembras en zonas norte, mientras que en Baleares se han observado grupos de machos alimentándose) (Pirotta et al., 2020).



Poblaciones europeas	En el Atlántico, la especie está ampliamente distribuida en aguas profundas de Europa y en el archipiélago de Macaronesia. En el Mediterráneo están ampliamente distribuidos desde el estrecho de Gibraltar hasta el mar Levantino. Los datos genéticos sugieren que los cachalotes del Mediterráneo constituyen una subpoblación separada de la del Atlántico norte (Alexander et al., 2016). Tras la intensa actividad de caza ballenera sobre esta especie hasta el siglo pasado, su diversidad genética parece haberse visto fuertemente reducida.
Presencia en aguas españolas	Se pueden encontrar en las aguas profundas del noroeste peninsular, incluyendo aguas oceánicas frente a Galicia, el cañón de Santander y en el sureste del golfo de Vizcaya (Rogan et al., 2017). En las islas Canarias se pueden encontrar durante todo el año grupos de hembras y machos inmaduros, con visitas ocasionales de machos maduros, lo cual sugiere que la zona es empleada para la reproducción, alimentación y cría (Fernandez et al., 2021; Mullin et al., 2022). En el estrecho de Gibraltar e islas Baleares también es frecuente su avistamiento.
Amenazas y estatus de conservación	Actualmente la mayor amenaza para los cachalotes son las redes de deriva, la contaminación por plásticos (tanto por su enredo como por su ingestión) (De Stephanis et al., 2013; Mazzariol et al., 2018), la contaminación química (Nielsen et al., 2000), la colisión con embarcaciones, especialmente en Canarias y el Mediterráneo (Fais, Lewis, Zitterbart, Álvarez, Tejedor, & AguilarSoto, 2016; Panigada et al., 2020; Peltier et al., 2019) y el ruido submarino. La especie está catalogada en el CEEA como “vulnerable”, sin especificación de la población. La subpoblación del Mediterráneo está catalogada como “en peligro” por la UICN (Pirotta et al., 2021), mientras que la del Atlántico europeo se considera “vulnerable” (Lanfredi, 2023).

6.4.5.1. Áreas de evaluación y unidades de gestión

El cachalote está presente en todas las aguas nacionales, aunque existen ciertas regiones donde su densidad es mayor. Estas regiones son las islas Canarias, donde se ha definido la UG29, y las islas Baleares, donde se ha definido la UG20 (Figura 44).

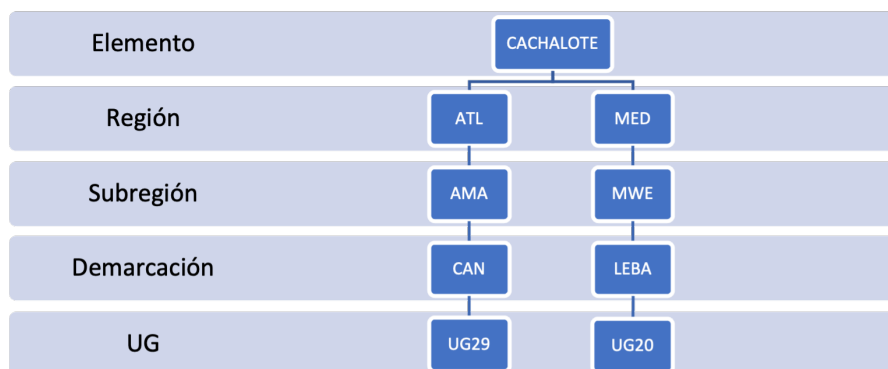


Figura 44. Esquema de las unidades de gestión nacionales definidas para el cachalote.

En ambos casos el área de las UGs se ha establecido en zonas próximas a las islas, excluyendo las áreas más costeras (Figura 45).

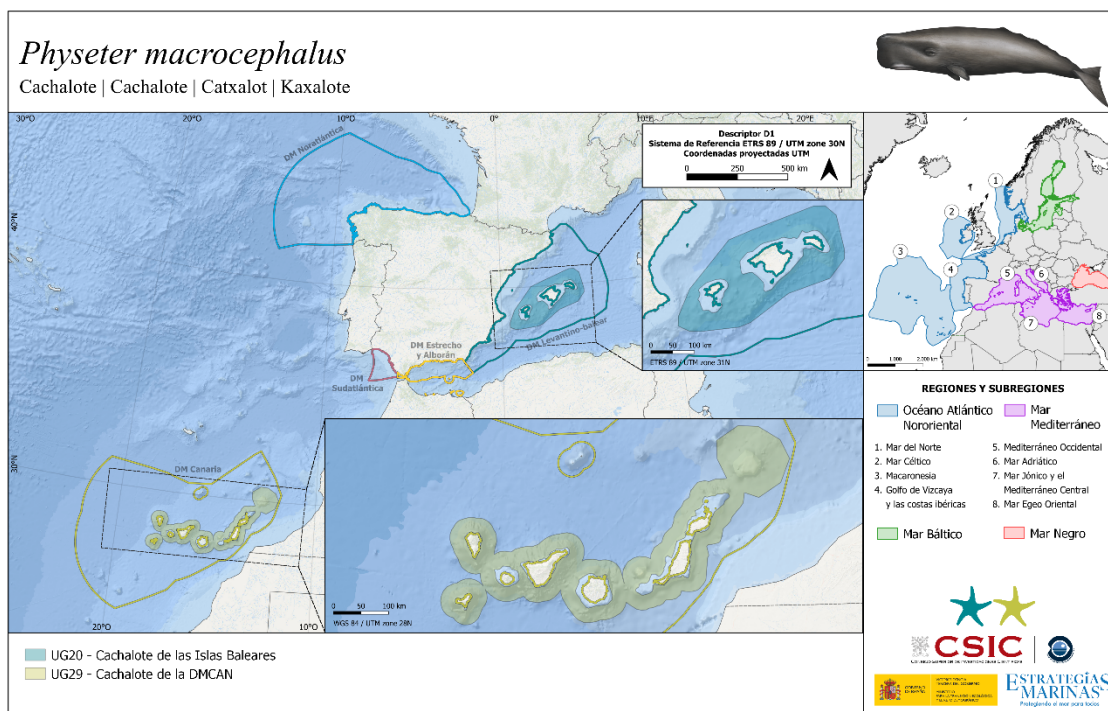
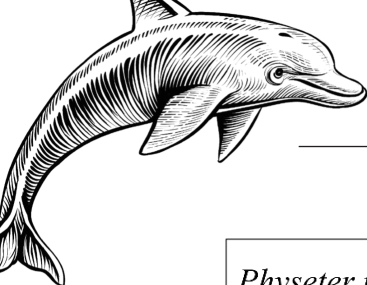


Figura 45. Mapa de las unidades de gestión nacionales definidas para el cachalote.

6.4.5.2. Resultados de la evaluación

El resultado de la evaluación del D1C1 y D1C2 de la UG29 fue “No bueno”, por lo que su estado general fue determinado del mismo modo “No bueno”. Para la UG20 no hubo datos suficientes para poder realizar la evaluación por lo que su estado para los criterios evaluados se determinó “Desconocido” y por lo tanto su estado general también fue “Desconocido” (Tabla 57).

Tabla 57. Resultados de la evaluación del cachalote (*Physeter macrocephalus*, Linnaeus, 1758). Criterios D1C1, D1C2, D1C3, D1C4, D1C5, estado de la especie y tendencia (cambio de estado).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

DM	Unidad de gestión	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
LEBA	UG20-Cachalote de las Islas Baleares	■	■	■	■	■	■	¿?
CAN	UG29-Cachalote de las islas Canarias	■	■	■	■	■	■	↔

6.4.5.2.1. D1C1 – Captura accidental

El valor de individuos con indicios de colisión con embarcaciones de la UG29 de cachalote de la demarcación CAN supera el valor umbral establecido, por lo que se considera un estado ambiental “No bueno” para este criterio. No hay valores ni valor umbral establecidos para la UG20, por lo que



se ha determinado un estado ambiental “Desconocido” (Tabla 58). Puesto que la captura accidental en artes de pesca no se considera la principal causa de mortalidad directa de origen antropogénico para las poblaciones de cachalote, sino una amenaza potencial, las dos UGs de la especie se evaluaron únicamente mediante el indicador MM_COL y no mediante el indicador MM_BYC.

Tabla 58. Resultado de la evaluación del D1C1 para la UG20 y UG29 de cachalote. Período de evaluación, indicadores relacionados, parámetros utilizados, valores umbral, y valores obtenidos.

DM	Unidad de gestión	Periodo de evaluación	Indicadores relacionados	Parámetros utilizados	Valores umbral	Valores obtenidos	Resultado
LEBA	UG20	-	MM_COL	MOR/F	1	-	Desconocido
CAN	UG29	1999 – 2023	MM_COL	MOR/F	1	1.9	No bueno

Metodología: la ausencia de detecciones directas de colisiones, por una falta de monitoreo y reporte de las mismas, obliga a realizar la evaluación a partir de los datos de varamientos. Con estos datos se puede calcular el número de individuos varados al año con indicios de colisión, que al compararse con el valor umbral para este criterio permite realizar la evaluación.

Periodo de evaluación: UG29 1999 – 2023.

Indicadores: MM_COL (Mortality of marine mammals due to collision with boats).

Parámetros: MOR/F – Mortality rate / Mortality rate from fishing (F).

Valores umbral: la mortalidad por colisiones debe ser cero o muy próxima a cero, dado el reducido tamaño de las poblaciones de cachalote y sus características demográficas. En el proyecto MISTIC SEAS II se estableció el valor umbral para la especie de 1 individuo al año, y así fue usado en la evaluación del segundo ciclo (Saavedra, et al., 2018b).

Valores obtenidos: durante el periodo de evaluación (1999 – 2023), 104 cachalotes han varado en las islas Canarias, de los cuales, el 44 % presentaban alguna evidencia (21 individuos) o un diagnóstico confirmado de colisión con barcos. De estos datos se infiere una estima anual de 1,9 individuos para la UG29 de la DMCAN (Férrandez et al., 2024).

Tabla 59. Porcentaje de cachalotes varados con indicios de colisión por año y UG. Entre paréntesis se indica el número total de individuos varados de cachalote, el número de individuos examinados y el número de individuos examinados con indicios de colisión.

Año	Área	UG	Individuos varados con indicios de colisión [%] (ind. Varados/ind. Examinados/ind. Con indicios colisión)
-	-	UG20	-
1999 – 2023	Islas Canarias	UG29	44 % (104/-/46)

Tendencia: desconocida para ambas UGs, ya que este criterio no pudo ser evaluado anteriormente de manera cuantitativa.

Consecución del parámetro: UG20 desconocido, UG29 no. En el caso de la UG29 el número de individuos varados anualmente con indicios de colisión con barcos supera el valor umbral establecido para la especie en la DMCAN.



Lagunas de información y confianza de la evaluación: actualmente no hay ningún programa de monitoreo o ningún protocolo para la recogida de datos sobre las colisiones directas con embarcaciones, por lo que la evaluación ha tenido que realizarse a partir de los datos obtenidos de varamientos, con los posibles sesgos asociados a este tipo de datos y que deben tenerse en cuenta a la hora de interpretar los resultados de la evaluación (por ejemplo, llegada de los cadáveres a una costa relativamente reducida como es la de las islas Canarias, lo cual podría estar produciendo una subestimación del número de individuos varados y/o con indicios de colisión).

6.4.5.2.2. D1C2–Abundancia

La UG20 se ha intentado evaluar a nivel regional, subregional, y nacional con estimas de abundancia de diferentes fuentes, pero tan solo las estimas de la serie histórica de ICCAT-GBYP han proporcionado un valor de la tasa de cambio anual, según el cual se puede determinar un estado ambiental “Bueno” para el D1C2. La tendencia es “Desconocida”, puesto que este criterio no se había evaluado en el anterior ciclo. En el caso de la UG29 se han usado las estimas de abundancia producidas a partir de datos de acústica pasiva (ver Miranda, 2024), que resultan en una tendencia negativa muy pronunciada, por lo que el estado ambiental de esta UG, para el D1C2, ha sido determinado como “No bueno” (Tabla 60).

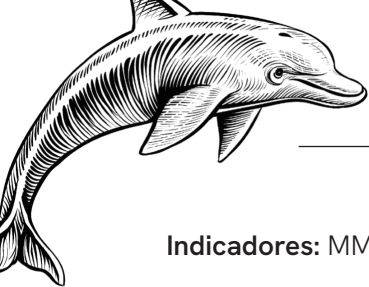
Tabla 60. Resultado de la evaluación del D1C2 para la UG20 y UG29 de cachalote. Demarcación marina (DM), unidad de gestión (UG), período de evaluación (PERIODO), escala (ESCALA), indicadores relacionados (INDICADORES), parámetros utilizados (PARAM), valor umbral (UMBRAL), valor obtenido (VALOR) y resultado de la evaluación (RESULTADO).

DM	UG	Periodo	Escala	Indicadores	Param	Umbral	Valor	Resultado
LEBA	UG20	2018	Regional	MM_ABU_DIS	ABU	-0,4 %	-	Desconocido
		2018	Subregional	MM_ABU_DIS			-	
		2018	Nacional	MM_ABU_DIS			-	
		2022-2024	Nacional	MM_ABU_PID			-	Desconocido
		2015-2022	Nacional	MM_ABU_DIS			22 %	Bueno
CAN	UG29	1995-2021	Nacional	MM_ABU_DIS			-	No bueno

Metodología: para la UG20–Cachalote de las Islas Baleares, se dispone de la campaña ASI, que proporciona un valor de abundancia a nivel regional (MED) estimado mediante el método DS-UDB (Panigada et al., 2024), así como a nivel subregional (MWE) y nacional (DMLEBA) calculándose mediante post-estratificación de la abundancia regional (ACCOBAMS, 2021). A nivel nacional (DMLEBA), se encuentran en marcha las campañas de foto identificación PID-UG20, pero por el momento no se cuenta con una estima de abundancia fiable ni por tanto de su tasa de cambio. Para esta UG también se cuenta con las campañas ICCAT-GBYP en el área de alta densidad de atún, en el entorno de las islas Baleares (DMLEBA), que tuvieron lugar entre los años 2015 y 2022, y que fueron analizadas mediante el método DS-UDB.

Para la UG29–Cachalote de la DMCAN, todavía está pendiente la realización de la campaña de avioneta A-CAN24, pero se ha podido calcular la tasa de cambio anual a partir de tres estimas de abundancia de cachalotes de la DMCAN, estimadas a partir de datos de acústica pasiva (Miranda, 2024) recogidos los años 1995, 2010 y 2021 (Tabla 60).

Periodo de evaluación: UG20 2015-2022; UG29 1995-2021.



Indicadores: MM_OSPAR_DIS, MM_ABU_DIS y MM_ABU_PID.

Parámetros: ABU.

Valores umbral: tasa máxima de cambio anual de -0,4 % (Geelhoed et al.,2022).

Valores obtenidos: para la UG20, la tasa de cambio anual obtenida a nivel nacional (DMLEBA) fue de 22 % (tasa de cambio mínima detectable (TMD) = 1,40 %) (Figura 46). Para la UG29, no se ha podido calcular el valor de la tasa de cambio anual, pero Miranda (2024) ha reportado una marcada tendencia negativa en su abundancia (Figura 47).

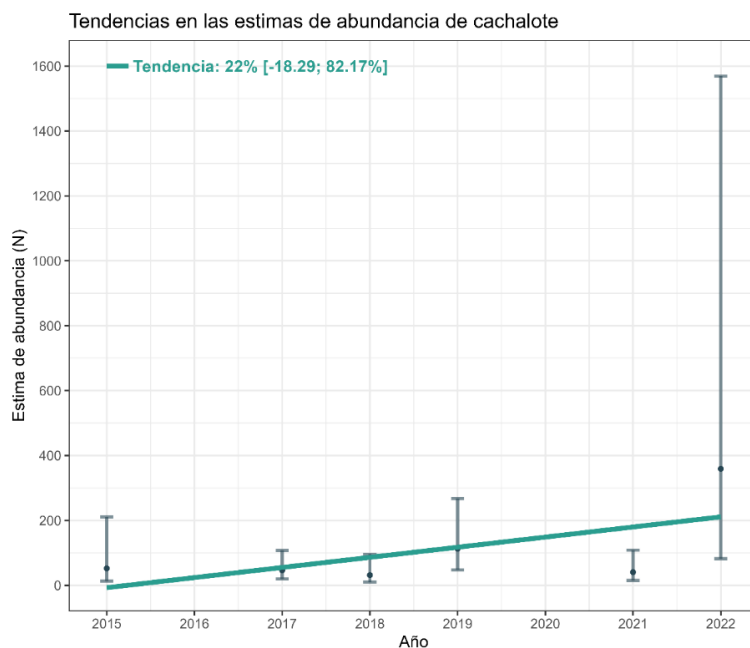


Figura 46. Tasa de cambio anual de la UG20. Basada en las estimas de abundancia inferidas usando los datos recogidos en campañas de ICCAT-GBYP.

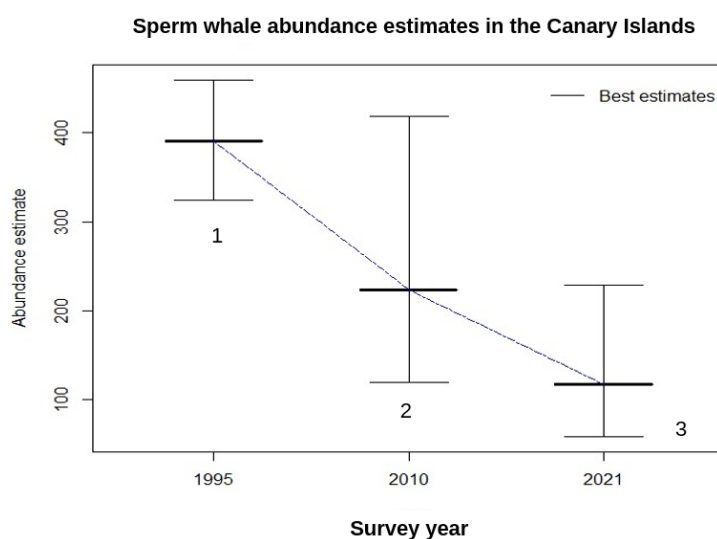


Figura 47. Tendencia en la estima de abundancia de la UG29-Cachalote de la DMCAN (adaptado de Miranda, 2024)

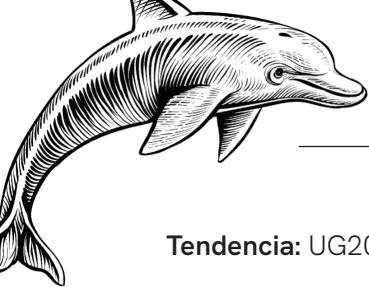


Tabla 61. Valores de abundancia disponibles para la evaluación del cachalote. Unidad de gestión (UG), área y escala a que hace referencia (ÁREA), campaña o fuente de datos (FUENTE), año de la campaña (AÑO), método usado para estimar la abundancia (MÉTODO), abundancia calculada (ABU) coeficiente de variación de la abundancia (CV), intervalo de confianza de la abundancia al 95 % (IC 95 %), Valor de la tendencia calculada (VALOR), intervalo de confianza de la tendencia al 95 % (IC 95 %), tasa de cambio mínima detectable (TMD).

UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG20	Regional MED	ASI	2018	DS-UDB	1.478	0,52	-	-	-	-
	Subregional MWE	ASI	2018	DS-UDB	560	0,65	-	-	-	-
	Nacional DMLEBA	ASI	2018	DS-UDB	160	0,82	-	-	-	
	Nacional DMLEBA	PID-UG20	2018	CMR-DB	-	-	-	-	-	-
	Nacional DMLEBA Balears	ICCAT-GBYP	2015	DS-UDB	52	0,80	[13; 211]	22 %	[-18,29; 82,17]	1,40 %
			2017	DS-UDB	46	0,45	[20; 108]			
			2018	DS-UDB	31	0,61	[10; 96]			
			2019	DS-UDB	113	0,46	[47; 267]			
			2021	DS-UDB	41	0,53	[15; 108]			
			2022	DS-UDB	359	0,86	[82; 1.569]			



UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG29	Regional ATL	SCANS-III	2016	DS-CDB	13.518	0,41	-	-	-	-
	Subregional AMA	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Nacional DMCAN	SP-CAN	1995	DS-UDB	-	-	-	-	-	-
			2010	DS-UDB	224	0,32	[120; 418]			
			2021	DS-UDB	117	0,35	[85; 185]			



Tendencia: UG20 desconocida; UG29 en deterioro.

Consecución del parámetro: UG20 sí, UG29 no. Para la UG20-Cachalote de las islas Baleares, la tasa de cambio anual obtenida a nivel nacional (DMLEBA) fue de 22 %, valor que se sitúa muy por encima del valor umbral máximo establecido para la especie (-0,4 %). Sin embargo, hay que tener cautela con este dato ya que se basa en muy pocos avistamientos de una campaña aérea, campañas que no son adecuadas para el estudio de buceadores profundos, por lo tanto, se concluye que la UG20 se encuentra en un estado ambiental respecto al D1C2 de “Desconocido/Bueno” (Tabla 59).

Para el caso de la UG29-Cachalote de la DMCAN, a pesar de que se posee el valor de la tasa de cambio anual, no hay información sobre la variabilidad de las estimas para poder determinar la capacidad de los datos de detectar tendencias de manera robusta, por lo que no se ha podido realizar una evaluación cuantitativa del estado de la UG. De este modo, se ha realizado una evaluación cualitativa, basada en el conocimiento experto sobre la especie y la marcada tendencia negativa de las estimas de abundancia, según la cual se considera que la UG29 está en un estado ambiental respecto al D1C2 de “No bueno”.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: Para asegurar la correcta evaluación de esta especie respecto al D1C2, es necesario mantener los programas de seguimiento de la abundancia MT-1 y MT-2, actualmente en marcha. La continuidad de los programas de seguimiento posibilitará la construcción de una serie histórica de datos de abundancia, lo cual permitirá calcular las tendencias con una precisión y robustez adecuadas.

6.4.5.2.3. D1C3- Características demográficas

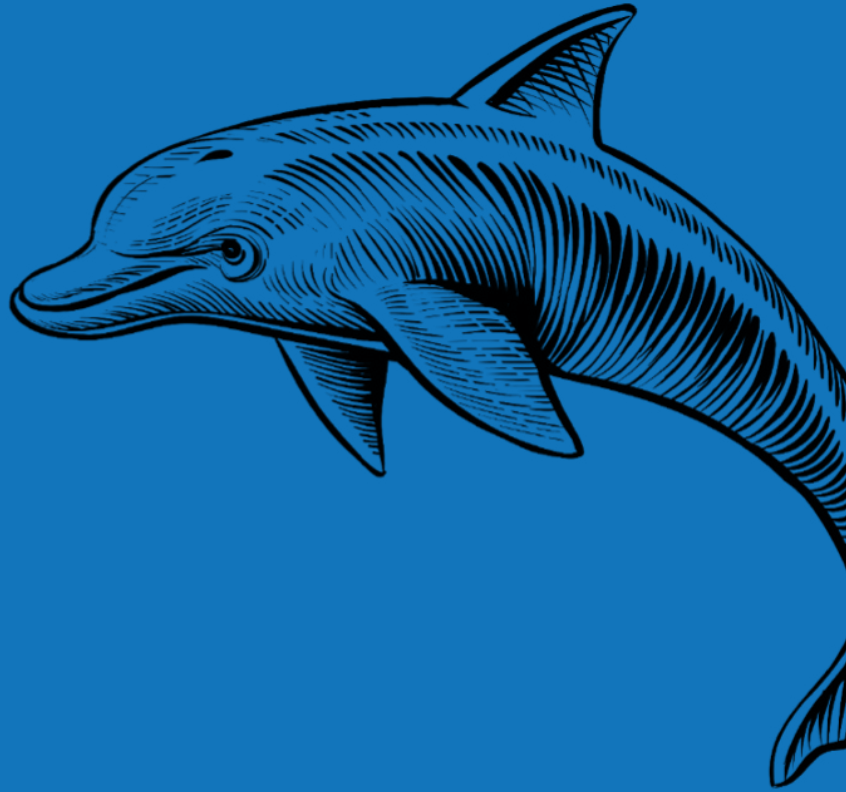
Este criterio ha sido “No evaluado” para esta especie dada la ausencia de una metodología acordada para su evaluación y ser considerado un criterio secundario para este grupo de especies.

6.4.5.2.4. D1C4-Distribución

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.

6.4.5.2.5. D1C5-Hábitat

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.



MISTICETOS



7. Misticetos

7.1. Consecución del BEA

Tabla 62. Resultado de la evaluación de los misticetos.

	NOR	SUD	LEBA	CAN
Valor umbral para la consecución del BEA en el grupo de pequeños odontocetos (% de especies en BEA dentro del grupo de especies)	100 %			
% de especies en buen estado en el tercer ciclo	0 %	0 %	-	-
Resultado de la evaluación	El BEA se alcanzará más allá de 2024	El BEA se alcanzará más allá de 2024	Desconocido	Desconocido
Periodo de evaluación	2005-2022 (difere en función del criterio, la especie y la demarcación)			

7.2. Descripción del estado del grupo de especies

Los misticetos son un grupo de especies al que pertenecen las ballenas de barbas, representadas principalmente por los rorcuales. Estas especies forman poblaciones muy móviles y ampliamente distribuidas, por lo que la DMEM recomienda su evaluación a nivel regional. Muchas de estas especies fueron cazadas en el pasado, por lo que sus poblaciones se vieron reducidas considerablemente. A lo largo de las últimas décadas algunas de estas poblaciones se han ido recuperando, y en la actualidad no están sometidas a ninguna presión antropogénica directa, exceptuando las colisiones por buques en lugares puntuales de mucho tráfico marítimo. Sin embargo, por el momento la tendencia en la abundancia del rorcual común atlántico no se considera en buen estado, y la del rorcual común mediterráneo es desconocida, al igual que también lo es la del rorcual tropical, por lo que estas UGs no alcanzan el BEA o su estado es desconocido. A nivel de todo el grupo de especies, no se alcanza el BEA.

Para determinar si el grupo de misticetos cumple el BEA, las reglas de integración utilizadas han sido las siguientes:

- **De parámetros y/o indicadores a criterios:** cuando un criterio se evalúe mediante varios indicadores o parámetros, todos ellos deberán cumplir el BEA para que el criterio lo cumpla.
- **De criterios a UG:** la UG cumplirá el BEA cuando éste se cumpla en todos los criterios evaluados (D1C1 capturas accidentales, D1C2 abundancia y biomasa de la población, D1C3 características demográficas, D1C4 distribución y D1C5 hábitats), tal como indica la Guía del artículo 8 de la DMEM (Article 8 MSFD Assessment Guidance).
- **De UG a grupo de especies:** todas las UG evaluadas (100 %) deben estar en BEA para determinar que el grupo de misticetos también lo alcanza. En este caso, esta regla resulta irrelevante, ya que sólo se ha evaluado una unidad de gestión de misticetos por cada demarcación.



En la Tabla 63 se expone el listado de unidades de gestión evaluadas del grupo de especies de misticetos, los criterios aplicados, el estado general de cada unidad de gestión tras la integración de criterios y la tendencia en comparación con la evaluación del ciclo anterior.

Tabla 63. Resultados de la evaluación de los misticetos. Especies evaluadas (ESPECIE), Unidades de Gestión (UG), Criterios D1C1, D1C2, D1C3, D1C4, D1C5, Estado de la especie (ESTADO) y Tendencia en su estado (TENDENCIA).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

DM	UG	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
NOR	UG21 Rorcual común	■	■	■	■	■	■	↔
	MISTICETOS	■						
SUD	UG22 Rorcual común	■	■	■	■	■	■	↔
	MISTICETOS	■						
LEBA	UG23 Rorcual común	■	■	■	■	■	■	¿?
	MISTICETOS	■						
CAN	UG33 Rorcual tropical	■	■	■	■	■	■	¿?
	MISTICETOS	■						

En la **DMNOR** se ha evaluado una UG del grupo de misticetos. Pese a que el estado ambiental determinado para el D1C1 fue “Bueno” basado en el bajo riesgo, el criterio D1C2 fue determinado como “No bueno” por lo que al aplicar la regla del OOA, el grupo (o UG) de misticetos de la DMNOR “No alcanza el BEA”.

En la **DMSUD** se ha evaluado una UG del grupo de misticetos. Pese a que el estado ambiental determinado para el D1C1 fue “Bueno” basado en el bajo riesgo, el criterio D1C2 fue determinado como “No bueno” por lo que al aplicar la regla del OOA, el grupo (o UG) de misticetos de la DMSUD “No alcanza el BEA”.

En la **DMLEBA** se ha evaluado una UG del grupo de misticetos. Pese a que el estado ambiental determinado para el D1C1 fue “Bueno” basado en el bajo riesgo, el criterio D1C2 fue determinado como “Desconocido” por lo que la evaluación integrada no es concluyente y por tanto se considera “Desconocido” para el grupo de misticetos de la DMLEBA.

En la **DMCAN** se ha evaluado una UG del grupo de misticetos. Pese a que el estado ambiental determinado para el D1C1 fue “Bueno” basado en el bajo riesgo, el criterio D1C2 fue determinado como “Desconocido” por lo que la evaluación integrada no es concluyente y por tanto se considera “Desconocido” para el grupo de misticetos de la DMCAN (Tabla 63).

7.3. Principales actividades humanas y presiones relacionadas

En el Cuadro 2 del Anexo III de la DMEM se definen las principales presiones que afectan al medio marino y a sus especies. Atendiendo a las definiciones ahí descritas las principales actividades humanas y presiones relacionadas que afectan a los odontocetos de buceo profundo son: las perturbaciones biológicas (extracción selectiva de especies, incluidas las capturas accesorias accidentales), otras perturbaciones físicas (ruido subacuático y desechos marinos), contaminación por sustancias peligrosas (introducción de compuestos sintéticos y compuestos no sintéticos).



7.4. Especies de mysticetos

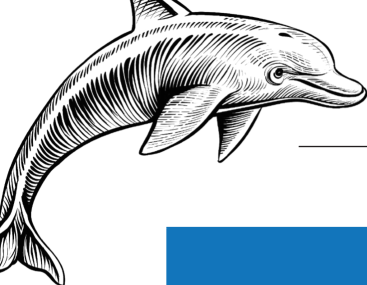
Tal como se puede ver en la Tabla 63, el grupo de especies indicadoras de mysticetos está formado por 2 especies distribuidas entre 4 demarcaciones marinas y pertenecientes a 4 UGs.

7.4.1. Rorcual común



Figura 48. Rorcual común. *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758). Ilustración: Oceanografica.com

Nombre científico	<i>Balaenoptera physalus</i> (Linnaeus, 1758).
Nombre común	Rorcual común (castellano), rorqual comú (catalán), balea común (gallego), zere arrunta (euskera), fin whale (inglés).
Descripción	El rorcual común es un mysticeto de la familia Balaenopteridae. Presentan cierto dimorfismo sexual, siendo las hembras un 5-10 % más grandes que los machos. En el hemisferio norte el tamaño medio es de 22,5 y 21 m, respectivamente. Tienen un rostro estrecho, con una cresta longitudinal marcada, y numerosos surcos ventrales que se extienden desde la barbilla hasta el ombligo. La aleta dorsal es falcada y está situada al 75 % de su longitud. Su cuerpo es de color gris oscuro con el vientre blanco, pero se caracterizan por la asimetría de la pigmentación de la región cefálica: mientras que el lado izquierdo, tanto dorsal como ventralmente es de color gris pizarra, el lado derecho dorsal es de color gris claro y blanco ventralmente. Esta asimetría afecta incluso a las barbas (Aguilar & García-Vernet, 2018).
Biología y ecología	Es una especie cosmopolita que se encuentra en la mayoría de las aguas desde los trópicos hasta las regiones polares, aunque las mayores concentraciones se encuentran en aguas templadas y frías. En el hemisferio norte realizan pequeñas migraciones latitudinales entre verano e invierno, pero de menor escala que las que la especie realiza en el hemisferio sur. Incluso en algunas zonas de latitudes bajas, como el estrecho de Gibraltar, pueden permanecer durante todo el año cuando tienen alimento disponible. Pueden vivir entre 80 y 90 años y aunque se sabe poco sobre su comportamiento reproductor, se estima que los machos maduran cuando alcanzan los 17,5 m ($\approx 6-7$ años) y las hembras los 18,5 m ($\approx 7-8$ años). El periodo de apareamiento se data entre diciembre y febrero, con una gestación de 11 meses y una lactación de hasta 6 – 7 meses, completando el ciclo reproductor en unos 2 años. Se alimentan de una amplia variedad de organismos dependiendo de la disponibilidad de presas, pudiendo variar entre zonas y estaciones.
Biología y ecología	En el Atlántico norte tienen preferencia por eufasiáceos (principalmente <i>Meganyctiphanes norvegica</i>) y otros crustáceos planctónicos, bancos de peces de especies como el capelán, arenque, caballa, bacaladilla o incluso pequeños cefalópodos (Aguilar & García-Vernet, 2018). En el Mediterráneo su dieta es similar, incorporando otras especies de eufasiáceos (por ejemplo, <i>Nyctiphanes couchii</i>) (Canese et al., 2006). La especie no es gregaria y su único vínculo social suele ser con las crías lactantes hasta el destete. Por ello, suelen encontrarse nadando en solitario o en grupos de 2 a 7 individuos, aunque en zonas muy productivas pueden observarse agregaciones temporales de hasta cientos de individuos.



Poblaciones europeas	Se considera que hay entre dos y cuatro poblaciones reproductoras (stocks) que utilizan diferentes zonas del Atlántico norte, en diferente proporción, y una subpoblación mediterránea. Los análisis genéticos indican que los rorcuales comunes analizados en el Mediterráneo y en el estrecho de Gibraltar pertenecen a la subpoblación mediterránea (Bérubé et al., 1998; Schleimer, 2021). Hay cierta incertidumbre sobre el posible solapamiento estacional entre el rango de la población atlántica y mediterránea en el oeste del Mediterráneo y aguas atlánticas adyacentes (Gauffier, 2023).
Presencia en aguas españolas	Son relativamente abundantes en el sur de la bahía de Vizcaya en julio (Hammond, Lacey, et al., 2021) y en el sureste en septiembre (García-Barón et al., 2019). En el estrecho de Gibraltar se pueden observar saliendo del Mediterráneo entre mayo y octubre, entrando de nuevo entre noviembre y abril (Gauffier et al., 2018), lo que podría estar relacionado con una migración de los rorcuales mediterráneos a zonas de alimentación en el Atlántico noreste (Gauffier et al., 2020). Su presencia en las islas Canarias es ocasional (Carrillo et al., 2010).
Amenazas y estatus de conservación	Una de las amenazas más significativas para los rorcuales comunes es la colisión con el tráfico marítimo, siendo ésta una importante causa de mortalidad directa, especialmente en el Mediterráneo y el estrecho de Gibraltar (Gauffier et al., 2018; Manfrini et al., 2022; Peltier et al., 2019). Otras amenazas son el ruido submarino, que puede llegar incluso a producir su desplazamiento de las zonas de alimentación (Castellote et al., 2012; Williams et al., 2013), la captura y enredo o interacción con artes de pesca (Manfrini et al., 2022) y en menor medida la contaminación marina, la contaminación por plásticos y el cambio climático. La especie está catalogada como “vulnerable” en el CEEA (sin especificación de la población). La subpoblación del Mediterráneo fue catalogada en 2021 como “en peligro” por la UICN (Panigada et al., 2021), mientras que la población del noreste Atlántico se considera “preocupación menor” (Gauffier, 2023).

7.4.1.1. Áreas de evaluación y unidades de gestión

El rorcual común tiene una distribución que abarca amplias zonas de mar abierto tanto en la región Atlántico noroeste como en el Mediterráneo. A nivel nacional se han definido 3 UGs. La UG21 y la UG22, de la DMNOR y DMSUD respectivamente, pertenecen a la misma población atlántica. La UG23 de la DMLEBA pertenece a la población mediterránea, aunque se ha hipotetizado sobre la mezcla de individuos con la población atlántica (Figura 49). La distribución de esta especie es amplia por lo que las UGs ocupan la totalidad de las demarcaciones en las cuales han sido definidas (Figura 50).

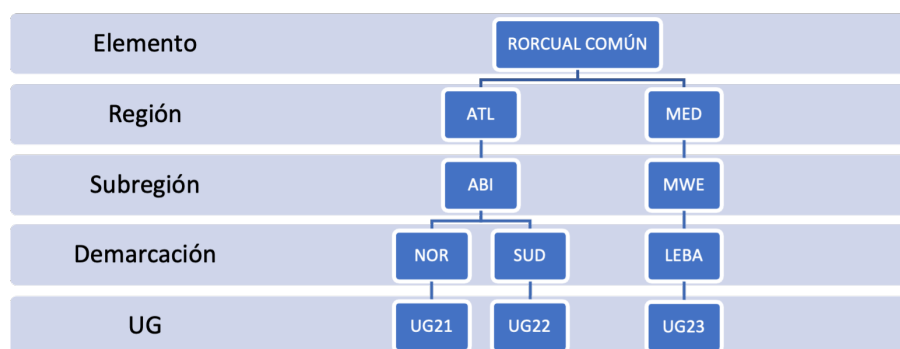


Figura 49. Esquema de las unidades de gestión nacionales definidas para el rorcual común.

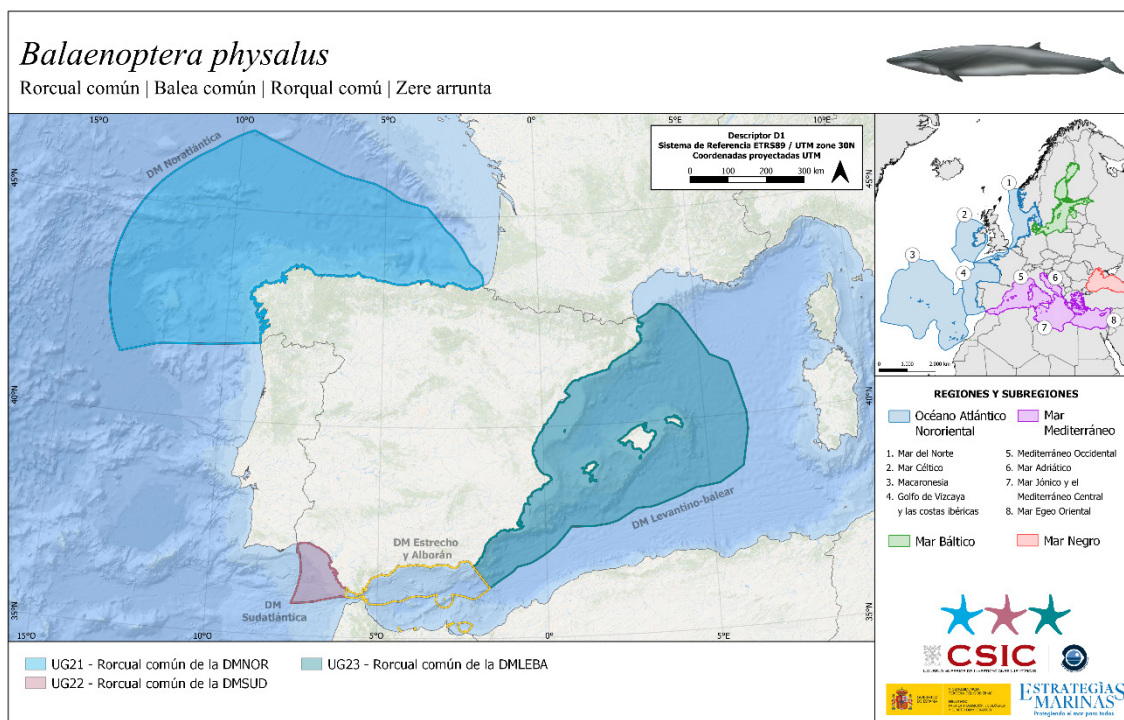
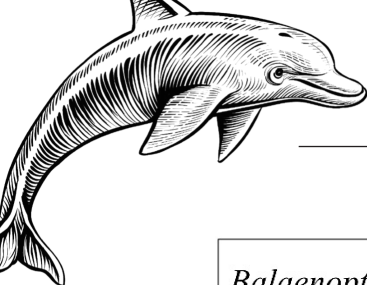


Figura 50. Mapa de las unidades de gestión nacionales definidas para el rorcual común.

7.4.1.2. Resultados de la evaluación

Las UG21 y UG22 pertenecen a la misma población de rorcual común del océano Atlántico por lo que han sido evaluadas de manera conjunta. Pese a que se puedan considerar en buen estado ambiental respecto al D1C1 no lo están respecto al D1C2. El resto de criterios no han sido evaluados, por lo que, aplicando el método de agregación OAO consideramos que estas UGs “No alcanzan el BEA”, por lo que la tendencia en su estado se mantiene estable. La UG23 tan solo pudo ser evaluada respecto al D1C1, y su estado respecto al D1C2 es “Desconocido”, por lo que su estado general también lo es, así como su tendencia (Tabla 64).

Tabla 64. Resultados de la evaluación del rorcual común (*Balaenoptera physalus*, Linnaeus, 1758). Criterios D1C1, D1C2, D1C3, D1C4, D1C5, estado de la especie y tendencia (cambio de estado).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

DM	Unidad de gestión	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
NOR	UG21-Rorcual común de la DMNOR	■	■	■	■	■	■	↔
SUD	UG22-Rorcual común de la DMSUD	■	■	■	■	■	■	↔
LEBA	UG23-Rorcual común de la DMLEBA	■	■	■	■	■	■	¿?



7.4.1.2.1. D1C1 – Captura accidental

No ha sido posible realizar una evaluación cuantitativa de este criterio para el rorcual común dada la ausencia de datos para su evaluación, ni a través del indicador MM_COL (colisión con embarcaciones, considerada la principal causa de mortalidad directa de origen antropogénico para la especie) ni del indicador MM_BYC (captura accidental, considerada amenaza potencial). Sin embargo, se ha realizado una evaluación cualitativa, basada en el conocimiento experto sobre la especie, según la cual se considera que las tres UGs de esta especie están en un estado ambiental “Bueno” basado en el bajo riesgo respecto a este criterio.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: Es necesario establecer valores umbral para la especie para este criterio. Además, dadas las limitaciones de los programas de monitoreo a bordo de la captura accidental, no están siendo monitoreadas todas las secciones de la flota pesquera (especialmente la flota artesanal) por lo que sería necesario aumentar su cobertura y esfuerzo.

7.4.1.2.2. D1C2–Abundancia

Las UG21 y UG22 pertenecen a la misma población de rorcual común del océano Atlántico, por lo que han sido evaluadas de manera conjunta. La DMEM recomienda evaluar a los misticetos a nivel regional siempre y cuando sea posible, por lo que, aunque a nivel subregional pudiera considerarse en buen estado ambiental, a nivel regional se concluye que las UG21 y UG22 se encuentran en un estado ambiental respecto al D1C2 de “No bueno”. La UG23 no pudo ser evaluada para este criterio debido a la falta de datos suficientes, por lo que su estado se determinó “Desconocido” para este criterio (Tabla 65).

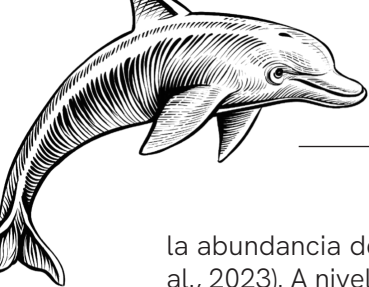
Tabla 65. Resultado de la evaluación del D1C2 para la UG21, UG22 y UG23 de rorcual común. Demarcación marina (DM), unidad de gestión (UG), período de evaluación (PERIODO), escala (ESCALA), indicadores relacionados (INDICADORES), parámetros utilizados (PARAM), valor umbral (UMBRAL), valor obtenido (VALOR) y resultado de la evaluación (RESULTADO).

* La evaluación de ambas UGs es idéntica, porque pertenecen a la misma población. Excepto a nivel nacional donde solo aplica a la UG21 de la DMNOR.p

DM	UG	Periodo	Escala	Indicadores	Param	Umbral	Valor	Resultado
NOR y SUD	UG21* y UG22*	2005–2022	Regional	MM_ABU_DIS	ABU	-0,5 %	-5,08 %	No bueno
		2005–2022	Subregional	MM_ABU_DIS			1,41 %	Bueno
		2005–2022	Nacional	MM_ABU_DIS			-	Desconocido
LEBA	UG23	2018	Regional	MM_ABU_DIS			-	Desconocido
		2018	Subregional	MM_ABU_DIS			-	Desconocido
		2018	Nacional	MM_ABU_DIS			-	Desconocido

Metodología: la abundancia de las distintas UGs fue calculada a partir de las campañas disponibles (Tabla 66). Posteriormente se calculó la tasa de cambio anual en aquellos casos con más de un valor disponible, y la tasa de cambio mínima que es posible detectar con una potencia estadística del 80 %.

Para la UG21–Rorcual común de la DMNOR y la UG22–Rorcual común de la DMSUD, se dispone de las campañas SCANS-II, CODA, SCANS-III, SCANS-IV a nivel regional (ATL), a partir de las cuales se estimó



la abundancia de rorcuales comunes mediante el método DS-CDB (Hammond et al., 2021; Gilles et al., 2023). A nivel subregional (ABI), se emplearon las estimas calculadas en el proyecto CetAMBICion mediante el método DS-UMB (Plard & Genu, 2022) para todos los años en los cuales existe una campaña de cobertura regional. Además, a nivel nacional (DMNOR parte oceánica), solamente para la UG21, se calculó su abundancia para esta demarcación usando los datos de la campaña SCANS-IV mediante el método DS-CDB (Gilles et al., 2023).

Para la UG23-Rorcual común de la DMLEBA, se dispone de la campaña ASI, que proporciona un valor de abundancia a nivel regional (MED) mediante el DS-UDB (Panigada et al., 2024), así como a nivel subregional (MWE) y nacional (DMLEBA) calculándose mediante post-estratificación de la abundancia regional (ACCOBAMS, 2021). A nivel de la demarcación (DMLEBA) también está disponible la campaña aérea A-LEBA23, pero el escaso número de avistamientos de rorcuales no permitió estimar su abundancia (Chicote et al., 2024).



Tabla 66. Valores de abundancia disponibles para la evaluación del rorcual común. Unidad de gestión (UG), área y escala a que hace referencia (ÁREA), campaña o fuente de datos (FUENTE), año de la campaña (AÑO), método usado para estimar la abundancia (MÉTODO), abundancia calculada (ABU) coeficiente de variación de la abundancia (CV), intervalo de confianza de la abundancia al 95 % (IC 95 %), Valor de la tendencia calculada (VALOR), intervalo de confianza de la tendencia al 95 % (IC 95 %), tasa de cambio mínima detectable (TMD).

[†]El marco metodológico y de modelado utilizado (AMBIdsm) para obtener las estimas a nivel subregional utiliza todos los datos disponibles sobre seguimiento de cetáceos en el golfo de Vizcaya, proporcionados por los países socios del proyecto CetAMBICion (<https://www.cetambicion-project.eu/research/>).

*Solo para la UG21-Rorcual común de la DMNOR.

UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG21 y UG22	Regional ATL	SCANS-II + CODA	2005/7	DS-CDB	29.500	0,21	-	-5,08 %	[-37,01; 43,05]	2,68 %
		SCANS-III	2016	DS-CDB	27.293	0,38	-			
		SCANS-IV	2022	DS-CDB	12.764	0,19	-			
	Subregional ABI	Varias [†]	2005	DS-UMB	13.385	-	[12.332; 14.727]	1,41 %	[-6,76; 10,29]	-
			2007	DS-UMB	8.096	-	[7.135; 8.986]			
			2016	DS-UMB	12.793	-	[11.644; 14.018]			
			2022	DS-UMB	13.432	-	[12.075; 14.536]			
	Nacional* DMNOR Oceánica	SCANS-IV	2022	DS-UDB	10.535	0,22	[7.178; 15.460]	-	-	-



UG	Área	Fuente	Año	Método	ABU	CV	IC 95 %	Valor	IC 95 %	TMD
UG23	Regional MED	ASI	2018	DS-UDB	1.749	0,30	[979; 3.123]	-	-	-
	Subregional MWE	ASI	2018	DS-UDB	1.947	0,28	-	-	-	-
	Nacional DMLEBA	ASI	2018	DS-UDB	400	0,32	-	-	-	-



Periodo de evaluación: UG21 2005-2022; UG22 2005-2022; UG23 2018.

Indicadores: MM_ABU_DIS.

Parámetros: ABU.

Valores umbral: tasa máxima de cambio anual de -0,5 % (Geelhoed et al.,2022).

Valores obtenidos: la tasa de cambio anual calculada a nivel regional (ATL) para la UG21 y la UG22 fue de -5,08 % (tasa de cambio mínima detectable (TMD) = 2,68 %), mientras que a nivel subregional (ABI) fue de 1,41 %, pero en este caso no es posible calcular la TMD, ya que no se dispone de la variabilidad de estas estimas. No fue posible calcular tasas de cambio para las demás UGs por carecer de datos.

Tendencia: UG21 estable; UG22 estable; UG23 desconocida.

Consecución del parámetro: UG21-UG22 no. La tasa de cambio anual obtenida a nivel regional (ATL) para las UG21 y UG22 (-5,08 %) supera el valor umbral máximo establecido para la especie (-0,5 %). Sin embargo, a nivel subregional (ABI) la tasa de cambio fue positiva (1,41 %). La DMEM recomienda realizar la evaluación de los mysticetos a nivel regional siempre y cuando sea posible, además, al aplicar la regla OOA0 a un criterio con varios parámetros disponibles, por lo que se determina que las UG21 y UG22 se encuentran en un estado ambiental respecto al D1C2 de “No bueno”. La UG23 no pudo ser evaluada para este criterio debido a la falta de una serie histórica de datos, por lo que su estado se determinó “Desconocido”.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: para asegurar la correcta evaluación de esta especie respecto al D1C2, es necesario mantener los programas de seguimiento de la abundancia MT-1 y MT-2, actualmente en marcha. La continuidad de los programas de seguimiento posibilitará la construcción de una serie histórica de datos de abundancia, lo cual permitirá calcular las tendencias con una precisión y robustez adecuadas.

7.4.1.2.3. D1C3 – Características demográficas

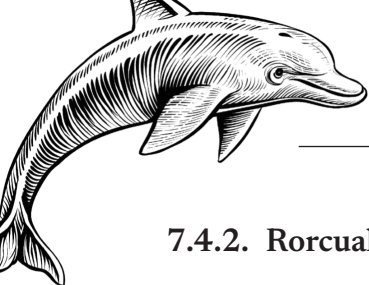
Este criterio ha sido “No evaluado” para esta especie dada la ausencia de una metodología acordada para su evaluación y ser considerado un criterio secundario para este grupo de especies.

7.4.1.2.4. D1C4–Distribución

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuada para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.

7.4.1.2.5. D1C5 – Hábitat

Este criterio ha sido “No evaluado” para todas las UGs de esta especie por no considerarse adecuada para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.

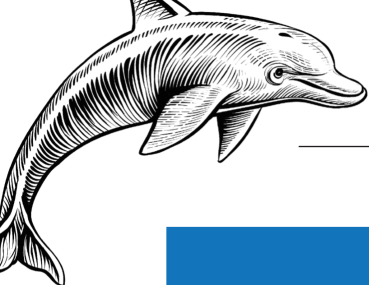


7.4.2. Rorcual tropical



Figura 51. Rorcual tropical. *Balaenoptera edeni* (Anderson, 1878). Ilustración: Oceanografica.com

Nombre científico	<i>Balaenoptera edeni</i> (Anderson, 1878).
Nombre común	Rorcual tropical (castellano), rorqual de Bryde (catalán), balea de Eden (gallego), zere tropikala (euskera), Bryde's whale (inglés).
Descripción	El rorcual tropical es un misticeto de tamaño mediano de la familia Balaenopteridae, que puede alcanzar los 15 m de longitud. Dorsalmente su cuerpo es de color gris ahumado, incluyendo la garganta y las aletas, y ventralmente blanco. Los surcos ventrales se extienden hasta más allá del ombligo, lo que permite diferenciarla del rorcual norteño (<i>Balaenoptera borealis</i>). Su aleta dorsal es extremadamente falcada y con la punta puntiaguda, pero su característica más distintiva frente a otros misticetos es la presencia de tres prominentes crestas paralelas en el rostro (Kato & Perrin, 2018).
Biología y ecología	Su presencia se ha registrado en todas las aguas tropicales y templadas (entre 40°N y 40°S) y suele estar relacionada con profundidades entre los 500 y 2.000 m, zonas de productividad cerca de los montes submarinos, pero también hay registros en aguas de menos de 100 m, más cercanas a la costa. Suelen realizar migraciones hacia el ecuador en invierno y hacia latitudes altas en verano, aunque se pueden observar durante todo el año en aguas cálidas y templadas. Se sabe poco sobre las zonas de cría de las poblaciones pelágicas de rorcual tropical y los picos de apareamiento y cría parecen más difusos que en otros balaenopteridos. Presentan un periodo de gestación y lactación de 11 y 7 meses, respectivamente, y por lo tanto un ciclo reproductor de unos 2 años (con 6 meses de descanso). La edad media de maduración sexual es de 7 años, para la población del Pacífico norte (Kato & Perrin, 2018). Se considera que el rorcual tropical es un depredador oportunista, por ejemplo, en aguas europeas los rorcuales tropicales se alimentan de bancos de peces en los tres archipiélagos de la Macaronesia (dependiendo del archipiélago de sardina, caballa, jurel, anchoa, verdel, etc.), siendo estas importantes zonas de alimentación y reproducción para la especie. Normalmente son avistados en grupos de 2 – 3 individuos.
Poblaciones europeas	Los individuos que visitan las aguas del Atlántico europeo pertenecen a una población mayor del Atlántico, pero no hay información suficiente sobre la estructura de la población. Algunos estudios genéticos asocian los animales de Madeira y Canarias al clado sudafricano de aguas oceánicas (Luksenburg et al., 2015; Rose & Wilcox, 2014). Los rorcuales tropicales están presentes estacionalmente en aguas del sur de Europa (Madeira, islas Canarias y Azores) desde finales de primavera hasta principios de otoño, cuando la temperatura del agua es más cálida y donde parecen aprovechar la mayor productividad estacional de los hábitats insulares (Freitas & Penry, 2021).



Presencia en aguas españolas	En las islas Canarias parecen estar presentes durante todo el año, donde se avistan de manera regular hembras con crías (Gauffier & Freitas, 2023). Hay un par de registros de varamientos de rorcual tropical en el golfo de Cádiz y el oeste del Mediterráneo, cerca del estrecho de Gibraltar (Gutiérrez-Expósito et al., 2012). Con el incremento de la temperatura del mar debido al cambio climático, se ha sugerido que estos registros podrían incrementarse ya que los rorcuales tropicales extenderían su rango al sur de la península Ibérica.
Amenazas y estatus de conservación	Las principales amenazas son las actividades de avistamiento de cetáceos, las colisiones con embarcaciones, el ruido submarino, la ingestión o enredo en basura marina y el cambio climático. La especie está listada en el LESRPE y la población europea se encuentra catalogada como “vulnerable” por la UICN (Gauffier & Freitas, 2023).

7.4.2.1. Áreas de evaluación y unidades de gestión

El rorcual tropical tiene una distribución que abarca amplias zonas oceánicas de la región ATL más meridional, incluyendo aguas internacionales y de terceros países. A nivel nacional está presente en las islas Canarias, donde se ha definido la UG33 (Figura 52). La distribución de esta especie probablemente abarque toda la DMCAN, pero debido a la imposibilidad de muestrearla al completo, el área de esta UG se ha limitado a las regiones más próximas a las islas para adaptarla a las regiones muestreadas, aunque sus límites exactos todavía se encuentran sin definir (Figura 53).

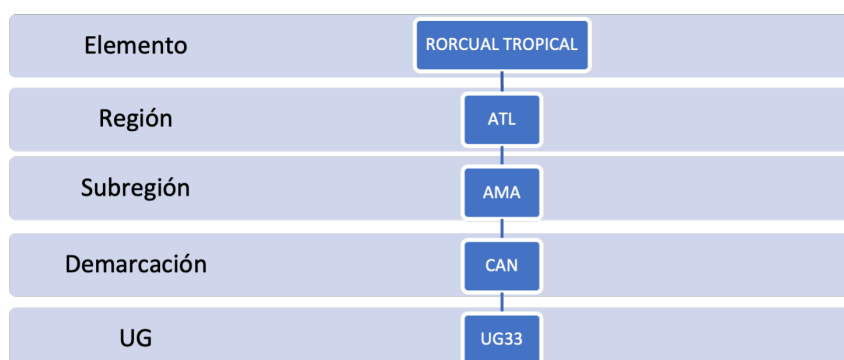


Figura 52. Esquema de las unidades de gestión nacionales definidas para el rorcual tropical.

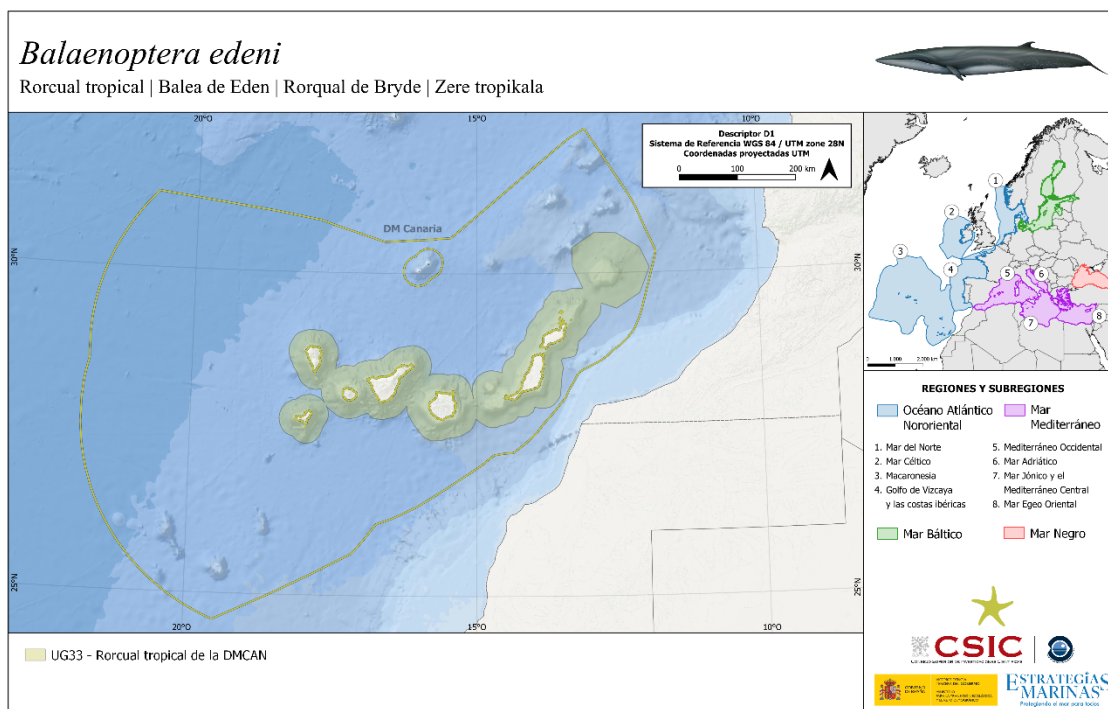
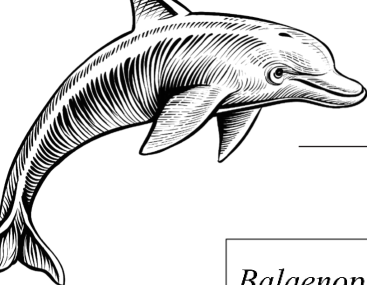


Figura 53. Mapa de las unidades de gestión nacionales definidas para el rorcual tropical.

7.4.2.2. Resultados de la evaluación

Se ha considerado su estado respecto al D1C1 como “Bueno” basado en el bajo riesgo, pero la tasa de cambio de su abundancia es “Desconocida”. Los demás criterios no han sido evaluados. Por tanto, al aplicar el método de integración OOAo debemos considerar que el estado ambiental general de la UG33 es “Desconocido”, al igual que su tendencia, ya que se carece de evaluación anterior (Tabla 66).

Tabla 67. Resultados de la evaluación del rorcual tropical (*Balaenoptera edeni*, Anderson, 1878). Criterios D1C1, D1C2, D1C3, D1C4, D1C5, estado de la especie y tendencia (cambio de estado).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

DM	Unidad de gestión	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
CAN	UG33-Rorcual tropical de la DMCAN	■	■	■	■	■	■	¿?

7.4.2.2.1. D1C1 – Captura accidental

No ha sido posible realizar una evaluación cuantitativa de este criterio para el rorcual tropical, dada la ausencia de datos para su evaluación, ni a través del indicador MM_COL (colisión con embarcaciones, considerada la principal causa de mortalidad directa de origen antropogénico para la especie) ni del indicador MM_BYC (captura accidental, considerada amenaza potencial). Sin embargo, se ha realizado una evaluación cualitativa, basada en el conocimiento experto sobre la especie, según la cual se considera que la UG33 de esta especie está en un estado ambiental “Bueno” basado en el bajo riesgo respecto a este criterio.



Lagunas de información y confianza de la evaluación: es necesario establecer valores umbral para la especie para este criterio. Además, dadas las limitaciones de los programas de monitoreo a bordo de la captura accidental, no están siendo monitoreadas todas las secciones de la flota pesquera (especialmente la flota artesanal) por lo que sería necesario aumentar su cobertura y esfuerzo.

7.4.2.2.2. D1C2–Abundancia

El resultado de la evaluación de este criterio es “Desconocido” para la UG de esta especie puesto que no hay suficientes datos disponibles para su evaluación.

Lagunas de información y confianza de la evaluación: para asegurar la correcta evaluación de esta especie respecto al D1C2, es necesario mantener los programas de seguimiento de la abundancia MT-1 y MT-2, actualmente en marcha. La continuidad de los programas de seguimiento posibilitará la construcción de una serie histórica de datos de abundancia, lo cual permitirá calcular las tendencias con una precisión y robustez adecuadas.

7.4.2.2.3. D1C3 – Características demográficas

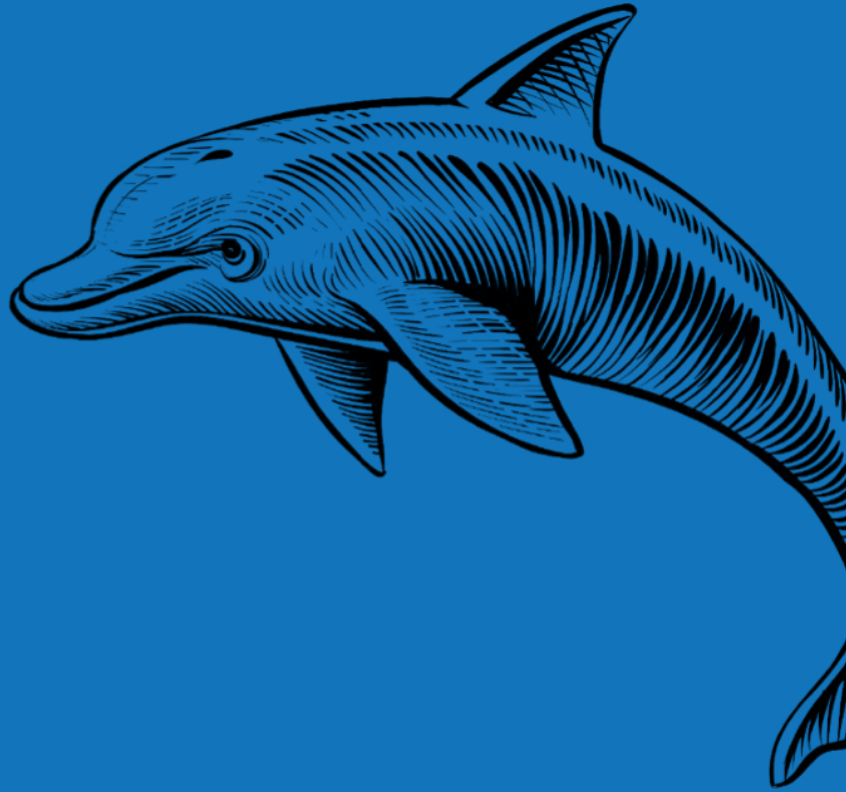
Este criterio ha sido “No evaluado” para esta especie dada la ausencia de una metodología acordada para su evaluación y ser considerado un criterio secundario para este grupo de especies.

7.4.2.2.4. D1C4–Distribución

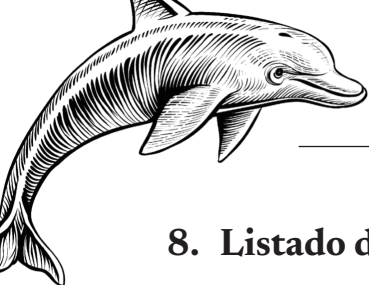
Este criterio ha sido “No evaluado” para la UG de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.

7.4.2.2.5. D1C5–Hábitat

Este criterio ha sido “No evaluado” para la UG de esta especie por no considerarse adecuado para la evaluación de los mamíferos marinos ni, por tal motivo, existir una metodología acordada para su evaluación.



LISTADO DE ACRÓNIMOS



8. Listado de acrónimos

ABI – Subregión del golfo de Vizcaya y costas ibéricas

ACCOBAMS – Agreement on the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, Mediterranean Sea and Contiguous Atlantic Area (Acuerdo sobre la Conservación de los Cetáceos del Mar Negro, el Mar Mediterráneo y la Zona Atlántica Contigua)

AMA – Subregión de la Macaronesia

ASCOBANS – Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas (Acuerdo para la Conservación de pequeños cetáceos del mar Báltico, noreste Atlántico, mar de Irlanda y mar del Norte)

ATL – Región del Océano Atlántico Nororiental

AZTI – AZTI-Centro de Investigación Marina y Alimentaria

BEA – Buen Estado Ambiental

CDB – *Corrected Design-Based*

CEEA – Catálogo Español de Especies Amenazadas

CMR – Captura-Marcaje-Recaptura

CMR-DB – Captura-Marcaje-Recaptura *design-based*

CODA – *Cetacean Abundance and Distribution in Offshore Waters*

CV – Coeficiente de Variación

DB – *Design-Based*

DM – Demarcación Marina

DMCAN – Demarcación marina Canaria

DMEM – Directiva Marco sobre la Estrategia Marina

DMESAL – Demarcación marina Estrecho y Alborán

DMLEBA – Demarcación marina levantino-balear

DMNOR – Demarcación marina noratlántica

DMSUD – Demarcación marina sudatlántica

DS – *Distance Sampling*

DS-CDB – *Distance Sampling Corrected Design-Based*

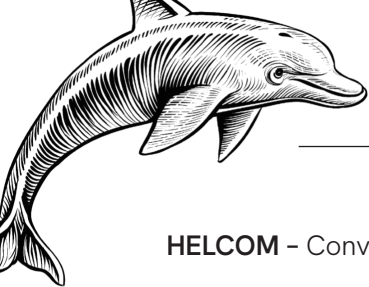
DS-UDB – *Distance Sampling Uncorrected Design-Based*

DS-UMB – *Design-Based Uncorrected Model-Based*

FAO – Food and Agriculture Organization (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación)

GAM – *Generalized Additive Models* (Modelos Aditivos Generalizados)

GBYP – Grand Bluefin Tuna Year Programme (Programa de Investigación del Atún Rojo del Atlántico)



HELCOM – Convenio de Helsinki para la protección del mar Báltico

IC – Intervalo de Confianza

ICCAT – International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico)

ICES – International Council for the Exploration of the Sea (Consejo Internacional para la Exploración del Mar)

IEO – Instituto Español de Oceanografía

LESRPE – Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial

MB – *Model-Based*

MED – Región del Mar Mediterráneo

MITECO – Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico

MRU – *Marine Reporting Units* (unidades de notificación marinas)

MSFD – Marine Strategy Framework Directive (Directiva Marco sobre la Estrategias Marinas)

MWE – Subregión del Mar Mediterráneo Occidental

OAB – Programas de Observadores A Bordo

OMMEG – OSPAR Marine Mammals Expert Group (Grupo de expertos en mamíferos marinos de OSPAR)

OSPAR – Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. Oslo and Paris Conventions (Convenio sobre la protección del medio marino del Atlántico Nordeste)

PNDB – Programa Nacional de Datos Básicos del sector pesquero español

PPC – Política Pesquera Común

QSR 2023 – *OSPAR Quality Status Report 2023*

SCANS – Small Cetaceans Abundance in European Atlantic waters and the North Sea

SGP-MAPA – Secretaría General de Pesca del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación

UDB – *Uncorrected Design-Based*

UG – Unidad de Gestión

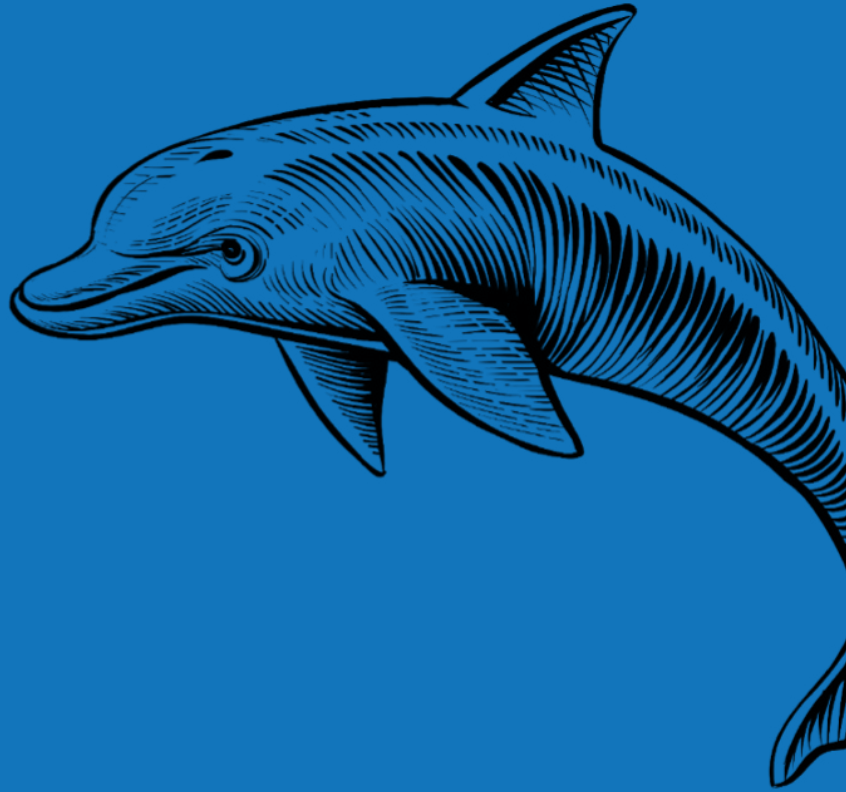
UICN – Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

VMS – *Vessel Monitoring System* (Sistema de monitoreo de embarcaciones)

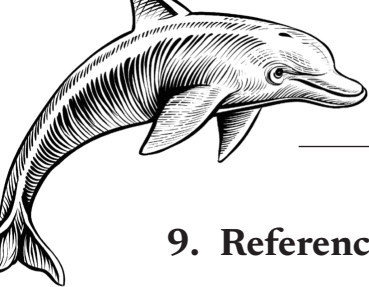
WGBYC – Working Group on Bycatch of Protected Species, ICES

WKCETAB – Workshop on Cetacean Abundance estimation under the MSFD, ICES

WKMOMA – Workshop on estimation of Mortality of Marine Mammals due to Bycatch, ICES

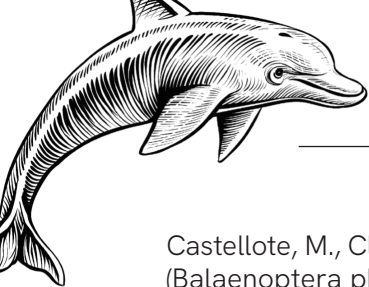


REFERENCIAS



9. Referencias

- ACCOBAMS. (2021). Estimates of abundance and distribution of cetaceans, marine mega-fauna and marine litter in the Mediterranean Sea from 2018-2019 surveys. In S. Panigada, O. Boisseau, A. Canadas, C. Lambert, S. Laran, R. McLanaghan, & A. Moscrop (Eds.), *Agreement on the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, Mediterranean Sea and contiguous Atlantic area (ACCOBAMS)-ACCOBAMS Survey Initiative Project, Monaco*. ACCOBAMS Survey Initiative Project.
- Aguilar, A. (2000). Population biology, conservation threats and status of Mediterranean striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *J. Cetacean Res. Manage.*, 2(1), 17-26. <https://doi.org/10.47536/jcrm.v2i1.485>
- Aguilar, A., & García-Vernet, R. (2018). Fin Whale: *Balaenoptera physalus*. *Encyclopedia of Marine Mammals, Third Edition*, 368-371. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00128-X>
- Alexander, A., Steel, D., Hoekzema, K., Mesnick, S. L., Engelhaupt, D., Kerr, I., Payne, R., & Baker, C. S. (2016). What influences the worldwide genetic structure of sperm whales (*Physeter macrocephalus*)? *Molecular Ecology*, 25(12), 2754-2772. <https://doi.org/10.1111/MEC.13638>
- Alves, F., Alessandrini, Anita, Servidio, A., Mendonça, A. S., Hartman, K. L., Prieto, R., Berrow, S., Magalhães, S., Steiner, L., Santos, R., Ferreira, R., Pérez, J. M., Ritter, F., Dinis, A., Martín, V., Silva, M., & Aguilar de Soto, N. (2019). Complex biogeographical patterns support an ecological connectivity network of a large marine predator in the north-east Atlantic. *Diversity and Distributions*, 25(2), 269-284. <https://doi.org/10.1111/DDI.12848>
- Amano, M., & Miyazaki, N. (2004). Composition of a school of Risso's dolphins, *Grampus griseus*. *Marine Mammal Science*, 20(1), 152-160. <https://doi.org/10.1111/J.1748-7692.2004.TB01146.X>
- Andersen, L. W. (2003). Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: Distribution and genetic population structure. *NAMMCO Scientific Publications*, 5, 11-29. <https://doi.org/10.7557/3.2737>
- Andersen, L. W., Ruzzante, D. E., Walton, M., Berggren, P., Bjørge, A., & Lockyer, C. (2001). Conservation genetics of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, in eastern and central North Atlantic. *Conservation Genetics*, 2(4), 309-324. <https://doi.org/10.1023/A:1012534212853/METRICS>
- Archer, F. I. (2018). Striped Dolphin: *Stenella coeruleoalba*. *Encyclopedia of Marine Mammals, Third Edition*, 954-956. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00251-X>
- Aznar, F. J., Míguez-Lozano, R., Ruiz, B., Bosch De Castro, A., Raga, J. A., & Blanco, C. (2017). Long-term changes (1990-2012) in the diet of striped dolphins *Stenella coeruleoalba* from the western Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 568, 231-247. <https://doi.org/10.3354/MEPS12063>
- Baird, R. W. (2018). Cuvier's Beaked Whale: *Ziphius cavirostris*. *Encyclopedia of Marine Mammals, Third Edition*, 234-237. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00100-X>
- Bearzi, G. (2012). *Delphinus delphis* (Mediterranean assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2012*: e.T134817215A195829089. . <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012-1.RLTS.T134817215A195829089.en>
- Bearzi, G., Azzellino, A., Politi, E., Costa, M., & Bastianini, M. (2008). Influence of seasonal forcing on habitat use by bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the northern Adriatic Sea. *Ocean Science Journal*, 43(4), 175-182. <https://doi.org/10.1007/BF03029922/METRICS>
- Bearzi, G., & Genov, T. (2021). Imperiled Common Dolphins of the Mediterranean Sea. In D. DellaSala, M. Goldstein, & M. J. Costello (Eds.), *Imperiled: The Encyclopedia of Conservation*. Elsevier.
- Bearzi, G., Politi, E., Agazzi, S., & Azzellino, A. (2006). Prey depletion caused by overfishing and the decline of marine megafauna in eastern Ionian Sea coastal waters (central Mediterranean). *Biological Conservation*, 127(4), 373-382. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2005.08.017>



Castellote, M., Clark, C. W., & Lammers, M. O. (2012). Acoustic and behavioural changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biological Conservation*, 147(1), 115–122. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2011.12.021>

Chicote, C., Amigó, N., & Cardona, L. (2024). *Campaña para estudio de distribución y abundancia de mamíferos y tortugas marinas en el mar mediante distance sampling en la demarcación marina levantino-balear*.

Clua, É., & Grosvalet, F. (2001). Mixed-species feeding aggregation of dolphins, large tunas and seabirds in the Azores. *Aquatic Living Resources*, 14(1), 11–18. [https://doi.org/10.1016/S0990-7440\(00\)01097-4](https://doi.org/10.1016/S0990-7440(00)01097-4)

COCKCROFT, V. G., HASCHICK, S. L., & KLAGES, N. T. W. (1993). The diet of Risso's dolphin, *Grampus griseus* (Cuvier, 1812), from the east coast of South Africa. *Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 58(5), 286–293.

CODA. (2009). *Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic (CODA). Final Report*.

Crum, N., Gowan, T., Krzystan, A., & Martin, J. (2019). Quantifying risk of whale–vessel collisions across space, time, and management policies. *Ecosphere*, 10(4), e02713. <https://doi.org/10.1002/ECS2.2713>

Dalebout, M. L., Robertson, K. M., Frantzis, A., Engelhaupt, 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. *Molecular Ecology*, 14(11), 3353–3371. <https://doi.org/10.1111/J.1365-294X.2005.02676.X>

Daura-Jorge, F. G., Cantor, M., Ingram, S. N., Lusseau, D., & Simões-Lopes, P. C. (2012). The structure of a bottlenose dolphin society is coupled to a unique foraging cooperation with artisanal fishermen. *Biology Letters*, 8(5), 702–705. <https://doi.org/10.1098/RSBL.2012.0174>

Desforges, J. P., Hall, A., McConnell, B., Rosing-Asvid, A., Barber, J. L., Brownlow, A., De Guise, S., Eulaers, I., Jepson, P. D., Letcher, R. J., Levin, M., Ross, P. S., Samarra, F., Vikingson, G., Sonne, C., & Dietz, R. (2018). Predicting global killer whale population collapse from PCB pollution. *Science*, 361(6409), 1373–1376. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.AAT1953/SUPPL_FILE/AAT1953_DESFORGES_SM_V2.PDF

De Stephanis, R. (2023). *Estimaciones Preliminares de Abundancia y Dinámica Poblacional de Cetáceos en el estrecho de Gibraltar y el golfo de Cádiz para el año 2023: Hacia una Conservación Informada. Informe de proyecto*.

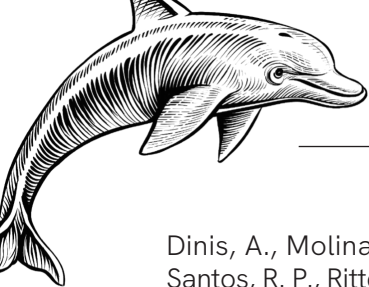
De Stephanis, R., Cornulier, T., Verborgh, P., Sierra, J. S., Gimeno, N. P., & Guinet, C. (2008). Summer spatial distribution of cetaceans in the Strait of Gibraltar in relation to the oceanographic context. *Marine Ecology Progress Series*, 353, 275–288. <https://doi.org/10.3354/MEPS07164>

De Stephanis, R., Giménez, J., Carpinelli, E., Gutierrez-Exposito, C., & Cañadas, A. (2013). As main meal for sperm whales: Plastics debris. *Marine Pollution Bulletin*, 69(1–2), 206–214. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2013.01.033>

Díaz López, B. (2009). The bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* foraging around a fish farm: Effects of prey abundance on dolphins' behavior. *Current Zoology*, 55(4), 243–248. <https://doi.org/10.1093/CZOOLO/55.4.243>

Díaz López, B., Methion, S., Mosca, O., & Dunel-Roig, N. (2023). *Informe preliminar sobre la abundancia y parámetros demográficos del delfín mular en las rías Baixas: septiembre 2022-marzo 2023*.

Díaz López, B., & Shirai, J. A. B. (2008). Marine aquaculture and bottlenose dolphins' (*Tursiops truncatus*) social structure. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 62(6), 887–894. <https://doi.org/10.1007/S00265-007-0512-1/METRICS>



Dinis, A., Molina, C., Tobeña, M., Sambolino, A., Hartman, K., Fernandez, M., Magalhães, S., dos Santos, R. P., Ritter, F., Martín, V., de Soto, N. A., & Alves, F. (2021). Large-scale movements of common bottlenose dolphins in the Atlantic: Dolphins with an international courtyard. *PeerJ*, 9, e11069. <https://doi.org/10.7717/PEERJ.11069/SUPP-1>

Dolman, S. J., Evans, P. G. H., Ritter, F., Simmonds, M. P., & Swabe, J. (2021). Implications of new technical measures regulation for cetacean bycatch in European waters. *Marine Policy*, 124, 104320. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2020.104320>

Esteban, R., Fernández-Maldonado, C., Revuelta, C., & Gauffier, P. (2024). *Informe de resultados de las campañas aéreas para la Demarcación marina Estrecho y Alborán*.

Esteban, R., & Foote, A. (2019). *Orcinus orca* (Strait of Gibraltar subpopulation). *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*: e.T132948040A132949669. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T132948040A132949669.en>

Esteban, R., Verborgh, P., Gauffier, P., Giménez, J., Afán, I., Cañadas, A., García, P., Murcia, J. L., Magalhães, S., Andreu, E., & De Stephanis, R. (2014). Identifying key habitat and seasonal patterns of a critically endangered population of killer whales. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(6), 1317–1325. <https://doi.org/10.1017/S002531541300091X>

Esteban, R., Verborgh, P., Gauffier, P., Giménez, J., Guinet, C., & de Stephanis, R. (2016). Dynamics of killer whale, bluefin tuna and human fisheries in the Strait of Gibraltar. *Biological Conservation*, 194, 31–38. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2015.11.031>

Esteban, R., Verborgh, P., Gauffier, P., Giménez, J., Martín, V., Pérez-Gil, M., Tejedor, M., Almunia, J., Jepson, P. D., García-Tiscar, S., Barrett-Lennard, L. G., Guinet, C., Foote, A. D., & De Stephanis, R. (2016). Using a multi-disciplinary approach to identify a critically endangered killer whale management unit. *Ecological Indicators*, 66, 291–300. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2016.01.043>

European Commission. (2022). *MSFD CIS Guidance Document No. 19, Article 8 MSFD*.

Evans, P. G. H., & Teilmann, J. (2009). *ASCOBANS/HELCOM Small Cetacean Population Structure Workshop*.

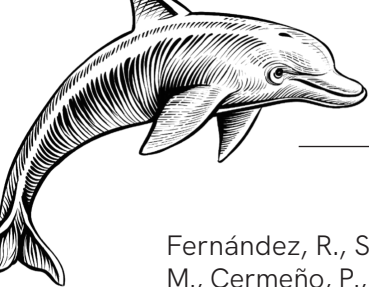
Fais, A., Lewis, T. P., Zitterbart, D. P., Álvarez, O., Tejedor, A., & Aguilar Soto, N. (2016). Abundance and Distribution of Sperm Whales in the Canary Islands: Can Sperm Whales in the Archipelago Sustain the Current Level of Ship-Strike Mortalities? *Plos One*, 11(3), e0150660. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150660>

Fais, A., Lewis, T. P., Zitterbart, D. P., Álvarez, O., Tejedor, A., & AguilarSoto, N. (2016). Abundance and Distribution of Sperm Whales in the Canary Islands: Can Sperm Whales in the Archipelago Sustain the Current Level of Ship-Strike Mortalities? *PLOS ONE*, 11(3), e0150660. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0150660>

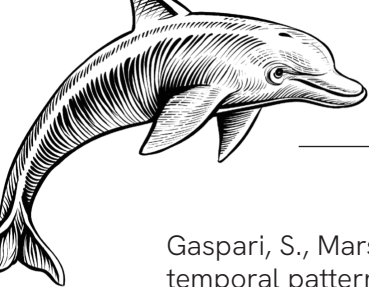
Fernández-Contreras, M. M., Cardona, L., Lockyer, C. H., & Aguilar, A. (2010). Incidental bycatch of short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) by pairtrawlers off northwestern Spain. *ICES Journal of Marine Science*, 67(8), 1732–1738. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq077>

Fernandez, M., Alves, F., Ferreira, R., Fischer, J.-C., Thake, P., Nunes, N., Caldeira, R., & Dinis, A. (2021). Modeling Fine-Scale Cetaceans' Distributions in Oceanic Islands: Madeira Archipelago as a Case Study. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.688248>

Fernández et al. (2024). Annex J. Report of the Subcommittee on Non-Deliberate Human-Induced Mortality of Cetaceans. In: IWC. Report of the Scientific Committee SC69B.



- Fernández, R., Santos, M. B., Pierce, G. J., Llavona, Á., López, A., Silva, M. A., Ferreira, M., Carrillo, M., Cermeño, P., Lens, S., & Piertney, S. B. (2011). Fine-scale genetic structure of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Atlantic coastal waters of the Iberian Peninsula. *Hydrobiologia*, 670(1), 111–125. <https://doi.org/10.1007/S10750-011-0669-5/METRICS>
- Fontaine, M. C. (2016). Harbour Porpoises, *Phocoena phocoena*, in the Mediterranean Sea and Adjacent Regions: Biogeographic Relicts of the Last Glacial Period. *Advances in Marine Biology*, 75, 333–358. <https://doi.org/10.1016/BS.AMB.2016.08.006>
- Fontaine, M. C., Tolley, K. A., Michaux, J. R., Birkun, A., Ferreira, M., Jauniaux, T., Llavona, N., Öztürk, B., Öztürk, A. A., Ridoux, V., Rogan, E., Sequeira, M., Bouquegneau, J. M., & Baird, S. J. E. (2010). Genetic and historic evidence for climate-driven population fragmentation in a top cetacean predator: the harbour porpoises in European water. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 277(1695), 2829–2837. <https://doi.org/10.1098/RSPB.2010.0412>
- Fontaine, M. C., Tolley, K. A., Siebert, U., Gobert, S., Lepoint, G., Bouquegneau, J. M., & Das, K. (2007). Long-term feeding ecology and habitat use in harbour porpoises *Phocoena phocoena* from Scandinavian waters inferred from trace elements and stable isotopes. *BMC Ecology*, 7(1), 1–12. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-7-1/TABLES/6>
- 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., ... Piertney, S. B. (2011). Genetic differentiation among North Atlantic killer whale populations. *Molecular Ecology*, 20(3), 629–641. <https://doi.org/10.1111/J.1365-294X.2010.04957.X>
- Forcada, J., Gazo, M., Aguilar, A., Gonzalvo, J., & Fernández-Contreras, M. (2004). Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Marine Ecology Progress Series*, 275, 275–287. <https://doi.org/10.3354/MEPS275275>
- Forcada, J., & Hammond, P. (1998). Geographical variation in abundance of striped and common dolphins of the western Mediterranean. *Journal of Sea Research*, 39(3–4), 313–325. [https://doi.org/10.1016/S1385-1101\(97\)00063-4](https://doi.org/10.1016/S1385-1101(97)00063-4)
- Ford, J. K. B. (2018). Killer Whale: *Orcinus orca*. *Encyclopedia of Marine Mammals, Third Edition*, 531–537. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00010-8>
- Foskolos, I., Koutouzi, N., Polychronidis, L., Alexiadou, P., & Frantzis, A. (2020). A taste for squid: the diet of sperm whales stranded in Greece, Eastern Mediterranean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 155, 103164. <https://doi.org/10.1016/J.DSR.2019.103164>
- Freitas, L., Cañadas, A., Servidio, A., Pérez-Gil, M., Pérez-Gil, E., Varo-Cruz, N., & Silva, M. (2018). *Applying a subregional coherent and coordinated approach to the monitoring and assessment of marine biodiversity in Macaronesia for the second cycle of the MSFD (MISTIC SEAS II). Technical report.*
- Freitas, L., & Penry, G. S. (2021). Bryde's Whale *Balaenoptera edeni* Anderson, 1878. 1–32. https://doi.org/10.1007/978-3-319-65038-8_87-1
- García-Barón, I., Authier, M., Caballero, A., Vázquez, J. A., Santos, M. B., Murcia, J. L., & Louzao, M. (2019). Modelling the spatial abundance of a migratory predator: A call for transboundary marine protected areas. *Diversity and Distributions*, 25(3), 346–360. <https://doi.org/10.1111/DDI.12877>
- Garrison, L., & Rosel, P. (2017). *Partitioning short-finned and long-finned pilot whale bycatch estimates using habitat and genetic information.*
- Gaspari, S., Airoidi, S., & Hoelzel, A. R. (2007). Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in UK waters are differentiated from a population in the Mediterranean Sea and genetically less diverse. *Conservation Genetics*, 8(3), 727–732. <https://doi.org/10.1007/S10592-006-9205-Y/METRICS>



Gaspari, S., Marsili, L., Natali, C., Airoidi, S., Lanfredi, C., Deeming, C., & Moura, A. E. (2019). Spatio-temporal patterns of genetic diversity in the Mediterranean striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 57(3), 721–734. <https://doi.org/10.1111/JZS.12265>

Gauffier, P. (2023). *Balaenoptera physalus* (Europe assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2023*: e.T2478A213291870.

Gauffier, P., Borrell, A., Silva, M. A., Víkingsson, G. A., López, A., Giménez, J., Colaço, A., Halldórsson, S. D., Vighi, M., Prieto, R., de Stephanis, R., & Aguilar, A. (2020). Wait your turn, North Atlantic fin whales share a common feeding ground sequentially. *Marine Environmental Research*, 155, 104884. <https://doi.org/10.1016/J.MARENVRES.2020.104884>

Gauffier, P., & Freitas, L. (2023). *Balaenoptera edeni* (Europe assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2023*: e.T2476A225016607.

Gauffier, P., Marrero-Pérez, J., & Verborgh, P. (2023). *Globicephala macrorhynchus* (Europe assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2023*: e.T9249A213292885.

Gauffier, P., Verborgh, P., Giménez, J., Esteban, R., Sierra, J. M. S., & De Stephanis, R. (2018). Contemporary migration of fin whales through the Strait of Gibraltar. *Marine Ecology Progress Series*, 588, 215–228. <https://doi.org/10.3354/MEPS12449>

Gauffier, P., Verborgh, P., & Verborgh, P. (2023). *Globicephala melas* (Europe assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2023*: e.T9250A213293843.

Geelhoed, S., Authier, M., Pigeault, R., & Gilles, A. (2022). Abundance and Distribution of Cetaceans. In OSPAR (Ed.), *OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic*. OSPAR Commission. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/abundance-distribution-cetaceans/>

Geelhoed, S., Authier, M., Pigeault, R., Gilles, A., Carlström, J., Haelters, J., Hammond, P., Louzao, M., Rogan, E., Saavedra, C., Sveegard, S., & Teixeira, A. (2022). Abundance and Distribution of Cetaceans. In *OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic* (p. 46). OSPAR Commission, London, UK. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/abundance-distribution-cetaceans/> 1

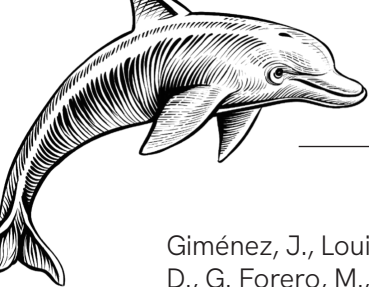
Genov, T. (2023a). *Grampus griseus* (Europe assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2023*: e.T9461A218567526.

Genov, T. (2023b). *Stenella coeruleoalba* (Europe assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2023*: e.T20731A219009389.

Genov, T. (2023c). *Tursiops truncatus* (Europe assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2023*: e.T22563A219008383.

Gilles, A., Authier, M., Ramirez-Martinez, N., Araújo, H., Blanchard, A., Carlström, J., Eira, C., Dorémus, G., Fernández- Maldonado, C., Geelhoed, S., Kyhn, L., Laran, S., Nachtsheim, D., Panigada, S., Pigeault, R., Sequeira, M., Sveegaard, S., Taylor, N., Owen, K. Ss. C., ... Hammond, P. (2023). *Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2022 from the SCANS-IV aerial and shipboard surveys. Final report published 29 September 2023.* . <https://www.tiho-hannover.de/itaw/scans-iv-survey>

Giménez, J., Cañadas, A., Ramírez, F., Afán, I., García-Tiscar, S., Fernández-Maldonado, C., Castillo, J. J., & De Stephanis, R. (2017). Intra- and interspecific niche partitioning in striped and common dolphins inhabiting the southwestern Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 567, 199–210. <https://doi.org/10.3354/MEPS12046>



Giménez, J., Louis, M., Barón, E., Ramírez, F., Verborgh, P., Gauffier, P., Esteban, R., Eljarrat, E., Barceló, D., G. Forero, M., & de Stephanis, R. (2018). Towards the identification of ecological management units: A multidisciplinary approach for the effective management of bottlenose dolphins in the southern Iberian Peninsula. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(1), 205-215. <https://doi.org/10.1002/AQC.2814>

Giménez, J., Marçalo, A., García-Polo, M., García-Barón, I., Castillo, J. J., Fernández-Maldonado, C., Saavedra, C., Santos, M. B., & de Stephanis, R. (2018). Feeding ecology of Mediterranean common dolphins: The importance of mesopelagic fish in the diet of an endangered subpopulation. *Marine Mammal Science*, 34(1), 136-154. <https://doi.org/10.1111/MMS.12442>

Giménez, J., Marçalo, A., Ramírez, F., Verborgh, P., Gauffier, P., Esteban, R., Nicolau, L., González-Ortegón, E., Baldó, F., Vilas, C., Vingada, J., Forero, M. G., & De Stephanis, R. (2017). Diet of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Gulf of Cadiz: Insights from stomach content and stable isotope analyses. *PLOS ONE*, 12(9), e0184673. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0184673>

Gnone, G., Bellingeri, M., Dhermain, F., Dupraz, F., Nuti, S., Bedocchi, D., Moulins, A., Rosso, M., Alessi, J., Mccrea, R. S., Azzellino, A., Airolidi, S., Portunato, N., Laran, S., David, L., Di Meglio, N., Bonelli, P., Montesi, G., Trucchi, R., ... Wurtz, M. (2011). Distribution, abundance, and movements of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pelagos Sanctuary MPA (north-west Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(4), 372-388. <https://doi.org/10.1002/AQC.1191>

Gobierno de Canarias. (2018). *Informe de cetaceos varados 2000-2018*. https://www.gobiernodecanarias.org/medioambiente/descargas/Biodiversidad/Estad%C3%ADsticas_cetaceos_varados/2019-01-16_GobCAN_DGPN_Informe_cetaceos_varados_2000-2018_oficial_EUFEDER.pdf

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. *Marine Biology*, 150(1), 149-160. <https://doi.org/10.1007/S00227-006-0334-0/METRICS>

Gonzalvo, J., Forcada, J., Grau, E., & Aguilar, A. (2014a). Strong site-fidelity increases vulnerability of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in a mass tourism destination in the western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(6), 1227-1235. <https://doi.org/10.1017/S0025315413000866>

Gonzalvo, J., Forcada, J., Grau, E., & Aguilar, A. (2014b). Strong site-fidelity increases vulnerability of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in a mass tourism destination in the western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(6), 1227-1235. <https://doi.org/10.1017/S0025315413000866>

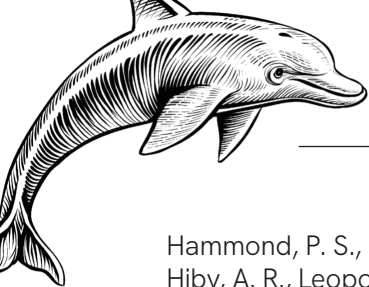
Gordon, J., Gillespie, D., Leaper, R., Lee, A., Porter, L., O'Brien, J., Meade, R., Ó Cadhla, O., & Berrow, S. (2020). A first acoustic density estimate for sperm whales in Irish offshore waters. <https://research.thea.ie/handle/20.500.12065/3508>

Gutiérrez-Expósito, C., Rivilla, J. C., Alís, S., Máñez, M., Garrido, H., Justo Jiménez, F., & Cobo, M. D. (2012). Veinticinco años (1986-2011) de monitorización de varamientos de mamíferos marinos en el litoral de Doñana (Huelva, SO España). *Galemys*, 24, 86-90.

Gutiérrez-Muñoz et al. (2024). *In prep. Small cetacean distribution in North Atlantic Iberian Peninsula waters 2007-2023*.

Hammond, P. S. (2009). Mark-Recapture. *Encyclopedia of Marine Mammals*, 705-709. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373553-9.00163-2>

Hammond, P. S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W. F., Scott, M. D., Wang, J. Y., Wells, R. S., & Wilson, B. (2008). *Phocoena phocoena*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2008*.



Hammond, P. S., Berggren, P., Benke, H., Borchers, D. L., Collet, A., Heide-Jørgensen, M. P., Heimlich, S., Hiby, A. R., Leopold, M. F., & Øien, N. (2002). Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology*, 39(2), 361–376. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2664.2002.00713.X>

Hammond, P. S., Francis, T. B., Heinemann, D., Long, K. J., Moore, J. E., Punt, A. E., Reeves, R. R., Sepúlveda, M., Sigurðsson, G. M., Siple, M. C., Víkingsson, G., Wade, P. R., Williams, R., & Zerbini, A. N. (2021). Estimating the Abundance of Marine Mammal Populations. *Frontiers in Marine Science*, 8, 735770. <https://doi.org/10.3389/FMARS.2021.735770/BIBTEX>

Hammond, P. S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M. B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J., & Øien, N. (2021). *Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. Revised report.* https://scans3.wp.st-andrews.ac.uk/files/2021/06/SCANS-III_design-based_estimates_final_report_revised_June_2021.pdf

Hammond, P. S., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D. L., Burt, L., Cañadas, A., Desportes, G., Donovan, G. P., Gilles, A., Gillespie, D., Gordon, J., Hiby, L., Kuklik, I., Leaper, R., Lehnert, K., Leopold, M., Lovell, P., Øien, N., Paxton, C. G. M., ... Vázquez, J. A. (2013). Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation*, 164, 107–122. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2013.04.010>

Hartman, K. L. (2018). Risso's Dolphin: *Grampus griseus*. *Encyclopedia of Marine Mammals, Third Edition*, 824–827. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00219-3>

Hartman, K. L., Fernandez, M., & Azevedo, J. M. N. (2014). Spatial segregation of calving and nursing Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the Azores, and its conservation implications. *Marine Biology*, 161(6), 1419–1428. <https://doi.org/10.1007/S00227-014-2430-X/METRICS>

Hartman, K. L., Visser, F., & Hendriks, A. J. E. (2008). Social structure of Risso's dolphins (*Grampus griseus*) at the Azores: a stratified community based on highly associated social units. <https://doi.org/10.1139/Z07-138>, 86(4), 294–306. <https://doi.org/10.1139/Z07-138>

Hartman, K. L., Wittich, A., Cai, J. J., Van Der Meulen, F. H., & Azevedo, J. M. N. (2016). Estimating the age of Risso's dolphins (*Grampus griseus*) based on skin appearance. *Journal of Mammalogy*, 97(2), 490–502. <https://doi.org/10.1093/JMAMMAL/GYV193>

Hernández González, A. (2023). *Diet analysis of the main cetacean's species in waters of the North-West Iberian Peninsula and analysis of macro and microplastics in their stomachs* [Universidade de Vigo]. <http://hdl.handle.net/11093/4782>

Herzing, D. L., & Perrin, W. F. (2018). Atlantic Spotted Dolphin: *Stenella frontalis*. *Encyclopedia of Marine Mammals, Third Edition*, 40–42. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00050-9>

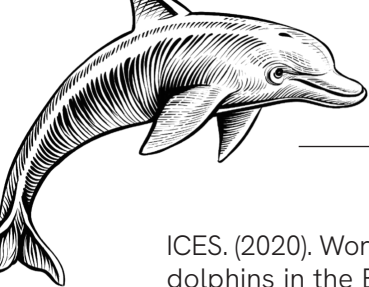
Heyning, J. E., & Mead, J. G. (2009). Cuvier's Beaked Whale: *Ziphius cavirostris*. *Encyclopedia of Marine Mammals*, 294–295. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373553-9.00069-9>

Hodgins, N. K., Dolman, S. J., & Weir, C. R. (2014). Potential hybridism between free-ranging Risso's dolphins (*Grampus griseus*) and bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off north-east Lewis (Hebrides, UK). *Marine Biodiversity Records*, 7, e97. <https://doi.org/10.1017/S175526721400089X>

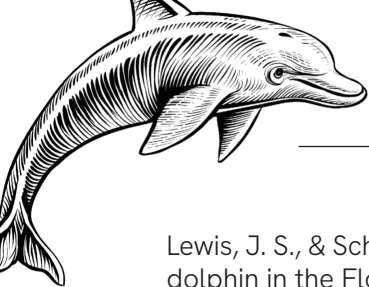
ICES. (2012). Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). *ICES Scientific Reports*. <https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.19281467.V1>

ICES. (2013). Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). *ICES Advisory Committee*.

ICES. (2014). *OSPAR request on implementation of MSFD for marine mammals. Special request.*



- ICES. (2020). Workshop on fisheries Emergency Measures to minimize BYCatch of short-beaked common dolphins in the Bay of Biscay and harbour porpoise in the Baltic Sea (WKEMBYC). . *ICES Scientific Reports*, 2(43), 96. <https://doi.org/https://doi.org/10.17895/ices.pub.7472>
- ICES. (2021a). Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). *ICES Scientific Reports*, 3(19), 155.
- ICES. (2021b). Workshop on estimation of MOrtality of Marine MAMmals due to Bycatch (WKMOMA). *ICES Scientific Reports*, 3(106), 97.
- ICES. (2023). Workshop on mitigation measures to reduce bycatch of short-beaked common dolphins in the Bay of Biscay (WKEMBYC2). . *ICES Scientific Reports*, 2(43). <https://doi.org/10.17895/ices.pub.21940337>
- IEO. (2022). Protocolo Nacional de captura-marcaje-recaptura de Cetáceos. Versión 2.0. . *Centro Oceanográfico de Vigo. Instituto Español de Oceanografía Del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (COV-IEO-CSIC). Estrategias Marinas Españolas.*, 22.
- IEO. (2023a). Protocolo de toma de datos de depredadores superiores y actividades humanas empleada en las campañas oceanográficas de evaluación pesquera. Versión 3.0. . *Centro Oceanográfico de Vigo. Instituto Español de Oceanografía Del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (COV-IEO-CSIC). Estrategias Marinas Españolas.* , 62.
- IEO. (2023b). Protocolo nacional de muestreo aéreo de cetáceos mediante distance sampling. Versión 2.0. . *Centro Oceanográfico de Vigo. Instituto Español de Oceanografía Del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (COV- IEO-CSIC). Estrategias Marinas Españolas.* , 132.
- IWC. (2022). Strategic Plan to Mitigate the Impacts of Ship Strikes on Cetacean Populations: 2022-2032. *International Whaling Commission Conservation Committee*.
- Jefferson, T. A., Weir, C. R., Anderson, R. C., Ballance, L. T., Kenney, R. D., & Kiszka, J. J. (2014). Global distribution of Risso's dolphin *Grampus griseus*: a review and critical evaluation. *Mammal Review*, 44(1), 56-68. <https://doi.org/10.1111/MAM.12008>
- Jepson, P. D., Deaville, R., Barber, J. L., Aguilar, À., Borrell, A., Murphy, S., Barry, J., Brownlow, A., Barnett, J., Berrow, S., Cunningham, A. A., Davison, N. J., Ten Doeschate, M., Esteban, R., Ferreira, M., Foote, A. D., Genov, T., Giménez, J., Loveridge, J., ... Law, R. J. (2016). PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. *Scientific Reports* 2016 6:1, 6(1), 1-17. <https://doi.org/10.1038/srep18573>
- Kato, H., & Perrin, W. F. (2018). Bryde's Whale: *Balaenoptera edeni*. *Encyclopedia of Marine Mammals, Third Edition*, 143-145. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00079-0>
- Laake, J. (2013). RMark: An R Interface for Analysis of Capture-Recapture Data with MARK. *AFSC Processed Rep. 2013-01, Alaska Fish. Sci. Cent., NOAA, Natl. Mar. Fish. Serv., Seattle, WA*.
- Lanfredi, C. (2023). *Physeter macrocephalus* (Europe assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2023: e.T41755A218568250.
- Lanfredi, C., Arcangeli, A., David, L., Holcer, D., Rosso, M., & Natoli, A. (2022). *Grampus griseus* (Mediterranean subpopulation) (errata version published in 2022). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2022: e.T16378423A210404051.
- Lauriano, G. (2022). *Stenella coeruleoalba* (Mediterranean subpopulation) (errata version published in 2022). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2022: e.T16674437A210833690.
- Lauriano, G., Di Guardo, G., Marsili, L., Maltese, S., & Fossi, M. C. (2014). Biological threats and environmental pollutants, a lethal mixture for mediterranean cetaceans? *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(6), 1221-1225. <https://doi.org/10.1017/S0025315413000714>



Lewis, J. S., & Schroeder, W. W. (2003). Mud plume feeding, a unique foraging behavior of the bottlenose dolphin in the Florida Keys. *Gulf of Mexico Science*, 21(1), 9.

López, A., Pierce, G. J., Santos, M. B., Gracia, J., & Guerra, A. (2003). Fishery by-catches of marine mammals in Galician waters: results from on-board observations and an interview survey of fishermen. *Biological Conservation*, 111(1), 25–40. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00244-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00244-6)

López, A., Pierce, G. J., Valeiras, X., Santos, M. B., & Guerra, A. (2004). Distribution patterns of small cetaceans in Galician waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84(1), 283–294. <https://doi.org/10.1017/S0025315404009166H>

Luca, M., Andrew, W., Emer, R., Patricia, R., Andrew, R., Jamie, C., & Tom, C. (2009). Population structure of short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) in the North Atlantic Ocean as revealed by mitochondrial and nuclear genetic markers. *Marine Biology*, 156(5), 821–834. <https://doi.org/10.1007/S00227-008-1120-Y/TABLES/5>

Luksenburg, J. A., Henriquez, A., & Sangster, G. (2015). Molecular and morphological evidence for the subspecific identity of Bryde's whales in the southern Caribbean. *Marine Mammal Science*, 31(4), 1568–1579. <https://doi.org/10.1111/MMS.12236>

MacLeod, C. D., Santos, M. B., & Pierce, G. J. (2003). Review of Data on Diets of Beaked Whales: Evidence of Niche Separation and Geographic Segregation. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83(3), 651–665. <https://doi.org/10.1017/S0025315403007616H>

Malinowski, C. R., & Herzing, D. L. (2015). Prey use and nutritional differences between reproductive states and age classes in Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) in the Bahamas. *Marine Mammal Science*, 31(4), 1471–1493. <https://doi.org/10.1111/MMS.12238>

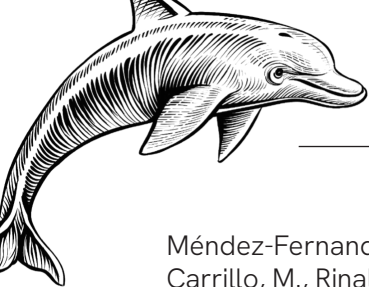
Manfrini, V., Pierantonio, N., Giuliani, A., De Pascalis, F., Maio, N., & Mancina, A. (2022). Fin Whale (*Balaenoptera physalus*) Mortality along the Italian Coast between 1624 and 2021. *Animals*, 12(22), 3111. <https://doi.org/10.3390/ANI12223111/S1>

Marçalo, A., Katara, I., Feijó, D., Araújo, H., Oliveira, I., Santos, J., Ferreira, M., Monteiro, S., Pierce, G. J., Silva, A., & Vingada, J. (2015). Quantification of interactions between the Portuguese sardine purse-seine fishery and cetaceans. *ICES Journal of Marine Science*, 72(8), 2438–2449. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv076>

Mazzariol, S., Centellegher, C., Cozzi, B., Povinelli, M., Marcer, F., Ferri, N., Di Francesco, G., Badagliacca, P., Profeta, F., Olivieri, V., Guccione, S., Cocumelli, C., Terracciano, G., Troiano, P., Beverelli, M., Garibaldi, F., Podestà, M., Marsili, L., Fossi, M. C., ... Di Guardo, G. (2018). Multidisciplinary studies on a sick-leader syndrome-associated mass stranding of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) along the Adriatic coast of Italy. *Scientific Reports* 2018 8:1, 8(1), 1–18. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29966-7>

Méndez-Fernandez, P., Bustamante, P., Bode, A., Chouvelon, T., Ferreira, M., López, A., Pierce, G. J., Santos, M. B., Spitz, J., Vingada, J. V., & Caurant, F. (2012). Foraging ecology of five toothed whale species in the Northwest Iberian Peninsula, inferred using carbon and nitrogen isotope ratios. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 413, 150–158. <https://doi.org/10.1016/J.JEMBE.2011.12.007>

Méndez-Fernandez, P., Taniguchi, S., Santos, M. C. O., Cascão, I., Quérouil, S., Martín, V., Tejedor, M., Carrillo, M., Rinaldi, C., Rinaldi, R., Barragán-Barrera, D. C., Farías-Curtidor, N., Caballero, S., & Montone, R. C. (2020). Population structure of the Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) inferred through ecological markers. *Aquatic Ecology*, 54(1), 21–34. <https://doi.org/10.1007/S10452-019-09722-3/METRICS>



Méndez-Fernandez, P., Taniguchi, S., Santos, M. C. O., Cascão, I., Quérouil, S., Martín, V., Tejedor, M., Carrillo, M., Rinaldi, C., Rinaldi, R., & Montone, R. C. (2018). Contamination status by persistent organic pollutants of the Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) at the metapopulation level. *Environmental Pollution*, 236, 785–794. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2018.02.009>

Méndez-Fernandez, P., Webster, L., Chouvelon, T., Bustamante, P., Ferreira, M., González, A. F., López, A., Moffat, C. F., Pierce, G. J., Read, F. L., Russell, M., Santos, M. B., Spitz, J. Ô., Vingada, J. V., & Caurant, F. (2014). An assessment of contaminant concentrations in toothed whale species of the NW Iberian Peninsula: Part I. Persistent organic pollutants. *Science of The Total Environment*, 484(1), 196–205. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2014.02.045>

Methion, S., & Díaz López, B. (2018a). Abundance and demographic parameters of bottlenose dolphins in a highly affected coastal ecosystem. *Marine and Freshwater Research*, 69(9), 1355–1364. <https://doi.org/10.1071/MF17346>

Methion, S., & Díaz López, B. (2018b). Abundance and demographic parameters of bottlenose dolphins in a highly affected coastal ecosystem. *Marine and Freshwater Research*, 69(9), 1355–1364. <https://doi.org/10.1071/MF17346>

Milani, C. B., Vella, A., Vidoris, P., Christidis, A., Koutrakis, E., Frantzis, A., Miliou, A., & Kallianiotis, A. (2018). Cetacean stranding and diet analyses in the North Aegean Sea (Greece). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(5), 1011–1028. <https://doi.org/10.1017/S0025315417000339>

Miralles, L., Lens, S., Rodríguez-Folgar, A., Carrillo, M., Martín, V., Mikkelsen, B., & Garcia-Vazquez, E. (2013). Interspecific Introgression in Cetaceans: DNA Markers Reveal Post-F1 Status of a Pilot Whale. *PLOS ONE*, 8(8), e69511. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0069511>

Miralles, L., Oremus, M., Silva, M. A., Planes, S., & Garcia-Vazquez, E. (2016). Interspecific Hybridization in Pilot Whales and Asymmetric Genetic Introgression in Northern Globicephala melas under the Scenario of Global Warming. *PLOS ONE*, 11(8), e0160080. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0160080>

Miranda, D. (2024). *Application of Distance Sampling methods for studies of abundance and use of habitat of deep diving cetaceans in the Canary islands*. Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna.

Mistic Seas II. (2019). *Applying a sub-regional coherent and coordinated approach to the monitoring and assessment of marine biodiversity in Macaronesia for the second cycle of the MSFD Final Technical Report-WP1- Monitoring Programs and Data gathering*.

Monteiro, S. S., Méndez-Fernandez, P., Piertney, S., Moffat, C. F., Ferreira, M., Vingada, J. V., López, A., Brownlow, A., Jepson, P., Mikkelsen, B., Niemeyer, M., Carvalho, J. C., & Pierce, G. J. (2015). Long-finned pilot whale population diversity and structure in Atlantic waters assessed through biogeochemical and genetic markers. *Marine Ecology Progress Series*, 536, 243–257. <https://doi.org/10.3354/MEPS11455>

Mullin, K. D., Steiner, L., Dunn, C., Claridge, D., García, L. G., Gordon, J., & Lewis, T. (2022). Long-Range Longitudinal Movements of Sperm Whales (*Physeter macrocephalus*) in the North Atlantic Ocean Revealed by Photo-Identification. *Aquatic Mammals*, 48(1), 3–8. <https://doi.org/10.1578/AM.48.1.2022.3>

Natoli, A., Cañadas, A., Peddemors, V. M., Aguilar, A., Vaquero, C., Fernández-Piqueras, P., & Hoelzel, A. R. (2006). Phylogeography and alpha taxonomy of the common dolphin (*Delphinus* sp.). *Journal of Evolutionary Biology*, 19(3), 943–954. <https://doi.org/10.1111/J.1420-9101.2005.01033.X>

Natoli, A., Genov, T., Kerem, D., Gonzalvo, J., Holcer, D., Labach, H., Marsili, L., Mazzariol, S., Moura, A. E., Öztürk, A. A., Pardalou, A., Tonay, A. M., Verborgh, P., & Fortuna, C. (2021). *Tursiops truncatus* (Mediterranean subpopulation). *The IUCN Red List of Threatened Species*.

Nielsen, J. B., Nielsen, F., Jørgensen, P. J., & Grandjean, P. (2000). Toxic Metals and Selenium in Blood from Pilot Whales (*Globicephala melas*) and Sperm Whales (*Physeter catodon*). *Marine Pollution Bulletin*, 40(4), 348–351. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00231-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00231-3)



- Berrow, S., & Rogan, E. (1996). A Review of Harbour Porpoises, *Phocoena phocoena*, in Irish Waters. *Rep. Int. Whal. Commn.*, SC/47/SM40. <https://www.researchgate.net/publication/258918402>
- Bérubé, M., Aguilar, A., Dendanto, D., Larsen, F., Notarbartolo Di Sciara, G., Sears, R., Sigurjónsson, J., Urban-R., J., & Palsbøll, P. J. (1998). Population genetic structure of North Atlantic, Mediterranean Sea and Sea of Cortez fin whales, *Balaenoptera physalus* (Linnaeus 1758): analysis of mitochondrial and nuclear loci. *Molecular Ecology*, 7(5), 585–599. <https://doi.org/10.1046/J.1365-294X.1998.00359.X>
- Bonizzoni, S., Hamilton, S., Reeves, R. R., Genov, T., Bearzi, G., Bonizzoni, S., Bearzi, G., Bearzi, · G., Hamilton, S., Reeves, R. R., & Genov, T. (2022). Odontocete cetaceans foraging behind trawlers, worldwide. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 2022 32:3, 32(3), 827–877. <https://doi.org/10.1007/S11160-022-09712-Z>
- Borrell, A., & Aguilar, A. (2005). Differences in DDT and PCB residues between common and striped dolphins from the southwestern Mediterranean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 48(4), 501–508. <https://doi.org/10.1007/S00244-004-0039-7/METRICS>
- Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Marques, T. A., & Oedekoven, C. S. (2015). *Methods in Statistical Ecology Distance Sampling: Methods and Applications*. <http://www.springer.com/series/10235>
- Caballero, S., Marcos, M. C., Sanches, A., & Mignucci-Giannoni, A. A. (2013). Initial description of the phylogeography, population structure and genetic diversity of Atlantic spotted dolphins from Brazil and the Caribbean, inferred from analyses of mitochondrial and nuclear DNA. *Biochemical Systematics and Ecology*, 48, 263–270. <https://doi.org/10.1016/J.BSE.2012.12.016>
- Campbell, G. S., Thomas, L., Whitaker, K., Douglas, A. B., Calambokidis, J., & Hildebrand, J. A. (2015). Inter-annual and seasonal trends in cetacean distribution, density and abundance off southern California. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 112, 143–157. <https://doi.org/10.1016/J.DSR2.2014.10.008>
- Cañadas, A., & Hammond, P. S. (2008). Abundance and habitat preferences of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the southwestern Mediterranean: implications for conservation. *Endangered Species Research*, 4(3), 309–331. <https://doi.org/10.3354/ESR00073>
- Cañadas, A., & Notarbartolo di Sciara, G. (2018). *Ziphius cavirostris* (Mediterranean subpopulation) (errata version published in 2021). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e.T16381144A199549199. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T16381144A199549199.en>
- Cañadas, A., & Sagarminaga, R. (2000). THE NORTHEASTERN ALBORAN SEA, AN IMPORTANT BREEDING AND FEEDING GROUND FOR THE LONG-FINNED PILOT WHALE (*GLOBICEPHALA MELAS*) IN THE MEDITERRANEAN SEA. *Marine Mammal Science*, 16(3), 513–529. <https://doi.org/10.1111/J.1748-7692.2000.TB00948.X>
- Cañadas, A., Sagarminaga, R., & García-Tiscar, S. (2002). Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 49(11), 2053–2073. [https://doi.org/10.1016/S0967-0637\(02\)00123-1](https://doi.org/10.1016/S0967-0637(02)00123-1)
- Canese, S., Cardinali, A., Fortuna, C. M., Giusti, M., Lauriano, G., Salvati, E., & Greco, S. (2006). The first identified winter feeding ground of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86(4), 903–907. <https://doi.org/10.1017/S0025315406013853>
- Carrillo, M., Pérez-Vallazza, C., & Álvarez-Vázquez, R. (2010). Cetacean diversity and distribution off Tenerife (Canary Islands). *Marine Biodiversity Records*, 3, e97. <https://doi.org/10.1017/S1755267210000801>



Northridge, S. (2009). Bycatch. In *Encyclopedia of Marine Mammals* (pp. 167–169). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373553-9.00044-4>

Olson, P. A. (2018). Pilot Whales: *Globicephala melas* and *G. macrorhynchus*. *Encyclopedia of Marine Mammals, Third Edition*, 701–705. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00194-1>

Panigada, S., Azzellino, A., Cubaynes, H., Folegot, T., Fretwell, P., Jacob, T., Lanfredi, C., Leaper, R., Ody, D., & Ratel, M. (2020). *Proposal to develop and evaluate mitigation strategies to reduce the risk of ship strikes to fin and sperm whales in the Pelagos Sanctuary*.

Panigada, S., Gauffier, P., & Notarbartolo di Sciara, G. (2021). *Balaenoptera physalus* (Mediterranean subpopulation). *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T16208224A50387979. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T16208224A50387979.en>

Panigada, S., Pierantonio, N., Araújo, H., David, L., Di-Méglio, N., Dorémus, G., Gonzalvo, J., Holcer, D., Laran, S., Lauriano, G., Paiu, R. M., Perri, M., Popov, D., Ridoux, V., Vázquez, J. A., & Cañadas, A. (2024). The ACCOBAMS survey initiative: the first synoptic assessment of cetacean abundance in the Mediterranean Sea through aerial surveys. *Frontiers in Marine Science*, 10, 1270513. <https://doi.org/10.3389/FMARS.2023.1270513/BIBTEX>

Peltier, H., Authier, M., Caurant, F., Dabin, W., Daniel, P., Dars, C., Demaret, F., Meheust, E., Van Canneyt, O., Spitz, J., & Ridoux, V. (2021). In the Wrong Place at the Wrong Time: Identifying Spatiotemporal Co-occurrence of Bycaught Common Dolphins and Fisheries in the Bay of Biscay (NE Atlantic) From 2010 to 2019. *Frontiers in Marine Science*, 8, 617342. <https://doi.org/10.3389/FMARS.2021.617342/BIBTEX>

Peltier, H., Authier, M., Deaville, R., Dabin, W., Jepson, P. D., van Canneyt, O., Daniel, P., & Ridoux, V. (2016a). Small cetacean bycatch as estimated from stranding schemes: The common dolphin case in the northeast Atlantic. *Environmental Science & Policy*, 63, 7–18. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.05.004>

Peltier, H., Authier, M., Deaville, R., Dabin, W., Jepson, P. D., van Canneyt, O., Daniel, P., & Ridoux, V. (2016b). Small cetacean bycatch as estimated from stranding schemes: The common dolphin case in the northeast Atlantic. *Environmental Science & Policy*, 63, 7–18. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.05.004>

Peltier, H., Beaufils, A., Cesarini, C., Dabin, W., Dars, C., Demaret, F., Dhermain, F., Doremus, G., Labach, H., Van Canneyt, O., & Spitz, J. (2019). Monitoring of marine mammal strandings along French coasts reveals the importance of ship strikes on large cetaceans: A challenge for the European Marine Strategy Framework Directive. *Frontiers in Marine Science*, 6(JUL), 453184. <https://doi.org/10.3389/FMARS.2019.00486/BIBTEX>

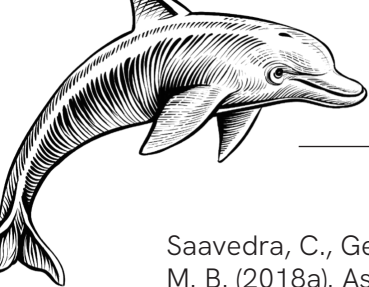
Perrin, W. F. (2018). Common Dolphin: *Delphinus delphis*. *Encyclopedia of Marine Mammals, Third Edition*, 205–209. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00095-9>

Perrin, W. F., Caldwell, D. K., & Caldwell, M. C. (1994). Atlantic spotted dolphin *Stenella frontalis* (G. Cuvier, 1829). In S. H. Ridgway & R. Harrison (Eds.), *Handbook of marine mammals* (Vol. 5, pp. 173–190). Academic Press.

Pierce, G. J., Santos, M. B., Murphy, S., Learmonth, J. A., Zuur, A. F., Rogan, E., Bustamante, P., Caurant, F., Lahaye, V., Ridoux, V., Zegers, B. N., Mets, A., Addink, M., Smeenk, C., Jauniaux, T., Law, R. J., Dabin, W., López, A., Alonso Farré, J. M., ... Boon, J. P. (2008). Bioaccumulation of persistent organic pollutants in female common dolphins (*Delphinus delphis*) and harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from western European seas: Geographical trends, causal factors and effects on reproduction and mortality. *Environmental Pollution*, 153(2), 401–415. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2007.08.019>



- 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. *Environmental Research*, 142, 185–196. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2015.06.021>
- Piroddi, C., Bearzi, G., & Christensen, V. (2011). Marine open cage aquaculture in the eastern Mediterranean Sea: a new trophic resource for bottlenose dolphins. *Marine Ecology Progress Series*, 440, 255–266. <https://doi.org/10.3354/MEPS09319>
- Pirotta, E., Brotons, J. M., Cerdà, M., Bakkers, S., & Rendell, L. E. (2020). Multi-scale analysis reveals changing distribution patterns and the influence of social structure on the habitat use of an endangered marine predator, the sperm whale *Physeter macrocephalus* in the Western Mediterranean Sea. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 155, 103169. <https://doi.org/10.1016/J.DSR.2019.103169>
- Pirotta, E., Carpinelli, E., Frantzis, A., Gauffier, P., Lanfredi, C., Pace, D. S., & Rendell, L. E. (2021). *Physeter macrocephalus* (Mediterranean subpopulation). *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T16370739A50285671. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T16370739A50285671.en>
- Plard, F., & Genu, M. (2022). *Prediction of species abundance in the Bay of Biscay and the Iberian Peninsula*. <https://www.cetambicion-project.eu/research/>
- Pollock, K. H. (1982). A Capture-Recapture Design Robust to Unequal Probability of Capture. *The Journal of Wildlife Management*, 46(3), 752. <https://doi.org/10.2307/3808568>
- Pusineri, C., Magnin, V., Meynier, L., Spitz, J., Hassani, S., & Ridoux, V. (2007). FOOD AND FEEDING ECOLOGY OF THE COMMON DOLPHIN (*DELPHINUS DELPHIS*) IN THE OCEANIC NORTHEAST ATLANTIC AND COMPARISON WITH ITS DIET IN NERITIC AREAS. *Marine Mammal Science*, 23(1), 30–47. <https://doi.org/10.1111/J.1748-7692.2006.00088.X>
- 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, Boletín Oficial del Estado 46 20912 (2011). <https://www.boe.es/eli/es/rd/2011/02/04/139>
- Reglamento (CE) Nº 812/2004 Del Consejo de 26.4.2004 Por El Que Se Establecen Medidas Relativas a Las Capturas Accidentales de Cetáceos En La Pesca y Se Modifica El Reglamento (CE) Nº 88/98, Diario Oficial de la Unión Europea L150 (2004).
- Reyes Suarez, C. (2018). *Abundance estimate, survival and site fidelity patterns of Blainville's (Mesoplodon densirostris) and Cuvier's (Ziphius cavirostris) beaked whales off El Hierro (Canary Islands)*. University of St. Andrews.
- Rogan, E., Breen, P., Mackey, M., Cañadas, A., Scheidat, M., Geelhoed, S., & Jessop, M. (2018). *Aerial surveys of cetaceans and seabirds in Irish waters: Occurrence, distribution and abundance in 2015-2017*. . https://secure.dccae.gov.ie/downloads/SDCU_DOWNLOAD/ObSERVE_Aerial_Report.pdf
- Rogan, E., Cañadas, A., Macleod, K., Santos, M. B., Mikkelsen, B., Uriarte, A., Van Canneyt, O., Vázquez, J. A., & Hammond, P. S. (2017). Distribution, abundance and habitat use of deep diving cetaceans in the North-East Atlantic. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 141, 8–19. <https://doi.org/10.1016/J.DSR2.2017.03.015>
- Rose, P. E., & Wilcox, L. A. (2014). Genetic evidence reveals a unique lineage of Bryde's whales in the northern Gulf of Mexico. *Endangered Species Research*, 25(1), 19–34. <https://doi.org/10.3354/ESR00606>
- Saavedra, C., García-Polo, M., Giménez, J., Mons, J. L., Castillo, J. J., Fernández-Maldonado, C., de Stephanis, R., Pierce, G. J., & Santos, M. B. (2022). Diet of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) in southern Spanish waters. *Marine Mammal Science*, 38(4), 1566–1582. <https://doi.org/10.1111/MMS.12945>



Saavedra, C., Gerrodette, T., Louzao, M., Valeiras, J., García, S., Cerviño, S., Pierce, G. J., & Santos, M. B. (2018a). Assessing the environmental status of the short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) in North-western Spanish waters using abundance trends and safe removal limits. *Progress in Oceanography*, 166, 66–75. <https://doi.org/10.1016/J.POCEAN.2017.08.006>

Saavedra, C., Santos, M.B., Valcarce, P., Freitas, L., Silva, M., Pipa, T., Bécares, J., Gil-Velasco, M., Vandeperre, F., Gouveia, C., Lopes, V., Teixeira, A., Simão, A.P., Otero Matias, J., Miodonski, J.V., Carreira, G.P., Henriques, F., Pérez, S., Esteban, R., Verborgh, P. et al. (2018b). Macaronesian Roof Report 2018. MISTIC SEAS II Project.

Samarra, F. I. P., & Miller, P. J. O. (2016). Identifying Variations in Baseline Behavior of Killer Whales (*Orcinus orca*) to Contextualize Their Responses to Anthropogenic Noise. *Advances in Experimental Medicine and Biology*, 875, 963–968. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2981-8_119

Santos, M. B., Fernández, R., López, A., Martínez, J. A., & Pierce, G. J. (2007). Variability in the diet of bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in Galician waters, north-western Spain, 1990–2005. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87(1), 231–241. <https://doi.org/10.1017/S0025315407055233>

Santos, M. B., German, I., Correia, D., Read, F. L., Cedeira, J. M., Caldas, M., López, A., Velasco, F., & Pierce, G. J. (2013). Long-term variation in common dolphin diet in relation to prey abundance. *Marine Ecology Progress Series*, 481, 249–268. <https://doi.org/10.3354/MEPS10233>

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. *Marine Mammal Science*, 30(1), 1–19. <https://doi.org/10.1111/MMS.12015>

Santos, M. B., Pierce, G. J., Boyle, P. R., Reid, R. J., Ross, H. M., Patterson, I. A. P., Kinze, C. C., Tougaard, S., Lick, R., Piatkowski, U., & Hernández-García, V. (1999). Stomach contents of sperm whales *Physeter macrocephalus* stranded in the North Sea 1990–1996. *Marine Ecology Progress Series*, 183, 281–294. <https://doi.org/10.3354/MEPS183281>

Santos, M. B., Pierce, G. J., García Hartmann, M., Smeenk, C., Addink, M. J., Kuiken, T., Reid, R. J., Patterson, I. A. P., Lordan, C., Rogan, E., & Mente, E. (2002). Additional notes on stomach contents of sperm whales *Physeter macrocephalus* stranded in the north-east Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82(3), 501–507. <https://doi.org/10.1017/S0025315402005787>

Santos, M. B., Read, F., Saavedra, C., Lens, S., de Stephanis, R., Giménez Verdugo, J., Verborgh, P., Gauffier, P., Esteban Pavo, R., García Tiscar, S., Salazar Sierra, J. M., Jimenez, C., López, A., Martínez Cedeira, J. A., Llavona, A., Covelo, P., Laria, L., Marcos Ipiña, E., Salazar Sierra, J., ... Areces, J. J. (2012). Estrategias Marinas: Evaluación Inicial, Buen Estado Ambiental y Objetivos Ambientales. *Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente*.

Schleimer, A. C. H. (2021). *Population biology of fin whales: Applying demographic and evolutionary approaches to studying populations* [University of Groningen]. <https://doi.org/10.33612/DISS.159648394>

Schoeman, R. P., Patterson-Abrolat, C., & Plön, S. (2020). A Global Review of Vessel Collisions With Marine Animals. *Frontiers in Marine Science*, 7, 476648. <https://doi.org/10.3389/FMARS.2020.00292/BIBTEX>

Servidio, A., Pérez-Gil, E., Pérez-Gil, M., Cañadas, A., Hammond, P. S., & Martín, V. (2019). Site fidelity and movement patterns of short-finned pilot whales within the Canary Islands: Evidence for resident and transient populations. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(S1), 227–241. <https://doi.org/10.1002/AQC.3135>

Sharpe, M., & Berggren, P. (2023). *Phocoena phocoena* (Europe assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2023*: e.T17027A219010660.



Silva, M. A., Prieto, R., Cascão, I., Seabra, M. I., Machete, M., Baumgartner, M. F., Santos, R. S., Mo', M., Silva, M. A., Casca'õ, I., Casca'õ, C., Ine^, M. I., & Seabra, I. (2014). Spatial and temporal distribution of cetaceans in the mid-Atlantic waters around the Azores. *Marine Biology Research*, 10(2), 123-137. <https://doi.org/10.1080/17451000.2013.793814>

Silva, M. A., Prieto, R., Magalhães, S., Seabra, M. I., Santos, R. S., & Hammond, P. S. (2008). Ranging patterns of bottlenose dolphins living in oceanic waters: Implications for population structure. *Marine Biology*, 156(2), 179-192. <https://doi.org/10.1007/S00227-008-1075-Z/METRICS>

Spitz, J., Ridoux, V., Trites, A. W., Laran, S., & Authier, M. (2018). Prey consumption by cetaceans reveals the importance of energy-rich food webs in the Bay of Biscay. *Progress in Oceanography*, 166, 148-158. <https://doi.org/10.1016/J.POCEAN.2017.09.013>

Taylor, N., Authier, M., Banga, R., Genu, M., Gilles, A., Saavedra, C., & et al. (2022). Marine Mammal By-catch. In *OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic* (Issue 7). OSPAR Commission, London, UK. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/marine-mammal-bycatch%0A1>

Tejedor Fuentes, M. L. (2016). Aportaciones a la osteología y sus anomalías asociadas en los cetáceos menores del Archipiélago Canario [Universidad de Las Palmas de Gran Canaria]. In G. Balint, B. Antala, C. Carty, J.-M. A. Mabieme, I. B. Amar, & A. Kaplanova (Eds.), *Uniwersytet śląski* (Vol. 7, Issue 1). <https://doi.org/10.2/JQUERY.MIN.JS>

UNEP/MAP. (2021). Monitoring and Assessment Scales, Assessment Criteria, Thresholds and Baseline Values for the IMA Common Indicators 3, 4 and 5 related to Marine Mammals. *Meeting of the Ecosystem Approach Correspondence Group on Monitoring (CORMON) Biodiversity and Fisheries*.

Valsecchi, E., Amos, W., Raga, J. A., Podestà, M., & Sherwin, W. (2004). The effects of inbreeding on mortality during a morbillivirus outbreak in the Mediterranean striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*). *Animal Conservation*, 7(2), 139-146. <https://doi.org/10.1017/S1367943004001325>

Verborgh, P., & Desportes, G. (2023). Long-Finned Pilot Whale *Globicephala melas* (Traill, 1809). In K. Hackländer & F. E. Zachos (Eds.), *Handbook of the Mammals of Europe*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-65038-8_115-1

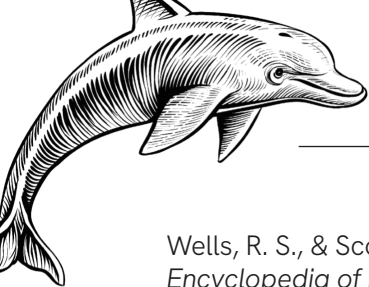
Verborgh, P., & Gauffier, P. (2021). *Globicephala melas* (Strait of Gibraltar subpopulation). *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T198787290A198788152. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T198787290A198788152.en>

Verborgh, P., Gauffier, P., Esteban, R., Giménez, J., Cañadas, A., Salazar-Sierra, J. M., & de Stephanis, R. (2016). Conservation Status of Long-Finned Pilot Whales, *Globicephala melas*, in the Mediterranean Sea. *Advances in Marine Biology*, 75, 173-203. <https://doi.org/10.1016/BS.AMB.2016.07.004>

Viricel, A., & Rosel, P. E. (2014). Hierarchical population structure and habitat differences in a highly mobile marine species: the Atlantic spotted dolphin. *Molecular Ecology*, 23(20), 5018-5035. <https://doi.org/10.1111/MEC.12923>

Waggitt, J. J., Evans, P. G. H., Andrade, J., Banks, A. N., Boisseau, O., Bolton, M., Bradbury, G., Brereton, T., Camphuysen, C. J., Durinck, J., Felce, T., Fijn, R. C., Garcia-Baron, I., Garthe, S., Geelhoed, S. C. V., Gilles, A., Goodall, M., Haelters, J., Hamilton, S., ... Hiddink, J. G. (2020). Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. *Journal of Applied Ecology*, 57(2), 253-269. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13525>

Walton, M. J. (1997). Population structure of harbour porpoises *Phocoena phocoena* in the seas around the UK and adjacent waters. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 264(1378), 89-94. <https://doi.org/10.1098/RSPB.1997.0013>



Wells, R. S., & Scott, M. D. (2018). Bottlenose Dolphin, *Tursiops Truncatus*, Common Bottlenose Dolphin. *Encyclopedia of Marine Mammals, Third Edition*, 118–125. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00072-8>

Whitehead, H. (2003). *Sperm Whales: Social Evolution in the Ocean*. . University of Chicago Press.

Whitehead, H. (2018). Sperm Whale: *Physeter macrocephalus*. *Encyclopedia of Marine Mammals, Third Edition*, 919–925. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00242-9>

Williams, R., Vikingsson, G. A., Gislason, A., Lockyer, C., New, L., Thomas, L., & Hammond, P. S. (2013). Evidence for density-dependent changes in body condition and pregnancy rate of North Atlantic fin whales over four decades of varying environmental conditions. *ICES Journal of Marine Science*, 70(6), 1273–1280. <https://doi.org/10.1093/ICESJMS/FST059>

Wilson, B., Hammond, P. S., & Thompson, P. M. (1999). ESTIMATING SIZE AND ASSESSING TRENDS IN A COASTAL BOTTLENOSE DOLPHIN POPULATION. *Ecological Applications*, 9(1), 288–300. <https://doi.org/10.1890/1051-0761>

ESTRATEGIAS MARINAS

Protegiendo el mar para todos