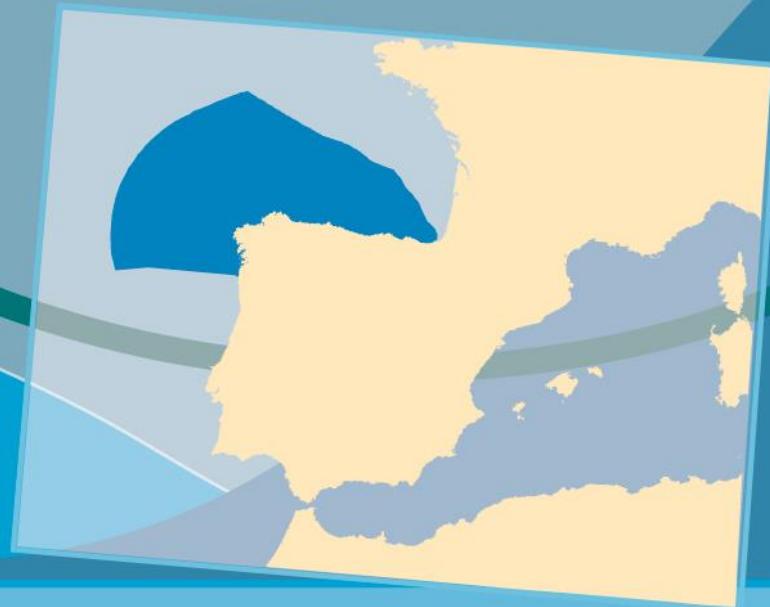


EsMarEs

“Estrategias Marinas de España, protegiendo el mar para todos”



Estrategia marina de la Demarcación noratlántica



PARTE IV. EVALUACIÓN DEL ESTADO DEL MEDIO MARINO Y DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL EN LA DEMARCACIÓN MARINA NORATLÁNTICA

MADRID. 2019

AUTORES DEL DOCUMENTO

AUTORES

AVES MARINAS: SEO/BirdLife:

- José Manuel Arcos
- Juan Bécares
- Marcel Gil-Velasco

MAMÍFEROS MARINOS: ALNILAM, Investigación y Conservación

- José Antonio Vázquez Bonales (ALNILAM Investigación y Conservación)
Con la colaboración de:
 - José María Brotons (AOSCIACION TURSIOPS)
 - José Martínez-Cedeira (CEMMA- Coordinadora para o Estudio dos Mamíferos Mariños)
 - Mónica Pérez Gil (CEAMAR- Cetacean and Marine Research Institute of the Canary Islands)
 - Antonella Servidio (CEAMAR- Cetacean and Marine Research Institute of the Canary Islands).
- En la revisión externa del documento y elaboración de la versión final de este apartado han participado: Bruno Díaz (BDRI), Alfredo López (CEMMA), Ruth Esteban (CIRCE-Madeira Whale Museum), Patricia Gozalbes (Universidad de Valencia), Camilo Saavedra (IEO), Begoña Santos (IEO) y Phillip Verborgh (CIRCE-Madeira Whale Museum).

TORTUGAS MARINAS: FUNDACIÓN BOSCH I GIMPERA

- Luis Cardona

DESCRIPTOR 2

- Aina Carbonell
- Cesar Peteiro

DESCRIPTOR 3

- Susana Junquera (IEO)
- Jose Castro (IEO)
- Enrique Rodriguez Marin (IEO)
- Esther Abad (IEO)
- Gerson Costas (IEO)
- Isabel Riveiro (IEO)
- Pablo Carrera (IEO)
- Paz Sampedro (IEO)
- Rosario Dominguez (IEO)
- Santiago Cerviño (IEO)
- Victoria Ortiz (IEO)

DESCRIPTOR 4



- Izaskun Preciado (IEO)

DESCRIPTOR 5

- Jesus Mercado (IEO)

DESCRIPTOR 6

- Alberto Serrano (IEO)
- Pilar Zorzo (CEDEX- CEPYC)
- Isabel Moreno (CEDEX- CEPYC)

DESCRIPTOR 7

- César G. Pola (IEO)

DESCRIPTOR 8

- Lucía Viñas (IEO)
- Juan Bellas (IEO)
- Victoria Besada (IEO)
- Marina Albentosa (IEO)
- Olvido Tello (IEO)
- Begoña Pérez (IEO)
- Diego Rial (IEO)

DESCRIPTOR 9:

- Itxaso Carranza (IPROMA)
- Aitor Freire Astray (IPROMA)

DESCRIPTOR 10

- Marta Martínez Gil (SGPM-DGSCM)
- Juan Gil Gamundi (SGPM-DGSM)
- Jose Luis Buceta (CEDEX-CEPYC)
- Jesús Gago (IEO)

DESCRIPTOR 11

- Jorge Ureta (SGPM-DGSCM)
- Manuel Bou (IEO)
- Ana Lloret (CEDEX-CEPYC)

COORDINACION GENERAL MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA (SUBDIRECCIÓN GENERAL PARA LA PROTECCIÓN DEL MAR)

- Itziar Martín Partida
- Sagrario Arrieta Algarra
- Lucía Martínez García- Denche
- Paloma Ramos Fernández
- Paula Valcarce Arenas

COORDINACION INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRÁFÍA

- Pablo Abaunza
- Alberto Serrano





MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



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 (MITECO). Madrid 2019.

NIPO: 638-19-082-7

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

MITECO. www.miteco.es



ÍNDICE

AUTORES DEL DOCUMENTO	2
ÍNDICE	5
1. INTRODUCCIÓN	8
2. DESCRIPTORES DE PRESIÓN	9
2.1. Descriptor 2: Especies alóctonas e invasoras.....	9
2.1.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	9
2.1.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	10
2.1.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	11
2.1.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	12
2.2. Descriptor 3: Especies explotadas comercialmente	13
2.2.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados ..	13
2.2.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	15
2.2.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	15
2.2.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	16
2.3. Descriptor 5: Eutrofización.....	17
2.3.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados ..	17
2.3.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	21
2.3.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	21
2.3.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	22
2.4. Descriptor 7: Condiciones hidrográficas	25
2.4.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados ..	25
2.4.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	25
2.4.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	26
2.4.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones.	26
2.5. Descriptor 8: Contaminación y sus efectos.....	27
2.5.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	28
2.5.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	29
2.5.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	32



2.6. Descriptor 9: Contaminantes en pescado y otros productos de la pesca para consumo humano	33
2.6.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados ..	33
2.6.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	34
2.6.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	35
2.6.4. Actualización de la definición del Buen Estado Ambiental y conclusiones	38
2.7. Descriptor 10: Basuras Marinas	40
2.7.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados en la DM noratlántica	40
2.7.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	44
2.7.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	45
2.7.4. Actualización de la definición del Buen Estado Ambiental y conclusiones	47
2.8. Descriptor 11: Ruido.....	48
2.8.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados ..	48
2.8.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	49
2.8.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	50
2.8.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	51
3. DESCRIPTORES DE ESTADO	51
3.1. Descriptor 1: Biodiversidad	52
ESPECIES	52
3.1.1. Aves marinas	52
3.1.1.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados en la DM noratlántica	52
3.1.1.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al grupo aves	57
3.1.1.3. Resultados de la actualización de la evaluación estado ambiental	59
3.1.1.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	62
3.1.2. Mamíferos marinos	65
3.1.2.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados en la DM noratlántica	65
3.1.2.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor 1- mamíferos marinos	69
3.1.2.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	72



3.1.2.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	97
3.1.3. Reptiles marinos.....	99
3.1.3.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores	99
3.1.3.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	100
3.1.3.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	100
3.1.3.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones ...	102
3.1.4. Peces y cefalópodos demersales.....	102
3.1.4.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	102
3.1.4.2. Principales presiones e impactos	103
3.1.4.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	103
3.1.4.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y Conclusiones...	104
3.2. Descriptor 4: Redes tróficas	105
3.2.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	106
3.2.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	107
3.2.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	107
3.2.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	109
3.3. Descriptor 6: Integridad de los fondos marinos (D1 Biodiversidad- Hábitats bentónicos)	
.....	110
3.3.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	110
3.3.2. Principales presiones que afectan al descriptor	111
3.3.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	112
3.3.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	115
4. REFERENCIAS	117
5. LISTA DE ABREVIATURAS.....	157



PARTE IV. EVALUACIÓN DEL ESTADO DEL MEDIO MARINO Y DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL EN LA DEMARCACIÓN MARINA NORATLÁNTICA

1. INTRODUCCIÓN

En este documento se presentan los resultados de la actualización de las dos primeras fases de las estrategias marinas de la demarcación marina (DM) noratlántica:

- Definición del Buen Estado Ambiental (BEA) del medio marino (artículo 9 de la Directiva 2008/56 Marco de la Estrategia Marina (DMEM))
- Evaluación Inicial del medio marino, en lo que se refiere al estado medioambiental actual de esas aguas(artículo 8.1.a de la DMEM)

La descripción detallada de la evaluación realizada (metodología, resultados, etc), se recoge en el anexo de este documento: **Anexo parte IV Fichas de Evaluación por Descriptor**

Ambas fases se abordaron en el primer ciclo de estrategias marinas, en el 2012, cuyos resultados se pueden consultar en la página web del MITECO: <https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/estrategias-marinas/demarcacion-noratlantica/>

La actualización de dichos documentos marca el inicio del segundo ciclo de las estrategias marinas (2018- 2024).

Para la actualización de la evaluación inicial (EI) y de la definición del BEA, se han seguido los elementos, los criterios y las normas metodológicas para cada uno de los descriptores establecidos en la Decisión (UE) 2017/848 de la Comisión, 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.

Asimismo, se han tenido en cuenta las listas indicativas de elementos del ecosistema, presiones antropogénicas y actividades humanas pertinentes para las aguas marinas, referentes a los artículos 8, 9, 10 y 11 de la Ley 41/2010, de protección del medio marino (anexo I), modificadas por el Real Decreto 957/2018, que se traspone al ordenamiento jurídico nacional de la Directiva 2017/845 de la Comisión, que modifica el Anexo III de la DMEM

Además se han tenido en cuenta, cuando ha sido posible, las Guías de Reporting (Reporting on the 2018 update of articles 8, 9 &10 for the MSFD- MSFD Guidance Document 14) y de evaluación (Guidance for assessments under article 8 of the MSFD) propuestas en los diferentes grupos de trabajo de la Common Implementation Strategy (CIS), en concreto el WG- DIKE y el WK-GES.



La DM noratlántica incluye la plataforma Cantábrica y Noroeste, quedando encuadrada dentro de la Región IV de OSPAR (OSPAR Commission, 2000), que abarca las aguas atlánticas ibéricas y el golfo de Vizcaya, entre el 48° N y el 36° N y el límite oeste es el 11° O. El golfo de Vizcaya es una porción del océano Atlántico que se introduce en la costa de Europa occidental desde el noroeste de Francia (Punta de Pern, costa de la Bretaña) hasta el cabo Ortegal en el noroeste de España (comunidad autónoma de Galicia).

En el documento Parte I. Marco General demarcación marina noratlántica se describen las características físico- químicas y biológicas de la demarcación.

2. DESCRIPTORES DE PRESIÓN

En este apartado, se abordan los descriptores relacionados con las presiones antropogénicas que afectan al medio marino: presiones biológicas (descriptores 2 y 3), presiones físicas (descriptores 6 y 7), y sustancias, basuras y energías (descriptores 5, 8,9, 10 y 11).

2.1. Descriptor 2: Especies alóctonas e invasoras

2.1.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

En aplicación de la Decisión (UE) 2017/848 se evalúan las especies potencialmente invasoras (IAS) atendiendo a su definición de especies que representan un riesgo para los ecosistemas y un peligro para la biodiversidad introducidas por la actividad humana.

Criterios e indicadores utilizados:

El criterio, e indicador utilizado en la actualización de la evaluación ha sido principalmente el criterio D2C1. El análisis del criterio D2C2 solo ha sido abordado parcialmente en ausencia de consenso metodológico operativo y del establecimiento de protocolos de muestreos reglados y acordados en toda el área e incluidos en la evaluación de las EEMM.

CRITERIO	INDICADOR
Criterio D2C1: Primario- Especies alóctonas de nueva introducción	Número de especies alóctonas de nueva introducción a través de la actividad humana en el medio natural, por periodo de evaluación (seis años), medido a partir del año de referencia y comunicado en la evaluación inicial con arreglo al artículo 8, apartado 1, de la Directiva 2008/56/CE
Criterio D2C2: Secundario-	Abundancia y distribución espacial de las especies alóctonas establecidas, en particular las especies



<p>Especies alóctonas establecidas, en particular las especies alóctonas invasoras, que incluyen las especies pertinentes de la lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión adoptada con arreglo al artículo 4, apartado 1, del Reglamento (UE) n.o 1143/2014 y las especies que son pertinentes para su uso según el criterio D2C3.</p> <p>No utilizado en esta actualización para las especies con carácter invasivo evaluadas por el D1 y D6.</p>	<p>invasoras, que contribuyan de forma significativa a los efectos adversos sobre grupos de especies concretos o grandes tipos de hábitats.</p>
<p>Criterio D2C3: Secundario-</p> <p>Grupos de especies y tipos generales de hábitats expuestos a los riesgos derivados de las especies alóctonas, seleccionados de entre los utilizados para los descriptores 1 y 6. Los Estados miembros elaborarán esa lista mediante la cooperación regional o subregional.</p> <p>No utilizado en esta actualización.</p>	<p>La proporción del grupo de especies o la extensión espacial de cada tipo general de hábitat alterado adversamente debido a especies alóctonas, en particular especies alóctonas invasoras.</p>

2.1.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

Las principales presiones según el Anexo III de la DMEM que ejercen las especies alóctonas e invasoras se relacionan principalmente con:

- Presiones biológicas
 - Introducción de organismos patógenos microbianos
 - Introducción o propagación de especies alóctonas.
- Presiones de aportes de sustancias, basuras y energía:
 - Aporte de basuras (basuras sólidas, incluidas microbasuras.)

Los principales vectores de presión que introducen especies alóctonas según las actividades humanas del Anexo III de la DMEM son:

- Transporte marítimo
- Acuicultura marina, incluida la infraestructura



La interacción entre las basuras marinas, principalmente plásticos como medios de introducción de especies alóctonas al facilitar la dispersión y transporte a zonas lejanas de estas especies facilita el movimiento de las especies entre zonas alejadas dentro del Mediterráneo (Barnes, 2002). El transporte en los tanques de lastre es otro de los mecanismos que se han detectado como principales vías de introducción de especies aloctonas, que especialmente afectan a las zonas portuarias de marinas, puertos recreativos y puertos comerciales (IMO, 2007; López-Legentil *et al.*, 2015; Nincevic *et al.*, 2014). El transporte de propagulos en cascos de embarcaciones (bioincurstantes) es también uno de los vectores de propagación de organismos sésiles y organismos con exosqueletos bicarbonatados, principalmente de briozoos, percebes y poliquetos. La liberación de especies en el medio marino, como son especies comerciales de interés alimentario procedentes de la acuicultura de peces y la maricultura (principalmente para crustáceos decápodos y moluscos). Existen también otro tipo de invasiones no debidas directamente por la actividad humana, pero sí inducidas indirectamente como son los bloom de algas nocivas (HAB, Harmful Algal Blooms) principalmente de algas dinoflageladas que proliferan en condiciones específicas de eutrofización y estancamiento de las aguas que afectan ensenadas, y lagunas, y las introducciones por vectores naturales de corredores y canales (Galil *et al.*, 2014), favorecidas por cambios de las características hidrográficas debidas al calentamiento global (como por ejemplo las invasiones de especies peces exóticos a través del Canal de Suez).

Tabla 1. . Principales vectores de introducción de especies alóctonas invasivas por la actividad humana

Impacto	Presiones	Sectores/Actividad humana
Desechos humanos	Basura marina	Tráfico marítimo de mercancías, pasajeros, náutica deportiva y de recreo
Perturbaciones biológicas	Introducción de organismos patógenos microbianos	-Vertidos de aguas de lastre del tráfico marítimo (Ballast water)
	Transfierencias de especies alóctonas	-Tráfico marítimo en cascos y anclas (biolfoiling) -Aguas de lastres, vertidos - Introducciones por vertidos y escapres de especies de cría en acuicultura y maricultura

2.1.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

Los resultados detallados de la actualización de la evaluación se pueden consultar en la la ficha de actualización del D2 en el Anexo.



Criterio D2C1: La medida en que se haya logrado el buen estado medioambiental se expresará para la zona evaluada de la siguiente forma:

El número de especies alóctonas de nueva introducción a través de la actividad humana, en el periodo de evaluación de seis años, y una lista de esas especies.

Se detecta una reducción de especies alóctonas en la demarcación de aproximadamente el 50% en relación a la evaluación inicial. El buen estado ambiental en el conjunto de la demarcación no parece encontrarse en serio peligro por la presencia de especies alóctonas. Se recomienda realizar seguimiento y establecer medidas de control para controlar y evitar impactos negativos.

Criterio D2C2: No evaluado. La escala utilizada en futuros ciclos de estrategias marinas para la evaluación de este criterio será la misma que se emplee para la evaluación de los grupos de especies o los grandes tipos de hábitats en el ámbito de los descriptores 1 y 6 que al mismo tiempo contribuirá a la evaluación del criterio D2C3 (efectos adversos de las especies alóctonas). El criterio D2C2 se expresará por especie evaluada.

Criterio D2C3: No evaluado. Los impactos negativos están todavía por determinar. El seguimiento y estudio biológico serán determinantes para en el futuro diagnosticar el efecto de las especies invasoras

2.1.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

La definición del BEA se actualiza, con respecto a la definida en el primer ciclo de estrategias marinas, de la siguiente manera: **D2C1: Especies alóctonas de nueva introducción: El número de especies alóctonas de nueva introducción a través de la actividad humana en el medio natural, por período de evaluación (seis años), medido a partir del año de referencia y comunicado en la evaluación inicial, se minimiza y, en la medida de lo posible se reduce a cero.**

D2C2: Las especies alóctonas establecidas, en particular las especies alóctonas invasoras que se incluyen en la lista de especies pertinentes para su uso en la evaluación del criterio, se encuentran en niveles de abundancia y distribución que no alteran el ecosistema de manera adversa

D2C3 Los grupos de especies y tipos generales de hábitats expuestos a los riesgos derivados de las especies alóctonas para los descriptores 1 y 6, se encuentran en una proporción por grupo de especies y una extensión por cada gran tipo de hábitat evaluado que no altera adversamente la composición de especies nativas ni el hábitat.

Teniendo en cuenta el criterio D2C1 el resultado es “**ESTA EN BEA**”. Los objetivos ambientales relacionas con el descriptor 2 se han alcanzado en relación a la evaluación de referencia, ahora bien se debe reforzar el seguimiento con protocolos estandarizados de muestreo y revisión de la lista de alóctonas y alóctonas con carácter invasor.

En 2012 en resumen se concluyó que, ni el buen estado ambiental en el conjunto de la demarcación, ni la pervivencia de los distintos tipos de hábitats que incluye, parecían encontrarse en serio peligro



por la presencia de especies invasoras. Sin embargo, si podían darse impactos negativos importantes a escala local, y el alto número de especies alóctonas detectadas, y sobre todo las decenas de ellas con potencial invasor, aconsejaban la puesta en marcha cuanto antes de sistemas de seguimiento de las mismas y sobre todo llevar a cabo estudios de impacto específicos para poder así evaluar con conocimiento de causa los riesgos potenciales.

En 2018 la misma conclusión se desprende de los análisis realizados, e incluso se puede decir que la perspectiva de impactos de especies alóctonas se reduce.

Teniendo en cuenta el criterio D2C1 el resultado es “ESTA EN BEA” y dado que se trata de un criterio primario podemos decir que la DM noratlántica para el descriptor 2, se encuentra en BEA.

2.2. Descriptor 3: Especies explotadas comercialmente

2.2.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Elementos evaluados:

En aplicación de la Decisión (UE) 2017/848 los stocks pesqueros se evalúan a las escalas ecológicamente relevantes, atendiendo a los niveles de agrupación establecidos por los organismos científicos competentes, en este caso el ICES y la ICCAT (ver Tabla 11 de la ficha de actualización del D3 en el Anexo).

En la DM noratlántica se han analizado un total de 18 stocks pesqueros, de los cuales se han evaluado 13. Las capturas de estos 18 stocks representan el 93% del total de la demarcación (ver tabla 11 de la ficha D3 en el anexo):

- *Scomber scombrus* (Atlántico nordeste y aguas adyacentes) ICES mac.27.nea
- *Scomber colias*- No evaluado
- *Trachurus trachurus* (Aguas Atlánticas de la península Ibérica) ICES hom.27.9a
- *Trachurus trachurus* (Golfo de Vizcaya) ICES hom.27.2a4a5b6a7a-ce-k8
- *Micromesistius poutassou* (Atlántico nordeste y Ártico) ICES whb.27.1-91214 nea
- *Engraulis encrasicolus* (Golfo de Vizcaya) ICES ane.27.8
- *Merluccius merluccius* (Cantábrico y aguas atlánticas de la Península Ibérica) ICES hke.27.8c9a
- *Thunnus alalunga* (Atlántico norte)
- *Sardina pilchardus* (Cantábrico y aguas atlánticas de la Península Ibérica) ICES pil.27.8c9a
- *Lophius piscatorius* (Cantábrico y aguas atlánticas de la península Ibérica) ICES mon.27. 8c9a
- *Lophius budegassa* (Cantábrico y aguas atlánticas de la península Ibérica) ICES ank.27.8c9a
- *Octopus vulgaris*- No evaluado
- *Conger conger*- No evaluado



- *Lepidorhombus boscii* (Sur del golfo de Vizcaya y aguas atlánticas de la península Ibérica) ICES Idb.27.8c9a
- *Lepidorhombus whiffiagonis* (Sur del golfo de Vizcaya y aguas atlánticas de la Península Ibérica) ICES meg.27.8c9a
- *Trisopterus spp*- No evaluado
- *Sarda sarda*- No evaluado
- *Thunnus thynnus* (Atlántico este y Mediterráneo)

Área de evaluación, criterios e indicadores utilizados:

La DM nordatlántica comprende la práctica totalidad de la División ICES VIIIC y parte de las Divisiones ICES VIIIB, VIIID, VIIIE, IXA y IXB (Figura 12, Anexo Ficha de Evaluación Inicial D3).

Los criterios, e indicadores utilizados en la actualización de la evaluación han sido los criterios D3C1 y D3C2. El análisis del criterio D3C3 no se ha abordado de momento, en ausencia de consenso metodológico operativo

CRITERIO	INDICADOR
<p>Criterio D3C1: La tasa de mortalidad por pesca de las poblaciones explotadas se sitúa en valores iguales o inferiores a los niveles que pueden producir el rendimiento máximo sostenible (MSY).</p>	<p>Tasa de mortalidad pesquera (F), que deberá ser igual o inferior a F_{MSY}, que es la mortalidad pesquera que produce el rendimiento máximo sostenible</p>
<p>Criterio D3.C2: La biomasa de reproductores de las especies explotadas se sitúa por encima de los niveles de biomasa que pueden producir el rendimiento máximo sostenible.</p>	<p>Biomasa del stock reproductor (SSB), que deberá ser igual o mayor que SSB_{MSY}, que es la biomasa de reproductores que alcanzaría el rendimiento máximo sostenible con una mortalidad por pesca igual a F_{MSY}.</p>
<p>Criterio D3.C3: Las distribuciones por edades y tallas de las poblaciones explotadas son indicativas de una población sana. Deberán incluir una proporción elevada de individuos de edad avanzada/gran talla.</p> <p>No utilizado en esta actualización.</p>	<p>Los organismos científicos no disponen de parámetros indicadores que permitan la evaluación de este criterio. Por otro lado las consultas realizadas por la UE al ICES no han conducido a resultados concluyentes y no existe un consenso metodológico común. En consecuencia este criterio no ha sido utilizado. La Decisión (UE) 2017/848 ya prevé que este criterio podría no estar disponible para la revisión de 2018.</p>



2.2.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

La principal presión relacionada con este descriptor es la descrita en el Anexo I de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, como:

- Extracción o mortalidad / lesiones de especies silvestres, incluidas especies objetivo y no objetivo (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades).

2.2.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

La evaluación de la medida en que se ha definido el el BEA se describe de la siguiente forma:

- a) Los stocks evaluados, los valores alcanzados para los criterios D3C1 (F) y D3C2 (SSB) y su estado en comparación con los respectivos valores de referencia (F_{MSY} y SSB_{MSY}).
 - Para cada elemento el estado es “bueno” cuando se cumple a la vez que $F \geq F_{MSY}$ y $SSB > SSB_{MSY}$
 - Proporción de stocks en estado “bueno” sobre el total de elementos seleccionados.
- b) Proporción de elementos seleccionados que no disponen de evaluaciones cuantitativas.

Los parámetros indicadores utilizados proceden de las evaluaciones analíticas realizadas y validadas por el ICES e ICCAT (ver Tabla 11 de la ficha de Evaluación Inicial del D3 en el anexo).

Los resultados detallados de la actualización de la evaluación se pueden consultar en la Tabla 11 de la ficha de actualización del D3 en el anexo, incluidos los parámetros indicadores utilizados, los cuales proceden de las evaluaciones analíticas realizadas y validadas por el ICES e ICCAT.

Los resultados de la evaluación del D3 en la DM noratlántica se resumen en:

- a) Siete de los 18 stocks evaluados están en buen estado (39%). Estos son:
 - a. *Trachurus trachurus* (Aguas Atlánticas de la Península Ibérica) ICES hom.27.9a;
 - b. *Engraulis encrasicolus* (golfo de Vizcaya) ICES ane.27.8;
 - c. *Thunnus alalunga* (Atlántico norte),
 - d. *Lophius piscatorius* (Cantábrico y aguas atlánticas de la península Ibérica),
 - e. *Lophius budegassa* (Cantábrico y aguas atlánticas de la península Ibérica),
 - f. *Lepidorhombus boscii* (Sur del golfo de Vizcaya y aguas atlánticas de la península Ibérica), y
 - g. *Lepidorhombus whiffiagonis* (Sur del golfo de Vizcaya y aguas atlánticas de la península Ibérica),
- b) Cinco stocks están en mal estado (28%):
 - a. *Scomber scombrus* (Atlántico noreste y aguas adyacentes),



- b. *Trachurus trachurus* (Golfo de Vizcaya),
 - c. *Micromesistius poutassou* (Atlántico nordeste y Ártico),
 - d. *Merluccius merluccius* (Cantábrico y aguas atlánticas de la península Ibérica) y
 - e. *Sardina pilchardus* (Cantábrico y aguas atlánticas de la península Ibérica).
- c) Seis de los 18 stocks (33%) están en estado desconocido (sin evaluación analítica) o incierto (evaluaciones no concluyentes en cuanto a los criterios establecidos):
- a. *Scomber colias*,
 - b. *Octopus vulgaris*,
 - c. *Conger conger*,
 - d. *Trisopterus spp*,
 - e. *Sarda sarda*, y
 - f. *Thunnus thynnus* (Atlántico este y Mediterráneo)

Los parámetros indicadores utilizados proceden de las evaluaciones analíticas realizadas y validadas por el ICES e ICCAT (ver Tabla 11 de la ficha de actualización del D3 en el Anexo).

2.2.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

Se propone como definición de BEA lo establecido en la Política Pesquera Común, es decir:

En 2020 se alcanzará el índice de explotación del Rendimiento Máximo Sostenible para todas las poblaciones. Esta definición implica la evaluación simultánea de los dos criterios D3C1 y D3C2. El estado se designa como “bueno” cuando se cumplen a la vez que $F_{actual} \geq F_{msy}$ y $SSB_{actual} \geq SSB_{msy}$

Con los resultados de la actualización de la evaluación inicial, y comparándolo con la definición de BEA propuesta, se puede concluir que la DM no alcanza el buen estado ambiental para el Descriptor 3.

La DM noratlántica no alcanza el buen estado ambiental para el Descriptor 3.



2.3. Descriptor 5: Eutrofización

2.3.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Áreas de evaluación

En la Decisión 2017/848/UE se publican los criterios y normas metodológicas que han de guiar la evaluación de la eutrofización en la DM. En cuanto a la escala espacial de evaluación, señala que se han de tener en cuenta las “aguas costeras, con arreglo a la Directiva 2000/60/CE”, con la finalidad de asegurar la coherencia entre las evaluaciones de los elementos de calidad analizados en esa Directiva y los criterios evaluados en la DMEM. Para el resto de la Demarcación, propone utilizar criterios de agregación que se acuerden a nivel internacional, regional o subregional aunque, en caso de no haberlos, “los Estados miembros podrán utilizar las establecidas al nivel nacional, siempre y cuando la cooperación regional prosiga en la forma prevista en los artículos 5 y 6 de la Directiva 2008/56/CE”. La DM NOR está incluida dentro del área IV de OSPAR para la cual no se han acordado aún criterios de zonación aplicables a escala de demarcación marina. Por tanto, atendiendo a las normas metodológicas publicadas en la Decisión 2017/848/UE, en este segundo ciclo de las EEMM, se tomaron en consideración por un lado las aguas costeras *sensu* DMA y por otro el resto de la DM. Para la evaluación de las zonas de la Demarcación más allá de las masas de agua costera, se ha optado por utilizar la zonación definida en el primer ciclo de las EEMM, que estuvo basada en el análisis de los ciclos anuales de productividad fitoplanctónica (Figura 1). De acuerdo con este análisis, la demarcación fue dividida en seis áreas de productividad contrastante que fueron utilizadas como unidades espaciales de evaluación (Tabla 2), tanto en lo que se refiere al cálculo de valores de base y de evaluación, como al criterio de agrupación de los datos para el cálculo de tendencias temporales.



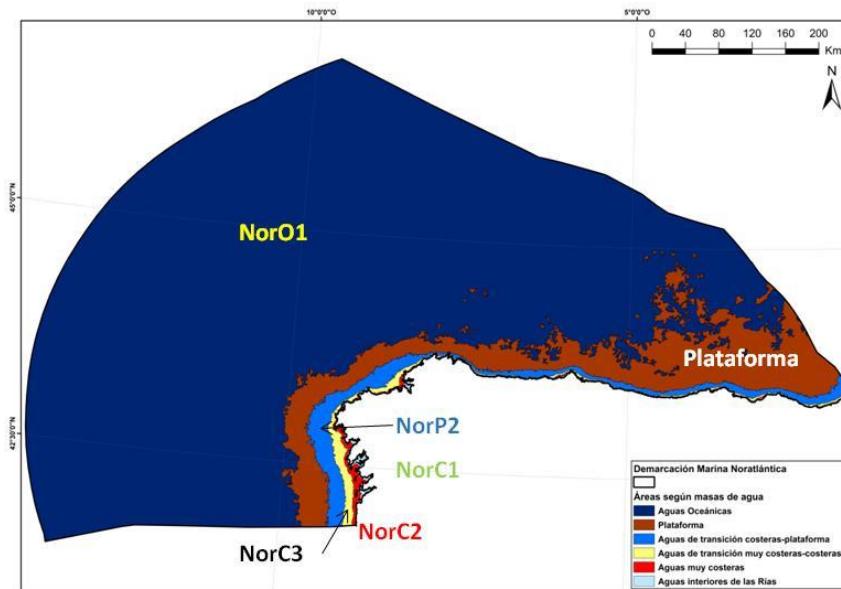


Figura 1. Áreas de productividad contrastante utilizadas como áreas de evaluación de la eutrofización definidas en el primer informe de evaluación inicial de las EEMM

Tabla 2. Zonas de evaluación para las aguas no-costeras de la demarcación (ver Figura 1).

Identificador de las áreas	Extensión (%)	Masas de agua costeras de la DMA que incluye
NorO1	60,81	-
Plataforma	29,41	-
NorP2	6,86	DHC Oriental, DHC Occidental (aguas Tipo 12 y 14)
NorC3	2,11	DHGC (aguas Tipo 15 y 18)
NorC2	0,67	DHGC (aguas Tipo 16-17)
NorC1	0,13	*

*El área NorC1 incluiría las partes internas de las rías gallegas que han sido catalogadas como aguas de transición por la Comunidad Autónoma. Por lo tanto, no serán evaluadas en el presente informe aunque sí se presentan valores de algunos de los indicadores para comparación con las áreas costeras.

Las masas de agua costera definidas en aplicación de la DMA dentro de la DM noratlántica están incluidas en las demarcaciones hidrográficas de las cuencas del Miño-Sil, Galicia-Costa, Cantábrico Occidental y Cantábrico Oriental (Figura 2). Todas las masas de agua están clasificadas dentro de una de las seis tipologías descritas en la Tabla 3. Las características y límites geográficos de cada una son



recogidos en las memorias de los planes hidrológicos de cuenca para el periodo 2015/2021, aprobados en 2016.



Figura 2. Aguas costeras de la de DM noratlántica.

Tabla 3. Tipología de las masas de agua costera de la DM noratlántica según la Instrucción de Planificación Hidrológica.

Tipo de masa de agua	Denominación	Salinidad	Otras características	Demarcación Hidrográfica
12	Cantábrico oriental	>34,5	Sin afloramientos	DHC Oriental, DHC Occidental
14	Cantábrico occidental	30,0-36,0	Baja influencia del afloramiento, expuestas	DHC Oriental
15	Atlánticas afloramiento medio expuestas	30,0-36,0	Costa norte de Galicia hasta Finisterre	DHGC
16	Atlántico afloramiento intenso semi expuestas o protegidas	30,0-36,0	Hasta la ría de Vigo	DHGC
17	Atlánticas afloramiento intenso expuestas	30,0-36,0	Hasta el límite de Portugal	DHMS
18	Atlánticas afloramiento medio semi expuestas o protegidas	30,0-36,0	Costa norte de Galicia hasta Finisterre	DHGC

Se indica la demarcación hidrográfica a la que pertenecen los diferentes tipos de agua. DHC Oriental: demarcación hidrográfica del Cantábrico Oriental; DHCO: demarcación hidrográfica del cantábrico



occidental; DHGC, demarcación hidrográfica de Galicia-Costa; DHMS, demarcación hidrográfica del Miño-Sil.

Criterios e indicadores utilizados y elementos analizados:

CRITERIO	INDICADOR	ELEMENTOS EVALUADOS
Criterio D5C1. Las concentraciones de nutrientes no se encuentran en niveles que indiquen efectos adversos de eutrofización.	Niveles de nutrientes	Nutrientes en la columna de agua (nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fósforo inorgánico disuelto (FID)).
Criterio D5C2 Las concentraciones de clorofila-a no se encuentran en niveles que indiquen efectos adversos producidos por el exceso de nutrientes.	Concentración de clorofila a en la columna de agua	Clorofila a en la columna de agua.
Criterio D5C5. La concentración de oxígeno disuelto no se reduce, debido a un exceso de nutrientes, a niveles que indiquen efectos adversos en los hábitats bentónicos (incluidas la biota y las especies móviles asociadas) u otros efectos de la eutrofización	Concentración de oxígeno disuelto cerca del fondo marino	Oxígeno disuelto en el fondo de la columna de agua.

La selección de criterios y elementos de los criterios utilizados en la presente evaluación se ha realizado atendiendo fundamentalmente a la disponibilidad de datos (Tabla 4). En concreto, se ha dispuesto de registros de nitrato, amonio, fosfato, clorofila y oxígeno, los cuales han permitido evaluar los criterios **D5C1, D5C2 y D5C5**. Todos estos datos proceden de los programas de seguimiento de la DMA que incluyen datos de estaciones localizadas en masas de aguas costeras distribuidas por toda la DM. Las áreas no costeras no han podido ser evaluadas debido a la falta de datos disponibles. Otro de los factores, además de la falta de datos, que ha determinado que no se hayan utilizado criterios secundarios para evaluar la eutrofización de la demarcación marina, es la necesidad de más estudios que permitan relacionar directamente la eutrofización con los elementos del criterio particular. Es el caso de los criterios **D5C3, D5C6 y D5C7** se requiere aún de un estudio detallado para determinar en qué medida los cambios en las comunidades pueden vincularse directamente con la eutrofización. Igual ocurre con el criterio **D5C4**, dado que ya en la primera evaluación de las EEMM se concluyó que



no era posible relacionar directamente la pérdida de transparencia de la columna de agua con la eutrofización debido a la influencia de la escorrentía de los ríos sobre muchas de las zonas costeras.

Tabla 4. Criterios y elementos evaluados en las diferentes áreas de evaluación de la DM noratlántica.

Criterio	Elementos		NorO1	NorC1	NorC2	NorC3	NorP2	Plat.
D5C1	Nitrato	DMA						
		No DMA						
	Fosfato	DMA						
		No DMA						
D5C2	Amonio	DMA						
		no DMA						
D5C5	Clorofila	DMA						
		no DMA						
	Oxígeno	DMA						
		No DMA						

En verde se indican los elementos que han sido evaluados; en azul, los elementos que no han podido ser evaluados por falta de datos.

2.3.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

Las principales presiones descritas en el Anexo I de la Ley 41/2010 de 29 de diciembre relacionadas con este descriptor son:

- Aporte de nutrientes: fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica.
- Aporte de materias orgánicas: fuentes difusas y fuentes puntuales.

2.3.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

Para buena parte de la DM, una de las principales limitaciones de la presente evaluación ha sido la escasez de datos. De hecho, las zonas de las áreas de productividad contrastante más allá de las masas de agua costera no han podido ser evaluadas por este motivo.

Los resultados completos para los criterios evaluados pueden consultarse en la ficha de evaluación inicial para el descriptor 5 del anexo.

Los datos disponibles de nutrientes (**criterio D5C1**) indicaron que los valores umbrales definidos en la DMA para nitrato, amonio y fosfato fueron sobrepasados en algunas estaciones localizadas en las áreas NorC2, NorC3, y NorP2, en particular en las aguas situadas frente a las rías gallegas, desembocadura del río Sella, así como las aguas situadas frente a grandes núcleos urbanos (La Coruña, Gijón, Bilbao y



San Sebastián). Se observa una tendencia generalizada de aumento de los tres elementos del criterio analizados, con un incremento más acusado a partir de 2014. Notablemente la misma variación se observa en todos los nutrientes, y en las mismas zonas, indicando que no se trata de aportes ocasionales, sino de una tendencia temporal bien definida. En base a los datos analizados, se concluyó que no se alcanza el BEA para este criterio en las áreas de productividad NorC2, NorC3 y NorP2 por sobrepasar en más de un 10% de los registros el valor umbral del estado bueno/moderado establecido para la DMA.

Respecto al criterio **D5C2**, no se sobrepasaron los valores de evaluación de clorofila *a* en más de un 10% para todo el periodo, por lo que se pudo concluir que la demarcación Noratlántica alcanza el BEA. Sin embargo, se advierte que en las tres áreas de la demarcación marina para las que se dispone de datos en 2015-2016, (NorC1, NorC2, NorC3 y NorP2) se obtuvo una tendencia creciente en los valores de este indicador.

En general, la concentración de oxígeno fue mayor que el umbral mínimo. No obstante, en algunas muestras recogidas en el entorno de las áreas de productividad contrastante NorC2 y NorC3 se obtuvieron algunos valores muy bajos, como es el caso de la estación situada en Corcubión donde se encontró una concentración de $3,5 \text{ mg L}^{-1}$ en julio de 2015. Por el contrario, en el entorno de NorP2 y Plataforma los valores obtenidos no disminuyeron por debajo del umbral. En conjunto, el tanto por ciento de valores por debajo del umbral fue menor al 10% en todas las áreas de productividad evaluadas, por lo que se concluye que la DM alcanza el BEA para este criterio.

2.3.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

La Decisión 2017/848/UE no modifica la definición del BEA para los tres criterios evaluados, por tanto se ha mantenido la misma definición formulada para el primer ciclo de las EEMM, la cual recogía la exigencia formulada en la Decisión respecto a asumir los valores umbrales utilizados en la Directiva 2000/60/CE. Por tanto, se determinó que las diferentes áreas de evaluación de la DM cumplen el BEA conforme a los siguientes criterios:

El descriptor 5 se considerará en BEA:

Para las aguas costeras, cuando no se sobrepasen los valores definidos como límite de estado bueno/moderado que son recogidos en los planes hidrológicos publicados en 2016 (ciclo de planificación hidrológica 2015/2021).

Para las zonas más allá de las áreas costeras, se considerará que alcanzan el BEA cuando no se detectan tendencias crecientes significativas en el periodo 2011-2016 ni se registran concentraciones por encima de los valores de base más allá de lo esperable estadísticamente.

En la Tabla 5 se muestran los valores umbrales para cada tipo de agua costera definidos en los planes de cuenca, así como los valores de evaluación utilizados en el primer ciclo de las EEMM para las zonas más allá de las aguas costeras basados en los valores de base.



Tabla 5. Umbrales para la evaluación de las diferentes áreas de la DM.

Elementos del criterio	Área de evaluación Aguas costeras	Demarcación Hidrográfica	Área de productividad contrastante	Valor de referencia (umbral bueno/moderado)
Amonio (μM)	12	CIPV, DHC-Oriental	NorP2	2,06 (7)
	14	DHGC, DHC-Occidental	NorP2	1,8 (2,69)
	15	DHGC	NorC2	2,36
	16	DHGC	NorC2, NorC3	3,8
	17	DHMS	NorC2, NorC3	2,19 (3,27)
	18	DHGC	NorC2, NorC3	2,36
Nitrato (μM)	12	CIPV, DHC-Oriental	NorP2	6,14 (8)
	14	DHGC, DHC-Occidental	NorP2	5 (7,46)
	15	DHGC	NorC2	9,16
	16	DHGC	NorC2, NorC3	9,75
	17	DHMS	NorC2, NorC3	8,17 (12,19)
	18	DHGC	NorC2, NorC3	9,16
Fosfato (μM)	12	CIPV, DHC-Oriental	NorP2	0,45 (0,7)
	14	DHGC, DHC-Occidental	NorP2	0,4 (0,60)
	15	DHGC	NorC2	0,65
	16	DHGC	NorC2, NorC3	0,88
	17	DHMS	NorC2, NorC3	0,65 (0,97)
	18	DHGC	NorC2, NorC3	0,65
Clorofila en la columna de agua ($\mu\text{g L}^{-1}$)	12	CIPV, DHC-Oriental	NorP2	1 (3)
	14	DHGC, DHC-Occidental	NorP2	2,5 (6)
	15	DHGC	NorC2	5,33 (12)
	16	DHGC	NorC2, NorC3	5,33 (12)
	17	DHMS	NorC2, NorC3	5,33 (12)
	18	DHGC	NorC2, NorC3	5,33 (12)

Los valores de referencia corresponden a los indicados para las aguas costeras evaluadas con arreglo a la Directiva 2000/60/CE y recogidos en las memorias de los respectivos planes hidrológicos vigentes (2015-2021). Entre paréntesis se indica el umbral del estado bueno/moderado.

En las memorias de los planes hidrológicos no se especifica cuál es el criterio estadístico utilizado para clasificar el estado físico-químico de una masa de agua costera determinada como peor que bueno (es decir, no se aclara si basta que se sobrepase puntualmente el valor umbral o bien si este se debe



sobrepasar en un tanto por ciento determinado del total de las muestras analizadas). En el presente informe, para los criterios D5C1 y D5C2, se analizaron los datos de las masas de agua costera agrupados según el área de productividad más proxima de la DMEM más próxima. Se considerará que, en su conjunto, las áreas costeras así agrupadas no cumplen el BEA cuando más del 10% de los registros exceden el correspondiente valor umbral de la DMA. En el caso del criterio D5C5, se ha considerado que cada una de estas zonas se encuentra en BEA respecto a este criterio cuando se encuentren concentraciones de oxígeno por encima de 5 mg L⁻¹ en más del 90% de los registros.

Conclusiones

La Decisión 2017/848/CE no propone ningún método de integración de la evaluación de cada uno de los criterios. Por tanto, se ha adoptado el criterio de integración utilizado en la primera evaluación inicial, basado en el Procedimiento Común de OSPAR.

De acuerdo con la aplicación realizada en el primer ciclo de las EEMM el área de evaluación podría ser clasificada como “sin problemas de eutrofización” si todos los indicadores (criterios) se encuentran en BEA. En el caso de que las concentraciones de nutrientes no se encuentren en BEA pero sí el resto de criterios, la zona se clasifica como “con problemas potenciales de eutrofización”. En caso de que los criterios de efectos directos (clorofila) y/o indirectos (concentración de oxígeno) no se encuentren en BEA, la zona se calificaría como “con problemas de eutrofización”.

El resultado de la aplicación de este esquema de evaluación se presenta en la Tabla 6. De acuerdo con la misma, el área costera próxima a las zonas de productividad contrastante NorC2, NorC3 y NorP2 presentan problemas potenciales de eutrofización debido al exceso de nutrientes, por tanto no se encuentran en BEA respecto al descriptor 5.

Tabla 6. Resumen de los resultados de la evaluación del periodo 2011-2016.

Criterio	Elementos		NorO1	NorC1	NorC2	NorC3	NorP2	Plataforma
D5C1	Nitrato	DMA						
		No DMA						
	Fosfato	DMA						
		No DMA						
	Amonio	DMA						
		no DMA						
D5C2	Clorofila	DMA						
		no DMA						
D5C5	Oxígeno	DMA						
		No DMA						



			No evaluado	No evaluado	Con problemas potenciales	Con problemas potenciales	Con problemas potenciales	No evaluado
--	--	--	-------------	-------------	---------------------------	---------------------------	---------------------------	-------------

En rojo se indica que no se alcanza el BEA para el criterio y/o indicador correspondiente. En verde indica que se alcanza el BEA. En azul se indica que el área no ha podido ser evaluada por falta de datos o bien que se ha evaluado sólo parcialmente.

2.4. Descriptor 7: Condiciones hidrográficas

2.4.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

En línea con la evaluación inicial y siguiendo las directrices del documento "Guidance for Assessments Under Article 8 of the Marine Strategy Framework Directive", en la DM noratlántica se aplican los siguientes criterios:

CRITERIO	INDICADOR
Criterio D7C1 -Extensión y distribución espacial de la alteración permanente de las condiciones hidrográficas (por ejemplo, cambios en la acción del oleaje, las corrientes, la salinidad o la temperatura) en el fondo marino y en la columna de agua, asociadas en particular a las pérdidas físicas (1) del fondo marino natural.	La extensión del solapamiento que se obtendría del cruce de cartografías de aquellas presiones con afección las condiciones hidrográficas. No evaluado.
Criterio D7C2 -Extensión espacial de cada tipo de hábitat bentónico adversamente afectado (características físicas e hidrográficas y comunidades biológicas asociadas) debido a la alteración permanente de las condiciones hidrográficas.	La extensión del solapamiento que se obtendría del cruce de la cartografía anterior con las capas de hábitats. No evaluado.

2.4.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

Las principales presiones relacionadas con este descriptor descrita en el Anexo I de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, como:

- Perturbaciones físicas del fondo marino (temporales o reversibles).
- Pérdidas físicas (debido a un cambio permanente del sustrato o la morfología del fondo marino y a la extracción de sustrato del fondo marino).
- Cambios de las condiciones hidrológicas



- Aporte de otras fuentes de energía (calor).
- Aporte de agua: fuentes puntuales (por ejemplo, salmuera).

2.4.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

Según los criterios establecidos en la nueva Decisión de la Comisión, 848/2017 para la evaluación de este descriptor, ambos secundarios, el tratamiento del descriptor 7 no lleva aparejada una evaluación específica del estado ambiental sino que la información elaborada debe incorporarse a los informes de hábitats bajo los descriptores 1 y 6. En este sentido, no se requiere una evaluación de estado como bueno/no bueno. Si es posible, se indica tan sólo el área total afectada por alteraciones hidrográficas debida a nuevas infraestructuras.

Durante el periodo de referencia, no hay constancia de la creación de grandes infraestructuras marinas adicionales, tales como zonas portuarias o nuevas centrales térmicas. Se asume por tanto que la extensión de áreas afectadas y la interferencia con hábitats se mantiene en valores próximos a los determinados en los documentos de evaluación inicial del primer ciclo de las estrategias marinas.

2.4.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones.

Dado que no se ha realizado una actualización de la definición del BEA para este descriptor, se mantiene la definición propuesta durante el primer ciclo de estrategias marinas:

Las condiciones hidrográficas e hidrodinámicas en la demarcación son naturales excepto localmente, en determinadas zonas afectadas por infraestructuras, siendo la extensión de éstas reducida en comparación con las zonas naturales y no causando daños irreversibles en hábitats biogénicos y hábitats protegidos.

Los hábitats marinos evolucionan en consonancia con las condiciones climáticas reinantes.

La falta de información impide asimismo realizar una evaluación concluyente del estado de las condiciones hidrográficas en la DM noratlántica, pero según lo indicado en el documento "Guidance for Assessments Under Article 8 of the Marine Strategy Framework Directive" en lo que se refiere a la afección por infraestructuras, se dice explícitamente que no se pretende que se haga una evaluación global del Descriptor 7.

Además, para la evaluación de este Descriptor, la propia guía de reporting establece que los criterios D7C1 y D7C2 sólo han de evaluarse en aquellas áreas de evaluación donde el tipo de hábitat esté en riesgo de no cumplir con el BEA y la alteración permanente de las condiciones hidrográficas sean consideradas como uno de los elementos de riesgo.

Por tanto, al no haberse identificado hábitats en riesgo debido a la alteración permanente de las condiciones hidrográficas, no es necesario evaluar los criterios D7C1 y D7C2.



2.5. Descriptor 8: Contaminación y sus efectos

2.5.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados.

Área de evaluación

El área de evaluación de este descriptor es el conjunto de la DM noratlántica. En la mayoría de los casos los estudios se limitan a las primeras 15 millas desde costa y si bien esto, a priori, es una limitación, en la práctica no se espera que afecte de forma significativa a la evaluación, debido a que la zona costera es, precisamente, la más afectada por la contaminación y, por tanto, la parte menos estudiada es asimismo la que presenta menores problemas.

Criterios e indicadores utilizados

Los criterios utilizados para la actualización de la evaluación inicial han sido:

CRITERIO	INDICADOR	ELEMENTOS
Criterio D8C1: en las aguas costeras y territoriales, las concentraciones de contaminantes no superarán los valores umbral.	<ul style="list-style-type: none">Concentración de metales traza (Hg, Cd y Pb) en biota	Hg, Cd, y Pb
	<ul style="list-style-type: none">Concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos en biota marina	Homólogos de PAHs
	<ul style="list-style-type: none">Concentración de éteres de bifenilos polibromados en biota marina	Nueve congéneres individuales de PBDEs seleccionados por ICES como indicadores ambientales de la contaminación por este tipo de sustancias.
	<ul style="list-style-type: none">Concentración de bifenilos policlorados en biota marina	Siete congéneres individuales de PCBs seleccionados por ICES como indicadores ambientales de la contaminación por este tipo de sustancias



	<ul style="list-style-type: none"> Concentración de pesticidas organoclorados en biota marina 	HCB, α HCH, γ HCH, dieldrín, o,p'DDT, p,p'DDT y sus metabolitos p,p'DDE y p,p'DDD
Criterio D8C2 - La salud de las especies y la condición de los hábitats no se ven afectadas adversamente por los contaminantes, incluidos los efectos acumulativos y sinérgicos.	<ul style="list-style-type: none"> <i>Scope for Growth</i> o Potencial de Crecimiento Imposex 	<i>Mytilus galloprovincialis</i> <i>Nassarius reticulatus</i>
D8C3 - se reducen al mínimo la extensión espacial y la duración de los eventos significativos de contaminación aguda.	Número de episodios de contaminación; ubicación geográfica; contaminante vertido; volumen/masa; superficie afectada.	Manchas con una superficie mayor de 1 km ² , cuyo origen está relacionado con un buque o una instalación en tierra y el producto vertido es aceite vegetal o hidrocarburos.
D8C4 — Secundario (a utilizar en caso de que haya ocurrido un evento significativo de contaminación aguda): Los efectos adversos de los eventos significativos de contaminación aguda en la salud de las especies y en la condición de los hábitats (como por ejemplo, la composición y abundancia relativa de sus especies) se reducen al mínimo y, siempre que sea posible, se eliminan.	No evaluado	

El **Criterio D8C4** no ha podido ser objeto de evaluación, dado que los datos sobre la abundancia por especie afectada; extensión en kilómetros cuadrados (km²) por tipo general de hábitat afectado por eventos significativos de contaminación aguda no son suficientes para definir el BEA y evaluar el criterio.

2.5.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

Las principales presiones relacionadas con este descriptor descrita en el Anexo I de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, como:



- Aporte de otras sustancias (por ejemplo, sustancias sintéticas, sustancias no sintéticas, radionucleidos): fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica, incidentes grave.

2.5.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

Los resultados completos para los criterios evaluados pueden consultarse en la ficha de evaluación inicial del descriptor 8 del anexo.

A continuación se resumen los resultados de la evaluación del estado ambiental del D8 en la DM noratlántica por criterios:

D8C1: En aguas costeras y territoriales, las concentraciones de contaminantes no superarán los valores umbral.

La actualización de la evaluación inicial se ha hecho únicamente con la información del contenido en contaminantes en mejillón silvestre (*Mytilus galloprovincialis*) y en merluza (*Merluccius merluccius*) en los años 2012 y 2013.

Metales en biota

Comparando los niveles de Hg, Cd y Pb en mejillón obtenidos en el muestreo de 2013 con los criterios de evaluación seleccionados se observa que para el Hg, el 30,4% de las zonas estudiadas presentan una concentración inferior al BAC (Background Assessment Concentrations), y el 69,6% muestran concentraciones comprendidas entre este valor y el límite establecido para consumo humano (2,5 mg/kg. p.s.) sin que ninguna lo haya superado. El 78,3% de los valores obtenidos de Cd han sido inferiores al BAC, mientras que el 21,7% están comprendidos entre este valor y el límite de consumo (5,0 mg/kg. p.s.) que no es superado por ninguna de las muestras analizadas. Para el Pb, el 26,1% de las concentraciones obtenidas son inferiores al BAC y el 65,2% están comprendidas entre este valor y el límite de consumo humano (7,5 mg/kg. p.s.). Aunque estos bivalvos no son comercializados, es importante señalar que los mejillones de roca próximos a Avilés y Suances superan el límite de consumo humano en el caso del Pb.

En el caso de las merluzas analizadas, los valores han estado siempre por debajo del valor EU Food Standard que es el utilizado por OSPAR en ausencia de un Criterio de Evaluación Ambiental, EAC.

Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en biota

Si se comparan los niveles de los PAHs individuales en mejillón en el muestreo de 2013 con los criterios de evaluación disponibles, se observa que el 65 % de las concentraciones de fenantreno son inferiores al BAC, y el 35 % restante se sitúan en niveles superiores al BAC pero inferiores al EAC. En el caso del antraceno el porcentaje de valores inferiores al BAC se sitúa en torno al 70 % y de nuevo en ningún caso se supera el EAC. Para fluoranteno y pireno se observan valores inferiores al BAC en un 45-50 % de los casos, otro 45-50% presentan valores entre el BAC y el EAC, y en menos del 5% de los casos se observan valores superiores al EAC. La estación que supera el EAC en ambos casos es la situada en las cercanías de la ciudad de Avilés. En el caso del benzo[a]antraceno un 35% de las estaciones presenta valores inferiores al BAC y un 65% se encuentra en valores entre el BAC y el EAC. El benzo[a]pireno,



considerado uno de los PAHs más tóxicos y con un efecto cancerígeno probado, en ningún caso se supera el EAC, y en un 30% de las muestras las concentraciones se pueden considerar de referencia o inferiores al BAC. Por último, el benzo [g,h,i]perileno presenta unos porcentajes muy similares al BaP con un 30% de las muestras con valores inferiores al BAC y ningún punto con concentraciones mayores que el EAC.

Bifenilos policlorados (PCBs) en biota

Comparando los niveles de los CBs individuales en mejillón en el muestreo de 2013 con los criterios de evaluación disponibles, y fijándonos en el CB153, el más abundante de los CBs analizados, se observa que ningún punto de los muestreados supera el EAC pero sí están por encima del BAC. En el caso del CB118 un 52% de los valores supera el EAC y este porcentaje baja hasta el 13 y 9% respectivamente cuando se trata de los congéneres 138 y 101. Para el resto de los PCBs no se supera el EAC en ningún caso.

En el caso de la merluza, un 28,6% de los individuos analizados superan el EAC para el CB 118, este porcentaje desciende al 14,3% y 10% cuando nos referimos a los congéneres CB138 y CB101 respectivamente, y ya es inferior al 6% en el caso de los CB28, CB52, Cb153 y CB180.

Organobromados (PBDEs) en biota

La ausencia de criterios de evaluación para los PBDEs en esta matriz marina ha impedido realizar una evaluación de los datos disponibles.

D8C2: La salud de las especies y la condición de los hábitats no se ven afectadas adversamente por los contaminantes, incluidos los efectos acumulativos y sinérgicos.

La actualización de la evaluación inicial se ha hecho únicamente con la información de *Scope for Growth* (SGF) en mejillón silvestre en los años 2012 y 2013, y con la información de imposéx en gasterópodos marinos en los años 2014 y 2015.

Scope for Growth (SGF)

La aplicación del SGF al programa de seguimiento de la contaminación marina desde el 2007 nos ha permitido establecer un nuevo valor para el BAC $> 30 \text{ J h}^{-1}\text{g}^{-1}$, que corresponde al percentil 90 (P_{90}) del valor medio de SGF obtenido a lo largo de estos años (2007-2013) en las estaciones con un nivel bajo de contaminantes. Considerando el EAC como un descenso del 40% en el valor del BAC, tendríamos un valor de EAC para el SGF de $18 \text{ J h}^{-1}\text{g}^{-1}$. En la evaluación inicial del año 2012 se utilizaron los resultados del SGF determinado en mejillón durante la campaña 2010 que se realizó sobre un total de 41 puntos de la DM.

Los datos utilizados en la evaluación inicial del primer ciclo de las estrategias marinas fueron los más altos de la serie histórica del IEO. En un 72,5% de los puntos muestreados los valores de SGF estuvieron



comprendidos entre BAC y EAC mientras que por encima del BAC encontramos un 25% de puntos. A diferencia del resto de años muestreados, en 2010 solo un punto de muestreo, Ares, registró un SFG por debajo del EAC, lo que supone el 2,5% de las áreas muestreadas.

En los años contemplados en esta evaluación (2012 y 2013) se produce un aumento en el porcentaje de puntos con SFG < EAC con respecto a la Evaluación Inicial ya que se alcanzan porcentajes del 34,8 y del 39,1, para los años 2012 y 2013. Por el contrario, el porcentaje de puntos con valores de SFG >BAC o comprendidos entre EAC y BAC disminuye hasta <10% o aproximadamente 56%, respectivamente. Para analizar esta tendencia, hay que tener en cuenta que, en general, los indicadores biológicos están muy influenciados por las variables ambientales que condicionan el estado reproductivo y nutritivo de los mejillones. Además, estos factores ambientales se caracterizan por presentar una elevada variabilidad interanual. Si consideramos la media de los 6 años de muestreo de SFG, observamos que el 15% de los puntos de la demarcación presentan SFG >BAC, el 61.1% están comprendidos entre EAC y BAC y casi el 24% están por debajo del EAC.

Imposex

En la evaluación inicial del año 2012, se utilizaron campañas de evaluación del imposex en gasterópodos realizadas entre 2005 y 2009 en la DM noratlántica. Los datos presentados indicaban evidencias de imposex en todas las poblaciones estudiadas a lo largo de la costa Gallega y Cantábrica, aunque ninguna de las poblaciones se consideraba en riesgo de extinción.

Al comparar las campañas de muestreo, en todas las poblaciones se observan valores más bajos de VDSI en 2014-2015 que en los años anteriores, excepto en Maniños, que presenta el valor máximo (VDSI = 4,3) y Colunga, con valor de VDSI = 0 en todos los años considerados. En la misma línea, todas las poblaciones estudiadas muestran una disminución en los valores de IMPF desde el año 2005 hasta la actualidad, excepto Maniños y Colunga (con IMPF=100 y 0, respectivamente, desde 2005), y todas las poblaciones muestran una disminución significativa en los valores de RPLI desde el año 2005 hasta la actualidad excepto Colunga (con RPLI=0 desde 2005). Sin embargo, Canido-Porto, que experimentó una reducción muy acusada en el RPLI entre 2008 (RPLI=60) y 2011 (RPLI=2), mostró en 2014 un aumento en este índice hasta alcanzar un valor de RPLI=22. Este incremento, contradice el patrón general de reducción observado. Además, los estudios realizados en la zona desde los años 90, indican que el nivel de imposex ha disminuido durante los últimos años y es de esperar que esta tendencia continúe después de la prohibición en 2003 del uso del TBT en pinturas anti-incrustantes. Por lo tanto, aunque se requerirían nuevos datos para confirmarlo, e incluso algún estudio específico, un incremento puntual como el observado en la población de Canido-Porto, solo podría tener una explicación en base a nuevos aportes de TBT, empleado de forma irregular, o debido a la resuspensión e incremento en la biodisponibilidad de TBT acumulado en los sedimentos.

Criterio D8C3: Se reducen al mínimo la extensión espacial y la duración de los eventos significativos de contaminación aguda.

Salvamento Marítimo (SASEMAR, Dirección General de la Marina Mercante) registra información de las incidencias relativas a posibles episodios de contaminación en el mar, que alimenta la base de datos de la Agencia Europea de Seguridad Marítima (EMSA). De interés para este criterio resultan las



siguientes variables relacionadas con las incidencias en las que se detecta un derrame: origen, producto, localización, fecha, extensión y volumen. No se dispone de información sobre la duración de los derrames o de la prolongación de las labores de limpieza, por lo que esta variable no puede ser analizada. Se dispone de información para cuatro años, los comprendidos entre 2013 y 2016.

De la base de datos de los posibles incidentes de contaminación en el medio marino, se han seleccionado aquellos que han dado lugar a una mancha con una superficie mayor de 1 km², cuyo origen está relacionado con un buque o una instalación en tierra y el producto vertido es aceite vegetal o hidrocarburos. No se consideran como agudos todos estos episodios, pero sí se han querido reflejar para descartar la acumulación o reiteración de los mismos en determinadas zonas.

En el análisis de los datos anteriormente citados hay constancia de 1 posible incidente de contaminación en 2013, de un vertido de aceite vegetal desde un buque en navegación, el vertido desde el buque se produjo en alta mar. La mancha generada afectó a una superficie total de aproximadamente 10 km².

Para ver la actualización de la evaluación inicial completa, ver la ficha del anexo para el descriptor 8.

2.5.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

La definición de BEA no sufre ninguna modificación. Sin embargo su definición en las próximas evaluaciones deberá tener en cuenta un mayor número de contaminantes de tipo persistente, emergente, etc.. que puedan dañar el medio ambiente y por lo tanto influir en el BEA. La mejora de los programas de seguimiento y el incremento de contaminantes medidos permitirá establecer una mejora en la evaluación del BEA

El descriptor 8 se considerará en BEA :

Un área presentara un Buen Estado Ambiental si no supera los niveles establecidos de contaminantes por las autoridades competentes y los organismos regionales en una amplia mayoría de sus muestras y cuando las tendencias temporales sean decrecientes o permanezcan estables (en aquellos casos en que los niveles detectados esten muy cercanos al valor basal). El valor umbral seleccionado para decidir si un sitio o region cumple con el BEA es que el 95% de los indicadores evaluados estén por debajo del T1 (EACs, ECs, ERLs). Valores por encima de T1 significan que la concentración de la sustancia peligrosa puede suponer un riesgo para el medio ambiente y las especies que allí habitan.

En base a la definición del BEA y a los resultados obtenidos, se puede concluir lo siguiente:

No se ha podido determinar si el descriptor 8 está en BEA en la DM noratlántica, debido a que los datos obtenidos no son concluyentes



2.6. Descriptor 9: Contaminantes en pescado y otros productos de la pesca para consumo humano

2.6.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Área de evaluación

Para proteger a los consumidores, las autoridades sanitarias llevan a cabo diferentes programas de seguimiento de las concentraciones de contaminantes regulados en productos de consumo humano. Actualmente, estos programas son realizados por la Agencia Española de Consumo, Seguridad Alimentaria y Nutrición (AECOSAN) y por las Comunidades Autónomas con competencias de desarrollo normativo y ejecución de las materias relacionadas con la seguridad alimentaria (Ley 17/2011, de Seguridad Alimentaria y Nutrición).

En esta evaluación se va a utilizar la información procedente de los controles oficiales, en concreto los datos proporcionados por AECOSAN, que es la única información disponible con información de la zona geográfica de captura. Todos los datos evaluados pertenecen al periodo 2015-2016.

Los datos proporcionados por AECOSAN tienen información del lugar de captura de las muestras de acuerdo con las zonas pesqueras de la FAO. Estas zonas pesqueras son áreas arbitrarias cuyos límites se determinaron de acuerdo con los organismos internacionales de pesca, mientras que los límites de las demarcaciones marinas se elaboraron con otros criterios. El resultado es que no todas las muestras pueden ser asignadas inequívocamente a una Demarcación Marina concreta, a pesar de conocer su procedencia.

En el caso de la DM noratlántica se han empleado los datos de la zona pesquera FAO *Bahía de Vizcaya, "División 27.8.c"* (FAO, 2018), cuya área está incluida en los límites de la DM.

Criterios e indicadores evaluados

CRITERIO	INDICADOR
<p>D9C1: Los niveles de los contaminantes no superan los valores umbral:</p> <p>a) Para los contaminantes enumerados en el Reglamento (CE) n.º 1881/2006, los niveles máximos establecidos en ese Reglamento, que corresponden a los valores umbral a los efectos de la presente Decisión.</p>	<p>Niveles de Metales pesados (Cd, Hg y Pb) en 5 especies de peces (merluza (<i>Merluccius merluccius</i>), caballa (<i>Scomber scombrus</i>), sardina(<i>Sardina pilchardus</i>), limanda (<i>Limanda sp.</i>) y platija(<i>Plathiglythys flesus</i>)</p> <p>PCBs en caballa (<i>Scomber scombrus</i>).</p>



b) Para los demás contaminantes no enumerados en el Reglamento (CE) n.º 1881/2006, los valores umbral que los Estados miembros establecerán mediante la cooperación regional o subregional.	
---	--

Elementos evaluados:

La presencia de contaminantes en los organismos marinos consumidos por la población, en concentraciones superiores a los contenidos máximos establecidos en la legislación comunitaria para la protección de la salud pública, puede tener una influencia negativa en la salud de los consumidores y en el uso sostenible de los recursos marinos.

En la actualidad, la reglamentación vigente regula los contenidos máximos permitidos (CMP) para los siguientes contaminantes en organismos procedentes del medio marino:

- Metales: plomo (Pb), cadmio (Cd) y mercurio (Hg).
- Suma de Dioxinas (PCDD/F), Suma de Dioxinas y PCBs (Bifenilos policlorados) similares a dioxinas (DL-PCB) y Suma de PCBs no similares a las dioxinas (NDL-PCB) (congéneres 28, 52, 101, 138, 153 y 180).
- Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs): el benzo(a)pireno y la suma de 4 HAPs (benzo(a)pireno, benzo(a)antraceno, benzo(b)fluoranteno y criseno).

2.6.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

Las presiones identificadas para el descriptor 9 coinciden con las definidas para el descriptor 8, descritas en el Anexo I de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, como:

- Aporte de otras sustancias (por ejemplo, sustancias sintéticas, sustancias no sintéticas, radionucleidos): fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica, incidentes grave.

En general, toda la zona costera de la demarcación muestra un número elevado de presiones debido a la presencia de grandes centros industriales, tráfico marítimo o grandes núcleos de población; que emiten al agua o a la atmósfera diferentes sustancias contaminantes y que pueden dar lugar a la disminución de la calidad ambiental de las aguas costeras donde desarrollan su ciclo vital los organismos marinos que son consumidos por la población.

Sin embargo, el incremento de los tratamientos de depuración de aguas residuales domésticas e industriales, la mejora de los procesos de producción industrial, que conlleva una disminución de los aportes desde las fuentes contaminantes, y la gradual disminución, y actualmente prohibición, del uso de la gasolina con plomo, han conseguido la disminución de las concentraciones ambientales de algunos contaminantes.



2.6.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

Para la evaluación del descriptor 9 se han seleccionado:

- Todos los datos disponibles de aquellos contaminantes para los que la normativa comunitaria en productos de la pesca establece contenidos máximos permitidos (CMP) para salud humana.
- Todos los datos disponibles de aquellas especies marinas de peces, cefalópodos, crustáceos, moluscos bivalvos y algas que se consideran productos de la pesca, recogidos en la naturaleza, cuya procedencia es inequívocamente la DM noratlántica y que se recogen en el Anexo II del informe “Task Group 9 Contaminants in fish and other seafood (Swartebroux *et al.*, 2010)”.

Los resultados completos de la evaluación pueden consultarse en la ficha de evaluación inicial del descriptor 9 del anexo.

Las concentraciones de Cd, Hg y Pb se han evaluado en 5 especies de peces. En la Tabla 7 se muestran los datos obtenidos para las diferentes especies y los valores umbral de Pb, Cd y Hg para cada una.

Tabla 7. Concentraciones de plomo, cadmio y mercurio en diferentes especies de peces y valores umbral para las mismas.

Especies de peces		N.º datos	Cadmio ¹		Plomo ¹		Mercurio ²	
Nombre común	Especie		Rango	CMP ²	Rango	CMP ²	Rango	CMP ²
Merluza	<i>Merluccius</i> sp.	14	<LOQ*	0,05	<LOQ – 0,067	0,3	<LOQ – 0,38	0,5
Caballa	<i>Scomber scombrus</i>	1	0,022	0,1	<LOQ	0,3	<LOQ	0,5
Sardina	<i>Sardina pilchardus</i>	3	<LOQ	0,25	<LOQ – 0,062	0,3	0,068 - 0,1	0,5
Limanda	<i>Solea</i> spp./ <i>Limanda</i> spp.	4	<LOQ	0,05	<LOQ – 0,12	0,3	0,052 – 0,16	0,5
Platija	<i>Pleuronectes</i> spp.	1	<LOQ	0,05	<LOQ	0,3	<LOQ	0,5

*Límite de cuantificación (LOQ, por sus siglas en inglés).

¹ Unidades: µg/kg peso fresco.

² Unidades: mg/kg peso fresco.

El 100% de las muestras analizadas está por debajo de los valores umbral definidos para las diferentes especies estudiadas, encontrándose todos los valores, en general, muy alejados de los mismo.

En la DM noratlántica es común encontrar ejemplares de lo que se denominan especies altamente migratorias, tales como tiburones, pez espada y atunes, entre otros, que desarrollan su ciclo vital tanto



en aguas de diferentes países como en aguas internacionales. Por ello, los niveles de los diferentes contaminantes presentes en sus tejidos no pueden atribuirse a una región o subregión marina determinada. A pesar de que los datos de estas especies no se han tenido en cuenta en la evaluación del buen estado ambiental del descriptor.

En ninguno de los ejemplares analizados de las especies altamente migratorias se han superado los valores umbral establecidos para los productos de la pesca.

Con respecto a las concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), la legislación contempla contenidos máximos permitidos únicamente para el benzo(a)pireno (BaP) y para la suma de 4 HAPs (benzo(a)pireno (BaP), benzo(a)antraceno (BaA), benzo(b)fluoranteno (BbF) y criseno (Cris) (Σ 4HAPs), en moluscos bivalvos.

Como está demostrado que los peces metabolizan rápidamente los HAPs, y que no se acumulan en el tejido muscular, actualmente la legislación comunitaria no establece un contenido máximo de HAPs en el pescado fresco. Estos contaminantes están regulados únicamente para la carne de pescado ahumado y productos pesqueros ahumados, con la excepción de algunas especies que presentan límites superiores y los moluscos bivalvos (frescos, refrigerados o congelados) o los moluscos bivalvos ahumados.

En el presente ciclo de evaluación no se han conseguido datos de concentraciones de HAPs en bivalvos de la DM noratlántica, por lo que no se pudo realizar su análisis.

En el caso de las concentraciones de dioxinas y PCBs similares a dioxinas en productos de la pesca de esta demarcación, es necesario indicar que existe una carencia de información.

En el caso de los PCBs no similares a las dioxinas (NDL-PCBs), aunque los datos disponibles son escasos, se han evaluado considerando, como señala la legislación, la suma de los seis PCB marcadores o indicadores (28, 52, 101, 138, 153 y 180) (Σ 6PCBs). Como puede observarse en la Tabla 8, el valor de la concentración de la Σ 6PCBs se encuentra por debajo del límite de cuantificación y, por tanto, muy alejado del valor máximo establecido por la normativa Comunitaria.

Tabla 8. Valor de la concentración de la Σ 6PCBs en caballa (*Scomber scombrus*) y valor umbral establecido. Unidades: ng/g peso fresco.

Especies de peces		N.º datos	Σ 6PCBs	
Nombre común	Especie		Valor	CMP
Caballa	<i>Scomber scombrus</i>	1	<LOQ	75



Atendiendo a los datos disponibles, no se han detectado incumplimientos por superar los valores umbral en ninguna de las especies y contaminantes evaluados, el 100% de las especies estudiadas cumplen los criterios del descriptor para los contaminantes estudiados.

Al igual que en el pasado ciclo de evaluación de la DMEM, en el presente ciclo se ha detectado que la información disponible es muy limitada e insuficiente, tanto en el número de especies como en la cantidad de muestras y contaminantes analizados, a pesar de disponer de los datos proporcionados por AECOSAN.

En el futuro, de cara a poder evaluar adecuadamente el buen estado ambiental del descriptor 9, sería recomendable mejorar a nivel europeo la coordinación de los requerimientos legislativos para intentar no duplicar esfuerzos. Además, es importante que a nivel estatal se fortalezca y se mejore la coordinación entre el Ministerio de Sanidad, Consumo y Bienestar Social, MSCBS -AECOSAN y el Ministerio para la Transición Ecológica, MITECO en lo referente al descriptor 9, para emplear los recursos disponibles de una forma más eficiente y que la toma de datos sea de utilidad para ambas normativas.

Actualmente no existe un programa de seguimiento específico y continuado de las concentraciones de contaminantes en productos de la pesca con trazabilidad sobre su fuente de origen. La vigilancia debería tener una cobertura espacial que alcanzara la totalidad del ámbito marino de la demarcación, incluyendo la plataforma continental, el talud y la llanura abisal, así como una frecuencia que permita analizar tendencias de los niveles de los indicadores a lo largo del tiempo.

La escasa información existente se localiza principalmente en la franja costera y en la plataforma próxima. Por tanto, para tener una visión global de todo el espacio que la DMEM requiere evaluar, falta información en zonas de océano abierto y de aguas más profundas. Estas propuestas y otras mejoras deben realizarse dentro de un marco de colaboración, coordinación y consenso entre los distintos organismos implicados, tanto a nivel local (Comunidades Autónomas), regional como nacional (AECOSAN), y especialmente con los países del entorno, a través de convenios y programas de seguimiento internacionales.

Dado el alto número de especies marinas que son utilizadas para consumo humano, se hace necesario desarrollar un plan de seguimiento anual, con una estrategia de muestreo particularmente dirigida a evaluar el estado del descriptor 9, así como facilitar y potenciar la cooperación con los controles oficiales de las CCAA, resaltando la necesidad y la importancia del registro preciso del origen de las muestras.

Es fundamental que se preste una mayor atención a la trazabilidad de la zona de origen de las muestras cuando se lleven a cabo las actividades de control oficial de los contaminantes regulados en productos de la pesca para consumo humano. En el caso de que una especie presente concentraciones que exceden los niveles reglamentarios, en una región o subregión hay que ser prudentes al hacer una extrapolación a todas las especies que habitan en esa zona que concluya que el consumo de productos procedentes de esa región marítima podría ser peligroso para el consumidor, ya que hay especies que acumulan contaminantes en mayor proporción que otras. Cumplido ese objetivo, la información procedente de estos programas podría utilizarse para alcanzar los objetivos medioambientales en las



estrategia marinas, con lo que se economizaría y optimizarían los recursos empleados en los programas de vigilancia.

2.6.4. Actualización de la definición del Buen Estado Ambiental y conclusiones

La Decisión 2017/848 establece que el grado de consecución del buen estado medioambiental se debe expresar para cada contaminante en cada zona evaluada en función de su concentración en el pescado y marisco, de la matriz utilizada (especies y tejidos), de si se han alcanzado los valores umbral fijados, y de la proporción de los contaminantes evaluados que han alcanzado sus valores umbral correspondientes.

La propuesta es mantener la definición de BEA del primer ciclo de evaluación:

NIVEL DE INTEGRACION 1: Contaminante vs especie

* Nivel de integración 1a: Este nivel de integración está referido a las proporciones de indicadores (número de individuos de una especie y sitio) que deberían estar por debajo del valor umbral, para decidir si se cumple o no el BEA. Como valor umbral (VU-1a) se propone seguir utilizando el 95% (frecuencia de individuos de una especie/sitio que presenta concentraciones de cada contaminante legislado inferiores a los CMP).

*Nivel de integración 1b: Total de contaminantes vs especie.

Este nivel de integración está referido a las proporciones de indicadores (número de contaminantes/especie) que cumplen el BEA al nivel de integración 1a para decidir si se cumple o no el BEA al nivel de integración 1b. Se propone mantener el valor umbral (VU-1b) de $n < 2$, donde n es el número de contaminantes legislados que no cumplen el BEA para una especie dada. Esto significa, que una especie que supere el CMP en dos contaminantes no cumpliría el BEA. Dado que actualmente existen 6 contaminantes legislados para peces, crustáceos, cefalópodos y algas y 8 contaminantes para moluscos bivalvos, para una especie, al nivel de integración 1b, el BEA se alcanzará cuando:

- Más del 66.6% de los contaminantes legislados no superan sus respectivos CMP en peces, crustáceos, cefalópodos y algas: VU-1b propuesto = 70%.

-Más del 75% de los contaminantes legislados no hayan sobrepasado sus respectivos CMP en moluscos bivalvos: VU-1b propuesto = 80 %.

Los VU-1b propuestos pueden variar si se amplía el grupo de contaminantes legislados para alguna especie o grupo taxonómico, por lo tanto, deberán someterse a revisión si se producen cambios a nivel normativo en el futuro.

*NIVEL DE INTEGRACION 2: Total especies vs categoría (grupo(s) taxonómico(s) legislado).

Este nivel de integración está referido a la proporción de indicadores (número de especies/grupo taxonómico legislados (peces, crustáceos, cefalópodos, bivalvos y algas)) que cumplen el BEA al nivel



de integración 1b, para decidir si se cumple o no el BEA al nivel de integración 2. Se propone un valor umbral (VU-2) del 95% (frecuencia de especies/grupo taxonómico legislados que cumplen el BEA). En cada demarcación marina, el número de especies por grupo taxonómico legislados destinadas a consumo humano difiere. Al igual que en el anterior ciclo de evaluación, en la presente actualización tampoco se ha podido determinar el número exacto de especies marinas destinadas a consumo humano, por lo que no se ha podido realizar la valoración al nivel de integración 2.

Dado que actualmente existen 5 grupos taxonómicos con contaminantes legislados (peces, crustáceos, bivalvos, cefalópodos y algas) el BEA para cada categoría (grupo taxonómico) al nivel de integración 2 se alcanzará cuando:

-Más del 95% del porcentaje de especies de peces cumplan el BEA según el nivel de integración 1b.

-Más del 95% del porcentaje de especies de crustáceos cumplan el BEA según el nivel de integración 1b.

-Más del 95% del porcentaje de especies de bivalvos cumplan el BEA según el nivel de integración 1b.

-Más del 95% del porcentaje de especies de cefalópodos cumplan el BEA según el nivel de integración 1b.

-Más del 95% del porcentaje de especies de algas cumplan el BEA según el nivel de integración 1b.

NIVEL DE INTEGRACION 3: Total especies por categorías vs demarcación

Este nivel de integración está referido a las proporciones de indicadores (total de especies integradas por categorías (grupo taxonómico) en la demarcación), que cumplen el BEA al nivel de integración 2, para decidir si se cumple o no el BEA al nivel de integración 3. Se propone un valor umbral (VU-3) del 95%. Cada una de las cinco categorías evaluadas en el nivel de integración 2 (peces, crustáceos, bivalvos, cefalópodos y algas) contribuyen en un 20% a la determinación del BEA para el total de las demarcaciones. Se propone mantener el criterio de asignar el mismo peso a cada una de las categorías, sin embargo, esta propuesta deberá ser revisada en el futuro y el peso de cada categoría deberá ponderarse, cuando exista información nueva (p. ej. si hubiera cambios en el número de especies incluidas en cada categoría).

Conclusiones de la evaluación

Debido a que en el presente ciclo de evaluación los datos disponibles para realizar la evaluación del BEA son insuficientes (por no disponer de datos de todos los contaminantes ni una muestra representativa de especies destinada al consumo humano) y a que de los datos disponibles ninguno ha superado los valores umbral definidos, no es posible aplicar los niveles de integración definidos en el pasado ciclo.



Todas las muestras analizadas en la DM noratlántica están por debajo de las CMP. Aún así, sólo se puede realizar la integración de los datos para el primer nivel por tanto no se puede valorar con certeza si se cumple el BEA del descriptor 9 en la DM noratlántica, por falta de datos.

Los principales problemas detectados para realizar correctamente la valoración de estado actual del descripto 9 en la DM noratlántica son:

- El número de contaminantes evaluados no cubre todos los legislados para los productos de la pesca.
- El periodo temporal evaluado no es suficiente porque sólo se dispone de datos de los años 2015 y 2016, lo que imposibilita el estudio de tendencias tanto dentro del ciclo como entre ciclos de evaluación.
- El número de especies analizadas no es representativo del total de especies destinadas al consumo humano.
- No se dispone de datos de especies de todos los grupos taxonómicos legislados.
- No se dispone de información detallada de las zonas de captura, caladeros o estaciones de muestreo específicos dentro de la DM que asegure la trazabilidad del origen de las muestras.

2.7. Descriptor 10: Basuras Marinas

2.7.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados en la DM noratlántica

Elementos evaluados:

- **Basuras en playas:** Evaluación realizada por el Ministerio para la Transición Ecológica.

Mediante la implementación del el programa de seguimiento BM-1 de basuras en playas en estas 9 playas de la DM noratlántica:

- Agiti (Guipúzcoa)
- Meñacoz (Bizcaya)
- Oyambre (Cantabria)
- Vega (Asturias)
- Covas (Lugo)
- Baldaio (A Coruña)
- O Rostro (A Coruña)
- A Lanzada (Pontevedra)
- Rodas (Pontevedra)



En ellas se ha realizado un total de 205 campañas de muestreo en las anualidades comprendidas entre 2013 y 2018, en las que se han analizado datos de abundancia, composición (categorías de residuos) y origen, se han obtenido los objetos más frecuentes y se han realizado análisis de tendencias por origen, y composición para los objetos más frecuentes.

Basuras flotantes y basuras en fondos: Evaluación realizada por el Instituto Español de Oceanografía. La basura flotante ha sido monitoreada en la plataforma de la DM noratlántica de 2007 a 2017, como parte de los objetivos de las campañas anuales multidisciplinarias de Pelacus realizadas por el IEO durante la transición de la primavera al invierno (abril). La basura en el fondo marino fue recogida mediante arrastres de fondo realizados durante seis campañas demersales oceanográficas (ICES IBTSWG) que se llevaron a cabo todos los otoños entre el 2007 al 2012 en la costa norte de España. Los arrastres se realizaron en el talud y en la plataforma continental.

- **Microplásticos en playas:** Se ha aplicado el programa de seguimiento BM-6 de las EEMM en las playas de:

- Oyambre (Cantabria)
- Covas (Lugo)
- Rodas (Pontevedra)

Se ha evaluado el número de partículas de microplásticos contenidas en el centímetro más superficial de la arena de las playas, donde se recogen sobre la línea de la última marea 5 réplicas dentro de un marco de 0,5 x 0,5 m. Se calcula su concentración expresada como nº de partículas por kg de arena y nº de partículas por m². Se han realizado 5 campañas de muestreo y cuantificación en otoño y primavera, contándose con resultados desde el otoño de 2016 hasta el otoño de 2018. La evaluación ha estado basada en un análisis de tendencias para comprobar si dicha cantidad aumenta o disminuye.

Como parámetros adicionales, las partículas se clasifican por su rango de tamaño y forma y, para las de tamaño superior a 1 mm, también su color.

- **Microplásticos en la columna superficial de agua:** El IEO comenzó en 2013 un muestreo piloto de microplásticos en la columna superficial de agua en la demarcación noratlántica en colaboración con el IFREMER. Este muestreo está englobado en las campañas de evaluación de recursos pelágicos (PELACUS). Este muestreo se continúa realizando por parte del IEO como parte del programa de seguimiento de la estrategia marina.

Se recolectaron un total de 41 muestras de neuston utilizando una red de arrastre de manta con una malla de 333 µm durante la primavera de 2013 (21 muestras) y 2014 (20 muestras), para evaluar la presencia de microplásticos en aguas superficiales de esta DM.

- **Microplásticos en sedimentos:** En el marco de los proyectos BASEMAN e IMPACTA se han realizado análisis de microplásticos en sedimentos de esta demarcación. Durante la campaña SECON-16 se han recogido sedimentos a lo largo de toda la costa de esta demarcación que todavía se están analizando. Estos datos van a ser la línea base en cuanto a contaminación por microplásticos al no existir otros valores para esta variable.

También se han tratado en detalle los sedimentos de la ría de Vigo y plataforma adyacente, como parte de una tesis doctoral (Analysis and Quantification the Microplastics in the sediments of the Ría de Vigo (NW Spain); O. Carretero, J. Gago, L. Viñas, pendiente de someter).



- Animales orillados (mamíferos marinos):** Se ha realizado un estudio, en el marco del TFM de un estudiante (Alberto Hernández González) en contenido de microplásticos en estómagos de delfines varados (Estudio y cuantificación de microplásticos en los contenidos estomacales de 35 delfines comunes (*Delphinus delphis*) varados en la costa de Galicia (NO España) entre los años 2005 y 2010). Se trata del primer registro de la presencia de microplásticos en los tractos digestivos de mamíferos marinos de la Península Ibérica. Se analizaron 35 muestras de contenido de estómago de delfín común.
- Invertebrados (mejillones):** En las costas del mar Cantábrico y Galicia se han realizado análisis de microplásticos en mejillones de roca (muestras del año 2016) en el marco del trabajo TFM (El mejillón (*Mytilus sp.*) como organismo centinela de la contaminación por microplásticos) de un estudiante de la universidad de A Coruña (Pablo Reguera Seoane, febrero 2018). Se ha analizado el contenido en microplásticos de mejillones de la ría de Vigo y de la costa española del mar Cantábrico.

Área de evaluación, Criterios e indicadores utilizados:

El área de evaluación es toda la DM noratlántica.

Los criterios, e indicadores utilizados en la actualización de la evaluación han sido:

CRITERIO	INDICADOR	ELEMENTO
Criterio D10C1: La composición, cantidad y distribución espacial de las basuras en la costa, en la capa superficial de la columna de agua y en el fondo marino se sitúan en niveles que no causan daño en el medio ambiente costero y marino.	<p>BM-pla->Basuras en playas (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-1)</p> <p>Parámetros medidos:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Abundancia de cada tipología de basura marina (nº objetos) - Composición <p>BM-flo->Basuras flotantes (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-2)</p> <p>Parámetros medidos:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Densidad de basura flotante - Composición de basura flotante <p>BM-fon->Basuras en el fondo marino (Programa de</p>	<p>Basuras (excepto las micro-basuras), clasificadas según las categorías siguientes:</p> <ul style="list-style-type: none"> - polímeros artificiales, - caucho, - tela/tejido, - papel/cartón, - madera <p>Transformada/trabajada,</p> <ul style="list-style-type: none"> - metal, - vidrio/cerámica, - productos químicos, - basuras indefinidas y - basuras alimentarias.



	Seguimiento de las EEMM BM-3).	
Criterio D10C2: La composición, cantidad y distribución espacial de las micro-basuras en la franja costera, en la capa superficial de la columna de agua y en el sedimento del fondo marino se sitúan en niveles que no causan daño en el medio ambiente costero y marino.	<p>BM-micplaya->Micropartículas de plástico en playas (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-6)</p> <p>Microplásticos en playas:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Número de partículas de microplásticos contenidas en el centímetro más superficial de la arena de las playas (nº de partículas por kg de arena y nº de partículas por m²) - Rango de tamaño y forma y, para las de tamaño superior a 1 mm, color. <p>BM-mic->Micropartículas en agua y sedimento (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-4)</p> <p>Microplásticos en la columna superficial del agua:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Concentración de micropartículas de plástico (<5 mm; mps) y 208 macropartículas (> 5 mm;MPS) por m² <p>Microplásticos en sedimentos:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Concentración de partículas por kg de sedimento 	<p>Micro-basuras (partículas < 5mm), clasificadas en:</p> <ul style="list-style-type: none"> - polímeros artificiales y - otros.
Criterio D10C3: La cantidad de basuras y micro-basuras ingerida por los animales marinos se sitúa en un nivel que no afecta adversamente la	<p>Animales orillados (mamíferos marinos):</p> <ul style="list-style-type: none"> - Presencia de microplásticos <p>Invertebrados (mejillones):</p>	<p>Basuras y micro-basuras clasificadas en:</p> <ul style="list-style-type: none"> - polímeros artificiales y - otros,



salud de las especies consideradas.	- Concentración de microplásticos por g PF	evaluadas en cualquier especie de los grupos siguientes: <ul style="list-style-type: none">- aves,- mamíferos,- reptiles,- peces e- invertebrados.
Criterio D10C4: El número de individuos de cada especie que se ven afectados adversamente por las basuras, por ejemplo por quedar enredados, otros tipos de lesiones o mortalidad, o efectos sobre la salud. No se ha evaluado.		

2.7.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

La principal presión relacionada con este descriptor, descrita en Real Decreto 957/2018, de 27 de julio, por el que se modifica el anexo I de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino, es la de:

Tema: Sustancias, basuras y energía: Aporte de basuras (basuras sólidas, incluidas microbasuras).

La información detallada relativa a esta presión está recogida en el anexo del documento II, en la ficha:

NOR-PSBE-04: Aporte de basuras (basuras sólidas incluidas microbasuras)

Se han identificado además las siguientes presiones relacionadas:

Introducción o propagación de especies alóconas, al poder actuar las basuras marinas, incluidas las microbasuras, como vector de propagación de especies invasivas (Barnes, 2002; Gregory, 2009).

Aporte de otras sustancias (por ejemplo, sustancias sintéticas, sustancias no sintéticas, radionucleidos): fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica, incidentes graves. Los plásticos y microplásticos pueden adsorber sobre su superficie determinados contaminantes, además de poder contener en su propia composición química sustancias perjudiciales para el medio ambiente (aditivos).



2.7.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

La evaluación del estado ambiental se ha realizado por criterios, los resultados completos pueden consultarse en la ficha de evaluación inicial del descriptor 10 del anexo. El resumen de los resultados es el siguiente:

a) D10C1

- **Basuras en playas:**

Durante las 205 campañas realizadas se hizo un recuento total de 81.187 objetos, con una abundancia media de objetos contabilizados por playa y campaña que asciende a 396.

El número máximo de objetos contabilizados corresponde a las campañas de invierno y el mínimo a las de verano. La abundancia media de objetos encontrados por campaña y playa en las 6 anualidades osciló entre 45 y 781. En cuanto a la composición, los objetos de plástico son los más frecuentes (78,1%) y, en mucha menor proporción, los restos de papel/cartón (6,2%), los restos higiénico-sanitarios (5,9%) y los restos de madera (2,6%).

Los objetos más frecuentes en esta demarcación fueron piezas de plástico no identificables de entre 0 y 2,5 cm de tamaño en la mayor de sus dimensiones y aquellas de mayor tamaño, entre 2,5 y 50 cm (IDs 117 y 46), alcanzando la suma de ambas el 34,4% del total. Los cabitos, cuerdas o cordeles de plástico de diámetro inferior a 1 cm (ID 32) constituyen el 12,3% de las basuras marinas en las playas de la demarcación, seguidos de tapas y tapones de plástico (ID 15), colillas de cigarrillo (ID 64) y bastoncillos de algodón (ID 98) que representan el 7,4%, el 5,2% y el 5,0%, respectivamente.

La mayor parte de las basuras que se encuentran en las playas de la demarcación noratlántica están relacionadas con las actividades turísticas (19%) y, en menor medida con el transporte marítimo o navegación (17%), resultando mucho más escaso el impacto de los residuos procedentes de instalaciones sanitarias (6%) o los residuos derivados de las actividades pesqueras (4%).

La serie temporal 2013-2018 no muestra una tendencia clara en la abundancia total de basuras marinas en la DM noratlántica, pudiéndose considerar que las concentraciones no están en aumento y es similar a un resultado estable.

- **Basuras flotantes y en fondo:**

El número medio de basura flotante obtenida, integrada espacial y temporalmente, fue de $0,71 \pm 0,04$ SE elementos km^2 . Las densidades medidas en Rías Altas y en el mar Cantábrico occidental fueron relativamente bajas, con valores inferiores a 0,8 ítems km^2 . Estas cifras contrastan con la densidad promedio del mar Cantábrico occidental que alcanzó 2,0 ítems km^2 . Entre estas dos situaciones encontramos valores intermedios (alrededor de 1,3 elementos km^2) en las Rías Baixas y el mar Cantábrico central. El análisis de la composición de la basura flotante mostró que la



mayoría de los artículos estaban hechos de plástico (40,8%), siendo el segundo material más abundante la madera, que representaba aproximadamente el 2% de la basura flotante.

La distribución de las basuras marinas de fondo en la plataforma continental del Atlántico norte de la península Ibérica presentó una alta variabilidad en el periodo estudiado, entre los años 2007 y 2012. Se analizaron 2.201 ítems de basura marinas, encontradas en 791 lances realizados en el periodo de estudio en 5 zonas a lo largo de la costa norte de España. En este periodo la densidad de peso de las basuras marinas disminuyó significativamente, siendo el año que se encontró una mayor densidad de peso el 2007 (2,9 kg/km²) y el de menor el 2011 (0,6 kg/km²). En el área objeto de estudio las zonas con mayores concentraciones fueron las Rías Baixas (38,4 ítems/km²) y el este del Cantábrico (38,8 ítems/km²), aunque estas diferencias no llegaron a ser estadísticamente significativas. El tipo de basura marina más abundante e fondo fueron los plásticos (71,8%), y al igual que en el caso del total de basuras presentó una tendencia a disminuir a lo largo del periodo de estudio. En contraposición, la abundancia de artículos derivados de la pesca no parece disminuir, representando el 27% de toda la basura recogida

b) D10C2

Microplásticos en playas: La concentración media obtenida para las playas de esta DM ha sido de 14,8 partículas/kg sms de arena, que equivale a 141,4 partículas/m². De las tres playas incluidas en el subprograma, la que presentó una mayor concentración media fue la de Rodas (23,4 partículas/kg sms de arena, equivalente a 249 partículas/m²) y la menor correspondió a la de Oyambre (7,4 partículas/kg sms de arena, equivalente a 69,6 partículas/m²).

La práctica totalidad de las partículas de microplásticos contabilizadas en la DM noratlántica fueron de tamaño inferior a 1 mm, siendo las más frecuentes las de tamaño inferior a 200 µm. La mayoría de las partículas contabilizadas se corresponden con fragmentos (61,2%) o fibras o filamentos (25,4%).

Los datos son insuficientes para evaluar el BEA. En ausencia de valores umbrales definidos tal evaluación solo cabe realizarse mediante el análisis de la tendencia y se estima que para el mismo serían necesarios datos correspondientes a un mínimo de 6 años consecutivos.

- **Microplásticos en la columna superficial de agua:**

El 95% de las estaciones analizadas contenían partículas de plástico de varios tipos. Se contaron un total de 1463 micropartículas de plástico (<5 mm; mps) y 208 macropartículas (> 5 mm; MPS). La concentración promedio encontrada fue de $0,034 \pm 0,032$ y $0,176 \pm 0,278$ mps / m² y $0,005 \pm 0,005$ y $0,028 \pm 0,043$ MPS / m² para la primavera de 2013 y 2014, respectivamente. Este trabajo representa un estudio preliminar para el análisis de partículas plásticas en el ambiente marino del noroeste de España y proporciona datos originales para esta región.

- **Microplásticos en sedimentos:**

Se cuenta con resultados del mencionado estudio de los microplásticos en sedimentos en la ría de Vigo. Los resultados mostraron un gradiente espacial a lo largo del estuario. La concentración promedio de MP fue de $101,7 \pm 128,1$ partículas / kg de sedimento (DW). Los principales



parlamentarios fueron fibras (75%) y fragmentos (11%). Los colores predominantes fueron transparentes (63%), azules (21%) y tostados (6%) y el tamaño promedio fue de $1,24 \pm 2,24$ mm.

c) D10C3

- **Animales orillados (mamíferos marinos):**

Se identificaron microplásticos en todas las muestras analizadas, un promedio de 12 elementos por estómago, aunque la abundancia varió ampliamente de un estómago a otro. La mayoría de los artículos de plástico eran fibras pequeñas, aunque también se encontraron algunos fragmentos y una cuenta. Excluyendo las fibras más pequeñas como posible contaminación en el aire, la aparición estimada de microplásticos podría caer hasta un 94%.

- **Invertebrados (mejillones):**

El contenido en microplásticos en los tejidos blandos de los mejillones mostró una buena capacidad para discriminar entre áreas con diferente grado de contaminación potencial, si bien el patrón de contaminación observado no se ajustó completamente al esperado.

La presencia de microplásticos se observó en el 96% de los mejillones analizados. La cantidad de microplásticos observada individualmente osciló entre 0 y 14 microplásticos, con un promedio de $3,62 \pm 3,13$ microplásticos por individuo. La concentración de microplásticos observada en cada mejillón osciló entre 0 y 12,69 microplásticos/g PF, con un promedio de $2,87 \pm 2,81$ microplásticos/g PF. En la Ría de Vigo la concentración promedio de microplásticos fue de $2,30 \pm 1,93$ microplásticos/g PF, mientras que en el Mar Cantábrico fue de $3,44 \pm 3,43$ microplásticos/g PF. La mayor concentración promedio de microplásticos fue observada en Santander, con un promedio de $9,45 \pm 3$ microplásticos/g PF; mientras que la menor fue observada en Avilés, con un promedio de $0,60 \pm 1,05$ microplásticos/g PF.

2.7.4. Actualización de la definición del Buen Estado Ambiental y conclusiones

El BEA se definió en 2012 a nivel de Descriptor D10. Dadas las características específicas de los microplásticos y los efectos ambientales que pueden originar, diferentes a los de la macrobasura, podría resultar de interés en definir un BEA específico a nivel de indicador. Sin embargo, el conocimiento científico actual no es suficiente para poder definir valores o concentraciones umbrales por encima de las cuales pueda sospecharse la existencia de efectos adversos para el medio marino por lo que parece difícil poder proponer una definición alternativa a la existente a nivel de descriptor. Se mantienen por tanto la definición de BEA:

BEA: Aquel en el que la cantidad de basura marina, incluyendo sus productos de degradación, en la costa y en el medio marino disminuye (o es reducido) con el tiempo y se encuentra en niveles que no dan lugar a efectos perjudiciales para el medio marino y costero.

En cuanto a la determinación de si se alcanza el BEA o no se alcanza, únicamente se ha podido analizar en **basuras en playas**, a partir de los datos recabados en el programa de seguimiento BM-



1 del MITECO. No se observa disminución de la abundancia total de basuras marinas en la serie temporal 2013-2018, por lo que no se alcanza el BEA.

La abundancia total del conjunto de plásticos probablemente aumenta y, dentro de ellos, los fragmentos de plásticos de menos de 2,5 cm de tamaño (en la mayor de sus dimensiones) muestran una tendencia creciente en la serie temporal considerada. En contraposición, la abundancia de botellas de plástico muestra una tendencia probablemente decreciente, lo que podría asociarse a una mayor sensibilización de la ciudadanía sobre este artículo en particular.

Basuras flotantes y en fondo: Datos insuficientes para evaluar el BEA.

Microplásticos en playas: Datos insuficientes para evaluar el BEA. En ausencia de valores umbrales definidos tal evaluación solo cabe realizarse mediante el análisis de la tendencia y se estima que para el mismo serían necesarios datos correspondientes a un mínimo de 6 años consecutivos.

Microplásticos en columna superficial y sedimento: Datos insuficientes para evaluar el BEA.

Afección de basuras y microbasuras en especies marinas: Datos insuficientes para evaluar el BEA.

Las conclusiones de la actualización de la evaluación del D10 son:

- No existe una tendencia clara en las basuras en playas, pudiéndose considerar que las basuras no están en aumento.
- Todavía no hay datos suficientes para establecer una tendencia en microplásticos en playas.
- En el resto de indicadores analizados la información es insuficiente para determinar una tendencia clara.

Atendiendo al indicador basuras en playas, único actualmente con información suficiente para evaluar el buen estado ambiental, la DM noratlántica no alcanza el BEA para el Descriptor 10.

2.8. Descriptor 11: Ruido

2.8.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados



El Descriptor 11, es un descriptor en desarrollo en todos los niveles, por tanto, en la DM noratlántica para la actualización de la evaluación inicial en el segundo ciclo de estrategias marinas, se ha realizado una aproximación parcial al descriptor con los datos disponibles.

Criterios e indicadores utilizados

CRITERIO	INDICADOR	PARAMETROS
<p>D11C1: La distribución espacial, la extensión temporal y los niveles de las fuentes de sonido impulsivo antropogénico no superan los niveles que puedan afectar adversamente a las poblaciones de animales marinos.</p>	<p>RS-IMP, Ruido Impulsivo: Proporción de días y su distribución a lo largo de un año natural en zonas de una determinada superficie, así como su distribución espacial, en los que las fuentes sonoras antropogénicas superen niveles que puedan producir en los animales marinos un impacto significativo, medidos en la banda de frecuencias de 10 Hz a 10 kHz como nivel de exposición sonora (en dB re 1 μPa$2\cdot$s) o como nivel de presión sonora de pico (en dB re 1 μPaPico) a un metro.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Identificador de la actividad/evento - Tipo de fuente de ruido - Fechas de operación - Nivel de la fuente (o proxy) - Ciclo de trabajo - Duración de la transmisión - Espectro de la fuente de ruido (banda de frecuencia) - Directividad de la fuente de ruido - Profundidad de la fuente de ruido - Velocidad de la plataforma para fuentes de ruido móviles
<p>D11C2: La distribución espacial, la extensión temporal y los niveles de sonido continuo antropogénico de baja frecuencia no superan los niveles que puedan afectar adversamente a las poblaciones de animales marinos.</p>	<p>RS-amb</p> <p>Media trimestral del nivel de sonido recibido (RL dB re 1 μPa) en cada celda de una malla de 1x1 minutos en el año 2016 en las frecuencias de 63 y 125 Hz.</p> <p>% de la superficie de la demarcación marina en la que se superan los valores umbral de 100-a 130 dB (63 Hz y 125 Hz)</p>	<p>La estimación de los niveles de sonido RL se ha realizado en base a una modelización para todo el ámbito de la demarcación utilizando datos de densidad de tráfico marítimo para la anualidad 2016 evaluados a partir de datos AIS suministrados por SASEMAR.</p>

2.8.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor



La principal presión relacionada con este descriptor, según el Anexo I de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, es el aporte de sonido antropogénico (impulsivo, continuo).

2.8.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

Para el **D11C1**, se han analizado los datos aportados por los promotores de las actuaciones realizadas en la DM canaria, generadoras de ruido impulsivo. Esta información está registrada en el registro de ruido impulsivo. Se ha desarrollado una primera versión preliminar del registro de actividades generadoras de ruido impulsivo. Esta aplicación sirve para dar soporte al subprograma RS.1 de ruido impulsivo para evaluar el indicador RS-IMP (indicador 11.1.1 de la Decisión 2010/477/EU).

Para implementar el registro de fuentes de ruido impulsivo se ha creado una hoja de cálculo mediante el uso de EXCEL (versión 2013). Además, se han implementado “macros” para automatizar las tareas y cálculos que se realizan. En la hoja de cálculo se han habilitado diferentes pestañas en las que poder registrar, almacenar y evaluar cada una de los eventos generadores de ruido impulsivo. Para el cálculo del valor del indicador, RS-IMP se han considerado como actividades relevantes para la evaluación del indicador aquellas cuyo nivel de la fuente sobrepasa los umbrales determinados en la Guía Metodológica [Dekeling *et al.*, 2014]. Actualmente esta herramienta se ha llenado parcialmente con datos de 2014 y principio de 2015.

Por el momento, se ha creado un registro que está parcialmente lleno y que gracias a un contrato que el Ministerio para la Transición Ecológica licitará en 2019, se podrán concretar las siguientes tareas:

- Desarrollo de la herramienta apropiadamente
- Rellenar los datos desde marzo de 2015 a la actualidad
- Calcular el indicador
- Generación de mapas ilustrativos
- Apoyar la revisión de la evaluación inicial y de las estrategias marinas en su conjunto
- Revisar el diseño inicial del programa de seguimiento en vista a la luz de la nueva Decisión de la Comisión Europea
- Asesorar a los técnicos y dirigentes sobre el ruido impulsivo, incluyendo posibles medidas necesarias

Para el **D11C2**, actualmente, y a efectos de la evaluación que se lleva a cabo en el presente documento, se ha utilizado la metodología que se describe a continuación. Se trata de una metodología preliminar que, con los datos actuales, nos da una primera aproximación al indicador de ruido continuo en la demarcación. Por otro lado, se está trabajando a nivel nacional en el desarrollo del indicador a través de medidas in situ y la aplicación de modelización tridimensional en línea con las recomendaciones del grupo europeo sobre ruido (TG Noise). Se espera que los resultados de estos trabajos, realizados en colaboración con el Instituto Español de Oceanografía, sirvan de base en el futuro para el desarrollo del D11 en las distintas fases de las estrategias marinas.



La evaluación espacial del ruido en la DM noratlántica se ha realizado sobre una malla de cálculo equirectangular en latitud y longitud que la cubre completamente. La malla se ha realizado en tres resoluciones: 15', 5' y 1', con celda de origen cuya latitud y longitud mínimas son grados enteros.

La evaluación temporal se ha hecho en base a la consideración de las 4 estaciones del año 2016.

La evaluación del ruido ambiente submarino se ha realizado a partir de datos de densidad de tráfico marítimo utilizando datos AIS (Sistema de Identificación Automática) actualmente de uso obligado como medida de seguridad en un amplio rango de embarcaciones. El tráfico marítimo se ha parametrizado en términos de densidad, número de barcos por *unidad de celda de malla* con lo que los resultados son directamente aplicables al estudio del ruido subacuático generado por el tráfico marítimo.

En base a la metodología descrita en el apartado anterior se han realizado una serie de mapas que ilustran los niveles medio de ruido recibido RL en cada una de las celdas de la DM canaria con una resolución de 1x1 minuto y para cada una de las estaciones del año 2016.

En la ficha de evaluación inicial del descriptor 11 del anexo pueden consultarse los datos completos.

2.8.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

Debido a la falta de datos y a que los valores umbral aún no han sido establecidos, la definición del Buen Estado Ambiental para el descriptor 11 se mantiene por el momento en línea con la establecida por la decisión 2017/848 para los criterios de este descriptor:

El descriptor 11 se considera en Buen Estado Ambiental cuando:

La distribución espacial, la extensión temporal y los niveles de las fuentes de sonido impulsivo y continuo de baja frecuencia, de origen antropogénico, no superan los niveles que puedan afectar adversamente a las poblaciones de animales marinos.

La falta de definición de BEA en la actualidad no permite realizar una evaluación sistemática. Sin embargo, en lo referente al ruido continuo, se han producido avances significativos en la metodología, con lo que se han podido obtener unos mapas de ruido continuo orientativos que nos permiten dar una primera idea de evaluación del estado actual.

3. DESCRIPTORES DE ESTADO

En este apartado se abordan los descriptores relacionados con los elementos pertinentes de los ecosistemas: grupos de especies de aves, mamíferos, reptiles, peces y cefalópodos (descriptor 1) y, hábitats pelágicos (descriptor 1), hábitats bentónicos (descriptores 1 y 6) y ecosistemas, incluidas las redes tróficas (descriptores 1 y 4).



En este segundo ciclo de las estrategias marinas, en la DM noratlántica sólo ha podido actualizarse la evaluación del estado de los grupos funcionales de aves marinas, reptiles y mamíferos marinos. La evaluación del estado del grupo funcional peces se ha realizado sólo parcialmente y el estado de los grupos funcionales de cefalópodos y hábitats pelágicos no han podido actualizarse respecto del primer ciclo de estrategias marinas. La evaluación del estado de los hábitats bentónicos se ha realizado a través del descriptor 6.

3.1. Descriptor 1: Biodiversidad

ESPECIES

Grupos de especies aves marinas, mamíferos marinos, reptiles marinos, peces y cefalópodos de la demarcación (de acuerdo a la Decisión 2017/848 y a las listas de especies acordadas a nivel regional)

3.1.1. Aves marinas

3.1.1.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados en la DM noratlántica

Área de evaluación

La situación geográfica de la DM noratlántica hace que la comunidad de aves marinas tenga influencia tanto mediterránea como de aguas más boreales, lo que facilita una gran biodiversidad. Este hecho, sumado a la presencia de zonas con una productividad bastante elevada durante buena parte del año, hace que las cifras totales de aves marinas sean muy elevadas, si bien en la mayoría de casos se trata de especies migratorias o invernantes, que hacen uso de la DM temporalmente y fuera de la época de cría. La mayoría de especies nidificantes utilizan los numerosos acantilados costeros presentes en la DM, si bien algunas de ellas también hacen uso de las frecuentes rías y estuarios para alimentarse.

De entre las especies no nidificantes destaca la críticamente amenazada pardela balear *Puffinus mauretanicus*. Se trata de un Procellariiforme endémico de las islas Baleares con una población muy pequeña que ha experimentado un importante declive en los últimos años. Un altísimo porcentaje de la población se desplaza a aguas del norte del atlántico después de la reproducción, haciendo uso de la demarcación noratlántica como zona de alimentación y muda de plumaje.

Como nidificantes encontramos 10 especies, dos de las cuales se encuentran en estado crítico a nivel estatal. Se trata del arao común (*Uria aalge*) y la gaviota tridáctila (*Rissa tridactyla*), cuyas poblaciones han experimentado un marcado declive durante las pasadas décadas. En los dos casos, las colonias presentes en la demarcación se encuentran en el límite de distribución de la especie, lo que las hace especialmente sensibles a cambios en la situación global de ambas. Por otro lado, el charrán común (*Sterna hirundo*), la pardela cenicienta (*Calonectris borealis*) y el gavión (*Larus marinus*) presentan la



tendencia opuesta. Se trata de especies que se han establecido como nidificantes en la demarcación hace poco tiempo y cuyas poblaciones siguen en aumento, a pesar de que todavía son pequeñas. Por su parte, apenas se conoce nada del paño común (*Hydrobates pelagicus*), a pesar de que se reproduce en bastantes localidades costeras, en su mayoría pequeños islotes o istmos. Este hábitat, junto con los acantilados costeros y la intensa actividad pesquera a lo largo de toda la DM, facilita la existencia de grandes colonias de gaviotas patiamarilla (*Larus michahellis*) y, en menor medida, sombría (*Larus fuscus*).

Por último, es necesario destacar el cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*). La tendencia histórica de la especie en esta demarcación está marcada por oscilaciones muy importantes, en su mayoría de origen antropogénico. Así, la especie alcanzó mínimos históricos a finales de la década de los 70, momento en que se prohibió su caza. Desde entonces la tendencia fue positiva hasta el año 2002, cuando el desastre del Prestige provocó una gran mortalidad de la que la especie parece no haberse recuperado todavía en conjunto. Esta catástrofe tuvo una influencia capital en el ecosistema marino de la demarcación durante bastantes años y sigue siendo detectable a ciertos niveles.

Elementos de evaluación seleccionados

Se ha optado por incluir información de algunas de las especies nidificantes y, debido a la importancia de la DM para la especie, de pardela balear (*Puffinus mauretanicus*). Las especies reproductoras seleccionadas presentan en conjunto un buen abanico de requerimientos ecológicos y tendencias dispares, por lo que se considera que se está obteniendo información bastante representativa de la situación del medio marino. Sin embargo, el limitante en este caso es la disponibilidad de datos, escasa y fragmentaria para la mayoría de especies. Para que estos elementos de evaluación sean efectivos, es necesario que se establezcan programas de monitoreo y manejo asociados.

Tabla 9. Especies seleccionadas para la Evaluación de 2018 de la DM noratlántica y correspondencia con los grupos de especies según la Decisión (UE) 2017/848

Nombre común	Nombre científico	Grupo según Decisión (UE) 2017/848
Pardela cenicienta	<i>Calonectris borealis</i>	Aves que se alimentan en la superficie
Pardela balear*	<i>Puffinus mauretanicus</i>	Aves que se alimentan de especies pelágicas
Paño europeo	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Aves que se alimentan en la superficie
Cormorán moñudo	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Aves que se alimentan de especies pelágicas
Gaviota tridáctila	<i>Rissa tridactyla</i>	Aves que se alimentan en la superficie
Charrán común	<i>Sterna hirundo</i>	Aves que se alimentan en la superficie



Arao común	<i>Uria aalge</i>	Aves que se alimentan de especies pelágicas
------------	-------------------	---

*La pardela balear se asigna indistintamente al grupo de aves que se alimentan en la superficie y al de aves que se alimentan de especies pelágicas. Según recomendación de la Comisión Europea para la actualización de las Estrategias Marinas en 2018, en este caso se debe usar una sola definición, tal como aparece en la Tabla. Pero, en contra de la recomendación específica para esta especie, se ha optado por asignarla al grupo de aves que se alimentan de especies pelágicas, pues se considera que es más acorde con su ecología trófica.

En relación a los grupos de especies, tal como se discute en el Documento Marco, las definiciones acordadas a nivel europeo, tal como indica la Decisión (UE) 2017/848, no parecen particularmente adecuadas en el ámbito español. Por ello, no se ha planteado una integración a nivel de grupos de especies. Aún así, en la Tabla 9 se indican los grupos a los que correspondería cada especie usada como elemento de evaluación, siempre de acuerdo a las directrices dictadas por la UE.

Algunas especies de aves marinas pueden recurrir a fuentes de alimento bastante diversas, que podrían corresponder con más de un grupo de especies propuesto. La predominancia de uno u otro puede variar temporalmente, geográficamente o incluso a nivel de individuo, por lo que resulta muy difícil de estudiar. En el caso específico de la DM noratlántica, la fuerte humanización de la franja costera no dejan prácticamente lugar para las aves “limícolas” (entendidas en sentido amplio), y las especies asignadas a este grupo presentes en la Demarcación Marina lo hacen asociadas a zonas húmedas, antes que a la franja costera propiamente dicha.

Así, los grupos potencialmente evaluables en la DM serían las aves que se alimentan de especies pelágicas (las pardelas balear y cenicienta), las aves que se alimentan en la superficie (el paño europeo, el charrán común, la gaviota tridáctila y la pardela balear, que debe considerarse en ambos grupos) (Tabla 9) y las aves que se alimentan de especies bentónicas (el cormorán moñudo y el aro común). En cualquier caso, por todo lo expuesto anteriormente se considera poco apropiado centrar la atención en los grupos de especies, y se opta por seguir incidiendo a nivel de especies.

Criterios e indicadores utilizados

La descripción detallada de los criterios empleados para la evaluación del grupo aves puede consultarse en el documento marco. Aquí se muestran los criterios empleados para cada elemento de evaluación en la DM noratlántica (Tabla 10), y se comentan brevemente algunas particularidades de cada uno de ellos.

Tabla 10. Criterios empleados para cada una de los elementos de evaluación considerados en la DM noratlántica.

Especie	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4
			Éxito Reproductor	Supervivencia adulta	



<i>Calonectris borealis</i>	Red	Green	Yellow	Red	-
<i>Hydrobates pelagicus</i>	-	Red	Yellow	Red	-
<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Yellow	Green	Yellow	Yellow	-
<i>Puffinus mauretanicus</i>	Red	-	-	-	-
<i>Rissa tridactyla</i>	Red	Yellow	Yellow	Red	Green
<i>Sterna hirundo</i>	-	Green	Green	-	-
<i>Uria aalge</i>	Red	Yellow	Red	Red	Green

Los colores indican la disponibilidad de datos en cada caso (verde = datos adecuados; naranja = datos parciales; rojo = datos insuficientes; se indica con un guión aquellos casos en los que no aplica, o se ha considerado innecesario evaluar un determinado criterio). En el caso del criterio D1C3, se desglosa la información para los dos parámetros principales considerados, éxito reproductor y supervivencia adulta.

Criterio D1C1 – capturas accidentales (primario)

A pesar de que se incluyó un buen número de especies en este criterio, solo se tiene información relativa al cormorán moñudo, aunque bastante enfocada a la situación del sector más occidental de la Demarcación. Tanto esta especie como el aroa común *Uria aalge* han experimentado un marcado declive, en ambos casos asociado en cierta medida con las capturas accidentales. Asimismo, la pardela balear *Puffinus mauretanicus* (típicamente sensible a este impacto) y la población ibérica de gaviota tridáctila *Rissa tridactyla* se encuentran en estado crítico y es de esperar que las capturas accidentales expliquen cierta mortalidad también en esta demarcación. Por último, es posible que en el futuro también se detecte cierta presión sobre la población de pardela cenicienta, aún incipiente. Es de destacar que esta información será recabada a través de la puesta en marcha del subprograma de seguimiento ABIES-NOR-AV-4_Interaccionpesca.

Criterio D1C2 – abundancia (primario)

Si bien se incluyó un buen número de especies en este criterio, dos de ellas (el aroa común y la gaviota tridáctila) se encuentran al borde de la extinción, con poblaciones vestigiales que difícilmente se recuperarán. En ambos casos existe una distancia enorme entre el valor umbral y la estima actual, después del marcado declive que han experimentado. A pesar de ello, sería interesante visitar las colonias tradicionales con regularidad, con el objetivo de evaluar la situación actual con precisión. Además de estas, es necesario comentar el gran desconocimiento que se tiene actualmente de la situación del paíño común en la DM, donde el seguimiento se reduce a unas pocas colonias del sector más oriental (País Vasco). Así pues, sí se tiene buena información del charrán común (cuya pequeña población disfruta además de medidas de gestión adecuadas), del cormorán moñudo (el cual ha experimentado oscilaciones poblacionales muy significativas) y de la pardela cenicienta, que parece estar todavía en proceso de colonización. Es necesario que el seguimiento que se tiene de estas últimas especies se haga extensivo a las otras, sobre todo teniendo en cuenta la situación crítica de alguna de ellas.



Tabla 11. Valores umbral empleados para evaluar el buen estado ambiental en base al criterio de abundancia, para las especies seleccionadas.

Especie	Colonia/zona	Valor de referencia (parejas)	periodo valor de referencia	% para establecer umbral	valor umbral
<i>Calonectris borealis</i>	NAT	18	2012-2017	80%	14
<i>Hydrobates pelagicus</i>	NAT	-	-	80%	-
<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	PNIA	2056	2004	70%	1.439
<i>Rissa tridactyla</i>	NAT	152	1981	70%	106
<i>Uria aalge</i>	NAT	2091	1962	80%	1.673
<i>Sterna hirundo</i>	NAT	24	2012-2017	70%	17

Se indica el valor de referencia, calculado como la mediana más alta en un periodo de 6 años consecutivos con datos disponibles (“periodo valor referencia”). También se indica el porcentaje respecto al valor de referencia que se usa para determinar si se cumple BEA o no, según las especies (80% en especies que ponen un solo huevo, y 70% en el resto). Según las especies, la evaluación se ha realizado a nivel global de la demarcación marina, o para zonas concretas.

Criterio D1C3 – parámetros demográficos (secundario)

Existen datos fragmentados de pardela cenicienta, paíño europeo, cormorán moñudo y gaviota tridáctila y datos de buena calidad de charrán común. La mayoría de estos datos provienen de iniciativas particulares por parte de equipos de investigación o asociaciones conservacionistas, por lo que suelen limitarse a colonias concretas que se monitorean a lo largo de series temporales cortas. Es necesario que estos programas de seguimiento se institucionalicen, de tal forma que se garantice la obtención de datos en el futuro. La aplicación del subprograma ABIES-NOR-AV-3_Productividad resulta crítica para alcanzar los objetivos ambientales propuestos.

Criterio D1C4 – Rango de distribución (secundario)

Se incluyen las dos especies reproductoras en la Demarcación que se encuentran en un estado de conservación más alarmante: *Uria aalge* y *Rissa tridactyla*. En ambos casos tan solo sobrevive una colonia, que debería visitarse anualmente para comprobar su actividad. Su desaparición también comportaría el incumplimiento del BEA del Criterio D1C2, pues significaría la extinción de estas especies en la Demarcación.

En la evaluación inicial del primer ciclo de las estrategias marinas (2012) se tuvo en cuenta a las aves para la evaluación de tres descriptores distintos: biodiversidad (descriptor 1), redes tróficas (descriptor 4) y basuras marinas (descriptor 10). En esta evaluación la atención se ha centrado en el descriptor de



biodiversidad, pero la información aportada por las aves sigue siendo potencialmente adecuada para contribuir a la evaluación de los otros dos descriptores planteados en 2012. De cara al segundo ciclo, se prevé la puesta en marcha de un programa de aves orilladas, coordinado por SEO/BirdLife, que aportará información relevante sobre contaminación por plásticos en el futuro, útil para la evaluación de los criterios D10C3 y D10C4 en próximas actualizaciones.

Así mismo, las aves marinas pueden ser particularmente adecuadas para aportar información sobre la abundancia de sus presas principales, y como tales pueden contribuir al descriptor 3 (especies explotadas comercialmente). Otro factor importante a tener en cuenta es la obligación de desembarque que reducirá la disponibilidad de descartes para las aves marinas, un recurso ampliamente usado en la región (Valeiras, 2003). Sin embargo, hay numerosos factores que deben tomarse en consideración, y que por ahora no permiten una evaluación adecuada, tal como se discute para el grupo aves en el documento marco.

3.1.1.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al grupo aves

Existen presiones de los tres tipos principales, aunque tienen una incidencia dispar dependiendo de la especie (Tabla 12). En cuanto a la presencia de depredadores, el impacto es mayor en el cormorán moñudo y los procelariformes, aunque también existe en el resto de especies reproductoras seleccionadas. Sin embargo, es en el caso del cormorán moñudo donde se han registrado eventos de depredación masivos, sobre todo por parte de visón americano *Neovison vison*. La erradicación de este en Islas Cíes supone una notable mejoría, pero es necesario seguir con este tipo de actuaciones para alcanzar los objetivos ambientales.

En cuanto a las capturas accidentales, tienen especial incidencia en la pardela balear (especialmente debido a su estado crítico), el cormorán moñudo y el aro comú. Esta última especie experimentó un descenso poblacional muy marcado cuando se sustituyeron las fibras vegetales de los artes de enmallé por otras sintéticas. A pesar de que, debido al carácter vestigial de la población nidificante actual, el impacto sobre ésta debe haberse reducido, es de prever que estos materiales sigan siendo una fuente de mortalidad para la población invernante. Siguiendo con esta misma presión, de forma provisional se cree que la pardela cenicienta del atlántico *Calonectris borealis* se asociaría menos a embarcaciones que su pariente mediterránea, por lo que la incidencia sería menor. En cualquier caso, es necesario que se establezcan programas de seguimiento enfocados a cuantificar el impacto sobre todas las especies seleccionadas con precisión.

Por último, hay que recordar que la DM ha sufrido catástrofes graves relativas a vertidos de hidrocarburos hace relativamente pocos años. A pesar de que estas situaciones críticas parecían más frecuentes en el pasado, deben ponerse todos los medios para evitar que pueda volver a ocurrir, especialmente en una zona con un tráfico marítimo muy intenso que siempre conlleva cierto riesgo de vertido.

Tabla 12. Presiones que afectan a cada especie en la DM noratlántica.



Tema	Presión	<i>Calonectris borealis</i>	<i>Puffinus mauretanicus</i>	<i>Hydrobates pelagicus</i>	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	<i>Rissa tridactyla</i>	<i>Sterna hirundo</i>	<i>Uria aalge</i>
Biológicas	Introducción o propagación de especies alóctonas (depredadores introducidos)	Yellow		Yellow	Red	Yellow		Yellow
	Perturbación de especies (por ejemplo, en sus zonas de cría, descanso y alimentación) debido a la presencia humana.				Yellow		Yellow	
	Extracción o mortalidad / lesiones de especies silvestres, incluidas especies objetivo y no objetivo (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades) - Capturas accidentales	Yellow	Red		Red	Yellow		Red
	Extracción o mortalidad / lesiones de especies silvestres, incluidas especies objetivo y no objetivo (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades) - Sobrepesca	Yellow	Yellow		Yellow	Yellow		Yellow
Físicas	Perturbaciones físicas del fondo marino (temporales o reversibles)				Yellow			Yellow
	Pérdidas físicas (debido a un cambio permanente del sustrato o la morfología del fondo marino y a la Extracción de sustrato del fondo marino).				Yellow			Yellow
	Cambios de las condiciones hidrológicas (aporte de ríos/condiciones oceanográficas)	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow



Sustancias, basuras y energía	Aporte de otras sustancias (por ejemplo, sustancias sintéticas, sustancias no sintéticas, radionucleidos): fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica, incidentes grave.	Yellow	Orange	Yellow	Red	Yellow	Yellow	Red
	Aporte de basuras (basuras sólidas, incluidas microbasuras.) - ingestión/enredos	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	White	Yellow
	Aporte de otras fuentes de energía (incluidos campos electromagnéticos, luz y calor) - contaminación lumínica	Yellow	White	Yellow	White	White	White	White

En amarillo se señalan aquellas que tienen algo de incidencia, en naranja aquellas que tienen bastante incidencia y en rojo aquellas cuyo impacto pone en serio riesgo la supervivencia de las poblaciones.

3.1.1.3. Resultados de la actualización de la evaluación estado ambiental

La información detallada se presenta por fichas elaboradas para cada especie, anexas a este informe general. Se resume a continuación la información obtenida para las distintas especies, por criterios (ver Tabla 13).

Criterio D1C1 – capturas accidentales

La información disponible para esta DM es relativamente escasa, con mayor información hacia el oeste, donde también se concentran las poblaciones más importantes de aves marinas. Pese a existir información que apunta a una cierta incidencia de las capturas accidentales (criterio D1C1), la mayor parte de datos proviene de encuestas e información indirecta, a menudo sin poder precisar a nivel de especie, por lo que no se han podido evaluar la mayor parte de los elementos (Arcos *et al.* 1996, SEO/BirdLife 2012). Aún así, dicha información sugiere que las capturas en la DM son regulares, afectando principalmente a pardelas, cormoranes y aros, así como alcatraces. Por otro lado, las artes implicadas son diversas, e incluyen palangres, trasmallos y otras redes fijas, arrastre y cerqueros. Solo en el caso del cormorán moñudo existe información más detallada, que apunta a un impacto considerable en ciertas zonas de la DM NOR, principalmente en el oeste de Galicia (Parque Nacional Islas Atlánticas) y Asturias (Álvarez, 2015).

Cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*)

Las conclusiones que se reflejan en Álvarez (2015) dejan claro que el impacto de la pesca en el cormorán moñudo es muy significativo y tiene una influencia enorme en el declive que la especie está experimentando, sobretodo en el sector occidental de su área de distribución. El hecho de que en



Cantabria y el País Vasco la especie se encuentre estable o incluso en aumento refuerza la relación causa-efecto entre el elevado número de capturas accidentales en Galicia y Asturias y la tendencia negativa descrita para la especie (si bien deben tenerse en cuenta también otros factores). Las modalidades de pesca con un impacto mayor en el cormorán moñudo son las de enmalle en Galicia (trasmallo y miño; causantes del 100% de la mortalidad documentada en la zona) y las de enmalle y palangre (sobretodo palangrillo) en Asturias (causando un 65% y 35%, respectivamente). Así pues, se puede decir que la especie no cumple el BEA.

Arao común (Uria aalgea)

No se dispone de datos sobre el impacto en la especie en la actualidad, pero sí se sabe que la población ibérica sufrió un marcado declive en los años 60, coincidiendo con el cambio de materiales en los artes de pesca, pasando de usar fibras vegetales a nylon. Este hecho evidencia que en el pasado existió un fuerte impacto sobre la población nidificante. Si bien a día de hoy ésta está prácticamente extinguida, es posible que dicho impacto siga produciéndose en el contingente invernante.

Pardela balear (Puffinus mauretanicus)

Tampoco se dispone de información relativa a esta especie. Sin embargo, teniendo en cuenta que la costa de la DM supone un importante enclave para la pardela balear durante el periodo no reproductor, es importante que se establezcan programas de seguimiento para determinar el impacto con la mayor precisión posible. Hay que recordar que se trata de una especie en peligro crítico.

Criterio D1C2 – abundancia

Pardela cenicienta (Calonectris diomedea)

La situación de la especie parece buena, al menos a nivel de abundancia de parejas reproductoras. Sin embargo, los datos varían mucho en función de la fuente de información. Se considera que los datos publicados en Munilla, *et al.* (2016) son muy precisos, en tanto que se obtuvieron a partir de un seguimiento muy exhaustivo del proceso de colonización de la especie, pero éstos solo abarcan hasta el año 2013 en dos de las colonias y hasta 2014 en otra. La información aportada por la Xunta de Galicia tiene una serie temporal más larga, pero se desconocen los protocolos que se siguieron para la toma de datos.

Paiño europeo (Hydrobates pelagicus)

El monitoreo llevado a cabo en la colonia de Aketx no permite dar un diagnóstico preciso sobre si se cumple el BEA o no para este indicador. Por un lado, se trata de una única localidad con seguimiento para una especie con un área de distribución extendida a lo largo de toda la demarcación y, por otro lado, las estimas fueron realizadas a partir de ejemplares capturados con red, lo que añade bastante ruido a la muestra.

Cormorán moñudo (Phalacrocorax aristotelis)

La Tendencia histórica de la especie en esta demarcación está marcada por oscilaciones muy importantes, en su mayoría de origen antropogénico. Así, la especie alcanzó mínimos históricos a finales de la década de los 70, momento en que se prohibió su caza. Desde entonces la tendencia fue positiva hasta el año 2002, cuando el desastre del Prestige provocó una gran mortalidad de la que la especie parece no haberse recuperado todavía en conjunto. La información disponible parece



indicar una cierta mejora o estabilidad en relación a 2011, con la excepción de Asturias, pero se sigue estando lejos de los valores de referencia de la demarcación, por lo que se considera que no se alcanza el BEA.

Gaviota tridáctila (*Rissa tridactila*)

La población reproductora no solo no se ha mantenido estable, sino que prácticamente ha desaparecido de la demarcación, por lo que se puede decir que no se ha cumplido el BEA.

Charrán común (*Sterna hirundo*)

A pesar de las fluctuaciones típicas de la especie, que siempre recomiendan cautela, parece que la especie se encuentra en aumento y, por lo tanto, podemos decir que en este caso sí se cumple el BEA.

Arao común (*Uria aalge*)

El descenso de la población que ya se describió en la evaluación de 2012 se ha prolongado hasta la actualidad, cuando la población remanente es puramente vestigial. Así pues, se puede concluir que no se ha cumplido el BEA. El declive más marcado se produjo por una suma de factores, encabezados por el impacto de las redes de enmallaje, muy habituales en el área de forrajeo de la especie, y la marea negra causada por el petrolero Prestige, donde murieron decenas de miles de ejemplares de la población ibérica pero también del contingente invernante. Este segundo impacto se produce de forma más eventual y, de hecho, se han tomado algunas medidas para evitar que se produzca de nuevo. Sin embargo, el principal impacto, por ser más continuado en el tiempo, sigue sin atajarse.

Criterio D1C3 – parámetros demográficos

Pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*)

Sin duda la erradicación del visón americano en Cíes es una buena noticia para esta y otras aves marinas reproductoras en el Parque Nacional, que acerca la situación al BEA. Sin embargo, a pesar de que no se tienen datos del presente periodo, es de esperar que la presencia de gatos en Sisargas no haya remitido, por lo que no se puede decir que se esté cumpliendo el BEA todavía.

Respecto a la productividad, no se dispone de los datos suficientes para alcanzar un diagnóstico.

Paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*)

Los datos disponibles son demasiado escasos como para alcanzar un diagnóstico sólido. El seguimiento de las colonias de Aketx y Mouro aporta algo de información, pero todavía insuficiente. Es necesario que se mantenga el seguimiento de estas colonias e idealmente se añada otras para tener una visión realista de la situación de la especie en la demarcación.

Cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*)

Es complicado alcanzar un diagnóstico para un criterio tan complejo y que incluye tantos parámetros, especialmente sin la ejecución de un programa de seguimiento diseñado para darle respuesta, pero a la luz de los resultados obtenidos de las fuentes de información utilizadas, parece que existe cierta recuperación de las poblaciones que habrían sufrido un importante declive en años recientes, fundamentalmente localizadas al sur de Galicia y oeste de Asturias. Sin embargo, la colonia de Islas Cíes no parece haberse recuperado y sus efectivos siguen reduciéndose. Teniendo en cuenta que esta



colonia es la más importante de nuestro país, es fundamental que se ponga revierta esta situación. En cualquier caso, puesto que las tendencias temporales de la población (según el criterio de abundancia) son negativas, no se debería considerar que se alcanza el BEA en este caso. Para una evaluación adecuada, sería necesario elaborar un análisis de viabilidad poblacional.

Charrán común (*Sterna hirundo*)

Todavía se tiene una serie temporal muy corta como para realizar un diagnóstico preciso. Teniendo en cuenta la definición de BEA para este criterio, es necesario que haya al menos 10 años de datos. A pesar de que aparentemente el éxito reproductor se ha mantenido estable o incluso ha aumentado durante los años de seguimiento, con la actual definición de BEA y los datos disponibles, la especie no cumpliría el criterio. Sin embargo, esto se debe en parte al buen año de cría de la especie en 2015, que hace subir mucho el promedio. Si a eso se añaden las oscilaciones propias de la especie, es necesario tener datos de más años para saber hasta qué punto 2015 fue un año excepcional.

3.1.1.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

Las definiciones de buen estado ambiental para los criterios del descriptor 1 en aves son:

D1C1- Capturas accidentales: Los niveles de capturas accidentales deben ser anecdóticos o inapreciables, y en ningún caso deben afectar negativamente a la dinámica poblacional de las especies afectadas, teniendo en cuenta el impacto acumulado de todas las modalidades de pesca, períodos y regiones.

No se propone valor umbral, si bien se propone que las capturas deberían “acercarse a cero”. La valoración de si esta premisa se cumple se deja a criterio experto.

Tal como se argumenta en el documento marco para el grupo aves, se considera que el BEA no debe limitarse a la definición del criterio (“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”), ya que es extremadamente complejo poder evaluar impactos poblacionales, y además no se tienen en cuenta posibles efectos acumulativos. Además, se debería hacer lo posible por minimizar la mortalidad por actividades antropogénicas incluso cuando los impactos a nivel poblacional fueran irrelevantes, especialmente si se trata de especies amenazadas; así lo contempla el plan de acción europeo para reducir las capturas accidentales de aves (Comisión Europea, 2012).

En aquellos casos en los que la información disponible indica que hay (o podría haber) efectos poblacionales, debería indicarse que no se cumple el BEA. En otros casos, donde se conozca la ocurrencia de capturas con una mínima regularidad, pero sin poder establecerse impactos poblacionales, solo debería contemplarse la aceptación del BEA si se toman medidas eficaces para reducir al mínimo estas capturas. Ante la falta de un valor explícito de referencia, la evaluación puede realizarse en base a criterio experto, tomando en consideración toda la información disponible en cada caso.



D1C2: AL población estará en BEA si se encuentra por encima del 80% de su valor de referencia (valor umbral) en especies que ponen un solo huevo, o del 70% en especies que ponen más de un huevo, se alcanza el BEA.

Se define el valor umbral como el 80% (70 % en sps que ponen más de un huevo) del valor de referencia, calculado como la mediana más alta de cualquier periodo de 6 años de seguimiento

La anterior definición de BEA permitía un declive leve pero sostenido en el tiempo que podía desembocar en la desaparición paulatina de algunas colonias sin que se dejara de cumplir el BEA. Con esta nueva definición este problema desaparece. La extrema dificultad de censar las colonias reproductoras hace poco adecuado censar toda la población de pardela cenicienta o cualquier otro procelariforme, siendo más adecuado el uso de parámetros demográficos para evaluar tendencias. Los censos a menudo se basan en métodos indirectos, sujetos a sesgos potenciales importantes, por lo que no es recomendable usarlos para el establecimiento de tendencias. Sin embargo, existe la posibilidad de establecer zonas “control”, en colonias de estudio, donde se pueda revisar de un año a otro el número de nidos ocupados. En el caso de la DM noratlántica y debido a que las colonias son nuevas este seguimiento se realiza para toda la población por lo que se puede establecer este tipo de evaluación. En cualquier caso, no debe olvidarse que esta aproximación es menos adecuada que la de estudios demográficos, aunque también es más sencilla y puede ser válida siempre que las zonas control sean muestradas de igual modo cada año.

D1C3: Las características demográficas de la población no ponen en peligro su viabilidad a largo plazo, de forma que los parámetros reproductivos y los valores de supervivencia adulta así lo indiquen.

Valor umbral

- Éxito reproductor: 0,30
- Supervivencia adulta: 0,9

Los parámetros demográficos más relevantes son aquellos relacionados con la productividad (éxito reproductor y ocurrencia de fracaso reproductor generalizado) y la supervivencia adulta. Los primeros son además los más fáciles de medir, y permiten evaluar efectos a nivel poblacional a corto y medio plazo, especialmente aquellos relacionados con la disponibilidad de alimento, si bien tienen un menor impacto sobre la dinámica poblacional a medio y largo plazo, siempre que no se prolonguen excesivamente en el tiempo las condiciones adversas. Por su parte, la supervivencia adulta es más difícil de medir, pero aporta información más fidedigna sobre el estado de la especie y sus tendencias poblacionales, especialmente en relación a factores de amenaza que puedan causar mortalidad directa. Los valores de referencia se toman a partir de ICES (2017), y se han adaptado teniendo en cuenta las particularidades de la especie, contando con el asesoramiento de expertos.

Para el criterio D1C4 se mantiene como en el primer ciclo:

No ha desaparecido ninguna colonia que cumpla criterios de IBA en el año 2020, y en caso de desaparecer colonias que no cumplan dichos criterios, la desaparición no afecta a más del 5% de la población regional.



Para la DM noratlántica, si atendemos a la integración de los distintos criterios, existen dos grupos de especies bien diferenciados, aquellas especies en BEA y las que no (Tabla 13).

Tabla 13. Resumen de la actualización del BEA en la DM noratlántica por criterios y especies, así como de forma integrada

Especie	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	Integración
<i>Calonectris borealis</i>				-	
<i>Puffinus mauretanicus</i>		-	-	-	
<i>Hydrobates pelagicus</i>	-			-	
<i>Phalacrocorax aristotelis</i>				-	
<i>Rissa tridáctila</i>					
<i>Sterna hirundo</i>	-			-	
<i>Uria aalge</i>					

Verde = BEA positivo; Rojo = BEA negativo; Gris = datos insuficientes. En ámbar se plantean los casos intermedios o inciertos. Las celdas vacías son aquellas para las que no se ha planteado la evaluación.

Por un lado, la pardela cenicienta y el charrán común están aumentando en número y gozan de poblaciones con aparentemente buena salud, aunque todavía pequeñas. En el caso del charrán común, aunque las tendencias parecen ser positivas, no se considera que la información sea suficiente para afirmar que se encuentre en BEA. Por otro lado, la gaviota tridáctila y el arao común han proseguido con su declive y ya están al borde de la extinción. En tercer lugar, tendríamos el cormorán moñudo, que, aunque sigue sin alcanzar el BEA, ha experimentado algunas mejoras en determinadas zonas.



3.1.2. Mamíferos marinos

3.1.2.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados en la DM noratlántica

Elementos evaluados y área de evaluación

Las aguas que se incluyen dentro de los límites de la DM noratlántica (ABI-ES-SD-NOR) albergan diferentes tipos de hábitats considerados de interés para los cetáceos: rías, plataforma continental, zonas de talud y cañones submarinos, y aguas profundas de más de 4000 m. Hasta la fecha, se ha registrado la presencia de veinticuatro especies de cetáceos en estas aguas: seis especies de misticetos (*Balaenoptera acutorostrata*, *Balaenoptera borealis*, *Balaenoptera musculus*, *Balaenoptera physalus*, *Megaptera novaeangliae* y *Eubalaena glacialis*); doce especies de odontocetos de aguas profundas (*Kogia breviceps*, *Physeter macrocephalus*, *Globicephala melas*, *Globicephala macrorhynchus*, *Grampus griseus*, *Orcinus orca*, *Pseudorca crassidens*, *Hyperoodon ampullatus*, *Mesoplodon densirostris*, *Mesoplodon mirus*, *Mesoplodon bidens* y *Ziphius cavirostris*); y seis especies de pequeños odontocetos (*Delphinus delphis*, *Stenella coeruleoalba*, *Tursiops truncatus*, *Phocoena phocoena*, *Lagenorhynchus albirostris* y *Lagenorhynchus acutus*). De todas ellas, un conjunto de ocho se pueden considerar como especies comunes y más representativas de la demarcación: *Delphinus delphis*, *Stenella coeruleoalba*, *Tursiops truncatus* y *Phocoena phocoena*, que se encuentran prácticamente durante todo el año, y *Balaenoptera physalus*, *Physeter macrocephalus*, *Globicephala melas* y *Grampus griseus*, con una marcada presencia estacional.

Las UG seleccionadas para cada grupo de especies dentro del elemento “especies de mamíferos marinos” en la DM noratlántica, son las siguientes:

Odontocetos pequeños:

- UG1-PP población ibérica: Marsopa común (*Phocoena phocoena*) que habita en la plataforma continental de Galicia y Mar Cantábrico
- UG2-TT aguas costeras Galicia Sur: Delfín mular (*Tursiops truncatus*) que habita en las Rías Baixas de Galicia.
- UG3-TT aguas plataforma norte y noroeste: Delfín mular (*Tursiops truncatus*) que habita en la plataforma continental de Galicia y Mar Cantábrico
- UG9-DD población atlántica: Delfín común (*Delphinus delphis*) que habita en aguas de la plataforma continental de Galicia y Mar Cantábrico, y aguas contiguas profundas y del talud.

Odontocetos de aguas profundas:

- UG13-GM población atlántica: Calderón común (*Globicephala melas*) que habita en zonas de talud de Galicia y Mar Cantábrico, y aguas contiguas profundas y de la plataforma continental (unidad de gestión con prioridad secundaria).



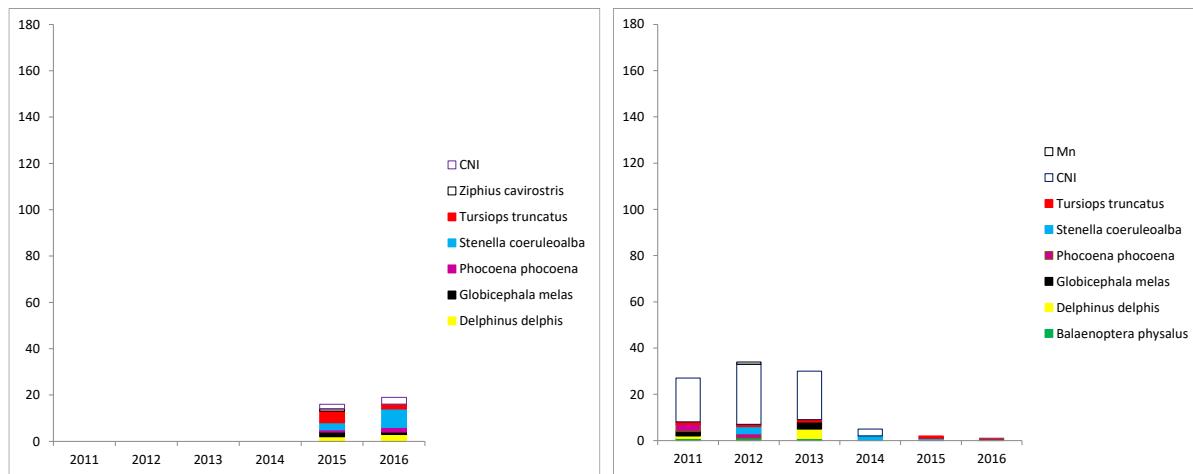
- UG16-ZC población atlántica: Zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*) que habita en las zonas de talud y cañones submarinos de Galicia y Mar Cantábrico (unidad de gestión con prioridad secundaria).

Misticetos:

- UG21-BP población atlántica: Rorcual común (*Balaenoptera physalus*) que habita las aguas profundas de Galicia y el golfo de Vizcaya, y aguas contiguas del talud y plataforma.

Se han recopilado más de un centenar de trabajos publicados en el periodo de estudio 2011-2017 y, excepcionalmente alguno de 2018, susceptibles de contener información relevante referida a las 7 Unidades de Gestión, UG, consideradas para la DM noratlántica. En total se han recopilado y revisado 116 documentos, disponibles todos ellos en soporte digital, entre los que se incluyen 50 comunicaciones a congresos, 27 artículos, 28 informes de proyectos y reuniones, 4 tesis doctorales, 2 libros y 5 publicaciones locales. De la totalidad de los 116 documentos, 13 fueron publicados en 2011, 8 en 2012, 21 en 2013, 25 en 2014, 17 en 2015, 10 en 2016, 17 en 2017 y 2 en 2018. En cuanto a la distribución de los documentos por especies, 49 contienen información sobre marsopa común, 59 sobre delfín mular, 50 sobre delfín común, 35 sobre calderón común, 18 sobre zifio de Cuvier y 23 sobre rorcual común. Por último, en cuanto a la temática de los documentos, 8 versan sobre conservación, 5 sobre contaminantes, 3 sobre dieta, 18 sobre distribución y abundancia, 8 sobre ecología, 2 sobre genética, 19 sobre interacción con pesca/aciicultura, 6 sobre isotopos, 7 sobre modelización, 17 sobre monitorización, 7 sobre varamientos, 2 sobre parasitología y 4 sobre residuos.

Para los datos referidos a varamientos se solicitó la base de datos del portal web BEVACET ([Figura 3](#)) y se contó con registros aportados por el MITECO y las CCAA de Galicia, Principado de Asturias y Euskadi ([Figura 4](#)). En el caso de la base de datos BEVACET, a pesar de que existe un campo para las interacciones humanas, solo en el caso de los registros recogidos por la Red de Varamientos de Galicia (156), se dispone de información referida a indicios compatibles con diagnóstico de muerte por captura accidental en artes de pesca. Los datos aportados por las CCAA carecen de información relativa a las capturas accidentales. En el caso de las CCAA de Euskadi, Asturias y Galicia los datos aportados no contienen información completa referida al periodo de estudio considerado (2011-2017).



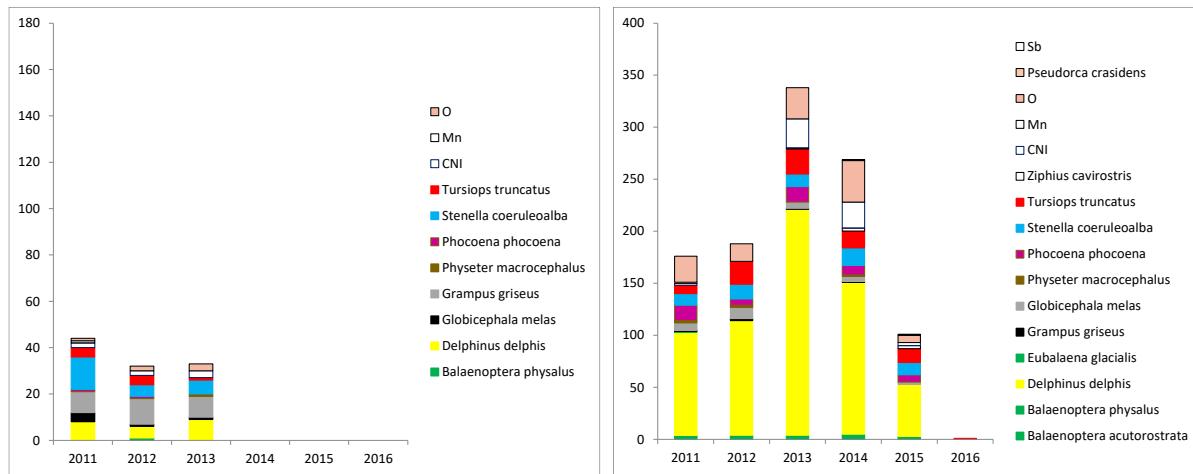


Figura 3. Distribución temporal del número de varamientos de especies de mamíferos marinos en la DM noratlántica durante el periodo 2011-2016. Datos obtenidos de la base de datos BEVACET correspondientes a las CCAA de Euskadi (sup-izda), Cantabria (sup-drcha), Asturias (inf-izda) y Galicia (inf-drcha). CNI: cetáneo no identificado, O: otros, Sb: Steno bredanensis, Mn: Megaptera novaengliae.

Si se comparan todas las gráficas se observa claramente como los datos son diferentes tanto en la cobertura temporal como en el número de registros de animales varados por especie y año. Además, ninguna de las dos fuentes de información disponibles se corresponde al 100% el volumen de datos recopilados por las diferentes Redes de Varamiento regionales. Por lo tanto, cabe destacar que se pone de manifiesto la urgente necesidad de diseñar e implantar un sistema efectivo para poder acceder a esta importante fuente de información, y que requiere apoyar y potenciar las actuaciones de las diferentes Redes de Varamiento. Además, se deberían aportar los mecanismos y medios necesarios para que las propias Redes sean las entidades encargadas de aportar la información de manera continua y actualizada.

A pesar del importante y gran volumen de información consultada, recopilada y revisada para la redacción de este documento, es importante señalar que toda la información referida a los varamientos se encuentra muy dispersa y expuesta en escalas espaciales y temporales que no coinciden con los patrones establecidos en las estrategias marinas, por lo que el trabajo de actualización de la EI y BEA resultó muy complicado.



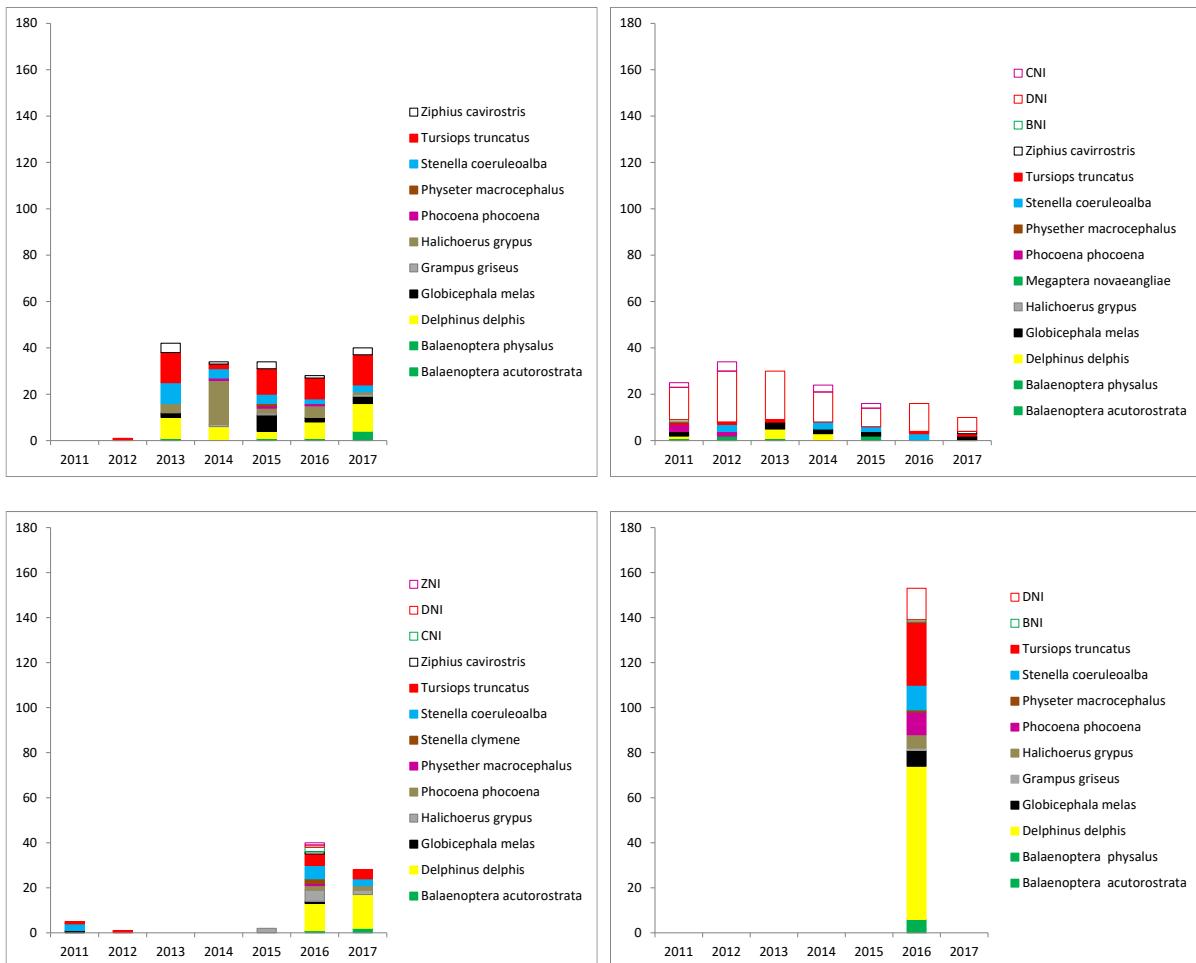


Figura 4. Distribución temporal del número de varamientos de especies de mamíferos marinos en la DMNOR durante el periodo 2011-2017. Datos proporcionados por las CCAA de Euskadi (sup-izda), Cantabria (sup-drcha), Asturias (inf-izda) y Galicia (inf-drcha). BNI: Ballena no identificada, CNI: cetáeo no identificado, DNI: delfín no identificado y ZNI: zifio no identificado.

Criterios e indicadores aplicables para el descriptor 1 – grupo mamíferos marinos

La determinación de si se alcanza o no el BEA para el grupo de mamíferos marinos se realizará a partir de la evaluación del BEA definido para cada criterio del descriptor 1 Biodiversidad. En coordinación con los expertos de cada demarcación marina y con los expertos del proyecto MISTIC SEAS II, se ha decidido utilizar para la actualización de la EI y la definición del BEA en la DM noratlántica utilizar todos los criterios indicados en la Decisión (UE) 2017/848 de la Comisión para el grupo de mamíferos marinos.

- **D1C1: Mortalidad por captura accidental.**
- **D1C2: Abundancia de la población.**
- **D1C3: Características demográficas de la población.**
- **D1C4: Rango y patrón de distribución de la población.**



- **D1C5: Hábitat de la especie.**

Los nexos y solapamiento con otros descriptores del estado ambiental son los descritos en el apartado “1.3.1.3. Nexos y solapamiento con otros descriptores del estado ambiental” del documento marco.

3.1.2.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor 1- mamíferos marinos

Las principales presiones e impactos identificadas en el documento de EI del BEA como factores que afectan en menor o mayor medida al grupo de mamíferos marinos, se encuentran resumidas en forma de tabla en el Anexo 1 del documento “Programas de medidas” (MAGRAMA, 2015). A la hora de evaluar las presiones e impactos en este segundo ciclo de evaluación del estado ambiental, la nomenclatura se ha adaptado a las recomendaciones de la Directiva (UE) 2017/845 de la Comisión.

Durante la revisión de la información recopilada en el segundo ciclo de evaluación, no se ha encontrado ningún estudio que avale un cambio de calificación de la importancia de las presiones identificadas para las diferentes especies de mamíferos marinos, en relación a las calificadas durante el primer ciclo. Por este motivo, para la actualización de la evaluación de las presiones, se han utilizado las mismas calificaciones que las presentes en las tablas del Anexo 1 del documento Programas de medidas (MAGRAMA, 2015), adaptando la nomenclatura a lo establecido en la Directiva (EU) 2017/845 de la Comisión.

En la [Tabla 14](#) se resumen el resultado de la actualización del grado de importancia de cada una de las presiones y amenazas para cada UG de la DM noratlántica a partir de las tablas de presiones incluidas en el Anexo 1 de documento programa de medidas (MAGRAMA, 2015). La presión que ha sido detectada como la mayor amenaza para los odontocetos pequeños de la DM noratlántica es la “Extracción o mortalidad/lesiones de especies silvestres”, seguido en importancia por “Pesca y marisqueo” y los “Aportes de sustancias, basuras y energías”. En el caso de los odontocetos de buceo profundo, el “Aporte de sonido antropogénico” ha sido identificada como la presión más importante, seguida de “Generación de energías renovables y no renovables” y “Aportes de sustancias, basuras y energías”. Por último, en el caso de los misticetos, las dos presiones que más importancia tienen son “Transporte marítimo” y “Aportes de sustancias, basuras y energías”.



Tabla 14. Presiones de las UGs y grupos definidos para la DM noratlántica. Importancia baja (*), importancia media (**) e importancia alta (***) . Modificada de Anexo I, Programa de medidas (MAGRAMA, 2015).

Presiones 2017/845	Directiva (EU)	PEQUEÑOS ODONTOCETOS (PO)					ODONTOCETOS DEBUCÉO PROFUNDO (OBP)			MISTICETOS
		UG1: PP población ibérica	UG2: TT aguas costeras Galicia Sur	UG3: TT aguas plataform a norte y noroeste	UG9: DD población atlántica	PO	UG13: GM población atlántica	UG16: ZC población atlántica	OBP	
Extracción o mortalidad/lesiones de especies silvestres (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades)		***	***	***	***	***	*	*	*	*
Transporte marítimo		*	**	**	*	**	*	*	*	**
Perturbación de especies (por ejemplo, en sus zonas de cría, descanso y alimentación) debido a la presencia humana		**	**	**	*	**	*	*	*	*
Apote de sonido antropogénico (impulsivo, continuo)		**	**	**	*	**	*	***	***	*
Pesca y marisqueo (profesional, recreativa)		**	**	**	**	**	*	*	*	*
Apote de otras sustancias (por ejemplo, sustancias sintéticas, sustancias no sintéticas,		**	**	**	**	**	**	**	**	**

radionucleidos): fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica, incidentes graves									
Apporte de basuras (basuras sólidas, incluidas microbasuras)	*	*	*	*	*	*	**	**	*
Apporte de materias orgánicas: fuentes difusas y fuentes puntuales	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Generación de energías renovables (energía eólica, undimotriz y mareomotriz), incluida la infraestructura	**	**	**	*	**	*	**	**	*
Generación de energías no renovables	**	**	**	*	**	*	**	**	*

3.1.2.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

A continuación se presentan los resultados de la actualización de la EI y del BEA para cada criterio y UG seleccionada. Los datos que se aportan en el apartado de mamíferos marinos provienen de artículos científicos, informes, presentaciones a congresos y tesis doctorales basados en los trabajos de investigación realizados por diferentes organizaciones en la DM noratlántica; AMBAR, AZTI, BDRI, CEMMA, CEPESMA, e IEO. Algunos de los datos presentados en este documento no han sido publicados en revistas científicas, por ello, se ruega consultar con los autores de dichas publicaciones, informes y tesis en el caso de querer citarlos.

Los resultados completos de la actualización de la evaluación inicial por grupos de especies dmamíferos marinos pueden consultarse en las fichas del anexo.

MARSOPA COMÚN (*Phocoena phocoena*) UG1-PP población ibérica

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

La captura accidental fue identificada en documento de EI y definición del BEA, del año 2012, como la mayor amenaza para la UG1-PP población ibérica con valores de porcentajes de animales varados en la costa de Galicia con indicios compatibles con un diagnóstico de mortalidad por captura accidental en artes de pesca que varían entre el 22% (López *et al.*, 2012) y el 40% (Read *et al.*, 2013) según el periodo considerado. El diagnostico de evaluación del estado para el criterio “1.3. Condición de la población” en el caso de la marsopa ibérica fue de “**no está en BEA**”.

La información recopilada por las Redes de Varamiento de la DM noratlántica indica que durante el periodo 1990-2016, en esta área del N y NW peninsular se registraron un total de 333 varamientos de marsopas comunes, concentrándose el 81,7 de ellos en la costa de Galicia. El 48,6% de los ejemplares varados en Galicia durante ese periodo presentaban indicios compatibles con diagnóstico de muerte por captura accidental en artes de pesca, y la interacción se produjo principalmente con artes de enmalle de fondo (Kuiken, 1994; Vázquez *et al.*, 2014; Martínez-Cedeira y López, 2018). Los datos de varamientos de marsopas comunes proporcionados por las comunidades autónomas de Galicia (10 registros), Asturias (4 registros), Cantabria (5 registros) y Euskadi (3 registros) en el periodo comprendido entre 2011-2017, no incluyen información referente a la incidencia de la captura accidental.

Los datos de biología reproductora y de varamientos referidos al NW de la península Ibérica indican una mortalidad anual de marsopa común de entre el 4,3-11,1% de los varamientos debido a captura accidental en artes de pesca (Read, 2015). Estos valores se cree que sobrepasarían notablemente los límites de seguridad establecidos por ASCOBANS e IWC, y fijados en el 1,7% (ASCOBANS, 1997) y el 2,0% (IWC, 1995) respectivamente. El 60% de los ejemplares varados en el NW de la península Ibérica son menores de 4 años de edad. En esta región, la madurez sexual se alcanza a los 3,8 años en los machos y a los 5,5 años en las hembras (Read, 2015). Por tanto, la mayor parte de los individuos mueren sin alcanzar la madurez sexual. Los principales artes de pesca identificados como responsables de la captura accidental de



marsopas comunes en la DM noratlántica son las redes de enmalle y principalmente el trasmallo, considerándose como una amenaza de nivel muy alto para esta especie (Vázquez *et al.*, 2014).

Teniendo en cuenta la información expuesta anteriormente, se concluye que el estatus del BEA del criterio D1C1 para la UG1-PP población ibérica no se puede establecer de manera concluyente debido a que la información disponible referida al impacto de las capturas accidentales es incompleta/insuficiente. En cualquier caso, los datos que se disponen hasta el momento sugieren que **NO ESTÁ EN BEA**.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

Los mejores valores de estima de abundancia de la población ibérica de marsopa común que se incluyeron en documento de EI y definición del BEA del primer ciclo, como valores de referencia fueron los obtenidos por López *et al.* (2013a) a partir de la modelización espacial para un área similar a la DMNOR (683 individuos, CV: 0,63; 95%CI:345-951; n=40; densidad=0,0008 individuos/km²) y (Hammond *et al.*, 2013) a partir de análisis de Distance Sampling (2357 individuos; CV: 0,92; n=4; densidad=0,017 individuos/km²) para el bloque W (aguas de la plataforma continental francesa desde Nantes, aproximadamente, hasta la frontera con aguas españolas, aguas de la plataforma continental del mar Cantábrico y Galicia, aguas de la plataforma continental portuguesa y aguas de la plataforma continental del golfo de Cádiz). Ninguna de estas dos estimas puede considerarse como un valor de referencia válido, debido a la pobre consistencia de las mismas. El diagnóstico de evaluación del estado para el criterio “1.2. Tamaño poblacional” en el caso de la marsopa ibérica fue de “**no está en BEA**”.

Durante el periodo 2011-2017 se realizaron dos estudios principales cuyo objetivo fue la estima de abundancia de marsopa común en aguas pertenecientes a la DM noratlántica. En septiembre de 2015 se llevaron a cabo dos campañas consecutivas en barco y avioneta, en aguas de la plataforma continental gallega, dentro del proyecto “PHOCOEVAL: evaluación y determinación de la categoría de conservación de la marsopa común (*Phocoena phocoena*) en el NW de la península ibérica (Martínez-Cedeira *et al.*, 2016). Durante los 1391,5km de esfuerzo muestreado en la campaña desde barco se registraron 8 avistamientos de marsopa común, y durante los 1.571,5km de esfuerzo de muestreo en la campaña desde avioneta se registraron 5 avistamientos de marsopa común. Debido al bajísimo número de avistamientos registrados de esta especie, para el ajuste de la función de detección se utilizaron los avistamientos de delfines comunes con tamaños de grupo similares (entre 1 y 7 individuos). Las estimas de abundancia obtenidas mediante el análisis Distance Sampling fueron de 1.185 individuos (CV: 0,43; 95%IC: 512-2.730, n=8, densidad=0,14 individuos/km²) para la campaña de barco, y de 186 individuos (CV: 0,82; 95%IC: 40-854; n=5; densidad=0,014 individuos/km²) para la campaña aérea. Las diferencias encontradas entre los valores de estimas de abundancia para los datos de la campaña desde barco y desde avioneta, podrían deberse al documentado efecto de atracción de los delfines comunes por la plataforma de observación en el caso del uso de embarcaciones (Cañadas *et al.*, 2004). En el mes de Julio de 2016 se llevó a cabo el proyecto SCANS-III: Small Cetaceans in European Atlantic waters and the North Sea (Hammond *et al.*, 2017) para muestrear las aguas de la plataforma continental del Atlántico oriental europeo, desde Noruega hasta el Estrecho de Gibraltar. La estima de abundancia para el bloque AC, que se corresponde con las aguas de la plataforma continental del mar Cantábrico y norte de Galicia, fue de 183



individuos (CV: ,00; 95%IC: 0-669; n= 1; densidad= 0,005 individuos/km²). La estima de abundancia para el bloque AB, que se corresponde con las aguas de la plataforma continental del sur de Galicia y de Portugal peninsular hasta el cabo de San Vicente, fue de 2715 individuos (CV: 0,31; 95%IC: 1350-4737; n= 12; densidad= 0,102 individuos/km²). La estima de abundancia de marsopa común del proyecto PHOCOEVAL, aunque cubre el área de mayor densidad de la marsopa común en la DMNOR, es muy imprecisa (CV>0,4). La estima de abundancia de marsopa común del proyecto SCANS-III tiene una precisión de 1 para el bloque AC y de 0,31 para el bloque AB. Este resultado, unido a que solo una pequeña parte del bloque AB pertenece a la DM NOR, hace imposible contar con una estima fiable y precisa para esta especie.

Teniendo en cuenta que no se dispone de una información precisa sobre los valores reales de la abundancia de la población de marsopas comunes en la DMNOR, ni de los valores umbrales a partir de los cuales se deberían aplicar las medidas correctoras para alcanzar el BEA, no se puede evaluar el estatus del criterio D1C2 para la UG1-PP población ibérica.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

La información sobre las características demográficas de la población en documento de EI y definición del BEA incluida en el documento de mamíferos marinos fue bastante escasa y referente a las longitudes corporales (81-202 cm para hembras y 82-189 para machos), edades (85% de los individuos con menos de 11 años y el 60% menores de 4 años) y tasa de gestación (54%). Dentro del núcleo poblacional de la península Ibérica, los ejemplares varados en la costa del Cantábrico presentan una menor longitud corporal que los de Galicia, especialmente las hembras (López *et al.*, 2012) lo que podría estar relacionado con una mayor presencia de juveniles en las aguas del Cantábrico. El diagnóstico de evaluación del estado para el criterio “1.3. Condición de la población” en el caso de la marsopa ibérica fue de “**no está en BEA**”.

En un estudio realizado en la DM noratlántica, con ejemplares varados en el NW de la península Ibérica (Read, 2015), los rangos de edad estuvieron comprendidos entre los 0-18 años para las hembras y 0-19 años para los machos. No se detectaron diferencias significativas en la estructura de edad entre machos y hembras. En el NW de la península Ibérica, se determinó que la mayor tasa de mortalidad se produce en los ejemplares de 3 años de edad y más jóvenes (Read, 2015). Asumiendo que los patrones de mortalidad correspondientes a los varamientos son representativos de la mortalidad de la población, se considera que pocos individuos sobreviven más de 3 años.

Según Read (2015), los registros máximos de longitud y edad para las marsopas comunes del NW de la península Ibérica son 202 cm y 18 años para las hembras, y 189 cm y 19 años para los machos. Se establece que la madurez física se alcanza a los 185 cm en el caso de las hembras, y a los 162 en los machos, a una edad aproximada de 10 años en ambos sexos.

En la península Ibérica, el apareamiento tiene lugar durante el mes de mayo, y los partos se producen desde mayo hasta agosto. Los machos alcanzan la madurez sexual a los 3,8 años y 151 cm, y las hembras a los 5,5 años y 169 cm (Read, 2015). Debido a que los ejemplares de esta población son de mayor tamaño que los de otras regiones, la longitud y edad a la que alcanzan la madurez sexual también son más altos. Hay que destacar que el 60% de los animales varados



en el NW de la península Ibérica tienen una edad inferior a los 4 años, lo que implica que la mayor parte de los ejemplares mueren antes de alcanzar la madurez sexual.

Otros datos reproductivos de interés, referido a la península Ibérica (Read, 2015) son los siguientes:

- Tasa de gestación anual: 0,53
- Intervalo de cría: ,1, 8 años. Las hembras tienen una cría cada 2 años. Este resultado es similar al obtenido en Escocia (Learmonth *et al.*, 2014), y parece totalmente insuficiente para poder compensar la elevada tasa de mortalidad. Teniendo en cuenta la estructura de edades de la población y la edad a la que se alcanza la madurez sexual, se estima que la tasa de potencial reproductivo es del 8,9% (Read, 2015).

Los parámetros reproductores de la especie resultan totalmente insuficientes para poder soportar la elevada mortalidad por captura accidental, lo que apunta a una evolución demográfica negativa, a pesar de que no se dispone de información sobre evolución de la abundancia poblacional. Detrás de este bajo potencial reproductor podrían estar actuando diversos factores, entre los que se podría destacar los elevados niveles de PCBs (Méndez-Fernandez *et al.*, 2013b; Mendez-Fernandez *et al.*, 2014), que superan el límite de toxicidad por encima del cual se producen efectos negativos en la salud de los mamíferos marinos.

Teniendo en cuenta los datos disponibles referidos a las características demográficas sobre la UG1-PP población ibérica, se puede concluir que **NO ESTÁ EN BEA**.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

Según se describió en el documento de EI y definición del BEA del año 2012, aunque la marsopa común está presente en toda la plataforma continental de la DM NOR, la mayor parte de los avistamientos y registros de varamientos/capturas accidentales tienen lugar en Galicia, donde las marsopas comunes aparecen varadas a lo largo de toda la costa y durante todas las épocas del año, aunque con mayor frecuencia en el período comprendido entre Enero y Abril. El diagnóstico de evaluación del estado para el criterio “1.1. Distribución de las especies” en el caso de la marsopa ibérica fue de “**no está en BEA**”.

A pesar de que los datos de avistamientos y varamientos confirman la presencia de la especie a lo largo de toda la costa de la DMNOR, tanto las estimas de abundancia como los registros de la Redes de Varamiento indican la existencia de un claro gradiente de incremento del número de ejemplares de E a W en el norte peninsular (López *et al.*, 2013a; Martínez-Cedeira y López, 2018). En este sentido Saavedra (2017) concluye que el principal factor que explica el patrón espaciotemporal de los varamientos de marsopa común en Galicia registrados entre 2000-2013 es la meteorología local, en concreto la intensidad de los vientos de componente Norte-Sur y el número de días con presencia de viento de componente Sur-Oeste. Los trabajos que pueden aportar información sobre el rango y patrón de distribución de la población de marsopa común (López *et al.*, 2015a; Martínez-Cedeira y López, 2016; Hammond *et al.*, 2017) no indican ningún cambio en relación a la EI para este criterio en la DM noratlántica.

No se dispone de información precisa y continua referida a este criterio, aunque se considera que se puede haber producido una importante reducción en la distribución de la especie a lo



largo de la DMNOR, de manera que en la actualidad estaría relegada, principalmente, a las aguas occidentales de la costa gallega. Teniendo en cuenta los datos disponibles en relación a este criterio, no se puede evaluar su estado de la UG1-PP población ibérica.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

En el documento de EI y definición del BEA del primer ciclo de estrategias marinas, entre las amenazas detectadas con un nivel importancia media para la marsopa común se encuentran el agotamiento de las presas, y la pérdida o degradación de hábitat. Sin embargo, no existe información precisa en el documento sobre estas dos amenazas. En el documento de EI del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C5 para la UG1-PP población ibérica.

Estudios de nicho ecológico realizados con análisis de isótopos en marsopas comunes varadas en Galicia y N de Portugal, indican que la especie presenta un nicho de alimentación costero (Méndez-Fernandez *et al.*, 2013a). Sus altos niveles de PCBs (Mendez-Fernandez *et al.*, 2014) se relacionan directamente con su presencia en hábitats costeros y próximos a las áreas con un mayor impacto antropogénico por contaminación. Los niveles de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ indican un importante uso de recursos piscívoros bentónicos (Mèndez-Fernandez *et al.*, 2012).

Según Martínez-Cedeira y López (2018) en la DMNOR, su hábitat principal son las aguas de la plataforma, con un rango de profundidad comprendido entre los 35-200 m, y una media de 88 m. El valor medio de profundidad de los avistamientos de marsopa común registrados en Galicia (n=253) es de 91 m. Los registros de varamientos y avistamientos indican que la especie es más abundante en la región SW de la costa de Galicia, y su presencia disminuye hacia el N y el S, y también hacia el E, de manera que en el golfo de Vizcaya y en el golfo de Cádiz su presencia es más escasa. En Galicia se concentran el 68% de los varamientos y el 85% de los avistamientos totales registrados para el conjunto de las demarcaciones marinas noratlántica y sudatlántica. El uso del hábitat de la marsopa común fluctúa a lo largo del año, y las variables que afectan al uso temporal del territorio y al tamaño de grupo están mayormente relacionadas con la distribución de presas y/o evitar la presencia de delfines mulares (Díaz-López y Methion, 2017), los cuales compiten por los mismos recursos e incluso, en ocasiones, pueden provocar ataques directos, como así lo demuestran los 3 casos de mortalidad directa por ataque directo de delfín mular registrados en Galicia (Martínez-Cedeira y López, 2018). Sin embargo, (Diaz-López y Menthion, 2018) en un reciente estudio realizado entre abril de 2014 y noviembre de 2017 en la Ría de Arousa y aguas adyacentes de la plataforma continental, concluyen que la presencia y abundancia relativa de la marsopa común está relacionada principalmente con la profundidad, temperatura del agua y la presencia de embarcaciones, y que, al contrario de las conclusiones de otros trabajos previos en la zona, su presencia no está relacionada con la competición interespecífica con los delfines mulares.

No se dispone de información precisa y continua referida a este criterio, sin embargo, los datos sugieren que la condición del hábitat de la marsopa ibérica sí se encuentra expuesta a presiones antropogénicas, sobre todo a nivel de contaminación y de sobreexplotación de recursos. Por estos motivos se considera que el estatus para la UG1- PP marsopa ibérica **NO ESTÁ EN BEA**



INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA LA MARSOPA COMÚN (*Phocoena phocoena*) Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA

En el caso de la UG1- PP marsopa ibérica el resultado de todos los criterios evaluados es que o no está en BEA o los datos que hay son datos insuficientes. Por lo tanto, de acuerdo con el método OOAO (One Out All Out), el resultado integrado para esta UG es que **NO ESTÁ EN BEA**.

DELFIN MULAR (*Tursiops truncatus*) UG2-TT aguas costeras Galicia Sur

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

En el documento de EI y definición del BEA del primer ciclo de las estartegias marinas, no existe información específica sobre la captura accidental de los delfines mulares de las Rías Baixas de Galicia. La poca información disponible procede de los varamientos y está referida, como mínimo, a toda la costa de Galicia y además, resulta imposible precisar el lugar de origen de los ejemplares varados. Martínez-Cedeira y López (2018) indican que entre los años 1990-2016, a lo largo de la costa gallega se registraron un total de 425 varamientos de delfín mular, y que el 25,6% de los ejemplares murieron por captura accidental en artes de pesca. Los datos de varamientos de delfines mulares proporcionados por la comunidad autónoma de Galicia (28 registros) correspondientes al periodo comprendido entre 2011-2017, tampoco contienen información específica sobre la UG2-TT aguas costeras Galicia Sur, y en ningún caso incluye información referente a la incidencia de la captura accidental.

En base a la información recogida por observadores a bordo de barcos de pesca en Galicia (2008-2010), García *et al.* (2011) indican que de un total de 74 avistamientos de cetáceos registrados, en el 29,7% de los casos se registró interacción con la actividad pesquera. La especie más implicada en esta interacción, con el 50% de los registros, fue el delfín mular, incluyendo registros que tuvieron lugar en las aguas de las Rías Baixas.

Goetz *et al.* (2015), en base a un trabajo de entrevistas al sector pesquero realizado a lo largo de toda la costa gallega, indican que el delfín mular es la tercera especie de cetáceo capturada accidentalmente por la flota pesquera gallega, con un 18,3%, estimando un total de 136 individuos capturados/año. Los principales artes de pesca identificados como responsables de la captura accidental de delfines mulares en la DM noratlántica son el arrastre de pareja y las redes de enmalle, considerándose como una amenaza de nivel alto para esta especie (Vázquez *et al.*, 2014).

Ante la falta de información específica, no se puede evaluar el estatus del BEA del criterio D1C1 para la UG12-TT aguas costeras Galicia Sur, aunque existen diversos indicios que apuntan a que no está en BEA.

Criterio D1C2- abundancia de la población

En el documento de EI y definición del BEA no existe información específica sobre estimas de abundancia de los delfines mulares de las Rías Baixas. La información existente provenía de campañas costeras realizadas por la CEMMA durante las que se tomaron datos de



fotoidentificación que están sin analizar (López *et al.*, 2012). Posteriormente, durante el desarrollo de los programas de seguimiento, se utilizó como referencia un valor de abundancia obtenido por López *et al.* (2015b) quienes estimaron un número mínimo de 495 animales fotoidentificados en las Rías Baixas.

Hasta el momento, las únicas campañas específicas para determinar la abundancia poblacional de esta Unidad de Gestión han sido llevadas a cabo en la Ría de Arousa utilizando la metodología de captura-marca-recaptura (Methion y Díaz-López, 2018). A pesar de que la referencia de este trabajo es del año 2018, hemos considerado que se debe incluir en este documento, ya que los datos hacen referencia a los años 2014, 2015 y 2016. Durante las 170 jornadas de muestreo distribuidas entre marzo de 2014 y junio de 2016, se completaron un total de 517 horas y 4285 km de esfuerzo de muestreo. En el 92% de las jornadas se detectaron grupos de delfines mulares de entre 1 y 64 individuos (media $13 \pm 0,6$ individuos) siendo el 99,7% de los encuentros dentro de la ría de Arousa.

Las estimas de abundancia obtenidas mediante los análisis de modelos robustos de Pollock, variaron entre 56 (95%CI: 55,2–66,4) en otoño de 2014 y 144 (95%CI: 133,1–165,6) en invierno 2015. Estos autores sugieren que el patrón de variación temporal de la abundancia de delfín mular dentro de la Ría de Arousa con máximos en invierno, podría estar explicada por los picos máximos de presas de peces.

Los resultados de los trabajos mostrados anteriormente no son concluyentes, ya que los análisis o se refieren a una zona concreta de la UG o faltan por llevarse a cabo. Por este motivo no se puede evaluar el estatus del BEA del criterio D1C32 para la UG12-TT aguas costeras Galicia sur y se califica como “datos insuficientes”, aunque determinadas presiones antropogénicas como la contaminación (Mendez-Fernandez *et al.*, 2014) y la mortalidad por captura accidental podrían estar provocando que no está en BEA.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

Como ya quedó evidenciado en la evaluación inicial del primer ciclo de la estrategia marina, existen diferencias genéticas entre los delfines mulares de las Rías Baixas gallegas y el resto de delfines mulares de aguas adyacentes (Fernández *et al.*, 2011b).

Los análisis de isótopos C13 y N15 realizados por Fernández *et al.* (2011a) confirmaron la existencia de diferencias significativas en los niveles de estos dos elementos entre los ejemplares de la zona Norte y Sur de la costa de Galicia, poniendo de manifiesto la existencia de una estructura subpoblacional basada en diferencias ecológicas que son coincidente con los resultados genéticos. La relativamente elevada variación isotópica de los delfines mulares de Galicia Sur podría indicar una mayor variedad en la dieta, como cabría esperar de individuos que se alimentan regularmente en un ambiente con una gran riqueza de especies como son las Rías.

En relación a la tasa de mortalidad, Díaz-López *et al.* (2017) reportan 3 casos de infanticidio en aguas de las Rías Baixas. (López *et al.*, 2015b), en base a análisis de fotoidentificación, indican que en Galicia la especie vive en manadas de 6,8-3,5 ejemplares, a profundidades medias de 15 m.



En cuanto a la estructura social de los grupos, estudios de fotoidentificación realizados en las aguas de la Ría de Arousa indican que los machos tienen asociaciones más fuertes que las hembras, forman asociaciones preferidas constantes a lo largo del tiempo, y su probabilidad de sufrir cambios en las marcas de sus aletas dorsales es mayor respecto a las hembras. (Methion *et al.*, 2015; Díaz-López *et al.*, 2017; Methion y Díaz-López, 2017). La falta de información precisa de la mayoría de parámetros demográficos es la causa principal de que no se pueda evaluar el estatus del BEA del criterio D1C3 para la UG12-TT aguas costeras Galicia Sur.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

En el documento de EI y definición del BEA del primer ciclo de estrategias marinas, ya se evidenció en base a estudios genéticos la existencia de dos patrones de distribución de los delfines mulares de Galicia; los delfines mulares que habitan las Rías Baixas y los delfines mulares que habitan en la plataforma continental y aguas adyacentes (Fernández *et al.*, 2011b).

Los ejemplares de mulares de que habitan las Rías de Galicia realizan frecuentes intercambios entre las diferentes Rías Baixas, aunque con menor grado entre la zona norte y sur de Galicia. Una pequeña parte de la población realiza desplazamientos a gran escala fuera de la costa de Galicia (López *et al.*, 2015b). En base a estudios de fotoidentificación realizados en dos zonas de estudio: Galicia Norte (Coruña y Fisterra-Muros) y Galicia Sur (Rías de Arousa, Pontevedra y Vigo). Martínez-Cedeira *et al.* (2013) indican que los mayores valores del índice de movilidad de los individuos se observaron en la zona Sur, entre Ría de Pontevedra-Ría de Vigo, seguido de Ría de Pontevedra-Ría de Arousa, con una movilidad del 55,3% para un total de 177 individuos fotoidentificados. Un tercio de los 225 individuos identificados en Galicia constituyen el grupo estable de delfines, permaneciendo en la zona y produciéndose recapturas durante más de 10 años. Los estudios de fotoidentificación realizados en Galicia han documentado un total de 255 individuos, con un bajo % de recaptura durante 2.000-2.010, indicando que solamente una parte de la población costera ha sido identificada.

Methion y Díaz-López (2018) detectan cambios temporales en la tasa de emigración de los delfines mulares presentes en la Ría de Arousa así como diferentes grados de fidelidad entre individuos. Algunos ejemplares presentan un elevado grado de residencia, mientras que otros ejemplares entran y salen de la Ría de manera frecuente.

Aunque se desconoce con precisión si ha habido cambios en el patrón y rango de distribución de los delfines mulares de la UG12-TT aguas costeras Galicia Sur, parece seguir estando ampliamente distribuida en el área. Por lo tanto, se considera que la UG12-TT aguas costeras Galicia Sur **ESTÁ EN BEA** para el criterio D1C4.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

En el documento de EI y definición del BEA no existe información específica sobre el estado del hábitat de los delfines mulares para la UG2-TT aguas costeras Galicia Sur.

En las Rías de Galicia, las aguas donde están situadas las bateas destinadas al cultivo de mejillón son utilizadas frecuentemente por los delfines mulares, probablemente porque a su alrededor se producen agregaciones de peces, lo que implica altas densidades de presas de alta calidad (Díaz-López y Methion, 2017). Aunque se constató la importancia de las bateas para los delfines



mulares que se alimentan regularmente entre las mismas, el índice de presencia en los polígonos de bateas no difiere del observado fuera de los mismos. (Díaz-López y Karagouni, 2015). Existen varios estudios sobre la incidencia de la contaminación en los delfines mulares de Galicia que ponen de manifiesto la degradación del hábitat en el que viven. Entre 1990-2010, la Red de Varamientos de Galicia registró un total de 69 ejemplares de mamíferos marinos con presencia de elementos extraños adheridos en el exterior o localizados en el interior de sus cuerpos. El 13% de estos ejemplares fueron delfines mulares (López *et al.*, 2011b). Por otro lado, Los estudios realizados con delfines mulares varados en Galicia y N de Portugal indican que el 100% de los ejemplares analizados superaron el nivel de toxicidad de PCBs, por encima del cual se producen efectos en la salud (Mendez-Fernandez *et al.*, 2014) Además estos ejemplares presentaron unos elevados niveles de Cd renal y Hg hepático, con valores de $5,7 \pm 13,8$ y $19,1 \pm 22,4 \mu\text{g/g}$ peso fresco, siendo la única especie de odontoceto, junto con el calderón común, en la que se registró contaminación por As (Méndez-Fernandez *et al.*, 2013b; Mendez-Fernandez *et al.*, 2014)

No se puede evaluar el estatus del BEA del criterio D1C5 para la UG2-TT aguas costeras Galicia Sur, debido a la falta de información al respecto. Es posible que la situación sea desfavorable debido a la existencia de diversos factores de degradación del hábitat, como la contaminación (química, acústica, por residuos sólidos), presión por embarcaciones de recreo o sobre explotación de los recursos.

INTEGRACION DE TODOS LOS CRITERIOS PARA DELFÍN MULAR (*Tursiops truncatus*) UG2-TT AGUAS COSTERAS GALICIA SUR Y CONCLUSION SOBRE EL BEA

En el caso de la UG2-TT aguas costeras Galicia Sur, salvo para el criterio D1C4 que se considera ESTÁ EN BEA, el resultado del resto de criterios evaluados es que se desconoce si se está o no en BEA, debido a la falta de información robusta. Por lo tanto, siguiendo el modelo OOAO, el resultado integrado para esta UG no se puede evaluar debido a que los datos son “datos insuficientes”.

DELFIN MULAR (*Tursiops truncatus*) UG3-TT aguas plataforma norte y noroeste

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

En el documento de EI y definición del BEA del primer ciclo de estrategias marinas, se estimó que el porcentaje de delfines mulares varados con signos de capturas accidentales durante el período 1990-2011 fue del 12-13% (López *et al.*, 2012). A pesar de que no se pudo hacer una evaluación precisa por la falta de datos robustos, se consideró que el elevado número de capturas accidentales registradas eran preocupantes. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” en el caso del delfín mular como “**indicios de no estar en BEA**”.

Martínez-Cedeira y López (2018) indican que entre los años 1990-2016, a lo largo de la costa gallega se registraron un total de 425 varamientos de delfín mular y, que el 25,6% de los ejemplares murieron por captura accidental en artes de pesca. Los datos de varamientos de marsopas comunes proporcionados por las comunidades autónomas de Galicia (28 registros),



Asturias (11 registros), Cantabria (5 registros) y Euskadi (49 registros) en el periodo comprendido entre 2011-2017, no incluyen información referente a la incidencia de la captura accidental.

En base a la información recogida por observadores a bordo de barcos de pesca en Galicia (2008-2010), García *et al.* (2011) indica que de un total de 74 avistamientos de cetáceos registrados, en el 29,7% se registró interacción con la actividad pesquera. La especie más implicada en estas interacción, con el 50% de los registros, fue el delfín mular.

Goetz *et al.* (2014) , en base a un trabajo de entrevistas al sector pesquero realizado a lo largo de toda la costa gallega, indican que el delfín mular es la tercera especie de cetáceo capturada accidentalmente por la flota pesquera gallega, con un 18,3%, estimando un total de 136 individuos capturados/año. Los principales artes de pesca identificados como responsables de la captura accidental de delfines mulares en la DMNOR son el arrastre de pareja, red de enmalle y trasmallo, considerándose como una amenaza de nivel alto para esta especie (Vázquez *et al.*, 2014).

Durante la EI del BEA no se estableció ningún valor umbral de captura accidental para el delfín mular. Desde el año 2000 se vienen utilizando el valor umbral de capturas accidentales estimado para marsopa común de 1,7% como el valor umbral de capturas accidentales para todas las especies de cetáceos (ASCOBANS, 2000; IWC, 2000).

Saavedra (2017) utilizando como referencia el criterio de BEA definido por la UICN “mantener el tamaño de la población en los niveles de referencia o por encima de ellos, sin que se decrezca $\geq 30\%$ en un periodo de tiempo de 3 generaciones” (ICES, 2014), y mediante el uso de modelos GADGET (Globally applicable Area-Disaggregated General Ecosystem Toolbox) estimó el valor límite de referencia de capturas accidentales para el delfín mular en 1,423% (0,9-2,0). Estos porcentajes transformados en términos de número de animales se corresponden con 38 (23-52) animales.

A pesar de que los valores de tasa de captura accidental para el delfín mular no son robustos, se sitúan muy por encima de los valores límites estimado por Saavedra (2017). Por ello se concluye que el estatus del criterio D1C1 para la UG3-TT aguas plataforma norte y noroeste **NO ESTÁ EN BEA**.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

En el documento de EI y definición del BEA del primer ciclo de las estrategias marinas, se incluyen dos estimas de abundancia disponibles para delfín mular. La primera procede del informe del proyecto SCANSII (Hammond *et al.*, 2013) donde se obtuvo una estima de abundancia corregida para los sesgos de percepción y disponibilidad de 3.935 individuos (CV: 0,38) para el bloque W, que incluye las aguas de la plataforma continental desde La Rochelle (Francia) hasta el estrecho de Gibraltar. La segunda estima disponible (10.687 individuos, CV: 0,26) se obtuvo para toda el área de la DMNOR mediante el análisis de modelización espacial de campañas realizadas entre 2003 y 2011 sin correcciones para los sesgos de percepción y disponibilidad (López *et al.*, 2013b). Posteriormente, durante el proceso de desarrollo de programas de seguimiento, donde se seleccionó la UG de delfín mular de la costa norte y noroeste de la península ibérica, se actualizaron los valores de estimas de abundancia a 5.061 individuos (CV: 0,57) para el bloque



W del proyecto SCANSII (Hammond *et al.*, 2013) y a 4.592 individuos (Euskadi: 1931, Cantabria: 744, Asturias: 1.214, Galicia: 703) para la plataforma continental del mar Cantábrico y Galicia (López *et al.*, 2013b). Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.2. Tamaño de la población” en el caso del delfín mular como “**no se puede diagnosticar el BEA por falta de información robusta**”.

Marcos-Ipiña *et al.* (2014) estimaron la abundancia de delfín mular en aguas costeras de Euskadi mediante la fotoidentificación con un resultado de 3.972 individuos (CV: 0,19). Durante el proyecto SCANSIII se obtuvieron estimas de abundancia corregida para los sesgos de percepción y disponibilidad de delfín mular para los bloques AC (plataforma continental del mar Cantábrico y norte de Galicia) y AB (plataforma continental del sur de Galicia y mitad central de la plataforma portuguesa ibérica) con valores de 4.210 (CV: 0,48) y 735 (CV: 0,70) individuos respectivamente (Hammond *et al.*, 2017).

Aunque no se dispone de una estima de abundancia específica para el área de la UG3-TT aguas plataforma norte y noroeste, la suma de los valores de las estimas de abundancia para los bloques AA, AB y AC en SCANSIII sería de 4.945 individuos, un valor muy parecido al obtenido en SCANSII para el bloque W (5.061). Recientemente, durante el XI Congreso de la Sociedad Española de cetáceos, se ha presentado un trabajo sobre tendencia temporal de abundancia de delfines mulares en la plataforma continental del mar Cantábrico y Galicia, obtenidas mediante la modelización espacial de los datos de las campañas JUVENA (2007-2016) llevadas a cabo en el mes marzo/abril (García-Barón *et al.*, 2018). Los resultados indican una variabilidad con un cierto patrón de valores máximos en 2009 (4.472 individuos, CV: 0,86), 2013 (4.118 individuos, CV: 0,79) y 2016 (4.232 individuos, CV: 0,78), y valores mínimos en 2011 (2510 individuos, CV: 1,0) y 2014 (2.471 individuos, CV: 0,97). A pesar de que las estimas de abundancia de todos los años tienen unos coeficientes de variación muy altos, los valores varían entorno a resultados similares a los obtenidos por (López *et al.*, 2013b).

A pesar de que todavía no se dispone de una información precisa sobre los valores reales de la abundancia UG3-TT aguas plataforma norte y noroeste, los datos disponibles durante el segundo ciclo de evaluación de las EM parecen indicar que los valores se mantienen en el tiempo. Debido a la falta de información robusta, el estatus del criterio D1C2 para la UG3-TT aguas plataforma norte y noroeste no se puede evaluar.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

Como ya quedó evidenciado en la evaluación inicial del primer ciclo de la EM, existen diferencias genéticas entre los delfines mulares de las Rías Baixas gallegas y el resto de delfines mulares de aguas adyacentes (Fernández *et al.*, 2011b). A pesar de que no se pudo hacer una evaluación precisa por la falta de datos robustos, se consideró que los datos de algunas de las características demográficas de la población eran preocupantes, principalmente la elevada mortalidad por captura accidental. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” en el caso del delfín mular como “**indicios de no estar en BEA**”.

El tamaño medio de los grupos detectados en las campañas JUVENA, principalmente en zonas de plataforma continental, fue de $7,52 \pm 6,51$ (Louzao *et al.*, 2017).



La falta de información precisa de la mayoría de parámetros demográficos es la causa principal de que el estatus del BEA del criterio D1C3 para la UG3-TT plataforma norte y noroeste no haya podido evaluarse.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

La distribución del delfín mular descrita en la evaluación inicial del primer ciclo de la estrategia marina, abarca toda el área de la UG3-TT plataforma norte y noroeste, si bien parece tener un gradiente creciente de oeste a este. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.1. Distribución de las especies” en el caso del delfín mular como “**no se puede diagnosticar el BEA por falta de información robusta**”.

Aunque no se dispone de una estima de abundancia específica para el área de la UG3-TT aguas plataforma norte y noroeste, la suma de los valores de las estimas de abundancia para los bloques AA, AB y AC en SCANSIII sería de 4.945 individuos, un valor muy parecido al obtenido en SCANSII para el bloque W (5.061). Recientemente, durante el XI Congreso de la Sociedad Española de Cetáceos, se han presentado un par de trabajos sobre la distribución de delfines mulares en la plataforma continental del mar Cantábrico y Galicia, obtenidas mediante la modelización espacial de los datos de las campañas PELACUS llevadas a cabo en el mes de marzo/abril (García-Barón *et al.*, 2018; Gutiérrez *et al.*, 2018), respectivamente. Los resultados del análisis de 11 años de campañas PELACUS arrojan una distribución a lo largo de toda la plataforma continental con valores máximos de densidad en la mitad oriental del mar Cantábrico, valores medios de densidad en la mitad occidental del mar Cantábrico y norte de Galicia y valores mínimos de densidad en la mitad sur de Galicia Gutiérrez *et al.* (2018) sin embargo, este patrón general puede sufrir ciertas variaciones anuales tal y como reflejan los resultados de los análisis de (García-Barón *et al.*, 2018).

En base a la información disponible durante el segundo ciclo de evaluación de la estrategia marina, todo parece indicar que la distribución del delfín mular en la UG3-TT aguas plataforma norte se mantiene en el tiempo. Por lo tanto, se podría concluir que el estatus del criterio D1C4 para la UG3-TT aguas plataforma norte y noroeste **ESTÁ EN BEA**.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

El del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C5 para la UG3-TT aguas plataforma norte.

El estatus del BEA del criterio D1C5 para la UG3-TT aguas plataforma norte no ha podido evaluarse, debido a la falta de información al respecto. Es posible que la situación sea desfavorable debido a la existencia de diversos factores de degradación del hábitat, como la contaminación (química, acústica, por residuos sólidos), presión por embarcaciones de recreo o sobreexplotación de los recursos.

INTEGRACION DE TODOS LOS CRITERIOS PARA EL DELFÍN MULAR (*Tursiops truncatus*) , UG3-TT AGUAS PLATAFORMA NORTE Y CONCLUSION SOBRE EL BEA

En el caso de la UG3-TT aguas plataforma norte, salvo para el criterio D1C4 que se considera **ESTÁ EN BEA**, y el criterio D1C1 que se considera que **NO ESTÁ EN BEA**, el resultado del resto de



criterios evaluados es que se desconoce si se está o no en BEA, debido a la falta de información robusta. Por lo tanto, el resultado integrado, siguiendo el modelo OOAO para esta UG es **NO ESTÁ EN BEA**.

DELFÍN COMÚN (*Delphinus delphis*):UG9-DD población atlántica

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

Durante la EI y definición del BEA del primer ciclo de las estartegas marinas, se estimó que el porcentaje de delfines comunes varados con indicios de capturas accidentales en Galicia se incrementó de un 26,5% en el periodo 1990-1999 a un 58,5% durante el período 2000-2009 (López, 2010) siendo los ejemplares machos juveniles y subadultos los más afectados. López et al., (2013) identificaron el arte de arrastre en pareja como la modalidad de pesca con mayor tasa de captura accidental. La tasa de captura accidental anual se estimó en aproximadamente 5,3% (Read, datos no publicados), un valor muy superior al recomendado por ASCOBANS y IWC (1,7-2%). La conclusión de la evaluación para este criterio fue que se estaba por debajo del BEA. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” en el caso del delfín común como “**no está en BEA**”.

Goetz et al. (2014) en base a información procedente de entrevistas realizadas en Galicia al sector pesquero, señalan que el delfín común es la especie de cetáceo con una mayor tasa de captura accidental (53%), y aporta una estima de 159 individuos capturados/año, y señala que las capturas accidentales en la pesca de arrastre se producen principalmente cuando el lance se realiza a profundidades inferiores a 350 m. También es capturada en artes de enmalle en zonas costeras donde provoca el 8% de los daños registrados en las especies capturadas y el 17% en las artes de pesca, respectivamente. Read (2015) analiza los 1956 individuos registrados por la Red de Varamientos de Galicia entre 1990-2009 e indica que el 40% de los ejemplares varados presenta indicios compatibles con diagnóstico de muerte por captura accidental en artes de pesca. Establece una mortalidad anual del 5% debido a captura accidental en Galicia, excediéndose notablemente los límites establecidos por ASCOBANS (2.0%) e IWC (1,7%). Martínez-Cedeira y López (2018) estiman una tasa de mortalidad por captura accidental en Galicia del 53.08%, en base a la información recogida por la Red de Varamientos durante el periodo 1990-2016. Los datos de varamientos de delfín común proporcionados por las comunidades autónomas de Galicia (68 registros) Asturias (27 registros), Cantabria (11 registros) y Euskadi (37 registros) en el periodo comprendido entre 2011-2017, no incluyen información referente a la incidencia de la captura accidental. Es importante remarcar que en el caso de Cantabria, el número de delfines no identificados es de 103, por lo que un porcentaje elevado de estos ejemplares podrían ser delfines comunes.

Saavedra (2017) mediante el uso de modelos GADGET (Globally applicable Area-Disaggregated General Ecosystem Toolbox) estima unos límites de seguridad para capturas accidentales de delfín común, referidos a las aguas de la plataforma continental atlántica de la península Ibérica de 167 (80-240) individuos/año, respectivamente. Concluye que, atendiendo a estos valores, la UG no está en Buen Estado Ambiental para el indicador D1C1. El autor de este trabajo considera que sería necesario reducir hasta un 0,7% (total 80 individuos) el valor umbral de capturas accidentales para no provocar variaciones en la abundancia poblacional, ya que, según sus modelos, las tasas de captura accidental superiores al 2,1% producen descensos en la



abundancia de la población en un valor superior al 30% durante un periodo de 3 generaciones. Señala que es posible que valores de captura superiores al 1,4% reduzcan la abundancia de la población, confirmando que el objetivo de precaución de reducir las capturas hasta menos de un 1% de la mejor estima de abundancia disponible, aprobada por ASCOBANS (ASCOBANS, 2000) y por otros acuerdos (Bergen Declaration, 2002), es el más adecuado.

A pesar de que los valores de tasa de captura accidental para el delfín común no son robustos, se sitúan muy por encima de los valores límites estimado por Saavedra (2017). Por ello se concluye que el estatus del criterio D1C1 para la UG9-DD población atlántica y noroeste **NO ESTÁ EN BEA**.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

En el documento de EI y definición del BEA , del año 2012, se incluyen varias estimas de abundancia disponibles para delfín común. La primera procede del informe del proyecto SCANSII (Hammond *et al.*, 2013) donde se obtuvo una estima de abundancia corregida para los sesgos de percepción y disponibilidad de 17.916 individuos (CV: ,0,22) para el bloque W, que incluye las aguas de la plataforma continental desde La Rochelle (Francia) hasta el estrecho de Gibraltar. Dos años más tarde, en 2007, el proyecto CODA obtuvo una estima de abundancia corregida para los sesgos de percepción y disponibilidad de 21.071 individuos (CV: 0,51) para el bloque 3 que incluye las aguas situadas entre la plataforma continental y el límite de la ZEE incluidas en la zona del Banco de Galicia (Canadas *et al.*, 2009). Posteriormente, durante el proceso de desarrollo de programas de seguimiento, se incluye también la estima de abundancia obtenida en el proyecto CODA para el bloque 4 que incluye las aguas entre la plataforma continental y el límite de la ZEE incluidas en la zona del golfo de Vizcaya (38.673 individuos, CV: 0,45). Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.2. Tamaño de la población” en el caso del delfín mular como “**no se puede diagnosticar el BEA por falta de información robusta**”.

En el proyecto SCANSIII (Julio 2017) se obtuvieron estimas de abundancia corregida para los sesgos de percepción y disponibilidad de delfín común correspondientes a los bloques AC (plataforma continental del mar Cantábrico y norte de Galicia), AB (plataforma continental del sur de Galicia y mitad central de la plataforma portuguesa ibérica) y AA (mitad sur de la plataforma portuguesa ibérica y golfo de Cádiz) con valores de 71.082 (CV: 0,31), 63,243 (CV: 0,27), 18.458 (CV:0,64) individuos respectivamente (Hammond *et al.*, 2017). Teniendo en cuenta que la suma de las áreas AA, AB y AC sería casi equivalente al área W del proyecto SCANSII, la suma de las estimas de abundancia registradas en SCANSIII supone un valor 8,5 veces mayor que la estima de abundancia registrada en SCANSII. Hammond *et al.* (2017) sugieren que parte de las diferencias encontradas entre los dos períodos podrían deberse al efecto de la plataforma de observación ya que en el caso del proyecto SCANSII las estimas se corrigieron a la baja por el efecto de atracción de los delfines comunes al barco, mientras que en el proyecto SCANSIII no hay este efecto de atracción debido a que la plataforma utilizada fue una avioneta.

Así mismo, las estimas de abundancia para las aguas profundas del golfo de Vizcaya y Banco de Galicia, correspondientes a los bloques 11, 12, y 13, fueron de 34.570 (CV: 63); 643 (CV: ,54) y 3110 (CV: 0,65) individuos respectivamente. Teniendo en cuenta que la suma de las áreas 11, 12 y 13 sería casi equivalente al área de los bloques 3 y 4 del proyecto CODA, la suma de las estimas



de abundancia registradas en el proyecto SCANSIII supone un valor 1,5 veces menor que la estima de abundancia registrada en CODA. A la hora de comparar los valores de abundancia entre ambos proyectos, hay que tener en cuenta los posibles movimientos desde las aguas profundas hacia aguas de la plataforma.

Por otro lado, Saavedra (2017) presenta tres estimas, referidas a las aguas de la plataforma continental del N y NW de la península Ibérica, en base a datos recogidos en las campañas PELACUS realizadas entre 2007-2016, destinadas a estimar la biomasa de peces pelágicos. Una estima calculada con la metodología convencional Distance Sampling de 12.831 individuos (CV: 0,18). Una segunda estima corregida para el efecto de la atracción y el efecto del sesgo por percepción, utilizando los valores del proyecto SCANSII, de 4.747 individuos (CV: 0,19). Y una tercera estima solo corregida para el efecto de la atracción de 22.510 individuos (CV: 0,18). Independientemente de la metodología empleada, señala que las estimas del número de delfines comunes presentes en el área de estudio durante los últimos 10 años muestran un incremento medio anual del 9,6%, lo que indica una evaluación de BEA para la especie en el área, utilizando el indicador de abundancia adoptado en la DMEM.

En resumen, si se tiene en cuenta las campañas llevadas a cabo en el mes de julio (SCANSII, CODA y SCANSIII), los resultados indican un incremento de la abundancia de delfín común en la zona de plataforma continental y un ligero descenso en el área de aguas profundas, aunque debido a las diferencias en las metodologías empleadas, estas estimas no son comparables. Si se tiene en cuenta las campañas llevadas a cabo en marzo-abril (PELACUS) los resultados indican una tendencia creciente de la abundancia. Por lo tanto, se podría concluir que el estatus del criterio D1C2 para la UG9-DD población atlántica **ESTA EN BEA**.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

La única información referente al criterio D1C3 para esta UG en el documento de EI y definición del BEA del primer ciclo, es sobre madurez sexual y tasa de mortalidad natural. López *et al.* (2012) estiman una tasa de mortalidad natural anual del 13% a partir de la creación de tablas de vida mediante estudios de edad de ejemplares varados en Galicia. No existe información relativa al resto de parámetros demográficos descriptivos de la población (tasa de natalidad, tasa de fecundidad, tasa de supervivencia, estructura social...etc.). Tampoco se define el estado ambiental para este criterio. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” en el caso del delfín común como “**no está en BEA**”.

Saavedra *et al.* (2015) analiza los varamientos registrados en Galicia 1990-2009 y señala que la mayor parte de los animales varados fueron ejemplares inmaduros, lo que podría indicar segregación poblacional por clases de edad, o una mayor mortalidad juvenil. Hubo más varamientos de machos que de hembras. Establece la mortalidad natural en un 12,8%. Se producen dos picos anuales de varamientos: enero-marzo (46%) y abril-junio (26%). Las hembras (n=610) presentan una longitud máxima de 252 cm (mínima 90 cm) y una edad máxima de 24 años. En el caso de los machos (n=982), la longitud máxima fue de 240 cm (mínima 92,5 cm), y la edad máxima de 29 años. No se registran machos de más de 20 años desde 2002. No hubo diferencias significativas en la estructura de edad entre machos y hembras. La esperanza de vida se establece en 7,2 años para las hembras y 7,6 años para los machos. No hay diferencias en la



tasa de supervivencia en función del sexo. Las hembras alcanzan la maduración sexual a los 8,4 años, 187 cm, y los machos a los 1,5 años, 205 cm. La madurez física se establece en los 11 años y 199 cm para las hembras y los 14 años y 214 cm para los machos. En cuanto a los parámetros reproductivos se indica una tasa de gestación anual del 33,2-37,5%. La esperanza de vida reproductiva para las hembras es de 4-5 crías, y el intervalo de cría de 32-36 meses. No hay evidencia de un descenso de fertilidad en las hembras maduras ni de cambios en la proporción de hembras maduras a lo largo del tiempo. Los fetos se detectan en los meses de octubre-julio, con una longitud de 11-98 cm. El crecimiento fetal es de 92,6 mm/mes. Las principales artes de pesca implicadas en la mortalidad por captura son el arrastre (40% individuos con marcas de captura) y el enmalle (91% individuos con marcas). No hay diferencias por sexo en función del arte de pesca. Las capturas registradas en arrastreros sugieren que, en Galicia, parece existir segregación poblacional en función de edad y sexo, ya que la mayor parte de los ejemplares capturados fueron inmaduros, y sobre todo machos. Los machos también fueron el sexo más capturado por las artes de enmalle. El número de capturas fue mayor en zona Sur que en la Norte de Galicia.

Saavedra *et al.* (2014) en base a la información procedente de los varamientos registrados en Galicia entre 2000-2013, indican que tan solo llega a alcanzar la madurez el 18-30% de las hembras, y que el crecimiento efectivo es del 0,912, lo que indica una población en declive.

Reboreda-Fernandez *et al.* (2014) analizan los intestinos de 133 delfines comunes varados en Galicia 2005-2012 e indican que el 8% y el 9% de los ejemplares presentaban infección por los protozoos parásitos *Giardia duodenalis* y *Cryptosporidium parvum*, con una baja carga parasitaria. Señalan que la infección se produce mediante el consumo de peces infectados. Se considera poco probable que la infección por *Giardia* y *Cryptosporidium* pueda llegar a provocar varamientos. Los cetáceos infectados pueden actuar como diseminadores de estos protozoos parásitos a lo largo de la costa de Galicia, y por tanto, el delfín común debe ser considerado una especie centinela para la salud humana y de los océanos.

El estatus del BEA del criterio D1C3 para la UG9-DD población atlántica no ha podido valorarse debido a que los datos son “datos insuficientes”, aunque es posible que no se encuentre en BEA debido a una elevada mortalidad juvenil y a una mayor captura accidental de machos que de hembras.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de las poblaciones

El delfín común es la especie más frecuentemente avistada y varada en el mar Cantábrico y Galicia, y presenta una distribución amplia en zonas de la plataforma continental y aguas de profundidad media del talud, hasta los 2000 m. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.1. Distribución de las especies” en el caso del delfín común como “**no se puede diagnosticar el BEA por falta de información robusta**”.

Durante un total de 36 embarques realizados en las aguas de Euskadi en 2013, se registraron 70 avistamientos de cetáceos, de los cuales el 27% fueron de delfín común (Ruiz-Sancho, 2014). Marcos-Ipiña *et al.* (2014) reportan valores similares, con un 28% de avistamientos de delfín común respecto a los 276 avistamientos de cetáceos registrados en las campañas realizadas



entre 2003-2010 en aguas de Guipúzcoa. Señalan, además, que la especie se distribuye ampliamente a lo largo de todo el año en la costa guipuzcoana, tanto sobre la plataforma continental como en aguas oceánicas, mostrando preferencia por las aguas profundas de la fosa oceánica.

Es la especie de cetáceo más observada en la campañas PELACUS (2007-2017), realizadas en la plataforma continental del mar Cantábrico y Galicia entre los meses de marzo y abril, con zonas de máxima densidad en la zona oeste de Galicia, zona oeste y este de Asturias, y zona este de Euskadi (Gutiérrez *et al.*, 2016) así como en las campañas JUVENA (2012-2016), realizadas en el golfo de Vizcaya en el mes de septiembre, donde se distribuye principalmente en la plataforma continental (Louzao *et al.*, 2017).

En base a la información disponible durante el segundo ciclo de evaluación de la EM, todo parece indicar la distribución del delfín común en la UG9-DD población atlántica se mantiene en el tiempo. Por lo tanto, se podría concluir que el estatus del criterio D1C4 para la UG9-DD población atlántica **ESTÁ EN BEA**.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

La información relativa al hábitat del delfín común en la UG9-DD población atlántica durante el primer ciclo de EI y definición del BEA se refiere al proyecto BIOCET (*Bioaccumulation of persistent organic pollutants in small cetaceans in European waters: transport pathways and impact on reproduction*). Los niveles de contaminantes, en concreto PCBs, en el 39% de las muestras procedentes de delfines comunes varados ($n=23$) se situaron por encima del umbral considerado para producir efectos negativos en la reproducción (Pierce *et al.*, 2005). El del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C5 para la UG9-DD población atlántica.

Los resultados de estudios de isótopos realizados con animales varados en Galicia y norte de Portugal 2004-2008, indican que pueden alimentarse tanto en aguas oceánicas como neríticas (Méndez-Fernandez *et al.*, 2013a).

Las predicciones de los modelos de selección de hábitat desarrollados por Gutiérrez *et al.* (2016) a partir de los datos de las campañas PELACUS (2007-2016) indican preferencia por zonas de alta abundancia relativamente estables en áreas como las Rías Baixas y diferentes regiones del golfo de Vizcaya, explicadas, en parte, por la batimetría y la temperatura superficial del mar.

López *et al.* (2012) analizan los datos registrados por la Red de Varamientos de Galicia 1990-2010 y reportan un total de 69 ejemplares de mamíferos marinos con presencia de elementos extraños adheridos en el exterior o localizados en el interior de sus cuerpos. El 37,6 % de ellos eran delfines comunes, siendo la especie más afectada.

Hernández-González *et al.* (2016) analizan los contenidos estomacales de 35 individuos varados en Galicia (2005-2010), e indican que se localizaron microplásticos en todos ellos, aislándose 411 elementos plásticos, con una media de 12+/-8 por estómago y un tamaño de 2,4 mm. Las cantidades de microplásticos localizadas se consideran demasiado bajas como para poder llegar a bloquear o alterar la función digestiva. Pero destacan que los microplásticos pueden actuar



como vectores de contaminantes tóxicos, afectando a nivel endocrino, metabólico o a otros niveles biológicos.

Martínez-Cedeira y López (2016) tras haber realizado la Campaña Marítima PHOCOEVAL, en septiembre 2016, en aguas de la plataforma de Galicia hasta la isobata de 200 m, determinan la siguiente estima de abundancia de residuos plásticos flotantes: 39.714 láminas de plástico (CV: 29,47%, IC: 22249-70889), 10.168 recipientes de plástico (CV: 17,17%, IC: 7.203-14.354) y 7.112 bolsas de plástico (CV: 40,92%, IC: 3.214-15.736).

Las concentraciones de Cd renal y Hg hepático registradas en los ejemplares varados en Galicia y norte de Portugal son similares a las reportadas en áreas adyacentes del Atlántico NE, pero inferiores a las reportadas para el Mediterráneo, en la región W del Atlántico y en los océanos Índico y Pacífico (Mendez-Fernandez *et al.*, 2014).

EL 50% de los ejemplares procedentes de Galicia-norte de Portugal que fueron analizados en un estudio sobre contaminantes realizado por (Mendez-Fernandez *et al.*, 2014) superó el nivel de toxicidad de 17 µg/g peso lipídico por encima del cual se producen efectos en la salud de los mamíferos marinos. Los machos adultos presentaron concentraciones de PCBs significativamente más altas que las hembras, que transfieren los POPs (Contaminantes Orgánicos Persistentes) a las crías mediante la gestación y lactancia.

El estatus del BEA del criterio D1C5 para la UG9-DD población atlántica no se ha podido valorar debido a la falta de información robusta. A pesar de que no existe información precisa sobre la calidad del hábitat, es posible que la situación sea desfavorable, debido a los datos disponibles sobre la degradación física y química del medio donde se distribuyen.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA DELFÍN COMÚN (*Delphinus delphis*) UG9-DD POBLACIÓN ATLÁNTICA Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA

En el caso de la UG9-DD población atlántica, a pesar de que se considera que está en BEA para el criterio D1C2 y D1C4, para los criterios D1C3 y D1C4 el estado ambiental no ha podido evaluarse ya que los datos existentes han sido clasificados como datos insuficientes y para el criterio D1C1 NO ESTÁ EN BEA. Por lo tanto, siguiendo el modelo OOAO, el resultado integrado para esta UG es que **NO ESTÁ EN BEA**.

CALDERÓN COMÚN (*Globicephala melas*) UG13-GM población atlántica

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

En el documento de EI y definición del BEA del 2012, no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C1 para la UG13-GM población atlántica.

Los datos de varamientos de calderón común proporcionados por las comunidades autónomas de Galicia (7 registros) Asturias (2 registros), Cantabria (13 registros) y Euskadi (14 registros) referidos al período comprendido entre 2011-2017, no incluyen información referente a la incidencia de la captura accidental. Según la base de datos BEVACET solo hay un registro de captura accidental de calderón común registrado en el año 2012 en Galicia.



Vázquez *et al.* (2014) indican una tasa de varamiento por captura accidental del 9% referida a Galicia para el periodo 1990-2013, siendo el arrastre en pareja el principal arte de pesca implicado. En base a la información recogida en entrevistas realizadas al sector pesquero en Galicia, Goetz *et al.* (2014) indica una estima anual de captura accidental de 73 individuos de calderón común. Martínez-Cedeira y López (2018) señalan que, de un total de 313 individuos de calderón común varados en Galicia entre 1990-2016, el 27,6% presentaba indicios compatibles con un diagnóstico de muerte por captura accidental en artes de pesca.

A pesar de que no se dispone de información robusta sobre este criterio para la UG13-GM población atlántica, se concluye que para este criterio **NO ESTÁ EN BEA**.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

En el documento de EI y definición del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C2 para la UG13-GM población atlántica.

Santos *et al.* (2009) en el proyecto CODA obtuvieron dos estimas de abundancia corregidas para los sesgos de percepción y disponibilidad de 194 individuos (CV: 0,87) (Mark Recapture Distance Sampling) y 429 individuos (CV: 0,69) (Density Surface Modelling) para el bloque 3, que incluye las aguas entre la plataforma continental y el límite de la ZEE incluidas en la zona del Banco de Galicia, y para el bloque 4, que incluye las aguas situadas entre la plataforma continental y el límite de la ZEE incluidas en la zona del golfo de Vizcaya, 632 individuos (CV: 1,1) (Mark Recapture Distance Sampling) y 599 individuos (CV: 0,462) (Density Surface Modelling).

Marcos y Salazar (2013) reportan una estima de abundancia, obtenida mediante fotoidentificación referida a la costa vasca de Guipúzcoa de 1.737 individuos (95%IC 1.236-2.514) para el período 2003-2010.

En el proyecto SCANSIII (Julio 2017) se obtuvieron estimas de abundancia corregida para los sesgos de percepción y disponibilidad de calderón común para el bloque AA (mitad sur de la plataforma portuguesa ibérica y golfo de Cádiz) con un valor de 76 individuos (CV: 1,09) y bloque AC (plataforma continental del mar Cantábrico y norte de Galicia) con un valor de 1.917 individuos (CV: 1,24), y para los bloques 11, 12, y 13 (aguas profundas del golfo de Vizcaya y Banco de Galicia) con valores de 173 individuos (CV: 1,11), 320 individuos (CV: 0,71), 4.377 individuos (CV: 4,37) respectivamente (Hammond *et al.*, 2017).

A pesar de que se disponen de estimas para esta UG, una en 2007 y otra en 2016, la precisión de las mismas es muy pobre, por lo tanto, se considera que para el criterio D1C2 no se disponen de datos suficiente para realizar una valoración del estado ambiental.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

En el documento de EI y definición del BEA del primer ciclo de estrategias, no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C3 para la UG13-GM población atlántica.

Monteiro *et al.* (2017) señala que los análisis genéticos (Complejo Mayor de Histocompatibilidad y ADNm), tróficos (contenido estomacal) y de ácidos grasos indican que los individuos presentes



en la costa W de la península Ibérica constituyen un núcleo distinto dentro de las aguas del Atlántico Norte.

Louzao *et al.* (2017) indican un tamaño medio de grupo de 4,64 individuos en base a los avistamientos registrados en las campañas JUVENA realizadas en el golfo de Vizcaya 2012-2016.

Debido a la falta de datos sobre el criterio D1C3 para la UG13-GM población atlántica, no se ha podido valorar el estado ambiental.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

En el documento de EI y definición del BEA, del primer ciclo, no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C4 para la UG13-GM población atlántica.

Los modelos de predicción de densidad y abundancia obtenidos por Santos *et al.* (2009) identifican la zona de talud del límite norte de la DM noratlántica y el Banco de Galicia como las zonas de mayor densidad de calderón común en el mes de Julio.

Monteiro (2013) analizó 59 avistamientos registrados en Galicia y Portugal entre 2007-2012 e indicó que la profundidad media a la que se registran los avistamientos es de 846 m, pero que el 50% de los avistamientos se registraron a profundidades inferiores a 200 m, lo que muestra que en la zona atlántica de la península Ibérica, el calderón común presenta hábitos más costeros que en otras regiones del Atlántico o el Mediterráneo. Según este estudio, los calderones comunes tienen preferencia por áreas con baja temperatura superficial del mar y altos valores de clorofila a.

Rogan *et al.* (2017) en un estudio referido al Atlántico NE indican que la profundidad, distancia a la isobata de 2000 m y latitud fueron variables importantes en la predicción de la abundancia, y profundidad. Se predijo una mayor abundancia de grupos en áreas de más de 1000 m de profundidad, con una fuerte preferencia con la isobata de 2.000 m, y mostró variación geográfica con la latitud, presentando un pico en los 55ºW.

Marcos-Ipiña *et al.* (2014) reportan un 18% de avistamientos de calderón común, de un total de 276 avistamientos de cetáceos, en los embarques realizados en aguas de Guipúzcoa 2003-2010, e indican que la especie es observada en el área durante todo el año, con una mayor tasa de encuentro durante el invierno. Limita su área de distribución al talud y a las zonas profundas de la fosa oceánica.

Los avistamientos de calderón común registrados durante el proyecto SCANSIII en el mes de julio de 2017 se distribuyeron por toda el área correspondiente a aguas profundas de la DMNOR.

Los diferentes estudios que existen sobre el rango y patrón de distribución de la UG13-GM población atlántica, indican que el calderón común en la DMNOR habita preferentemente aguas del talud y que, ocasionalmente, se traslada tanto hacia zonas más costera como zonas más profundas. Aunque los datos provienen de áreas y períodos muy variables, se considera que para el criterio D1C2 esta UG **ESTÁ EN BEA**.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie



En el documento de EI y definición del BEA del primer ciclo no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C5 para la UG13-GM población atlántica.

López *et al.* (2011a) señalan que el 5,8% de los 69 ejemplares de mamíferos marinos registrados por la Red de Varamientos de Galicia 1990-2010 con presencia de elementos extraños adheridos en el exterior o localizados en el interior de sus cuerpos, fueron calderones comunes.

(Santos *et al.*, 2014) indican que la presa principal en Galicia y Portugal es el cefalópodo *Eledone cirrosa*.

Méndez-Fernandez *et al.* (2013b) tras analizar ejemplares de 5 especies de odontocetos varados en Galicia-N de Portugal (2004-2008), indican que el calderón común es la especie que presenta los niveles más elevados de concentración de Cd renal y Hg hepático, con valores de $30,0 \pm 26,9$ y $31,0 \pm 59,5$ $\mu\text{g/g}$ peso fresco, respectivamente.

En cuanto a los niveles de concentración de contaminantes (PCBS), (Mendez-Fernandez *et al.*, 2014) indican que el calderón es la única de las 5 especies de odontocetos estudiadas en Galicia y N de Portugal que no presenta un 50% de individuos que superen el nivel de toxicidad de 17 $\mu\text{g/g}$ peso lipídico. Al ser una especie oceánica y teutófaga, presenta una mayor proporción de los elementos menos clorados.

Monteiro *et al.* (2017) analizan ejemplares varados en Galicia y norte de Portugal e indican que presentan concentraciones de elementos traza similares a las descritas anteriormente en la región (Mendez-Fernandez *et al.*, 2014).

A pesar de que los datos sobre dieta y contaminantes no parecen indicar que el hábitat del calderón común presente un grado de degradación preocupante, no se ha podido evaluar el BEA del criterio D1C5 para la UG9-DD población atlántica es debido a la falta de información robusta.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA EL CALDERÓN COMÚN (*Globicephalus melas*) UG13-GM POBLACIÓN ATLÁNTICA Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA

En el caso de la UG13-GM población atlántica, el resultado integrado, siguiendo el modelo de integración OOAO, es **NO ESTÁ EN BEA**.

ZÍFIO DE CUVIER (*Ziphius cavirostris*): UG16-ZC población atlántica

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

La única información sobre captura accidental del zifio de Cuvier para la UG16-ZC población atlántica incluida en el documento de EI y definición del BEA del primer ciclo de estrategias marinas se refiere al área de Euskadi donde, entre el año 2000 y 2006 se registraron 3 individuos con un diagnóstico de muerte con captura accidental en artes de pesca.

Los datos de varamientos de zifio de Cuvier proporcionados por las comunidades autónomas de Galicia (0 registros) Asturias (1 registro), Cantabria (2 registros) y Euskadi (12 registros) en el periodo comprendido entre 2011-2017, no incluyen información referente a la incidencia de la



captura accidental. Según la base de datos BEVACET solo se registraron varamientos de zifio de Cuvier en Galicia (7) y en Euskadi (1), durante el periodo comprendido entre 2011-2016.

Debido a la falta de datos sobre el criterio D1C1 para la UG16-ZC población atlántica, no se ha posiso evaluar el estado ambiental.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

En el documento de EI y definición del BEA existen dos estimas referentes al área incluida en la UG16-ZC población atlántica. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.2. Tamaño poblacional” en el caso del zifio de Cuvier como “**No se puede diagnosticar por falta de información robusta**”.

En el proyecto CODA se obtuvo una estima de abundancia corregida para los sesgos de percepción y disponibilidad de 340 individuos (CV: 0,90) para el bloque 3, que incluye las aguas comprendidas entre la plataforma continental y el límite de la ZEE incluidas en la zona del Banco de Galicia, y 2496 individuos (CV: 0,49) para el bloque 4, que incluye las aguas entre la plataforma continental y el límite de la ZEE incluidas en la zona del golfo de Vizcaya (Canadas *et al.*, 2011)

Macleod *et al.* (2011) obtuvieron estimas de abundancia para el zifio de Cuvier en los cañones de Torrelavega y Cap Breton durante las campanas DIVER llevadas a cabo en los meses de Julio de 2006, 2007 y 2008. Los valores de estimas de abundancia corregidos teniendo en cuenta una estima del sesgo de disponibilidad de 0,22 (SE = 0,03), es decir, el periodo de tiempo medio durante el que los animales están visibles en la superficie, fueron de 841 (CV: 0,23), 168 (CV: 0,23) y 277 (CV: 0,23) individuos para 2006, 2007 y 2008 respectivamente.

En el proyecto SCANSIII se obtuvieron estimas de abundancia corregida para los sesgos de percepción y disponibilidad de la familia Ziphiidae para el bloque AC (plataforma continental del mar Cantábrico y norte de Galicia) con un valor de 518 individuos (CV: 0,53), y para los bloques 11, 12, y 13 (aguas profundas del golfo de Vizcaya y Banco de Galicia) con valores de 484 (CV: 0,85), 255 (CV: 0,63), 4.244 (CV: 0,67) individuos respectivamente (Hammond *et al.*, 2017).

A pesar de que se disponen de estimas para esta UG, una en 2007 y otra en 2016, la precisión de las mismas es muy pobre, por lo tanto, para el criterio D1C2 no ha podido evaluarse el estado ambiental.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

La información sobre las características demográficas de la UG16-ZC población atlántica en el documento de EI y definición del BEA es muy escasa y se limita a información referente a las tallas de los ejemplares varados que oscilan entre 330 y 750 cm. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” en el caso del zifio de Cuvier como “**No se puede diagnosticar por falta de información robusta**”.

Tampoco existe ninguna información adicional sobre este criterio en el periodo comprendido entre 2011 y 2017.



Debido a la falta de datos sobre el criterio D1C3 para la UG16-ZC población atlántica, no se ha realizado evaluación sobre el estado ambiental.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

El zifio de Cuvier está presente durante todos los meses del año en la UG16-ZC población atlántica, siendo los cañones submarinos de Cap Breton, Torrelavega y Avilés las zonas de mayor densidad. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.1. Distribución de las especies” en el caso del zifio de Cuvier como “**No se puede diagnosticar por falta de información robusta**”.

Los estudios sobre el criterio D1C4 para la UG16-ZC población atlántica indican que la especie se distribuye por todo el golfo de Vizcaya, con especial intensidad en los cañones de Cap breton y Torrelavega (Canadas *et al.*, 2009; Macleod *et al.*, 2011; Hammond *et al.*, 2017).

Debido a que no hay cambios importante en el rango y patrón de distribución en relación a los descritos durante la EI del BEA, se considera que la UG16-ZC población atlántica **ESTÁ EN BEA** para el criterio D1C4.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

En el documento de EI y definición del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C5 para UG16-ZC población atlántica. La principal amenaza detectada para el zifio de Cuvier fue el ruido submarino, especialmente el producido por los sonares de baja frecuencia y alta intensidad (Jepson *et al.*, 2003; Fernández y J.R., 2005).

Debido a la falta de datos sobre el criterio D1C5 para la UG16-ZC población atlántica, no se ha podido evaluar el estado ambiental .

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA EL ZÍFIO DE CUVIER (*Ziphius cavirostris*): UG16-ZC POBLACIÓN ATLÁNTICA Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA

En el caso de la UG16-ZC población atlántica, debido a la falta de datos suficientes para evaluar el estado de varios criterios, no se ha podido realizar el modelo de integración

RORCUAL COMÚN (*Baleanoptera physalus*): UG21-BP población atlántica

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

Aunque la captura accidental no se identificó como una amenaza importante para la UG21-BP población atlántica, en el documento de EI y definición del BEA del 2012, no existe información específica sobre el estatus ambiental para el criterio D1C1.

Los datos de varamientos de rorcual común proporcionados por las comunidades autónomas de Galicia (4 registros), Asturias (3 registros), Cantabria (3 registros) y Euskadi (4 registros) en el periodo comprendido entre 2011-2017, no incluyen información referente a la incidencia de la captura accidental. Según la base de datos BEVACET, se registraron varamientos de rorcual



común en Galicia (12), Asturias (1) y en Cantabria (3), durante el periodo comprendido entre 2011-2016. Ninguno de estos registros presentó signos de interacción con pesca.

En el documento técnico sobre la incidencia de la captura accidental de especies de cetáceos amenazadas en artes de pesca, de los 10 varamientos de rorcual común registrados en la DMNOR, ninguno presentó signos de interacción con pesca (Vázquez *et al.*, 2014).

Debido a la falta de datos robustos sobre el criterio D1C1 para la UG21-BP población atlántica, no se pudo evaluar el estado ambiental .

Criterio D1C2- Abundancia de la población

En el documento de EI y definición del BEA se incluyen varias estimas de abundancia disponibles para rorcual común. La primera procede del informe del proyecto CODA, donde se obtuvo una estima de abundancia corregida para los sesgos de percepción y disponibilidad de 3.529 individuos (CV: 0,22) para el bloque 3, que incluye las aguas entre la plataforma continental y el límite de la ZEE incluidas en la zona del Banco de Galicia y 605 individuos (CV: 0,72) individuos para el bloque 4 que incluye las aguas comprendidas entre la plataforma continental y el límite de la ZEE incluidas en la zona del golfo de Vizcaya (MacLeod *et al.*, 2009). La segunda estima disponible (10.267 individuos, CV: 0,05) se obtuvo para toda el área de la DMNOR mediante el análisis de modelización espacial de campañas realizadas entre 2003 y 2011 sin correcciones para los sesgos de percepción y disponibilidad (Vázquez *et al.*, 2013). Posteriormente, durante el proceso de desarrollo de programas de seguimiento, se actualizaron los valores de estimas de abundancia para la DM noratlántica en base a (Hammond *et al.*, 2011) incluyendo los valores del proyecto SCANSII, 925 individuos (CV: 0,39) para el bloque W y del proyecto CODA, 18.826 individuos (CV: 0,18). Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.2. Tamaño de la población” en el caso rorcual común como “**Indicios de no estar en BEA**”.

García-Barón *et al.* (2016) en base a los datos de campañas JUVENA (2013-2015) realizadas en el Golfo de Vizcaya durante el mes de septiembre, obtuvieron una estima de abundancia de 1.350 (CV: 0,28); 1.290 (CV: 0,26) y 1.270 (CV: 0,30) individuos referidas a los años 2013, 2014 y 2015 respectivamente. Los resultados muestran como a pesar de no haber cambios en la abundancia a lo largo del periodo de estudio, la variabilidad en la distribución es alta.

En el proyecto SCANSIII se obtuvieron estimas de abundancia corregida para los sesgos de percepción y disponibilidad de rorcual común durante el mes de julio para los bloques 11, 12, y 13 (aguas profundas del golfo de Vizcaya y Banco de Galicia) con valores de 2.052 (CV: 0,22), 1.025 (CV: 0,21), 3.645 (CV: 0,20) individuos respectivamente (Hammond *et al.*, 2017).

Si se tienen en cuenta las estimas del proyecto CODA (MacLeod *et al.*, 2009) y el proyecto SCANSIII (Hammond *et al.*, 2017) el número de rorcuales comunes se incrementó entre 2007 y 2016. Los valores de las campañas JUVENA indican que no hay diferencias en la abundancia entre 2013 y 2015. Por lo tanto, no se ha podido concluir el estatus del criterio D1C2 para la UG21-BP población atlántico ya que se necesitaría contar con valores más frecuentes en el tiempo.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población



La información existente sobre el criterio D1C3 para la UG21-BP población atlántica en el documento de EI y definición del BEA es muy escasa. Los rorcuales comunes del Atlántico norte se diferencian genéticamente de los del Mediterráneo y Mar de Cortes (Berube *et al.*, 1998) Los valores de sustancias contaminantes como PCB, DTT y metales pesados analizados en las muestras de piel, grasa, músculo, hígado y riñón son extremadamente bajos por lo que no se consideran peligrosos desde el punto de vista toxicológico.

Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” en el caso del rorcual común como “en BEA”.

No existe ninguna información adicional sobre este criterio en el período comprendido entre 2011 y 2017.

Debido a la falta de datos sobre el criterio D1C3 para UG21-BP población atlántica en este segundo ciclo de evaluación, no se ha podido evaluar el estado ambiental.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

El rorcual común de la UG21-BP población atlántica está presente sobre todo durante los meses de verano en la DMNOR distribuyéndose homogéneamente por toda el área de la demarcación. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.1. Distribución de las especies” en el caso del rorcual común como “**índicios de no está en BEA**”.

Los resultados de las campañas JUVENA 2013-2015 (García-Barón *et al.*, 2016) realizadas en el golfo de Vizcaya durante el mes de septiembre muestran como, a pesar de no haber cambios en la abundancia a lo largo del periodo de estudio, la variabilidad en la distribución es alta, indicando que las mayores densidades de rorcual común se localizan en aguas profundas y frías (18-21 °C).

En el proyecto SCANSIII la distribución del rorcual común fue homogénea a lo largo de toda el área del golfo de Vizcaya (Hammond *et al.*, 2017).

En base a la información disponible para la UG21-BP población atlántica se concluye **ESTÁ EN BEA**.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

En el documento de EI y definición del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C5 para la UG21-BP población atlántica. López *et al.* (2011a) indican el registro de un rorcual común entre los 69 ejemplares de mamíferos marinos con presencia de elementos extraños adheridos en el exterior o localizados en el interior de sus cuerpos, registrados por la Red de Varamientos de Galicia entre 1990-2010.

Debido a la falta de datos sobre el criterio D1C5 para la UG21-BP población atlántica, no se evaluó el estado ambiental.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA EL RORCUAL COMÚN (*Baleanopetra physalus*): UG21-BP POBLACIÓN ATLÁNTICA Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA



En el caso de la UG21-BP población atlántica, existen varios criterios en los que no se pudo evaluar el estado por falta de datos, por tanto, tampoco es posible realizar la integración

3.1.2.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

La actualización de las definiciones de BEA para el grupo mamíferos marinos se ha realizado a nivel de criterio se han utilizado las recomendaciones de la Decisión (UE) 2017/848 de la Comisión:

D1C1: capturas accidentales: 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: 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: 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: El área de distribución de la especie y, cuando sea relevante el patrón, es consonante con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas reinantes.

D1C5: El hábitat de la especie tiene la extensión y la condición necesarias para sostener las diferentes fases de su ciclo de vida

Teniendo en cuenta las lagunas de información que existen para el grupo de mamíferos marinos, se ha decidido hacer una primera fase de integración para la evaluación del estado ambiental a nivel de cada elemento, mediante la agregación de la información de los diferentes criterios siguiendo en el método OOAO (Prins *et al.*, 2014) ya que se basa en el principio de precaución. El resultado de la actualización de la EI se resume en la Tabla 15. En cuanto a la definición del BEA, se han adoptado nuevas definiciones para cada uno de los criterios en base a las recomendaciones de la Decisión (UE) 2017/848 de la Comisión. Debido a las grandes lagunas de información se ha decidido no establecer ninguna definición del BEA a nivel de la DM noratlántica..

Tabla 15. Resumen de la actualización de la EI de los elementos y UGs seleccionadas para la DM noratlántica . Las UGs con texto rojo se consideraron como “secundarias” (documento Programa de Seguimiento).

	ELEMENTO		CRITERIO
--	----------	--	----------



CARACTERÍSTICA		UNIDAD DE GESTIÓN	D1C 1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	UG
ODONTOCETOS PEQUEÑOS	Marsopa (<i>Phocoena phocoena</i>)	UG1: PP población ibérica	Red	Grey	Red	Grey	Red	Red
	Delfín mular (<i>Tursiops truncatus</i>)	UG2: TT aguas costeras Galicia Sur	Grey	Grey	Grey	Green	Grey	Grey
		UG3: TT aguas plataforma norte y noroeste	Red	Grey	Grey	Green	Grey	Red
	Delfín común (<i>Delphinus delphis</i>)	UG9: DD población atlántica	Red	Green	Grey	Green	Grey	Red
INTEGRACION DEL GRUPO ODONTOCETOS PEQUEÑOS			Red	Grey	Red	Grey	Red	Red
ODONTOCETOS DE AGUAS PROFUNDAS	Calderón común (<i>Globicephala melas</i>)	UG13: GM población atlántica	Red	Grey	Grey	Green	Grey	Red
	Zifio de Cuvier (<i>Ziphius cavirostris</i>)	UG16: ZC población atlántica	Grey	Grey	Grey	Green	Grey	Grey
INTEGRACION DEL GRUPO ODONTOCETOS DE AGUAS PROFUNDAS			Red	Grey	Grey	Green	Grey	Red
MISTICETOS	Rorcual común (<i>Balaenoptera physalus</i>)	UG21: BP población atlántica	Grey	Grey	Grey	Green	Grey	Grey
INTEGRACION DEL GRUPO MISTICETOS			Grey	Grey	Grey	Green	Grey	Grey
INTEGRACION A NIVEL DE LA DM NORATLÁNTICA			Red	Grey	Red	Grey	Red	Red

Para mostrar la conclusión del BEA, tanto para cada criterio como para el resultado del proceso de integración (método OOAO: "one out all out), se ha utilizado un código de colores; rojo, "NO ESTÁ EN BEA", gris, "DATOS INSUFICIENTES" y verde, "ESTÁ EN BEA".

En la Tabla 15 se resumen los resultados del proceso de integración a nivel de UG y a nivel de grupo de especies de mamíferos marinos para la DM noratlántica. De los 3 elementos y 4 UGs



que componen el grupo de pequeños odontocetos para la DM noratlántica, sólo no ha podido realizarse la integración por falta de datos en el caso de la UG2-TT aguas costeras Galicia Sur. En el resto de UGs el resultado es “**NO ESTA EN BEA**” debido principalmente al problema con la captura accidental. Especialmente preocupante es el caso de la marsopa, con todos sus criterios calificados como “**NO ESTA EN BEA**”. En el caso de los odontocetos de buceo profundo, con 2 elementos (calderón común y zifio de Cuvier) y 2 UGs (UG13-GM población atlántica y UG16-ZC población atlántica), consideradas como de prioridad secundaria en los programas de seguimiento, el resultado de la evaluación del EA para el grupo es el mismo el elemento con criterios calificados de manera más restrictiva, concretamente el calderón común “**NO ESTA EN BEA**”. Por último, en el caso del grupo de los misticetos al haber solo 1 elemento (rorcual común) y 1 UG (UG21-BP población atlántica) a evaluar, el resultado de la integración no ha podido realizarse por falta de datos. El resultado de la integración de la evaluación del BEA a nivel de la DM noratlántica es “**NO ESTA EN BEA**”.

3.1.3. Reptiles marinos

3.1.3.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores

Elementos evaluados y áreas de evaluación:

Los reptiles marinos se encuentran representados en Europa únicamente por el grupo funcional de las tortugas marinas. Este grupo es importante por dos motivos. En primer lugar, presentan ciclos biológicos complejos que implican migraciones de miles de kilómetros, así como usos de hábitats muy diferentes. En consecuencia, sus poblaciones son muy vulnerables a la actividad humana. En segundo lugar, varias de las especies presentes en aguas europeas están incluidas anexo II de la Directiva 92/43/CEE, pudiendo incluirse además otras especies relacionadas en el anexo IV de la citada directiva o bien en acuerdos regionales como la Convención de Barcelona y Convención para la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico del Nordeste (OSPAR, por sus siglas en inglés). El anexo II de la Directiva 92/43/CEE incluye a la tortuga boba, considerada además como especie prioritaria. El anexo IV incluye también a la tortuga verde, la tortuga lora, la tortuga carey y la tortuga laúd. El apéndice II de la Convención de Berna incluye estas mismas especies.

De acuerdo con la información biológica y ecológica disponible, consideramos que sólo tiene sentido incluir a la tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) y a la tortuga boba (*Caretta caretta*) como especies indicadoras para la evaluación del grupo funcional de tortugas marinas en la DM noratlántica. No existen datos genéticos que permitan identificar con precisión el origen de las tortugas laúd presentes en la DM noratlántica, pero los datos de telemetría satelital disponibles indican que al menos parte de los adultos pertenecen a la Unidad Regional de Gestión (URG) del Atlántico nororiental (Eckert *et al.*, 2006). Tampoco existen datos genéticos sobre el origen de las tortugas bobas presentes en esta DM, pero los ejemplares de la misma especie presentes en las costas francesas del golfo de Vizcaya proceden en su mayoría de la URG del Atlántico noroccidental, seguidas por un 26% procedentes de la URG del Atlántico nororiental (Monzón-Argüello *et al.*, 2012).



En el caso de la tortuga laúd, aparecen tanto adultos como inmaduros. En el caso de la tortuga boba, aparecen únicamente juveniles. Los pocos datos de telemetría satelital existentes sugieren que proceden de la URG del Atlántico nororiental (Eckert, 2006).

Criterios e indicadores aplicables para el descriptor 1- tortugas marinas

CRITERIO	INDICADOR
D1C1: Mortalidad por captura accidental.	NA
D1C2: Abundancia de la población.	NA
D1C3: Características demográficas de la población.	NA
D1C4: Rango y patrón de distribución de la población.	NA
D1C5: Hábitat de la especie	La temperatura superficial del mar como indicador de la calidad del hábitat oceánico en la DM noratlántica.

El descriptor Biodiversidad (D1) tiene nexos y solapa directamente con los descriptores de basura (D8) y contaminación (D10). Ambos descriptores tienen influencia sobre la salud y estabilidad de las poblaciones de tortugas marinas de la demarcación.

3.1.3.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

La captura en redes de enmalle es la principal amenaza para la tortuga boba en la DM noratlántica, mientras que el enredo en cabos de aparejos de pesca es la principal amenaza para la tortuga laúd (López *et al.*, 2014). No existen datos sobre contaminación por metales y organoclorados. La principal causa de mortalidad antropogénica de la tortuga laúd en la DM noratlántica es el enredo en cabos de fijación de aparejos de pesca (López *et al.*, 2014).

3.1.3.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

La evaluación completa por criterios de las tortugas marinas en la DM noratlántica puede consultarse en la ficha ficha de evalaución inicial del anexo.

A continuación se resumen los resultados obtenidos para los criterios evaluados:

Criterio D1C1: captura accidental: Dado el carácter migratorio de las tortugas marinas y las incertidumbres sobre la proporción de ejemplares de cada una de las poblaciones fuerte que utilizan la DM noratlántica, resulta imposible ofrecer un valor umbral para la tasa de mortalidad de cada especie derivada de las capturas accidentales. En cambio, los modelos disponibles para



la Unidad de Gestión Regional (UGR) del Atlántico nororiental de la tortuga boba permiten concluir que una tasa anual de mortalidad inferior a 0,2 para los juveniles comprendidos entre 40 y 70 cm de longitud curva de caparazón resulta siempre compatible con el crecimiento de la población (Crouse *et al.*, 1987; Heppell *et al.*, 2002 y 2003). Además, indican que una tasa anual de mortalidad comprendida entre 0,2 y 0,3 puede ser aceptable en ciertos supuestos (Crouse *et al.*, 1987; Heppell *et al.*, 2002 y 2003). En consecuencia, el elemento del criterio debe ser la tasa de mortalidad anual y el valor umbral debe ser 0,2. No existe ningún modelo demográfico para la tortuga laud, por lo que no resulta posible establecer un valor umbral independiente para esta especie, a menos que se le aplique el mismo que a la tortuga boba. Por lo tanto, resulta imposible evaluar el criterio D1C1.

Criterio D1C2: No ha sido posible evaluarlo ya que no existe ningún modelo ecológico que permita determinar la capacidad de carga de ninguna especie de tortuga marina carnívora en sus zonas de alimentación. Tampoco existe ningún modelo que permita conocer qué proporción de ejemplares de cada una de las proporciones fuentes alcanza la DM noratlántica. En estas condiciones, resulta imposible establecer un valor umbral de densidad. Tampoco se han realizado censos previos que permitan proporcionar un valor histórico de referencia. La frecuencia de varamientos resulta insuficiente, pues resulta imposible saber si varía debido a cambios en la abundancia de tortugas, en su vulnerabilidad a las actividades humanas o ambos factores. Se requieren estimas directas de densidad.

Criterio D1C3 no se ha evaluado ya que es un criterio secundario para el grupo tortugas marinas.

Criterio D1C4, no ha sido posible evaluarlo ni para tortuga laud ni para boba, aunque se establece un valor umbral de toda la superficie oceánica de la demarcación para la tortuga laud y toda la superficie marina de la demarcación para la tortuga boba.

La tortuga laud se distribuye por todo el Atlántico norte al sur de la latitud 55ºN, aunque su presencia parece limitarse a los meses estivales. En cambio, la tortuga boba evita las zonas con una temperatura superficial inferior a 15ºC y muestra preferencia por zonas con temperatura superficial en torno a 20ºC. El área de distribución debería determinarse en base a censos aéreos.

Criterio D1C5: No existe nidificación en la DM noratlántica y por lo tanto los únicos hábitats relevantes son marinos. La tortuga laud habita en aguas oceánicas, con preferencia por zonas de elevada productividad y elevada abundancia de zooplancton gelatinoso, por lo que las áreas de afloramiento de la costa gallega representarían su hábitat óptimo en la DM noratlántica (Eckert, 2006). La tortuga boba habita tanto aguas oceánicas como neríticas. No existen modelos que permitan definir las características del hábitat nerítico, pero en el medio oceánico parece evitar las zonas con una temperatura superficial inferior a 15ºC, con preferencia por zonas con temperaturas en torno a los 20ºC (Mansfield *et al.*, 2014). Por lo tanto, podría emplearse la temperatura superficial del mar como indicador de la extensión del hábitat adecuado. Entre 2009 y 2018 el índice de afloramiento del IEO no ha mostrado ninguna tendencia negativa, por lo que el hábitat para la tortuga laud se habría conservado y se alcanzaría el buen estado ambiental para esta especie con respecto al criterio D1C5. La tortuga boba habita tanto aguas



oceánicas como neríticas. No existen modelos que permitan definir las características del hábitat nerítico de la tortuga boba en la DM noratlántica, pero en el medio oceánico del Atlántico norte parece evitar las zonas con una temperatura superficial inferior a 15ºC, con preferencia por zonas con temperaturas en torno a los 20ºC (Mansfield *et al.*, 2014). Por lo tanto, podría emplearse la temperatura superficial del mar como indicador de la calidad del hábitat oceánico en la DM noratlántica. Entre 2002 y 2018, los datos recogidos por las boyas de Puertos del Estado en la DM no han revelado ninguna tendencia negativa en la temperatura superficial del agua de mar durante los meses de verano, por lo que la calidad del hábitat para la tortuga boba no habría variado en dicho periodo y se alcanzaría el buen estado ambiental para esta especie y el criterio D1C5. De todos modos, el hábitat es marginal para esta especie, sobretodo en el litoral gallego.

3.1.3.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

Como resultado de lo comentado anteriormente, se considera que se alcanza el BEA para el grupo reptiles marinos cuando:

La DM no actúa como sumidero para las poblaciones fuente

Para ello es necesario poder evaluar, como mínimo, los criterios D1C1 Y D1C4 para cada una de ellas.

Sin embargo para este segundo ciclo de estrategias marinas,

La falta de datos sobre la tasa de mortalidad y el área de distribución impiden realizar la evaluación sobre el estado de las tortugas marinas en la DM noratlántica. Los datos sobre la calidad del hábitat indican que se alcanzaría BEA para esta especie con respecto al criterio D1C5.

3.1.4. Peces y cefalópodos demersales

3.1.4.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Elementos evaluados y áreas de evaluación:

Se han evaluado los peces demersales de la plataforma continental considerados bien muestreados en las campañas de evaluación de recursos demersales así como los peces de aguas profundas hasta 500 m de los que se dispone de información en las mismas campañas. Los cefalópodos demersales no se han analizado en este ciclo debido al escaso número de especies identificadas en las capturas en las campañas y muestreos, lo que dificulta obtener conclusiones en el enfoque de utilización de la distribución binomial para ver la posible significatividad de los resultados en cuanto a especies en BEA o especies fuera del BEA.



La DM NOR cubre los fondos de la plataforma continental del noroeste de la península Ibérica, desde la desembocadura del Río Miño al sur de Galicia, hasta la desembocadura del río Bidasoa que define el límite de la frontera con Francia.

Criterios aplicables para el descriptor

CRITERIO	INDICADOR	ELEMENTO
D1C1: Mortalidad por captura accidental.	No evaluado	
D1C2: Abundancia de la población.	Abundancias y distribuciones de tallas de las especies de peces	
D1C3: Características demográficas de la población.	Talla máxima media	Peces y de la plataforma continental y de aguas profundas no explotados comercialmente
D1C4: Rango y patrón de distribución de la población.	Distribución de las especies. Rango de distribución. % de presencia de especies bien muestreadas en cuadrículas de 10 × 10 millas.	
D1C5: Hábitat de la especie	No se ha evaluado	

3.1.4.2. Principales presiones e impactos

La principal presión identificada que actue sobre el grupo de peces demersales en la DM SUD ha sido la Extracción y/o mortalidad de especies objetivo y no objetivo debido a la presión pesquera.

3.1.4.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

Criterio D1C1: Se considera que este indicador se debe aplicar en el caso de especies y stocks no sometidos a capturas por las flotas comerciales, como son los mamíferos marinos, tortugas o aves marinas. En el caso de los peces y cefalópodos demersales, seguir lo propuesto en la decisión de la UE sobre criterios aplicables para definir el Buen Estado Medioambiental (BEA), requeriría estimar tasas de captura accidental por la flota para casi todas las especies, puesto que la mayoría están sujetas a captura *accidental* y/o descarte por parte de las flotas pesqueras, especialmente las de arrastre, sin ser objetivo directo de la pesca comercial, de hecho muchas sí están sujetas a venta y aprovechamiento.

Por ello el concepto de captura accidental no se considera aplicable a estas especies y no se considera viable el cálculo de la tasa de mortalidad derivado de las capturas accidentales.

Criterio D1C2: Se han actualizado los resultados obtenidos en la evaluación anterior analizando todos los datos de las campañas realizadas desde 2011 a 2017 en cuanto a abundancia y biomasa de las poblaciones que se consideran muestreadas de forma efectiva por las campañas. Se ha realizado una estimación de los indicadores a partir de los resultados de las campañas del IBTS entre los años 2011 y 2017 (la de 2018 se realiza a finales de año (septiembre octubre y todavía está en fase de revisión de los datos elaboración de resultados y análisis). En las gráficas del



anexo IV, se observa, en general, una gran variabilidad temporal, y cómo en bastantes casos se producen importantes cambios de tendencia del primer ciclo al segundo, pero resulta complicado evaluar caso por caso y el ciclo de 6 años comparado con los 20 años del ciclo anterior no facilita sacar conclusiones claras

Criterio D1C3: Las especies han sido agrupadas en función de la talla en especies “grandes” (especies cuyo 95% percentil de la talla alcanzaba o superaba por al menos en un año el umbral de 35 cm), y especies “pequeñas” (especies cuyo 95° percentil de la talla no alcanzaba nunca el umbral de 35 cm).

En las especies pequeñas, este indicador muestra un patrón bastante estable a lo largo de los años para la mayoría de las especies consideradas (gráficas anexo IV). Y sólo en los casos de *Eutrigla gurnardus* y *Helicolenus dactylopterus* se observa un ligero descenso del P95% que debería ser seguido en futuras evaluaciones.

Para las especies grandes, los resultados son muy similares al caso de las especies pequeñas, no se aprecian tendencias marcadas y la variabilidad se ve reducida con respecto a lo que se observaba en la evaluación anterior. Por lo que podemos concluir que la situación es de estabilidad para todas las especies estudiadas con respecto a la primera evaluación.

Como ya se manifestó en la anterior evaluación de los resultados de este indicador, considerando que responde principalmente a las presiones pesqueras y que la gran mayoría de estas especies se mantienen estables, se puede afirmar que, aunque la tendencia al crecimiento no sea significativa, se nota una estabilidad del 95° percentil de la talla. Por lo que se puede aducir que estas poblaciones se encuentran en una situación de buen estado ambiental.

Criterio D1C4: Las especies que no cumplen los criterios de aumento/estabilidad de área de distribución son 5 en total, en particular 4 especies sensibles (no las mismas, Tabla 5 anexo IV) y una oportunista (Tabla 6 anexo IV).

Con estos resultados sigue sin haber resultados que se alejen de la variabilidad natural, por ello se estaría dentro del BEA entendido como mantenimiento de la proporción de especies que cumplen con los criterios propuestos.

Criterio D1C5: no evaluado

3.1.4.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y Conclusiones

La definición de BEA, no ha podido actualizarse, por tanto sigue vigente la propuesta en el primer ciclo de estrategias marinas para el Descriptor 1- Peces y Cefalópodos demersales:

Las condiciones necesarias para alcanzar el BEA definidas en la presente evaluación inicial son:

En cuanto al área y patrón de distribución (criterio 1.1), el Buen estado ambiental se puede definir en este grupo, en base a la combinación del estado de las áreas de distribución de las especies consideradas “vulnerables (K estrategas)” y las “oportunistas (r estrategas)”. En las primeras se debe mantener o expandir el área de distribución, y en las segundas mantener (o reducir en algunos casos) su área de distribución. En cuanto a la evaluación en conjunto, el BEA se ha definido como el mantenimiento o incremento del % de cuadrículas con presencia de las especies más representativas de la comunidad demersal. De este modo, una proporción suficiente de especies (variable en función del número de especies analizadas) se comportan



de manera similar a lo esperado en un escenario de BEA, de modo que se garantiza que esta proporción no es debido al azar (mediante distribución binomial).

Respecto al tamaño poblacional (criterio 1.2), medido bien por biomasa o por abundancia de la población, o por ambos, se considera que cada una de las especies alcanzan el BEA si:

Las “especies oportunistas” experimentan un valor de biomasa o abundancia con un valor de Z de la serie que tiene que variar entre -1 y +1.

Las “especies vulnerables con tendencia temporal decreciente”: la estimación del valor de $Z \geq 0,5$.

Las “especies vulnerables con tendencia temporal estable o creciente” en últimos años: deben mantenerse estables o crecer, es decir $Z \geq -0,5$. A nivel de comunidad, y en los tres casos, un porcentaje de especies, basado en la distribución binomial, deberá de cumplir este criterio individual para asegurar que los resultados no se deben al azar de la variabilidad natural (ver más detalles en apartado 2.3.1).

Además, el percentil 95% de la distribución de tallas del ecotipo peces (medido como estima del indicador 1.3.1) se mantiene, o incrementa, respecto a los valores detectados en la presente evaluación inicial.

En la evaluación de este segundo ciclo para cada uno de los criterios evaluados se concluye que:

D1C2: Datos insuficientes. La evaluación de este indicador requiere un análisis más detallado, puesto que en muchas especies hay gran variabilidad natural, y los cambios de año a año son muy marcados y no fácilmente interpretables en términos claros de tendencia. Si se observa una situación muy similar a la de la primera evaluación, al ser un indicador de estado/tendencias, y ser la situación observada de estabilidad no se puede afirmar ni estar en el BEA ni que la situación esté empeorando respecto a la primera evaluación.

D1C3: Las poblaciones evaluadas presentan una situación de estabilidad con respecto a la evaluación del primer ciclo de estrategias marinas, por lo que podemos decir que se encuentran en situación de BEA

D1C4: Se alcanza el BEA para este criterio, definido como el mantenimiento de la situación en cuanto a número de especies que cumplen las tendencias definidas.

Para el Descriptor 1- Peces y Cefalópodos demersales en este segundo ciclo, no es posible evaluar si el grupo funcional se encuentra o no en BEA ya que no se ha realiza integración a nivel grupo funcional. Al utilizarse indicadores de tendencia a partir de un umbral fijado por la misma serie histórica, no se detectan cambios que se puedan considerar significativos en cuanto a tendencias que sugieran que la situación sea de alejarse del BEA para un número significativo de especies.

3.2. Descriptor 4: Redes tróficas



3.2.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Los criterios seleccionados por la nueva Decisión para evaluar los cambios en las redes tróficas son los siguientes:

CRITERIO	INDICADOR
Criterio D4C1 La diversidad (composición de las especies y su abundancia relativa) del grupo trófico no se ve afectada adversamente por las presiones antropogénicas.	"RT-div" (nuevo) No evaluado. indicador en construcción
Criterio D4C2 El equilibrio de la abundancia total entre los grupos tróficos no se ve adversamente afectado por las presiones antropogénicas.	RT-MTI, RT-Func, HP/RT-lifeform, RT-zoo, RT-BTS RT- MTI- Evaluado RT-Func, HP/RT-lifeform, RT-zoo, RT-BTS: No evaluados. indicadores en construcción
Criterio D4C3 La distribución de los individuos por tallas en todo el grupo trófico no se ve afectada adversamente por las presiones antropogénicas	RT-LFI Con la nueva decisión, este indicador ha pasado al D1.
Criterio D4C4 La productividad del grupo trófico no se ve afectada adversamente por las presiones antropogénicas	AV/RT-abu, RT-Fito, RT-ENA No evaluado indicadores en construcción

*Indicadores:

RT-div: Evolución de la diversidad de especies/grupos tróficos

RT-MTI: Cambios en los niveles tróficos de los predadores

RT-Func: Biomasa y abundancia de grupos funcionales

HP/RT lifeform: Cambios en los índices de grupos funcionales del plancton (formas de vida)

RT-zoo: Biomasa, composición de especies y distribución espacial de zooplancton

RT-BTS: Cambios en la biomasa media de especies por nivel trófico

RT-LFI: Proporción de peces grandes

AV/RT-abu: Éxito reproductivo de aves marinas en relación a la disponibilidad de alimento

RT-fito: Producción de fitoplancton

RT-ENA: Análisis de redes ecológicas

D4C1 - Este criterio es nuevo respecto a la anterior Decisión por lo que no ha dado tiempo a desarrollar ningún indicador. Sin embargo, se presenta un trabajo en la DM noratlántica al respecto (ver Ficha Evaluación Inicial D4 del Anexo), con posibilidad de extenderlo al resto de Demarcaciones en los próximos años.



D4C2 - Los resultados que se presentan en la DM noratlántica (Ficha Evaluación Inicial D4 del Anexo) son fruto del trabajo de colaboración entre Francia y España, realizado dentro del Grupo de Trabajo ICG-COBAM de OSPAR en el que ha desarrollado y testado el indicador RT-MTI (el correspondiente FW4 de OSPAR). Al igual que ocurre con el criterio D4C1 el desarrollo del indicador se extenderá al resto de Demarcaciones a lo largo de los próximos años. Existe otro indicador aplicable a este criterio (RT-Func) en desarrollo en colaboración con colegas ingleses. Respecto al indicador RT-BTS está en stand-by por no existir nadie que lo lidere. Los otros dos (HP/RT-lifeform y RT-zoo) son indicadores de hábitats pelágicos y están asimismo en desarrollo.

D4C3 - El indicador de tallas que se desarrolló en la Evaluación Inicial de 2012, "Proporción de peces grandes" (RT-LFI), ha sido transferido al Descriptor 1. Existe otro indicador desarrollado en el ámbito de OSPAR, "Composición de tallas en comunidades de peces", testado en varias regiones OSPAR. Este indicador no se ha evaluado en la DM Noratlántica aunque previsiblemente se desarrolle en los próximos años. Aunque este indicador está basado en tallas de peces del circalitoral sedimentario, se prevé ampliar el desarrollo de indicadores de tallas al infralitoral rocoso, a partir de datos de las campañas INFRAROCK.

D4C4 - Dentro de este criterio se enmarcan los indicadores de Aves marinas (AV/RT-abu). RT-fito corresponde a hábitats pelágicos y está en desarrollo. Respecto al circalitoral sedimentario está el indicador RT-ENA, también en desarrollo. Se espera avanzar a lo largo de los próximos años, tanto en la DM noratlántica como en el resto de demarcaciones.

3.2.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

Entre las principales presiones relacionadas con este descriptor según el Anexo I de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, están las siguientes

- Extracción o mortalidad / lesiones de especies silvestres, incluidas especies objetivo y no objetivo (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades)
- Introducción o propagación de especies alóctonas.
- Aporte de nutrientes: fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica
- Aporte de materias orgánicas: fuentes difusas y fuentes puntuales.

Varias son las presiones que pueden *a priori* afectar a la estructura y funcionamiento de las redes tróficas. Entre las más destacadas podríamos citar: eutrofización, especies invasoras, presión pesquera, cambio climático. Sin embargo la zona de estudio y el rango de profundidad son factores clave a la hora de evaluar las presiones. La construcción de un puerto por ejemplo, afectará únicamente a las comunidades litorales, mientras que la presión pesquera de arrastreros produce un impacto en los fondos circalitorales sedimentarios.

3.2.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental



Estudios recientes en la DM noratlántica muestran que la principal presión antropogénica que afecta a la riqueza de especies y la diversidad del circalitoral sedimentario es la presión pesquera (Preciado *et al.*, 2019; Arroyo *et al.*, en prensa). Se ha observado el efecto negativo de esta actividad pesquera a pequeña escala, combinando datos procedentes de las campañas oceanográficas y datos procedentes de las cajas azules de los barcos arrastreros. Este efecto se traduce en una disminución tanto de la biomasa como del número de especies con el aumento del esfuerzo pesquero. Este efecto negativo se ve reflejado asimismo en las dietas de las principales especies de peces (Arroyo *et al.*, 2017; Preciado *et al.*, 2019), constatando su transmisión a través de las cadenas tróficas.

En concreto, para cada uno de los dos criterios abordados:

El **criterio D4C1** ha sido abordado a través del trabajo realizado dentro del proyecto europeo EcApRHA, utilizando los datos biológicos (biomasa, riqueza específica, dietas etc.) de la campaña oceanográfica Demersales que el IEO lleva a cabo en otoño en la Demarcación Noratlántica. Los datos de la actividad pesquera provienen de las cajas azules de los barcos, VMS, suministrados por la Secretaría de Pesca del Ministerio de Transición Ecológica

Los resultados arrojan que el arrastre de fondo es una de las principales presiones antropogénicas en el medio marino y ejerce un impacto directo sobre los fondos circalitorales, afectando a las comunidades que habitan los fondos blandos de la plataforma continental. Los resultados obtenidos con estos indicadores demuestran el efecto negativo de esta actividad pesquera a pequeña escala, combinando datos procedentes de las campañas oceanográficas y datos procedentes de las cajas azules de los barcos arrastreros. Este efecto se traduce en una disminución tanto de la biomasa como del número de especies con el aumento del esfuerzo pesquero. Este efecto negativo se ve reflejado asimismo en las dietas de las principales especies de peces, constatando su transmisión a través de las cadenas tróficas. Estos resultados no obstante, no permiten establecer niveles de referencia ni umbrales y por lo tanto no se puede determinar establecer el BEA de las redes tróficas a partir de los datos mostrados. Es necesario seguir con el desarrollo y testado de los indicadores utilizando las series históricas y ver su evolución temporal, así como acordar metodologías a nivel regional/(sub)regional.

El **criterio D4C2** ha tratado de abordarse teniendo en cuenta los resultados recientes obtenidos en los últimos años en la DM noratlántica dentro del marco del proyecto EcApRHA en el ámbito de OSPAR, en concreto fruto del trabajo de colaboración entre Francia y España en el marco del Grupo de Trabajo ICG-COBAM de OSPAR, en el que se ha desarrollado y testado el indicador RT-MTI.

Los resultados obtenidos de este indicador a nivel global, de DM, muestran una ligera mejoría en los últimos años para el indicador con datos procedentes de campañas y excluyendo a las especies pelágicas (Arroyo *et al.*, en prensa). Sin embargo, cuando los datos se analizan a pequeña escala, se observa el efecto negativo de esta actividad pesquera sobre el nivel trófico medio del ecosistema bentónico-demersal en ciertas zonas del circalitoral, observando el traslado de la flota de buques comerciales hacia zonas más profundas (Preciado *et al.*, 2019). A pesar de la aparente reducción del esfuerzo pesquero que se ha observado a lo largo de la última década, se muestran los efectos locales negativos a pequeña escala. Una buena resolución



espacial es por tanto indispensable a la hora de analizar la respuesta del indicador a la presión antropogénica.

En el anexo puede consultarse la ficha de evaluación inicial del descriptor 4 para la DM noratlántica.

3.2.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

La definición de BEA, no ha podido actualizarse, por tanto sigue vigente la propuesta en el primer ciclo de estrategias marinas para el Descriptor 4:

Se mantiene la diversidad, la abundancia y la productividad de los grupos tróficos principales de modo que se garantiza la perpetuidad de las cadenas tróficas, y de las relaciones predador-presa existentes. Los procesos naturales de control bottom-up y top-down funcionan eficientemente regulando la transferencia de energía de las comunidades marinas.

Las poblaciones de las especies seleccionadas como predadores en la cima de la cadena trófica se mantienen en unos valores que garanticen su mantenimiento en el ecosistema y de las relaciones predador-presa existentes.

La eutrofización, la extracción selectiva, u otros efectos derivados de las actividades humanas, ocurren a unos niveles que no ponen en riesgo el mantenimiento de las relaciones tróficas existentes.

La Evaluación del descriptor 4 no se ha podido actualizar, puesto que la información existente no es suficiente.



3.3. Descriptor 6: Integridad de los fondos marinos (D1 Biodiversidad- Hábitats bentónicos)

3.3.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Elementos evaluados:

Los elementos a evaluar en este descriptores son los hábitats bentónicos, considerados a dos niveles: hábitats especiales (incluidos en directivas o convenios de conservación, o de interés regional) y hábitats predominantes (hábitats a mayor escala, equivalencia EUNIS 3).

Criterios e indicadores utilizados

Son aplicables todos los criterios. Los indicadores que se utilizarán serán los comunes de OSPAR

CRITERIO	INDICADORES
Criterio D6C1 Extensión y distribución espacial de las pérdidas físicas (cambio permanente) del fondo marino natural.	Porcentaje de superficie de la demarcación marina afectada por pérdidas físicas del fondo marino
Criterio D6C2 Extensión y distribución espacial de las presiones de las perturbaciones físicas del fondo marino.	Porcentaje de superficie de la demarcación marina potencialmente afectada por perturbaciones físicas del fondo marino
Criterio D6C3: Extensión espacial de cada tipo de hábitat afectado adversamente por las perturbaciones físicas a través de la alteración de su estructura biótica y abiótica y de sus funciones (por ejemplo, a través de cambios de la composición de las especies y de su abundancia relativa, de la ausencia de especies particularmente sensibles o frágiles, o de especies que tienen una función esencial, así como de la estructura de tamaños de las especies).	No se ha podido abordar este criterio por no haberse iniciado los programas de seguimiento. Tras el inicio de los PS se aplicarán los indicadores comunes de OSPAR BH1 (composición de especies típicas), BH2 (condición de los hábitats), BH3 (extensión del daño físico) y el indicador candidato BH5 (tamaño de especies indicadoras).



Criterio D6C4: La extensión de la pérdida del tipo de hábitat, resultante de presiones antropogénicas, no supera una proporción especificada de la extensión natural del tipo de hábitat en el área de evaluación.	No se ha podido abordar este criterio por no haberse iniciado los programas de seguimiento. Tras el inicio de los PS se aplicará el indicador candidato BH4 (pérdida de hábitat).
Criterio D6C5: La extensión de los efectos adversos de las presiones antropogénicas en el estado del tipo de hábitat, no supera una proporción especificada de la extensión natural del tipo de hábitat en el área de evaluación.	No se ha podido abordar este criterio por no haberse iniciado los programas de seguimiento. Tras el inicio de los PS se aplicarán el indicador común de OSPAR BH3 (extensión del daño físico)

En este ciclo, se han podido abordar únicamente los descriptores D6C1 y D6C2, debido a que no se han puesto en marcha los programas de seguimiento específicos para los hábitats bentónicos. Sin embargo, se cuenta con la información recabada para evaluar los hábitats de interés comunitario en cumplimiento de la Directiva Hábitats, en cuanto a la distribución de hábitats bentónicos (área, cartografiado), no en cuanto a la condición (especies típicas, diversidad, riqueza, tamaños).

3.3.2. Principales presiones que afectan al descriptor

Las principales presiones que afectan a los hábitats del fondo marino (hábitats bentónicos) respecto a este indicador son las obras de infraestructuras y canalizaciones, cableados, etc, en el infralitoral e intermareal y las actividades pesqueras en el circalitoral y batial. Contaminación y basuras marinas en todos los hábitats y zonas pero más incidencia en vertidos puntuales y cerca de núcleos urbanos en el infralitoral. Cambio climático para todos los hábitats y zonas.

Según la ley 41/2010, estas presiones serían:

- Perturbaciones físicas del fondo marino (temporales o reversibles).
- Pérdidas físicas (debido a un cambio permanente del sustrato o la morfología del fondo marino y a la extracción de sustrato del fondo marino)
- Extracción o mortalidad / lesiones de especies silvestres, incluidas especies objetivo y no objetivo (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades).
- Aporte de otras sustancias (por ejemplo, sustancias sintéticas, sustancias no sintéticas, radionucleidos): fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica, incidentes grave.
- Aporte de basuras (basuras sólidas, incluidas microbasuras.)



3.3.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

Criterio D6C1: En las pérdidas físicas de sustrato marino se consideran el sellado de los fondos marinos y la pérdida de sustrato. La superficie del fondo marino de la Demarcación noratlántica sellada durante el presente periodo de evaluación es de 1,5 millones m². La ampliación de los puertos, fundamentalmente el Puerto de Gijón-el Musel, es la actividad que ha producido más sellado del fondo marino. No se han construido nuevos espigones en el presente periodo de evaluación y no se han instalado arrecifes artificiales en Asturias (no se dispone de datos del resto de comunidades autónomas de la demarcación).

La superficie del fondo marino de la demarcación afectada por la extracción y deposición de sedimentos durante el presente periodo de evaluación es de 919.077 m². La extracción de arenas de yacimientos submarinos es la actuación que más superficie marina ha afectado. En el presente periodo de evaluación no se han creado nuevas playas en la demarcación.

Así, las pérdidas físicas de sustrato marino de la Demarcación noratlántica durante el periodo 2011-2016 fueron de 2.434.800 m². El **0,0008 % de la superficie de la DM noratlántica está afectada por alteraciones físicas permanentes**

Para este criterio, el valor umbral debe ser establecido mediante la cooperación al nivel de la Unión Europea. Esta cuestión se trabajará a través del recién constituido grupo de trabajo D6 de la COM, pero por el momento no se han alcanzado acuerdos. Por tanto, no existe un valor de referencia con el que comparar, por lo que no se puede llegar a una conclusión sobre el criterio, a pesar de que el valor parece ser bastante bajo. Por otro lado, al referirse sólo al periodo de evaluación 2011-2016, no aborda el total de perturbaciones físicas permanentes existentes anteriormente

Este criterio ha sido analizado a través del análisis de presiones por pérdidas físicas (debido a un cambio permanente del sustrato o la morfología del fondo marino y a la extracción de sustrato del fondo marino), que se puede consultar en el documento II de la Estrategia Marina Noratlántica

Criterio D6C2: La superficie mínima del fondo marino de la Demarcación noratlántica que ha sufrido algún tipo de perturbación durante el presente periodo de evaluación es de 283 millones de m² lo que representa el **0,09% de la superficie de la demarcación**. El fondeo de embarcaciones comerciales es la actividad evaluada (no se ha evaluado la perturbación asociada a la pesca de arrastre) que puede haber provocado más perturbación del fondo marino con una superficie de 224 millones de m², aunque el mayor valor de superficie perturbada corresponde a una probabilidad baja de perturbación. Las zonas con una probabilidad muy alta de perturbación del fondo marino en la demarcación se ubican en las proximidades de los puertos de Ondarroa, Burela, Cillero y Santa Uxía de Ribeira. Las zonas con una probabilidad alta de perturbación se localizan en las proximidades de los puertos de Bermeo, Bilbao, Santoña, Breñs-Cée, Pobra do Caramiñal, Marín, San Julián de Arosa y Vigo. Indicar que el resto de puertos de interés general presentan de manera generalizada un área de perturbación más extensa que el resto de puertos aunque con una probabilidad menor de perturbación, destacando los puertos de Gijón y A Coruña con una probabilidad moderada de perturbación en áreas más extensas.



Este criterio ha sido analizado a través del análisis de presiones por perturbaciones físicas del fondo marino (temporales o reversibles), que se puede consultar en el documento II de la Estrategia Marina Noratlántica. Estos resultados no se consideran completos, dado que no se ha analizado la pesca de arrastre, un factor muy relevante para este criterio.

Criterio D6C3: no se ha evaluado

Criterio D6C4: no se ha evaluado

Criterio D6C5: no se ha evaluado

Por el momento, y hasta que se pongan en marcha los programas de seguimiento específicos, se está trabajando en la recopilación de la información existente sobre la presencia de hábitats bentónicos. La principal recopilación se ha realizado como consecuencia de las obligaciones de reporting a la comisión europea respecto a la directiva 1992/43/ce del consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva de Hábitats). En este contexto se ha organizado la información existente relacionada con los hábitats 1170. Arrecifes, 1180. Estructuras submarinas causadas por emisiones de gases y 8330. Cuevas marinas sumergidas o semisumergidas, presentes en las 3 regiones biogeográficas en las que se sitúan las aguas marinas de España, una de ellas el Atlántico Nordeste, que abarca la DM noratlántica.

Una de las principales fuentes de información ha sido el IEO. De todos los datos solicitados, solo se ha información cartográfica. Los proyectos que se han desarrollado en los últimos años han estado enfocados en la identificación y el cartografiado de los hábitats bentónicos, no existiendo por lo tanto información relacionada con la estructura y funciones de los hábitats bentónicos, así como con las perspectivas futuras o el estado de conservación.

- Cartografía de la Evaluación Inicial de las Estrategias Marinas
- Cartografía del proyecto EuSeaMap2
- Cartografía de las zonas INDEMARES
- Cartografía de El Cachucho
- Cartografía del Cañón de la Gaviera
- Cartografía de las cuevas marinas sumergidas o semisumergidas en las ZECs marinas de Canarias
- Cartografía realizada en el marco de diversas campañas oceanográficas realizadas por el IEO (DEMERSALES, ARSA, ECOCÁDIZ, ISUNEPCA, MEDITIS, MEDWAVES)

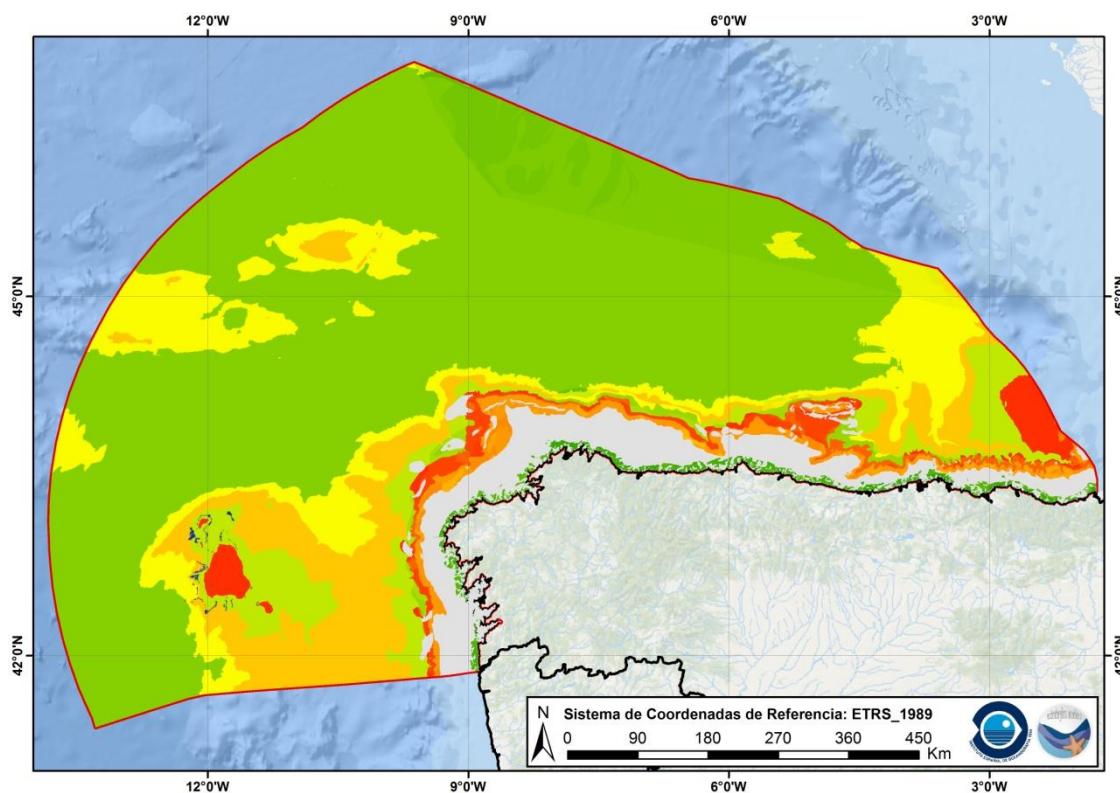
También se ha dispuesto de información útil a través de la información enviada por las Comunidades Autónomas a la DGSCM a través del sistema de "Flujo de datos. Diferentes Comunidades Autónomas han enviado información relacionada con los hábitats marinos 1170, 1180 y 8330: cartografía en las dos proyecciones (UTM y LAM) e información o datos sobre la cobertura de los hábitats así como las presiones, amenazas y medidas de conservación adoptadas.



Los resultados cartográficos aunando todos estos datos figuran a continuación. Estos mapas permitirán calcular el área de los hábitats predominantes y especiales y permitirán la evaluación del Descriptor 1-habitats bentónicos/descriptor 6 a través de los indicadores BH3 y BH4.

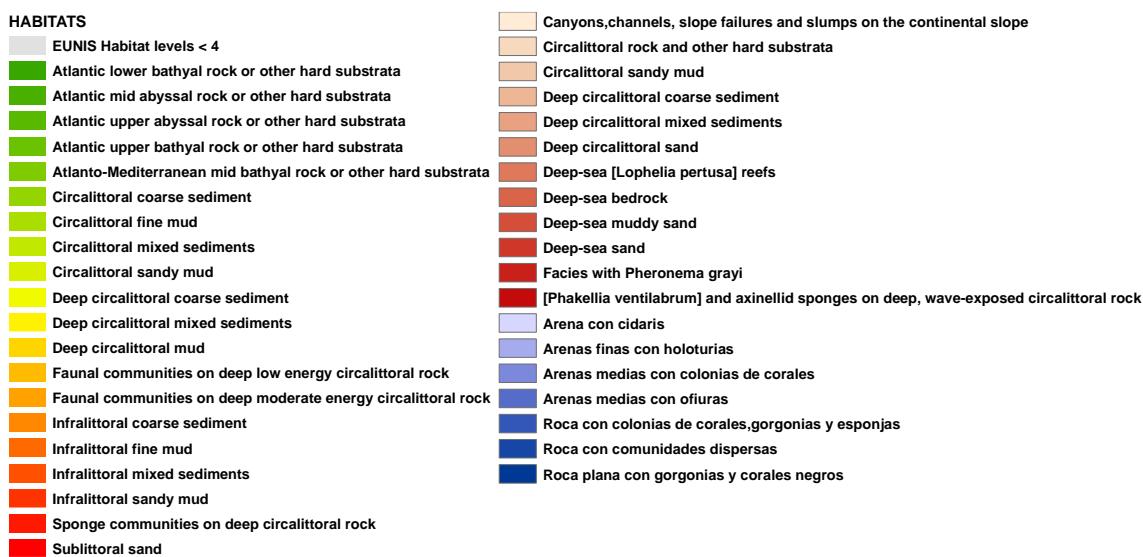
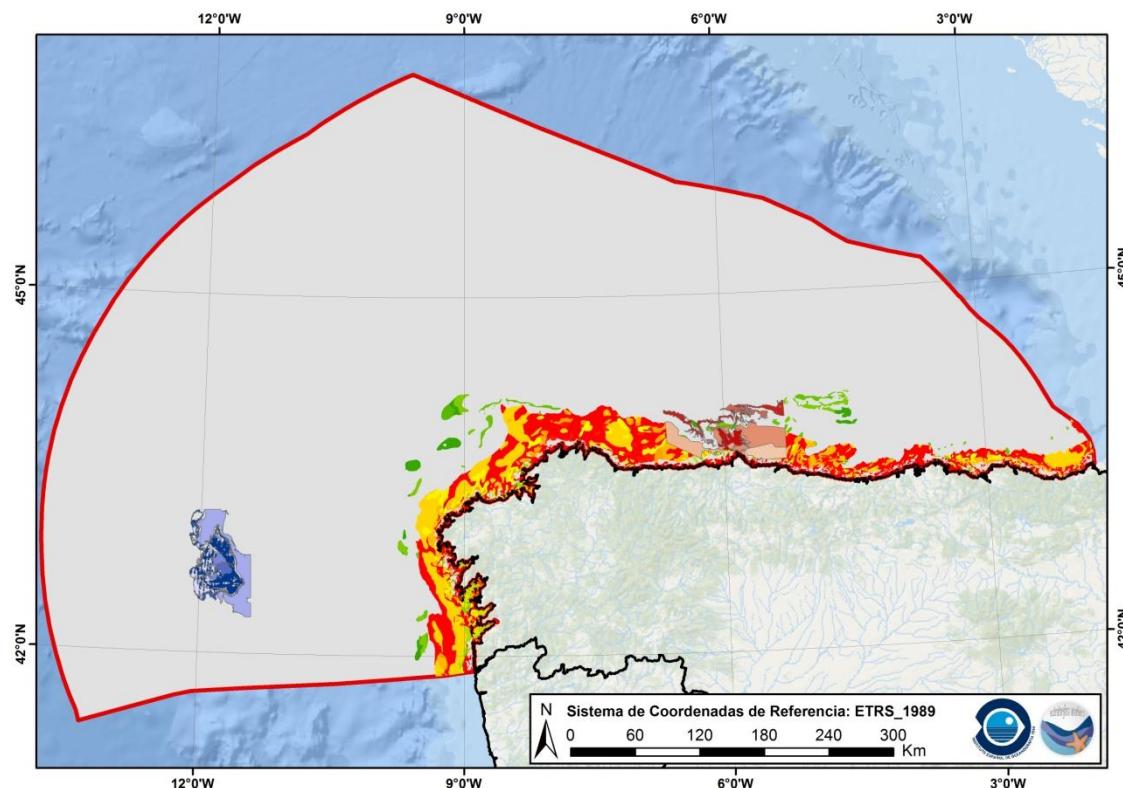
CARTOGRAFÍAS DE HÁBITATS BENTÓNICOS A NIVEL EUNIS 3 (HÁBITATS PREDOMINANTES) Y EUNIS 4-6

- DEMARCACIÓN NORATLÁNTICA- Hábitats EUNIS 3



- DEMARCACIÓN NORATLÁNTICA- Hábitats EUNIS 4-6





3.3.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

Para este ciclo no se ha podido actualizar la evaluación ya que no están en funcionamiento los programas de seguimiento, y por tanto no se dispone de los datos necesarios para la evaluación.



Por otro lado, es necesario establecer el BEA de forma que dé respuesta a los nuevos criterios para el D6. Sin embargo, las definiciones han de ser bastante generales puesto que aún no se han establecido valores umbral o de referencia.

- **D6C1: Las pérdidas físicas de fondos marinos producidas por actividades humanas no alcanzan una extensión espacial que comprometa el mantenimiento de los hábitats bentónicos**
- **D6C2: Los fondos marinos potencialmente afectados por perturbaciones físicas no alcanzan una extensión espacial que comprometa el mantenimiento de los hábitats bentónicos**
- **D6C3: La extensión de cada tipo de hábitat bentónico afectado adversamente por perturbaciones físicas mantiene tendencias negativas o estables de manera que se asegura su conservación**
- **D6C4: La proporción de superficie de pérdida de cada tipo de hábitat bentónico derivada de las presiones antropogénicas, no compromete el mantenimiento del tipo de hábitat**
- **D6C5: La extensión de cada tipo de hábitat en la cual las comunidades bentónicas se mantienen dentro de valores que garantizan su perdurabilidad y funcionamiento se mantiene estable o presenta tendencias crecientes**

Para este segundo ciclo de estrategias marinas:

La Evaluación del descriptor 6 no se ha podido actualizar, puesto que la información existente no es suficiente.



4. REFERENCIAS

Aves Marinas

El presente listado no pretende ser una revisión exhaustiva de la bibliografía disponible sobre aves marinas en España. Sencillamente se recogen los trabajos relevantes para realizar la evaluación del primer ciclo de Estrategias Marinas para el grupo aves en España, y se indican también otros trabajos relevantes citados en los documentos generales o en las fichas anexas. Para más información sobre aves se puede consultar el documento elaborado para este grupo en la primera evaluación de las Estrategias Marinas de España (Arcos *et al.* 2012a).

Abelló, P. & Esteban, A. 2012. Trawling bycatch does affect Balearic Shearwaters *Puffinus mauretanicus*. *Revista Catalana d'Ornitologia* 28:34-39.

Afán, I., Navarro, J., Cardador, L., Ramírez, F., Kato, A., Rodríguez, B., Ropert-Coudert, Y. & Forero, M. G. 2014. Foraging movements and habitat niche of two closely related seabirds breeding in sympatry. *Marine Biology* 161(3): 657–668.

Afán, I., Navarro, J., Grémillet, D., Coll, M. & Forero, M.G. 2019. Maiden voyage into death: are fisheries affecting seabird juvenile survival during first days at sea? *Royal Society Open Science* 6: 181151.

Álvarez, D. 2015. Análisis de la mortalidad de las poblaciones de cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) en artes de pesca en la Demarcación Marina Noratlántica. Aplicación 23.06.456D.640. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA).

Arcos, F., Mouriño, J., Martínez Mariño, J.M. y Sierra Abraín, F. (1995). Notas sobre ecología, mortalidad y evolución de las poblaciones de Arao Común (*Uria aalge*) en el suroeste de Galicia. *Chioglossa*, Vol. Esp. 1: 53-59.

Arcos, F., Velando A. & Mouriño, J. 1996. Seabird mortality in fishing gear in Galicia (NW Spain). Poster – Seabird Group Conference. Glasgow.

Arcos, J.M. (comp.). 2011. International species action plan for the Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus*. SEO/BirdLife & BirdLife International.

Arcos, J.M., Louzao, M. & Oro, D. 2008. Fishery Ecosystem Impacts and Management in the Mediterranean: Seabirds Point of View. Pp 1471-1479, In: J.L. Nielsen, J.J. Dodson, K. Friedland, T.R. Hamon, J. Musick, and E. Verspoor (Eds). Reconciling Fisheries with Conservation: Proceedings of the Fourth World Fisheries Congres. American Fisheries Society, Symposium 49, Bethesda, Maryland.

Arcos, J.M., J. Bécares, J., Rodríguez, B. Ruiz, A., 2009. Áreas Importantes para la Conservación de las Aves marinas en España. LIFE04NAT/ES/000049-Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Madrid.

Arcos, J.M., Bécares, J., Cama, A. & Rodríguez, B. 2012. Estrategias marinas, grupo aves: evaluación inicial y buen estado ambiental. IEO & SEO/BirdLife. Ministerio de Agricultura,



Alimentación y Medio Ambiente. http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/estrategias-marinas/0_Documento_grupo_aves_tcm7-223807.pdf

Arcos, J. M., Arroyo, G. M., Bécares, J., Mateos-Rodríguez, M., Rodríguez, B., Muñoz, A. R., Ruiz, A., De La Cruz, A., Cuenca, D., Onrubia, A. Y Oro, D. 2012. New estimates at sea suggest a larger global population of the Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus*. Pp. 84-94. In: Yésou, Baccetalti, N., Sultana, J. (Eds.). Ecology and Conservation of Mediterranean Seabirds and other bird species under the Barcelona Convention. Proceedings of the 13th Medmaravis Pan-Mediterranean Symposium. Alghero (Sardinia). 14-17 Oct. 2011. Medmaravis, Alghero. 232 pp.

Arcos, J.M., Alonso, J., López, I. & Mayol, J. 2017. Study, monitoring and conservation of the Balearic shearwater in Spain: an update. Fourth Meeting of the Population and Conservation Status Working Group, ACAP - PACSWG Inf 25 Rev 1.

Arroyo, G. M., Mateos-Rodríguez, M., Muñoz, A. R., De La Cruz, A., Cuenca, D. & Onrubia, A. 2016. New population estimates of a critically endangered species, the Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus*, based on coastal migration counts. *Bird Conservation International* 26 (1): 87-99.

Ballesteros-Pelegrín, G.A. Belmonte-Serrato, F. y Ibarra-Marinas, D. 2016. Distribución y tendencias de las principales aves acuáticas nidificantes en las encañizadas del Mar Menor (Murcia, SE España). IX Seminário Latino-Americano e V Seminário Ibero-Americano De Geografia Física.

Bárcena, F., de Souza, J.A., Fernández de la Cigoña, E. y Domínguez, J. 1987. LAS COLONIAS DE AVES MARINAS DE LA COSTA OCCIDENTAL DE GALICIA. CARACTERISTICAS, CENSO y EVOLUCION DE SUS POBLACIONES. Ecología, Nº 1, 1987. pp. 187-209

Barros, A., Romero, R., Munilla, I., Pérez, C., Velando, A. 2016. Behaviouralplasticity in nest-siteselection of a colonial seabird in response to an invasive carnivore. *BiologicalInvasions*, 10.1007/s10530-016-1205-3

Bécares, J. y Cama, A. 2013. Huella pesquera en las 39 ZEPA marinas. Acción A10 del proyecto INDEMARES. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA)

Bécares, J., Arcos, J.M. & Oro, D. 2016. Migración y ecología espacialde la gaviota de Audouin en el Mediterráneo occidental y noroesteafricano. Monografía n.º 1 del programa Migra. SEO/BirdLife. Madrid.

Bertolero, A., M. Genovart, A. Martínez-Abraín, B. Molina, J. Mouriño, D. Oro y G. Tavecchia. 2009. Gaviota cabecinegra, picotina, de Audouin, tridáctila y gavión atlántico en España. Población en 2007 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.

Boyd, I., Wanless, S. & Camphuysen (Eds.) 2006. Top predators in marine ecosystems: their role in monitoring and management. Cambridge UP.

Cochrane, S.K.J., D.W. Connor, P. Nilsson, I. Mitchell, J. Reker, J. Franco, V. Valavanis, S. Moncheva, J. Ekebom, K. Nygaard, R. Serrão Santos, I. Naberhaus, T. Packeiser, W. van de Bund and A.C. Cardoso 2010. Marine Strategy Framework Directive. Guidance on the interpretation



and application of Descriptor 1: Biological diversity. Report by Task Group 1 on Biological diversity for the European Commission's Joint Research Centre, Ispra, Italy. <http://www.ices.dk/projects/MSFD/TG1final.pdf>.

Codina-garcía, M., Militão, T., Moreno, J., & González-solís, J. 2013. Plastic debris in Mediterranean seabirds. *Marine Pollution Bulletin* 77: 220–226.

Comisión Europea, 2012. Plan de acción para reducir las capturas accidentales de aves marinas en los artes de pesca. COM(2012) 665 final. <http://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2012/ES/1-2012-665-ES-F1-1.Pdf>.

Cortés, V., Arcos, J. M., & González-solís, J. 2017. Seabirds and Demersal longliners in the northwestern Mediterranean: factors driving their interactions and bycatch rates. *Marine Ecology Progress Series* 565: 1–16. <https://doi.org/10.3354/meps12026>

Cortés, V., García-Barcelona, S. & González-Solís, J. 2018. Sex- and age-biased mortality of three shearwater species in longline fisheries of the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 588: 229–241

Croxall, J. P., Butchart, S. H. M., Lascelles, B., Stattersfield, A. J., Sullivan, B., Symes, A., et al. 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conserv. Int.* 22: 1–34.

Cury, P. M., Boyd, I. L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, R. J. M., Furness, R. W., Mills, J.A., Murphy, E.J., Österblom, H., Paleczny, M., Piatt, J.F., Roux, J.P., Shannon, L. & Sydeman, W.J. 2011. Global seabird response to forage fish depletion--one-third for the birds. *Science* 334: 1703–6.

Fernández Calvo et al, 2017. Seguimiento de la colonia de charrán común (*Sterna hirundo*) de la Bahía de Santander (año 2017). Informe inédito, Sociedad Española de Ornitología.

Fernández-Calvo, I. C.; de la Puente-Nilsson, J. y González-Sánchez, F. 2015 - Seguimiento de la colonia de charrán común (*Sterna hirundo*) de la Bahía de Santander (año 2015). Informe inédito, Sociedad Española de Ornitología.

Furness, R.W. & Camphuysen, C.J. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science* 54: 726–737. 1997

García, D. 2018. Seguimiento de las colonias de cría de la pardela balear de la Mola de Maó e illa de l'Aire (Menorca), durante la fase previa a la toma de medidas para controlar la presencia de depredadores, en el marco del proyecto Life-PAF INTEMARES (LIFE15 IPE ES 012). INTEMARES. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Informe inédito. 47 pp.

García-Barcelona, S., Macías, D., Ortiz de Urbina, Estrada, A., Real, R. & Báez, J.C. 2010. Modelling abundance and distribution of seabird by-catch in the spanish Mediterranean longline fishery. *Ardeola* 57: 65-78.

García-Barcelona, S., Báez, J.C., Ortiz de Urbina, J.M., Gómez-Vives, M. & Macías, D. 2013. By-catch of Cory's shearwater in the commercial longline fisheries based in the Mediterranean coast



and operating in East Atlantic waters: first approach to incidental catches of seabird in the area. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT* 69(4): 1929-1934.

García-Barcelona, S., Louzao, M., Ortiz de Urbina, J.M., Juste, J., García-Mudarra, J.L., Camacho Vacas, E. & Macías, D. 2016. Importance of genetic analyses to identify the genre *Puffinus*: a massive catch event as a case study. Póster presentado en el *VI International Albatross and Petrels Conference*, Barcelona.

García-Barcelona, S., Pauly-Salinas, M. & Macías, D. 2017. Updating seabirds bycatch estimates in the Spanish Mediterranean drifting longlinefishery: years 2000–2016. *ICCAT Ecosystem Subcomitee Meeting*, Madrid, 10-14 July 2017. SCRS/P/2017/018.

Generalitat Valenciana, 2014. Informe sobre seguimiento del pavo europeo *Hydrobates pelagicus* en la Comunidad Valenciana. Año 2014. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana.

Generalitat Valenciana, 2015a. Informe Técnico 07/2015. Seguimiento de las Especies del Catálogo Valenciano de Fauna Amenazada. Año 2014 y tendencias poblacionales a corto y largo plazo. Servicio de Vida silvestre. Dirección General de Medio Natural. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana.

Generalitat Valenciana, 2015b. Informe Técnico 10/2015. Censos de Aves Acuáticas Nidificantes en las Zonas Húmedas de la Comunitat Valenciana. Año 2015. Servicio de Vida silvestre. Dirección General de Medio Natural. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana.

Generalitat Valenciana, 2016. Informe Técnico 13/2016. Censos de Aves Acuáticas Nidificantes en las Zonas Húmedas de la Comunitat Valenciana. Año 2016. Servicio de Vida silvestre. Dirección General de Medio Natural. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana.

Generalitat Valenciana, 2017. Informe Técnico 06/2017. Censos de Aves Acuáticas Nidificantes en las Zonas Húmedas de la Comunitat Valenciana. Año 2017. Servicio de Vida silvestre. Dirección General de Medio Natural. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana.

Genovart, M., Arcos, J.M., Álvarez, D., McMinn, M., Meier, R., Wynn, R., Guilford, T. & Oro, D. 2016. Demography of the critically endangered Balearic shearwater: the impact of fisheries and time to extinction. *Journal of Applied Ecology* 53: 1158-1168.

Genovart, M., Doak, D. F., Igual, J. M., Sponza, S., Kralj, J., & Oro, D. 2017. Varying demographic impacts of different fisheries on three Mediterranean seabird species. *Global Change Biology*: 23(8), 3012–3029.

Genovart, M., Bécares, J., Igual, J. M., Martínez-Abraín, A., Escandell, R., Sánchez, A., Rodríguez, B., Arcos, J.M. & Oro, D. 2018a. Differential adult survival at close seabird colonies: The importance of spatial foraging segregation and bycatch risk during the breeding season. *Global Change Biology*, (October). <https://doi.org/10.1111/gcb.13997>



Genovart, M., Oro, D. and Tenan, S. 2018b. Immature survival, fecundity and density-dependence, drive global population dynamics in a long-lived bird. *Ecology, in press.*

Grupo de Ecología y Demografía Animal – Institut Mediterrani d'Estudis Avançats IMEDEA/CSIC. Estudi de la influència de les paparres (Ornithodoros maritimus) sobre els paràmetres demogràfics dels fumarells (*Hydrobates pelagicus*) a la colònia de S'Espartar. Informed'activitats i resultats de la campanya. Octubre 2018

ICES. 2013a. Report of the Workshop to Review and Advise on Seabird Bycatch (WKBYCS), 14–18 October 2013, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM:77. 79 pp. http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acm/2013/WKBYCS/wkbycs_final_2013.pdf

ICES. 2013b. Report of the Joint ICES/OSPAR Expert Group on Seabirds (WGBIRD), 22–25 October 2013, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM:78. 77 pp.

ICES. 2017. Report of the OSPAR/HELCOM/ICES Working Group on Marine Birds (JWG-BIRD), 6–10 November 2017, Riga, Latvia. ICES CM 2017/ACOM:49. 98 pp.

ICES 2018a. ICES Special Request Advice: Azores, Baltic Sea, Bay of Biscay and Iberian Coast, Celtic Seas, Greater North Sea Ecoregions. sr.2018.12 Published 12July 2018. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.4494>

ICES 2018b. Report of the OSPAR/HELCOM/ICES Working Group on Marine Birds (JWG-BIRD), 1–5 October 2018, Copenhague. *In prep.*

Igual, J.M., Sanz-Aguilar, A., Payo-Payo, A., Tavecchia, G. Genovart, M. y Oro, D. 2017. Seguimiento de la Pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*) en el islote de Pantaleu durante 2017. IMEDEA (CSIC-UIB). Informe inédito

Jiménez, J., Sarzo, B., Pérez, I., Mínguez, Martínez-Abraín, A. 2009. Plan de Acción Aves Marinas Comunidad Valenciana. Treballstècnics de Biodiversitat, nº 2. Conselleria de Medi Ambient, aigua, Urbanisme i Habitatge. Generalitat Valenciana

Laneri, K., Louzao, M., Martínez-Abraín, A., Arcos, J. M., Belda, E. J., Guallart, J., Sánchez, A., Giménez, M., Maestre, R. & Oro, D. 2010. Trawling regime influences longline seabird bycatch in the Mediterranean: New insights from a small-scale fishery. *Marine Ecology Progress Series*, 420, 241–252.

Lloret, J., Palomera, I., Salat, J., & Solé, I. 2004. Impact of freshwater input and wind on landings of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardinapilchardus*) in shelf waters surrounding the Ebre (Ebro) River delta (north-western Mediterranean). *Fisheries Oceanography* 13(2): 102–110.

Louzao, M., Igual, J. M., McMinn, M., Aguilar, J. S., Triay, R., & Oro, D. 2006. Small pelagic fish, trawling discards and breeding performance of the critically endangered Balearic shearwater: improving conservation diagnosis. *Marine Ecology Progress Series* 318: 247–254.



Louzao, M., García, D. & Arcos, J.M. 2016. Conservación Integral de la Pardela Balear *Puffinus mauretanicus* en Pitiüses: uniendo puentes entre los ecosistemas marino y terrestre. SEO/BirdLife, IEO, AZTI-Tecnalia& IRBI. Informe de actualización 2013-2015.

Madroño, A., González, C. y Atienza, J.C. (Eds.). 2005. Libro Rojo de Las Aves de España. Dirección General para la Diversidad-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

MAP & UNEP. 2017. 2017 Mediterranean Quality Status Report. MediterraneanAction Plan (Barcelona Convention) & UNEP. https://www.medqsr.org/sites/default/files/inline-files/2017MedQSR_Online_0.pdf

Meier, R. 2015. The at-sea behaviour and ecology of the critically endangered Balearic shearwater. PhD Thesis, University of Southampton.

Mínguez, E., Pérez, I., Noguera, J.C. y Sanz, A. 2007. Estudio de las poblaciones de paíño (*Hydrobates pelagicus*) en islas de la Comunidad Valenciana. Informe Final. Conselleria de Territori i Habitatge. Generalitat Valenciana.

MISTIC SEAS. 2016. MISTIC SEAS - Technical Report 1. 190 pp.

MITECO, 2019. Macaronesian Roof Report (*en prep.*)

Morgan, G., McMinn, M., Wynn, R., Meier, R., Maurice, L., Sevilla, B., Rodriguez, A. & Guilford, T. 2013. Establishing repeatable study plots on SaDragonera, Mallorca, to assess population trends of the local breeding Balearic Shearwaters *Puffinus mauretanicus*. SEABIRD 26: 32–41

Munilla, I., Díez, C. & Velando, A. 2007. Are edge bird populations doomed to extinction? A retrospective analysis of the common guillemot collapse in Iberia. Biological Conservation 137 (2007) 359 –371.

Munilla, I. 2016. Seguimento das poboacións de aves mariñas no Parque Nacional MarítimoTerrestre das Illas Atlánticas de Galicia: resultados de 2015 e 2016. Parque Nacional Marítimo e Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia. Informe non publicado. Decembro 2016.

Munilla, I. 2017. Seguimento das poboacións de aves mariñas no Parque Nacional Marítimo e Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia: resultados de 2017. Parque Nacional Marítimo e Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia. Diciembre 2017.

Munilla, I., Genovart, M., Paiva, V. H., & Velando, A. 2016. Colony foundation in an oceanic seabird. *PLoS ONE*, 11(2).

Navarro, J., Forero, M.G., González-Solís, J., Igual, J.M., Bécares, J. y K.A. Hobson. 2009. Foraging between two closely related shearwaters breeding in sympatry. Biology Letters, 5: 545-548.

Oro, D., Álvarez, D., & Velando, A. 2018. Complex demographic heterogeneity from anthropogenic impacts in a coastal marine predator. Ecological Applications, 28(3), 612-621.

OSPAR. 2016a. OSPAR CEMP Guidelines – common indicator: marine bird abundance (B1). OSPAR Agreement 2016-09.



OSPAR. 2016b. OSPAR CEMP Guidelines – common indicators: marine bird breeding success/failure (B3). OSPAR Agreement 2016-09.

OSPAR. 2017. Intermediate assessment. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/>.

Paleczny, M., Hammill, E., Karpouzi, V. &Pauly, D. 2015. Population trend of the world's monitored seabirds, 1950-2010. *PLoS One* 10: 1–11.

Paracuellos, M. y Nevado, J.C. 2010. Culling Yellow-legged Gulls *Larus michahellis* benefits Audouin's Gulls *Larus audouinii* at a small and remote colony. *Bird Study* 57: 26–30

Payo-Payo, A., Sanz-Aguilar, A. & Genovart, M. 2018. Predator arrival elicits differential dispersal, change in age structure and reproductive performance in a prey population. *Scientific Reports* 8(1)

Pérez, I. Mínguez, E. ,Sarzo, B., Villuendas, E., Martínez, A., Oro, D., Carda, J.& Jiménez, J. 2009. Lessons from the management of Audouin's Gull *Larus audouinii* in Eastern Spain (1999-2008):recommended guidelines. Consellería de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda. Generalitat Valenciana. Valencia

Reyes-González, J. M.; Zajková, Z.; Morera-Pujol, V.; De Felipe, F.; Militão, T.; Dell'Ariccia, G.; Ramos, R.; Igual, J. M.; Arcos, J. M. y González-Solís, J. 2017. Migración y ecología espacial de las poblaciones españolas de pardela cenicienta. Monografía n.º 3 del programa Migr. SEO/BirdLife. Madrid.

Rodríguez, A., Rodríguez, B., &Nazaret Carrasco, M. 2012. High prevalence of parental delivery of plastic debris in Cory's shearwaters (*Calonectris diomedea*). *Marine Pollution Bulletin* 64: 2219–2223.

Rodríguez, B., Bécares, J., Rodríguez, A., & Arcos, J. M. 2013. Incidence of entanglements with marine debris by northern gannets (*Morus bassanus*) in the non-breeding grounds. *Marine Pollution Bulletin* 75: 259–263.

Rodríguez, A., García, D., Rodríguez, B., Cardona, E., Parpal, L. & Pons, P. 2015. Artificial lights and seabirds: Is light pollution a threat for the threatened Balearic petrels? *Journal of Ornithology* 156: 893–902.

Rodríguez, A., Holmes, N. D., Ryan, P. G., Wilson, K.-J., Faulquier, L., Murillo, Y., Raine, A.F., Penniman, J.F., Neves, V., Rodríguez, B., Negro, J.J., Chiaradia, A., Dann, P., Anderson, T., Metzger, B., Shirai, M., Deppe, L., Wheeler, J., Hodum, P., Gouveia, C., Carmo, V., Carreira, G.P., Delgado-Alburqueque, L., Guerra-Correa, C., Couzi, F.X., Travers, M. & Le Corré, M. 2017. Seabird mortality induced by land-based artificial lights. *Conserv. Biol.* 31: 986–1001.

Ruiz A. & Martí R. (Eds.). 2004. La Pardela Balear. SEO/BirdLife-Conselleria de MediAmbient del Govern de les illes Balears. Madrid.



Sanz-Aguilar, A., Igual, J.M., Tavecchia, G., Genovart, M. y Oro, D. 2016. When immigration mask threats: The rescue effect of a Scopoli's shearwater colony in the Western Mediterranean as a case study. *Biological Conservation* 198 (2016) 33–36.

Sanz-Aguilar, A., Zuberogoitia I, Sallent A., Picorelli,V., Navedo, J., Garaita, R. (in prep.) Paño europeo (*Hydrobates pelagicus*) en En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

SEO/BirdLife 2012a. Encuestas sobre pesca y aves marinas en España Peninsular y Baleares (2012). Informe técnico para el proyecto LIFE+ INDEMARES

SEO/BirdLife. 2012b. Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

SEO/BirdLife. 2019. Censo reproductor de de cormorán moñudo en España, 2017. SEO/BirdLife, Madrid. (*inprep*).

Tarzia, M. (compiler), Arcos, J.M., Cama, A., Cortés, V., Crawford, R., Morkūnas, J., Oppel, S., Raudonikas, L., Tobella, C. & Yates, O. 2017. Seabird Task Force: 2014-2017. Technical report. https://saveseabirds.files.wordpress.com/2017/09/seabird-task-force-report-2014_2017_lowres.pdf

Tobella, C., Badosa, E., Grajera, J., Calderón, R., Turon, F., Alonso, M., y Arcos, J.M. 2018. Impacte de la pesca recreativa sobre el corbmaríemplomallatmediterrani (*Phalacrocorax aristotelis desmarestii*): anàlisi i gestió. 1r Congrés d'Ornitologia de les Terres de ParlaCatalana. Barcelona.

Valeiras, X. 2003. Attendance of scavenging seabirds at trawler discards off Galicia, Spain. *Scientia Marina* 67: 77-82.

Velando, A., Barros, A., Moran, P., Romero, R, Munilla, I, & Piorno, V. (2011). El cormorán moñudo y el visón americano en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia. Proyectos de Investigación en parques nacionales, 2015.

Zabala J, Zuberogoitia I, Martínez-Climent JA, Etxezarreta J. 2011. Do long lived seabirds reduce the negative effects of acute pollution on adult survival by skipping breeding? A study with European storm petrels (*Hydrobates pelagicus*) during the "Prestige" oil spill. *Mar Pollut Bull* 62:109–115

Zuberogoitia, I., Zabala, J., Etxezarreta, J., Crespo, A., Burgos, G. & Arizaga, J. 2016. Assessing the impact of extreme adverse weather on the biological traits of a European storm petrel colony. *PopulEcol* (2016) 58:303–313

Zuberogoitia, I., Azkona, A., Castillo, I., Zabala, J., Martínez, J. A., & Etxezarreta, J. (2007). Population size estimation and metapopulation relationships of Storm Petrels *Hydrobates pelagicus* in the Gulf of Biscay. *Ringing & Migration* 23: 252-254.



Zuberogoitia, I., Crespo, A., Burgos, G., Zabala, J., Etxezarreta, J., y Zuberogoitia, J. El Paíño europeo *Hydrobates pelagicus* en Aketx, Bermeo (Bizkaia). 26 años de seguimiento 1989-2014. Diputación Foral de Bizkaia. Informe inédito facilitado por I. Zuberogoitia.

- **Otras fuentes de información**

- **Información aportada por las Comunidades Autónomas**

Las siguientes Comunidades Autónomas aportaron información sobre aves marinas para la evaluación de las Estrategias Marinas de España, a través del Ministerio de Transición Ecológica (MITECO).

- País Vasco
- Principado de Asturias
- Galicia
- Andalucía
- Región de Murcia
- Comunidad Valenciana
- Catalunya

Así mismo, se ha usado información parcial proporcionada previamente por el Govern Balear

- **Expertos consultados y que han aportado información**

Además de la información aportada por las CCAA por vías oficiales, y de la bibliografía consultada, los siguientes expertos aportaron información y asesoramiento que contribuyó al proceso de evaluación.

- Gustavo Ballesteros Pelegrín
- David García
- Eva García
- Meritxell Genovart
- José Manuel Igual
- Jordi Muntaner
- Daniel Oro
- Ana Sanz
- Íñigo Zuberogoitia

Mamíferos Marinos:

Ascobans (1997). Cetacean by-catch issues in the ASCOBANS area. . *Unpublished report of the ASCOBANS Advisory Committee working group on by-catch to the Second Meeting of Parties to ASCOBANS.*

Ascobans (2000). Resolution No.3 Incidental Take of Small Cetaceans. . *3rd Session of the Meeting of Parties, pp. 93-96. Bristol.*

Berube, M., Aguilar, A., Dendanto, D., Larsen, F., Di Sciara, G.N., Sears, R., Sigurjonsson, J., Urban-R, J. and Palsboll, P.J. (1998). Population genetic structure of North Atlantic, Mediterranean Sea



and Sea of Cortez fin whales, *Balaenoptera physalus* (Linnaeus 1758): analysis of mitochondrial and nuclear loci. *Molecular Ecology*, 7(5): 585-599.

Canadas, A., Burt, L., Macleod, K., Rogan, E., Santos, B., Uriarte, A., Van Canneyt, O., Vazquez, J.A. and Hammond, P. (2009). Abundance and distribution of common dolphins in the offshore NE Atlantic. *Report of the International Whaling Commission* 61. 15 pp.

Cañadas, A., Desportes, G. and Borchers, D. (2004). The estimation of the detection function and $g(0)$ for short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*), using double-platform data collected during the NASS-95 Faroese survey. *Journal of Cetacean Research and Management* 6 (2): 191-198.

Canadas, A., Macleod, K., Mikkelsen, B., Rogan, E., Uriarte, A., Vazquez, J.A., Van-Canneyt, O. and Hammond, P.S. (2011). Estimate of abundance of beaked whales in the Alboran Sea. *Report of the International Whaling Commission* SC/63/SM14. 16 pp.

Díaz-López, B. and Karagouni, N. (2015). Impactan las bateas de mejillones en el uso del hábitat y comportamiento de los delfines mulares? *Poster. VIII Congreso Sociedad Española de Cetáceos. Vigo, 2-4 octubre 2015.*

Díaz-López, B., López, A., Methion, S. and Covelo, P. (2017). Infanticide attacks and associated epimeletic behaviour in free-ranging common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 98 (05): 1159-1167.

Díaz-López, B. and Methion, S. (2017). The impact of shellfish farming on common bottlenose dolphins' use of habitat. *Marine Biology* 164 (4).

FAO Major Fishing Areas. ATLANTIC, NORTHEAST (Major Fishing Area 27). CWP Data Collection. In: FAO Fisheries and Aquaculture Department [online]. Rome. Updated 30 January 2017.

Fernández, A., Edwards, J. F., Rodriguez, F., Espinosa De Los Monteros, A., Herráez, P., Castro, P., Jaber, and J.R., M., V., Arbelo, M. (2005). Gas and fat embolic syndrome involving a mass stranding of Beaked Whales (Family Ziphiidae) exposed to anthropogenic sonar signals. *Veterinary Pathology*, 42: 446-457.

Fernández, R., García-Tiscar, S., Begoña Santos, M., López, A., Martínez-Cedeira, J., Newton, J. and Pierce, G.J. (2011a). Stable isotope analysis in two sympatric populations of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*: evidence of resource partitioning? *Marine Biology* 158 (5): 1043-1055.

Fernández, R., Santos, M.B., Pierce, G.J., Llavona, A., López, A., Silva, M., Ferreira, M., Carrillo, M., Cermeño, P., Lens, S. and Pierne, S. (2011b). Fine-scale genetic structure of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Atlantic coastal waters of the Iberian Peninsula. *Hydrobiologia* 670: 111-125.

García-Barón, I., Authier, M., Murcia, J.L., Vázquez, J.A., Santos, M.B. and Louzao, M. (2016). Modelado espacial de la abundancia relativa de rorcuall comúen la Bahía de Bizkaia. *IX Congreso de la Sociedad Española de Cetáceos-SEC. Las Palmas de Gran Canaria, 28 de septiembre - 2 de octubre de 2016.*



García-Barón, I., Santos, M.B., Saavedra, C., Valeiras, X., García, S. and Louzao, M. (2018). Estimas de abundancia de depredadores apicales para determinar áreas clave en el sur del Golfo de Bizkaia. *XI Congreso Sociedad Española de Cetáceos. Bilbao 19-21 octubre 2018.*

García, J.A., Martínez-Cedeira, J., Morales, X. and López, A. (2011). Study on the cetaceans-fisheries interactions in Galician and Cantabrian Sea waters (Northern Spain) through fishing trips. *Poster. 25th European Cetacean Society Conference. Cádiz, Spain, 21-23 March 2011.*

Goetz, S., Read, F.L., Ferreira, M., Portela, J.M., Santos, M.B., Vingada, J., Siebert, U., Marçalo, A., Santos, J., Araújo, H., Monteiro, S., Caldas, M., Riera, M. and Pierce, G.J. (2015). Cetacean occurrence, habitat preferences and potential for cetacean-fishery interactions in Iberian Atlantic waters: results from cooperative research involving local stakeholders. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25 (1): 138-154.

Goetz, S., Read, F.L., Santos, M.B., Pita, C. and Pierce, G.J. (2014). Cetaceans-fishery interactions in Galicia (NW Spain): results and management implications from a face-to-face interview survey of local fishers. *ICES Journal of Marine Science*, 71(3): 604-617.

Gutiérrez, P., Saavedra, C., Louzao, M., Gerrodette, T., Valeiras, J., García, S. and Santos, M.B. (2016). Predictive distribution habitat models for common dolphin (*Delphinus delphis*) in the N and NW waters of Spain. *Poster. 30th European Cetacean Society Conference. Funchal, Madeira, 14-16 March 2016.*

Gutiérrez, P., Saavedra, C., Louzao, M., Gerrodette, T., Valeiras, J., García, S. and Santos, M.B. (2016). ¿Áreas estables de ocurrencia de delfín común (*Delphinus delphis*) en aguas neríticas del norte y noroeste de la Península Ibérica? *IX Congreso de la Sociedad Española de Cetáceos-SEC. Las Palmas de Gran Canaria, 28 de septiembre - 2 de octubre de 2016.*

Gutiérrez, P., Saavedra, C., Louzao, M., Gerrodette, T., Valeiras, X., García, S., Pierce, G.J. and Santos, M.B. (2018). Distribución espacial de las principales especies de cetáceos odontocetos de la plataforma continental N y NO de España. *XI Congreso Sociedad Española de Cetáceos. Bilbao 19-21 octubre 2018.*

Hammond, P., Lace, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J. and Øien, N. (2017). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from SCANS-III aerial and shipboard surveys. *SCANS-III. 40 pp.*

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., Ridoux, V., Rogan, E., Samarra, F., Scheidat, M., Sequeira, M., Siebert, U., Skov, H., Swift, R., Tasker, M.L., Teilmann, J., Van Canneyt, O. and Vázquez, J.A. (2013). Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* 164: 107-122.

Hammond, P.S., Macleod, K., Burt, M., Cañadas, A., Lens, S., Bjarni, M., Rogan, E., Santos, B., Uriarte, A., Van-Canneyt, O. and Vazquez, J.A. (2011). Abundance of baleen whales in the European Atlantic (SC/63/RMP24). *63st Annual Meeting of the International Whaling Commission. Tromsø, Norway 1-12 June 2011.*

Hernández-González, A., Saavedra, C., Gago, J., Covelo, P. and Santos, M.B. (2016). Analysis and quantification of microplastics in the stomachs of common dolphins (*Delphinus delphis*)



stranded on the Galicia coasts (NW Spain). Poster. 30th European Cetacean Society Conference. Funchal, Madeira, 14-16 March 2016.

Ices (2014). Report of the Workshop to review the 2010 Commission Decision on criteria and methodological standards on good environmental status (GES) of marine waters; Descriptor 4 Foodwebs. *ICES WGMME meeting report. 26-27 August 2014, ICES Headquarters, Denmark. ICES CM 2014|ACOM:60. 23 pp.*

Iwc (1995). Report of the scientific committee. Annex G. Report of the sub-committee on small cetaceans. *Report of the International Whaling Commission 45: 165-186.*

Iwc (2000). Report of the IWC-ASCOBANS Working Group on harbour porpoises. *J. Cetacean Res. Manag. 2, 297-305.*

Jepson, P.D., Arbelo, M., Deaville, R., Patterson, I.a.P., Castro, P., Baker, J.R., Degollada, E., Ross, H.M., Herráez, P., Pocknell, A.M., Rodríguez, F., Howie, F.E., Espinosa, A., Reid, R.J., Jaber, J.R., Martin, V., Cunningham, A.A. and Fernández, A. (2003). Gas-bubble lesions in stranded cetaceans. *Nature 425: 575-576.*

Kuiken, T. (1994). Review of the criteria for the diagnosis of by-catch in cetaceans. Pages 38-43 Diagnosis of By-Catch in Cetaceans. Proc. 2nd. ECS workshop on cetacean pathology, Montpellier, France.

Learmonth, J.A., Murphy, S., Luque, P.L., Reid, R.J., Patterson, I.a.P., Brownlow, A., Ross, H.M., Barley, J.P., Begoña Santos, M. and Pierce, G.J. (2014). Life history of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in Scottish (UK) waters. *Marine Mammal Science 30 (4): 1427-1455.*

López, A. (2010). INDEMARES. Informe técnico de campanas Banco de Galicia. *Informe realizado para la Fundacion Biodiversidad.*

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

López, A., Martínez-Cedeira, J., Dios, J.J. and Covelo, P. (2015a). Objetos extraños sobre los cuerpos y en el sistema digestivo de mamíferos marinos en Galicia. *VIII Congreso Sociedad Española de Cetáceos. Vigo, 2-4 octubre 2015.*

López, A., Martínez-Cedeira, J., Palacios, G., Covelo, P., Mariscal, P. and Díaz, J.I. (2015b). Identificación poblacional del delfín mular (*Tursiops truncatus*) en el noroeste y norte peninsular. *XII Congreso de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM). Burgos, 4-7 de diciembre de 2015.*

López, A., Vázquez, J.A., Martínez-Cedeira, J., Cañadas, A., Marcos, E., Maestre, I., Ruano, A., Laria, L., Llavona, A., Macleod, K. and Evans, P.G.H. (2013a). New abundance estimates for harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) and bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in Northern Spanish Cantabrian and adjacent waters of Bay of Biscay (2003-2011). *27th Annual Conference of the European Cetacean Society. Setúbal, Portugal, 8-10 April 2013.*

López, A., Vázquez, J.A., Martínez-Cedeira, J., Cañadas, A., Marcos, E., Maestre, I., Ruano, A., Laria, L., Macleod, K. and Evans, P. (2013b). Estimas de abundancia, mediante modelización espacial, de las poblaciones de marsopa común (*Phocoena phocoena*), delfín mular (*Tursiops truncatus*), cachalote (*Physeter macrocephalus*) y rorcual común (*Balaenoptera physalus*) en el



norte Peninsular. *XI Congreso de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM)*. Avilés, 5-8 de diciembre de 2013.

López, A., Vázquez, J.A., Martínez-Cedeira, J., Maestre, I., Marcos, E., Laria, L., Fernández, M., Díaz, J.I., A, L., Crespo, E. and Cañadas, A. (2011b). Propuesta Planes de Conservación de Cetáceos en la Demarcación Marina Noratlántica. Volumen 2: impactos., En: Bases para el desarrollo de los Planes de Conservación de las especies de cetáceos protegidas en la DMNAT. Informe técnico. CEMMA-INT. MAPAMA. Julio 2012. 93 pp. pp.

López, A., Vázquez, J.A., Martínez-Cedeira, J., Martín, V., Maestre, I., Marcos, E., Laria, L., Fernández, M., Díaz, J.I., Santos, L. and Cañadas, A. (2012). Propuesta Planes de Conservación de Cetáceos en la Demarcación Marina Noratlántica. Volumen 1: marsopa., En: Bases para el desarrollo de los Planes de Conservación de las especies de cetáceos protegidas en la DMNAT. Informe técnico. CEMMA-INT. MAPAMA. Julio 2012. 89 pp. pp.

Louzao, M., García-Barón, I., Martínez, U., Saavedra, C., Astarloa, A., Santos, M.B., Pierce, G.J. and Bora, G. (2017). Uso de campañas anuales de evaluación pesquera para la monitorización de mamíferos marinos. *X Congreso SEC. Valencia, 27-30 septiembre 2017*.

Macleod, K., Brereton, T., Evans, P.G.H., Swift, R. and Vazquez, J.A. (2011). Distribution and abundance of Cuvier's beaked whales in the Canyons of Southern Biscay (SC/63/SM7). *63st Annual Meeting of the International Whaling Commission. Tromsø, Norway 1-12 June 2011*.

Macleod, K., Canadas, A., Lens, S., Rogan, E., Santos, B., Uriarte, A., Van Canneyt, O., Vazquez, J.A. and Hammond, P. (2009). Distribution and Abundance of Fin whales and other baleen whales in the European Atlantic. *Report of the International Whaling Commission. 14 pp.*

Magrama (2015). ESTRATEGIAS MARINAS - VII. PROGRAMAS DE MEDIDAS.

Marcos-Ipiña, E., Salazar, J.M. and De Stephanis, R. (2014). Estudio de las poblaciones de cetáceos y detección de Zonas Especiales de Conservación para los cetáceos en el entorno marino de Jaizkibel y aguas adyacentes. *Munibe Monographs. Nature Series, 2: 91-99*.

Marcos, E. and Salazar, J.M. (2013). Estudio de las poblaciones de cetáceos en aguas de la costa vasca durante el periodo 2003-2010. *VI Congreso Sociedad Española de Cetáceos. Tarifa, 4-6 octubre 2013*.

Martínez-Cedeira, J. and López, A. (2016). Proyecto Phocoeval: monitorización marítima e aérea da toniña en Galicia. CERNA, 76: 44-47. pp.

Martínez-Cedeira, J. and López, A. (2018). Actualización del estado de conservación de la marsopa en las DMNAT y DMSAT y elaboración del borrador del Plan de Conservación.. *Informe realizado para el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. 217pp.*

Martínez-Cedeira, J., Palacios, G., Covelo, P., Mariscal, P., Díaz, J.I. and López, A. (2013). Fotoidentificación y desplazamientos del delfín mular, *Tursiops truncatus*, en las aguas costeras de Galicia. *XI Congreso de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM)*. Avilés, 5-8 de diciembre de 2013.

Martínez-Cedeira, J., Vázquez, J.A. and López, A. (2016). Proyecto PHOCOEVAL: Evaluación y determinación de la categoría de conservación de la marsopa común (*Phocoena phocoena*) en el NW de la península Ibérica. *Memoria Técnica. CEMMA. Fundación Biodiversidad. 136 pp.*



Méndez-Fernandez, P., Bustamante, P., Bode, A., Chouvelon, T., Ferreira, M., López, A., Pierce, G.J., Santos, M.B., Spitz, J., Vingada, J.V. and 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.

Méndez-Fernandez, P., Pierce, G.J., Bustamante, P., Chouvelon, T., Ferreira, M., González, A.F., López, A., Read, F.L., Santos, M.B., Spitz, J., Vingada, J.V. and Caurant, F. (2013a). Ecological niche segregation among five toothed whale species off the NW Iberian Peninsula using ecological tracers as multi-approach. *Marine Biology* 160 (11): 2825-2840.

Méndez-Fernandez, P., Webster, L., Chouvelon, T., Bustamante, P., Ferreira, M., González, A.F., López, A., Moffat, C.F., Pierce, G.J., Read, F., Russell, M., Santos, M.B., Spitz, J., Vingada, J.V. and Caurant, F. (2013b). Evaluación del estado de contaminación de los cetáceos odontocetos del noroeste de la península Ibérica. *VI Congreso Sociedad Española de Cetáceos. Tarifa, 4-6 octubre 2013.*

Mendez-Fernandez, P., Webster, L., Chouvelon, T., Bustamante, P., Ferreira, M., Gonzalez, A.F., Lopez, A., Moffat, C.F., Pierce, G.J., Read, F.L., Russell, M., Santos, M.B., Spitz, J., Vingada, J.V. and 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: 196-205.

Methion, S. and Díaz-López, B. (2017). Association patterns of resident bottlenose dolphins in the Ría of Arousa, NW Spain. *Poster. Behaviour 2017. 35th International Ecological Conference. Estoril, Portugal, 30 July-4 August 2017.*

Methion, S. and Díaz-López, B. (2018). Abundance and demographic parameters of bottlenose dolphins in a highly affected coastal ecosystem. *Marine and Freshwater Research* 69 (9): 1355.

Methion, S., Díaz-López, B. and Karagouri, N. (2015). Social structure of bottlenose dolphins in The Arousa Firth, Galicia, Spain. *Poster. VIII Congreso Sociedad Española de Cetáceos. Vigo, 2-4 octubre 2015.*

Monteiro, S. (2013). Population Ecology of Long-finned Pilot Whale (*Globicephala melas*) off the Western Coast of the Iberian Peninsula. pp.

Monteiro, S.S., Caurant, F., López, A., Cedeira, J., Ferreira, M., Vingada, J.V., Eira, C. and Méndez-Fernandez, P. (2017). Sympatric *Globicephala* species: feeding ecology and contamination status based on stable isotopes and trace elements. *Marine Ecology Progress Series* 563: 233-247.

OSPAR (2017). Contaminants. Intermediate Assessment 2017. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/>

Pierce, G.J., Santos, M.B., Learmonth, J.A., Smeenk, C., Addink, M., García Hartmann, M., Boon, J.P., Zegers, B., Mets, A., Ridoux, V., Caurant, F., Bustamante, P., Lahaye, V., Guerra, A., González, A., López, A., Alonso, J.M., Rogan, E., Murphy, S., Van Canneyt, O., Dabin, W., Spitz, J., Doemus, G. and Meynier, L. (2005). Bioaccumulation of persistent organic pollutants in small cetaceans in European waters: transport pathways and impact on reproduction. . *Final Report to the European Commission's Directorate General for Research on Project EVK3-2000-00027.*



Prins, T., Borja, A., Simboura, N., Tsangaris, C., Van Der Meulen, M., Boon, A., Menchaca, I. and Gilbert, A. (2014). Coherent geographic scales and aggregation rules for environmental status assessment within the Marine Strategy Framework Directive. Towards a draft guidance. Deltares/AZTI/HCMR. *Deltares/AZTI/HCMR*.

Read, F.L. (2015). Understanding cetacean and fisheries interactions in the North-Western Iberian Peninsula. *PhD Thesis. Universidade de Vigo. 318 pp.*

Read, F.L., Santos, M.B., González, A.F., López, A., Ferreira, M., Vingada, J. and Pierce, G.J. (2013). Understanding harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) and fishery interactions in the north-west Iberian Peninsula. *Final report to ASCOBANS (SSFA/ASCOBANS/2010/4). 40 pp.*

Reboreda-Fernandez, A., Gomez-Couso, H., Martinez-Cedeira, J.A., Caccio, S.M. and Ares-Mazas, E. (2014). Detection and molecular characterization of Giardia and Cryptosporidium in common dolphins (*Delphinus delphis*) stranded along the Galician coast (Northwest Spain). *Vet Parasitol* 202 (3-4): 132-137.

Rogan, E., Cañadas, A., Macleod, K., Santos, M.B., Mikkelsen, B., Uriarte, A., Van Canneyt, O., Vázquez, J.A. and 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.

Ruiz-Sancho, L. (2014). Proyecto mulares. Estudio delfín mular en aguas de Capbreton. *Informe realizado para el Gobierno Vasco. 56 pp.*

Saavedra, C. (2017). Multispecies population modelling of the common dolphin (*Delphinus delphis*), the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) and the southern stock of European hake (*Merluccius merluccius*), in Atlantic waters of the Iberian Peninsula. *PhD Thesis. Universidade de Vigo. 486 pp.*

Saavedra, C., Howell, D., Cerviño, S., Pierce, G.J., Read, F. and Santos, M.B. (2014). Estimation of common dolphin (*Delphinus delphis*) biological parameters for the construction of a population dynamic model: an approximation of the mortality-at-age and the influence of by-catch. *ICES Annual Science Conference. ICES CM 2014/J:11. A Coruña, 14-19 September 2014.*

Saavedra, C., Santos, M.B., Cerviño, S., Pierce, G.J., Read, F., López, A., Gago, J., Howell, D., Gerrodette, T. and Louzao, M. (2015). Evaluación del estado ambiental de la población de delfín común en el N y NW de la península Ibérica. *Comunicación oral. VIII Congreso Sociedad Española de Cetáceos. Vigo, 2-4 octubre 2015.*

Santos, M.B., Macleod, K., Burt, M.L., Cañadas, A., Pierce, G.J., Uriarte, A., Lens, S., Certain, G., Vazquez, J.A., Rogan, E., Van-Canneyt, O. and Hammond, P. (2009). Estimates of pilot whales (*Globicephala spp.*) abundance in offshore waters of the NE Atlantic. *23th Annual Conference of the European Cetacean Society, Istanbul, Turquia.*

Santos, M.B., Saavedra, C. and Pierce, G.J. (2014). Quantifying the predation on sardine and hake by cetaceans in the Atlantic waters of the Iberian peninsula. *Deep-Sea Research Part II: Topical studies in oceanography. Volume 106 (2014): 232-244.*



Swartenbroux, F.; Angelidis, M.; Aulne, M.; Bartkevics, V.; Benedicto, J.; Besada, V.; Bignert, A.; Bitterhof, A.; Kallikainen, A.; Hoogenboom, R.; Jorhem, L.; Jud, M.; Law, R.; Licht Cederberg, D.; McGovern, E.; Miniero, R.; Schneider, R.; Velikova, V.; Verstraete, F.; Vinas, L.; Vlad, S. 2010. Marine Strategy Framework Directive. Task Group 9. Contaminants in fish and other seafood. JRC Scientific and Technical Report. EUR 24339 EN-2010.

Vázquez, J.A., Cañadas, A., Martínez-Cedeira, J., López, A., Tejedor, M., Gauffier, P., Gazo, M. and Brotons, J.M. (2014). Documento técnico sobre la incidencia de la captura accidental de especies de cetáceos amenazadas en artes de pesca. *Informe realizado para el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente*.

Vázquez, J.A., Martínez-Cedeira, J., López, A., Cañadas, A., Marcos, E., Maestre, I., Ruano, A., Laria, L., Llavona, A., Macleod, K. and Evans, P. (2013). Abundance estimates for fin whale (*Balaenoptera physalus*) and sperm whale (*Physeter macrocephalus*) in the North Atlantic Marine Demarcation and adjacent waters of the Bay of Biscay (2003-2011). *SC/65a/012. International Whaling Commission, IWC. Scientific Committee Annual Meeting. Jeju Island, Republic of Korea, 3-15 June 2013.*

Referencias tortugas

- Akçakaya, R., Burgman, M. A., Ginzburg. L.R. (1999) Applied population ecology. Second Edition. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. USA. xiv + 285 pp.
- Alfaro-Shigueto, J., Dutton, P. H., Van Bressem, M., Mangel, J. (2007) Interactions between leatherback turtles and Peruvian artisanal fisheries. *Chelonian Conservation and Biology* 1: 129-134.
- Alvarez de Quevedo, I; San Felix, M; Cardona, L. (2013) Mortality rates in by-caught loggerhead turtle *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea and implications for the Atlantic populations. *Marine Ecology Progress Series* 489: 225-234.
- Antworth, R. L., Pike, D. A., Stiner, J. C. (2006) Nesting ecology, current status, and conservation of sea turtles on an uninhabited beach in Florida, USA. *Biological Conservation* 130: 10-15.
- Arendt, M., J. Schwenter, B. Witherington, A. Meylan, Saba, V (2013) Historical versus contemporary climate forcing on the annual nesting variability of loggerhead sea turtles in the northwest Atlantic Ocean. *PLoS ONE* 8:e81097.
- Avens, L., Snover, M. L. (2013). Age and Age stimation in Sea Turtles. Pp. 97-133. En: Wyneken, J., Lohmann, K. J., Musick, J. A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. Volume III. CRCPress, Boca Raton.
- Bailey, H., Shillinger, G., Palacios, D., Bograd, S., Spotila, J., Paladino, F., Block, B. (2008). Identifying and comparing phases of movement by leatherback turtles using state-space models. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 356: 128-135.
- Baker, J. D., Littnan, C. L., Johnston, D. W. (2006) Potential effects of sea level rise on the terrestrial habitats of endangered and endemic megafauna in the Northwestern Hawaiian Islands. *Endangered Species Research* 4: 1-10.
- Barreiros, J. P., Barcelos, J. (2001) Plastic Ingestion by a Leatherback Turtle *Dermochelys coriacea* from the Azores (NE Atlantic). *Marine Pollution Bulletin* 42: 1196-1197.



Barreiros, J. P., Barcelos, J. (2001). Plastic Ingestion by a Leatherback Turtle *Dermochelys coriacea* from the Azores (NE Atlantic). *Marine Pollution Bulletin* 42: 1196-1197.

Bass AL, Epperly S, Braun-McNeill J. (2006). Green turtle (*Chelonia mydas*) foraging and nesting aggregations in the Caribbean and Atlantic: impact of currents and behavior on dispersal. *Journal of Heredity* 97: 346-354.

Bell, B. A., Spotila, J., Paladino, F., Reina, R. (2003) Low reproductive success of leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, is due to high embryonic mortality. *Biological Conservation* 115: 131-138.

Benson, S. R., Dutton, P. H., Hitipeuw, C., Samber, B., Bakarbessy, Y., Parker, D. (2007). Postnestingmigrations of Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) from Jamursba-Medi, Bird's Head Peninsula, Indonesia. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 150-154.

Benson, S. R., Tapilatu, R. F., Pilcher, N., Santidrián Tomillo, P., Sarti Martínez, L. (2015). Leatherback Turtle Populations in the Pacific Ocean. Pp. 110-122. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.

Binckley, C. A., Spotila, J. R. (2015). Sex Determination and Hatchling Sex Ratios of the Leatherback Turtle. Pp. 84-93. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.

Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Moreira, L., Bellini, C., Marcovaldi, M.A. (2006) Population structure and diversity of brazilian green turtle rookeries based on mitochondrial DNA sequences. *Chelonian Conservation and Biology* 5: 262-268.

Bjorndal K.A., Bolten, A.B., Chaloupka, M. (2005). Evaluating trends in abundance of immature green turtles, *Chelonia mydas*, in the Greater Caribbean. *Ecological Applications* 15: 304-314.

Bjorndal K.A., Bolten, A.B., Lagueux, C.J., Chaves, A. (1996) Probability of tag loss in green turtles nesting at Tortuguero, Costa Rica. *Journal of Herpetology* 30: 566-571.

Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Troeng, S. (2005). Population structure and genetic diversity in green turtles nesting at Tortuguero, Costa Rica, based on mitochondrial DNA control region sequences. *Marine Biology* 147: 1449-1457

Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Troeng, S. (2005) Population structure and genetic diversity in green turtles nesting at Tortuguero, Costa Rica, based on mitochondrial DNA control region sequences. *Marine Biology* 147: 1449-1457.

Bjorndal, K.A., Bolten, A.B. (2008) Annual variation in source contributions to a mixed stock: implications for quantifying connectivity. *Molecular Ecology* 17: 2185-2193.

Bjorndal, K.A., Wetherall, J.A., Bolten, A.B., Mortimer, J.A. (1999) Twenty-six years of green turtle nesting at Tortuguero, Costa Rica: an encouraging trend. *Conservation Biology* 13:126-134.

Bjorndal, K.A. (1980) Demography of the breeding population of the green turtle, *Chelonia mydas*, at Tortuguero, Costa Rica. *Copeia* 3: 525-530.

Bjorndal, K.A. (2003) Roles of loggerhead in marine ecosystems. En: Bolten A, Witherington B (editores). *Biology and Conservation of Loggehead Sea Turtle*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C



Bjorndal, K. A., Jackson, J. B. (2002). 10 Roles of Sea Turtles in Marine Ecosystems: Reconstructing the Past. *The biology of sea turtles*, 2, 259.

Blanc, C. P., Fretey, T. (2002). Zoogeographical analysis of the reptile populations of Central Africa and Angola. *Biogeographica* , 78.

Bolten, A.B. (2003) Active swimmers-passive drifters: the oceanic juvenile stage of loggerheads in the Atlantic system. In: Bolten AB, Witherington BE (eds) *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp 63–78

Bosc, E., Bricaud, A., Antoine, D. (2005). Seasonal and interannual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of SeaWiFS observations. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(1).

Bourgeois, S., Gilot-Fromont, E., Viallefont, A., Boussamba, F., Deem, S. L. (2009). Influence of artificial lights, logs and erosion on leatherback sea turtle hatchling orientation at Pongara National Park, Gabon. *Biological Conservation* 142: 85-93.

Bowen, B.W., Bass, A.L., García Rodriguez, A., Diez, C.E., van Dam, R., Bolten, A., Bjorndal, K.A., Miyamoto, M.M., Ferl, R.J. (1996) Origin of hawksbill turtles in a Caribbean feeding area as indicated by genetic markers. *Ecological Applications* 6: 566-572.

Bowen, B.W., Bass, A.L., Soares, L., Toonen, R.J. (2005). Conservation implications of complex population structure: lessons from the loggerhead turtle (*Caretta caretta*). *Molecular Ecology* 14: 2389-2402.

Bowen, B.W., Grant, W.S., Hillis-Starr, Z., Shaver, D.J., Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Bass, A.L. (2007) Mixed-stock analysis reveals the migrations of juvenile hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean Sea. *Molecular Ecology* 16: 49-60.

Bowen, B.W., Kamezaki, N., Limpus, C.J., Hughes, G.R., Meylan, A.B., Avise, J.C. (1994). Global Phylogeography of the Loggerhead Turtle (*Caretta caretta*) as Indicated by Mitochondrial-DNA Haplotypes. *Evolution* 48: 1820-1828.

Bowen, B.W., Karl, S.A. (2007) Population genetics and phylogeography of sea turtles. *Molecular Ecology* 16: 4886-4907.

Bowen, B.W., Meylan, A.B., Avise, J.C. (1989) An odissey of the green sea turtle: Ascension Island revisited. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 86: 573-576.

Bowen, B.W., Meylan, A.B., Ross, J.P., Limpus, C.J., Balazs, G.H., Avise, J.C. (1992). Global population-structure and the natural history of the green turtle (*Chelonia mydas*) in terms of matriarchal phylogeny. *Evolution* 46: 865-881.

Bowen, B.W., Nelson, W.S., Avise, J. (1993). A molecular phylogeny for marine turtles: trait mapping, rate assessment, and conservation relevance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 90: 5574-5577.

Bowen, B. W., Karl, S. A. (2007). Population genetics and phylogeography of sea turtles. *Molecular Ecology* 16:, 4886-4907.

Bowen, B. W., Bass, A. L., Soares, L., Toonen, R. J. (2005). Conservation implications of complex population structure: lessons from the loggerhead turtle (*Caretta caretta*). *Molecular ecology*, 14: 2389-2402.



- Bowen, B. W., Karl, S. A. (2007). Population genetics and phylogeography of sea turtles. *Molecular Ecology* 16: 4886-4907.
- Bowen, B., Avise, J. C., Richardson, J. I., Meylan, A. B., Margaritoulis, D., Hopkins-Murphy, S. R. (1993). Population structure of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the northwestern Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *Conservation Biology* 7: 834-844.
- Broderick, A. C., Glen, F., Godley, B. J., Hays, G. C. (2002). Estimating the number of green and loggerhead turtles nesting annually in the Mediterranean. *Oryx* 36: 227-235.
- Brongersma, L. D. (1970). Miscellaneous notes on turtles. III. *Proc. K. Ned. Akad. Wet. Amsterdam*, Ser. C., 73, 323.
- Brongersma, L. D. (1972). European atlantic turtles. *Zool. Verhand.* 121: 318 pp.
- Bucchia, M., Camacho, M., Santos, M., Boada, L., Roncada, P., Mateo, R., Ortiz-Santaliestra, M., Rodríguez-Estival, J., Zumbado, M., Orós, J., Henríquez-Hernández, L., García- Álvarez, N., Luzardo, O. (2015) Exploring the presence of pollutants at sea: Monitoring heavy metals and pesticides in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the western Mediterranean. *Science of the Total environment*. 598: 1130-1139.
- Camiñas J. A. (1997) Relación entre las poblaciones de la tortuga boba (*Caretta caretta* Linnaeus 1758) procedentes del Atlántico y del Mediterráneo en la región del Estrecho de Gibraltar y áreas adyacentes. *Revista Española de Herpetología* 11: 91–98.
- Camiñas, J. A. (1998). Is the leatherback (*Dermochelys coriacea* Vandelli, 1761) a permanent species in the Mediterranean Sea? *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.* 35: 388-389.
- Camiñas, J. A. (2004). Estatus y conservación de las tortugas marinas en España. Pp. 345- 380. En: Pleguezuelos, J. M., Márquez, R., Lizana, M. (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Asociación Herpetológica Española, Madrid. 587 pp.
- Camiñas, J. A. (2004). Estatus y conservación de las tortugas marinas en España. Pp. 345-380. En: Pleguezuelos, J. M., Márquez, R., Lizana, M. (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Asociación Herpetológica Española, Madrid. 587 pp.
- Camiñas, J. A., & Valeiras, J. (2003). Critical areas for loggerhead and leatherback marine turtles in the western Mediterranean sea and the Gibraltar Strait region. In *First Mediterranean Conference on Marine Turtles* (p. 80).
- Camiñas, J. A., González de la Vega, J. P. (1997). The leatherback turtle (*Dermochelys coriacea* V.) presence and mortality in the Gulf of Cadiz (SW of Spain). *Proc. 2º Simposio sobre el Margen continental Ibérico Atlántico*, Cádiz.
- Camiñas, J. A., González de la Vega, J. P. (1997). The leatherback turtle (*Dermochelys coriacea* V.) presence and mortality in the Gulf of Cadiz (SW of Spain). *Proc. 2º Simposio sobre el Margen continental Ibérico Atlántico*, Cádiz.
- Cardona L, Álvarez de Quevedo I, Borrell A, Aguilar A (2012) Massive consumption of gelatinous plankton by Mediterranean apex predators. *PLoS ONE* 7: e31329.
- Cardona, L., Clusa, M., Eder, E., Demetropoulos, A., Margaritoulis, D., Rees, A.F., Hamza, A.A., Khalil, M., Levy, Y. Türkozan, O, Marín, I., Aguilar, A. (2014) Distribution patterns and foraging



ground productivity determine clutch size in Mediterranean loggerhead turtles. *Marine Ecology Progress Series* 497: 229–241.

Cardona, L., Hays, G. C. (2018). Ocean currents, individual movements and genetic structuring of populations. *Marine Biology*, 165: 10.

Cardona, L., Revelles, M., Carreras, C., San Felix, M., Gazo, M., Aguilar, A. (2005). Western Mediterranean immature loggerhead turtles: habitat use in spring and summer assessed through satellite tracking and aerial surveys. *Marine Biology* 147: 583-591.

Cardona, L., Revelles, M., Parga, M. L., Tomás, J., Aguilar, A., Alegre, F., Ferrer, X. (2009). Habitat use by loggerhead sea turtles *Caretta caretta* off the coast of eastern Spain results in a high vulnerability to neritic fishing gear. *Marine Biology* 156: 2621.

Carr, A. (1986). Rips, FADS, and little loggerheads. *Bioscience*, 36: 92-100.

Carranza, A., Domingo, A., Estrades, A. (2006). Pelagic longlines: A threat to sea turtles in the Equatorial Eastern Atlantic. *Biological Conservation* 131: 52-57.

Carreras, C., Cardona, L., Aguilar, A. (2004). Incidental catch of the loggerhead turtle *Caretta caretta* off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Biological Conservation*, 117, 321-329.

Carreras, C., Pascual, M., Cardona, L., Aguilar, A., Margaritoulis, D., Rees, A., Turkozan, O., Levy, Y., Gasith, A., Aureggi, M., Khalil, M. (2007) The genetic structure of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in the Mediterranean as revealed by nuclear and mitochondrial DNA and its conservation implications. *Conservation Genetics* 8: 761–775.

Carreras, C., Pascual, M., Cardona, L., Marco, A., Bellido, J.J., Castillo, J.J., Tomás, J., Raga, J.A., Sanfélix, M., Fernández, G., Aguilar, A. (2011) Living together but remaining apart: Atlantic and Mediterranean loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in shared feeding grounds. *Journal of Heredity* 102: 666–677.

Carreras, C., Ordóñez, V., Zane, L., Kruschel, C., Nasto, I., Macpherson, E., Pascual M, (2017) Population genomics of an endemic Mediterranean fish: differentiation by fine scale dispersal and adaptation. *Scientific Reports* 7: 43417.

Carreras, C., Pascual, M., Cardona, L., Aguilar, A., Margaritoulis, D., Rees, A. & Khalil, M. (2007). The genetic structure of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in the Mediterranean as revealed by nuclear and mitochondrial DNA and its conservation implications. *Conservation Genetics*, 8:, 761-775.

Carreras, C., Pascual, M., Tomás, J., Marco, A., Hochscheid, S., Castillo, J. J.& Cardona, L. (2018). Sporadic nesting reveals long distance colonization in the philopatric loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). *Scientific reports*, 8(1), 1435.

Carreras, C., Pont, S., Maffucci, F., Pascual, M., Barcelo, A., Bentivegna, F.& Aguilar, A. (2006). Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns. *Marine Biology* 149: 1269-1279.

Casale P, Margaritouli.s D .(eds) (2010) Sea turtles in the Mediterranean: distribution, threats and conservation priorities. IUCN, Gland.

Casale, P., Mariani, P. (2014). The first 'lost year' of Mediterranean sea turtles: dispersal patterns indicate subregional management units for conservation. *Marine Ecology Progress Series* 498: 263-274.



Casale, P., d'Astore, P. P., Argano, R. (2009). Age at size and growth rates of early juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean based on length frequency analysis. *The Herpetological Journal*, 19: 29-33.

Casale, P., Nicolosi, P., Freggi, D., Turchetto, M., Argano, R. (2003). Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in Italy and in the Mediterranean basin. *Herpetological Journal* 13: 135-139.

Caswell H. 2001. Matrix population models. Construction, analysis and interpretation. Second edition. Sunderland, Massachusetts, USA: Sinauer Associates.

Caurant, F., Bustamante, P., Bordes, M., Miramand, P. (1999). Bioaccumulation of Cadmium, Copper and Zinc in some tissues of three species of marine turtles stranded along the French Atlantic coasts. *Marine Pollution Bulletin* 38: 1085-1091.

Caut, S., Guirlet, E., Jouquet, P., Girondot, M. (2006). Influence of nest location and yolklesseggs on the hatching success of leatherback turtle clutches in French Guiana. *Canadian Journal of Zoology* 84: 908-915.

Chacón-Chaverri, D. (1999). Anidación de la tortuga *Dermochelys coriacea* (Testudines:Dermochelyidae) en Playa Gandoca, Costa Rica (1990 a 1997). *Revista de Biología Tropical* 47: 225-236.

Chacón-Chaverri, D., Eckert, K. L. (2007). Leatherback sea turtle nesting at Gandoca Beach in Caribbean Costa Rica: Management recommendations from fifteen years of conservation. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 101-110.

Chacón-Chaverri, D., Machado, J. (2003). Informe de temporada de anidación en Playa Gandoca. Sea Turtle Conservation Program of the South Caribbean, Talamanca, Costa Rica. 90 pp.

Chacón-Chaverri, D., Senechal, J. (2008). Gandoca seasonal leatherback turtle conservation report. WIDECAST-Red para la Conservación de Tortugas Marinas del Caribe. 46 pp.

Chan, E. H., Liew, H. C. (1995). Incubation temperatures and sex-ratios in the Malaysian Leatherback Turtle *Dermochelys coriacea*. *Biological Conservation* 74: 169-174.

Chan, E. H., Liew, H. C. (1996). Decline of the leatherback population in Terengganu, Malaysia, 1956-1995. *Chelonian Conservation Biology* 2: 196-203.

Chan, E. H., Solomon, S. E. (1989). The structure and function of the eggshell of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) from Malaysia, with notes on attached fungal forms. *Animal Technology* 40: 91-102.

Chevalier, J., Godfrey, M. H., Girondot, M. (1999). Significant difference of temperature-dependent sex determination between French Guiana (Atlantic) and Playa Grande (Costa Rica, Pacific) leatherbacks (*Dermochelys coriacea*). *Ann. Sci. Nat. Zool. Biol. Anim.* 20: 147-152.

Clusa, M., Carreras, C., Pascual, M., Demetropoulos, A., Margaritoulis, D., Rees, A.F., Hamza, A.A., Khalil, M., Aureggi, M., Levy, Y., Türkozan, O., Marco, A., Aguilar, A., Cardona, L. (2012) Mitochondrial DNA reveals Pleistocene colonization of the Mediterranean by loggerhead turtles (*Caretta caretta*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 439, 15-24.

Constantino M. A., Salmon, M. (2003). Role of chemical and visual cues in food recognition by leatherback posthatchlings (*Dermochelys coriacea* L.). *Zoology* 106: 173-181.



Crespo, J., Camiñas, J. A., Rey, J. C. (1988). Considérations sur la présence de Tortues Luth *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) dans la Méditerranée occidentale. Rapp. Comm. int. Mer Médit., 31: 2.

Crim, J. L., Spotila, L. D., Spotila, J. R., O'Connor, M., Reina, R., Williams, C. J., Paladino, F. V. (2002) The leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, exhibits both polyandry and polygyny. Molecular Ecology 11: 2097-2106.

Crouse, D.T., Crowder, B.L., Caswell, H. (1987) A stage-based population model for loggerhead sea turtle and implications for conservation. Ecology 68: 1412-1423.

Crowder, L. (2000). Leatherback's survival will depend on an international effort. Nature 405: 881.

Davenport, J. (1997). Temperature and the life-history strategies of sea turtles. Journal of Thermal Biology 22: 479-488.

Den Hartog, J. C. (1980). Notes on the food of Sea Turtles – *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus) and *Dermochelys coriacea* (Linnaeus). Netherlands Journal of Zoology 30: 595-610.

Deraniyagala, P. E. P. (1930). Testudinate evolution. Proceedings of the Zoological Society London 68: 1057-1070.

Deraniyagala, P.E.P. 1939. The tetrapod reptiles of Ceylon. Volume 1: Testudinates and Crocodilians. Colombo Museum Natural History Series. Colombo. En Eckert et al., 2012.

Dethmers, K.E.M., Broderick, D., Moritz, C., Fitzsimmons, N.N., Limpus, C.J., Lavery, S., Whiting, S., Guinea, M., Prince, R.I.T., Kennett, R. (2006) The genetic structure of Australasian green turtles (*Chelonia mydas*): exploring the geographical scale of genetic exchange. Molecular Ecology 15: 3931-3946.

Dodd Jr, C. K. (1988). Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758) (No. FWS-88 (14)). Florida Cooperative Fish and Wildlife Research Unit Gainesville.

Donoso-Barros, R. (1966) Reptiles de Chile. Universidad de Chile, Santiago de Chile. 458 pp.

Doyle, T. K., De Haas, H., Cotton, D., Dorschel, B., Cummins, V., Houghton, J. D. R., Davenport, J., Hays, G. C. (2008) Widespread occurrence of the jellyfish *Pelagia noctiluca* in Irish coastal shelf waters. Hydrobiologia 30: 963-968.

Doyle, T. K., Houghton, J. D. R., Buckley, S. M., Hays, G. C., Davenport, J. (2007) The broad-scale distribution of five jellyfish species across a temperate coastal environment. Hydrobiologia 579: 29-39.

Doyle, T. K., Houghton, J. D., O'súilleabháin, P. F., Hobson, V. J., Marnell, F., Davenport, J., Hays, G. C. 2007. Leatherback turtle satellite-tagged in European waters. Endangered Species Research 4: 23-31.

Duguy, R. (1983). La tortue luth (*Dermochelys coriacea*) sur les côtes de la France. Ann. Sté.Sci. Nat. Charentes Marit 1: 1-38.

Duguy, R., Moriniere, P., Lemilinaire, C. (1998) Factors of mortality of marine turtles in the Bay of Biscay. Oceanologica Acta 21: 383-388.



Duguy, R., Moriniere, P., Spano, M.A. (1997). Observations de tortues marines en 1996 (Atlantique). Ann. Soc. Sci. Nat. Charentes Mari . 8: 625-32.

Dutton, D.L., Dutton, P.H., Chaloupka, M., Boulon, R.H. (2005) Increase of a Caribbean leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting population linked to long-term nest protection. Biological Conservation 126:186–194 .

Dutton, P.H. (1995) Molecular evolution of the sea turtles with special reference to the leatherback, *Dermochelys coriacea*. Ph.D. dissertation, Texas A&M University, College Station

Dutton, P.H. (1996) Methods for collection and preservation of samples for sea turtle genetic studies. In: Bowen BW, Witzell WN (eds) Proceedings of the international symposium on sea turtle conservation genetics. NOAA technical memorandum NMFS- SEFSC-396. NOAA, Miami, p 17–24 .

Dutton, P.H., Bowen, B.W., Owens, D.W., Barragan, A.R., Davis, S.K- (1999) Global phylogeography of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). Journal of Zoology 248: 397–409 .

Dutton, P.H., Frey, A. (2009) Characterization of polymorphic micro- satellite markers for the green turtle (*Chelonia mydas*). Molecular Ecology Resources 9: 354–356.

Dutton, P.H., Hitipeuw, C., Zein, M., Benson, S.R., Al-Ghais, S.M. (2007) Status and genetic structure of nesting populations of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in the Western Pacific. Chelonian Conservation and Biology 6: 47.

Dutton, D.L., Dutton, P.H., Chaloupka, M., Boulon, R. H. (2005). Increase of a Caribbean leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting population linked to long-term nest protection. Biological Conservation 126: 186-194.

Dutton, P.H., Bowen, B.W., Owens, D.W., Barragan, A., Davis, S. K. (1999) Global phylogeography of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). Journal of Zoology 248: 397-409.

Dutton, P., Shanker, K. (2015). Phylogeny, Phylogeography, and Populations of the Leatherback Turtle. Pp. 8-20. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). The Leatherback Turtle. Biology and Conservation. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.

Eckert, S.A., (2002) Distribution of juvenile leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* sightings. Marine Ecology Progress Series 230, 289–293.

Eckert, S.A. (2006) High-use oceanic areas for Atlantic leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) as identified using satellite telemetered location and dive information. Marine Biology 149: 1257–1267.

Eckert, S. A., Bagley, D., Kubis, S., Ehrhart, L., Johnson, C., Stewart, K., DeFreese, D. (2006) Internesting and Postnesting Movements and Foraging Habitats of Leatherback Sea Turtles (*Dermochelys coriacea*) Nesting in Florida. Chelonian Conservation and Biology 5: 239-248.

Eckert, K. L., Luginbuhl, C. (1988). Death of a giant. Mar. Turtle Newsl ., 43: 2-3.Eckert, K. L., Wallace, B. P., Spotila, J. R., Bell, B. A. (2015). Nesting Ecology and ReproductiveInvestment of the Leatherback Turtle. Pp. 63-73. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). The Leatherback Turtle. Biology and Conservation. Johns Hopkins University Press, Baltimore.219 pp.



Eckert, S. A., Moore, J. E., Dunn, D. C., van Buiten, R. S., Eckert, K. L., Halpin, P. N. (2008). Modeling loggerhead turtle movement in the Mediterranean: importance of body size and oceanography. *Ecological Applications*, 18: 290-308.

Eckert, K.L., Wallace, B.P., Frazier, J.G., Eckert, S.A., Pritchard, P.C.H. (2012) Synopsis of the biological data on the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*). U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service, Biological Technical Publication BTP-R4015-2012, Washington, D.C. 160 pp.

Encalada, S.E., Lahanas, P.N., Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Miyamoto, M.M., Bowen, B.W. (1996) Phylogeography and population structure of the Atlantic and Mediterranean green turtle *Chelonia mydas*: A mitochondrial DNA control region sequence assessment. *Molecular Ecology* 5: 473-483.

Engeman, R.M., Martin, R.E., Constantin, B., Noel, R., Woolard, J. (2003). Monitoring predators to optimize their management for marine turtle nest protection. *Biological Conservation* 113:171-178.

Ferraroli, S., Georges, J. Y., Gaspar, P., Le Maho, Y. (2004). Where leatherback turtles meet fisheries: conservation efforts should focus on hot spots frequented by these ancient reptiles. *Nature* 429: 521-522.

Fish, M.R., Cote, I. M., Gill, J. A., Jones, A. P., Renshoff, S., Watkinson, A. R. (2005). Predicting the impact of sea-level rise on Caribbean Sea turtle nesting habitat. *Conservation Biology* 19: 482-491.

FitzSimmons, N.N. (1998) Single paternity of clutches and sperm storage in the promiscuous green turtle (*Chelonia mydas*). *Molecular Ecology* 7: 575-584.

FitzSimmons, N.N., Moritz, C., Moore, S.S. (1995) Conservation and dynamics of microsatellite loci over 300 million years of marine turtle evolution. *Molecular Biology and Evolution* 12: 432-440.

FitzSimmons, N. N., Limpus, C. J., Norman, J. A., Goldizen, A. R., Miller, J. D., Moritz, C. (1997) Philopatry of male marine turtles inferred from mitochondrial DNA markers. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 94: 8912-8917.

Fossette, S., Ferraroli, S., Tanaka, H., Ropert-Coudert, Y., Arai, N., Sato, K., Naito, Y., Le Maho, Y., Georges, J. Y. (2007) Dispersal and dive patterns in gravid leatherback turtles during the nesting season in French Guiana. *Marine Ecology Progress Series* 338: 233-247.

Fossette, S., Ferraroli, S., Tanaka, H., Ropert-Coudert, Y., Arai, N., Sato, K., Naito, Y., LeMaho, Y., Georges, J. Y. (2007) Dispersal and dive patterns in gravid leatherback turtles during the nesting season in French Guiana. *Marine Ecology Progress Series* 338: 233-247.

Fossette, S., Hobson, V. J., Girard, C., Calmettes, B., Gaspar, P., Georges, J. Y., Hays, G. C. (2010) Spatio-temporal foraging patterns of a giant zooplanktivore, the leatherback turtle. *Journal of Marine Systems*. 81: 225–234.

Fossette, S., Kelle, L., Girondot, M., Goverse, E., Hilterman, M. L., Verhage, B., de Thoisy, B. Georges, J. Y. (2008) The world's largest leatherback rookeries: A review of conservation oriented research in French Guiana/Suriname and Gabon. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 356: 69-82.



Fossette, S., Kelle, L., Girondot, M., Goverse, E., Hilterman, M. L., Verhage, B., de Thoisy, B., Georges, J. Y. (2008). The world's largest leatherback rookeries: A review of conservation oriented research in French Guiana/Suriname and Gabon. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 356: 69-82.

Fossette, S., Witt, M. J., Miller, P., Nalovic, M. A., Albareda, D., Almeida, A. P., Broderick, A. C., Chacon-Chaverri, D., Coyne, M. S., Domingo, A., Eckert, S., Evans, D., Fallabrino, A., Ferraroli, S., Formia, A., Giffoni, B., Hays, G. C., Hughes, G., Kelle, L., Leslie, A., López-Mendilaharsu, M., Luschi, P., Prosdocimi, L., Rodríguez-Heredia, S., Turny, A., Verhage, S., Godley, B. J. (2014) Pan-Atlantic analysis of the overlap of a highly migratory species, the leatherback turtle, with pelagic longline fisheries. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*, 281 (1780): 20133065.

Frankham, R., Briscoe, D. A., Ballou, J. D. (2002). *Introduction to conservation genetics*. Cambridge university press.

Frazer, N.B. (1984) A model for assesing mean age-specific fecundity in sea turtle populations. *Herpetologica* 40: 47-55.

Fretey, J. (2001). Biogeography and conservation of marine turtles of the Atlantic coast of Africa. CMS Technical Series Publication 6, UNEP/CMS Secretariat, Bonn, Germany, 429 pp.

Fretey, J., Dantaine J., Neves, O. (1999). São Tomé et Príncipe: zone de croissance pour les tortues-luth? Supplément Ndiva au Canopée 15.

Fuentes, M., Pike, D. A., Dimatteo, A., Wallace, B. P. (2013) Resilience of marine turtle regional management units to climate change. *Global Change Biology* 19, 1399–1406.

Fukuoka, T., Yamane, M., Kinoshita, C., Narazaki, T., Marshall, G. J., Abernathy, K. J., Sato, K. (2016) The feeding habit of sea turtles influences their reaction to artificial marine debris. *Scientific Reports* 6: 28015.

García Lafuente, J., Ruiz, J. (2007) The gulf of Cádiz pelagic ecosystem: a review. *Progress in Oceanography*, 74: 228-251.

García-Fernández, A. J., Gómez-Ramírez, P., Martínez-López, E., Hernández-García, A., María-Mojica, P., Romero, D., Bellido, J. J. (2009) Heavy metals in tissues from loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the southwestern Mediterranean (Spain). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72: 557-563.

García, P., Chamorro, S. (1984) Embarrancamiento masivo de ejemplares de tortuga laúd (*Dermochelys coriacea* L.) en las costas de Ceuta (España, Norte de África). *Doñana, Acta Vertebrata* 11: 312-320.

Garofalo, L., Mingozzi, T., Mico, A. & Novelletto, A. (2009) Loggerhead turtle (*Caretta caretta*) matrilines in the Mediterranean: further evidence of genetic diversity and connectivity. *Marine Biology* 156: 2085–2095.

Giannakopoulos, C., Le Sager, P., Bindi, M., Moriondo, M., Kostopoulou, E., & Goodess, C. M. (2009). Climatic changes and associated impacts in the Mediterranean resulting from a 2 C global warming. *Global and Planetary Change* 68: 209-224.

Gibbons, M.J., Richardson, A.J. (2008) Patterns of pelagic cnidarian abundance in the North Atlantic. *Hydrobiologia* 616: 51-65.



Girondot, M. (2015) Leatherback Turtle Populations in the Atlantic Ocean. Pp. 97-109. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation* .Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.

Girondot, M., Fretey, J. (1996). Leatherback Turtles, *Dermochelys coriacea* , nesting in French Guiana, 1978-1995. *Chelonian Conservation Biology* 2: 204-208.

Girondot, M., Fretey, J., Prouteau, I., Lescure, J. (1990). Hatchling success for *Dermochelys coriacea* in a French Guiana hatchery. Pp. 229–232. En: Richardson, T. H., Richardson, J. I., Donnelly, M. (Compilers). *Proceedings of the Tenth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC- 278.

Godfrey, M. H. (2002). *Dermochelys coriacea* (Leatherback Sea Turtle) size. *Herpetological Review* 33

Godley, B. J., Thompson, D. R., Waldron, S., Furness, R. W. (1998) The trophic status of marine turtles as determined by stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series* 166: 277-284.

Gómez de Segura, A., Tomás, J., Pedraza, S. N., Crespo, E. A., Raga, J. A. (2003) Preliminary patterns of distribution and abundance of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, around Columbretes Islands Marine Reserve, Spanish Mediterranean. *Marine Biology* 143: 817-823.

Gómez de Segura, A., Tomás, J., Pedraza, S. N., Crespo, E. A., Raga, J. A. (2006) Abundance and distribution of the endangered loggerhead turtle in Spanish Mediterranean waters and the conservation implications. *Animal Conservation* 9: 199-206.

Greer, A. E., Lazell, J. D., Wright, R. M. (1973) Anatomical evidence for a counter-current heat exchanger in the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). *Nature* 244: 181.

Groombridge, B. (1994) Marine Turtles in the Mediterranean: Distribution, population status, conservation . *Nature and Environment* Vol. 48. Council of Europe Press. 98 pp.

Guirlet, E., Das, K., Girondot, M. (2008) Maternal transfer of trace elements in leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) of French Guiana. *Aquatic Toxicology* 88: 267-276.

Gulko, D.A., Eckert, K.L. (2003) *Sea Turtles: An Ecological Guide*. Mutual Publishing, Honolulu, HI. 128 pp.

Hamann, M., Fuentes, M. M. P. B., Ban, N. C., Mocellin, V. J. L. (2013). Climate Change and Marine Turtles. Pp. 353-378. En: Wyneken, J., Lohmann, K. J., Musick, J. A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles. Volume III*. CRC Press, Boca Raton.

Hays, G. C., Broderick, A. C., Godley, B. J., Luschi, P., Nichois, W. J. (2003) Satellite telemetry suggests high levels of fishing-induced mortality in marine turtles. *Marine Ecology Progress Series* 262: 305-309.

Hays, G.C., Hobson, V. J., Metcalfe, J. D., Righton, D., Sims, D. W. (2006) Flexible foraging movements of leatherback turtles across the North Atlantic Ocean. *Ecology* 87: 2647-2656.

Hays, G.C., Houghton, J.D.R., Myers, A. (2004) Endangered species - Pan-Atlantic leatherback turtle movements. *Nature*, 429: 522-522.

Heaslip, S.G., Iverson, S.J., Bowen, W.D., James, M.C. (2012) Jellyfish Support High Energy Intake of Leatherback Sea Turtles (*Dermochelys coriacea*): Video Evidence from Animal-Borne Cameras. *PLOS ONE* 7(3): e33259.



Heithaus, M. R., Wirsing, A. J., Thomson, J. A., Burkholder, D. A. (2008) A review of lethal and non-lethal effects of predators on adult marine turtles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 356: 43-51.

Heppell, S.S. (1998) Application of life-history theory and population model analysis to turtle conservation. *Copeia* 1998: 367-375.

Heppell, S.S., Snover, M.L., Crowder, L.B. (2003) Sea turtle population ecology. En: Lutz P, Musick J, Wyneken J (editores). *The Biology of Sea Turtles*, Book II. CRC Press, Boca Raton, FL.

Hernández, R., Buitrago, J., Guada, H., Hernandez-Hamon, H., Llano, M. (2007). Nesting distribution and hatching success of the leatherback (*Dermochelys coriacea*) in relation to human pressures at Playa Parguito, Margarita Island, Venezuela. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 79-86.

Hey, J., Waples, R., Arnold, M. (2003) Understanding and confronting species uncertainty in biology and conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 597-603.

Hilterman, M. L., Goverse, E. (2007) Nesting and nest success of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) in Suriname, 1999-2005. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 87-100.

Hirth, H. F., Kasu, J., Mala, T. (1993) Observations on a leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting population near Piguwa, Papua-New-Guinea. *Biological Conservation* 65: 77-82.

Hirth, H., Ogren, L. (1987) Some aspects of the ecology of the leatherback turtle *Dermochelys coriacea* at Laguna Jalova, Costa Rica. Pp. 1-13. U.S Department of commerce. National Oceanic and Atmospheric Administration NOAA.

Hitipeuw, C., Dutton, P. H., Benson, S., Thebu, J., Bakarbessy, J. (2007) Population status and internesting movement of leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting on the northwestcoast of Papua, Indonesia. *Chelon. Conservation Biology* 6: 28-36.

Houghton, J. D. R., Doyle, T. K., Davenport, J., Hays, G. C. (2006) Developing a simple, rapid method for identifying and monitoring jellyfish aggregations from the air. *Marine Ecology Progress Series* 314: 159-170.

Houghton, J. D. R., Doyle, T. K., Davenport, J., Wilson, R. P., Hays, G. C. (2008) The role of infrequent and extraordinary deep dives in leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*). *Journal of Experimental Biology* 211: 2566-2575.

Houghton, J. D. R., Doyle, T. K., Wilson, M. W., Davenport, J., Haysa, G.C. (2006). Jellyfish aggregations and leatherback turtle foraging patterns in a temperate coastal environment. *Ecology* 87: 1967-1972.

Hughes, G. R., Luschi, P., Mencacci, R., Papi, F. (1998) The 7000-km oceanic journey of a leatherback turtle tracked by satellite. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 229: 209-217.

Ikaran, M. (2007) La Anidación de la Tortuga Baula, *Dermochelys coriacea*, en la Península de Pongara, Gabón, África Central. DEA. Departamento de Biología, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 90 pp.

Ikaran, M., Braet Y., Fretey J., López-Jurado L, Roumet D. (2007) Dramatic impact of armyants on *Dermochelys coriacea* nests in Pongara National Park (Gabón, Central Africa). *Proceedings of the 27th Symposium of the Marine Turtle Society*. Myrtle Beach, Carolina, USA.



IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2011. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 9.0. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.

James, M. C. (2004) *Dermochelys coriacea* (leatherback sea turtle) penis display. *Herpetological Revies* 35: 264-265.

James, M. C., Davenport, J., Hays, G. C. (2006) Expanded thermal niche for a diving vertebrate: A leatherback turtle diving into near-freezing water. *Journal of Experimental. Marine Biology and Ecology* 335: 221-226.

James, M. C., Eckert, S. A., Myers, R. A. (2005a) Migratory and reproductive movements of male leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*). *Marine Biology* 147: 845-853.

James, M. C., Herman, T. B. (2001) Feeding of *Dermochelys coriacea* on medusae in the northwest Atlantic. *Chelonian. Conservation and Biology* 4: 202-205.

James, M. C., Mrosovsky, N. (2004) Body temperatures of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in temperate waters off Nova Scotia, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 82: 1302-1306.

James, M. C., Myers, R. A., Ottensmeyer, C. A. (2005a). Behaviour of leatherback sea turtles, *Dermochelys coriacea* , during the migratory cycle. *Proceedings of the Royal Society B- Biological Sciences* 272: 1547-1555.

James, M. C., Ottensmeyer, C. A., Myers, R. A. (2005b) Identification of high-use habitat and threats to leatherback sea turtles in northern waters: new directions for conservation. *Ecology Letters* 8: 195-201.

James, M. C., Sherrill-Mix, S. A., Martin, K. E., Myers, R. A. (2006). Canadian waters provide critical foraging habitat for leatherback turtles. *Biological Conservation* 133: 347-357.

James, M. C., Sherrill-Mix, S. A., Myers, R. A. (2007). Population characteristics and seasonal migrations of leatherback sea turtles at high latitudes. *Marine Ecology Progress Series* 337: 245-254.

Jensen, M.P., FitzSimmons, N.M., Dutton, P.H. (1997) Molecular genetics of sea turtles. En: Wyneken J, Lohmann CMF, Musick J (editores). *The Biology of Sea Turtles, Book III*. CRC Press Taylor y Francis Group, Boca Raton.

Jerez, S., Motas, M., Cánovas, R. Á., Talavera, J., Almela, R. M., & del Río, A. B. (2010). Accumulation and tissue distribution of heavy metals and essential elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Spanish Mediterranean coastline of Murcia. *Chemosphere* 78:, 256-264.

Houghton, J.D.R., Doyle, T.K., Wilson, M.W., Davenport, J., Hays, G.C. (2006) Jellyfish aggregations and leatherback turtle foraging patterns in a temperate coastal environment. *Ecology* 87: 1967-1972

Jones, T. T., Bostrom, B. L., Hastings, M. D., Van Houtan, K. S., Pauly, D. and Jones, D. R. (2012) Resource requirements of the Pacific leatherback turtle population. *PLoS ONE*, 7: e45447.

Jones, T. T., Seminoff, J. A. (2013). Feeding biology. Advances from field-based observations, physiological studies, and molecular techniques. Pp. 211-247. En: Wyneken, J., Lohmann, K. J., Musick, J. A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles. Volume III*. CRC Press, Boca Raton.



Jonsen, I. D., Myers, R. A., James, M. C. (2006). Robust hierarchical state-space models reveal del variation in travel rates of migrating leatherback turtles. *Journal of Animal Ecology* 75: 1046-1057.

Kallimanis, A.S. (2010). Temperature dependent sex determination and climate change. *Oikos* 119: 197-200.

Karl, S. A., Bowen, B. W., Avise, J. C. (1992). Global population genetic structure and male-mediated gene flow in the green turtle (*Chelonia mydas*): RFLP analyses of anonymous nuclear loci. *Genetics* 131: 163-173.

Keinath, J. A., Musick, J. A. (1993) Movements and diving behavior of a leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*. *Copeia* 1993: 1010-1017.

Keller, J. M. (2013). Exposure to and effects of persistent organic pollutants. Pp. 285-328. En Wyneken, J., Lohmann, K. J., Musick, J. A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles. Volume III*. CRC Press, Boca Raton.

Kendall, W.L., Bjorkland, R. (2001) Using open robust design models to estimate temporary emigration from capture-recapture data. *Biometrics* 57: 1113-1122.

Kudo, H., Murakami, A., Watanabe, S. (2003). Effects of sand hardness and human beach use on emergence success of loggerhead sea turtles on Yakushima Island, Japan. *Chelonian Conservation Biology* 4: 695-696.

Lahanas, P.N., Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Encalada, S.E., Miyamoto, M.M., Valverde, R.A., Bowen, B.W. (1998) Genetic composition of a green turtle (*Chelonia mydas*) feeding ground population: evidence for multiple origins. *Marine Biology* 130: 345-352.

Lahanas, P.N., Miyamoto, M.M., Bjorndal, K.A., Bolten, A.B. (1994) Molecular Evolution and Population-Genetics of Greater Caribbean Green Turtles (*Chelonia mydas*) as 160 Inferred from Mitochondrial-DNA Control Region Sequences. *Genetica* 94: 57-66.

Laurance, W. F., Fay, J. M., Parnell, R. J., Sounguet, G. P., Formia, A., Lee, M. E. (2008) Does rainforest logging threaten marine turtles? *Oryx*, 42: 246-251.

Laurent, L., Casale, P., Bradai, M. N., Godley, B. J., Broderick, G. G., Schroth, W., Hadoud, D. A. (1998) Molecular resolution of marine turtle stock composition in fishery bycatch: a case study in the Mediterranean. *Molecular Ecology* 7: 1529-1542.

Leblanc, A. M., Wibbels, T. (2009). Effect of daily water treatment on hatchling sex ratios in a turtle with temperature-dependent sex determination. *Journal of Experimental Zoology A* 311: 68-72.

Leslie, A. J., Penick, D. N., Spotila, J., Paladino, F. (1996) Leatherback Turtle, *Dermochelys coriacea*, nesting and nest success at Tortuguero, Costa Rica, in 1990-1991. *Chelonian Conservation Biology* 2: 159-168.

Lewison, R. I., Crowder, L. B. (2007) Putting longline bycatch of sea turtles into perspective. *Conservation Biology* 21: 79-86.

Lewison, R. L., Freeman, S. A., Crowder, L. B. (2004) Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology Letters* 7: 221-231.



Lewison, R. L., Wallace, B. P., Maxwell, S. M. (2015). Impacts of Fisheries on the Leatherback Turtle. Pp. 196-2007. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). The Leatherback Turtle. Biology and Conservation. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.

Lewison, R., Wallace, B., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J. C., Maxwell, S. M., Hazen, E. L. (2013) Fisheries Bycatch of Marine Turtles. Lessons Learned from Decades of Research and Conservation. Pp. 329-351. En: Wyneken, J., Lohmann, K. J., Musick, J. A. (Eds.). The Biology of Sea Turtles . Volume III. CRC Press, Boca Raton.

Lewison, R.L., Freeman, S.A., Crowder, L.B. (2004) Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology Letters* 7:2 21-231.

Livingstone, S. R. (2007). Threats to leatherback and olive ridley nests in The Gamba Complex of Protected Areas, Gabón, with a focus on crab predation. *Testudo* 6: 25-42.

Lohmann, K. J., Lohmann, C. M. F., Brothers, J. R., Putman, N. F. (2013) Natal homing and imprinting in sea turtles in The biology of sea turtles, volume III (eds J. Wyneken, K. J. Lohmann, & J. A. Musick) 59–78 (CRC Press, 2013).

López-Jurado, L. F. (1992). Synopsis of the Canarian herpetofauna. *Revista Española de Herpetología* 6: 107-118.

López-Jurado, L. F., Mateo, J. A., Andreu, A. (1997) *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761). Pp. 446-448. En: Pleguezuelos, J. M. (Ed.). Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal. Asociación Herpetológica Española y Universidad de Granada, Granada.

López, A., Covelo, P., Martínez Cedeira, J. A., Ignacio Díaz, J. (2014). Body proportions and sexual identification of leatherback turtle, *Dermochelys coriacea* , in Galicia. *Eubalaena* 13: 45-49.

Lozano, F., Quiroga, H. (1969). Nota sobre la captura de una tortuga "Laúd" o "de cuero" (*Dermochelys coriacea* (L.)) en aguas de La Coruña. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Biol.)* 67: 17-18.

Luke K, Horrocks JA, LeRoux RA, Dutton PH. (2004) Origins of green turtle (*Chelonia mydas*) feeding aggregations around Barbados, West Indies. *Marine Biology* 144: 799-805.

Luschi, P., Hays, G. C., Papi, F. (2003). A review of long-distance movements by marine turtles, and the possible role of ocean currents. *Oikos* 103: 293-302.

Luschi, P., Hughes, G. R., Mencacci, R., De Bernardi, E., Sale, A., Broker, R., Papi, F. (2003). Satellite tracking of migrating loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) displaced in the open sea. *Marine Biology* 143: 793-801.

Luschi, P., Sale, A., Mencacci, R., Hughes, G. R., Lutjeharms, J. R.E., Papi, F. 2003. Current transport of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) in the ocean. *Proceedings of the Royal Society London B* 270: S129–S132.

Lutz, P. L, Musick, J. A. (1997). The Biology of Sea Turtles . CRC Press LLC, New York.

Lynam, C.P., Gibbons, M.J., Axelsen, B.E., Sparks, C.A.J., Coetzee, J., Heywood, B.G., Brierley, A.S. (2006) Jellyfish overtake fish in a heavily fished ecosystem. *Current Biology* 16: R492–R493

Makowski, C., Seminoff, J.A., Salmon, M. (2006) Home range and habitat use of juvenile Atlantic green turtles (*Chelonia mydas*) on shallow reef hábitat in Palm Beach, Florida, USA. *Marine Biology* 148: 1167-1.



Marco, A., Patiño-Martínez, J., Ikaran, M., López-Jurado, L. F. (2014). *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761). Pp. 142-167. En: Salvador, A. (Coordinador). *Reptiles*, 2^a edición revisada y aumentada . Fauna Ibérica, vol. 10. Ramos, M. A. et al. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid. 1367 pp.

Marco, A., Patino-Martínez, J., Ikaran, M., Quiñones, M. L. (2009). Tortuga laúd – *Dermochelys coriacea* . En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles . Salvador, A., Marco, A.(Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>.

Marco, A., Patino-Martínez, J., Quiñones, L. (2006). Field and experimental evidence about the influence of substrate water content on hatching success of Leatherback Turtle Eggs. Pp. 65 –66. En: Frick, M., Panagoulou, A., Rees, A. F., Williams, K. (Eds.). 26th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. International Sea Turtle Society, Island of Crete, Greece.

Margaritoulis D. (2005) Nesting activity and reproductive output of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, over 19 seasons (1984–2002) at Laganas Bay, Zakynthos, Greece: the largest rookery in the Mediterranean. *Chelonian Conservation and Biology* 4: 916–929.

Margaritoulis D., Argano R., Baran I., Bentivegna F., Bradai M.N., Camiñas J.A., Casale P., De Metrio G., Demetropoulos A., Gerosa G., Godley B.J., Haddoud D.A., Houghton J.A., Laurent L., Lazar B. (2003) Loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: present knowledge and conservation perspectives. In Bolten A.B. and Witherington B.E. (eds) *Loggerhead sea turtles*. Washington, DC: Smithsonian Books, pp. 175–198.

Maros, A., Louveaux, A., Godfrey, M. H., Girondot M. (2003). *Scapteriscus didactylus* (Orthoptera, Gryllotalpidae), predator of leatherback turtle eggs in French Guiana. *Marine Ecology Progress Series* 249: 289-296.

Mast, R. B., Pritchard, P. C. H. (2006) The top ten burning issues in global sea turtle conservation. Pp. 12-13. En: *State of the World's Sea Turtles* . Vol I. Washington, DC, USA. www.SeaTurtleStatus.org

Mayol, J., Muntaner, J., Aguilar, R. (1988). Incidencia de la pesca accidental sobre las tortugas marinas en el Mediterráneo español. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears* 32: 19-31.

Mayr, E. (1963) *Populations, species, and evolution*. Harvard University Press, Massachusetts.

McCauley, S. J., Bjorndal, K. A. (1999). Conservation implications of dietary dilution from debris ingestion: sublethal effects in post-hatchling loggerhead sea turtles. *Conservation Biology* 13:, 925-929.

Mckenzie, C., Godley, B. J., Furness, R. W., Wells, D. E. (1999).. Concentrations and patterns of organochlorine contaminants in marine turtles from Mediterranean and Atlantic waters. *Marine Environmental Research* 47: 117-135.

McMahon, C. R., Hays, G. C. (2006). Thermal niche, large-scale movements and implications of climate change for a critically endangered marine vertebrate. *Global Change Biology* 12: 1330-1338.

Meylan, A.B., Bowen, B.W., Avise, J.C. (1990) A genetic test of the natal homing versus facilitation models for green turtle migration. *Science* 4956: 724-727.

Miller, J. (1997) *Reproduction in sea turtles*. En: Lutz P, Musick JA (editores). *The biology of sea turtles*. CRC, Boca Raton, FL.



- Millot, C. (1999). Circulation in the western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems* 20:, 423-442.
- Molfetti, E., Vilaça, S.T., Georges, J.Y., Plot, V., Delcroix, E., Le Scao, R., Lavergne, A., Barrioz, S., dos Santos, F. R. and de Thoisy, B. (2013) Recent demographic history and present fine-scale structure in the Northwest Atlantic leatherback (*Dermochelys coriacea*) turtle population. *PLoS ONE* 8: e58061.
- Molinero, J. C., Ibanez, F., Nival, P., Buecher, E., Souissi, S. (2005) North Atlantic climate and northwestern Mediterranean plankton variability. *Limnology and Oceanography* 50: 1213–1220.
- Monzón-Argüello, C., López-Jurado, L. F., Rico, C., Marco, A., López, P., Hays, G. C., Lee, P. L. (2010). Evidence from genetic and Lagrangian drifter data for transatlantic transport of small juvenile green turtles. *Journal of Biogeography*, 37: 1752-1766.
- Moritz, C. (1994). Defining 'evolutionarily significant units' for conservation. *Trends in ecology and evolution* 9: 373-375.
- Morreale, S. J., Standora, E. A., Spotila, J. R., Paladino, F. V. (1996). Migration corridor for seaturtles. *Nature* 384: 319-320.
- Mrosovsky, N. (1981). Plastic jellyfish. *Marine Turtle Newsletter* 17: 5-6.
- Mrosovsky, N. (1994). Sex ratios of sea turtles. *Journal of Experimental Zoology* 270: 16–27.
- Mrosovsky, N., Kamel, S., Rees, A. F., Margaritoulis, D. (2002) Pivotal temperature for loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Kyparissia Bay, Greece. *Canadian Journal of Zoology* 80: 2118–2124
- Mrosovsky, N., Ryan, G. D., James, M. C. (2009). Leatherback turtles: The menace of plastic. *Mar. Pollution Bulletin* 58: 287-289.
- Musick, J. A., Limpus, C. J. (1997). Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. *The biology of sea turtles*, 1, 137-163.
- Naro-Maciel, E., Becker, J.H., Lima, E., Marcovaldi, M.A., DeSalle, R. (2007) Testing dispersal hypotheses in foraging green sea turtles (*Chelonia mydas*) of Brazil. *Journal of Heredity* 98: 29-39.
- Naro-Maciel, E., Bondioli, A.C., Martin, M., Almeida, A.D., Baptostotte, C., Bellini, C., Marcovaldi, M.A., Santos, A.J.B., Amato, G. (2012) The Interplay of Homing and Dispersal in Green Turtles: A Focus on the Southwestern Atlantic. *Journal of Heredity* 103:792-805.
- Naro-Maciel, E., Le, M., FitzSimmons, N.N., Amato, G. (2008) Evolutionary relationships of marine turtles: A molecular phylogeny based on nuclear and mitochondrial genes. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 49: 659-662.
- Navarro-Martín, F. P. (1941). Noticia de una gran tortuga de cuero, *Dermochelys coriacea* (L.) capturada en aguas de Mallorca. *Las Ciencias*, 4 : 359-365.
- Nel, R., Shanker, K., Hughes, G. (2015). Leatherback Turtle Populations in the Indian Ocean.Pp. 123-131. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.



Nelms, S.E., Duncan, E.M., Broderick, A.C., Galloway, T.S., Godfrey, M.H., Hamann, M., Lindeque, P.K., Godley, B.J. (2016=). Plastic and marine turtles: a review and call for research. ICES Journal of Marine Science 73:165–181.

Northwest Atlantic Leatherback Working Group. 2018. Northwest Atlantic Leatherback Turtle (*Dermochelys coriacea*) Status Assessment (Bryan Wallace and Karen Eckert, Compilers and Editors). Conservation Science Partners and the Wider Caribbean Sea Turtle Conservation Network (WIDECAST). WIDECAST Technical Report No. 16. Godfrey, Illinois. 36 pp.

Novak, M. A., Getz, L. L. (1969) Addition of the leatherback sea turtle to the known prey of the Killer whale, *Orcinus orca*. Journal of Mammalogy 50: 636-639.

Novillo, O., Pertusa, J. F., Tomas, J. (2017) Exploring the presence of pollutants at sea: Monitoring heavy metals and pesticides in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the western Mediterranean. Science of the Total Environment. 598: 1130-1139.

O'Shea, T.R.J., Geraci, J.R., 1999. Toxicology in marine mammals. In: Fowler, M.E., Miller, R.E. (Eds.), Zoo & Wild Animal Medicine, Current Therapy, vol. 4. W.B. Saunders Company, Philadelphia.

Ocaña, O., García-de-los-Ríos, A. (2002) Las poblaciones de tortugas marinas y cetáceos de la región de Ceuta y áreas próximas. Estudio faunístico, ecológico, veterinario y de la distribución de las especies de cetáceos y tortugas marinas de la Región de Ceuta. Consejería de Educación y Cultura, Ciudad Autónoma de Ceuta. 220 pp.

Ordóñez, C., Troeng, S., Meylan, A., Meylan, P., Ruiz, A. (2007) Chiriquí Beach, Panama, the most important leatherback nesting beach in Central America. Chelon. Conservation Biology 6: 122-126.

Orós, J., González-Díaz, O. M., Monagas, P. (2009) High levels of polychlorinated biphenyls in tissues of Atlantic turtles stranded in the Canary Islands, Spain. Chemosphere, 74: 473-478.

OSPAR, 2008. Background Document for the EcoQO on Plastic Particles in Stomachs of Seabirds. OSPAR Commission, Biodiversity Series Publication Number: 355/2008. OSPAR, London, 18 pp.

Paladino, F. V., O'Connor, M. P., Spotila, J. R. (1990) Metabolism of leatherback turtles, gigantothermy, and thermoregulation of dinosaurs. Nature 344: 858-860.

Pascual, X. (1985). Contribución al estudio de las tortugas marinas en las costas españolas. 1. Distribución. Miscelánea Zoológica 9: 287-294.

Patino-Martínez J., Marco, A., Quiñones, L. (2009) The accumulation of driftwood on the beach disturbs leatherback nesting and newborn behaviour affecting reproductive success. En: Proceedings of the 29th Sea Turtle Symposium, International Sea Turtle Society. Brisbane.

Patino-Martínez, J., Marco, A., Quiñones, L. (2007) Vulnerability of leatherbacks to temporal nest flooding. En: Proceedings of the 27th International Sea Turtle Symposium. International Sea Turtle Society. Myrtle Beach, South Carolina, USA. Feb 20-28.

Patino-Martínez, J., Marco, A., Quiñones, L. (2008). The importance of the substrate quality for the embryonic development of leatherback eggs. En: Proceedings of the 28th International Sea Turtle Symposium, Loreto, Baja California Sur, Mexico.



Patiño-Martínez, J., Marco, A., Quiñones, L. (2010) Los huevos falsos (SAGs) facilitan el comportamiento social de emergencia del nido en la tortuga laúd, *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae). Revista de Biología Tropical 58: 943-954.

Patino-Martínez, J., Marco, A., Quiñones, L., Godley, B. J. (2008) Globally significant leatherback turtle nestings on the Caribbean coast of Colombia and southeast Panama. Biological Conservation 141: 1982-1988.

Patino-Martínez, J., Quiñones, L., Marco, A. (2004). Emergencia del nido en *Dermochelys coriacea*: Un trabajo social entre hermanos. En Actas del X Congreso español y Vlliberoamericano de Etología pp 60. Sociedad Española de Etología. Aguadulce (Almería)España.

Penas-Patiño, X. M. (1989). Cetáceos, focas e tartarugas marinas das costas ibérica . Cons.Pesca. Gob. Galicia, Santiago, 381 pp.

Phillott, A. D. (2001). *Pisonia grandis* does not appear to harbour fungi known to invade seaturtle nests at heron island, Eastern Australia. Trans. Roy. Soc. S. Aust., 125: 69-70.

Pike, D. A. (2013) Climate influences the global distribution of sea turtle nesting. Global Ecology and Biogeography 22: 555-566.

Pike, D. A. (2014) Forecasting the viability of sea turtle eggs in a warming world. Global Change Biology 20: 7–15.

Pilcher, N. J. (2000). Coral and human disturbance. Al Sanbouk , 12.

Pilcher, N. J., Ali, L. (1999). Reproductive biology of the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* in Sabah, Malaysia. Chelonian Conservation Biology 3: 330-336.

Piovano, S., Clusa, M., Carreras, C., Giacoma, C., Pascual, M., Cardona, L. (2011) Different growth rates between loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) of Mediterranean and Atlantic origin in the Mediterranean Sea. Marine Biology 158: 2577–2587.

Price, E. R., Wallace, B. P., Reina, R. D., Spotila, J. R., Paladino, F. V., Piedra, R., Velez, E. (2004). Size, growth, and reproductive output of adult female leatherback turtles *Dermochelys coriacea* . Endangered Species Research 5: 41-48.

Pritchard, P.C.H. (2004) Estado global de las tortugas marinas: un análisis. Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas, Book Documento INF-001.

Pritchard, P.C.H, Trebbau (1984) The Turtles of Venezuela. Society for the Study of Amphibians and Reptiles. 401p

Pritchard, P.C.H. (1976) Post-nesting movements of marine turtles tagged. Copeia 1976: 749-754.

Pritchard, P. C. H. (1980) *Dermochelys coriacea* . Cat. Am. Amph. Rep., 238: 1-4.

Quiñones, L., Patiño-Martínez, J., Marco, A. (2007) Factores que influyen en la puesta y el éxito de eclosión de la Tortuga Laúd, *Dermochelys coriacea*, en La Playona, Chocó, Colombia. Rev. Esp. Herpetol. , 21: 5-17.

Quiñones, L., Patino-Martínez, J., Marco, A. (2007) The importance of local communities on turtle nesting success: the case of the Kunas from southeast Panama. En: Proceedings of the 27th International Sea Turtle Symposium. Internatinal Sea Turtle Society. Myrtle Beach, SouthCarolina, USA. Feb 20-28.



Reina, R. D., Abernathy, K. J., Marshall, G. J., Spotila, J. R. (2005) Respiratory frequency, divebehaviour and social interactions of leatherback turtles, *Dermochelys coriacea* during the internestinginterval. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 316: 1-16.

Reina, R., Mayor, P. H., Spotila, J., Piedra, R., Paladino, F. V. (2002). Nesting ecology of theLeatherback Turtle, *Dermochelys coriacea*, at Parque Nacional Marino Las Baulas, Costa Rica:1988-1989 to 1999-2000. Copeia 2002: 653-664.

Revelles, M., Cardona, L., Aguilar, A., San Félix, M., Fernández, G. (2007a). Habitat use by immature loggerhead sea turtles in the Algerian Basin (western Mediterranean): swimming behaviour, seasonality and dispersal pattern. Marine Biology, 151: 1501-1515.

Revelles, M., Isern-Fontanet, J., Cardona, L., San Félix, M., Carreras, C., Aguilar, A. (2007b). Mesoscale eddies, surface circulation and the scale of habitat selection by immature loggerhead sea turtles. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 347:, 41-57.

Revelles, M., Camiñas, J. A., Cardona, L., Parga, M., Tomás, J., Aguilar, A. Oliver, G. (2008). Tagging reveals limited exchange of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) between regions in the western Mediterranean. Scientia Marina, 72: 511-518.

Revuelta, O., León, Y.M., Broderick, A.C., Feliz, P.A., Godley, B.J., Balbuena, J.A., Mason, K., Poulton, K., Savoré, S., Raga, J.A., Tomás, J. (2015b) Assessing the efficacy of direct conservation interventions: clutch protection of the leatherback marine turtle in the Dominican Republic. Oryx 49:6 77–686.

Revuelta, O., Tomás, J. (2010). Tortuga carei –*Eretmochelys imbricata*. En: Enciclopedia Virtualde los Vertebrados Españoles. Salvador, A.,Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de CienciasNaturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>.

Rhodin, A. G. J., Orden, J. A., Conlogue, G. J. (1981) Chondro-osseous morphology of *Dermochelys coriacea*, a marine reptile with mammalian skeletal features. Nature 290: 244-246.

Richardson, T. H., Richardson, J. I., Ruckdeschel, C., Dix, M. W. (1978) Remigration patterns of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) nesting on Little Cumberland and Cumberland Islands, Georgia. Florida Marine Research Publications 1978: 39–44.

Robinson, N. J., Paladino, F. V. (2015) Diving Behaviour and Physiology of the LeatherbackTurtle. Pp. 21-31. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). The Leatherback Turtle.Biology and Conservation. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.

Rostal, D. C. (2015) Reproductive Biology of the Leatherback Turtle. Pp. 51-62. En: Spotila, J.R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). The Leatherback Turtle. Biology and Conservation. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.

Saba, V. S. (2013). Oceanic Habits and Habitats. *Dermochelys coriacea* . Pp. 163-188. En:Wyneken, J., Lohmann, K. J., Musick, J. A. (Eds.). The Biology of Sea Turtles . Volume III. CRCPress, Boca Raton.

Saba, V. S., Spotila, J. R., Chavez, F. P., Musick, J. A. (2008) Bottom-up and climatic forcingon the worldwide population of leatherback turtles. Ecology 89: 1414-1427.

Saba, V. S., Stock, C. A., Dunne, J. P. (2015) Relation of Marine Primary Productivity toLeatherback Turtle Biology and Behavior. Pp. 173-182. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P.(Eds.). The Leatherback Turtle. Biology and Conservation. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.



Salmon, M., Jones, T. T., Horch, K. W. (2004) Ontogeny of diving and feeding behavior in juvenile sea turtles: Leatherback Sea turtles (*Dermochelys coriacea* L) and Green Sea turtles (*Chelonia mydas* L) in the Florida current. *Journal of Herpetology* 38: 36-43.

Salmon, M., Wyneken, J. (1987) Orientation and swimming behaviour of hatchling loggerhead turtles *Caretta caretta* L. during their offshore migration. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 109: 137 -153.

Santidrián Tomillo, P., Swiggs, J. (2015). Egg Development and Hatchling Output of the Leatherback Turtle. Pp. 74-83. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.

Santoro, M., Hernández, G., Caballero, M., García, F. (2008). Potential bacterial pathogens carried by nesting leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in Costa Rica. *Chelonian Conservation and Biology* 7: 104-108.

Sarti Martinez, A. L. (2009). *Dermochelys coriacea*. En: IUCN Red List of Threatened Species Version 2009.1. <www.iucnredlist.org>.

Sarti-Martinez, L., Barragan, A. R., García-Muñoz, D., García, N., Huerta, P., Vargas, F. (2007). Conservation and biology of the leatherback turtle in the Mexican Pacific. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 70-78.

Sarzo, B., Bartolomé, M.A., Bataller, J.V., Cervera, F., Monsalve, M.A., Pradillo, A., Vilalta, M. 2008. Seguimiento del Plan de acción de aves marinas de la comunidad valenciana. Informe de Actividades del Equipo Técnico de Seguimiento de fauna amenazada. Año 2008. Informe inédito.

Sasso, C.R., Epperly, S.P. (2007) Survival of pelagic juvenile loggerhead turtles in the open ocean. *Journal of Wildlife Management* 71: 1830-1835.

Sazima, I., Grossman, A. (2006) Turtle riders: remoras on marine turtles in Southwest Atlantic. *Neotropical Ichthyology* 4: 123-126.

Schaefer J. (2006) Towards maturation of the population concept. *Oikos* 112: 236-240.

Seminoff, J. A., Shanker, K. (2008). Marine turtles and IUCN Red Listing: A review of the process, the pitfalls, and novel assessment approaches. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 356: 52-68.

Shamblin, B. M., Bolten, A. B., Abreu-Grobois, F. A., Bjorndal, K. A., Cardona, L., Carreras, C., Nel, R., Soarles, L.S., Stewart, K.R., Vilaça, S.T., Türkozan, O., Yilmaz, C., Dutton, P.H. (2014) Geographic patterns of genetic variation in a broadly distributed marine vertebrate: new insights into loggerhead turtle stock structure from expanded mitochondrial DNA sequences. *PLoS One*, 9(1): 85956.

Shillinger, G. L., Bailey, H. (2015). Movements and Behavior of Adult and Juvenile Leatherback Turtles. Pp. 162-172. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.

Shillinger, G. L., Palacios, D. M., Bailey, H., Bograd, S. J., Swithenbank, A. M., Gaspar, P., Wallace, B. P., Spotila, J. R., Paladino, F. V., Piedra, R., Eckert, S. A., Block, B. A. (2008) Persistent leatherback turtle migrations present opportunities for conservation. *Plos Biology* 6: 1408-1416.

Sotherland, P. R., Wallace, B. P., Spotila, J. R. (2015) Leatherback turtle eggs and nests and their effects on embryonic development. Pp. 136-148. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.).



The Leatherback Turtle. Biology and Conservation. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.

Spotila, J. R., Dunham, A. E., Leslie, A. J., Steyermark, A. C., Plotkin, P. T., Paladino, F.V. (1996) Worldwide population decline of *Dermochelys coriacea*: Are Leatherback Turtles going extinct? Chelonian Conservation and Biology 2: 209-222.

Spotila, J. R., Reina, R. D., Steyermark, A. C., Plotkin, P. T., Paladino, F. V. (2000) Pacific leatherback turtles face extinction: Fisheries can help avert the alarming decline in population of these ancient reptiles. Nature 405: 529-530.

Spotila, J. R., Saba, V. S., Patel, S. H., Santidrián Tomillo, P. (2015). Warming climate. A New Threat to the Leatherback Turtle. Pp. 173-182. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). The Leatherback Turtle. Biology and Conservation. Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Stewart, K.R., James, M.C., Roden, S., and Dutton, P.H. (2013) Assignment tests, telemetry and tag-recapture data converge to identify natal origins of leatherback turtles foraging in Atlantic Canadian waters. Journal of Animal Ecology 72: 791-803.

Stewart, K.R., LaCasella, E.L., Roden, S.E., Jensen, M.P., Stokes, L.W., Epperly, S.P., and Dutton, P.H. (2016) Nesting population origins of leatherback turtles caught as bycatch in the U.S. pelagic longline fishery. Ecosphere 7: e01272.

Storelli, M. M., & Marcotrigiano, G. O. (2003) Heavy metal residues in tissues of marine turtles. Marine Pollution Bulletin, 46: 397-400.

Storelli, M.M., Ceci, E., Marcotrigiano, G.O. (1998) Comparison of total mercury, methylmercury, and selenium in muscle tissues and liver of *Stenella coeruleoalba* (Meyenm) and *Caretta caretta* (Linnaeus). Bulletin of Environmental Contaminants and Toxicology. 61: 541–547.

Suganuma, H., Yusuf, A., Bakarbessy, Y., Kiyota, M. (2005). New leatherback turtle conservation project in Papua, Indonesia. Marine Turtle Newsletter 109: 8.

Tapilatu, R. F., Tiwari, M. (2007). Leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, hatching success at Jamursba-Medi and wermon beaches in Papua, Indonesia. Chelonian Conservation and Biology 6: 154-158.

Tiwari, M., Wallace, B.P. & Girondot, M. 2013b. *Dermochelys coriacea* (West Pacific Ocean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T46967817A46967821. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T46967817A46967821.en>. Downloaded 3 July 2018.

Tomás, J. (2004). Estudio de la Biología de la Reproducción de las Tortugas Marinas del Sude la Isla de Bioko (Guinea Ecuatorial). Tesis Doctoral. Universitat de Valencia. 234 pp.

Tomas, J., Aznar, F. J., Raga, J. A. (2001). Feeding ecology of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the western Mediterranean. Journal of Zoology 255: 525-532.

Tomillo, P. S., Saba, V. S., Piedra, R., Paladino, F. V., Spotila, J. R. (2008). Effects of illegal harvest of eggs on the population decline of Leatherback Turtles in Las Baulas Marine National Park, Costa Rica. Conservation Biology 22: 1216-1224.

Tomillo, P. S., Velez, E., Reina, R. D., Piedra, R., Paladino, F. V., Spotila, J. R. (2007). Reassessment of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) nesting population at Parque Nacional Marino Las Baulas, Costa Rica: Effects of conservation efforts. Chelonian Conservation Biology 6: 54-62.



Troëng, S., Chacón, D., Dick, B. (2004) Possible decline in leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting along the coast of Caribbean Central America. *Oryx* 38:395–403.

Troëng, S., Harrison, E., Evans, D., Haro, A.D., Vargas, E. (2007) Leatherback turtle nesting trends and threats at Tortuguero, Costa Rica. *Chelonian Conservation Biology* 6:117–122.

Troëng, S. (2000) Predation of green (*Chelonia mydas*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) turtles by jaguars at Tortuguero National Park, Costa Rica. *Chelonian Conservation Biology* 3:51-753.

Troëng, S., Harrison, E., Evans, D., de Haro, A., Vargas, E. (2007) Leatherback turtle nestingtrends and threats at Tortuguero, Costa Rica. *Chelonian Conservation Biology* 6: 117-122.

Tucker, A. D., Frazer, N. B. (1991) Reproductive variation in leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, at Culebra National Wildlife Refuge, Puerto Rico. *Herpetologica* 47: 115-124.

Turtle Expert Working Group (2007). An Assessment of the Leatherback Turtle Population in the Atlantic Ocean . NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-555. 116 pp.

Tuxbury, S. M., Salmon, M. (2005) Competitive interactions between artificial lighting and natural cues during seafinding by hatchling marine turtles. *Biological Conservation* 121: 311-316.

Van Houtan, K.S., Halley, J.M. (2011) Long-Term climate forcing in Loggerhead Sea Turtle nesting. *Plos One* 6: e19043

Wallace, B. P. et al. (2010) Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. *PloS ONE*, 5(12): e15465

Wallace, B. P., Jones, T. T. (2015) Leatherback Turtle Physiological Ecology. Pp. 149-161. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.

Wallace, B. P., Jones, T. T. (2015) Leatherback Turtle Physiological Ecology. Pp. 149-161. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.

Wallace, B. P., Sotherland, P. R., Spotila, J. R., Reina, R. D., Franks, B. F., Paladino F. V. (2004). Abiotic and biotic factors affect the nest environment of embryonic leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*. *Physiological and Biochemical Zoology* 77: 423-432..

Wallace, B. P., Sotherland, P. R., Tomillo, P. S., Bouchard, S. S., Reina, R. D., Spotila, J. R., Paladino, F. V. (2006). Egg components, egg size, and hatchling size in leatherback turtles. *Comparative Biochemistry and Physiology A*, 145: 524-532.

Wallace, B.P., Tiwari, M., Girondot, M. (2013). *Dermochelys coriacea*. En: *The IUCN Red List of Threatened Species* 2013: e.T6494A43526147.

Wallace, B. P., Williams, C. L., Paladino, F. V., Morreale, S. J., Lindstrom, R. T., Spotila, J. R. (2005) Bioenergetics and diving activity of internesting leatherback turtles *Dermochelys coriacea* at Parque Nacional Marino las Baulas, Costa Rica. *Journal of Experimental Biology* 208: 3873-3884.

Weir, C.R., Ron, T., Morais, M., Duarte, A. D. C. (2007) Nesting and at-sea distribution of marine turtles in Angola, West Africa, 2000-2006: occurrence, threats and conservation implications. *Oryx* 41: 224-231.



Weishampel, J.F., Bagley, D.A., Ehrhart, L.M. (2004) Earlier nesting by loggerhead sea turtles following sea surface warming. *Global Change Biology* 10: 1424-1427.

Whitmore, C.P., Dutton, P. H. (1985) Infertility, embryonic mortality and nest-site selection in leatherback and green sea turtles in Suriname. *Biological Conservation* 34: 251-272.

Witherington, B., Hirama, S. and Hardy, R. (2012) Young sea turtles of the pelagic Sargassum-dominated drift community: habitat use, population density, and threats. *Marine ecology Progress Series* 463: 1–22.

Witherington, B. E. (2002). Ecology of neonate loggerhead turtles inhabiting lines of downwelling near a Gulf Stream front. *Marine Biology* 140: 843-853.

Witt, M.J., Baert, B., Broderick, A.C., Formia, A., Fretey, J., Gibudi, A., Moussounda, C., Mounguengui, G. A., Ngouessono, S., Parnell, R. J., Roumet, D., Sounguet, G. P., Verhage, B., Zogo, A., Godley, B. J. (2009) Aerial surveying of the world's largest leatherback turtle rookery: A more effective methodology for large-scale monitoring. *Biological Conservation* 142: 1719-1727.

Witt, M. J., Broderick, A. C., Coyne, M. S., Formia, A., Ngouessono, S., Parnell, R. J., Sounguet, G. P., Godley, B. J. (2008) Satellite tracking highlights difficulties in the design of effective protected areas for critically endangered leatherback turtles *Dermochelys coriacea* during the inter-nesting period. *Oryx*, 42: 296-300.

Witt, M. J., Broderick, A. C., Johns, D. J., Martin, C., Penrose, R., Hoogmoed, M. S., Godley, B. J. (2007). Prey landscapes help identify potential foraging habitats for leatherback turtles in the NE Atlantic. *Marine Ecology Progress Series* 337: 231-243.3.

Witt, M. J., Hawkes, L. A., Godfrey, M. H., Godley, B. J. & Broderick, A. C. (2010).. Predicting the impacts of climate change on a globally distributed species: the case of the loggerhead turtle. *Journal of Experimental Biology* 213: 901–911.

Wyneken, J. (2015). Anatomy of the Leatherback Turtle. Pp. 32-48. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.

Yntema, C. L. & Mrosovsky, N. (1980) Sexual differentiation in hatchling loggerheads (*Caretta caretta*) incubated at different controlled temperatures. *Herpetologica* 36: 33–36.

Descriptor 2:

Barnes, D. K. A. 2002. Biodiversity Invasions by marine life on plastic debris. *Nature*, 416: 808–809. <http://www.nature.com/doifinder/10.1038/416808a>.

CBD, 2014. Pathways of introduction of invasive species, their prioritization and management. <https://www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-18/official/sbstta-18-09-add1-en.pdf>

COMMISSION DECISION (2010/477/EU) -of 1 September 2010- on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters

COMMISSION DECISION (EU) 2017/ 848 -of 17 May 2017- laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/ 477/ EU. (n.d.).

COMMISSION DIRECTIVE (EU) 2008/56/EC- of 17 June 2008- of the European Parliament and of



the Council of establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive)

COMMISSION DIRECTIVE (EU) 2017/845 -of 17 May 2017- amending Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council as regards the indicative lists of elements to be taken into account for the preparation of marine strategies

López-Legentil, S., • L. Legentil, L. M., Erwin, M. P., • Turon, X. 2015. Harbor networks as introduction gateways: contrasting distribution patterns of native and introduced ascidians. *Biol Invasions* (2015) 17: 1623–1638. DOI 10.1007/s10530-014-0821-z.

Ninčević Gladan Ž., Magaletti E., Scarpato A. et al. 2014. BALMAS Port Baseline Survey Protocol. Protocol. BALMAS project. Work package 5.1. 23 pp.

Descriptor 4

Preciado I., Arroyo N.L., González-Irusta J.M., López-López L., Punzón A., Muñoz I., Serrano A. 2019. Small-scale spatial variations of trawling impact on food web structure. *Ecological indicators* 98: 442-452

Arroyo N.L., Safi G., Vouriot P., López-López L., Niquil N., Le Loc'h F., Hatab T., Preciado I. (en prensa) Towards coherent GES assessments at sub-regional level: signs of fisheries expansion processes in the Bay of Biscay using an OSPAR food web indicator, the Mean Trophic Level. *ICES Journal of Marine Science*.

Arroyo N.L., Preciado I., López-López L., Muñoz I., Punzón A. 2017. Trophic mechanisms underlying benthic-demersal community recovery in the north-east Atlantic. *Journal of Applied Ecology* doi: 10.1111/1365-2664.12879



5. LISTA DE ABREVIATURAS

AECOSAN	Agencia Española de Consumo, Seguridad Alimentaria y Nutrición
BEA	Buen Estado Ambiental
CCAA	Comunidades Autónomas
Cd	Cadmio
CE	Comisión Europea
CMP	Contenido máximo permitido
DL-PCBs	PCB similares a las dioxinas
DM	Demarcación marina
DMEM	Directiva Marco de Estrategia Marina
DMA	Directiva Marco del Agua
EEMM	Estrategias marinas
EM	Estado miembro
FAO	Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
HAPs	Hidrocarburos aromáticos policíclicos. En inglés PAHs.
Hg	Mercurio
IEO	Instituto Español de Oceanografía
ICCAT	Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico.
ICES	Convención Internacional para la Exploración de los mares
NDL-PCBs	PCB no similares a las dioxinas
OMS	Organización Mundial de la Salud
Pb	Plomo
PCBs	Bifenilos policlorados
PCDD/F	Dioxinas/Furanos
PPC	Política Pesquera Común
UE	Unión Europea
MEDPOL	Programa de Vigilancia de la Contaminación Marina en el Mar Mediterráneo
OSPAR	Convenio relativo a la Protección del Medio Ambiente marino del Atlántico Nordeste

