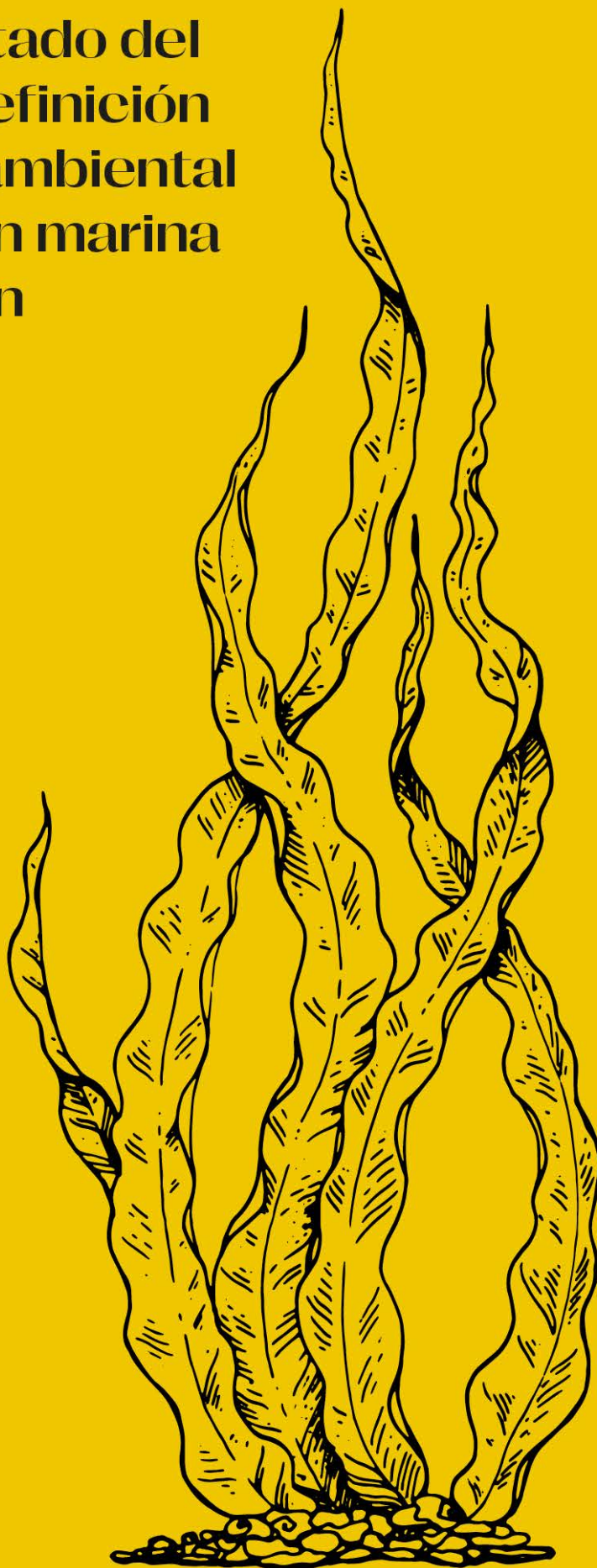


Evaluación del estado del medio marino y definición del buen estado ambiental en la Demarcación marina Estrecho y Alborán



Evaluación inicial

PARTE IV



Financiado por
la Unión Europea
NextGenerationEU



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



Plan de
Recuperación,
Transformación
y Resiliencia

ESTRATEGIAS
MARINAS
Protegiendo el mar para todos

AUTORES DEL DOCUMENTO

AVES MARINAS: SEO/BirdLife:

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

MAMÍFEROS MARINOS: ALNILAM, Investigación y Conservación

- José Antonio Vázquez (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 Phillipe Verborgh (CIRCE-Madeira Whale Museum).

TORTUGAS MARINAS: FUNDACIÓN BOSCH I GIMPERA

- Luis Cardona

DESCRIPTOR 2

- Aina Carbonell,
- José Rueda

DESCRIPTOR 3

- Ana Giraldez,
- Enrique Rodríguez-Marin,
- José Luis Pérez Gil,
- José M^a Ortiz,
- Pedro Torres.
- José Castro
- Susana Junquera

DESCRIPTOR 4

- Izaskun Preciado (IEO)

DESCRIPTOR 5

- Jesus Mercado (IEO)
- Francisco Gómez-Jakobsen (IEO)
- Nerea Valcárcel (IEO)
- Lidia Yebra (IEO)
- Soluna Salles (IEO)

DESCRIPTOR 6

- Alberto Serrano (IEO)
- Isabel María Moreno (CEDEX- CEPYC)
- Pilar Zorzo (CEDEX- CEPYC)
- Francisco Pérez del Sastre (CEDEX- CEPYC)

DESCRIPTOR 7

- César G. Pola (IEO)

DESCRIPTOR 8

- Juan Antonio Campillo (IEO)
- Víctor León (IEO)
- Juan Santos (IEO)
- Concepción Martínez-Gómez (IEO)
- Carlos Guitart Ferrarons
- Beatriz Fernández Galindo
- Víctor García Aparicio
- Rubén Moreno González
- Isabel María Moreno (CEDEX- CEPYC)
- María Plaza (CEDEX- CEPYC)
- Francisco Pérez del Sastre (CEDEX- CEPYC)

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)
- Jesus Gago (IEO)

DESCRIPTOR 11

- Jorge Ureta (SGPM-DGSCM)
- Manuel Bou (IEO)
- Isabel María Moreno (CEDEX-CEPYC)
- Jose María Grassa (CEDEX-CEPYC)
- Lázaro Redondo (CEDEX-CEPYC)
- Francisco Pérez del Sastre(CEDEX-CEPYC)

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

- Itziar Martín
- Sagrario Arrieta
- Lucía Martínez
- Paloma Ramos
- Paula Valcarce

COORDINACION INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

- Pablo Abaunza
- Alberto Serrano

COORDINACIÓN CENTRO DE ESTUDIOS DE PUERTOS Y COSTAS, CEPYC- CEDEX

- Ana Lloret

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto demográfico: <https://www.miteco.gob.es>
Catálogo de publicaciones del Ministerio: <https://cpage.mpr.gob.es/>

Título: *Evaluación del estado del medio marino y definición del buen estado ambiental en la Demarcación marina Estrecho y Alborán. Parte IV*

Edición 2023



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Edita:
© SUBSECRETARÍA
Gabinete Técnico

NIPO: 665-23-129-5

Las reproducciones en papel se realizan para consulta en la biblioteca del propio organismo, o para su uso en sesiones de trabajo, al amparo del artículo 3.5 de la Orden PRE/248/2015, de 6 de noviembre, por la que se regula el número de identificación de las publicaciones oficiales.

ÍNDICE

AUTORES DEL DOCUMENTO	2
PARTE IV. EVALUACIÓN DEL ESTADO DEL MEDIO MARINO Y DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL EN LA DEMARCACIÓN MARINA ESTRECHO Y ALBORÁN	8
1. INTRODUCCIÓN	8
2. DESCRIPTORES DE PRESIÓN	11
2.1. Descriptor 2: Especies alóctonas e invasoras	11
Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	12
Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	14
Actualización de la definición del Buen Estado Ambiental y conclusiones	14
2.2. Descriptor 3: Especies explotadas comercialmente	15
2.2.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	15
2.2.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	16
2.2.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	17
2.2.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	17
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	22
2.3.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	23
2.3.4. Actualización de la definición de Buen estado Ambiental y conclusiones	23
2.4. Descriptor 7: Condiciones hidrográficas	27
2.4.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	27
2.4.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	28
2.4.3. Resultados de la actualización de la Evaluación del estado ambiental	28
2.4.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones.	29
2.5. Descriptor 8: Contaminación y sus efectos	29
2.5.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	29
2.5.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	33
2.5.3. Resultados de la actualización de la Evaluación del estado ambiental	33
2.5.4. Conclusiones de la actualización de la evaluación del estado ambiental	36
2.6. Descriptor 9: Contaminantes en pescado y otros productos de la pesca para consumo humano	37
2.6.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	37
2.6.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	39
2.6.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	39
2.6.4. Actualización de la definición del Buen Estado Ambiental y conclusiones.	40
2.7. Descriptor 10: Basuras Marinas	41
2.7.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	41

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 de Buen Estado Ambiental y conclusiones	47
2.8. Descriptor 11: Ruido	49
2.8.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	49
2.8.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	50
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
DESCRIPTORES DE ESTADO	52
2.9.1. Aves marinas	52
2.9.1.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	52
2.9.1.2. Principales presiones e impactos de la demarcación marina que afectan al grupo aves	55
2.9.1.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	56
2.9.1.4. Conclusiones de la actualización de la evaluación inicial y el buen estado ambiental	57
2.9.2. Mamíferos marinos	58
2.9.2.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	58
2.9.2.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al grupo mamíferos marinos	61
2.9.2.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	64
2.9.2.4. Actualización de la definición del Buen Estado Ambiental y Conclusiones	83
2.9.3. Reptiles marinos	85
2.9.3.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	85
2.9.3.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al grupo reptiles marinos	86
2.9.3.2. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	87
2.9.3.4. Actualización de la definición del Buen Estado Ambiental y conclusiones	88
2.10.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	89
2.10.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	90
2.10.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	90
2.10.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	91
2.11.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	91
2.11.2. Principales presiones que afectan al descriptor	92
2.11.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	93
2.11.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	97
3. REFERENCIAS	99
4. LISTA DE ABREVIATURAS	136



INTRODUCCIÓN

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

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) Estrecho y Alborán:

- 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-estrecho-alboran/>

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) (LPMM) 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 Estrecho y Alborán se extiende desde el cabo Espartel (norte de África) pasando por el estrecho de Gibraltar hasta el mar de Alborán, incluyendo las islas Chafarinas, el islote de Perejil, Peñones de Vélez de la Gomera y Alhucemas, la isla de Alborán y las aguas que bañan las ciudades autónomas de Ceuta y Melilla, se sitúa en la parte más occidental del mar Mediterráneo.



El mar de Alborán es un espacio marítimo con características muy particulares. Es la entrada y salida del mar Mediterráneo y punto de contacto entre el continente africano y el europeo, hecho que le confiere unas condiciones singulares que derivan en una riqueza natural excepcional. Además, es paso obligado de numerosos animales migratorios (terrestres y marinos) y ruta de paso del transporte marítimo entre el océano Atlántico y el mar Mediterráneo, por lo que se puede considerar sin duda como una zona de gran importancia a nivel geopolítico, estratégico y científico.

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



DESCRIPTORES DE PRESIÓN

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

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.

Área de evaluación. Criterios e indicadores utilizados:

La DM Estrecho-Alborán comprende la parte de la costa Mediterránea Española y las aguas exteriores bajo la jurisdicción nacional en el Mediterráneo occidental. La DM Estrecho-Alborán limita al sur con la DM sudatlánticaa y por el norte con el municipio de Almería.

El criterio, e indicador utilizado en la actualización de la evaluación ha sido únicamente el criterio D2C1.

CRITERIO	INDICADOR
<p>Criterio D2C1: Primario- Especies alóctonas de nueva introducción</p>	<p>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</p>
<p>Criterio D2C2: Secundario- Elemento del Criterio: Especies alóctonas establecidas, en particular las especies alóctonas invasoras, que incluyen 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) 1143/2014 y las especies que son pertinentes para su uso según el criterio D2C3. No utilizado en esta actualización para las especies con carácter invasivo evaluadas por el D1 y D6.</p>	<p>Abundancia y distribución espacial de las especies alóctonas establecidas, en particular las especies 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- 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. 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>

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 como medios de introducción de especies alóctonas, al facilitar la dispersión y transporte a zonas alejadas dentro del Mediterráneo (Barnes, 2002) es uno de los mecanismos de transporte menos estudiado. El transporte en los tanques de lastre es otro de los mecanismos que se han detectado como principales vías de introducción de especies alóctonas, que especialmente afecta 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 propágulos en cascos de embarcaciones (bioincrustantes) es también otro 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) son también vectores de introducción, así como el intercambio de especies o la liberación por acuarofilia. Otro tipo de invasiones no debidas directamente a la actividad humana, pero sí inducidas indirectamente son los blooms 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).

Principales vectores de introducción de especies alóctonas invasivas por la actividad humana

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)
	Transferencias de especies alóctonas	-Tráfico marítimo en cascos y anclas (biofouling) -Aguas de lastres, vertidos - Introducciones por vertidos y escapes de especies de cría en acuicultura y maricultura

Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

Los resultados de la evaluación D2 en la DM Estrecho y Alborán se resumen en:

D2C1: Se detecta un aumento de especies invasoras en la demarcación. Se ha evaluado la lista de nuevas especies invasoras aparecidas desde el periodo de referencia, y de las especies ya establecidas potencialmente invasoras. En esta DM las algas representan el aumento más importante en invasoras. Se constata el aumento de la distribución de algunas de estas especies invasoras en la demarcación. El buen estado ambiental en el conjunto de la demarcación puede encontrarse localmente en serio peligro por la presencia de estas especies.

D2C2: No evaluado. La escala utilizada para la evaluación de este criterio en futuros ciclos de estrategias marinas 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

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

Los resultados detallados de la actualización de la evaluación se pueden consultar en el Anexo Ficha Evaluación Inicial D2 DM Estrecho y Alborán.

Actualización de la definición del 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.

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 existen más evidencias sobre el impacto, la distribución y extensión de algunas especies invasoras, pero seguimos sin evaluaciones seguras de impactos específicos, ni análisis de riesgos de los efectos de las especies invasoras. Sin embargo ya hay programas de muestreo definidos y en desarrollo para evaluar estos impactos para especies individuales. Previsiblemente a medida que avance la implementación de los programas de muestreo, y el desarrollo de las metodologías de evaluación podremos establecer nuevos BEA. Los resultados de evaluación D2 en el Estrecho y Alborán se resumen en:

Teniendo en cuenta el criterio D2C1 el resultado es “NO ESTA EN BEA” y dado que se trata de un criterio primario podemos decir que la DM Estrecho y Alborán para el descriptor 2, no 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

De acuerdo con la Decisión de la Comisión, el Descriptor 3 se aplica a todas las poblaciones que están cubiertas por el Reglamento (CE) nº 199/2008 (*Data Collection Framework*, DCF y su posterior desarrollo legislativo), dentro del ámbito geográfico de la Directiva 2008/56/CE, y sujetas a obligaciones similares en virtud de la Política Pesquera Común (PPC).

En aplicación de la Decisión (UE) 2017/848 estos stocks se evalúan a las escalas ecológicamente relevantes, atendiendo a los niveles de agrupación establecidos por los organismos científicos competentes, en este caso el CGPM y la ICCAT (ver Tabla 10 del Anexo. Fichas de Evaluación Inicial- D3).

En la DM Estrecho y Alborán se han analizado 15 stocks pesqueros. Las capturas de estos 15 stocks representan el 79% del total de la DM:

- *Sardina pilchardus* (Mar de Alborán) CGPM GSA1
- *Scomber scombrus* – NO EVALUADO
- *Scomber colias* – NO EVALUADO
- *Sardinella aurita* – NO EVALUADO
- *Engraulis encrasicolus* (norte Mar de Alborán) CGPM GSA1
- *Trachurus trachurus* – NO EVALUADO
- *Trachurus mediterraneus* – NO EVALUADO
- *Octopus vulgaris* – NO EVALUADO
- *Xiphias gladius* (Mediterráneo)
- *Merluccius merluccius* (Norte Mar de Alborán) CGPM GSA1
- *Mullus barbatus* – NO EVALUADO
- *Thunnus thynnus* (Atlántico este y Mediterráneo)
- *Parapenaeus longirostris* – NO EVALUADO
- *Sepia officinalis* – NO EVALUADO
- *Aristeus antennatus* – NO EVALUADO

Área de evaluación, criterios e indicadores utilizados:

La DM Estrecho y Alborán comprende las zonas GSA 1 y 2 principalmente (ver Figura 2 Anexo- Fichas Evaluación inicial- D3).

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

CRITERIO	INDICADOR
Criterio 3.1: 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).	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.
Criterio 3.2: La biomasa de reproductores de las especies explotadas se sitúa por encima de los niveles de biomasa que pueden producir el rendimiento máximo sostenible	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} .
Criterio 3.3. 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. No utilizado en esta actualización	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.

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

La principal presión relacionada con este descriptor es la relativa a la actividad pesquera, descrita en el Anexo I de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, como “Extracción y/o mortalidad de especies objetivo y no objetivo”.

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

La medida en que se ha logrado 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 $F \leq F_{MSY}$ 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 resultados detallados de la actualización de la evaluación se pueden consultar en la Tabla 10 del Anexo. Fichas de Evaluación Inicial- D3, incluidos los parámetros indicadores utilizados, los cuales proceden de las evaluaciones analíticas realizadas y validadas por la CGPM e ICCAT.

Las conclusiones de la actualización de la evaluación del D3 son:

- a) Ninguno de los 15 stocks evaluados está en buen estado (0%).
- b) Trece de los 15 stocks están en estado desconocido o incierto (86,7%)
- c) Dos de los 15 stocks están en estado malo (13,3%)

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 $F_{actual} \leq F_{msy}$ y $SSB_{actual} > SSB_{msy}$.

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

La DM Estrecho y Alborán no alcanza el BEA 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 Estrecho y Alborán está enmarcada dentro del área de acción del Convenio de Barcelona, que no ha acordado aún criterios de zonación aplicables a escala regional o subregional. 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 Demarcación. 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 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.

Las masas de agua costera de la DM están comprendidas dentro de las demarcaciones hidrográficas de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (DHCMA; Figura 2) y del Guadalete y Barbate (DHGB; Figura 2). El listado de masas de agua costera, así como su tipología, según consta en las respectivas memorias de los planes hidrológicos para el ciclo de planificación hidrológica 2015/2021, se especifican en la Tabla 3 (debe notarse que las calificadas como muy modificadas no han sido consideradas en esta evaluación). Según la citada tipología, las tres masas de agua costera de la DHGB corresponden a aguas atlánticas influenciadas por aguas mediterráneas. Dentro de la DHCMA, la mayoría de la zona costera es ocupada por aguas mediterráneas influenciadas por agua atlántica (código 490 según la memoria del Plan Hidrológico de la DHCMA o IIB según la Decisión 2013/480/UE).

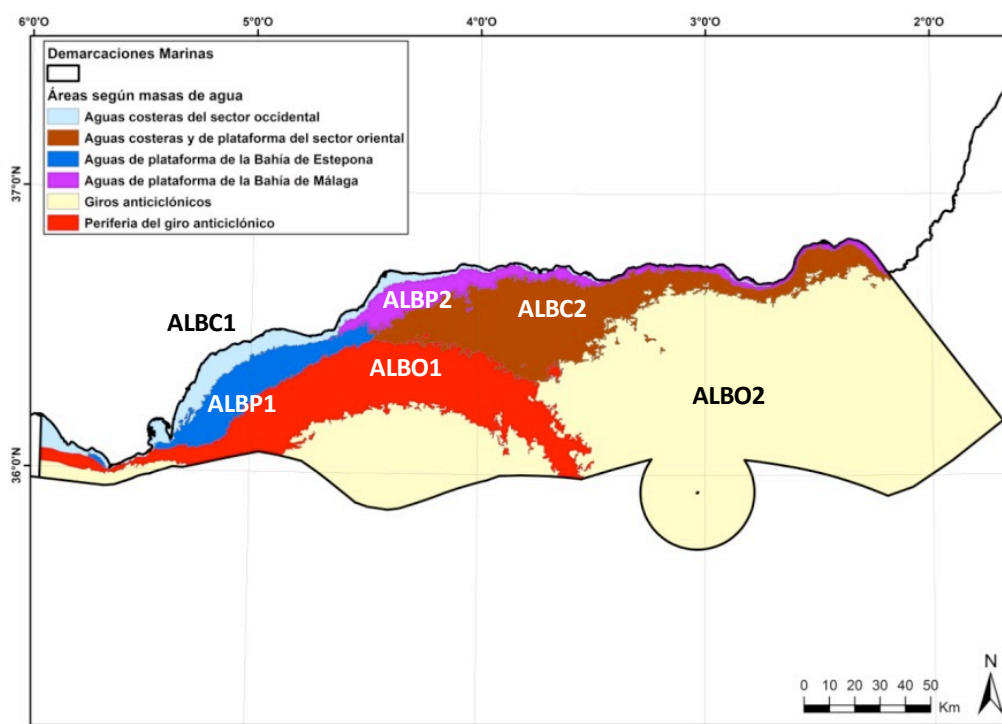


Figura 1. Áreas de productividad fitoplanctónica contrastante utilizadas como base para establecer los valores de evaluación y como criterio para agrupar los datos disponibles.

Tabla 2. Zonas de productividad contrastante identificadas a partir de las imágenes de satélite en el primer ciclo de las EEMM.

Identificador de las áreas	Denominación	Extensión (%)
ALBC1	Águas costeras del sector occidental	2,2
ALBC2	Águas costeras y de plataforma del sector oriental	12,8
ALBP1	Águas de plataforma de la Bahía de Estepona	4,0
ALBP2	Águas de plataforma de la Bahía de Málaga	3,2
ALBO1	Periferia del giro anticiclónico	15,3
ALBO2	Giros anticiclónicos	62,5

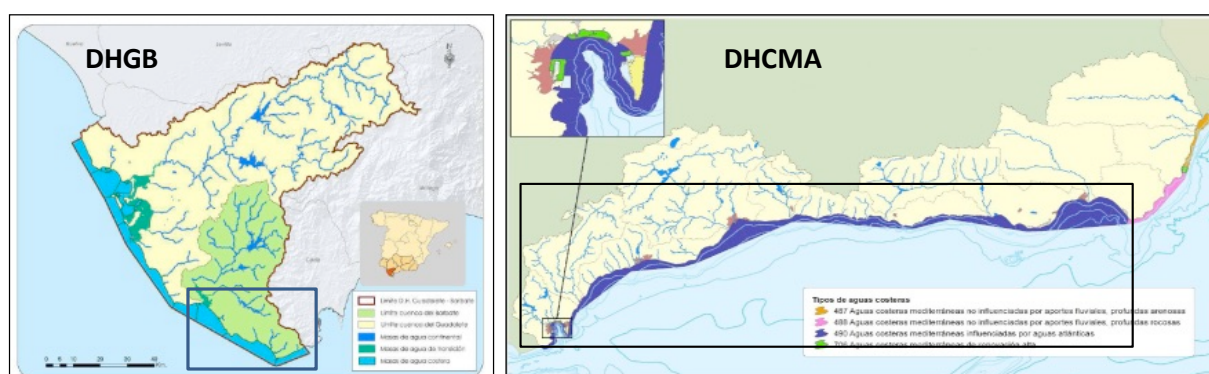


Figura 2. Masas de agua costera identificadas en la DM del Estrecho y Alborán (las incluidas dentro de los rectángulos) según consta en la Memoria de los planes hidrológicos de la Demarcación Hidrográfica de la Demarcación de Guadalete y Barbate (DHGB) y de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (DHCMA) para el ciclo de planificación hidrológica 2011-2015.

Tabla 3. Masas de agua costera en la DHCMA. La columna Tipología indica la clasificación correspondiente según la Decisión 2008/915 de la UE y el documento de Planificación Hidrológica (tipo 10, aguas costeras mediterráneas influenciadas por aguas atlánticas).

Masa de agua	Extensión (Km2)	Tipología	DH
Natural. Marismas de Barbate-C. de Gracia	70,14	Águas costeras atlánticas influenciadas por aguas mediterráneas	DHGB
Cabo de Gracia-P. de Tarifa	77,75	Águas costeras atlánticas influenciadas por aguas mediterráneas	DHGB
Punta de Tarifa-División ecorregiones Atlántica-Mediterránea	30,7	Águas costeras atlánticas influenciadas por aguas mediterráneas	DHGB
División ecorregiones atlánticas-Punta del Carnero	19,4	IIB (10)	DHCMA
Punta del Carnero-Desembocadura del Getare	7,8	IIB (10)	DHCMA
Desembocadura del Getares-Límite PN de los Alcornocales	15,6	IIB (10)	DHCMA
Límite PN de los Alcornocales-Muelle de Campamento	6,47	IIB (10)	DHCMA
Muelle de Campamento-Aeropuerto de Gibraltar	17,52	IIB (10)	DHCMA
Gibraltar-Desembocadura del Guadiaro	52,91	IIB (10)	DHCMA
Desembocadura del Guadiaro-Punta de Calaburra	301,60	IIB (10)	DHCMA
Punta de Calaburra-Torremolinos	95,48	IIB (10)	DHCMA
Torremolinos-Puerto de Málaga	114,51	IIB (10)	DHCMA
Puerto de Málaga-Rincón de la Victoria	100,91	IIB (10)	DHCMA
Rincón de la Victoria-Límite PN de Acantilados de Maro	157,73	IIB (10)	DHCMA
Ámbito del PN Acantilados de Maro	39,1	IIB (10)	DHCMA
Límite del PN Acantilados de Maro-Salobreña	65,13	IIB (10)	DHCMA
Salobreña-Calahonda	63,12	IIB (10)	DHCMA
Calahonda-Puerto de Adra	121,84	IIB (10)	DHCMA
Puerto de Adra-Guardias Viejas	88,04	IIB (10)	DHCMA
Guardias Viejas-Rambla de Morales	478,57	IIB (10)	DHCMA
Rambla de Morales-Cabo de Gata	89,96	IIB (10)	DHCMA

Criterios y elementos de evaluación:

La selección de criterios y elementos de los criterios utilizados en la presente evaluación se ha realizado atendiendo fundamentalmente a los datos disponibles. En particular, se ha dispuesto de registros de nitrato, nitrito, amonio, fosfato, clorofila y oxígeno que han permitido evaluar los criterios **D5C1**, **D5C2** y **D5C5**.

CRITERIO	ELEMENTOS EVALUADOS
Criterio D5C1. Las concentraciones de nutrientes no se encuentran en niveles que indiquen efectos adversos de eutrofización.	Nutrientes en la columna de agua : <ul style="list-style-type: none"> - Nitrógeno inorgánico disuelto (NID), - Nitrógeno total (NT) - Fósforo inorgánico disuelto (FID), - Fósforo total (FT).
Criterio D5C2 Las concentraciones de clorofila-a no se encuentran en niveles que indiquen efectos adversos producidos por el exceso de nutrientes.	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.	Oxígeno disuelto en el fondo de la columna de agua.

La mayoría de estos datos proceden de los programas de seguimiento de la DMA que incluyen datos de estaciones localizadas en masas de agua costera distribuidas por toda la DM. Para las áreas no costeras, los datos proceden de las campañas de seguimiento de la eutrofización realizadas por el Instituto Español de Oceanografía en 2011, 2012, 2014 y 2015, aunque también se ha contado con datos puntuales obtenidos desde diferentes proyectos de investigación desarrollados por la misma institución. En conjunto, los datos cubren el periodo de 2011 a 2015. No obstante, hay que señalar que para buena parte de la Demarcación, no se ha dispuesto de datos suficientes para evaluar los tres criterios primarios (Tabla 4), debido principalmente a que los programas de seguimiento diseñados para compensar las carencias de información detectadas en la primera evaluación inicial no se han puesto en marcha. Así, para las áreas no costeras no se ha contado con datos suficientes de amonio, nitrógeno y fósforo total, por lo que estos elementos no serán considerados en la presente evaluación. La falta de datos es más notoria para las zonas de evaluación más alejadas de costa (ALBO1 y ALBO2), para las que sólo se cuenta con registros procedentes de una única campaña oceanográfica, que son obviamente insuficientes para determinar su estado ambiental en el periodo evaluado. Independientemente de estas carencias, sí se ha contado con datos suficientes de concentración de nitrato, fosfato y oxígeno para las áreas no costeras que abarcan

casi todas las zonas más próximas a costa. Por tanto, los criterios **D5C1** y **D5C5** han podido ser evaluados en estas zonas no costeras que son las que tienen un mayor riesgo potencial de sufrir el impacto de los aportes de nutrientes con origen en tierra. En contraste, la cantidad de registros de clorofila disponibles para la evaluación del criterio **D5C2** es muy reducida en todas las áreas, por lo que este criterio sólo ha podido ser evaluado parcialmente incluso en las masas de agua costera.

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, ha sido el hecho de que no se cuenta con valores umbrales bien definidos para alguno de ellos. Es el caso de las proliferaciones de algas nocivas (**D5C3**), que requiere aún de un estudio detallado para determinar en qué medida su incidencia puede ser relacionada directamente con la eutrofización. Igual ocurre con los criterios **D5C6** y **D5C7**.

Tabla 4. Criterios y elementos evaluados en las diferentes áreas de evaluación de la DM Estrecho y Alborán (DMA, masas de aguas costeras de la Directiva Marco del Agua; No DMA, parte del área de productividad contrastante más allá del límite de las aguas costeras de la DMA) . En naranja se indican los elementos que han sido evaluados; en azul, los elementos que no han podido ser evaluados por falta de datos.

Criterio	Elementos		ALBC1	ALBC2	ALBP1	ALBP2	ALBO1	ALBO2
D5C1	Nitrógeno inorgánico disuelto	DMA						
		No DMA						
	Fosfato	DMA						
		No DMA						
	NT y FT	DMA						
		no DMA						
D5C2	Clorofila	DMA						
		no DMA						
D5C5	Oxígeno	DMA						
		No DMA						

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 que están 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 el **criterio D5C1**, en las aguas costeras de la Demarcación se sobrepasaron frecuentemente los umbrales del estado bueno/moderado de la DMA para el nitrógeno inorgánico disuelto (nitrato y/o amonio) y el nitrógeno total, con concentraciones puntualmente muy elevadas. Estos altos valores estuvieron distribuidos más o menos regularmente a lo largo de toda la costa, aunque fueron algo más frecuentes en estaciones de la bahía de Algeciras y la costa del Sol occidental. Concordantemente, los umbrales de nitrato en las zonas no costeras ALBC1 y ALBC2 también fueron sobrepasados más frecuentemente de lo esperable, de hecho, en promedio las concentraciones fueron mayores al promedio calculado en el periodo previo de evaluación. Por tanto, las concentraciones de nitrógeno en las áreas ALBC1 y ALBC2 fueron mayores a los valores umbrales. En contraste con el nitrógeno, la concentración de fósforo en sus dos formas analizadas (soluble y total) sobrepasaron los valores umbrales en un porcentaje reducido de muestras (menos del 10%). Tan sólo en la bahía de Algeciras se encontró un porcentaje algo mayor de concentraciones de fosfato altas (esto es, por encima del umbral). Las concentraciones de fósforo total fueron también más frecuentemente altas en las áreas costeras del entorno del área ALBP2. Se encontraron concentraciones elevadas de fosfato en la zona no costera de ALBP1, aunque en este caso el limitado número de datos no permite realizar una evaluación completa de este elemento.

Los escasos datos disponibles no permitieron evaluar el **criterio D5C2** en las masas de agua costera de la demarcación, ni tampoco en las zonas de productividad contrastante ALBP1, ALBP2, ALBO1 y ALBO2. En las zonas no costeras de ALBC1 y ALBC2 se sobrepasaron los valores de evaluación con más frecuencia de lo esperado estadísticamente, lo que indicaría que en las áreas ALBC1 y ALBC2 podrían no haberse alcanzado el BEA en el periodo 2011-2016. Sin embargo, de acuerdo con la evaluación de las masas de agua costera recogida en las memorias de los planes hidrológicos de la DHCMA y DHGB, todas las masas de agua naturales (incluidas las próximas a ALBC1 y ALBC2) se encontraban en buen estado biológico. No obstante, hacen falta más datos para poder concluir si efectivamente las áreas ALBC1 y ALBC2 no se encontraban en BEA respecto a este criterio.

En relación con el **criterio D5C5** no se encontraron zonas con déficit significativos de oxígeno de acuerdo con el criterio de evaluación adoptado. Por tanto, la DM se **encuentra en BEA** respecto a este criterio.

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

La Decisión 2017/848/UE no supone modificación en la definición del BEA para los tres criterios evaluados, por tanto se asume la misma definición formulada para el primer ciclo de las EEMM.

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.

Dado que la Decisión señala que para la evaluación de las aguas costeras se asumirán los valores umbrales utilizados en la Directiva 2000/60/CE, con carácter general para las aguas costeras se determinó que cumplen el BEA cuando no se sobrepasaron 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). No obstante, para el criterio D5C1 en la memoria del Plan Hidrológico de la DHGB no se recogen valores umbrales, tan sólo se indica que para amonio, nitritos, nitratos y fosfatos se establecieron a partir de estudios de tendencia en las distintas masas de agua litorales. Por otro lado, en los planes de cuenca de la DHCMA no se especifica cuál es el método estadístico utilizado para determinar que una masa de agua se encuentra en estado bueno o peor que bueno respecto a los elementos de los tres criterios evaluados. Así por ejemplo, no es claro si se considera que el hecho de que los valores umbrales de nutrientes sean sobrepasados puntualmente en una masa de agua es suficiente para calificar su estado como peor que bueno o bien si estos deben sobrepasarse en un porcentaje determinado de registros.

En la presente evaluación, se ha optado por evaluar los elementos de los tres criterios primarios en las aguas costeras (*sensu*DMA) agrupadas en función de su localización tomando como referencia la zona de productividad contrastante más cercana. Se han generado series temporales de concentraciones de nutrientes y clorofila en las masas de agua costera asociadas a cada área de productividad contrastante. Se ha considerado que toda el área costera asociada a la zona de productividad determinada se encontraba en BEA si menos del 10% de los registros de cada uno de los elementos evaluados se encontraba por encima del valor umbral de la DMA (Tabla 5). Para el resto de la DM (esto es, para las zonas de las áreas de productividad contrastante más allá de las masas de agua costera), se han utilizado como valores de evaluación de los criterios D5C1 y D5C2 los valores de base calculados en la primera evaluación inicial. Para el criterio D5C5 se ha establecido, de acuerdo con lo recogido en la memoria del plan hidrológico de la DHGB, 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.

Tabla 5. Valores umbrales para la evaluación de las diferentes áreas de la Demarcación. DMA indica los valores para las aguas costeras evaluadas con arreglo a la Directiva 2000/60/CE recogidos en la Memoria del Plan Hidrológico de la DHCMA para el ciclo 2015/202015/2021. En el caso de las aguas costeras, se indica el límite bueno/moderado (entre paréntesis se muestra también el límite bueno/muy bueno). En el caso de las aguas no costeras se indican los valores de base calculados para el periodo más productivo del ciclo anual y para el resto del año (excepto para amonio que se presenta un único valor para todo el ciclo anual; debe notarse también que no hay valores de base definidos para amonio en ALBO1 y ALBO2). Nitrógeno (NT) y fósforo total (FT) no han sido utilizados para la evaluación de las áreas no costeras.

Elementos del criterio	Área de evaluación	Valor de evaluación
Amonio (μM)	Aguas costeras	3,68 (3,33)
	ALBC1	0,65
	ALBC2	0,43
	ALBP1	0,31
	ALBP2	0,50
Nitrato (μM)	Aguas costeras	7,7 (7,1)
	ALBC1	3,98 - 2,33
	ALBC2	1,46 - 1,24
	ALBP1	3,85 - 2,96
	ALBP2	1,07 - 0,59
	ALBO1	3,51 - 2,55
	ALBO2	1,18 - 1,01
Fosfato (μM)	Aguas costeras	0,5 (0,4)
	ALBC1	0,28 - 0,27
	ALBC2	0,18 - 0,22
	ALBP1	0,23 - 0,23
	ALBP2	0,24 - 0,21
	ALBO1	0,30 - 0,27
	ALBO2	0,11 - 0,17
NT (μM)	Aguas costeras	24,3 (22,9)
FT (μM)	Aguas costeras	2,3 (1,9)
Clorofila en la columna de agua ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Aguas costeras	
	DHCMA	6 (3)
	Aguas costeras	5 (10)
	DHCGB	3,09 - 2,24
	ALBC1	1,47 - 1,69
	ALBC2	3,10 - 2,66
	ALBP1	3,10 - 1,81
	ALBP2	2,27 - 1,87
	ALBO1	0,40 - 0,48
ALBO2		

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 optado por utilizar el criterio de integración empleado en la primera evaluación inicial basado en el Procedimiento Común de OSPAR. De acuerdo con el mismo, 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, las zonas de productividad contrastante ALBC1, ALBC2 y ALBP2 y las masas de agua costera próximas a ALBO2 presentan problemas potenciales de eutrofización debido al exceso de nutrientes.

Tabla 6. Resumen de los resultados de la evaluación del periodo 2011-2016. 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 (¿?).

Criterio	Elementos		ALBC1	ALBC2	ALBP1	ALBP2	ALBO1	ALBO2
D5C1	Nitrógeno inorgánico disuelto	DMA	Red	Red	Orange	Red	Orange	Red
		No DMA	Red	Red	Blue	Red	Blue	Blue
	Fosfato	DMA	Green	Green	Green	Green	Green	Green
		No DMA	Green	Green	Blue	Red	Blue	Blue
	NT y FT	DMA	Red	Red	Green	Red	Green	Green
		no DMA	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue
D5C2	Clorofila	DMA	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue
		no DMA	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue
D5C5	Oxígeno	DMA	Green	Green	Green	Green	Green	Green
		No DMA	Green	Green	Green	Green	Green	Green
			Con problemas potenciales	Con problemas potenciales	BEA	Con problemas potenciales	BEA	Con problemas potenciales

En **conclusión**, los registros obtenidos en relación con el criterio D5C1 indican que hubo un exceso tanto de amonio como de NT en algunas zonas de la Demarcación. Esto es probablemente consecuencia de aportes externos, dado que estos nutrientes no tienden a acumularse en la columna de agua por procesos biogeoquímicos, ni hidrológicos. De igual forma, las concentraciones máximas de nitrato atribuibles a fertilización natural (aflorescimientos de agua mediterránea profunda rica en nutrientes) no deben sobrepasar las concentraciones máximas registradas en el agua profunda (alrededor de 8 μ M). Por tanto, los altos valores de nitrato obtenidos puntualmente sólo pueden atribuirse a aportes terrestres.

La DM del Estrecho y Alborán no presenta ríos que descarguen grandes flujos de agua de escorrentía; además, el clima mediterráneo impone caudales muy reducidos durante casi todo el año, con crecidas muy puntuales asociadas a las lluvias a menudo intensas (cuando se producen). La distribución más o menos regular de concentraciones muy altas de nitrógeno a lo largo de toda la costa (en una u otra forma) sólo puede ser explicada por el impacto de aportes desde tierra. Puesto que este exceso de nitrógeno no va aparentemente acompañado de un exceso de fósforo (salvo en el área ALBP2 y posiblemente en el área ALBP1), es posible que la contaminación difusa contribuya significativamente a estos aportes. Sin embargo, se carece de una evaluación cuantitativa adecuada de las fuentes puntuales y difusas de contaminación en la Demarcación, por tanto no es posible concluir a qué actividad o actividades se puede atribuir el exceso de nitrógeno.

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 Estrecho y Alborán se aplicaran 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 Estrecho y Alborán, 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 estén 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

Las áreas de estudio estuvieron situadas en las aguas de transición, costeras, interiores y desde la línea base hasta el límite exterior de la Zona Económica Exclusiva. Estas áreas comprenden zonas de referencia, con riesgo de presencia de contaminantes y/o con elevada concentración de contaminantes (según estudios previos).

Cubre los principales puntos problemáticos de la demarcación y tiene una cobertura de zonas costeras donde las sustancias podrían afectar al medio marino por la proximidad a fuentes contaminantes (ríos, zonas de vertido de dragados, etc.). Además se cubren zonas alejadas de la línea de costa para poder evaluar otras fuentes indirectas de contaminantes como los aportes aéreos.

La fuente de datos usados para la evaluación de estos criterios del descriptor 8 derivan de datos generados en el medio marino a partir de otra Directiva, la DMA, Directiva 2000/60/CE, y de los programas de seguimiento de la contaminación marina que realiza el IEO en las demarcaciones mediterráneas diseñados para cumplir con el Convenio de Barcelona y con la propia DMEM. En el mapa de la Figura 3 se muestran las estaciones de muestreo para el estudio de la contaminación y sus efectos biológicos de este PS.

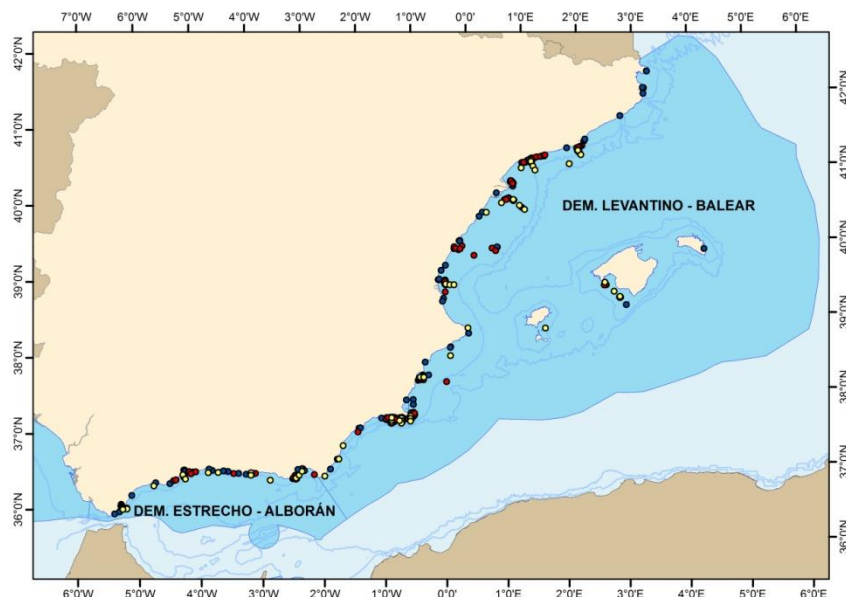


Figura 3. Extensión geográfica de las demarcaciones marinas españolas en el mar Mediterráneo y distribución de las estaciones y puntos de muestreo en relación al D8.

Dentro de la DMA se hace un seguimiento de sustancias prioritarias y preferentes considerando los criterios de calidad ambiental de esta Directiva o los criterios de calidad nacionales. Este seguimiento permite establecer en las aguas costeras (primera milla sobre la línea base) el estado químico de las masas de agua, que es la zona más afectada por los vertidos terrestres. A través del flujo de los datos generados por las CCAAs, se ha podido recopilar una información básica para la evaluación de la demarcación en el marco de la DMEM. Como ya se indicó otra fuente de datos para los indicadores de los descriptores D8C1 y D8C2 con los propios PS elaborados por el IEO basados en la determinación de los niveles de contaminantes persistentes y sus efectos en diferentes matrices marinas. La distribución espacial y tendencias temporales son estudiadas por el IEO de acuerdo con las directrices del Programa Internacional de Evaluación y Control de la Contaminación en el mar Mediterráneo (MEDPOL), en aplicación del Convenio de Barcelona, abarcando desde las aguas costeras hasta zonas más profundas más allá de la primera milla que cubre la DMA.

Criterios e indicadores utilizados

DESCRIPTOR 8:	INDICADORES APLICADOS	Matriz ambiental
Criterio D8C1: En las aguas costeras y territoriales, las concentraciones de contaminantes no superarán los valores umbral.	Concentración de metales pesados (Hg, Cd y Pb) en Biota (CONT-MET-B).	Mejillón (tejidos blandos) Salmonete (músculo)
	Concentración de compuestos organoclorados: bifenilos policlorados (CONT-PCB-B): CB28, CB52, CB101, CB105, CB118, CB138, CB153, CB156 y CB180. Pesticidas clorados (CONT-PO-B): op'-DDT, pp'-DDT y sus metabolitos (DDTs): pp'-DDE y pp'-DDD. lindano (γ -hexaclorociclohexano, γ -hHCH), α -hexaclorociclohexano (α -HCH), hexaclorobenceno (HCB), aldrín, dieldrín, endrín, isodrin.	
	Concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos (CONT-PAH-B) solo en mejillón: fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo[a]antraceno, criseno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, benzo[e]pireno, benzo[g,h,i]perileno, dibenzo(ah)antraceno e indeno[1-2-3 cd]pireno y fluorantreno.	
	Concentración de metales pesados (Pb, Cd, Hg) (CONT-MET-S)	Sedimento superficial (0-1 cm) Fracción <2mm
Concentración de compuestos organoclorados: bifenilos policlorados (CONT-PCB-B): CB28, CB52, CB101, CB105, CB118, CB138, CB153, CB156 y CB180. Pesticidas clorados (CONT-PO-B): op'-DDT, pp'-DDT y sus metabolitos (DDTs): pp'-DDE y pp'-DDD. lindano (γ -hexaclorociclohexano, γ -hHCH), α -hexaclorociclohexano (α -HCH), hexaclorobenceno (HCB), aldrín, dieldrín, endrín, isodrin.		
Concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos (CONT-PAH-S): fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo[a]antraceno, criseno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, benzo[e]pireno, benzo[g,h,i]perileno, dibenzo(ah)antraceno e indeno[1-2-3 cd]pireno y fluorantreno.		
Criterio D8C2: La salud de las especies y la condición de los hábitats no se ven afectadas	SOS: supervivencia en condiciones emergidas (Stress on Stress)	Mejillón (organismo)
	EML: estabilidad de la membrana lisosomal	Mejillón (hemocitos en hemolinfa)

adversamente por los contaminantes, incluidos los efectos acumulativos y sinérgicos .	MT: concentración de metalotioneínas	Mejillón (glándula digestiva)
	ACHE: actividad enzimática AChE	Mejillón (branquias) Salmonete (cerebro)
	MN: frecuencia de micronúcleos	Mejillón (hemolinfa, hialinocitos) Salmonete (sangre, eritrocitos)
	EROD: actividad EROD	Salmonete (hígado)
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

La actualización de evaluación inicial completa puede consultarse en el Anexo. Fichas de Evaluación inicial por descriptores D8.

Indicadores del Criterio D8C1.

En el caso del indicador CONT-DMA, relativo a las concentraciones de sustancias prioritarias y otros contaminantes en aguas costeras y de acuerdo con los cuales se define el buen estado químico de las masas de agua que marca la DMA, en esta demarcación los datos aportados por la Comunidad Autónoma de Andalucía indican que la mayor parte de la superficie de las masas de agua estuvieron en un Buen Estado Químico (>99%). La excepción está marcada por masas de agua con una fuerte modificación antropogénica relacionada por ejemplo con actividades portuarias. Estos datos corresponden geográficamente a las masas de agua costeras que se extiende una milla a partir de la línea base.

En el caso del indicador de pesticidas organoclorados en biota (Indicador CONT-PO-B), en esta actualización del estado de la demarcación ESAL, no se han detectado concentraciones superiores al EAC para ninguno de los contaminantes analizados usando como matriz los tejidos de mejillón. Estos resultados son similares a los obtenidos en la evaluación realizada en 2012. En el caso de los análisis realizados en salmonete, matriz que refleja el grado de impacto de estos contaminantes en la plataforma interna y media, no existen valores definidos de EAC para estos contaminantes. Sin embargo, se observa un incremento del porcentaje de concentraciones de HCB inferiores a los valores de línea base (BAC).

La concentración de PCBs en biota (Indicador CONT-PCB-B) muestra que sólo dos congéneres de PCBs, el PCB 118 y PCB 101, superaron el valor definido como EAC. De forma global para los 7 PCBs con valor EAC definido sólo en un 6 % de las muestras la concentración fue superior al valor de EAC en el caso de mejillón. Además, no existe una tendencia definida para la concentración de estos compuestos entre 2004 y 2013 en esta matriz. En el caso de salmonete sólo un 1,6 % de los casos analizados supero el valor de EAC. Es decir, de forma global para biota este indicador muestra un porcentaje de valores inferiores al EAC inferior al 5%.

En sedimentos los niveles de PCBs (Indicador CONT-PCB-S) superaron sólo en un 3 % las concentraciones EAC. En el caso del *p,p'*DDE un 10 % fue inferior a los valores BAC y en el caso de HCB, dieldrín y lindano los valores fueron siempre inferiores a este valor umbral.

En el caso de los PAHs las concentraciones en mejillón fueron inferiores al EAC para todos los congéneres en la evaluación de 2012 y esta situación se ha mantenido en el informe actual con un 89,8% de muestras con concentraciones inferiores al BAC y solo 10,2% presentan valores mayores que el BAC sin que en ningún caso superen el EAC. Por tanto, en la evaluación actual con los datos disponibles, considerando de forma integrada la evaluación de todos los congéneres de PAHs en mejillón, no se supera el EAC en ninguna de las muestras. Atendiendo a este indicador se cumpliría el BEA, ya que el porcentaje de incumplimiento es inferior al 5% propuesto. En el caso del sedimento, considerando de forma integrada todos los congéneres de PAHs, el 4,9 % de las muestras supera el ERL, un valor claramente superior al del informe de 2012 en el que ninguna muestra superó este umbral. Esto es consecuencia de la inclusión en esta evaluación de una nueva zona de seguimiento para el sedimento, la bahía de Algeciras, que constituye un área con intenso tráfico marítimo e importante actividad industrial. De hecho, en sedimentos de la bahía de Algeciras, el 28,6%, 57,1%, 22,2% y el 100% de las muestras analizadas presentaron valores superiores al ERL para el fenantreno, antraceno, benzo(a)antraceno y benzo(g, h, i)perileno, respectivamente. Como consecuencia de esta situación en la demarcación ESAL, estos cuatro congéneres, superaron el ERL en el 5,9%, 11,8%, 5,9% y 20,6% del total de las muestras analizadas respectivamente, y consecuentemente en esos puntos puede causar efectos adversos en los organismos. Por tanto, la inclusión de este área con alta presión antropogénica ha aumentado significativamente la proporción de sedimentos que superan el criterio ambiental y hacen que a nivel de demarcación el incumplimiento sea del 4,9%, próximo al límite establecido para el cumplimiento del BEA (5%). Por tanto, se han incluido las zonas con mayor presión antropogénica en la demarcación pero ha quedado también en evidencia la necesidad de mejorar la cobertura espacial, incluyendo áreas costeras adicionales y zonas más alejadas de la costa que permitan realizar una evaluación más representativa del conjunto de la demarcación y no solo de las áreas más impactadas.

Respecto al indicador de metales pesados (CONT-MET-B) y atendiendo a la especie indicadora de mejillón, ninguna de las muestras superó los niveles de EAC para ninguno de los tres metales considerados (Cd, Hg y Pb). Además, únicamente un 9% de las muestras de Cadmio y Plomo superan los valores de la línea base (BAC). Esto supone una mejora respecto a la evaluación realizada en 2012, ya que en ese caso, un 2,3% de las muestras superaban los niveles EAC para el Plomo. Atendiendo a los valores de línea base (BAC), un 24,6% de las muestras superaron este nivel para el Cadmio, mientras que para el Mercurio y el Plomo lo hicieron un 6,1% y un 9,1% de las muestras en ambos casos.

Dentro de este mismo indicador, para el caso del salmonete de fango, los valores de Cd, Hg y Pb no superan en ningún caso el valor EAC establecido por OSPAR mientras que sólo un 11% para el Mercurio superan los niveles BAC. Esta mejora observada respecto al informe de 2012 es consecuente con las tendencias temporales decrecientes en las concentraciones de metales en mejillón de en la mayoría de los puntos de muestreo a lo largo de la costa mediterránea de la presente demarcación.

Finalmente, atendiendo al indicador CONT-MET-S, en el 6% de las muestras de Mercurio se superaron los valores de ERL mientras que en ninguna muestra se superó este umbral para el caso del Cadmio o Plomo. Si consideramos los valores del BAC, el 15% de las muestras de Cadmio, 94% de las de Mercurio y 12% de las de Plomo lo superaron. Aun así, a situación es ligeramente mejor a la evaluación presentada en 2012 donde ninguna muestra de Cadmio o Plomo superó el valor ERL pero el 23,4% de Mercurio. Además, en esta evaluación inicial, el 10,8% de las muestras de Cadmio, el 100% de las muestras de Hg y el 46,6% de las muestras de Plomo superaban el BAC.

Indicadores del Criterio D8C2.

Evaluación de los biomarcadores de exposición. En el caso de la actividad EROD en salmonete y de los MN en mejillón y salmonete, un alto porcentaje de las muestras analizadas (alrededor del 90%) presentaron valores inferiores al BAC, indicando un estado del medio marino óptimo con respecto a la presencia de compuestos orgánicos planares y de compuestos genotóxicos. Concretamente el 96% de las muestras analizadas en salmonete de fango presentaron una actividad EROD inferior al BAC, mientras que el 100 % y 91% de las muestras de mejillón y salmonete, respectivamente, presentaron frecuencias de MN inferiores al BAC. En el caso de las MT el porcentaje de muestras de mejillón con una concentración inferior al BAC fue menor, del 63%, con un 37% de muestras presentando un nivel de MT indicativo de una exposición significativa a metales pesados en esos organismos.

Evaluación de los datos de biomarcadores de efectos.

En el caso de la AChE el 100% de las muestras de mejillón presentaron una actividad AChE superior al BAC, indicando un estado óptimo del medio marino para este biomarcador. En el caso de la AChE en salmonete de fango este porcentaje se redujo al 57%, con un 31 % de muestras de salmonete de fango mostrando valores comprendidos entre el BAC y el EAC, indicativos de posible exposición a neurotoxinas, y un 12 % de muestras mostrando niveles de actividad inferiores al EAC, indicativos de un probable efecto deletéreo por exposición a neurotoxinas en estos organismos. Por otro lado, los biomarcadores fisiológicos EML y SOS en mejillón mostraron un estrés moderado o severo en un elevado porcentaje de muestras. Así, sólo el 8 y 22 % de mejillones presentaron un estado fisiológico óptimo para la EML y el SOS, respectivamente. Por el contrario, el 40% y 63% de mejillones estudiados presentaron un estrés moderado para la EML y el SOS respectivamente, mientras que el 52 y 15 % de mejillones reflejaron un estrés fisiológico severo para la EML y el SOS, respectivamente.

Criterio D8C3: 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. 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 2 posibles incidentes de contaminación en 2013, 1 vertido de aceite vegetal y otro de hidrocarburos. En cuanto al origen, 1 de ellos se relaciona con buques y el otro con otros servicios. Ambos vertidos se han producido en alta mar, no habiendo sido registrado ningún incidente grave desde instalaciones en tierra. Las manchas generadas afectaron a una superficie total de 5 km², de los que 1 km² corresponden al aceite vegetal y 4 km² a hidrocarburos.

2.5.4. Conclusiones de la actualización de la evaluación del estado ambiental

Actualización de la Definición de BEA

El BEA que se propone para este descriptor corresponde con los criterios internacionales de calidad ambiental, bien derivados de la legislación vigente o de los propuestos a nivel regional por los convenios internacionales. Por tanto el buen estado ambiental de un ecosistema marino se alcanzará si no supera estos valores de referencia en una amplia mayoría de los casos. Por tanto, un área presenta un BEA si no supera los niveles establecidos hasta un determinado valor umbral, y si las tendencias temporales son decrecientes o permanecen estables con concentraciones próximas a los niveles basales de la demarcación.

Se mantiene la definición del primer ciclo de estrategias marinas:

“El buen estado ambiental de un ecosistema marino se alcanzará si no se supera el valor umbral de referencia en una amplia mayoría de los casos. Igualmente y a diferente nivel de integración, un área presenta un BEA si no supera los valores de referencia EAC establecidos hasta un determinado valor umbral, y si las tendencias temporales son decrecientes o permanecen estables con valores próximos a los niveles basales (BAC) de la demarcación”.

Se sugiere el establecimiento de un valor umbral para la proporción de casos que deberían estar por debajo del T1, que permita establecer si se alcanza o no el BEA para una demarcación. Al igual que en la evaluación inicial de 2012 se propone utilizar un valor umbral inicial del 95% casos sin riesgo (< T1) para cada uno de los indicadores utilizados por separado. Sin embargo, atendiendo a las normas establecidas por la Decisión 2017/848 de la Comisión de 17 de mayo de 2017 no se realizará la integración con valores de distinta naturaleza, químicos y biológicos, ni en distintas especies (hábitats) para definir el BEA. Para poder hacer esta valoración será necesario contar con una cobertura espacial representativa de la demarcación, contando con datos de zonas más alejadas, que constituyen la parte mayoritaria de la demarcación. Este valor deberá ser revisado, discutido y consensuado con posterioridad, para establecer un mismo criterio a nivel europeo o regional.

Su estimación en las nuevas evaluaciones se debe basar en la medida del mayor número de indicadores que incluyan todos aquellos contaminantes sean de tipo persistente, de interés emergente, o en el caso de los efectos biológicos nuevos biomarcadores de acuerdo con la mejora de los planes de seguimiento. La mejora de los planes de seguimiento fundamentalmente en lo referente a su cobertura espacial y el incremento de indicadores que permita mejorar la evaluación del BEA a pesar de que no ha sufrido modificación en su definición.

La definición de BEA se puede hacer únicamente en función del cumplimiento de los diferentes indicadores, tanto para el criterio D8C1 como el D8C2.

Conclusiones:

De todos los indicadores evaluados para el D8C1 y de acuerdo con los datos disponibles en muchos casos referidos a zonas altamente impactadas, encontramos que en biota 9 de los indicadores cumplen con el BEA, y 2, por el contrario, no cumplen con el límite marcado superando en más del 5 % de valor umbral T1. En el caso de sedimento uno de los indicadores no cumple con lo esperable para conseguir el BEA, y 5 de los indicadores sí que está dentro de este nivel de cumplimiento.

En el caso del indicador obtenido a partir de la DMA tenemos que aproximadamente un 99 % de la superficie cumple con el buen estado químico.

En relación a los indicadores del D8C2 los datos son insuficientes para poder extrapolar la evaluación integrada del BEA a nivel de DM.

A nivel de especie y por indicadores se puede concluir que el BEA se alcanza en las áreas de Almería y Málaga para todos los biomarcadores examinados en salmonete de fango.

Los resultados obtenidos en mejillón indican que el BEA se alcanza en La Herradura, Manilva, Algeciras en relación a la exposición a compuestos genotóxicos, neurotóxicos y metales.

Sin embargo, los biomarcadores de estrés más inespecíficos apuntan a unas condiciones ambientales estresantes en los organismos en la estación de Algeciras.

El criterio D8C3, podemos decir que sí alcanza el BEA dado que el número de vertidos y la extensión de los mismos ha sido bastante baja.

Por lo tanto, la DM Estrecho y Alborán no cumpliría con un BEA atendiendo a todos los indicadores seguidos para establecerlo

Hay una serie de limitaciones en la evaluación que impiden hacer una valoración real y adecuada del estado de la demarcación. Entre las limitaciones destacan:

- La necesidad de actualizar y obtener valores EAC para ciertos contaminantes y biomarcadores en función de la disponibilidad de datos existentes en la región mediterránea.
- Incrementar la cobertura espacial y temporal de los programas de seguimiento de la contaminación que dan respuesta a este descriptor, de forma que sean representativos de toda la superficie de la demarcación. De hecho las zonas más alejadas de los focos de contaminación están todavía infrarrepresentadas en los planes de seguimiento. Por ello los datos de los indicadores se han obtenido, en un porcentaje más alto de lo que se correspondería con su representatividad real en el conjunto de la Demarcación, en zonas de muestreo del litoral afectadas por una intensa actividad antropogénica o por la llegada de contaminantes como es el caso de los ríos.
- Necesidad de introducir nuevos contaminantes y biomarcadores en las valoraciones, así como especies indicadoras en áreas más alejadas de la costa.

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

Elementos evaluados

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).

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 DM se elaboraron con otros criterios. El resultado es que no todas las muestras pueden ser asignadas inequívocamente a una DM concreta, a pesar de conocer su procedencia.

Área de evaluación:

La DM Estrecho y Alborán, está englobada en la zona pesquera FAO *Baleares*, “División 37.1.1” (© FAO 1990-2018), pero esta zona pesquera es muy amplia y abarca la totalidad de la Demarcación Marina Estrecho y Alborán, la mayoría de la Levantino-Balear, así como una extensa parte de la costa de África, por lo que no se han podido obtener datos cuya procedencia sea inequívocamente la DM Estrecho y Alborán.

Criterios e indicadores utilizados

Con respecto al anterior ciclo de evaluación, se han modificado los criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas (Decisión (UE) 2017/848), definiéndose un nuevo criterio para la evaluación del Descriptor 9.

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) 1881/2006, los niveles máximos establecidos en ese Reglamento, que corresponden a los valores umbral a los efectos de la presente Decisión.</p> <p>b) Para los demás contaminantes no enumerados en el Reglamento (CE) 1881/2006, los valores umbral que los Estados miembros establecerán mediante la cooperación regional o subregional.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • 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).

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 demarcación Estrecho y Alborán y que se recogen en el Anexo II del informe “Task Group 9 Contaminants in fish and other seafood (Swartenbroux *et al.*, 2010)”.

Sin embargo, como ya se ha comentado anteriormente, no se dispone de datos que pertenezcan inequívocamente a la DM Estrecho y Alborán, lo que imposibilita el análisis y el cumplimiento de los valores umbral establecidos por la legislación vigente.

Teniendo en cuenta la ausencia de datos para la DM, no se puede saber si hay incumplimientos de los criterios del descriptor para los contaminantes estudiados.

El principal problema detectado para realizar correctamente la valoración de estado actual del descriptor 9 en la DM Estrecho y Alborán es la ausencia de datos. Para el siguiente ciclo de evaluación, sería muy conveniente que:

- Se dispusiera de datos de todos los contaminantes legislados para los productos de la pesca.
- El periodo evaluado fuera suficiente para el estudio de tendencias y representativo del periodo estudiado.
- El número de especies analizadas fuera representativo del total de especies destinadas al consumo humano.
- Se dispusiera de datos de especies de todos los grupos taxonómicos legislados.
- Se dispusiera de información detallada de las zonas de captura, caladeros o estaciones de muestreo específicos dentro de la demarcación para asegurar la trazabilidad del origen de las muestras.

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).

En el primer ciclo de evaluación no se pudo determinar con certeza si se cumplía el BEA del descriptor 9 en DM Estrecho y Alborán.

En el presente ciclo de evaluación, como se ha comentado en varios apartados, al no disponerse de datos no se puede realizar la valoración del buen estado ambiental. Por esta razón, no se puede valorar con certeza si se cumple el BEA del descriptor 9 en la demarcación.

2.7 Descriptor 10: Basuras Marinas

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

Elementos evaluados:

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

Mediante la implementación del programa de seguimiento BM-1 de basuras en playas en estas 3 playas de la DM del Estrecho y Alborán:

- Bajamar (Málaga)
- Carchuna (Granada)
- Balerna (Almería)

En ellas se ha realizado un total de 72 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. Los programas de seguimiento BM-2 y BM-3 recabarán los datos necesarios para la evaluación de las basuras flotantes y las basuras en fondos, respectivamente. Aún no se cuenta con resultados de estos programas de seguimiento.
- **Microplásticos en playas:** Se ha aplicado el programa de seguimiento BM-6 de las EEMM en las playas de:
 - Carchuna (Motril, Granada), en 2016
 - Las Azucenas (Motril, Granada), en 2017
 - San Miguel de Cabo de Gata (Almería), en 2018

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:** Mediante el programa de seguimiento BM-4 se recabarán los datos necesarios para la evaluación de este parámetro. Aún no se cuenta con resultados de este programa de seguimiento.
- **Microplásticos en sedimentos:** Se ha aplicado el programa de seguimiento BM-5 para la evaluación de los microplásticos en sedimentos, evaluándose la abundancia, el color y el tipo de microplásticos. Se recolectaron sedimentos en 10 sitios de las DM ESAL y LEBA en el marco del proyecto del plan nacional IMPACTA.

Área de evaluación. Criterios e indicadores utilizados:

La evaluación se ha realizado en el área correspondiente a la DM del Estrecho y Alborán.

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

CRITERIO	INDICADOR	ELEMENTO
<p><u>Criterio D10C1:</u> 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>	<p>BM-pla->Basuras en playas (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-1) Parámetros medidos: - Abundancia de cada tipología de basura marina (nº objetos) - Composición</p> <p>BM-flo->Basuras flotantes (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-2) Parámetros medidos: - Densidad de basura flotante - Composición de basura flotante</p> <p>BM-fon->Basuras en el fondo marino (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-3). (SIN DATOS)</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.
<p><u>Criterio D10C2:</u> 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>	<p>BM-micplaya->Micropartículas de plástico en playas (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-6)</p> <p>Microplásticos en playas: - 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> <p>BM-mic->Micropartículas de plástico en playas (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-6)</p> <p>Microplásticos en la columna superficial del agua: - Concentración de micropartículas de plástico (<5 mm; mps) y 208</p>	<p>Micro-basuras (partículas < 5mm), clasificadas en:</p> <ul style="list-style-type: none"> - polímeros artificiales y - otros.

	<p>macropartículas (> 5 mm;MPS) por m²</p> <p>Microplásticos en sedimentos: - Concentración de partículas por kg de sedimento</p>	
<p>Criterio D10C3: La cantidad de basuras y micro-basuras ingerida por los animales marinos se sitúa en un nivel que no afecta adversamente la salud de las especies consideradas. NO SE HA EVALUADO</p>	<p>BM-bio->Impacto de las basuras en la biota marina</p>	<p>Basuras y micro-basuras clasificadas en:</p> <ul style="list-style-type: none"> - polímeros artificiales y - otros, <p>evaluadas en cualquier especie de los grupos siguientes:</p> <ul style="list-style-type: none"> - aves, - mamíferos, - reptiles, - peces e - invertebrados.
<p>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</p>	<p>BM-bio->Impacto de las basuras en la biota marina</p>	<p>Especies de aves, mamíferos, reptiles, peces o invertebrados en riesgo debido a las basuras.</p>

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:

ESAL-PSBE-04: Aporte de basuras (basuras sólidas incluidas microbasuras)

Se han identificado además otras presiones:

Introducción o propagación de especies alóctonas, al poder actuar las basuras marinas 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, con los siguientes resultados:

a) D10C1

- **Basuras en playas:**

Durante las 72 campañas realizadas se detectaron un total de 25.277 objetos, con una abundancia media e objetos contabilizados por playa y campaña que asciende a 351 (tablas 30 y 31 de la ficha Evaluación Inicial D10 del Anexo del documento IV).

El máximo número de objetos contabilizados corresponde a las campañas de otoño (15 de septiembre - 15 de octubre) y el mínimo a las de invierno (15 de diciembre - 15 de enero). La abundancia media de objetos encontrados por campaña y playa en las 6 anualidades osciló entre 102 y 837. Los objetos de plástico son los más frecuentes y suponen el 70,0% del total. En menor proporción aparecen restos de papel o cartón (12,5%), residuos higiénico-sanitarios (7,0%), y restos de metal (4,8%).

Los objetos más frecuentes en esta demarcación fueron piezas de plástico no identificables entre 0 y 2,5 cm de tamaño en la mayor de sus dimensiones alcanzando casi el 19% del total, seguido de cabitos, cuerdas o cordeles de plástico de diámetro inferior a 1 cm, que supone el 15,2%. Las tapas, tapones y corchos de plástico aparecen en tercer lugar (11,5%) y las colillas en cuarto lugar (10,1%). En menor medida se encontraron los bastoncillos de algodón o piezas de plástico no identificables de entre 2,5 y 50 cm.

La mayor parte de las basuras que se encuentran en las playas de la demarcación Estrecho y Alborán de procedencia conocida están relacionadas con las actividades turísticas (26%), seguida del transporte marítimo o navegación (18%), resultando mucho más escaso el impacto de los residuos procedentes de instalaciones sanitarias (7%) o actividades pesqueras (1%).

La tendencia de la abundancia de las basuras marinas totales en la serie temporal 2013-2018 es creciente.

- **Basuras flotantes y basuras en fondo:**

Aún no se cuenta con resultados para evaluar estos parámetros.

b) D10C2

- **Microplásticos en playas:**

La concentración media obtenida para las playas de esta Demarcación marina ha sido de 38,3 partículas/kg sms de arena, que equivale a 467,8 partículas/m². De las tres playas incluidas en el subprograma, la que presentó una mayor concentración media fue la de San Miguel de Cabo de Gata (77,5 partículas/kg sms de arena, equivalente a 1.002 partículas/m²) y la menor correspondió a la de Carchuna (9,1 partículas/kg sms de arena, equivalente a 113,2 partículas/m²).

La práctica totalidad de las partículas de microplásticos contabilizadas en la DM Estrecho y Alborán 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 (83,7%) o partículas de poliestireno expandido (10,4%).

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:**

Aún no se cuenta con resultados para evaluar este parámetro.

- **Microplásticos en sedimentos:**

La cantidad de microplásticos por kilogramo de peso seco varió de 56 ± 38 MPs / kg d.w. en Palma de Mallorca a 286 ± 156 MPs / kg d.w. en Málaga, con una cantidad promedio de 129 ± 65 MPs / kg d.w. Para todas las ubicaciones analizadas, el tipo microplástico dominante fue de fibras (83,9%), seguido de fragmentos y los colores principales fueron transparentes y azules. La distribución del tamaño de los microplásticos varió entre 38 y 4933 µm, en el caso de los fragmentos, el 85% fue inferior a 0,5 mm, en el caso de las fibras con un rango del 31% de 0,5-1 mm.

Los resultados detallados de la actualización de la evaluación se pueden consultar en la ficha de actualización de la Evaluación Inicial del D10 en el anexo a este documento.

c) D10C3

A través del proyecto INDICIT (<https://indicit-europa.eu/>), en el que participa España, se han analizado por primera vez datos sobre la ingestión de basuras marinas por la especie *Caretta caretta* en la subregión del Mediterráneo occidental, aplicando el enfoque de la Directiva Marco de la Estrategia Marina.

Para ello, se han cuantificado y catalogado las basuras ingeridas por 155 especímenes de Tortuga boba (*Caretta caretta*), recolectadas en el período 1995-2016 en aguas del Mediterráneo Occidental (nordeste de España). Con estos datos se han calculado valores para el indicador “Porcentaje de tortugas con más kg de plástico en el sistema digestivo que la media por tortuga (*Caretta caretta*)”, desarrollado en el marco del proyecto.

Los valores obtenidos para el indicador fueron los siguientes:

- Para el periodo 1995-2005 (subadultos, 60 ejemplares) fue de 30 % (porcentaje de tortugas subadultas que tenían mayor plástico en peso seco que la media (1,47 g))
- Para el periodo 2006-2016 (subadultos 58 ejemplares), 27,8 % (porcentaje de tortugas subadultas que tenían mayor plástico en peso seco que la media (1,31 g))
- Para el periodo 2006-2016 (juveniles, 38 ejemplares) fue de 26,3% (porcentaje de tortugas juveniles que tenían mayor plástico en peso seco que la media (0,35 g))

Estos datos reflejan que se da una alta frecuencia en la presencia de residuos marinos en los contenidos digestivos de tortugas bobas que habitan en el Mediterráneo Occidental, aunque las cantidades ingeridas por esta especie son bajas y no parecen suponer una amenaza significativa para la supervivencia de las poblaciones en la región

La comparativa entre 1995-2005 y 2006-2016 para subadultos en esta región revela un ligero decrecimiento en la cantidad de plásticos ingeridos por tortugas bobas. Si este resultado positivo es consecuencia de la aplicación de políticas orientadas a reducir el uso de plásticos es una cuestión abierta.

Además de en la tortuga boba, el indicador BM-bio->Impacto de las basuras en la biota marina se ha estudiado en diferentes especies de biota marina en el marco de varios proyectos:

- Galeus melastomus
- Sardina pilchardus y Engraulis encrasicolus
- Trachurus mediterraneus, Sardina pilchardus, Engraulis encrasicolus y Boops boops
- Mullus barbatus

En el apartado del D10 del **Anexo parte IV Fichas de Evaluación por Descriptor**, se recogen la metodología y resultados de cada uno de los estudios, que suponen un gran avance en la evaluación de este criterio, aunque no se puedan alcanzar todavía conclusiones respecto al BEA.

2.7.4. Actualización de la definición de 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 de basuras marinas en la demarcación marina Estrecho y Alborán muestra una tendencia creciente en la serie temporal considerada. Los fragmentos no identificables de menos de 2,5 cm, cabitos y cuerdas de diámetro menor de 1 cm, las tapas, tapones y corchos de plástico y los bastoncillos de algodón se encuentran entre los 5 objetos más frecuentes y todos ellos muestran una tendencia creciente en la serie temporal considerada. La categoría plásticos muestra la misma tendencia.

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:

- La abundancia de basuras en playas muestra una tendencia creciente en la serie temporal considerada.
- 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 del Estrecho y Alborán 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 Estrecho y Alborán 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 $\mu\text{Pa}^2 \cdot \text{s}$) o como nivel de presión sonora de pico (en dB re 1 μPa pico) 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 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. % 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 Estrecho y Alborán, 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 rellenado parcialmente con datos de 2014 y principio de 2015.

Por el momento, se ha creado un registro que está parcialmente relleno 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 Estrecho y Alborán 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 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 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.

DESCRIPTORES DE ESTADO

En este apartado se analizan los descriptores relacionados con los elementos pertinentes de los ecosistemas: grupos de especies de aves, mamíferos, reptiles, peces y cefalópodos (descriptor 1), 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 Estrecho y Alborán sólo ha podido actualizarse la evaluación del estado de los grupos funcionales de aves marinas, reptiles y mamíferos marinos. La evaluación del estado de los grupos funcionales de peces y cefalópodos y hábitats pelágicos no ha podido realizarse y la evaluación del estado de los hábitats bentónicos se realiza a través del descriptor 6.

2.9 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) (un apartado para cada elemento)

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)

2.9.1. Aves marinas

2.9.1.1 Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Elementos evaluados

La DM Estrecho – Alborán no alberga una gran diversidad de aves marinas nidificantes, pero sí existen algunos enclaves importantes, especialmente para la gaviota de Audouin. La pardela cenicienta también se reproduce en la demarcación, siendo el único procelariforme que lo hace.

Por último, aunque no nidifica en la zona, la pardela balear utiliza las aguas de la demarcación para alimentarse. Teniendo en cuenta que se trata de un procelariforme críticamente amenazado, es importante monitorear las posibles fuentes de mortalidad que puedan afectar a la especie, especialmente las capturas accidentales en artes de pesca. Esta amenaza constituye el factor clave en el declive de la especie, por lo que es primordial que se alcancen los Objetivos ambientales asociados a este criterio.

Si bien un buen número de especies pasan regularmente por la zona, por su posición clave como corredor migratorio entre el Mediterráneo y el Atlántico, tan solo unas pocas hacen realmente uso de ella. Sin embargo, estas últimas incluyen especies muy localizadas o incluso amenazadas, por lo que es crucial disponer de datos que muestren su situación en la demarcación. Destacan las pardelas cenicienta *Calonectris diomedea* y balear *Puffinus mauretanicus* y la gaviota de Audouin *Larus audouinii*, ya incluidas en la evaluación de 2012.

Tabla 7. Listado de especies usadas como elementos de evaluación en la Demarcación Marina Estrecho - Alborán, y correspondencia con los grupos de aves definidos en la Decisión (UE) 2017/848.

Nombre común	Nombre científico	Grupo según Decisión (UE) 2017/848
Pardela cenicienta	<i>Calonectris diomedea/borealis</i>	Aves que se alimentan en la superficie
Pardela balear*	<i>Puffinus mauretanicus</i>	Aves que se alimentan de especies pelágicas
Gaviota de Audouin	<i>Larus audouinii</i>	Aves que se alimentan en la superficie

*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, y menos en el Mediterráneo. Por ello, no se ha planteado una integración a nivel de grupos de especies. Aun así, en la Tabla 7 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.

En el caso específico de la DM Estrecho-Alborán, la ausencia de mareas y la fuerte humanización de la franja costera no dejan prácticamente lugar para las aves “limícolas” (entendidas en sentido amplio, tal como se definen en la Decisión (UE) 2017/848), y las especies asignadas a este grupo presentes en la DM lo hacen en muy bajo número. Asimismo, existen pocas zonas marinas adecuadas para aves fitófagas. Finalmente, las aves que se alimentan de especies bentónicas, principalmente patos marinos, son comunes en ambientes costeros del norte de Europa, pero muy escasas o excepcionales en el ámbito de la DM.

Así, los grupos potencialmente evaluables en la DM serían las aves que se alimentan de especies pelágicas (la pardela balear) y las aves que se alimentan en la superficie (pardela cenicienta y gaviota de Audouin) (Tabla 7). Ambas especies de este último grupo presenta ecologías extremadamente dispares, por lo que 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 Estrecho y Alborán (Tabla 8), y se comentan brevemente algunas particularidades de cada uno de ellos.

Tabla 8. Criterios empleados para cada una de los elementos de evaluación considerados en la DM Estrecho y Alborán . 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.

Especie	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4
			Éxito Reproductor	Supervivencia adulta	
<i>Calonectris diomedea/borealis</i>					-
<i>Larus audouinii</i>					-
<i>Puffinus mauretanicus</i>		-	-	-	-

Criterio D1C1 – capturas accidentales (primario)

Solo se dispone de información fragmentaria que no puede ser considerada como significativa, a pesar de que sí incluyen algunos datos relativos a pardela cenicienta. Teniendo en cuenta la situación crítica de la pardela balear y que esta presión constituye un criterio en si misma debido al gran impacto que tiene en las aves marinas, será fundamental la puesta en marcha del programa de seguimiento MWEES-ESAL-AV-4_Interaccionpesca.

Criterio D1C2 – abundancia (primario)

Tal como se indica en el documento marco, a la hora de evaluar por este criterio se ha prestado mayor atención a las especies diurnas, que en este caso es la gaviota de Audouin. Se dispone de datos razonablemente buenos sobre esta especie, por lo que en este caso sí se puede dar respuesta al criterio. Sin embargo, a pesar de que la pardela cenicienta también se incluye en este criterio, no se dispone de datos para llevar a cabo una evaluación. Esta ausencia de datos se debe a que el monitoreo ha derivado tradicionalmente de iniciativas por parte de grupos de investigación, con mayor o menor apoyo de las administraciones. Los datos que recoja el subprograma de seguimiento MWEES-ESAL-AV-1_Censoscolonias serán fundamentales para completar futuras evaluaciones.

Tabla 9. Valores umbral empleados para evaluar el buen estado ambiental en base al criterio de abundancia, para las especies evaluadas. 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 colonias concretas.

Especie	Colonia/zona	Valor de referencia (parejas)	periodo valor de referencia	% para establecer umbral	Valor umbral
<i>Calonectris diomedea</i>	EA			80%	Desc.
<i>Larus audouinii</i>	EA	3540	1992-1997	70%	2,478

Criterio D1C3 – parámetros demográficos (secundario)

Al igual que para el resto de Criterios, la DM Estrecho-Alborán está marcada por la ausencia de datos. En este caso, solo se dispone de datos parciales de gaviota de Audouin. La obtención de datos significativos de pardela cenicienta con regularidad a través del subprograma MWEES-ESAL-AV-2_Productividad, supondrá una mejora fundamental en la evaluación de este criterio.

Criterio D1C4 – rango de distribución (secundario)

No se incluye ninguna especie para este criterio. En el caso de la pardela cenicienta, se considera que son especies longevas y muy filopátricas, por lo que no se llega a la desaparición de una colonia hasta una fase ya muy avanzada de un declive. En el caso de la pardela balear, al no existir colonias de la especie en la DM, en todo caso podría reportarse la distribución en el mar, pero ésta es muy difícil de monitorear con regularidad y, además, está sujeta a variables tan dinámicas como la disponibilidad de recursos en el mar. En el caso de la gaviota de Audouin se considera que esta especie pueden cambiar el emplazamiento o tamaño de sus colonias de un año para el otro, sin que ello signifique necesariamente que existe un problema de conservación asociado

En la evaluación inicial de las Estrategias Marinas 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). Esto puede ser particularmente importante en el Mediterráneo, dado el estado generalizado de sobreexplotación, estando cerca del 90% de los stocks de pesca evaluados en esta situación. Otro factor importante a tener en cuenta es la obligación de desembarque, que fue una de las novedades de la nueva reforma de la Política Pesquera Común, PPC en el año 2013 (Reglamento (CE) 1380/2013, que reducirá la disponibilidad de descartes para las aves marinas, un recurso ampliamente usado en la región (Arcos *et al.* 2008). 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.

2.9.1.2 Principales presiones e impactos de la demarcación marina que afectan al grupo aves

La información acerca del grado de incidencia de distintas presiones sobre las aves marinas es relativamente limitada en el caso de esta demarcación marina. Las capturas accidentales son potencialmente importantes, si bien la información disponible es indirecta en la mayor parte de los casos, y debe evaluarse más adecuadamente. Dada la importancia de la región para la pardela balear, y la documentación de capturas accidentales en la vecina demarcación marina levantino-balear, se ha evaluado precautoriamente como no favorable para esta especie, a falta de poner en marcha los programas de seguimiento que permitan ratificar o descartar esta valoración. Por el momento, la

información en base a encuestas y a inspecciones costeras de aves orilladas (ICAOs) refuerza esta decisión. Finalmente, es importante mencionar el riesgo de vertidos accidentales, dado el intenso tráfico marítimo, que incluye transporte de mercancías peligrosas, coincidiendo con zonas de concentración clave para la pardela balear.

Tabla 10. Relación de las presiones identificadas, y la intensidad con la que afectan a las distintas especies de aves marinas usadas como elementos de evaluación en la Demarcación Marina del Estrecho-Alborán (rojo = alta; naranja = media; amarillo = baja).

Tema		Presión	<i>Calonectris diomedea borealis</i>	<i>Puffinus naureticus</i>	<i>Larus audouinii</i>
Biológicas	Introducción o propagación de especies alóctonas (depredadores introducidos)		Alta	Baja	Alta
	Perturbación de especies (por ejemplo, en sus zonas de cría, descanso y alimentación) debido a la presencia humana.		Baja	Baja	Alta
	Extracción o mortalidad / lesiones de especies silvestres, incluidas especies objetivo y no objetivo (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades) - Capturas accidentales		Alta	Alta	Alta
	Extracción o mortalidad / lesiones de especies silvestres, incluidas especies objetivo y no objetivo (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades) – Sobrepesca		Baja	Baja	Alta
Físicas	Cambios de las condiciones hidrológicas (aporte de ríos/condiciones oceanográficas)		Baja	Baja	Baja
Sustancias, basuras y energía	Aporte de otras sustancias (por ejemplo, sustancias sintéticas, sustancias no sintéticas, radionucleidos): fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica, incidentes grave.		Baja	Alta	Baja
	Aporte de basuras (basuras sólidas, incluidas microbasuras.) - ingestión/enredos		Baja	Baja	Baja

2.9.1.3 Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

La información detallada se presenta por fichas elaboradas para cada especie usada como elemento de evaluación, anexas a este informe general. Se resume a continuación la información obtenida para las distintas especies, por criterios (ver Tabla 11).

Criterio D1C1 – capturas accidentales

A pesar de que se trata de un criterio crucial para entender la tendencia negativa de algunas especies, especialmente de procelarifórmes, no se dispone de datos sistemáticos al respecto en la región. Esta situación debe revertirse en el futuro, sobre todo teniendo en cuenta que una especie en peligro crítico, la pardela balear, muy susceptible a esta amenaza, utiliza esta demarcación como zona de alimentación. Cualquier fuente de mortalidad de esta especie, especialmente de aves adultas, puede suponer la

inviabilidad de sus poblaciones y su extinción en pocos años. Es pertinente comentar que, en el caso de la pardela balear, un reciente estudio demográfico demostraba este impacto al estimar en un 14% el declive anual de la especie, y relacionaba las capturas accidentales con el 45% de la mortalidad adulta, pasando a ser la amenaza de mayor importancia (Genovart *et al.*, 2016). Parte de ese impacto es factible que se produzca en la DM del Estrecho-Alborán, por lo que es crucial la puesta en marcha de los programas de seguimiento de esta demarcación enfocados a dar respuesta a este criterio, para poder adaptar e implementar medidas de mitigación en caso de ser necesarias.

Criterio D1C2 – Abundancia

Gaviota de Audouin (*Larus audouinii*)

La especie parece haber sufrido un declive después de años de aumento. Esto podría estar relacionado con la tendencia descrita en la DM Levantino-Balear y, en este caso, sería recomendable que se llevara a cabo un análisis de toda la población en conjunto, que complementara el análisis por demarcaciones. En cualquier caso, en vista de los resultados, se puede decir que no se alcanza el BEA para esta demarcación. Usando los valores límite descritos en la definición de BEA, tanto si se compara a nivel de demarcación como a nivel del total en la península Ibérica, la especie se encuentra por debajo del límite establecido.

Pardela cenicienta (*Puffinus mauretanicus*)

No se dispone de datos relativos al periodo de este informe, por lo que no se puede alcanzar un diagnóstico. Es fundamental la puesta en marcha de los programas de seguimiento para obtener información sobre esta especie, única del orden procelariiformes en la DM.

Criterio D1C3 – parámetros demográficos

Pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*)

No se dispone de datos procedentes del presente periodo, por lo que no se puede evaluar este criterio. Teniendo en cuenta que a menudo los parámetros demográficos son más útiles que las estimas de abundancia para cálculos de viabilidad (por ello recomienda que este criterio pase a ser primario en Procellariiformes) es fundamental la puesta en marcha de los programas de seguimiento correspondientes en la demarcación.

Gaviota de Audouin (*Larus audouinii*)

Se dispone de datos de bastante calidad para comparar con los umbrales establecidos. Durante el presente periodo, y siguiendo el proceso de selección de datos descrito en la definición de BEA, se ha obtenido un éxito reproductor de 0,32, superior al 0,25 establecido en el umbral. Por ello, se puede decir que la especie sí se encuentra en BEA para este criterio, si bien hay que tener presente que se trata de datos de productividad relativamente bajos.

2.9.1.4 Conclusiones de la actualización de la evaluación inicial y el buen estado ambiental

Sólo se pueden integrar los resultados obtenidos para gaviota de Audouin, aunque no se dispone de datos para todos los criterios. A pesar de que se obtienen valores de productividad por encima del umbral, éstos siguen siendo considerablemente más bajos que los máximos históricos registrados en la demarcación, a lo que se une una tendencia negativa en el criterio de abundancia. Por ello, se considera que la especie no se encuentra en buen estado ambiental.

Tabla 11. Resumen de la actualización del BEA en la DM Estrecho - Alborán por criterios y especies, así como de forma integrada. 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.

Especie	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	Integración
<i>Calonectris diomedea/borealis</i>				-	
<i>Puffinus mauretanicus</i>		-	-	-	
<i>Larus audouinii</i>				-	

2.9.2. Mamíferos marinos

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

Elementos evaluados y área de evaluación:

Tal y como se indica en el en el documento de EI del BEA del primer ciclo de las estrategias marinas, esta DM está caracterizada por el elevado número de especies de cetáceos presentes. En total 9 pueden considerarse comunes: el rorcual común (*Balaenoptera physalus*), el cachalote (*Physeter macrocephalus*), el zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*), el delfín común (*Delphinus delphis*), el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*), el delfín mular (*Tursiops truncatus*), el calderón gris (*Grampus griseus*), el calderón común (*Globicephala melas*) y la orca (*Orcinus orca*); 4 se consideran ocasionales: la yubarta (*Megaptera novaeangliae*), el rorcual aliblanco (*Balaenoptera acutorostrata*), el zifio calderón (*Hyperoodon ampullatus*) y la pseudoroca (*Pseudorca crassidens*) y 1 rara: la marsopa (*Phocoena phocoena*).

Las unidades de gestión, UG, seleccionas para cada grupo de especies dentro del elemento “especies de mamíferos marinos” en la DM del Estrecho y Alborán, son las siguientes:

Pequeños odontocetos:

- UG5. TT mar Alborán: delfín mular (*Tursiops truncatus*)
- UG6. TT estrecho Gibraltar: delfín mular (*Tursiops truncatus*)
- UG11. DD mar Alborán: delfín común (*Delphinus delphis*)

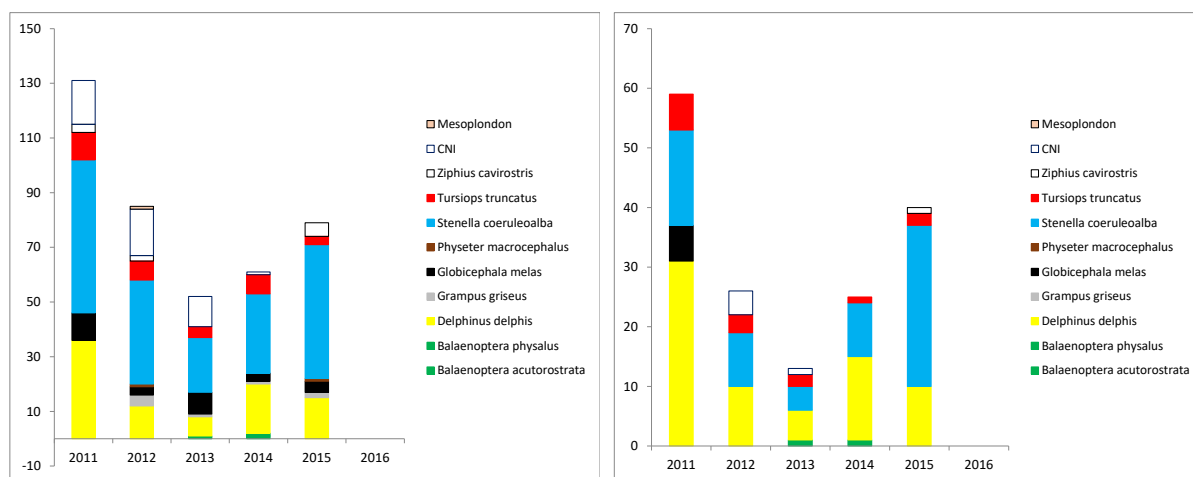
Odontocetos de buceo profundo:

- UG14. GM mar Alborán y golfo de Vera: calderón común (*Globicephala melas*)
- UG15. GM estrecho Gibraltar: calderón común (*Globicephala melas*)
- UG17. ZC mar Alborán y golfo de Vera: zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*)

A pesar de que en el periodo comprendido entre 2011 y 2018 se han recopilado 61 trabajos científicos a diferentes niveles, que podrían contener información relevante son las UG de la DME Estrecho y Alborán. Se revisaron un total de 8 informes técnicos, 27 artículos científicos, 10 presentaciones a congresos y 1 tesis doctoral. De la totalidad de los 55 documentos 8 fueron publicados en 2011, 2 en 2012, 9 en 2013, 4 en 2014, 6 en 2015, 6 en 2016 y 5 en 2017 y 6 en 2018.

Para los datos referidos a varamientos se solicitó la base de datos del portal web BEVACET (Figura 4) y se contó con registros aportados por el MITECO y las CCAA de la comunidad de Andalucía (Figura 4. Distribución temporal del número de varamientos de especies de mamíferos marinos en la DM Estrecho y Alborán durante el periodo 2011-2017. Datos obtenidos de la base de datos BEVACET correspondientes a la comunidad de Andalucía; Málaga, Granada y Almería (inf-drcha). CNI: cetáceo no identificado, O: otros, Sb: *Steno bredanensis*, Mn: *Megaptera novaengliae*.

Si se comparan todas las gráficas se observa claramente como los datos, a pesar de no ser coincidentes al 100% presentan una similitud elevada tanto en cobertura temporal como en el número de registros de animales varados por especie y año. Aun así se recomienda seguir avanzando en el diseño e implantación un sistema efectivo para poder acceder a esta importante fuente de información, que requiere apoyar y potenciar las actuaciones de las diferentes Redes de Varamientos. Además, se deberían aportar los mecanismos necesarios para que las propias Redes de Varamientos sean las entidades encargadas de aportar la información de manera continua y actualizada.). En el caso de la base de datos BEVACET, a pesar de que existe un campo para las interacciones humanas, no existe ningún registro de cetáceos varados para estas áreas con indicios compatibles con diagnóstico de muerte por captura accidental en artes de pesca. Los datos aportados por la comunidad autónoma de Andalucía presentan varios registros de especies varadas con indicios compatibles con diagnóstico de muerte por captura accidental en artes de pesca, todos ellos en la provincia de Málaga; 15 registros de delfín común, 2 registros de delfín mular, 1 registro de delfín listado, 1 registro de calderón gris. En las provincias de Granada y Almería no existe ningún registro de cetáceos varados para estas áreas con indicios compatibles con diagnóstico de muerte por captura accidental en artes de pesca.



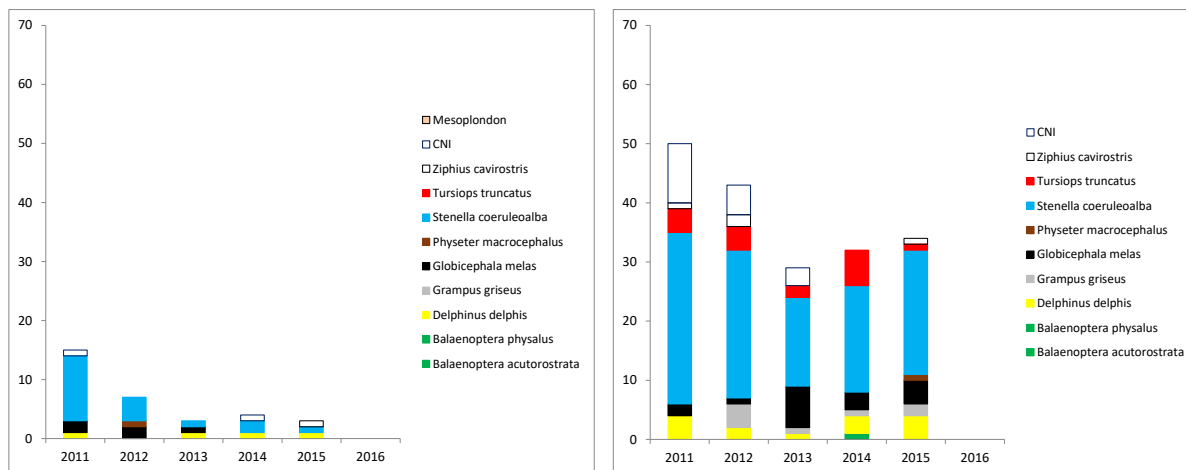
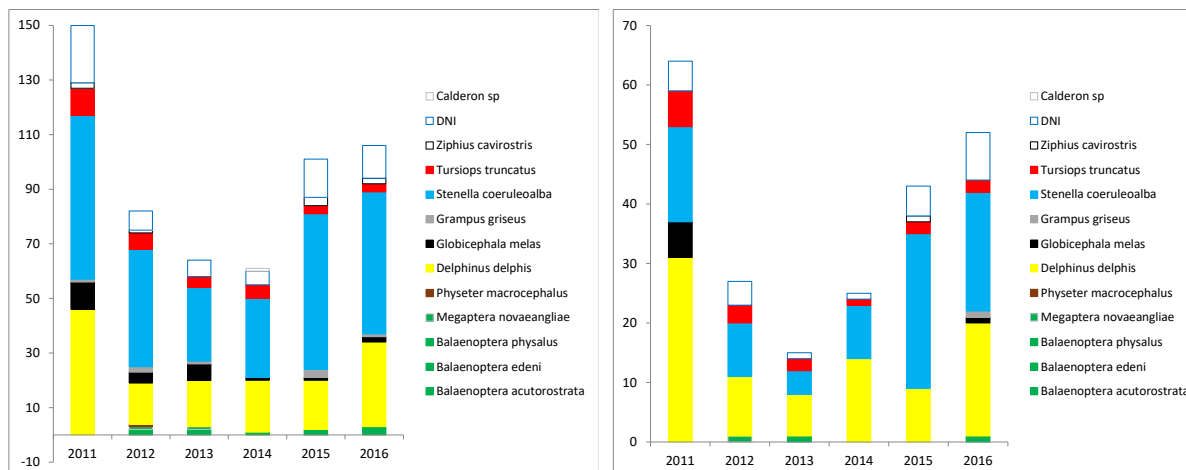


Figura 4. Distribución temporal del número de varamientos de especies de mamíferos marinos en la DM Estrecho y Alborán durante el periodo 2011-2017. Datos obtenidos de la base de datos BEVACET correspondientes a la comunidad de Andalucía; Málaga, Granada y Almería (inf-drcha). CNI: cetáceo no identificado, O: otros, Sb: Steno bredanensis, Mn: Megaptera novaengliae.

Si se comparan todas las gráficas se observa claramente como los datos, a pesar de no ser coincidentes al 100% presentan una similitud elevada tanto en cobertura temporal como en el número de registros de animales varados por especie y año. Aun así se recomienda seguir avanzando en el diseño e implantación un sistema efectivo para poder acceder a esta importante fuente de información, que requiere apoyar y potenciar las actuaciones de las diferentes Redes de Varamientos. Además, se deberían aportar los mecanismos necesarios para que las propias Redes de Varamientos sean las entidades encargadas de aportar la información de manera continua y actualizada.



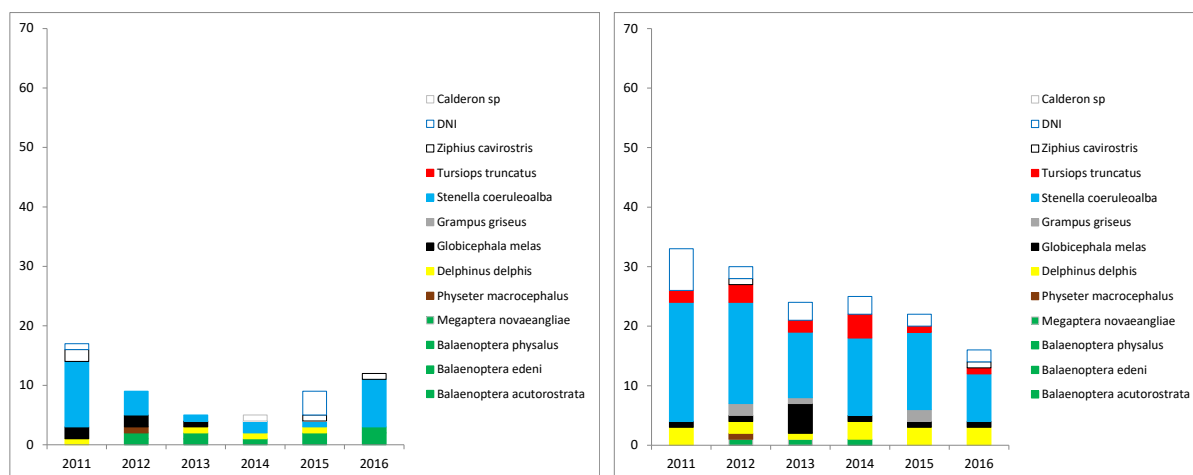


Figura 5. Distribución temporal del número de varamientos de especies de mamíferos marinos en la DM Estrecho y Alborán durante el periodo 2011-2017. Datos proporcionados por la comunidad de Andalucía; Málaga, Granada y Almería (sup-izda), Málaga (sup-drcha), Granada (inf-izda) y Almería (inf-drcha). BNI: Ballena no identificada, CNI: cetáceo no identificado, DNI: delfín no identificado y ZNI: zifio no identificado.

Criterios aplicables para el descriptor 1 para 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 Estrecho y Alborán utilizar todos los criterios indicados en la Decisión (UE) 2017/848 de la Comisión para el grupo de mamíferos marinos.

Los criterios indicadores del BEA para el grupo de mamíferos marinos seleccionados en la demarcación marina del Estrecho y Alborán son:

- D1C1: MORTALIDAD POR CAPTURA ACCIDENTAL.
- D1C2: ABUNDANCIA DE LA POBLACION.
- D1C3: CARACTERISTICAS DEMOGRAFICAS DE LA POBLACION.
- D1C4: RANGO Y PATRÓN DE DISTRIBUCIÓN DE LA POBLACIÓN.
- D1C5: HÁBITAT DE LA ESPECIE.

2.9.2.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al grupo 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, se ha adaptado la nomenclatura a las recomendaciones de la Directiva 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 ha utilizado las mismas



calificaciones que las presentes en las tablas del Anexo 1 del documento Programas de medidas, adaptando la nomenclatura a lo establecido en la Directiva (EU) 2017/845 tal.

En la Tabla 12 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 Estrecho y Alborán a partir de las tablas de presiones incluidas en el Anexo 1 de documento programa de medidas (MAGRAMA, 2015). Los pequeños odontocetos de la DMESAL están sometidos a varias presiones antropogénicas entre las que destacan, “Transporte marítimo”, “Aportes de sustancias, basuras y energías”, “Generación energías renovables y no renovables” y “Perturbación de especies”. En el caso de los odontocetos de buceo profundo el “Transporte marítimo”, “Aporte de sonido antropogénico” y “Aportes de basuras” han sido identificadas como la presiones más importantes.

Tabla 12. Presiones de las UGs y grupos definidos para la DM Estrecho y Alborán . Importancia baja (*), importancia media (**)e importancia alta (***).Modificada de Anexo I, Programa de medidas (MAGRAMA, 2015).

Presiones Directiva (EU) 2017/845	PEQUENIOS ODONTOCETOS (PO)				ODONTOCETOS DE BUCEO PROFUNDO (OBP)			
	UG5:TT mar Alborán	UG6:TT estrecho Gibraltar	UG11: DD mar Alborán	PO	UG14: GM mar Alborán y Golfo Vera	UG15: GM estrecho Gibraltar	UG17: ZC mar Alborán y Golfo Vera	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	***	***	*	***	*	*	*	*
Aporte de sonido antropogénico (impulsivo, continuo)	**	**	*	**	*	*	***	***
Pesca y marisqueo (profesional, recreativa)	*	*	*	*	*	*	*	*
Aporte de otras sustancias (por ejemplo, sustancias sintéticas, sustancias no sintéticas, radionucleidos): fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica, incidentes graves	***	***	*	***	*	*	*	*
Aporte de basuras (basuras sólidas, incluidas microbasuras)	*	*	*	*	*	*	***	***
Aporte 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	***	***	*	***	*	*	*	*

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

Delfín mular (*Tursiops truncatus*)- UG5-TT mar Alborán

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

Según el documento de EI y definición del BEA en el mar de Alborán no hay datos precisos sobre la tasa de capturas accidentales de delfines mulares, aunque los modelos teóricos predicen alta probabilidad de interacción (García Tiscar, 2010). En un trabajo preliminar en el mar de Alborán, las capturas de especies de interés por parte de los delfines suponen el equivalente al 27% de los ingresos totales de los pescadores.

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

Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Vázquez *et al.* (2014) en una revisión bibliográfica sobre captura accidental indican que entre 1996 y 2013 el 9,9% de los delfines mulares varados en la DM Estrecho y Alborán presentaron indicios compatibles con captura accidental. No existe ningún registro de varamientos de delfines mulares con signos compatibles con captura accidental en la base de datos BEVACET para el área de Málaga, Granada y Almería. En la base de datos proporcionada por la comunidad autónoma de Andalucía en el periodo comprendido entre 2011-2017, existen dos registros de delfín mular con diagnóstico compatible con captura accidental.

La no existencia de valores de base de las capturas accidentales, ni de los umbrales, así como el desconocimiento efectivo de la evolución de las muertes por interacción por pesca en las aguas de la DM Estrecho y Alborán, no permite concluir el estatus del criterio D1C1 para la UG5-TT mar de Alborán.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

Los valores de estima de la abundancia incluidos en el documento de EI y definición del BEA, para esta unidad de gestión, cifran en 1.189 individuos (95% IC: 961-1.420), con una densidad de 0,049 individuos por kilómetros cuadrado, los delfines mulares en el mar de Alborán. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.2. Tamaño de la población” como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

En Gauffier *et al.* (2017), se hace una revisión de los resultados del proyecto CETASUR donde se obtienen estimas de abundancia en tres áreas dentro del mar de Alborán por técnicas de fotoidentificación y modelos de captura-marca-recaptura (software MARK 7.1. (Cooch y White 2015); Ceuta-Marina Smir con 105 individuos (95% IC: 67-213; CV: 0,32), Alhucemas con 204 individuos (95% IC: 141-332; CV: 0,23), y Melilla-Saidia con 318 individuos (95% IC: 250-420; CV: 0,13). Para el total de las 3 áreas, según el mejor modelo (Mh) siguiendo los criterios de (*Otis et al.*, 1978), se estima una estima de abundancia de 870 individuos (95% IC: 707-1096; CV: 0,11). El trabajo concluye que esta estima de 870 individuos obtenida en la cuenta sur del mar de Alborán, desde Ceuta hasta la frontera Marruecos/Argelia, es muy similar a la que se ha encontrado en la cuenca norte donde se estima una abundancia de 903 animales entre 1992 y 2010 (IC 95%: 731-1063, CV: 0,15, Cañadas, A. comm. pers.).

Este último dato de Cañadas se incluye como valor de referencia en los programas de seguimiento.

Ante la falta de información específica, no se puede evaluar el estatus del criterio D1C2 para la UG5-TT mar de Alborán.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

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

De la dieta de esta UG se sabe que el grupo de presas más importante (54% de la dieta por término medio), es el formado por voraces, aligotes y chicharros, tres especies nectobentónicas, con rango de profundidades ente 31 y 500 metros, que solapa, parcialmente al menos, con el rango preferido de los delfines mulares para la alimentación. En menor medida aparecen caballas, merluzas, besugos y bogas, y dos especies de pequeños pelágicos (alacha y boquerón) y una especie nectobentónica (trompetero) (García Tiscar, 2010).

En cuanto a otras características demográficas, en el año 2010, cuando se recopiló la información para el documento de EI y definición del BEA, no existía información específica para esta población por lo que se incluyó únicamente una revisión bibliográfica general.

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 mular del mar de Alborán como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

La ausencia de nueva información sobre las características demográficas de esta población no permite evaluar el estado del criterio D1C3 para la UG5-TT mar de Alborán.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

La información disponible hasta el año 2011 acerca de la distribución de la especie permite saber que las áreas con mayor densidad de delfines mulares son la bahía de Almería, la isla de Alborán y el seco de los Olivos, un conjunto de elevaciones montañosas de origen volcánico especialmente interesante para la alimentación de los delfines mulares (García Tiscar, 2010).

El documento de EI y definición del BEA del primer ciclo de las estrategias marinas se recoge que, con información obtenida del programa de monitorización de Alnitak durante el periodo 1992 – 2012 y de los muestreos realizados por la CAPMA, CIRCE, Alnilam, ANSE y la EBD-CSIC, utilizando modelos a partir del software MAXENT y testando la distribución espacial de la especie en base a una serie de covariables (fisiográficas, oceanográficas y geográficas), siguiendo las directrices de la Decisión de la Comisión 2012/477/EU “sobre criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado ambiental de las aguas marinas”, la distribución de la especie estaría explicada en un 45% por la batimetría del fondo y en un 15% por la pendiente.

Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.1. Distribución de especies” en el caso del delfín mular del mar de Alborán como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Giménez *et al.* (2018a) utilizando técnicas de modelización espacial de la densidad, indican que esta especie en el mar de Alborán tiende a aparecer en áreas de 400 a 500 m de profundidad y cerca del monte submarino "Seco de los Olivos".

La ausencia de nueva información robusta sobre la distribución y patrones de esta población no ha permitido evaluar el estado del criterio D1C4 para la UG5-TT mar de Alborán.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

Otras potenciales amenazas son la degradación de su medio, incluyendo el deterioro de su hábitat, cambios en la disponibilidad de presas, incremento de la exposición a contaminantes y la interacción con el hombre (MAGRAMA, 2012).

No existe más información relevante relativa al hábitat de esta Unidad de Gestión. Al ser un criterio normalizado por la DECISIÓN (UE) 2017/848 DE LA COMISIÓN de 17 de Mayo de 2017, no se evaluó durante la EI del BEA ni fue actualizado durante los programas de seguimiento asociados, por lo que la posible información disponible está dispersa y descentralizada, y en ningún caso evaluada.

La ausencia de nueva información sobre el hábitat de la especie en esta región no permite evaluar el estado del criterio D1C4 para la UG5-TT mar de Alborán.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA LA UG5-TT MAR DE ALBORÁN Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA.

En el caso de la UG5-TT mar de Alborán, no se puede realizar la integración de los criterios por falta de datos en muchos de ellos.

Delfín mular (*Tursiops truncatus*) - UG6-TT estrecho Gibraltar

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

Según el documento de referencia, en el estrecho de Gibraltar no hay datos precisos sobre la tasa de capturas accidentales de delfines, aunque los modelos teóricos predicen una alta probabilidad de interacción (García Tiscar, 2010). Sin embargo, las capturas por parte de los delfines mulares suponen el equivalente al 0,41% de los ingresos de los pescadores en el área. Se considera zona de riesgo para las capturas accidentales toda la franja litoral hasta una profundidad de unos 400 metros.

No existen datos en el documento de EI y definición del BEA para este criterio en esta UG. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio "1.3. Condición de la población" como "**No se puede diagnosticar por falta de información robusta**".

Vázquez *et al.* (2014) en una revisión bibliográfica sobre captura accidental indican que entre 1996 y 2013 el 9,9% de los delfines mulares varados en la DMESAL presentaron indicios compatibles con captura accidental. No existe ningún registro de varamientos de delfines mulares con signos compatibles con captura accidental en la base de datos BEVACET para el área de Málaga, Granada y Almería. En la base de datos proporcionada por la comunidad autónoma de Andalucía en el periodo comprendido entre 2011-2017, existen dos registros de delfín mular con diagnóstico compatible con captura accidental.

La no existencia de valores de base de las capturas accidentales, ni de los umbrales, así como el desconocimiento efectivo de la evolución de las muertes por interacción por pesca en las aguas de la DM Estrecho-Alborán, no permite evaluar el estado del criterio D1C1 para la UG6-TT Estrecho Gibraltar.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

La estima de abundancia incluida en el documento de EI y definición del BEA, para esta unidad de gestión, arroja un dato de estima poblacional de 297 animales (95% IC : 276-332) (Chico Portillo *et al.*, 2011), considerándose una población aislada con animales que no se han visto en ningún momento en aguas del golfo de Cádiz. Este mismo valor de referencia es el que ha sido considerado en la redacción de los programas de seguimiento (MAPAMA, 2014). Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas (MAPAMA, 2015) se diagnosticó el estado para el criterio “1.2. Tamaño de la población” como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Ante la falta de información específica y nuevos datos, no se puede realizar la evaluación del criterio D1C2 para la UG6-TT Estrecho Gibraltar.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

No existe información relativa a 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 mular del estrecho de Gibraltar como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**. Por tanto no se puede realizar la evaluación del criterio D1C3 para la UG6-TT Estrecho Gibraltar.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

El documento de EI y definición del BEA, del primer ciclo, recoge que, con información obtenida del programa de monitorización de Alnitak durante el periodo 1992 – 2012 y de los muestreos realizados por la CAPMA, CIRCE, Alnilam, ANSE y la EBD-CSIC, utilizando modelos a partir del software MAXENT y testando la distribución espacial de la especie, en base a una serie de covariables (fisiográficas, oceanográficas y geográficas) siguiendo las directrices de la Decisión de la Comisión 2012/477/EU “sobre criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado ambiental de las aguas marinas”, la distribución de la especie estaría explicada en un 45% por la batimetría del fondo y en un 15% por la pendiente del fondo.

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

El delfín mular del estrecho de Gibraltar aparece en aguas profundas entre 200 y 600 m (de Stephanis *et al.*, 2008).

En cuanto a la dieta, el grupo de presas más importante es el formado por doradas y bailas, dos especies nectobentónicas con un rango de profundidad entre 0 y 100 metros que suponen el 31% de la dieta. En menor medida completan la dieta la merluza y la lubina, ambas localmente abundantes en el estrecho (MAGRAMA, 2012).

Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.1. Distribución de especies” en el caso del delfín mular del estrecho de Gibraltar como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Trabajos más recientes de Giménez *et al.* (2018b) a través de varias herramientas de diagnóstico ecológico (cargas contaminantes e isótopos estables) y monitoreo individual (fotoidentificación), resaltan que el

delfín mular del estrecho de Gibraltar y del golfo de Cádiz, aunque genéticamente son indistinguibles, si presentan diferenciación ecológica apuntando a la necesidad de establecer dos unidades de gestión ecológicas separadas.

La ausencia de nueva información sobre la distribución y patrones de esta población no ha permitido actualizar el estado del criterio D1C4 para la UG6-TT Estrecho Gibraltar.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

En el documento marco de las estrategias marinas del primer ciclo de las estrategias marinas se hace mención al tráfico marítimo como una amenaza especialmente relevante en el área del estrecho de Gibraltar. Además, se considera el vertido de hidrocarburos como una amenaza especialmente relevante en la bahía de Algeciras donde se ubica la refinería de Algeciras y hay gran cantidad de trasvase de hidrocarburos desde tierra a los barcos y viceversa, así como un bunkering importante.

A pesar de que los impactos de los sonares militares de frecuencia media sobre delfines mulares no se han estudiado directamente, es preciso resaltar que la zona del estrecho de Gibraltar se caracteriza por estar altamente militarizada. En concreto en la zona de la ensenada de Barbate se vienen realizando ejercicios militares, con impresionantes despliegues de medios. Estos ejercicios podrían causar daños en los delfines mulares, por ser una presencia inusual de una alta densidad de barcos, el aumento del nivel de ruido antropogénico, o una combinación de ambas.

No existe más información relevante relativa al hábitat de esta UG. Al ser un criterio normalizado por la DECISIÓN (UE) 2017/848 DE LA COMISIÓN de 17 de Mayo de 2017, no se evaluó durante la EI del BEA ni fue actualizado durante los programas de seguimiento asociados, por lo que la posible información disponible está dispersa y descentralizada y en ningún caso ha sido evaluada.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA LA UG6 TT ESTRECHO DE GIBRALTAR Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA.

En el caso de la UG6-TT Estrecho Gibraltar, tampoco ha sido posible realizar la integración de los criterios, por la falta de datos suficientes.

Delfín común (*Delphinus delphis*) - UG11-DD mar de Alborán

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

La información sobre la captura accidental en el documento de EI y definición del BEA del primer ciclo de estrategias marinas para la UG11-DD mar de Alborán es escasa. Según la estima de Tudela *et al.* (2005), la flota marroquí durante el año 2003 capturó en doce meses entre 3110 y 4184 delfines comunes y listados con una proporción del 50% de cada especie en el mar de Alborán. Esta gran cantidad de capturas es debida a la mayor longitud de las redes y al enorme esfuerzo pesquero anual tras realizar una temporada de pesca muy extensa. A su vez estimaron una captura anual de la flota con base en Tánger de entre 11.590 y 15.127 (tanto delfines comunes como listados capturados en el estrecho de Gibraltar y golfo de Cádiz) basándose en la hipótesis de que hay una tasa de captura accidental similar a la que se da en el mar de Alborán. Esta estima, como remarcan los autores, debe ser tomada con precaución ya que se basa en una asunción sin verificar.

Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” como “No se puede diagnosticar por falta de información robusta”.

Vázquez *et al.* (2014) en una revisión bibliográfica sobre captura accidental indican que entre 1996 y 2013 el 11,1% de los delfines comunes varados en la DM Estrecho y Alborán presentaron indicios compatibles con captura accidental. No existe ningún registro de varamientos de delfines comunes con signos compatibles con captura accidental en la base de datos BEVACET para el área de Málaga, Granada y Almería. En la base de datos proporcionada por la comunidad autónoma de Andalucía en el periodo comprendido entre 2011-2017, existen 15 registros de delfín común con diagnóstico compatible con captura accidental.

La no existencia de valores de base de las capturas accidentales, ni de los umbrales, así como el desconocimiento efectivo de la evolución de las muertes por interacción por pesca en las aguas de la demarcación Estrecho-Alborán, no permite evaluar el estado del criterio D1C1 para la UG11-DD mar de Alborán.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

En el documento de EI y definición del BEA, del primer ciclo, las estimas de abundancia más recientes de delfines comunes en el mar de Alborán y el estrecho de Gibraltar en verano (junio a septiembre), calculadas mediante modelización espacial, son de una densidad de 0,861 delfines/km² (CV: 0,082) y una abundancia de 20.316 individuos (95% IC: 17.978-21.610). En 2010, se estimó por modelos de captura-marca-recaptura mediante fotoidentificación que 1.868 delfines comunes (95% IC: 1.483-2.356; CV: 0,116), usan la bahía de Algeciras durante los meses de verano (MAGRAMA, 2012). Estudios anteriores (Forcada y Hammond, 1998; Bearzi *et al.*, 2003), pusieron de manifiesto que esta especie solo era abundante en el mar de Alborán, escasos en el área sur de las islas Baleares y casi ausentes en el noroeste del Mediterráneo. Grupos de centenares de individuos son observados en el mar de Alborán y golfo de Vera, en contraposición a los pequeños grupos observados en el resto del mar Mediterráneo (Cañadas *et al.*, 2002).

En los programas de seguimiento (MAPAMA, 2014) se incluyen dos estimas según diferentes autores y metodologías. En la Bahía de Algeciras se estimó la población a través de la fotoidentificación y de modelos de captura-marca-recaptura en 1.966 individuos (95% CI: 1.590-2.414; CV: 0,11) en 2010. Además, por métodos de modelización espacial, se estimó la población del mar de Alborán en 21.500 individuos (95% CI: 18.662-23.186; CV: 0,06) para el periodo comprendido entre 1992-2010 (MAGRAMA, 2012).

Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.2. Tamaño de la población” como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Recientemente, Cañadas y Vázquez (2017) predicen una estima de abundancia de 19.082 (CV:4,7%), y una densidad de 0,8704 animales/km² en el periodo 1992–2011.

Si bien es cierto que ciertas estimas se han actualizado y que los nuevos resultados obtenidos son coherentes con los conocidos anteriormente para esta población, el origen de los datos es el mismo, habiendo cambiado únicamente la escala temporal por lo que siguen siendo insuficientes para evaluar el criterio D1C2 de la UG11-DD mar de Alborán.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

En el documento de EI y definición del BEA, del primer ciclo, no existe información relativa a 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 mular del mar de Alborán como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

La ausencia de nueva información sobre las características demográficas de esta población no permite evaluar el estado del criterio D1C3 para la UG11-DD mar de Alborán.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

El documento de EI y definición del BEA recoge que, con información obtenida del programa de monitorización de Alnitak durante el periodo 1992 – 2010 y de los muestreos realizados por la CAPMA, CIRCE, Anilam, ANSE y la EBD-CSIC, utilizando modelos a partir del software MAXENT y testando la distribución espacial de la especie, en base a una serie de covariables (fisiográficas, oceanográficas y geográficas) siguiendo las directrices de la Decisión de la Comisión 2012/477/EU “sobre criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado ambiental de las aguas marinas”, la distribución de la especie estaría explicada en un 39% por la batimetría del fondo, en un 29% por la temperatura superficial del agua y en un 19% por el aspecto del fondo.

Cabe recalcar también, que los delfines comunes en el mar de Alborán son observados en aguas abiertas después del borde continental (Cañadas *et al.*, 2005). Los estudios preliminares de fotoidentificación llevados a cabo por CIRCE, no han producido ninguna recaptura entre los individuos del golfo de Cádiz y los del estrecho de Gibraltar, aunque más esfuerzo fotográfico tendría que darse en la zona del golfo para conocer con exactitud si existen recapturas entre ambas áreas.

Otros estudios observaron claras diferencias en la influencia de diferentes factores. Los autores encontraron grandes densidades de grupos con crías cerca de la costa, que pueden ser asociados con una alta densidad de pequeños peces epipelágicos, ya que las hembras lactantes deben estar concentrándose en áreas con gran disponibilidad de presas (Cañadas, 2006).

Los modelos espaciales de Cañadas y Hammond (2008) también informaron de la fuerte tendencia a encontrar grupos más grandes en aguas poco profundas alrededor del borde continental.

A la hora de redactar el documento marco, no existía información relativa a la distribución de esta especie en esta área, por lo que no fue posible definir el EI del BEA para este criterio. Tampoco durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se disponía de nuevos datos, por lo que se diagnosticó el estado para el criterio “1.1. Distribución de especies” en el caso del delfín común del mar de Alborán como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Según un trabajo publicado en 2018 por Giménez y colaboradores, los delfines comunes se agregan en un área de 200 a 400 m de profundidad con mayor densidad de grupos hacia las aguas occidentales más frías, pero con grupos más grandes en la parte oriental del mar de Alborán (excluyendo el golfo de Vera). Allí se observa un patrón bimodal en la abundancia de delfines comunes, con altas densidades encontradas alrededor del borde de la plataforma (~150–200 m de profundidad), y un segundo pico en abundancia en aguas profundas (~1000 m de profundidad), que están cerca de la costa debido a la estrecha plataforma continental de la región (Cañadas y Hammond, 2008). En el estrecho de Gibraltar, en cambio, aparecen principalmente asociados a aguas profundas a lo largo del borde norte del canal (de Stephanis *et al.*, 2008).

La ausencia de nueva información robusta sobre la distribución y patrones de esta población no permite evaluar el criterio D1C4 para la UG11-DD mar de Alborán.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

El documento de EI y definición del BEA del primer ciclo, recoge algunos datos sobre el hábitat de la especie. Según los estudios de Cañadas *et al.* 2002, realizados con datos de Alnitak, en invierno, los

delfines comunes podrían adoptar una estrategia alimentaria diferente, quizás alimentándose de otras especies y dispersándose hacia aguas más profundas en grupos más pequeños.

Esta población, a pesar de estar considerada en peligro de extinción por la UICN, es poco conocida en el Mediterráneo. Estudios recientes (Giménez *et al.*, 2018c), identifican una dieta basada principalmente en mictófidos y espáridos, convirtiendo a esa especie en principalmente piscívora con preferencia por especies pelágicas.

Si bien es cierto que la disminución de presas ha sido identificada como una amenaza de riesgo alto, en caso de darse, aunque cabe destacar que, en caso de que existiera una considerable presión pesquera en el mar de Alborán, debido a su alta productividad, aún presentaría una gran riqueza de especies (Coll *et al.*, 2010).

La contaminación química ha sido considerada para esta UG como un riesgo medio, ya que los delfines comunes acumulan gran cantidad de PCBs y ppDDE en grasa debido a su posición elevada en la cadena trófica marina.

Borrell *et al.* (2001) han mostrado que los delfines comunes del mar de Alborán presentan una ratio de tPCB/tDDT de 1,12 (frente a los 3,35 los de aguas atlánticas) sugiriendo una contribución más elevada de contaminantes procedentes de la agricultura en contraposición a los procedentes de la industria. Los individuos mediterráneos también presentaban mayores niveles de todas las formas de DDT y una mayor ratio ppDDE que los atlánticos, pero concentraciones similares de PCBs. Cabe remarcar que los niveles de organoclorados encontrados corresponden a concentraciones que se encuentran en el rango inferior o medio de los encontrados en otras poblaciones de delfines comunes o en otras especies de la familia *Delphinidae* en la misma región, siendo poco probable que dichas concentraciones hayan jugado un papel determinante en el declive de la población mediterránea.

Otra amenaza de impacto bajo estudiada en esta población son las actividades de investigación. El impacto de las diferentes técnicas sobre el comportamiento da lugar a perturbaciones bajas o medias a corto plazo para algunas especies, pero no modificaciones de comportamiento a medio o largo plazo (Giménez *et al.*, 2010). Asimismo, Giménez *et al.* (2011) demostraron que las heridas causadas por biopsias se cicatrizan rápidamente y no suponen un peligro para el animal.

Por último, a pesar de no haberse detectado ningún caso de muerte por morbillivirus en el Mediterráneo en esta especie, esta enfermedad podría suponer una amenaza potencial zonas donde la distribución de delfines comunes, listados y/o calderones comunes se solapa. Se cree que puede haber transmisión interespecífica del virus, ya que Fernández *et al.* (2008) encontraron que el virus en calderones comunes y delfines listados era molecularmente casi idéntico.

No existe más información relevante relativa al hábitat de esta UG. Al ser un criterio normalizado por la DECISIÓN (UE) 2017/848 DE LA COMISIÓN de 17 de Mayo de 2017, no se evaluó durante la EI del BEA ni fue actualizado durante los programas de seguimiento asociados, por lo que la posible información disponible está dispersa y descentralizada y en ningún caso evaluada.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA LA UG11 DD MAR DE ALBORÁN Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA.

LA falta de datos no ha permitido integrar los resultados de los diferentes criterios para la IUG11-DD mar de Alborán.

Calderón común (*Globicephala melas*) UG14-GM mar Alborán y golfo de Vera

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

No existen datos previos ni actuales sobre las capturas accidentales de calderón común en el mar de Alborán, pero se estima que su impacto es bajo (MAGRAMA, 2012).

Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Vázquez *et al.* (2014) en una revisión bibliográfica sobre captura accidental indican que entre 1996 y 2013 el 4,7% de los calderones comunes varados en la DMESAL presentaron indicios compatibles con captura accidental. No existe ningún registro de varamientos de calderones comunes con signos compatibles con captura accidental en la base de datos BEVACET para el área de Málaga, Granada y Almería. En la base de datos proporcionada por la comunidad autónoma de Andalucía en el periodo comprendido entre 2011-2017, tampoco existen registros de calderones comunes con diagnóstico compatible con captura accidental.

La no existencia de valores de base de las capturas accidentales, ni de los umbrales, así como el desconocimiento efectivo de la evolución de las muertes por interacción por pesca en las aguas de la demarcación Estrecho-Alborán, no permite concluir el estado del criterio D1C1 para la UG14-GM mar Alborán y golfo de Vera.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

En el documento de EI y definición del BEA queda definido para este criterio una estima de abundancia para verano (junio a septiembre) entre 1992 y 2010 obtenida mediante modelización espacial por la Dra. Ana Cañadas de Alnilam. Esta estima abarca un área de 25589 km², que incluye desde el extremo occidental del estrecho de Gibraltar hasta el Cabo de Palos y aproximadamente hasta unas 20 o 25 millas de costa, dependiendo de la zona. En esta área se predice una población de calderones comunes de 2888 individuos (95% IC: 2.565-3.270; CV: 0,12) y una estima de densidad de 0,122 animales/km².

Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.2. Tamaño de la población” como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Los programas de seguimiento (MAPAMA, 2014) recogen un dato de 2.716 individuos (95% CI: 2.364-3.065, CV: 0,11) para el periodo 1992-2010, resultado de aplicar técnicas de modelización espacial en el golfo de Vera y el mar de Alborán.

Al año siguiente Verborgh (2015) identifica mediante técnicas de fotoidentificación 1.195 individuos en la UG de Alborán oriental y golfo de Vera, pero advierte que son identificaciones sobre un periodo largo (1992-2011), y por lo tanto es muy probable que una cierta proporción de esos animales, haya muerto durante el estudio de manera que no se pueden considerar como estimas mínimas fiables de la abundancia de la población.

Por tanto, si bien es cierto que hay nuevas estimas de abundancia desde los programas de seguimiento, son datos poco robustos según reconocen los propios autores y no puede considerarse información suficiente, como para evaluar el criterio D1C2 en la UG14-GM mar Alborán y golfo de Vera.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

La definición de las características demográficas de esta UG en el documento de EI y definición del BEA, del primer ciclo está centrada en bibliografía genérica y no en datos específicos de esta población.

Se sabe también, que los calderones comunes de esta área tienen una estructura social matrilineal parecida a las orcas (de Stephanis *et al.*, 2008).

Esta escasa y dispersa información conocida sobre las características demográficas de esta población, hizo que durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticara el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” en el caso del calderón común del mar de Alborán y golfo de Vera, como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

El episodio epidémico de morbilivirus que se registró en 2006-2007, no afectó de forma generalizada a toda la población, sino únicamente a algunos grupos sociales. Esta epizootia causó un descenso crítico en la tasa de supervivencia de 3 de 11 (27%) grupos sociales del mar de Alborán desde 0,919 (IC 95%: 0,854–0,956) entre 1992 y 2006 hasta 0,547 (IC 95%: 0,185–0,866) después de la epizootia entre 2007 y 2009 (Wierucka *et al.*, 2014). Sin embargo, la supervivencia del 73% de los grupos sociales no parece haber sido afectada (Verborgh, 2015; Verborgh *et al.*, 2016).

La ausencia de más información sobre las características demográficas de esta población no permite evaluar el estado del criterio D1C3 para la UG14-GM mar Alborán y golfo de Vera.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

El documento de EI y definición del BEA del primer ciclo recoge que, con información obtenida del programa de monitorización de Alnitak durante el periodo 1992 – 2012 y de los muestreos realizados por la CAPMA, CIRCE, Anilam, ANSE y la EBD-CSIC, utilizando modelos a partir del software MAXENT y testando la distribución espacial de la especie, en base a una serie de covariables (fisiográficas, oceanográficas y geográficas) siguiendo las directrices de la Decisión de la Comisión 2012/477/EU “sobre criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado ambiental de las aguas marinas”, la distribución de la especie estaría explicada en un 60% por la batimetría del fondo.

Las mayores tasas de encuentro, tanto de grupos como de individuos, se dieron en Granada, Almería y el estrecho de Gibraltar, seguido por el golfo de Vera. Los modelos de predicción indican una preferencia por aguas con profundidades superiores a los 500 metros y en áreas situadas entre Granada y Almería y en el golfo de Vera (Cañadas *et al.*, 2005).

Pero durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.1. Distribución de especies” en el caso del calderón común del mar de Alborán y Golfo como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Los últimos datos considerados, coinciden con Giménez *et al.* (2018a), que predice una abundancia alta de ballenas piloto entre los 500 y 2500 m, con una fuerte disminución en aguas poco profundas.

Los resultado de la tesis de Verborgh (2015), permiten definir los límites de esta UG en cuanto a distribución por técnicas genéticas, fotoidentificación y seguimiento por satélite, resultando quedar extendida desde el mar de Alborán oriental al golfo de Vera.

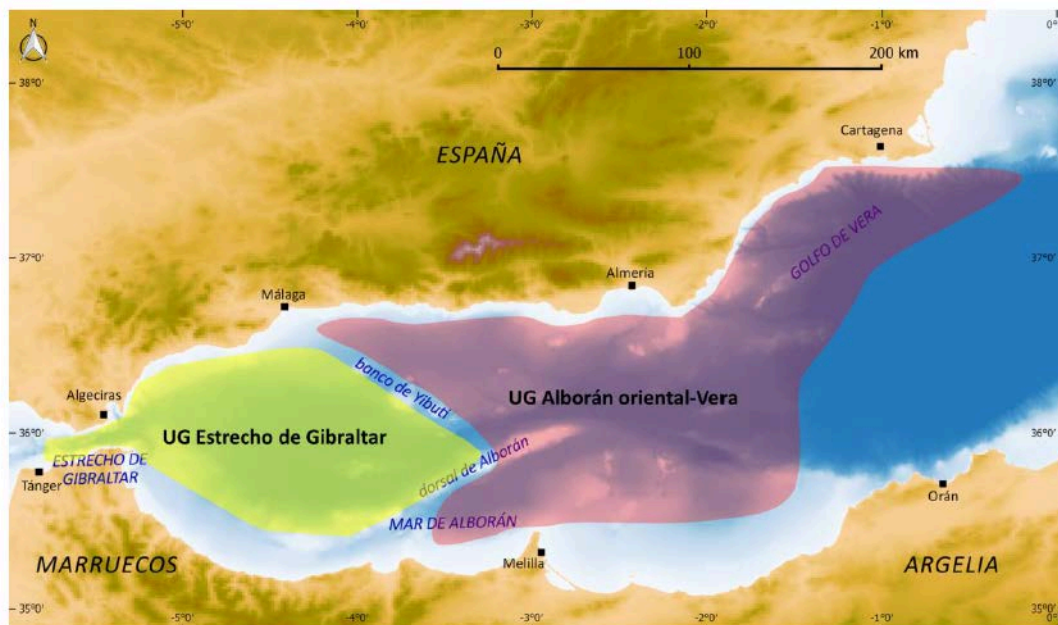


Figura 6. Delimitación geográfica de las unidades de gestión del estrecho de Gibraltar (en amarillo) y Alborán oriental-Vera (en rojo). Mapa realizado con el software libre QGIS 2.8 (QGIS Development Team, 2015), según Verborgh (2015).

Esta información reciente que no estaba disponible a la hora de definir el EI del BEA para el criterio D1C4, sugerimos sea considerada como dato de referencia sobre la distribución de esta UG.

Por tanto, se debe considerar como información robusta sobre la distribución y patrones de esta población permitiendo actualizar el criterio a “ESTÁ EN BEA”, y por tanto establecer esta distribución referida por Verborgh (2015), como EI del BEA para la UG14-GM mar Alborán y golfo de Vera, en cuanto al criterio D1C4.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

En el documento de EI y definición del BEA del primer ciclo no existe información relevante relativa al hábitat de esta UG. Al ser un criterio normalizado por la DECISIÓN (UE) 2017/848 DE LA COMISIÓN de 17 de Mayo de 2017, no se evaluó durante la EI del BEA ni fue actualizado durante los programas de seguimiento asociados, por lo que la posible información disponible está dispersa y descentralizada y en ningún caso evaluada.

Se sabe que los calderones comunes del Mediterráneo tienen niveles de contaminación por organoclorados (OCs) entre 5 y 10 veces más altos que los calderones del Atlántico norte (Law *et al.*, 1996; Dam y Bloch, 2000; Praca *et al.*, 2011) pudiendo tener un efecto toxicológico en el sistema inmunitario y reproductivo de estos animales (Jepson *et al.*, 2005).

Otra amenaza evidente para esta UG son las colisiones con embarcaciones, dado que el área de distribución de la especie solapa de forma contundente con zonas de tráfico marítimo intenso. Desde el año 2003, 6 animales vivos con marcas asociadas a colisiones han sido observados en Alborán (Verborgh *et al.*, 2016).

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA LA UG14 GM MAR DE ALBORÁN Y GOLFO DE VERA Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA.

En el caso de la UG14-GM mar Alborán y golfo de Vera, el ejercicio de integración no ha podido desarrollarse por la falta de datos en los criterios primarios.

UG15-GM Estrecho de Gibraltar

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

En el documento de EI y definición del BEA no existen datos previos ni actuales sobre las capturas accidentales de calderón común en el mar de Alborán, pero se estima que su impacto es bajo.

Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Vázquez *et al.* (2014) en una revisión bibliográfica sobre captura accidental indican que entre 1996 y 2013 el 4.7% de los calderones comunes varados en la DMESAL presentaron indicios compatibles con captura accidental. No existe ningún registro de varamientos de calderones comunes con signos compatibles con captura accidental en la base de datos BEVACET para el área de Málaga, Granada y Almería. En la base de datos proporcionada por la comunidad autónoma de Andalucía en el periodo comprendido entre 2011-2017, tampoco existen registros de calderones comunes con diagnóstico compatible con captura accidental.

La no existencia de valores de base de las capturas accidentales, ni de los umbrales, así como el desconocimiento efectivo de la evolución de las muertes por interacción por pesca en las aguas de la demarcación Estrecho-Alborán, no permite concluir evaluar el estado del criterio D1C1 para la UG15-GM estrecho de Gibraltar es **“DATOS INSUFICIENTES”**.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

Aunque el documento de EI y definición del BEA no incluye una estima de abundancia específica para esta UG, sí que hay un dato aparentemente no considerado para la definición del EI del BEA, obtenido por Verborgh *et al.* (2009) de 213 individuos residentes, según métodos de fotoidentificación y captura-marca-recaptura y considerando datos de avistamientos entre 1999 y 2005. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.2. Tamaño de la población” como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

En los programas de seguimiento, estos datos se actualizan de acuerdo a Gauffier *et al.* (2013) dando una estima de 349 (95% IC: 321-407; CV: 0,08), con datos del periodo 1999-2006 y métodos de fotoidentificación y captura-marca-recaptura.

En el año 2015, Verborgh encuentra que la abundancia de calderones en esta zona aumentó desde finales de los 90 hasta alcanzar su máximo en 2006. Tras el episodio de epizootia de morbillivirus de 2006-07 se produjo una disminución continua hasta el año 2011. Entre la estima de 2006 y la de 2011, la población total habría sufrido un descenso de un 26,2% (IC 95%: 18,3-34,1%) pasando de 324 a 239 individuos, aunque se detectó un crecimiento poblacional levemente positivo entre 2008 y 2010. Durante la epizootia, la población tuvo una tasa de crecimiento negativa de 0,913 (SE: 0,040; IC 95%: 0,797-0,966), y fue inferior a 1 hasta 2007. En cambio, el crecimiento poblacional fue levemente positivo entre 2008 y 2010. El último año (2011), el valor muy bajo de 0,809 (SE: 0,032; IC 95%: 0,739-0,863) indica una mayor pérdida de individuos de la población que el año de la epizootia.

Con todo esto, existe una propuesta de actualización de la categoría de la UG de calderones del estrecho de Gibraltar de “vulnerable” a “en peligro de extinción” en el Catálogo Español de Especies Amenazadas.

Por lo tanto, y teniendo en cuenta las conclusiones de la tesis doctoral de Verborgh que recomiendan aumentar la categoría de protección de esta UG, se sugiere que el estado del BEA del criterio D1C2 para la UG15-GM estrecho de Gibraltar sea “NO ESTÁ EN BEA”.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

Gauffier (2008) encontró un intervalo de nacimiento viable para crías, es decir, crías que sobreviven a su primer año, situándolo en torno a los 4,5 años (rango: 2-7 años) para los calderones del estrecho de Gibraltar.

Verborgh *et al.* (2010) determinaron que desde el punto de vista genético los individuos del estrecho de Gibraltar también forman una población única, aunque son genéticamente parecidos a los individuos de la población Mediterránea, demostrando la existencia de intercambios genéticos entre las dos poblaciones.

La escasa información sobre las características demográficas de esta población hizo que durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticara el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” en el caso del calderón común del mar de Alborán y golfo de Vera, como “**No se puede diagnosticar por falta de información robusta**”.

A posteriori, con datos entre 1999 y 2005, se calculó una tasa de supervivencia de la especie de 0,982 (95% CI: 0,955–0,993) y una tasa de crecimiento poblacional anual de 5,5% (IC 95%: 2,1–8,9%) entre 1999 y 2005 (Verborgh *et al.*, 2009). Según clases de edad, la tasa de supervivencia en el periodo 1999-2006 para las crías fue de 0,63 (95% CI: 0,41–0,81), para juveniles de 0,87 (95% CI: 0,76–0,93; SD=0,04) y para los adultos de 0,97 (95% CI: 0,95–0,98; SD=0,01), con una abundancia total creciente de 349 (95% CI: 321–407) animales en 2006 (Gauffier *et al.*, 2013).

Sin embargo, en 2006-07 la epizootia de morbillivirus causó una disminución del 21,2% de la supervivencia adulta y ésta mantuvo una tendencia negativa hasta 2011. En paralelo, la abundancia aumentó hasta su máximo en 2006, disminuyendo posteriormente hasta 2011 un 26,2%. La tasa de supervivencia a morbillivirus fue constante a 0,989 entre 1999-2006, pero en 2006-07, la epidemia causó un descenso a 0,779. En 2007-08, volvió a subir a 0,944 pero luego siguió una tendencia lineal negativa bajando a 0,754 en 2010-11.

Verborgh (2015) determinó mediante análisis fotográfico, las tasas de supervivencia para cada clase de edad, que aumentan con la edad. La tasa de transición del estado juvenil a adulto obtenida según el mejor modelo permite estimar cuánto tiempo un individuo se queda con una coloración de piel más clara que los adultos. Esta tasa de transición fue estimada a 0,28 (SE: 0,05; IC 95%: 0,18–0,40). Al convertirla en años de vida, sabiendo que hay que sumarle el primer año como cría, se estima que un juvenil pasa al estado adulto en las fotografías de media a los 4,6 años (IC 95%: 3,5–6,5 años). Este método permite observar abundancia de la población estimada por clase de edad en el estrecho de Gibraltar. Se observa un incremento de la población adulta entre 1999 y 2005, que luego queda constante entre 2005 y 2006. El número de juveniles es relativamente constante entre 2001 y 2005, pero se observa un incremento importante entre 2005 y 2006. Para las crías, no hay suficientes datos antes de 2004 para estimar tamaños de población de esa clase de edad, sin embargo, se observa un incremento entre los dos últimos años de estudio. De media, sobre los tres últimos años de estudio (cuando hay datos de mejor calidad), los adultos representan un 85,4%, los juveniles un 9,0% y las crías un 5,6%.

También Verborgh (2015) estudió el intervalo de nacimientos y su estacionalidad, encontrando que la media del intervalo de nacimiento fue de 3,6 años (rango de 1 a 7), mientras que la media del intervalo de crías viables fue de 4,5 años (rango de 2 a 7). El porcentaje de hembras que crían anualmente fue de 27,8% usando el intervalo de nacimientos y 22,2% usando el intervalo de crías viables. El mayor número de neonatos avistados tiene lugar entre febrero y abril, donde es máxima con 20% de avistamientos con neonatos. La presencia de neonatos fue nula entre octubre y diciembre.

En las unidades de gestión del estrecho de Gibraltar y del Mediterráneo se encontró una baja diversidad genética y en el Estrecho, además, un nivel de endogamia más alto de lo esperado.

La longevidad media a partir de la tasa de supervivencia de adultos en el Estrecho se estima en 35,7 años (IC 95%: 21,3-58,8). El tiempo de generación sería de 23,35 años (IC 95%: 16,15-34,9 años).

Una de las conclusiones de Verborgh (2015), es que los parámetros demográficos estimados en su estudio muestran una buena salud aparente de la población del estrecho de Gibraltar, si bien indican problemas de reproducción en la población. La tasa de supervivencia observada en crías es baja, de 0,629 (IC 95%: 0,409-0,805), y este hecho juntos con otros factores que afectan a la población como los contaminantes orgánicos y su efecto sobre la demografía (ver criterio D1C5 de esta UG), debe ser considerando limitante a la hora de poder afirmar que una población está en BEA.

La información disponible sobre las características demográficas de esta población, a pesar de ser abundante y sugerir una buena salud ambiental aparente, obliga a mantener el estado de actualización del BEA del criterio D1C3 para la UG15-GM estrecho de Gibraltar como **“NO ESTÁ EN BEA”**, por la baja tasa de supervivencia de las crías, que podría suponer un problema para la recuperación de la población.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

El documento de El y definición del BEA recoge que, con información obtenida del programa de monitorización de Alnitak durante el periodo 1992 – 2012 y de los muestreos realizados por la CAPMA, CIRCE, Anilam, ANSE y la EBD-CSIC, utilizando modelos a partir del software MAXENT y testando la distribución espacial de la especie, en base a una serie de covariables (fisiográficas, oceanográficas y geográficas) siguiendo las directrices de la Decisión de la Comisión 2012/477/EU “sobre criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado ambiental de las aguas marinas”, la distribución de la especie estaría explicada en un 60% por la batimetría del fondo.

Las mayores tasas de encuentro, tanto de grupos como de individuos, se dieron en Granada, Almería y el estrecho de Gibraltar, seguido por el golfo de Vera. Los modelos de predicción indican una preferencia por aguas con profundidades superiores a los 500 metros (Cañadas *et al.*, 2005), cuestión corroborada por otros estudios basados en seguimiento de calderones comunes a través de marcas satélite.

Pero durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.1. Distribución de especies” en el caso del calderón común del estrecho de Gibraltar como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Esta UG se encuentra todo el año en la parte central más profunda en aguas entre 600 y 800 m (de Stephanis *et al.*, 2008), y son animales altamente residentes, con muy pocos movimientos observados fuera del Estrecho (de Stephanis *et al.*, 2015).

Varios trabajos (Verborgh, 2015; Verborgh *et al.*, 2016), permiten definir los límites de esta UG por técnicas genéticas, fotoidentificación y seguimiento por satélite, definida geográficamente desde 5.8º de longitud al oeste del banco de Djibouti y de la dorsal de Alborán en el mar de Alborán.

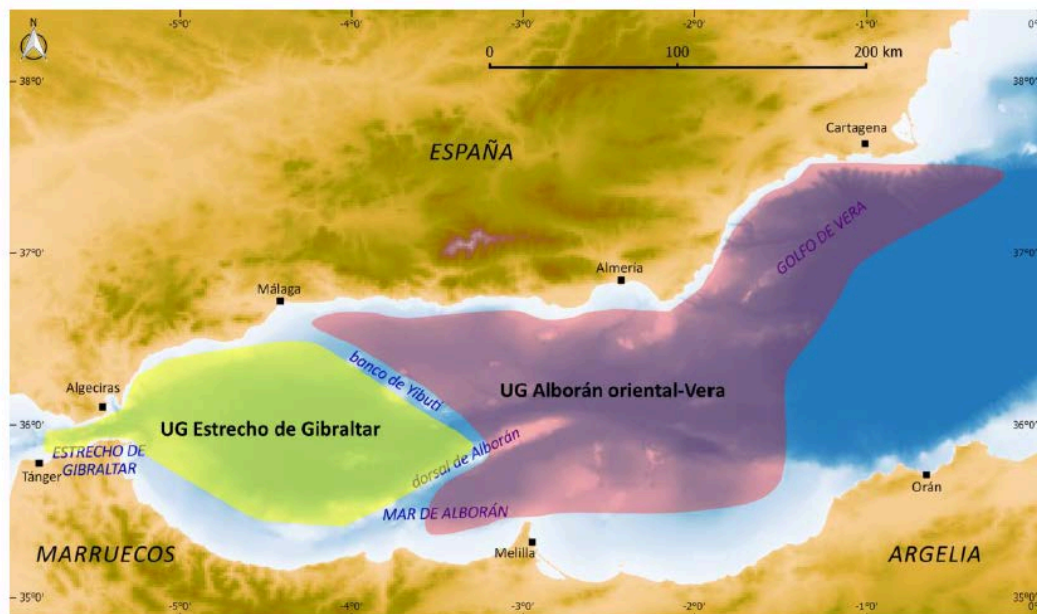


Figura 7. Delimitación geográfica de las unidades de gestión del estrecho de Gibraltar (en amarillo) y Alborán oriental-Vera (en rojo). Mapa realizado con el software libre QGIS 2.8 (QGIS Development Team, 2015), según Verborgh (2015).

Esta información reciente que no estaba disponible a la hora de definir el EI del BEA para el criterio D1C4, sugerimos sea considerada con esta actualización como dato de referencia sobre la distribución de esta UG.

Por tanto, a nuestro juicio, se debe considerar como información robusta sobre la distribución y patrones de esta población permitiendo actualizar el criterio correspondiente a “ESTÁ EN BEA”, y por tanto definir esta distribución referida por Verborgh (2015), como EI del BEA para para la UG15-GM estrecho de Gibraltar, en cuanto al criterio D1C4.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

En el documento de EI y definición del BEA no existe información relevante relativa al hábitat de esta Unidad de Gestión. Al ser un criterio normalizado por la DECISIÓN (UE) 2017/848 DE LA COMISIÓN de 17 de Mayo de 2017, no se evaluó durante la EI del BEA ni fue actualizado durante los programas de seguimiento asociados, por lo que la posible información disponible está dispersa y descentralizada y en ningún caso evaluada.

En el estrecho de Gibraltar se han registrado casos de colisiones donde la distribución de los calderones se solapa tanto con el paso de los cargueros que entran y salen del Mediterráneo como con las rutas de los ferris que cruzan en un eje norte-sur (de Stephanis y Urquiola, 2006).

No tienen predadores naturales, aunque sí se han observado en el estrecho de Gibraltar, interacciones antagonistas entre calderones comunes y orcas, donde los calderones perseguían a las orcas para expulsarlas de su territorio (De Stephanis *et al.*, 2015).

El efecto de la contaminación acústica es también alto y difícil de limitar en una zona donde el tráfico marítimo es tan intenso como el estrecho de Gibraltar (Verborgh, 2015). Además, el avistamiento de cetáceos descontrolado puede causar un estrés acústico grave y cambios comportamentales, lo que puede tener efectos negativos impredecibles a nivel poblacional (Salazar Sierra *et al.*, 2008; Senigaglia *et*

al., 2012). En el estrecho de Gibraltar, esta actividad ha atraído a unos 39.000 turistas en 2011, donde la especie principalmente avistada es el calderón común (Elejabeitia *et al.*, 2012)

También son una amenaza de riesgo alto, los niveles de contaminación por organoclorados (OCs) DDTs y PCBs entre 5 y 10 veces más altos que en el Mediterráneo o el Atlántico norte (Law *et al.*, 1996; Dam y Bloch, 2000; Praca *et al.*, 2011; Lauriano *et al.*, 2014) pudiendo tener un efecto toxicológico en el sistema inmunitario y reproductivo de estos animales (Jepson *et al.*, 2005). Además, se ha demostrado que la mayoría de estos contaminantes se transmitirían a las crías 10 veces más durante la lactancia que en la gestación (Borrell *et al.*, 1995) y que pueden afectar a su supervivencia (Hoydal *et al.*, 2015) lo que explicaría el alto nivel de mortalidad encontrado en los neonatos de este estudio.

La ausencia de nueva información sobre el hábitat de la especie en esta no permite evaluar el criterio D1C5 para la UG15-GM estrecho de Gibraltar.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA LA UG15 GM ESTRECHO DE GIBRALTAR Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA.

En el caso de la UG15-GM estrecho de Gibraltar, el resultado integrado, según el modelo de integración OOA0 es **“NO ESTÁ EN BEA”**

Zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*) - UG17-ZC mar Alborán y Golfo Vera

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

No existen datos previos ni actuales sobre las capturas accidentales de zifio de Cuvier en el mar de Alborán, aunque Reeves y Notarbartolo di Sciara (2006) concluyen que esta especie de mayor tamaño, tampoco escapa a la amenaza de la captura accidental, siendo esta una amenaza constante. Durante el censo MED09 en el mar de Alborán en verano de 2009, se encontró un zifio de Cuvier vivo enganchado, probablemente desde hacía poco tiempo, en una red de deriva.

Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Vázquez *et al.* (2014) en una revisión bibliográfica sobre captura accidental indican que entre 1996 y 2013 el 7,1% de los calderones comunes varados en la DMESAL presentaron indicios compatibles con captura accidental. No existe ningún registro de varamientos de calderones comunes con signos compatibles con captura accidental en la base de datos BEVACET para el área de Málaga, Granada y Almería. En la base de datos proporcionada por la comunidad autónoma de Andalucía en el periodo comprendido entre 2011-2017, tampoco existen registros de calderones comunes con diagnóstico compatible con captura accidental.

La no existencia de valores de base de las capturas accidentales, ni de los umbrales, así como el desconocimiento efectivo de la evolución de las muertes por interacción por pesca en las aguas de la demarcación Estrecho-Alborán, no permite concluir que el estado del criterio D1C1 para la UG17-ZC mar Alborán y golfo de Vera .

Criterio D1C2- Abundancia de la población

El documento de EI y definición del BEA del primer ciclo, recoge una estima de abundancia de 410 individuos (IC 95%: 250-673; CV: 53,2%), obtenida por Cañadas y Vázquez (2011), teniendo en cuenta la corrección para la avistabilidad en base a los tiempos de buceo y tiempos de presencia en superficie (Laake *et al.*, 1997).

Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.2. Tamaño de la población” como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Unos años después, los programas de seguimiento de las estrategias marinas establecen unos valores inferiores de 136 individuos (IC 95%: 114-175; CV: 0,16) en el periodo comprendido entre 1992-2010, aunque estos datos están referidos únicamente al norte del Alborán, y como valor preliminar de un trabajo aun por concluir de Cañadas y Vázquez. La publicación concluida de ese mismo estudio (Cañadas y Vázquez, 2014), estima la abundancia por modelización espacial en esta área en 429 individuos (IC 95%: 334-557; CV: 0,22) considerando el mar de Alborán entero y en 121 individuos (IC 95%: 100-144; CV: 0,15) incluyendo solo la zona norte.

Este trabajo de Cañadas y Vázquez (2014), concluyen que el mar de Alborán es un área muy importante para el zifio de Cuvier en el Atlántico y el Mediterráneo, con una de las más altas densidades registradas para esta especie (0,0054 animales/km², CV: 22%).

Por tanto, estos valores de abundancia y alta densidad pueden ser considerados información robusta (sin dejar de lado el hecho de que los propios autores resaltan la necesidad de intensificar el esfuerzo en algunas zonas), y se sugiere que para este criterio D1C2 se considere que la UG17-ZC mar Alborán y golfo Vera **ESTÁ EN BEA**.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

En el documento de EI del BEA, se determina que el tamaño de grupo en esta unidad de gestión es bastante constante con valores medios entre 2,2 y 2,6 individuos (Cañadas *et al.*, 2005), excepto en la parte occidental del mar de Liguria donde los valores se incrementan hasta 4 (de=2) (Azzellino *et al.*, 2008).

Son especies principalmente teutófagas, sin información específica sobre la dieta de esta UG.

Los escasos estudios genéticos disponibles parecen confirmar la presencia de una subpoblación mediterránea con menos de un individuos errante por año (Dalebout *et al.*, 2005). La nula presencia detectada en el estrecho de Gibraltar es consistente con la hipótesis de que el movimiento de esta especie a través del estrecho de Gibraltar es muy baja o nula (de Stephanis *et al.*, 2008).

Según el documento de EI del BEA, del primer ciclo, no se dispone de datos sobre parámetros como la tasa de mortalidad, tasa de nacimientos, tasa de captura accidental, etc., que son necesarios para evaluar el estado ambiental de esta especie. Sin embargo, a tenor de la información de la que se dispone sobre las principales amenazas descritas, cabe pensar que la población de zifio de Cuvier del mar de Alborán esta potencialmente sometida a elevados niveles de estrés que están afectando a su estatus de conservación.

Esta escasa y dispersa información conocida sobre las características demográficas de esta población, hizo que durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticara el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” en el caso del zifio de Cuvier del mar de Alborán y golfo de Vera, como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Estudios genéticos recientes corroboran que la población mediterránea de zifio de Cuvier es genéticamente distinta de la atlántica Cañadas *et al.* (2018).

De acuerdo con Cañadas *et al.* (2018), el tamaño de grupo del zifio de Cuvier es de entre 1 y 8 individuos, habiéndose registrado un único avistamiento de 20 animales en el mar de Alborán.

La ausencia de más información sobre las características demográficas de esta población (tasa de natalidad, tasa de fecundidad, tasa de supervivencia, etc...) no permite evaluar el criterio D1C3 para la UG17-ZC mar Alborán y golfo Vera.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

Un trabajo conjunto de colaboración, llevado a cabo por muchas organizaciones en coordinación con ACCOBAMS y que incorpora datos de 1990 hasta 2010, identificó en el Mediterráneo, 3 áreas con densidades relativas altas de zifios de Cuvier, una de ellas el mar de Alborán (Cañadas *et al.*, 2013).

El documento inicial recoge que por técnicas de modelización espacial, los datos analizados indicaron que las variables que mejor explicaron la distribución y abundancia del zifio de Cuvier en el mar de Alborán fueron la profundidad y la longitud (Cañadas y Vázquez, 2011), con una mayor abundancia prevista en profundidades entre los 1000 y 2500 m. Estos mismos autores, destacan la ausencia de un patrón claro de distribución temporal en el mar de Alborán por falta de muestreos en las aguas profundas.

Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.1. Distribución de especies” en el caso del zifio de Cuvier del mar de Alborán y golfo de Vera como “**No se puede diagnosticar por falta de información robusta**”.

En Cañadas y Vázquez (2014) y tras realizar un estudio de modelización espacial del zifio de Cuvier en el mar de Alborán en el periodo 1992-2009, con el objeto de identificar un área crítica que sirva para incluir a la especie en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas en la categoría “Vulnerable”¹, se establecen 3 zonas diferenciadas dentro del área crítica según la abundancia estimada de esta especie: una zona A que sería la más importante con una abundancia relativa de 0,044 animales/km², una zona B como área donde es preciso intensificar el esfuerzo ya que se predice una alta densidad, pero los datos de partidos no son robustos, y una zona C que incluye el resto del área crítica no incluida en A y B (ver Figura 8).

¹Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Jefatura del Estado. «BOE» núm. 299, de 14 de diciembre de 14 de Diciembre de 2007.

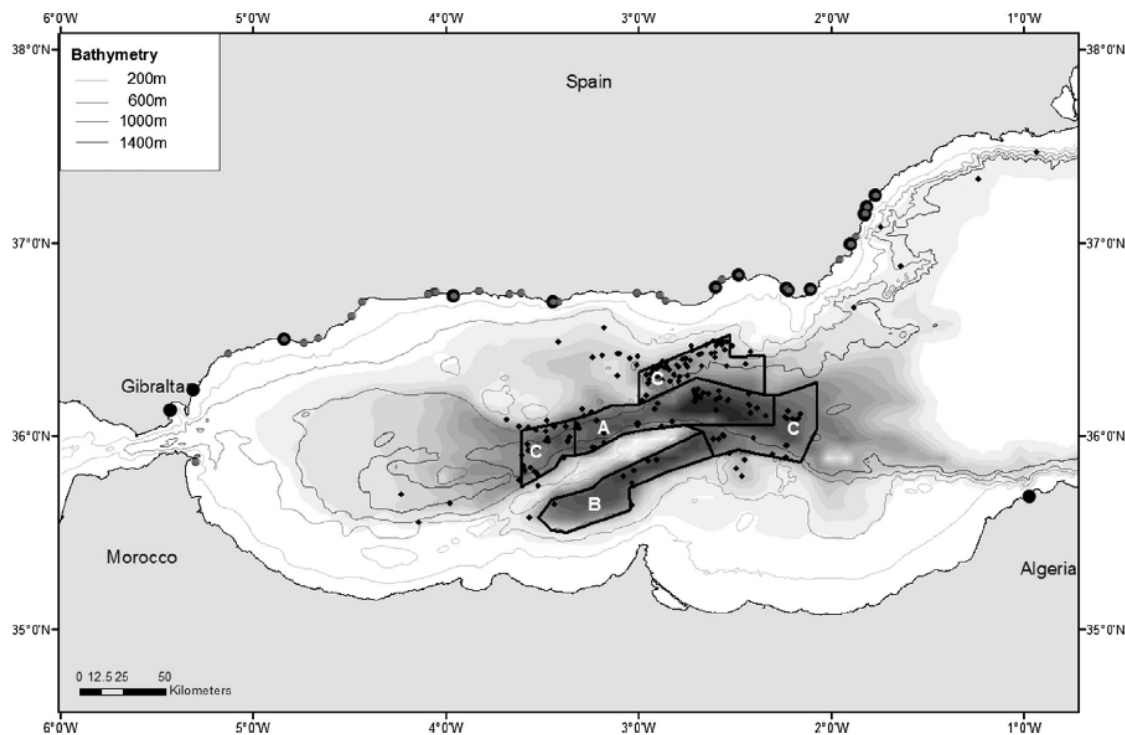


Figura 8. Área crítica propuesta y zonificación. Los puntos negros pequeños representan avistamientos de zifio de Cuvier de 1992 a 2010. Los puntos grises pequeños representan varamientos en las costas españolas de 1997 a 2011. Los puntos negros grandes representan varamientos masivos (2 o más individuos) en la costa española en el mismo período.

Giménez *et al.* (2018a) aplicando técnicas de modelización espacial de la densidad observan que el zifio de Cuvier presenta un aumento más o menos constante de la abundancia desde más de 500 m hacia aguas profundas, pero concentrado alrededor de la isla de Alborán, lo que es compatible con los resultados de Cañadas y Vázquez (2014).

Por tanto, a nuestro juicio, se debe considerar como información robusta sobre la distribución y patrones de esta población permitiendo actualizar el criterio correspondiente a “ESTÁ EN BEA”, y por tanto definir esta distribución referida por Cañadas y Vázquez (2014), como El del BEA para para la UG17-ZC mar Alborán y golfo Vera, en cuanto al criterio D1C4.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

Al ser un criterio normalizado por la DECISIÓN (UE) 2017/848 DE LA COMISIÓN de 17 de mayo de 2017, no se evaluó durante la EI y definición del BEA ni fue actualizado durante los programas de seguimiento asociados, pero en cualquier caso, la información disponible sobre el hábitat de la especie es escasa.

Se han detectado algunas presiones en el documento marco como ciertas fuentes de sonido o ruido submarino generadas por actividades humanas, como los sonares militares y otras fuentes antropogénicas de sonido de alta energía, que han sido identificadas como causa de varamientos masivos y muerte, pero es difícil definir qué impacto global pueden tener sobre la población.

También se han identificado los plásticos y los materiales sintéticos componentes de la basura como una amenaza que tiene especial incidencia en el mar de Alborán debido a la presencia masiva de turismo, y adquiere una preocupación mayor en la costa de Almería debido a la gran cantidad de plásticos que se usan cada año en los invernaderos.

El mar de Alborán está considerado un área de alta exposición al ruido antropogénico que está descrita como la principal amenaza para esta especie, y por tanto se sugiere que el estado de actualización del BEA del criterio D1C5 para la UG17-ZC mar Alborán y golfo de Vera sea como “NO ESTÁ EN BEA”.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA LA UG17 ZC MAR DE ALBORÁN Y GOLFO DE VERA Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA.

En el caso de la UG17-ZC mar Alborán y golfo de Vera, la integración del resultado de todos los criterios no pudo realizarse por falta de datos en alguno de los criterios primarios.

2.9.2.4. Actualización de la definición del 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 OOA0 (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 13. En cuando a la definición del BEA, se han adoptados 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 Estrecho y Alborán.

Tabla 13. Resumen de la actualización de la EI de los elementos y UGs seleccionadas para la DM Estrecho y Alborán. Las UGs con texto rojo se consideraron como "secundarias" (documento Programa de Seguimiento). Para mostrar la conclusión del BEA, tanto para cada criterio como para el resultado del proceso de integración (método OOA0: "one out all out), se ha utilizado un código de colores; rojo, "NO ESTÁ EN BEA", gris, "DATOS INSUFICIENTES" y verde, "ESTÁ EN BEA".

CARACTERÍSTICA	ELEMENTO	UNIDAD DE GESTIÓN	CRITERIO					UG
			D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	
ODONTOCETOS PEQUEÑOS	Delfín mular (<i>Tursiops truncatus</i>)	UG5:TT mar Alborán						
		UG6:TT estrecho Gibraltar						
	Delfín común (<i>Delphinus delphis</i>)	UG11: DD mar Alborán						
INTEGRACION DEL GRUPO ODONTOCETOS PEQUEÑOS								
ODONTOCETOS DE AGUAS PROFUNDAS	Calderón común (<i>Globicephala melas</i>)	UG14: GM mar Alborán y Golfo Vera						
		UG15: GM estrecho Gibraltar						
	Zifio de Cuvier (<i>Ziphius cavirostris</i>)	UG17: ZC mar Alborán y Golfo Vera						
INTEGRACION DEL GRUPO ODONTOCETOS DE AGUAS PROFUNDAS								
INTEGRACION A NIVEL DE LA DM ESTRECHO Y ALBORÁN								

En la Tabla 13 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 Estrecho y Alborán. Los 2 elementos y 3 UG que componen el grupo de pequeños odontocetos en esta DM, tienen como resultado de la integración "DATOS INSUFICIENTES". En el caso de los odontocetos de buceo profundo, con 2 elementos (calderón común y zifio de Cuvier) y 3 UG, se identifica que una UG (UG15) tiene como resultado de la integración "NO ESTÁ EN BEA", y las otras dos (UG15 y UG16), no se pudieron evaluar por falta de datos. Por lo tanto, el resultado de la integración a nivel del grupo de odontocetos de aguas profundas es "NO ESTÁ EN BEA". El resultado de la integración de la evaluación del EA a nivel de la DM Estrecho y Alborán es "NO ESTÁ EN BEA".

2.9.3. Reptiles marinos

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

Elementos evaluados y área 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. 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 Barcelona y 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 boba (*Caretta caretta*) como especie indicadora para la evaluación del grupo funcional de tortugas marinas en la DM del Estrecho y Alborán. No existe nidificación de la tortuga boba en esta DM (Carreras *et al.*, 2018), por lo que los únicos hábitats empleados por la especie en la misma son marinos. Obviamente, todos los ejemplares de tortuga boba de origen Atlántico presentes en el Mediterráneo pasan por la Demarcación Marina del Estrecho y Alborán, tanto en el momento de entrar como a en el de salir. La talla media de los individuos que han sido estudiados durante la salida hacia el Atlántico se sitúa en torno a los 57 centímetros de longitud curva de caparazón (Revelles *et al.*, 2007). En consecuencia, la DM del Estrecho y Alborán es básicamente una zona de tránsito de juveniles. Los ejemplares de menos de 68 centímetros de longitud muestran una clara tendencia a desplazarse hacia la Cuenca Argelina, sin ninguna querencia especial por permanecer en la Demarcación Marina del Estrecho y Alborán (Eckert *et al.*, 2008). Únicamente los individuos con una mayor talla (68 – 79 cm) permanecen en el área durante varios meses, la mayoría aparentemente a la espera de hallar condiciones propicias para cruzar el Estrecho de Gibraltar en dirección Oeste (Eckert *et al.*, 2008). Los estudios realizados con la telemetría satelital (Eckert *et al.*, 2008) no ha podido demostrar la existencia de la migración estacional a través del Estrecho de Gibraltar propuesta en base a datos pesqueros (Camiñas, 1997).

Los ejemplares de tortuga boba presentes en la DM del Estrecho y Alborán proceden de las tres Unidades Regionales de Gestión, URG, definidas para la especie, aunque sólo el 30% procede del Mediterráneo (Monzón-Argüello *et al.*, 2010; Carreras *et al.*, 2006 y 2011; Clusa *et al.*, 2014; Shamblyn *et al.*, 2014). Asimismo, los datos disponibles no permiten determinar con precisión la contribución de las dos URG Gestión del Atlántico (Revelles *et al.*, 2007; Carreras *et al.*, 2011), pero la extrapolación de los datos de la Cuenca Argelina, con los que la DM del Estrecho y Alborán forman una unidad (Revelles *et al.*, 2007; Eckert *et al.*, 2008; Carreras *et al.*, 2011), lo que sugiere una prevalencia de ejemplares procedentes de la URG del Atlántico nororiental y una baja presencia de ejemplares procedentes de la URG del Atlántico noroccidental.

Hasta la realización del censo de ACCOBAMS en 2018 no existían datos sobre la distribución de la tortuga boba en la DM del Estrecho y Alborán, excepto de los revelados por la telemetría satelital. A falta de la publicación de los resultados definitivos, la información disponible hasta el momento (<https://www.accobams.org/wp-content/uploads/2019/04/06-Espagne-IFO-Final-Report-Surface-pelagic-longline-Alboran.pdf>), sugiere una distribución homogénea de la tortuga boba en la DM Estrecho y

Alborán, en concordancia con los resultados de la telemetría satelital obtenidos durante la década anterior.

Son aplicables los criterios:

Criterios e indicadores aplicables para el descriptor 1- tortugas marinas:

CRITERIO	INDICADOR
D1C1: Mortalidad por captura accidental.	NA
D1C2: Abundancia de la población.	Densidad de ejemplares por kilómetro cuadrado.
D1C3: Características demográficas de la población.	Área de la superficie marina donde se detecta la tortuga boba
D1C4: Rango y patrón de distribución de la población.	No existe
D1C5: Hábitat de la especie	No se conocen bien las características del hábitat marino de la tortuga boba en el Mediterráneo occidental, pues los intentos de modelizarlo han fracasado (Eckert <i>et al.</i> , 2008).

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.

2.9.3.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al grupo reptiles marinos

El palangre de superficie constituye la principal amenaza para la tortuga boba en la DM del Estrecho y Alborán (Báez *et al.*, 2006; Báez *et al.*, 2018). De todos modos, las capturas parecen haber disminuido a lo largo de la década de 2010, aunque no se han publicado datos específicos sobre la Demarcación (Báez *et al.*, 2018). La pesca de arrastre apenas captura tortugas marinas en la Demarcación Marina del Estrecho y Alborán, pues lo estrecho de la plataforma continental y los hábitos preferentemente oceánicos de la especie en la región (Eckert *et al.*, 2008) hacen improbable la interacción. Los niveles de metales pesados en las tortugas bobas de la DM del Estrecho y Alborán son en general bajos y no suponen una amenaza para la especie, aunque algunos ejemplares presentan niveles anormalmente elevados de cadmio (García-Fernández *et al.*, 2009). No existen datos sobre los niveles de organoclorados ni sobre la ingesta de plásticos.

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

La actualización completa de la evaluación inicial para el descriptor 1 tortugas marinas, puede consultarse en el anexo. Ficha de evaluación inicial – descriptor 1- tortugas.

Criterio D1C1: 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 del Estrecho y Alborán, 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 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 indicador del criterio debería ser la tasa de mortalidad anual y el valor umbral debe ser 0,2. No existen datos para estimar ni la tasa de capturas accidentales ni la tasa de mortalidad anual en el período 2012-2018. Una vez de publiquen los resultados del censo realizado por ACCOBAMS en 2018 será posible disponer de un primer valor de referencia para la densidad de la tortuga boba en la DM del Estrecho y Alborán para el período 2012-2018 (D1C2). En combinación con los resultados sobre capturas accidentales (Báez *et al.*, 2018) y la tasa de mortalidad asociada (Álvarez de Quevedo *et al.*, 2013), los resultados de dicho censo permitirán además estimar la tasa de mortalidad por captura accidental (D1C1). Sin embargo, sería mucho más útil estimar la tasa anual de mortalidad, utilizando 0,2 como valor umbral, de acuerdo con los modelos demográficos disponibles para las dos URG de la especie que parecen aportar más ejemplares a la DM del Estrecho y Alborán (Crouse *et al.*, 1987; Heppell *et al.*, 2002 y 2003; Casale y Heppell *et al.*, 2016).

Criterio D1C2: 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 poblaciones fuertes alcanza la DM Estrecho y Alborán. 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. Hasta la realización del censo de ACCOBAMS en 2018 no existían más datos sobre la distribución de la tortuga boba en la DM Estrecho y Alborán que los revelados por la telemetría satelital (Eckert *et al.*, 2008). A la falta de la publicación de los resultados definitivos, la información disponible hasta el momento (<https://www.accobams.org/wp-content/uploads/2019/04/06-Espagne-IEO-Final-Report-Surface-pelagic-longline-Alboran.pdf>) sugiere una distribución homogénea en la Demarcación del Estrecho y Alborán, en concordancia con los resultados de la telemetría satelital obtenidos durante la década anterior. 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: La tortuga boba habita tanto aguas oceánicas como neríticas, aunque en la DM Estrecho y Alborán parecen ser preferentemente oceánica (Eckert *et al.*, 2008). Obviamente, todos los ejemplares de origen Atlántico presentes en el Mediterráneo pasan por la DM Estrecho y Alborán tanto a la ida como a la vuelta. Se desconoce la talla de entrada, aunque la talla media de llegada a Europa se sitúa en torno a los 20 centímetros de longitud (Hays y Marsh, 1997). La talla media de salida hacia el Atlántico es mejor conocida y se sitúa en torno a los 57 centímetros de longitud curva de caparazón (Revelles *et al.*, 2007). De todos modos, las fuertes corrientes de la región hacen que los ejemplares de menos de 68 centímetros

de longitud muestren una clara tendencia a desplazarse hacia la cuenca Argelina, sin ninguna querencia especial por permanecer en la DM Estrecho y Alborán (Eckert *et al.*, 2008). Únicamente los individuos con una mayor talla (68 – 79 cm) permanecen en el área durante varios meses, la mayoría aparentemente a la espera de hallar condiciones propicias para cruzar el Estrecho de Gibraltar en dirección Oeste (Eckert *et al.*, 2008). La telemetría satelital (Eckert *et al.*, 2008) no ha podido demostrarse la existencia de la migración estacional a través del Estrecho de Gibraltar propuesta en base a datos pesqueros (Camiñas, 1997). No existen modelos que permitan definir las características del hábitat para la especie en la DM Estrecho y Alborán, pues los ejercicios de modelización no han permitido identificar los parámetros que lo caractericen (Eckert *et al.*, 2008). El área de distribución debería determinarse en base a censos aéreos.

De momento, los resultados provisionales del censo realizado por ACCOBAMS, indican la presencia de la tortuga boba en todos los hábitats oceánicos de la demarcación, cubriendo así la totalidad del área de distribución potencial de la especie en la misma (D1C4) y por lo tanto se alcanzaría el buen estado ambiental para este criterio.

Criterio D1C5: La tortuga boba habita tanto aguas oceánicas como neríticas, aunque en la DM Estrecho y Alborán parecen ser preferentemente oceánicas (Eckert *et al.*, 2008). No existen modelos que permitan definir las características del hábitat para la especie en la DM Estrecho y Alborán, pues los ejercicios de modelización no han permitido identificar los parámetros que lo caracterizan (Eckert *et al.*, 2008). El único estudio de la dieta de la tortuga boba en la DM Estrecho y Alborán (Ocaña *et al.*, 2005) indica un elevado consumo del cangrejo patudo (*Polybius henslowii* (Leach, 1820)), una especie de hábitos pelágicos. De todos modos, serían necesarios más datos para evaluar el consumo de zooplancton gelatinoso en la DM, pues los resultados podrían estar sesgados debidos a la mayor facilidad para detectar presas con esqueletos duros. Por el momento se considera precipitado considerar la presencia de cangrejo patudo como un requisito del hábitat de la tortuga boba en la DM del Estrecho y Alborán.

2.9.3.4. Actualización de la definición del 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 ninguna de 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:

Con la información disponible para el período 2012-2018, sólo es posible evaluar el criterio D1C4 y por lo tanto resulta imposible saber si se alcanza el buen estado ambiental.

2.10 Descriptor 4: Cadenas tróficas

2.10.1. 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.

2.10.2. 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.

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

En la DM Estrecho y Alborán no han podido evaluarse ninguno de los criterios propuestos para el D4. Actualmente se está trabajando en la construcción de indicadores.

2.10.4. 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.

2.11 Descriptor 6: Fondos Marinos

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

Elementos evaluados:

Los elementos a evaluar en este descriptor 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, ya que aunque en el marco del Convenio de Barcelona, se ha estado trabajando en indicadores bajo el Objetivo ecológico 6. Mantener la integridad del fondo marino. Los indicadores desarrollados en OSPAR son más completos y se ha decidió aplicarlos en todas las demarcaciones marinas de España.

CRITERIO	INDICADORES
<p>Criterio D6C1 Extensión y distribución espacial de las pérdidas físicas (cambio permanente) del fondo marino natural.</p>	<p>Porcentaje de superficie de la demarcación marina afectada por pérdidas físicas del fondo marino</p>
<p>Criterio D6C2 Extensión y distribución espacial de las presiones de las perturbaciones físicas del fondo marino.</p>	<p>Porcentaje de superficie de la demarcación marina potencialmente afectada por perturbaciones físicas del fondo marino</p>
<p>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).</p>	<p>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).</p>
<p>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.</p>	<p>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).</p>
<p>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.</p>	<p>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)</p>

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 bentónicas (área, cartografiado), no en cuanto a la condición (especies típicas, diversidad, riqueza, tamaños) de los hábitats.

2.11.2. 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.)

2.11.3. 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 DM Estrecho y Alborán sellada durante el presente periodo de evaluación es de un máximo de 3.037.567 m². La instalación de la segunda fase del arrecife de Maro-Cerrogorro es la actividad que ha producido más sellado del fondo marino, aunque la superficie indicada debe entenderse como la superficie máxima sellada.

La superficie del fondo marino de la demarcación afectada por la extracción y deposición de sedimentos durante el presente periodo de evaluación es de 631.050 m². Las actuaciones de dragado realizadas en los puertos de interés general de la demarcación son las únicas actividades que han afectado al fondo marino, no existiendo en el presente periodo de evaluación ni extracciones de yacimientos submarinos ni creaciones de nuevas playas.

Así, las pérdidas físicas de sustrato marino de la DM Estrecho y Alborán durante el periodo 2011-2016 fueron de 3.668.617 m². **El 0,015 % de la superficie de la DM Estrecho y Alborán 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 Estrecho y Alborán

Criterio D6C2: La superficie mínima del fondo marino de la Demarcación del Estrecho y Alborán que ha sufrido algún tipo de perturbación durante el presente periodo de evaluación es de 108 millones de m² lo que representa el **0,43% 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 102 millones de m², aunque el mayor valor de superficie perturbada corresponde a una probabilidad moderada 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 Algeciras y La Línea de la Concepción. Las zonas con una probabilidad alta de perturbación se localizan en las proximidades de los puertos de Roquetas, Málaga y José Banús. Indicar que el resto de puertos de interés general presentan una probabilidad moderada de perturbación, destacando los puertos de Almería, Motril y Tarifa.

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 Estrecho y Alborán. 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/CEE 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 (Atlántico, Mediterráneo y Macaronesia).

Una de las principales fuentes de información ha sido el IEO. De todos los datos solicitados, solo hemos recibido 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 Gavieta.
- 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, ISUNEPKA, MEDITIS, MEDWAVES)

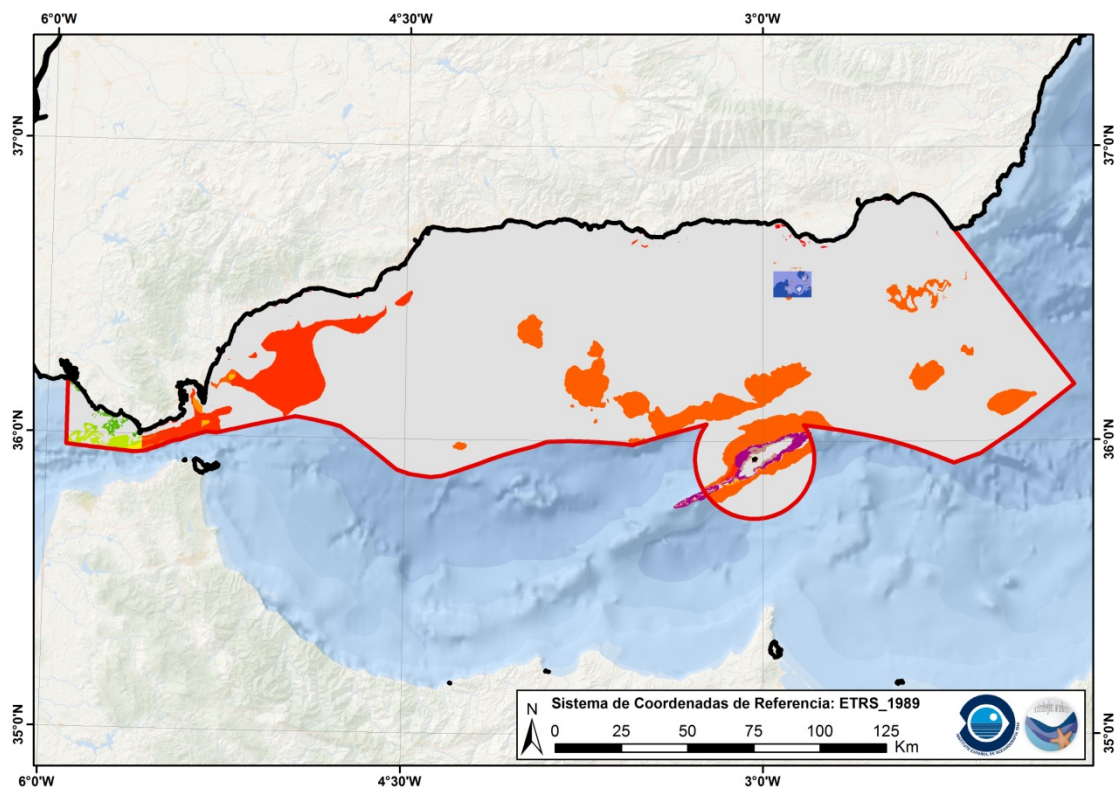
También se ha dispuesto de información útil a través de la información enviada por las Comunidades Autónomas a la DGSCM a través del sistema de "Flujo de datos. Diferentes CCAAs han enviado información relacionada con los hábitats marinos 1170, 1180 y 8330: cartografía en las dos proyecciones (UTM y 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 en los siguientes mapas. Estos mapas permitirán calcular el área de los hábitats predominantes y especieales y permitirán la evaluación del Descriptor 1-hábitats bentónicos/descriptor 6 a través de los indicadores BH3 y BH4.

Por el momento, y hasta que se pongan en marcha los programas de seguimiento específicos, se está trabajando en la evaluación de los hábitats de acuerdo a lo establecido en la directiva hábitats, cuyos resultados pueden extrapolarse a la evaluación del Descriptor 1-hábitats bentónicos/descriptor 6.

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

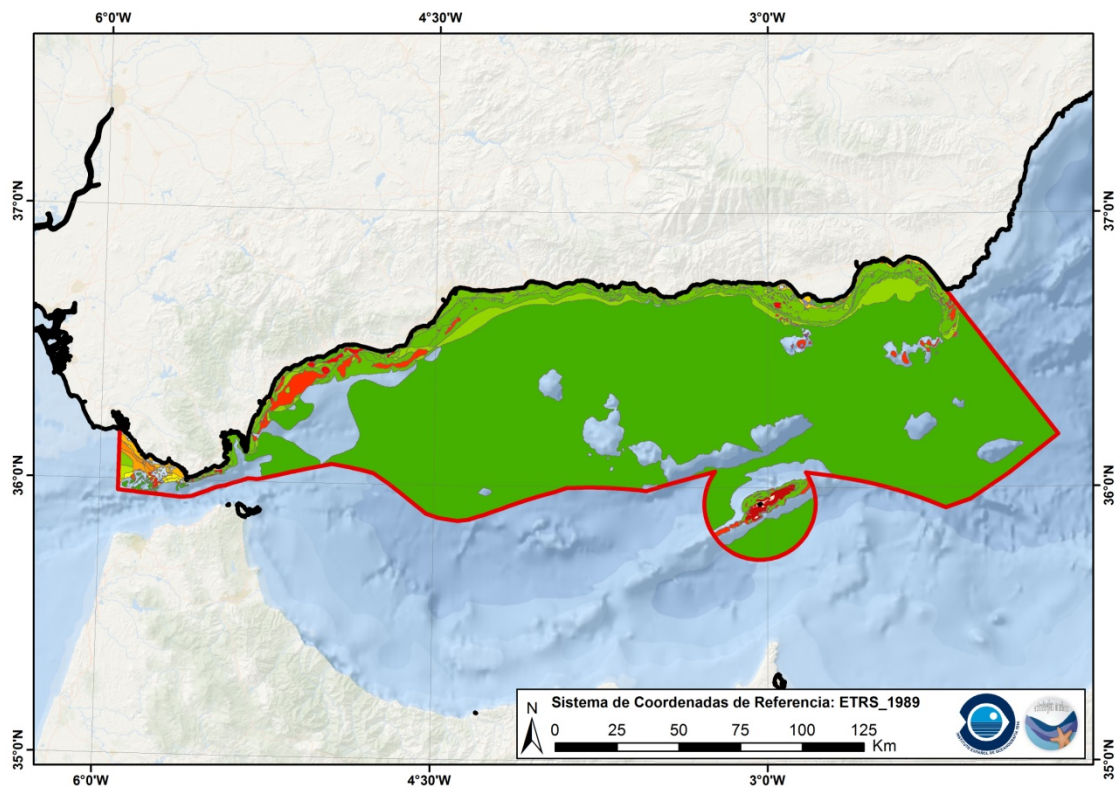
- DEMARCACIÓN ESTRECHO-ALBORÁN- Hábitats EUNIS 3



HABITATS

 EUNIS Habitat level > 3	 Roca circalitoral dominada por laminariales
 Atlantic and Mediterranean low energy circalittoral rock	 Roca infralitoral, medianamente iluminada, con fucales
 Atlantic and Mediterranean low energy infralittoral rock	 Roca Profunda
 Atlantic and Mediterranean moderate energy circalittoral rock	 Sustrato Sedimentario Cascajo
 Atlantic upper bathyal coarse sediment	 Sustrato Sedimentario Cascajo Profundo
 Atlantic upper bathyal sand	 Arena Circalitoral
 Atlanto-Mediterranean mid bathyal coarse sediment	 Batial Detrítico
 Atlanto-Mediterranean mid bathyal sand	 Circalitoral Detrítico
 Deep-sea mixed substrata	 Fango
 Deep-sea muddy sand	 Roca
 Deep-sea rock and artificial hard substrata	
 Deep-sea sand	
 Infralittoral rock and other hard substrata	

• DEMARCACIÓN ESTRECHO-ALBORÁN- Hábitats EUNIS 4-6



HABITATS

<ul style="list-style-type: none"> EUNIS Habitat levels < 4 Atlantic upper bathyal rock or other hard substrata Mediterranean communities of bathyal muds [Posidonia] beds Mediterranean communities of shelf-edge detritic bottoms Mediterranean bioceenosis of coastal detritic bottoms Deep circalittoral mixed sediments Mediterranean bioceenosis of coastal terrigenous muds Mediterranean bioceenosis of muddy detritic bottoms Deep circalittoral mud Infralittoral fine mud Infralittoral sandy mud 	<ul style="list-style-type: none"> Deep circalittoral sand Circalittoral fine or muddy sand Infralittoral fine sands Infralittoral muddy sand Deep circalittoral coarse sediment Circalittoral coarse sediment Infralittoral coarse sediment Infralittoral coarse sediment Faunal communities on deep low energy circalittoral rock Faunal communities on deep moderate energy circalittoral rock Faunal communities on deep moderate energy circalittoral rock Mediterranean coralligenous communities moderately exposed to hydrodynamic action 	<ul style="list-style-type: none"> Roca batial colmatada de sedimentos con restos de antiguos arrecifes de corales blancos Arrecife de corales profundos (Lophelia pertusa, Madrepora oculata) Roca circalittoral con corallígeno Fondos de maerl / rodolitos Pradera de Posidonia oceanica Pradera de Posidonia oceanica con Cymodocea nodosa Pradera de Posidonia oceanica en regresión Roca limpia batial con grandes esponjas hexactinélidas (Asconema setubalense) Roca Batial con Asconema y Gorgonias Roca batial con corales blancos Roca limpia batial con Acanthogorgia hirsuta Roca Circalittoral con Gorgonias Laminaras Rodolitos (Maerl)
---	---	--

2.11.4. 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



REFERENCIAS

3. 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. //z J.L. Nielsen, J.J. Dodson, K. Friedland, T.R. Hamon, J. Musick, and E. Verspooor (Eds). *Reconciling Fisheries with Conservation: Proceedings of the Fourth World Fisheries Congress*. American Fisheries Society, Symposium 49, Bethesda, Maryland.

Arcos, J.M., J. Bécades, 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., Bécades, 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. <https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/O Documento%20grupo%20aves tcm30-130951.pdf>

Arcos, J. M., Arroyo, G. M., Bécades, 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-Peigrín, G.A. Belmonte-Serrato, F. y Ibarra-Marinás, 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 Geografía 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. Behavioural plasticity in nest-site selection of a colonial seabird in response to an invasive carnivore. *Biological Invasions*, 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 espacial de la gaviota de Audouin en el Mediterráneo occidental y noroeste africano. 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, picofina, 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. Ekeboom, 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. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/55daddd2-bfad-40bb-bc9b-97dd0944887c/language-en>

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 longline fishery: years 2000–2016. ICCAT Ecosystem Subcommittee Meeting, Madrid, 10-14 July 2017. SCRS/P/2017/018.

Generalitat Valenciana, 2014. Informe sobre seguimiento del paño 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.

GeneralitatValenciana, 2015b. InformeTécnico 10/2015. Censos de Aves AcuáticasNidificantesen las Zonas Húmedasde la ComunitatValenciana. Año 2015. Servicio de Vida silvestre. Dirección General de Medio Natural. Conselleriad'Infraestructures, Territori i MediAmbient. GeneralitatValenciana.

GeneralitatValenciana, 2016.InformeTécnico 13/2016. Censos de Aves Acuáticas Nidificantes en las Zonas Húmedas de la ComunitatValenciana. Año 2016. Servicio de Vida silvestre. Dirección General de Medio Natural. Conselleriad'Infraestructures, Territori i MediAmbient. GeneralitatValenciana.

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. Conselleriad'Infraestructures, Territori i MediAmbient. GeneralitatValenciana.

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 – InstitutMediterranid'EstudisAvançats IMEDEA/CSIC. Estudi de la influència de les paparres (*Ornithodorosmaritimus*) sobreelsparàmetresdemogràficsdelsfumarells (*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/acom/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), 1-5October 2018, Copenhagen. *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 Ebro (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. Mediterranean Action Plan (Barcelona Convention) & UNEP. <https://www.medqsr.org/sites/default/files/inline-files/2017MedOSR 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 paño (*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., Rodríguez, A. & Guilford, T. 2013. Establishing repeatable study plots on Sa Dragonera, 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 Marítimo Terrestre 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-Solis, J., Igual, J.M., Bécas, 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'Arciccia, G.; Ramos, R.; Igual, J. M.; Arcos, J. M. y González-Solis, J. 2017. Migración y ecología espacial de las poblaciones españolas de pardela cenicienta. Monografía n.º 3 del programa Migra. 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., Bécas, 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., Párpal, 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-Alburquerque, L., Guerra-Correa, C.,

- Couzi, FX., 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 Medi Ambient 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.) Paíño 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., Opper, S., Raudonikas, L., Tobella, C. & Yates, O. 2017. Seabird Task Force: 2014-2017. Technical report. <https://save seabirds.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 corb marí emplomat mediterrani (*Phalacrocorax aristotelis desmarestii*): anàlisi i gestió. 1r Congrés d'Ornitologia de les Terres de Parla Catalana. 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. & Arizaña, J. 2016. Assessing the impact of extreme adverse weather on the biological traits of a European storm petrel colony. *Popul Ecol* (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.

Cañadas, 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., Rodríguez, 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 Pieltne, S. (2011b). Fine-scale genetic structure of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Atlantic coastal waters of the Iberian Peninsula. *Hydrobiología* 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 rorcual común en 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). Estimaciones 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 Fundación 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). Estimaciones 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). Proxecto 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.*

Reboredo-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.*

Tortugas marinas

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 Bressen, 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 estimation in Sea Turtles. Pp. 97-133. En: Wyneken, J., Lohmann, K. J., Musick, J. A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. Volume III. CRC Press, 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). Postnesting migrations 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 Loggerhead 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 Rodríguez, A., Diez, C.E., van Dam, R., Bolten, A., Bjørndal, 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., Bjørndal, 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 odyssey 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. L., 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 (*Dermodochelys 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 (*Dermodochelys 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 (*Dermodochelys 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, L., 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, Margaritoulis 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 (*Derموchelys 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 yolkless eggs 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 *Derموchelys 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. WIDECAS-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. *Chelon. 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 colonisation 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 presence 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: Testudines and Crocodylians. 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 and 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'suilleabháin, 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 (*Derموchelys 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 Marit* 8: 625-32.

Dutton, D.L., Dutton, P.H., Chaloupka, M., Boulon, R.H. (2005) Increase of a Caribbean leatherback turtle *Derموchelys 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, *Derموchelys 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 (*Derموchelys 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 (*Derموchelys 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 *Derموchelys 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 (*Derموchelys 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 *Derموchelys coriacea* sightings. *Marine Ecology Progress Series* 230, 289-293.

Eckert, S.A. (2006) High-use oceanic areas for Atlantic leatherback sea turtles (*Derموchelys 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 Reproductive Investment 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., Bjørndal, 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 assessing 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., Dontaine J., Neves, O. (1999). São Tomé et Príncipe: zone de croissance pour lestortues-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*) matriline 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., Tomas, 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 (*Dermodochelys 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 (*Dermodochelys 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 (*Dermodochelys 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 (*Dermodochelys 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.
- Hilberman, M. L., Goverse, E. (2007) Nesting and nest success of the leatherback turtle (*Dermodochelys 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 *Dermodochelys 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 *Dermodochelys 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 interesting movement of leatherback turtles, *Dermodochelys 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 (*Dermodochelys 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, *Dermodochelys coriacea*, en la Península dePongara, Gabón, África Central . DEA. Departamento de Biología, Universidad de Las Palmasde Gran Canaria. 90 pp.

Ikaran, M., Braet Y., Fretey J., López-Jurado L, Roumet D. (2007) Dramatic impact of armyants on *Dermodochelys coriacea* nests in Pongara National Park (Gabón, Cental 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) *Dermodochelys coriacea* (leatherback sea turtle) penis display. *Herpetological Reviess* 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 (*Dermodochelys coriacea*). *Marine Biology* 147: 845-853.

James, M. C., Herman, T. B. (2001) Feeding of *Dermodochelys 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 (*Dermodochelys 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, *Dermodochelys 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 diel 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, *Derموchehys 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 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, *Dermodochelys coriacea*, nesting and nest success at Tortuguero, Costa Rica, in 1990-1991. *Chelonian Conservation Biology* 2: 159-168.

Lewison, R. L., 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) *Dermodochelys 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, *Dermodochelys coriacea*, in Galicia. *Eubalaena* 13: 45-49.

Lozano, F., Quiroga, H. (1969). Nota sobre la captura de una tortuga "Laúd" o "de cuero" (*Dermodochelys 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 (*Dermodochelys 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 habitat in Palm Beach, Florida, USA. *Marine Biology* 148: 1167-1.

Marco, A., Patiño-Martínez, J., Ikarán, M., López-Jurado, L. F. (2014). *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761). Pp. 142-167. En: Salvador, A. (Coordinador). Reptiles, 2ª edición revisada yaumentada. 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., Patiño-Martínez, J., Ikarán, 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., Patiño-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 Witherinton 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* 249: 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 sea turtles. 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., Baptistotte, 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 (WIDECAS). WIDECAS 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. Saunder 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) Chiriqui 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.

Patino-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 VIII Iberoamericano 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 sea turtle 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 éxito de eclosión de la Tortuga Laúd, *Dermochelys coriacea*, en La Playona, Chocó, Colombia. *Rev. Esp. Herpetol.* , 21: 5-17.
- Quiñones, L., Patiño-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. International Sea Turtle Society. Myrtle Beach, South Carolina, USA. Feb 20-28.
- Reina, R. D., Abernathy, K. J., Marshall, G. J., Spotila, J. R. (2005) Respiratory frequency, dive behaviour and social interactions of leatherback turtles, *Dermochelys coriacea* during the internesting interval. *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 the leatherback 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 Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, 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. L., 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 Leatherback Turtle. 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*. CRC Press, Boca Raton.
- Saba, V. S., Spotila, J. R., Chavez, F. P., Musick, J. A. (2008) Bottom-up and climatic forcing on 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 to Leatherback 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 Martínez, A. L. (2009). *Dermochelys coriacea*. En: IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. <www.iucnredlist.org>.
- Sarti-Martínez, L., Barragán, 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., Bjørndal, 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. *Chelon. 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 nesting trends 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, Hirma, 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., Mounquengui, 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/doi/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 benthodemersal community recovery in the north-east Atlantic. *Journal of Applied Ecology* doi: 10.1111/1365-2664.12879



LISTA DE ABREVIATURAS

4. LISTA DE ABREVIATURAS

ACCOBAMS	Acuerdo para la Conservación de los Cetáceos del mar Negro, del mar Mediterráneo y del Área Continua del Atlántico
AECOSAN	Agencia Española de Consumo, Seguridad Alimentaria y Nutrición
BEA	Buen Estado Ambiental
CCAA	Comunidades Autónomas
Cd	Cadmio
CE	Comisión Europea
CGPM	Comisión General de Pesca del Mediterráneo
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
GSA	Subáreas geográficas
HAPs	Hidrocarburos aromáticos policíclicos. En inglés PAHs.
Hg	Mercurio
IEO	Instituto Español de Oceanografía
ICCAT	Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico.
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

ESTRATEGIAS MARINAS

Protegiendo el mar para todos



Financiado por
la Unión Europea
NextGenerationEU



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



Plan de
Recuperación,
Transformación
y Resiliencia