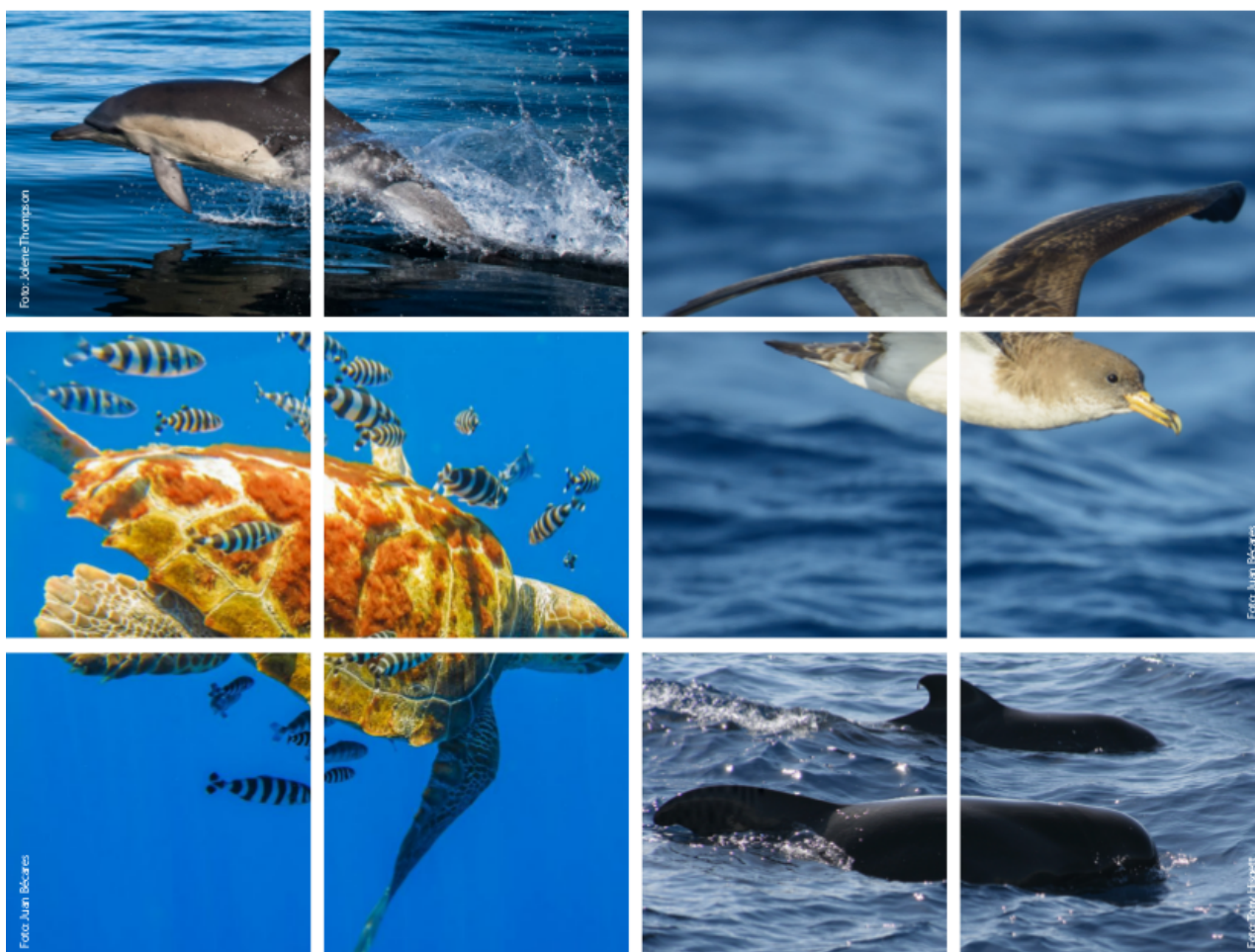


MISTIC SEAS II



MACARONESIA

MACARONESIAN ROOF REPORT 2018



Coordinated by:



Partners:



Secretaria Regional
do Ambiente e Recursos Naturais



Supported by the:



Grant Agreement
11.0665/2017/750679/SUB/ENV/C2

Información del Documento

Proyecto	MISTIC SEAS II
Socio líder	“Subdirección General para la Protección del Mar” del “Ministerio para la Transición Ecológica - MITECO” con la colaboración del “Instituto Español de Oceanografía - IEO”.
Autores	Camilo Saavedra, M.ª Begoña Santos, Paula Valcarce, Luis Freitas, Mónica Silva, Tânia Pipa, Juan Bécares, Marcel Gil-Velasco, Frederic Vandeperre, Cátia Gouveia, Vera Lopes, António Teixeira, Ana Paula Simão, Joana Otero Matias, Joana V. Miodonski, Gilberto P. Carreira, Filipe Henriques, Sergi Pérez, Ruth Esteban, Philippe Verborgh, Ana Cañadas, Nuria Varo, João Lagoa, Thomas Dellinger, Elizabeth Atchoi, Carlos Silva, Mónica Pérez, Antonella Servidio, Vidal Martín, Manolo Carrillo, Erika Urquiola, Catalina Monzón.
Otros participantes	Todos los socios del proyecto MISTIC SEAS II y expertos científicos.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

GLOSARIO	6
DIRECTIVA MARCO SOBRE ESTRATEGIA MARINA (DMEM)	
MACARONESIAN ROOF REPORT	
DESCRIPTOR 1 - AVES, MAMÍFEROS Y REPTILES	9
1. Introducción	9
A. REGIÓN	10
Subregión macaronésica	12
Azores	12
Madeira	12
Islas Canarias	12
B. DESCRIPTOR	13
C. CRITERIOS, PARÁMETROS MEDIDOS Y METODOLOGÍAS UTILIZADAS:	13
1. AVES	13
D1C1 Tasa de mortalidad por captura accidental	13
D1C2 Abundancia poblacional	14
D1C3 Características demográficas de la población	16
D1C4 Rango de distribución	17
D1C5 Hábitat de las especies	18
2. MAMÍFEROS	18
D1C1 Tasa de mortalidad por captura accidental	18
D1C2 Abundancia poblacional	19
D1C3 Características demográficas de la población	21
D1C4 Rango de distribución	21
D1C5 Hábitat de las especies	22
3. REPTILES	22
D1C1 Tasa de mortalidad por captura accidental	22
D1C2 Abundancia poblacional	23
D1C3 Características demográficas de la población	23
D1C4 Rango de distribución	23
D1C5 Hábitat de las especies	24
D. ELEMENTOS Y CARACTERÍSTICAS (ESPECIES Y GRUPOS)	24
1. AVES	25
Aves que se alimentan de especies pelágicas	27
Petrel de Bulwer - <i>Bulweria bulwerii</i>	27
Petrel de Desertas - <i>Pterodroma deserta</i>	28

Pardela atlántica - <i>Calonectris borealis</i>	28
Pardela de Audubon - <i>Puffinus lherminieri</i>	29
Petrel de Madeira - <i>Pterodroma madeira</i>	30
Aves que se alimentan en la superficie	30
Paíño de Madeira - <i>Hydrobates castro</i>	30
Charrán común - <i>Sterna hirundo</i>	30
Paíño de Monteiro - <i>Hydrobates monteiroi</i>	31
Charrán rosado - <i>Sterna dougallii</i>	31
Paíño pechialbo - <i>Pelagodroma marina</i>	32
2. MAMÍFEROS	32
Odontocetos pequeños	34
Delfín moteado del Atlántico - <i>Stenella frontalis</i>	34
Delfín mular - <i>Tursiops truncatus</i>	34
Delfín común - <i>Delphinus delphis</i>	36
Misticetos	36
Rorcual tropical - <i>Balaenoptera edeni</i>	36
Rorcual común - <i>Balaenoptera physalus</i>	37
Odontocetos de aguas profundas	37
Zifio de Cuvier - <i>Ziphius cavirostris</i>	37
Calderón gris - <i>Grampus griseus</i>	38
Calderón tropical - <i>Globicephala macrorhynchus</i>	38
Cachalote - <i>Physeter macrocephalus</i>	39
Focas	41
Foca monje - <i>Monachus monachus</i>	41
3. REPTILES	41
Tortugas marinas	42
Tortuga boba - <i>Caretta caretta</i>	42
Tortuga verde - <i>Chelonia mydas</i>	43
2. Objetivo de la DMEM- Buen estado ambiental [Art. 9]	45
3. Presiones e Impactos en el Medio Marino [Art. 8.1b]	47
1. AVES MARINAS	51
2. MAMÍFEROS	54
3. REPTILES	57
4. Estado del Medio Marino [ART. 8.1a]	60
A. AVES	60
Aves que se alimentan de especies pelágicas	60
Petrel de Bulwer - <i>Bulweria bulwerii</i>	60
Petrel de Desertas - <i>Pterodroma deserta</i>	63
Pardela atlántica- <i>Calonectris borealis</i>	63

Pardela de Audubon - <i>Puffinus lherminieri</i>	70
Petrel de Madeira - <i>Pterodroma madeira</i>	73
Aves que se alimentan en la superficie	74
Paíño de Madeira - <i>Hydrobates castro</i>	74
Charrán común - <i>Sterna hirundo</i>	77
Paíño de Monteiro- <i>Hydrobates monteiroi</i>	79
Charrán rosado - <i>Sterna dougallii</i>	81
Paíño pechialbo - <i>Pelagodroma marina</i>	82
B. MAMÍFEROS	83
Odontocetos pequeños	84
Delfín moteado del Atlántico - <i>Stenella frontalis</i>	84
Delfín mular- <i>Tursiops truncatus</i>	86
Delfín común – <i>Delphinus delphis</i>	89
Misticetos	90
Rorcual tropical - <i>Balaenoptera edeni</i>	90
Rorcual común - <i>Balaenoptera physalus</i>	91
Odontocetos de aguas profundas	91
Zífió de Cuvier - <i>Ziphius cavirostris</i>	91
Calderón gris - <i>Grampus griseus</i>	92
Calderón tropical - <i>Globicephala macrorhynchus</i>	93
Cachalote - <i>Physeter macrocephalus</i>	95
Focas	97
Foca monje - <i>Monachus monachus</i>	97
C. REPTILES	98
Tortugas marinas	98
Tortuga boba - <i>Caretta caretta</i>	98
Tortuga verde – <i>Chelonia mydas</i>	100
D. INTEGRACIÓN	101
5. Objetivos Ambientales para Alcanzar el BEA [Art. 10]	102
1. OA GENERALES	103
2. OA AVES MARINAS	104
3. OA MAMÍFEROS MARINOS	104
4. OA TORTUGAS MARINAS	104
BIBLIOGRAFÍA	105

GLOSARIO

Agregación

La combinación espacial y/o temporal de información sobre el mismo indicador científico (o indicador de nivel superior, o grupo de especies, o criterio, etc.) (WG GES, 2017).

Aguas marinas

Las aguas, el lecho marino y el subsuelo marítimo de la línea de base desde donde se mide la extensión de las aguas territoriales, extendiéndose hasta el alcance más alejado del área en donde un Estado miembro tiene y/o ejerce derechos jurisdiccionales, de acuerdo con la Convención sobre el Derecho del Mar de las Naciones Unidas (UNCLOS), con la excepción de las aguas adyacentes a los países y territorios mencionados en el Anexo II del Tratado y los Departamentos y Colectividades Francesas de Ultramar; y las aguas costeras, tal como se definen en la Directiva 2000/60/CE (2000), sus fondos marinos y su subsuelo, en la medida en que ciertos aspectos específicos del estado ambiental del medio marino no se aborden a través de esa Directiva u otra legislación comunitaria.

Archipiélagos macaronésicos

Los tres archipiélagos europeos (Azores, Madeira e Islas Canarias) en los que es obligatoria la aplicación de la Directiva 2008/56/CE (2008) (para simplificar el concepto, el archipiélago de Cabo Verde, al que no se aplica la Directiva, está excluido de esta definición)

Área de evaluación

Área individual definida que se utiliza para realizar las evaluaciones. Puede definirse en diferentes escalas espaciales como parte de un enfoque anidado. Para una evaluación a una escala espacial específica, es posible que algunas áreas de evaluación no sean relevantes y no necesiten ser evaluadas (WG GES, 2017).

Autoridades competentes

Autoridad designada o autoridades competentes para la implementación de la Directiva 2008/56/CE (2008) con respecto a sus aguas marinas.

Buen estado ambiental (BEA)

El estado ambiental de las aguas marinas que se encuentran en océanos y mares ecológicamente diversos y dinámicos que están limpias, saludables y son productivas dentro de sus condiciones intrínsecas, y el uso del medio ambiente marino se encuentra en un nivel sostenible, salvaguardando el potencial de usos y actividades por las generaciones actuales y futuras.

Característica

Grupo de componentes, elementos o especies de los ecosistemas a los que se aplica el indicador.

Convenio marino Regional

Cualquiera de los convenios internacionales o acuerdos internacionales, junto con sus órganos de gobierno establecidos, con el fin de proteger el medio ambiente marino de la Región marina a que se refiere el artículo 4 de la Directiva 2008/56/CE (2008).

Cooperación Regional

Cooperación y coordinación de actividades entre los Estados miembros y, cuando sea posible, terceros países, que comparten la misma región marina o subregión, con el propósito de desarrollar e implementar estrategias marinas.

Criterios

Características técnicas distintivas que están estrechamente relacionadas con los descriptores cualitativos, definidas en la Decisión 2017/848/UE (2017) de la Comisión, a utilizar por los Estados miembros para determinar el buen estado ambiental de sus aguas marinas y para guiar sus evaluaciones de ese estado en el primer ciclo de implementación de la Directiva 2008/56/CE (2008).

Descriptor

Cada uno de los once (11) grupos cualitativos enumerados en el Anexo I de la Directiva 2008/56/CE (2008) a tener en consideración por los Estados miembros para determinar el buen estado ambiental de sus aguas.

Directiva marco sobre estrategia marina (DMEM)

Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco para la acción comunitaria en el ámbito de la política medioambiental marina (Directiva marco sobre estrategia marina) (2008).

Elemento

Componente del ecosistema concreto cubierto en la evaluación, tal como una especie, stock o Unidad de Gestión específica.

Escala espacial

La escala geográfica en la que se deben realizar las evaluaciones, por ejemplo, región o subregión, aguas nacionales (es decir, bajo la jurisdicción de un país), cuerpos de agua costeros, etc. (WG GES, 2017).

Especies indicadoras

Especies seleccionadas para el seguimiento del estado ambiental de las aguas marinas de los Estados miembros.

Estados Mmiembro (EM)

Cada uno de los 28 países/estados que son parte de los tratados fundadores de la Unión Europea y, por lo tanto, están sujetos a los privilegios y obligaciones de los miembros.

Evaluación

Análisis de los rasgos y características esenciales, presiones, impactos y estado ambiental actual de las aguas marinas y los elementos que las componen (Directiva 2008/56/CE, 2008).

Grupo de especies

Grupo de especies pertenecientes a un grupo funcional dado, tales como aves marinas, mamíferos y reptiles marinos.

Indicador

Parámetro que permite medir el progreso o el mantenimiento del buen estado ambiental y del que se extrae la valoración.

Integración

La combinación de información de diferentes indicadores (científicos) dentro de un indicador de nivel superior o de nivel de criterio, o la combinación de información de dos o más criterios a nivel de descriptor

o una agregación alternativa de criterios (por ejemplo, para un componente del ecosistema, o para una agregación de criterios por debajo del nivel del descriptor) (WG GES, 2017).

Linea de base («Baseline»)

Un valor específico de estado (o presión/impacto) contra el cual se comparan los subsiguientes valores: esencialmente un estándar (articulado en términos de calidad y/o cantidad) contra el cual se pueden medir diversos parámetros (por ejemplo, estado de referencia con impactos insignificantes, estado anterior o estado actual) (ICG COBAM, 2012).

Medidas

Acciones desarrolladas y aplicadas por las autoridades competentes como parte de un programa de medidas diseñadas para lograr o mantener un buen estado ambiental.

Objetivos ambientales

Una declaración cualitativa o cuantitativa sobre la condición deseada de los diferentes componentes y las presiones e impactos en las aguas marinas con respecto a cada región o subregión marina (Art. 3.7 Directiva 2008/56/CE, 2008).

Presiones

Impactos antropogénicos que afectan a las aguas marinas y sus elementos.

Programas de seguimiento

Programas de recopilación y evaluación de datos, que permiten evaluar periódicamente el estado ambiental de las aguas marinas en cuestión.

Región marina

Una región marítima definida en el artículo 4 de la DMEM. La región marina y sus subregiones se designan con el propósito de facilitar la implementación de la DMEM y se determinan considerando las características hidrológicas, oceanográficas y biogeográficas.

Unidad de Gestión (UG)

Elemento o subelemento (por ejemplo, población/subgrupo/subpoblación/de una de las especies indicadoras en particular) de un área geográfica determinada a la cual se aplica la evaluación del buen estado ambiental y la gestión de las actividades humanas.

Valor umbral («Threshold»)

Un valor o rango de valores que permite una evaluación del nivel de calidad alcanzado para un criterio en particular, contribuyendo así a la evaluación de la medida en que se está logrando el buen estado ambiental según lo dispuesto en el Artículo 2 de la Decisión 2017/848/EU (20179) de la Comisión.

DIRECTIVA MARCO SOBRE ESTRATEGIA MARINA (DMEM)

MACARONESIAN ROOF REPORT DESCRIPTOR 1 - AVES, MAMÍFEROS Y REPTILES

1. Introducción

La Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio (2008), Directiva Marco sobre Estrategia Marina (DMEM), establece el marco legal para la acción comunitaria en el campo de la política ambiental marina. El objetivo de la DMEM es lograr o mantener un buen estado medioambiental del medio en Europa, al tiempo que se asegura la continuación de la explotación sostenible de los recursos marinos de los que dependen las actividades económicas y sociales relacionadas con el mar. Para lograr este objetivo, la DMEM requiere que los Estados miembros (EM) alcancen el buen estado ambiental (BEA) de sus aguas a más tardar en 2020. La Directiva define al BEA como: «El estado ambiental de las aguas marinas en el que estas dan lugar a océanos y mares ecológicamente diversos y dinámicos, limpios, sanos y productivos en el contexto de sus condiciones intrínsecas, y en el que la utilización del medio marino se encuentra en un nivel sostenible, quedando así protegido su potencial de usos y actividades por parte de las generaciones actuales y futuras».

El BEA se basa en 11 descriptores y en el nivel de las presiones e impactos antropogénicos en el medio marino, siguiendo los criterios establecidos por la Decisión de la Comisión (UE) 2017/848 de 17 de mayo (2017) que establece los criterios y las normas metodológicas sobre el buen estado ambiental de las aguas marinas, así como especificaciones y métodos estandarizados de seguimiento y evaluación; por la que se deroga la Decisión 2010/477/UE de la Comisión (2010).

La DMEM requiere que los Estados miembros (EM) estructuren el informe de sus actividades en cinco fases consecutivas: una evaluación inicial del estado ambiental actual de sus aguas y de las presiones a las que se enfrenta (Artículo 8), definición de lo que significa BEA para sus aguas (Artículo 9), establecimiento de objetivos ambientales e indicadores asociados (Artículo 10), establecimiento e implementación de programas de seguimiento para recopilar los datos necesarios para determinar el estado ambiental (Artículo 11) y, finalmente, el establecimiento de un programa de medidas diseñadas para lograr o mantener el BEA (artículo 13).

El primer ciclo de la DMEM comenzó el 15 de julio de 2012 y terminó el 15 de julio de 2018 (6 años). Actualmente, los EM están entrando en el segundo ciclo, en el que deberán actualizarse la evaluación inicial, la definición de BEA y los objetivos ambientales establecidos.

El Artículo 5 de la DMEM especifica la necesidad de cooperación entre los EM que compartan una región marina o subregión, haciendo uso de las estructuras de cooperación regional existentes, para asegurar que, dentro de cada región marina o subregión, se logre una coherencia. Este informe es el resultado del trabajo coordinado entre científicos, equipos técnicos y todas las autoridades competentes involucradas en la implementación de la DMEM en la subregión de Macaronesia. Los EM con jurisdicción en esta subregión son Portugal, a través de su autoridad nacional competente (Dirección General de Recursos Naturales, Seguridad y Servicios Marítimos - DGRM), los Gobiernos Regionales de Azores (Dirección Regional de Asuntos del Mar - DRAM) y Madeira (Dirección Regional para el Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente - DROTA); y España, a través del Ministerio de Transición Ecológica (MITECO) y el Gobierno Autónomo de las Islas Canarias, este último sólo tiene la competencia para la conservación de los componentes de los ecosistemas terrestres, tales como las colonias de aves.

Este trabajo de colaboración comenzó en 2015 con el Proyecto MISTIC SEAS: Indicadores y criterios comunes para las islas de la Macaronesia: Alcanzar un Entendimiento Común sobre el seguimiento de la Biodiversidad Marina en la Macaronesia N°. 11.0661/2015/712629/SUB/ENVC.2 (MISTIC SEAS, 2015). El objetivo principal de este proyecto fue aunar esfuerzos para desarrollar un conjunto común de metodologías para compartir en la subregión marina de Macaronesia, a fin de garantizar la coherencia y permitir la comparación entre los EM dentro de la misma región marina, según lo recomendado por la DMEM, así como el diseño e implementación de un Plan de Acción para asegurar el BEA de las aguas de esta región.

Como resultado del MISTIC SEAS, se desarrolló una metodología común para el seguimiento de tres grupos funcionales del Descriptor 1 (aves marinas, mamíferos y tortugas marinas), enfocándose el trabajo en las poblaciones de las especies compartidas entre los tres archipiélagos.

El proyecto MISTIC SEAS II: *Aplicación de un enfoque subregional coherente y coordinado para seguimiento y evaluación de la biodiversidad marina en la Macaronesia para el segundo ciclo de la DMEM* N°. 11.0661/2017/750679/SUB/ENV.C2 (MISTIC SEAS II, 2017a) tuvo como objetivo el diseño y la implementación de la mayor parte de los programas piloto comunes de seguimiento diseñados en MISTIC SEAS. También refuerza la necesidad de una coherencia regional para actualizar la evaluación inicial, las definiciones del BEA y los objetivos ambientales para el segundo ciclo de la DMEM en la subregión de Macaronesia, de manera coordinada y coherente. Los resultados de esta tarea se reflejarán en el MACARONESIAN ROOF REPORT (MRR), que es uno de los informes incluidos en el proyecto.

Este documento, el MRR, incluye la descripción de los criterios y las especies evaluadas, junto con la recopilación de los resultados obtenidos durante la implementación de los programas de seguimiento piloto bajo la DMEM para aves marinas, mamíferos y tortugas en los tres archipiélagos macaronésicos (Azores, Madeira e Islas Canarias), pero también de otros datos adicionales disponibles de otros proyectos o programas de gestión gubernamental. Este informe será la base para que los EM, Portugal y España, cumplan con las obligaciones del artículo 17 de la DMEM.

A. REGIÓN

La DMEM, en su Artículo 4, enumera las regiones marinas y subregiones que deben ser tomadas en consideración por los EM cuando cumplan con sus obligaciones bajo la presente Directiva. (**Figura 1**).

Las principales regiones marinas y subregiones son:

- el Mar Báltico
- el Océano Atlántico Noreste:
 - el Mar del Norte en sentido amplio, incluidos el Kattegat y el Canal de la Mancha,
 - el Mar Céltico,
 - el Golfo de Vizcaya y las costas ibéricas,
 - en el Océano Atlántico, la región biogeográfica macaronésica, definida por las aguas que circundan las Azores, Madeira y las Islas Canarias.
- el Mar Mediterráneo:
 - el Mar Mediterráneo Occidental,
 - el Mar Adriático,
 - el Mar Jónico y el Mar Mediterráneo Central,
 - el Mar Egeo Oriental.
- el Mar Negro

La DMEM requiere que el BEA se determine a nivel de la región marina o subregión (Art. 3.5). Sin embargo, en la mayoría de los casos, la evaluación y los informes requieren escalas más pequeñas (Prins *et al.*, 2014).

Las evaluaciones deben permitir informar a los gestores y a los responsables políticos sobre los impactos ambientales de las actividades humanas. Las áreas demasiado grandes pueden enmascarar las presiones locales y sus impactos y, por lo tanto, no son adecuadas para el seguimiento. Las áreas muy pequeñas conllevan una alta carga de seguimiento y pueden llevar a evaluaciones inadecuadas, si la distribución espacial de los componentes del ecosistema no está suficientemente cubierta.

Las escalas espaciales apropiadas difieren según el componente del ecosistema en consideración. Cuando coexisten poblaciones separadas de una especie dentro de una región particular, son evaluadas individualmente. La Guía para la evaluación según el Artículo 8 de la DMEM (WG BEA, 2017) recomienda las siguientes escalas de evaluación para el Océano Atlántico Nordeste:

- Aves – Subregión
- Mamíferos
 - Odontocetos de aguas profundas y Mysticetos – Región
 - Odontocetos pequeños – Subregión
 - Focas – Subregión
- Reptiles – Subregión

En este informe se ha utilizado la misma escala para todas las especies dentro de un grupo de especies, siempre que ha sido posible. Se han utilizado tres escalas espaciales ordenadas de forma jerárquicas para la subregión macaronésica:

- la totalidad de la subregión (Macaronesia),
- tres subdivisiones nacionales/archipiélagos (Azores, Madeira, Islas Canarias)
- áreas de seguimiento (colonias de aves, aguas oceánicas, aguas costeras, ubicación específica de poblaciones residentes, etc.)



Figura 1: Representación de las Regiones marinas y Subregiones de la DMEM como se define en su Artículo 4.

De: <https://water.europa.eu/marine/regions>

Subregión macaronésica

Macaronesia es el nombre que reciben los cuatro archipiélagos ubicados en el Atlántico nororiental: Azores, Madeira, Islas Canarias y Cabo Verde. Cabo Verde no forma parte de la Unión Europea y, por lo tanto, la DMEM no se aplica a sus aguas y no se ha tenido en consideración en este documento. Los archipiélagos de Azores y Madeira son regiones autónomas de Portugal, mientras que las Islas Canarias son una Comunidad Autónoma de España. De los tres archipiélagos, sólo las Azores están cubiertas por la Convenio Marino Regional de la Comisión OSPAR (CMR) (**Figura 2**). Sin embargo, aunque Madeira no esté incluida en OSPAR, Portugal también aplica la comisión a ese territorio, y las autoridades de Madeira participan en todos los comités de OSPAR. Las islas tienen muchas características naturales en común, como un origen volcánico y una flora y fauna particularmente ricas y diversas. La subdivisión de la plataforma continental extendida portuguesa, no evaluada en este proyecto, también se incluye en la subregión macaronésica.

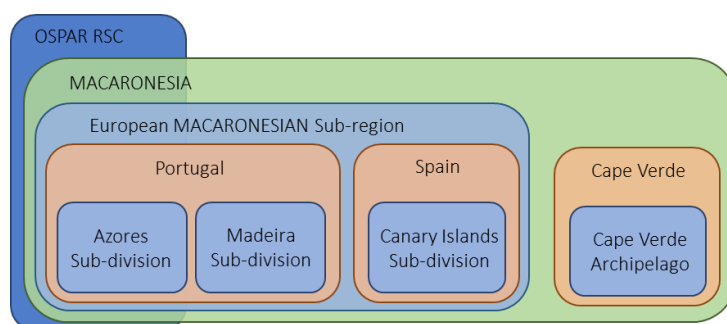


Figura 2: Representación esquemática del conjunto de escalas anidadas propuestas para la evaluación de la Subregión macaronésica.

Azores

El archipiélago de las Azores es una región autónoma de la República Portuguesa ubicada en el Atlántico nororiental. El archipiélago de las Azores tiene nueve islas de origen volcánico y algunos otros islotes costeros y oceánicos, que representan un área total de aproximadamente 2.344 km². Las islas se agrupan en: Orientales (Santa María y São Miguel), Centrales (Terceira, Graciosa, São Jorge, Pico y Faial) y Occidentales (Flores y Corvo). La Zona Económica Exclusiva (ZEE) de Portugal alrededor del archipiélago de las Azores comprende una superficie marina de aproximadamente 1 millón de km² (930.687 km²) que representa aproximadamente el 30 % de la superficie de la ZEE de todos los estados costeros que forman parte de la Unión Europea (UE), siendo una de los mayores de la UE (Bessa Pacheco, 2013).

Madeira

El archipiélago de Madeira es una región autónoma de la República Portuguesa ubicada en el Atlántico nororiental. Se compone de dos islas principales (Madeira y Porto Santo) y dos islas e islotes más pequeños (Desertas y Selvagens). El archipiélago tiene una superficie total de 801 km² y está rodeado por una parte de la ZEE portuguesa con una superficie marina de aproximadamente 442.248 km² (Bessa Pacheco, 2013).

Islas Canarias

Las Islas Canarias son una Comunidad Autónoma española situada en el Atlántico nororiental. El archipiélago está compuesto por ocho islas con una superficie total de 7.273 km² y una longitud de litoral de aproximadamente 1.291 km, con una ZEE de aproximadamente 494.192 km². Las islas se dividen en: Orientales (Lanzarote, La Graciosa y Fuerteventura), Centrales (Gran Canaria y Tenerife) y Occidentales (La Gomera, La Palma y El Hierro). Además también pertenecen al archipiélago cinco islotes: Alegranza, Lobos, Montaña Clara, Roque del Este y Roque del Oeste (BOE-A-2018-15138, 2018).

B. DESCRIPTOR

La DMEM en su Anexo 1 establece once descriptores cualitativos para ayudar a los EM a determinar el BEA de sus aguas marinas nacionales. El primer descriptor, el Descriptor 1, se refiere específicamente a la biodiversidad, estableciendo que la diversidad biológica “se mantiene la biodiversidad. La calidad y la frecuencia de los hábitats y la distribución y abundancia de especies están en consonancia con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas reinantes”.

En el MISTIC SEAS II, los grupos de especies considerados fueron aves marinas, mamíferos y reptiles marinos. La Decisión de la Comisión 2017/848/UE (2017) establece que para estos grupos de especies:

- Los EM establecerán la lista de especies a través de la cooperación regional o subregional.
- Los criterios que deben evaluarse en aves marinas, mamíferos y reptiles son:
 - **D1C1** - Primario: 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** - Primario: La abundancia poblacional de la especie no se ve afectada negativamente debido a las presiones antropogénicas, de modo que se asegura su viabilidad a largo plazo.
 - **D1C3** - Secundario: Las características demográficas de la población (por ejemplo, tamaño corporal o estructura de edades, proporción de sexos, fecundidad y tasas de supervivencia) de la especie son indicativas de una población sana que no se ve afectada negativamente por presiones antropogénicas.
 - **D1C4** - Primario/Secundario: el rango de distribución de especies y, cuando sea relevante, el patrón, está en línea con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas reinantes.
 - **D1C5** - Primario/Secundario: el hábitat de las especies tiene la extensión y condición necesarias para sostener las diferentes fases de su ciclo de vida.

C. CRITERIOS, PARÁMETROS MEDIDOS Y METODOLOGÍAS UTILIZADAS:

1. AVES

D1C1 Tasa de mortalidad por captura accidental

En 2013, la Comisión Europea reconoció que la captura accidental de aves marinas era un problema importante para la conservación (Birdlife International, 2013). La mortalidad debida a la captura accidental de aves marinas es un criterio primario establecido por la Decisión 2017/848/UE (2017) de la Comisión para que los EM utilicen en su evaluación de la medida en que se está logrando el BEA. Sin embargo, en la región de Macaronesia, la captura accidental no se ha identificado como una amenaza importante para las aves marinas. Aunque esto puede atribuirse, en parte, a la falta de programas de observación, centrados específicamente en la obtención de datos sobre la mortalidad de aves marinas.

En las Azores, la evidencia anecdótica del programa de observadores y capitanes de embarcaciones locales, así como un pequeño número de publicaciones, muestran pocos o ningún registro de incidencias de captura accidental, y ningún evento de mortalidad por captura accidental.

Existen pesquerías de palangre, tanto de superficie como demersales. Una revisión de los eventos de captura accidental hasta el año 2000, informó tan sólo de 1 individuo, presumiblemente, una pardela cenicienta atlántica (*Calonectris borealis*), encontrada muerta en un palangre demersal (Cooper *et al.*, 2003). POPA es un programa de seguimiento de pesquerías para la industria atunera que lleva en marcha desde 1998. Este programa informa de un número muy bajo de eventos de captura accidental de aves marinas, cero de mortalidad de captura accidental, con un promedio de 5 pardelas capirotadas (*Ardenia gravis*) enganchadas (pero no muertas) por su paso migrante en las Azores (Moore, 1994), por 150 eventos de pesca (com. per. Miguel Machete, Coordinador de POPA), en pesquerías de caña y sedal, desde su inicio en 1998.

En Madeira, la mortalidad por captura accidental es baja (Zino y Biscoito, 1994) y Le Grand *et al.* (1984) no menciona ninguna evidencia de captura accidental de aves marinas en las islas Selvagens.

En las Islas Canarias, las zonas de alimentación de la pardela cenicienta atlántica se encuentran en aguas africanas, donde se ha informado de la captura accidental de aves marinas (Brothers *et al.*, 1999); sin embargo, la medición de posibles efectos indirectos, como la captura accidental en zonas de invernada (por ejemplo, en el Atlántico sur) actualmente no es posible.

Una evaluación general de la captura accidental fue realizada por Lewison *et al.* (2014) desde 1999 a 2008, sin evidencia de captura accidental de aves marinas en la Subregión macaronésica.

La evaluación de otros parámetros (fluctuaciones en los parámetros de reproducción y análisis del efecto de otras presiones) podría indicar indirectamente la naturaleza de este impacto. Existe una necesidad urgente de entender la naturaleza y el alcance de las interacciones entre las aves marinas y las pesquerías (Anderson *et al.*, 2011; Żydelis *et al.*, 2013) en todas las aguas europeas. Las siguientes recomendaciones se hacen para cubrir las posibles lagunas de conocimiento en términos de impacto/interacción de captura accidental y para obtener información precisa de este impacto en la región: deben incluirse formularios específicos de captura accidental de aves marinas en los formularios POPA actuales, para garantizar que los observadores registren cualquier evento de captura accidental. Según Oliveira *et al.* (2005), debe implementarse una encuesta preliminar basada en una entrevista para obtener datos sólidos sobre las variables relacionadas que se puedan usar para explicar la variabilidad en la captura accidental (p. ej., artes, número de barcos, capacidad pesquera, principales especies de captura accidental, áreas de pesca).

D1C2 Abundancia poblacional

La abundancia poblacional es otro criterio primario para las aves marinas (Decisión 2017/848/EU, 2017 de la Comisión). Se realizó un seguimiento de la abundancia poblacional en las colonias de reproducción utilizando dos metodologías según la accesibilidad: el recuento de nidos (NC), cuando fue posible el acceso a los nidos, y el registro de tasas de llamadas (CR), utilizado para aquellas colonias en las que no fue posible el acceso.

- Recuento de nidos (“nest count” NC)

Para el seguimiento de la abundancia, se seleccionaron colonias específicas según la accesibilidad de las colonias y la presencia/ausencia de depredadores introducidos (mamíferos), como se define en el informe técnico del MISTIC SEAS (MISTIC SEAS, 2016a).

Para evaluar la abundancia poblacional en cada colonia, se seleccionó y marcó un conjunto de nidos accesibles (para mantener la coherencia entre las metodologías y los archipiélagos, el recuento mínimo

de nidos para cada colonia se estableció en 30-40 nidos accesibles). Los nidos fueron seleccionados dentro de un área que mostraba signos de ocupación (excrementos, plumas, excavaciones y/o individuos en el nido). Debido al comportamiento nocturno inherente y a la pronunciada preferencia de hábitat de Procellariiformes, a menudo son difíciles o imposibles de implementar unos censos sólidos adecuados, por lo que para la mayoría de las UG seleccionadas se presenta un índice de abundancia. Sin embargo, para algunas especies, son posibles los censos dentro de las colonias con seguimiento [por ejemplo, petrel de Bulwer (*Bulweria bulwerii*) o pardela cenicienta atlántica (*Calonectis borealis*) en el islote de Vila, Azores]. La interpretación de los resultados tiene que tener en cuenta la variabilidad producida por el conteo de nidos por equipos diferentes.

El parámetro de la abundancia poblacional se mide en parejas reproductoras (PR) por especie/colonia. La PR se calcula mediante el seguimiento sistemático de los nidos/áreas seleccionadas en cada colonia, y cuenta, a lo largo de la temporada, los nidos ocupados por huevos y/o polluelos. Si los dos adultos están presentes en el nido pero no se observa huevo y/o polluelo, no se considerara en el cálculo del valor de PR.

- Ratio de vocalizaciones (“call rate” CR)

Las procellariiformes anidan en islotes inaccesibles y acantilados donde, sólo visitan las colonias por la noche y únicamente durante la época de reproducción. El trabajo de campo a menudo está limitado por el clima y las condiciones de accesibilidad, lo que crea dificultades logísticas y operativas que dificultan la recopilación de datos. Gracias al aumento en el uso de metodologías alternativas y autónomas se está obteniendo un mayor número de datos en ubicaciones previamente inaccesibles.

Para evaluar la abundancia poblacional en colonias remotas y para complementar la metodología NC, se instalaron Unidades de Registro Autónomas (ARU) en los islotes seleccionados. Estas herramientas graban las llamadas de aves marinas dentro de un intervalo de tiempo establecido (Oppel *et al.*, 2014) y determinan la abundancia, basándose en el supuesto de que el número de llamadas por intervalo está correlacionado con el número de parejas reproductoras (Borker *et al.*, 2014). Las ARU aumentan la escala espacial y temporal de la recopilación de datos, disminuyen el coste del trabajo de campo y disminuyen los sesgos inter-observadores y temporales en la recopilación de datos (Scott Brandes, 2008; Blumstein *et al.*, 2011). También disminuyen el impacto de los investigadores en las colonias/individuos y proporcionan una recopilación de datos alternativa, siempre que existan las restricciones de acceso a la colonia (Carey, 2009). Los datos recopilados dependen de la actividad de la colonia/número de llamadas (Buxton y Jones, 2012), que está influida por la fase lunar, las visitas a la colonia, la sincronización de las especies reproductoras, la presencia de varias especies en la colonia, las condiciones climáticas (Piatt *et al.*, 2007; Ramírez, 2017) y otras variables independientes de la abundancia de la colonia (Borker *et al.*, 2014).

Dado que el uso de las ARU es todavía una metodología reciente, los equipos de campo de aves marinas de las Azores e islas Canarias probaron diferentes metodologías y equipos para comparar las estimaciones y determinar su eficiencia y precisión.

Métodos utilizados en las Azores

En las Azores, el MISTIC SEAS comparte gran parte de la escala temporal y geográfica con el proyecto LuMinAves (Interreg MAC/4.6d/157). Aprovechando esta sinergia, los resultados de este proyecto se presentan en este informe para complementarlo. La técnica de Captura-marcaje-recaptura (CMR) se aplicó empleando redes para la captura de las aves, siguiendo la metodología probada por Ramírez (2017) y empleada en el proyecto LIFE EuroSAP LIFE14 PRE/UK/000002 para definir el Plan de Acción para el paño de Monteiro (*Hydrobates montei*) para estandarizar el método y para proporcionar una mejor evaluación.

Las ARU se desplegaron al comienzo de la temporada de reproducción del paño de Monteiro y del paño de Madeira (*Hydrobates castro*) (mayo y octubre, respectivamente) hasta el final de la temporada

(septiembre y febrero, respectivamente). El equipo fue programado para comenzar a grabar tan pronto como los petreles comenzasen a llegar a la colonia, hasta el período de mayor actividad (21:00-01:00) y grabar nuevamente antes de que los petreles regresen al mar (03:00-05:00). Se realizaron grabaciones de 1 minuto cada 10 minutos, es decir, para cada hora programada, se grabaron 6 minutos, un total de 36 minutos/día/ARU. Los datos se analizaron utilizando el software Song Scope Bioacoustics 4.0 (Wildlife Acoustics, Concord, Massachusetts; Buxton *et al.* 2013).

MONIAVES, un programa de seguimiento de aves marinas de charrán común (*Sterna hirundo*) y rosado (*S. dougallii*) propuesto en el marco de la DMEM, se realiza generalmente entre el 25 de mayo y el 10 de junio de cada año, en el Archipiélago de las Azores. El censo se realiza regularmente, desde 2009 (excepto en 2013) hasta 2015, en proyectos de investigación de DOP-UAc e IMAR (Departamento de Oceanografía y Pesca de la Universidad de las Azores), y desde 2016, hasta el presente, por el Gobierno Regional de Azores (coordinado por la Dirección Regional de Asuntos del Mar y llevado a cabo por la Dirección Regional de Medio Ambiente). Los métodos seguidos fueron diseñados para Charadriiformes. Una evaluación previa de las colonias de charrán (ya sea visitando las accesibles u observando el comportamiento de los pájaros con prismáticos) determina el período óptimo para el censo, que es de aproximadamente 3 semanas después de la puesta de los primeros huevos. Las colonias varían en términos de ocupación y no se ven necesariamente en el mismo lugar cada año. Además, el pico de reproducción varía ligeramente entre los años y las islas dentro del mismo año. Por lo tanto, se aplican 3 métodos diferentes para el seguimiento de parejas reproductoras de charrán común y rosado en las Azores. Si las colonias son accesibles, *in situ*, se realiza el recuento directo de nidos, huevos y polluelos (**Método 1**). Para evitar molestias a las aves, las visitas se limitan a 20 minutos o menos, preferiblemente por 2 o 3 observadores que cuentan, fotografían y registran datos, uno al lado del otro. Los huevos abandonados y rotos, y la evidencia de depredación de huevos, polluelos o adultos, también se registran. **Método 2** se aplica a colonias inaccesibles que permiten el recuento de nidos aparentemente ocupados utilizando prismáticos o un telescopio desde una posición ventajosa. Si es posible, se estima el número de individuos y/o la proporción de pájaros de cada especie. Las colonias inaccesibles sin visibilidad desde tierra se controlan mediante recuentos desde una embarcación (**Método 3**). Por lo tanto, se realiza un censo de charranes desde embarcaciones alrededor de las 9 islas de las Azores utilizando una bocina de gas cerca de las colonias para inducir el vuelo. El número total de pájaros voladores y/o la proporción de cada especie se estima haciendo un promedio de las estimaciones de los diferentes observadores. Para determinar el número de parejas reproductoras, se asume una proporción de 3 pájaros voladores a 2 parejas reproductoras. Esta corrección se aplica para tener en cuenta los pájaros que no reaccionan al sonido y los que se están alimentando lejos de la colonia.

Métodos usados en las Islas Canarias

Las ARU utilizadas fueron prototipos de la versión terrestre de las grabadoras **SoundTrap**, un dispositivo ampliamente utilizado por los cetólogos (Mark Johnson, com. pers.). Como las pardelas sólo visitan la colonia por la noche, el período de grabación se limita a las horas nocturnas para prolongar la vida útil de la batería. El período cubierto fue la temporada de reproducción de la especie, desde principios de diciembre, hasta mediados de mayo, excepto en algunos días con mal clima o por problemas técnicos. Sin embargo, se realizó el seguimiento del 80,4 % de los días del período de reproducción. Las grabaciones se escanearon visualmente utilizando Raven Pro 1.5 (Programa de Investigación de Bioacústica, Laboratorio de Ornitología de Cornell).

D1C3 Características demográficas de la población

Las características demográficas de la población son un criterio secundario para las aves marinas (Decisión 2017/848/EU, 2017 de la Comisión). Este criterio está relacionado e informa los dos criterios primarios D1C1 y D1C2.

La evaluación de la demografía de la población se basa en la productividad (éxito reproductivo y tasa de supervivencia) de las aves marinas, ya que se espera que estas características reflejen cambios en las condiciones ambientales mucho antes de que sean evidentes, como cambios en el tamaño de la población de estas especies de larga vida (Parsons *et al.*, 2008).

- Éxito reproductivo (“breeding success” BS)

El éxito reproductivo se determina utilizando la misma metodología de NC y registrando el estado del nido a lo largo de la temporada de reproducción. Los mismos nidos identificados en D1C1 como activos se utilizan para el cálculo de este parámetro. Los nidos activos seleccionados se identificaron y marcaron (D1C1), utilizando epoxi o pintura, además de ser georreferenciados para facilitar su seguimiento en el tiempo. Se seleccionaron al menos 30-40 nidos para cada especie y colonia para el cálculo de los parámetros de reproducción en cada colonia.

Para controlar el éxito reproductivo, es necesario realizar al menos dos visitas a las colonias durante la incubación y una tercera después de la incubación del polluelo. El éxito reproductivo se reporta como el número de polluelos dividido por el número de parejas reproductoras (PR) equivalente al número de huevos puestos ($N.^{\circ}$ polluelos/ $N.^{\circ}$ PR) (in Hervías *et al.*, 2013). Los fallos en la reproducción se registran observando las evidencias de depredación (por ejemplo, polluelos muertos o huevos rotos con evidencia de depredación), así como la mortalidad resultante de otras causas, como huevos no viables (embrión aún dentro del huevo) o nidos colapsados sobre el huevo/polluelo, polluelos que murieron por enfermedad o por inanición, entre otros.

- Tasa de supervivencia (“survival rate” SR)

La metodología de captura-marcaje-recaptura (CMR) se utiliza para calcular las tasas de supervivencia (“survival rate” SR). Esto se lleva a cabo anillando a los adultos en la colonia y re-capturándolos (y verificando los números de las anillas) durante los años siguientes, idealmente en los mismos 30 nidos seleccionados para otros seguimientos. Durante el primer año de vigilancia, el objetivo principal era anillar a la mayor cantidad posible de adultos en las colonias, incluso si no estaban en ningún nido. Cuando se encuentran adultos sin anilla, siempre que sea posible, son anillados y se observa el parche de incubación para reducir el sesgo y confirmar si es un criador (adulto) y no un prospector (buscando un nido y/o un compañero para criar el próximo año) (Brooke, 2004; Rayner *et al.*, 2013).

D1C4 Rango de distribución

El rango de distribución es un criterio secundario para las aves marinas (Decisión de la Comisión 2017/848/UE, 2017). Las Procellariiformes son aves muy filopátricas (Coulson y Coulson, 2008). Al regresar a la misma colonia año tras año, la disminución del número de colonias es un indicador importante de la salud de las poblaciones. Algunas especies todavía tienen una distribución suficientemente grande en las islas, por ello, sus colonias no son discontinuas y, por lo tanto, sus límites son difíciles de definir. En las Azores esto ocurre con las colonias de pardela atlántica, y por lo tanto esta UG fue excluida de este criterio. Por otro lado, las Charadriiformes son muy móviles y cambian a menudo sus lugares de reproducción de año en año, tomándose años sabáticos a menudo (ICES, 2013). Por lo tanto, el criterio de distribución para estas UG opera a un nivel geográfico más alto y no puede evaluarse a nivel de colonia.

- Rango (RG)

Durante el proyecto MISTIC SEAS se propuso incluir a todas las especies indicadoras, menos a las pardelas Atlánticas, en este criterio, debido a las colonias no-discontinuas de especies al nivel de Macaronesia. Debido a las limitaciones en logística y presupuesto para el MISTIC SEAS II, sólo se podrían evaluar por defecto algunas especies de menor tamaño, ya que, al evaluar los efectos de las condiciones oceánicas en la dinámica de la población, es mejor realizar el seguimiento del límite de distribución que el

rango de distribución global de las especies, debido a la segregación en el mar debida a restricciones energéticas, competencia o uso de información local (Hipfner *et al.*, 2007).

Se propuso informar sobre la distribución del petrel de Bulwer en las Azores y del paíño de Monteiro endémico de las Azores. El petrel de Bulwer alcanza el límite norte de su distribución en este archipiélago, y la confirmación reciente de una colonia más septentrional (islote Baixo) lo convierte en un buen indicador de los cambios en la distribución. Otro indicador será la distribución del paíño de Monteiro. Hasta ahora, sólo se había confirmado la reproducción de esta especie en dos islotes de la isla de Graciosa (Praia y Baixo), Monteiro *et al.*, 1999. Se sospecha que también se reproducen en el islote Baleia y Ponta do Marco (Graciosa) and Ponta do Marco (Corvo) (Monteiro *et al.*, 1999; SPEA, 2016-2018, datos sin publicar) y en la isla de Flores, donde se ha grabado una intensa actividad vocal durante toda la época reproductiva (a través de ARU y CMR; Oliveira *et al.*, 2016), reafirmando las sospechas de Monteiro de 1999 e indicando la existencia de una colonia de cría. Este pequeño rango de reproducción se considera un indicador de distribución robusto.

D1C5 Hábitat de las especies

El Hábitat de las especies es un criterio secundario para las aves marinas (Decisión de la Comisión 2017/848/EU, 2017). No se dispone de información ni de esquemas de seguimiento en el hábitat de las aves marinas. Este criterio se refiere al estado de los hábitats acuáticos. En el caso de estas especies de aves marinas, como aves marinas migratorias, esto puede reflejar amenazas en sus zonas de alimentación/invernada que no están integradas los programas de seguimiento actuales debido a la falta de conocimiento sobre la distribución en el mar de los individuos entre algunas especies, sexo y edad y las dificultades de su seguimiento (Lewison *et al.*, 2012).

2. MAMÍFEROS

D1C1 Tasa de mortalidad por captura accidental

La tasa de captura accidental es un criterio primario para mamíferos marinos (Decisión de la Comisión 2017/848/EU, 2017). Si bien existen datos sobre capturas accidentales de mamíferos marinos en aguas macaronésicas, se cree que es improbable que la actual tasa de captura accidental comprometa su viabilidad a largo plazo, con la excepción, posiblemente, de las focas monje (*Monachus monachus*) en Madeira. No obstante, se recomienda que en futuras evaluaciones y para cumplir con el Reglamento del Consejo (CE) 812/2004 (2004), este criterio sea reconsiderado empleando nuevos datos (p. ej., si se produce un aumento en el número de cetáceos capturados o un aumento en la proporción de animales varados que muestren signos de interacciones con las artes de pesca; o si las prácticas de pesca actuales cambian). Además, debe enfatizarse que las flotas pesqueras que operan fuera de la ZEE rara vez son monitorizadas y que la tasa de captura accidental en estas pesquerías aún se desconoce. Igualmente, los datos pesqueros presentan inconsistencias (Watson y Pauly, 2001) y las pesquerías ilegales, no declaradas y no reglamentadas, son responsables de niveles desconocidos, pero potencialmente altos, de captura accidental en todo el mundo (Reeves *et al.*, 2013; ICES, 2017a, 2017b). Además de los programas de observadores de pesca realizados en el marco de los Planes Nacionales de recopilación de datos pesqueros (“data collection framework” DCF), en las Azores existe un programa de captura accidental de pesca llamado POPA, que se ha extendido para cubrir Madeira. En las Azores, POPA recopila datos de manera continua desde 1998, específicamente para la captura accidental, tanto para la pesquería de atún (caña y sedal), como para otras pesquerías actualmente en curso, tales como línea de mano, palangre de fondo y pelágico, o cualquier pesca experimental. Los datos proporcionados por este programa han permitido cuantificar la ocurrencia de captura accidental en las pesquerías de palangre en las Azores durante las últimas dos décadas. En las Azores, la pesca con arrastre de fondo está prohibida.

- Tasa de captura accidental (“by-catch rate” BR)

El seguimiento de las actividades de pesca (a través de, por ejemplo, los programas de observadores) debe cubrir todas las pesquerías y artes de pesca para determinar si la captura accidental es una amenaza importante para las poblaciones. Los varamientos de mamíferos marinos son actualmente la única forma de evaluar el nivel mínimo de captura accidental en estas pesquerías y, por lo tanto, desempeñan un papel centinela. Sin embargo, se necesitan programas de observadores a bordo de la flota pesquera para estimar la tasa de captura accidental con precisión. En las Azores, la cantidad de captura accidental en la pesquería de atún se refleja como el número de cetáceos capturados cada año por tonelada de atún desembarcado.

- Tasa de mortalidad (“mortality rate” MR)

Al contrario de la captura accidental, la mortalidad por colisión con barcos ya puede haber alcanzado niveles que pueden ser insostenibles para los cachalotes (*Physeter macrocephalus*), principalmente en las Islas Canarias, donde estos eventos se consideran una amenaza importante para la especie (Fais *et al.*, 2016), pero también en las Azores, donde los incidentes han aumentado recientemente (datos no publicados de Azorean Stranding Network).

El criterio D1C1 es la tasa de mortalidad debida a la mortalidad por pesca, pero en este documento se propone «tasa de mortalidad por colisión con embarcaciones» como parte de este criterio. Esta sugerencia podría ser considerada por la Comisión para incluir en el D1C1 otras muertes debidas a causas no naturales (amenazas antropogénicas, como colisiones con embarcaciones) en decisiones futuras.

D1C2 Abundancia poblacional

La Abundancia poblacional es un criterio primario para mamíferos marinos (Decisión de la Comisión 2017/848/EU, 2017). La abundancia es el parámetro más importante cuando se trata de evaluar el estado de una población (ICES, 2014). Aunque los índices de abundancia relativa podrían usarse para evaluar los cambios en el tamaño de la población de los mamíferos marinos, hay muchas advertencias asociadas al uso de estos índices, que a menudo producen resultados poco fiables e imprecisos. Por lo tanto, la métrica preferida para estimar el tamaño de la población de mamíferos marinos es el número absoluto de individuos. Además, se requieren estimaciones de abundancia absoluta para calcular las características demográficas de las poblaciones (supervivencia/mortalidad y tasas de natalidad) y para evaluar el impacto de las actividades antropogénicas en estas características.

Las campañas piloto de transecto lineal realizadas durante el proyecto MISTIC SEAS II probaron técnicas de muestreo (área a muestrear, período a muestrear y esfuerzo necesario) siguiendo las metodologías propuestas en el proyecto MISTIC SEAS, para monitorizar las especies de cetáceos oceánicos macaronésicos en Madeira, Azores y las Islas Canarias.

Se propusieron dos metodologías para estimar la abundancia de cetáceos en la Macaronesia: muestreo *Distance sampling* (Buckland *et al.*, 2015) y foto-identificación (Hammond, 2009). Estas dos metodologías pueden dar diferentes estimaciones que no deben compararse directamente.

- Muestreo *Distance sampling* (“distance sampling” DS)

Las campañas en barco de muestreo DS se utilizan para recopilar datos de avistamientos para estimar la abundancia de cetáceos en aguas macaronésicas. El área de estudio se divide en varios bloques y los transectos aleatorios están diseñados para maximizar la probabilidad de cobertura del área de estudio, utilizando el software *Distance* (Thomas *et al.*, 2010). Durante la búsqueda, los observadores exploran el horizonte cubriendo un ángulo de 180° respecto a la proa del barco. Se registran los datos sobre los avistamientos de cetáceos (incluyendo el ángulo y la distancia desde el barco a los animales), así como otros datos ambientales. Para obtener más información sobre el protocolo de muestreo, consulte

el Informe Técnico sobre la Abundancia de Cetáceos Oceánicos y el Censo de Tortugas marinas del proyecto MISTIC SEAS II (2017b).

El software *Distance* se utiliza para estimar la función de detección y el ancho de banda efectivo (“effective strip width” ESW) y los resultados obtenidos se denominan estimas basadas en el diseño de muestreo o «design based estimates»). La abundancia de grupos y el tamaño del grupo también se modelan utilizando Modelos Aditivos Generalizados (GAM) con una función link logarítmica, incluyendo el ESW (los resultados obtenidos se denominan estimas basadas en modelos o “model based estimates»). Se utilizan técnicas de *bootstrap* no paramétricas para obtener intervalos de confianza (IC) y coeficientes de variación (CV) de las estimas de abundancia.

- Captura-marcaje-recaptura (“catch-mark-recapture” CMR)

Los métodos CMR basados en la foto-identificación de marcas naturales pueden ser una técnica útil para estimar la abundancia de poblaciones de cetáceos que se congregan en lugares determinados. Los métodos de CMR proporcionan una estimación de la cantidad de animales que utilizan el área de estudio durante el período de estudio (Hammond, 2009).

Las áreas de estudio se dividen en bloques de muestreo y los transectos se diseñan dentro de cada bloque para garantizar que toda el área se estudie de forma homogénea en el mínimo tiempo posible. Las campañas de foto-identificación se realizan en dos escalas temporales, siguiendo el Diseño Robusto (*Robust Design* -Pollock, 1982), que consiste en múltiples muestreos cercanos en el tiempo (períodos secundarios) que luego se separan por intervalos más largos (períodos primarios).

Todos los individuos encontrados deben fotografiarse independientemente del carácter distintivo de sus marcas o comportamientos naturales. Las fotografías se clasifican según su calidad y a cada aleta dorsal visible en la fotografía se le asigna una calificación, dependiendo de lo distintiva que sea. Sólo se analizan las mejores fotografías de individuos bien marcados. Los datos sobre la proporción de individuos bien marcados en cada grupo encontrado se utilizan para estimar la proporción de animales marcados en la población y para corregir las estimaciones de abundancia (Wilson *et al.*, 1999). Los avistamientos de individuos se compilan y se analizan posteriormente con el programa Mark (o el paquete RMark para R). En el marco del Diseño Robusto (Pollock *et al.*, 1990; Kendall *et al.*, 1997), la abundancia se estima utilizando modelos de población cerrados y datos de los períodos primarios.

La posibilidad de que los datos provengan de una población cerrada se comprueba con el software CloseTest (Stanley y Richards, 2005) y se utiliza el número máximo de muestreos manteniendo la hipótesis de una población cerrada. El modelo más parsimonioso se elige entre los modelos explorados que hayan tenido en cuenta el efecto del tiempo, la heterogeneidad individual (tanto el efecto aleatorio como la mezcla finita) y su combinación en la probabilidad de captura. Se crean dos conjuntos de datos: uno primero con sólo individuos «asociados a la isla» (es decir, avistados al menos 2 veces, como se define en las estimaciones iniciales anteriores) (Alves *et al.*, 2013; Dinis, 2014); y un segundo con todos los individuos, considerando la posibilidad de excluir a los residentes con baja probabilidad de captura. Los factores de corrección se calculan utilizando el número de aletas dorsales analizadas como de calidad buena (Q1) y media (Q2), para corregir las estimaciones para los individuos no marcados y poco distintivos que no se usan en los modelos de marcaje-recaptura. La metodología seguida es la definida en el Informe Técnico 1 (TR1) del proyecto MISTIC SEAS II, elaborado durante un taller en Madeira en julio de 2017 (MISTIC SEAS II, 2017c), que sigue al proyecto MISTIC SEAS, que estableció el diseño general de las campañas de recogida de datos (MISTIC SEAS, 2016b).

Con los datos de CMR, se estima un número total de individuos que usarían un área durante el período de la campaña, mientras que DS estimaría una densidad promedio de individuos que usarían el área en un determinado momento (instantánea).

D1C3 Características demográficas de la población

Las Características demográficas de la población son un criterio secundario para mamíferos marinos (Decisión de la Comisión 2017/848/EU, 2017). Las características demográficas son indicadores del estado de una población y pueden utilizarse para evaluar el impacto de las actividades antropogénicas. Los cambios en la supervivencia y las tasas de natalidad pueden originarse por múltiples factores, algunos naturales y otros relacionados con actividades humanas, ya sean letales (por ejemplo, colisión con embarcaciones, captura accidental) o sub-letales (por ejemplo, perturbaciones relacionadas con actividades de avistamiento de ballenas, cambios físicos o biológicos en el hábitat).

- Tasa de supervivencia ("survival rate" SR)

Los métodos de CMR aplicados a los datos de foto-identificación utilizan observaciones de animales marcados individualmente a lo largo del tiempo para estimar la tasa de supervivencia de la población. Utilizando el Diseño Robusto (Pollock *et al.*, 1990; Kendall *et al.*, 1997), la probabilidad de supervivencia se calcula a partir de modelos de población abiertos, aplicados a datos obtenidos entre períodos primarios, lo que proporciona una estimación de la tasa de supervivencia en ese intervalo de tiempo.

La tasa de supervivencia anual generalmente se estima en base a la probabilidad de captura de individuos marcados usando modelos de Cormack-Jolly-Seber (CJS) (Cormack, 1964; Jolly, 1965; Seber, 1965; Lebreton *et al.*, 1992) con los datos de foto-identificación. Sin embargo, una estrategia de muestreo de Diseño Robusto (DR) (Pollock, 1982) permite la estimación del tamaño de la población, tasa de supervivencia anual y tasas de emigración y re-inmigración (Kendall *et al.*, 1997) en el mismo modelo. El DR combina muestreos con dos escalas temporales: los períodos primarios están espaciados temporalmente durante un período de tiempo prolongado (generalmente un año), en el que la población está abierta a nacimientos, muertes, emigración e inmigración; los períodos secundarios, realizados dentro de los períodos primarios, son muestreos de menor duración durante los cuales la población se considera cerrada. Los datos de los períodos primarios se utilizan para estimar las tasas de supervivencia y movimiento, mientras que la información de los períodos secundarios se utiliza para estimar el tamaño de la población.

Con el DR, se requiere un mínimo de 3 períodos primarios, cada uno con un mínimo de 3 sesiones secundarias. Toda el área de muestreo debe cubrirse durante una sesión secundaria y éstas deben diseñarse de manera que se muestree al menos el 50 % de la población en cada período primario. Finalmente, las sesiones secundarias deben estar espaciadas temporalmente para permitir la mezcla de animales entre sesiones, sin riesgo de violar el supuesto de cierre dentro de los períodos primarios.

D1C4 Rango de distribución

El Rango de distribución es un criterio primario para mamíferos marinos (Decisión de la Comisión 2017/848/EU, 2017). Las especies de cetáceos que se encuentran en las aguas macaronésicas suelen tener grandes rangos que, a menudo, se extienden a las aguas de varias islas y aguas oceánicas. Para estos taxones altamente móviles, la distribución y el patrón de rango de distribución son difíciles de determinar y cuantificar con precisión, y no se pueden establecer con certeza puntos de referencia, unidades de medida ni objetivos mensurables para los indicadores de distribución. Por lo tanto, se ha propuesto que estos criterios, rango de distribución y patrón de rango de distribución, deben eliminarse de la lista de indicadores para mamíferos marinos en la Macaronesia. Los cambios en la distribución podrían actuar como señales de advertencia y las causas del cambio deben investigarse (ICES, 2014) como, por ejemplo, en poblaciones costeras que mantienen rangos bien definidos en la mayoría de las áreas geográficas. Sin embargo, las poblaciones de cetáceos residentes o asociadas a tierra presentes en la Macaronesia generalmente presentan amplios rangos de distribución, ya que a menudo se mueven entre islas distantes. En consecuencia, a menos que el seguimiento se extienda a todos los archipiélagos, incluidas las aguas oceánicas, sería igualmente difícil evaluar todo el rango de estas poblaciones costeras. Por lo tanto, el indicador de distribución también se considera inadecuado para las poblaciones

costeras de cetáceos en la Macaronesia. Aun así, el seguimiento del rango de distribución de mamíferos marinos podría ser parte del seguimiento de la abundancia (D1C2). Esta posición está en línea con la declarada previamente por expertos en el Informe técnico 1 del MISTIC SEAS (MISTIC SEAS, 2016a).

D1C5 Hábitat de las especies

A efectos de la Directiva 2008/56/EC (2008), el término hábitat aborda tanto las características abióticas como la comunidad biológica asociada, tratando ambos elementos juntos en el sentido del término biotopo. Los esfuerzos adicionales para una clasificación coherente de los hábitats marinos, respaldados por un mapeo adecuado, son esenciales para la evaluación a nivel de hábitat, teniendo en cuenta también las variaciones a lo largo del gradiente de la distancia de la costa y la profundidad (por ejemplo, la costa, la plataforma y el mar profundo). Los tres criterios para la evaluación de hábitats son su distribución, extensión y condición (para este último, en particular, la condición de las especies y comunidades típicas), acompañados de los indicadores relacionados respectivamente con ellos. La evaluación de la condición del hábitat requiere una comprensión integrada del estado de las comunidades y especies asociadas, coherente con los requisitos establecidos en la Directiva del Consejo 92/43/CEE (1992) y la Directiva del Consejo 2009/147/CE (2009), incluyendo, cuando sea apropiado, una evaluación de sus rasgos funcionales. El mismo razonamiento presentado para el criterio anterior (es decir, D1C5) también se aplica a este criterio en lo que concierne a los cetáceos.

3. REPTILES

D1C1 Tasa de mortalidad por captura accidental

La Tasa de captura accidental es un criterio primario para tortugas marinas (Decisión de la Comisión 2017/845/CE, 2017). La captura accidental pesquera es una de las principales presiones antropogénicas que afectan a las poblaciones de tortugas marinas y se considera una de las principales causas de mortalidad antropogénica (Lewison y Crowder, 2007). Se propone, para evaluar este criterio, la tasa de mortalidad debida a las interacciones con las pesquerías, en lugar de sólo la Tasa de captura accidental. Para este fin, debe estimarse la mortalidad por captura, así como la mortalidad tras la liberación (por ejemplo, Swimmer *et al.*, 2013).

La captura accidental en el Atlántico norte es probablemente una de las principales amenazas para las tortugas marinas juveniles, aunque gran parte de la presión pesquera se ejerce fuera de las jurisdicciones nacionales.

Las principales pesquerías que tienen impacto sobre las tortugas marinas varían significativamente entre los Archipiélagos macaronésicos, desde las pesquerías industriales de palangre de superficie (Azores) y las pesquerías de palangre pelágico (Madeira), hasta las artesanales y la pesca recreativa (Islas Canarias).

Por tanto, las metodologías para estimar las tasas de mortalidad variarán en consecuencia (por ejemplo, programas de observadores, cuestionarios, información de los centros de recuperación de fauna silvestre).

- Tasa de mortalidad (TM)

La estimación de la tasa de mortalidad debida a la captura accidental requiere información de la actividad pesquera y de la dinámica de la población de las especies en cuestión. Los datos sobre la actividad pesquera se pueden obtener a través de diferentes metodologías, según el tipo de actividad. El seguimiento de las actividades comerciales a gran escala es más apropiado a través de programas de observación en el mar (por ejemplo, pesquerías de palangre pelágico), mientras que se necesitan metodologías alternativas (por ejemplo, entrevistas) para las pesquerías artesanales y recreativas de-

bido al alto número de embarcaciones implicadas. Las estimaciones de mortalidad deben incluir la tasa de mortalidad tras la liberación; p. ej., del 28 % (95 % bootstrap CI: 16-52 %) para la tortuga boba (*Caretta caretta*) en la flota de palangre pelágico (Swimmer *et al.*, 2013) para obtener la tasa de mortalidad real de las poblaciones.

D1C2 Abundancia poblacional

La Abundancia poblacional es un criterio primario para las tortugas marinas (Decisión de la Comisión 2017/848/EU, 2017). Las tortugas juveniles forman agrupaciones en los archipiélagos macaronésicos, pero estos animales nacen en playas de anidación americanas y africanas. La variación en el éxito de eclosión influye en el reclutamiento juvenil a las áreas de alimentación en aguas de la Macaronesia. Este reclutamiento se refleja a su vez en la composición genética de estas agregaciones. Por lo tanto, estos dos factores deben considerarse al interpretar los resultados de abundancia. Además, los estudios deben proporcionar datos para verificar si los cambios en el rango y patrón de distribución han influido en las tendencias de abundancia observadas (por ejemplo, a través de la telemetría por satélite).

- Muestreo *Distance sampling* (DS)

Se aplica a las tortugas la misma metodología de muestreo con DS que la utilizada para los cetáceos. Los detalles de la metodología utilizada en este programa de seguimiento conjunto para cetáceos oceánicos y tortugas marinas se describen en D1C2 Abundancia poblacional para Mamíferos Marinos.

- Foto-identificación (PI)

La identificación de individuos dentro de una población se utiliza para estudios demográficos. La foto-identificación es una técnica útil para tortugas marinas que viven en áreas pequeñas (Schofield *et al.*, 2008). Los patrones (forma y disposición) de las escamas faciales permiten identificar a las tortugas porque son exclusivos de cada individuo en la familia *Cheloniidae* (y es diferente en cada lado de la cabeza). Esta técnica podría utilizarse para estimar el tamaño de la población de tortugas marinas juveniles que ocupan las zonas costeras de alimentación, como ya se ha utilizado en otros lugares (Su *et al.*, 2015) para estudios demográficos (Schofield *et al.*, 2008; Hays *et al.*, 2010).

D1C3 Características demográficas de la población

Las características demográficas de la población son un criterio secundario para tortugas marinas (Decisión de la Comisión 2017/848/EU, 2017).

- Índice de condición corporal (BCI)

El parámetro demográfico de la población considerado para evaluar las tortugas marinas bajo este criterio es el índice de condición corporal (BCI). Esta característica proporciona información sobre la salud y las presiones que afectan a las poblaciones. Los datos se recogen en campañas dedicadas. El BCI es un indicador de la salud del animal y se basa en la comparación con la relación peso-longitud de referencia. El BCI de las tortugas marinas se ha obtenido tradicionalmente mediante la fórmula: $BCI = [\text{peso (kg)} / \text{longitud de caparazón}^3 \text{ (cm}^3\text{)}] \times 10000$ desarrollado por Bjørndal *et al.* (2000) (ver Clukey *et al.*, 2017, 2018).

D1C4 Rango de distribución

El Rango de distribución es un criterio primario para tortugas marinas (Decisión de la Comisión 2017/848/EU, 2017). El criterio no se considera apropiado para las tortugas marinas oceánicas que muestran mo-

vimientos de amplio rango con sólo una fracción de su distribución incluida dentro de las áreas bajo jurisdicción nacional y que ocurren generalmente en bajas densidades. Por lo tanto, el establecimiento de valores umbrales y objetivos, así como interpretar las tendencias en la distribución, se considera poco realista. Aunque el rango de distribución podría ser parte del seguimiento de la abundancia (D1C2), como se ha indicado en informes previos (MISTIC SEAS, 2016a)

D1C5 Hábitat de las especies

El hábitat de las especies es un criterio primario para tortugas marinas (Decisión de la Comisión 2017/848/EU, 2017). Este criterio no se considera adecuado para las tortugas marinas oceánicas. Además, sólo una fracción de su hábitat está incluido en áreas bajo la jurisdicción de los países de la Unión Europea y que generalmente ocurren en bajas densidades. Establecer valores umbrales y objetivos e interpretar tendencias en el hábitat, por lo tanto, se considera poco realista. No obstante, este criterio podría ser adecuado para hábitats costeros neríticos en las Islas Canarias. Sin embargo, el establecimiento de umbrales y objetivos para el criterio de hábitat se consideró poco realista en este momento, debido a la limitada información disponible para las tortugas marinas neríticas.

D. ELEMENTOS Y CARACTERÍSTICAS (ESPECIES Y GRUPOS)

Las especies y los grupos de especies indicadoras para la Macaronesia fueron seleccionadas a través de la cooperación internacional. Esta selección se basó en los siguientes criterios, según lo propuesto por la Guía para la evaluación en virtud del artículo 8 de la (WG GES, 2017) y adoptada en la Decisión de la Comisión 2017/848/UE (2017) (véase también MISTIC SEAS, 2016a).

1. Criterios de relevancia ecológica:

- (a) Representativo del componente del ecosistema (grupo de especies o tipo de hábitat amplio) y del funcionamiento del ecosistema (p. ej., conectividad entre hábitats y poblaciones, e integridad de hábitats esenciales).
- (b) Relevante para la evaluación de una presión antropogénica clave a la que está expuesto el componente del ecosistema, siendo sensible a la presión y expuesto a ella (vulnerable) en el área de evaluación.
- (c) Presente en una cantidad o extensión suficiente en el área de evaluación para poder construir un indicador adecuado para la evaluación.
- (d) El conjunto de especies cubrirá, en la medida de lo posible, la gama completa de funciones ecológicas del componente del ecosistema y las presiones predominantes a las que está sujeto el componente.
- (e) Si las especies de los grupos de especies están estrechamente asociadas a un tipo de hábitat amplio particular, pueden incluirse dentro de ese tipo de hábitat para fines de seguimiento y evaluación; en tales casos, la especie no se incluirá en la evaluación de las especies del grupo.

2. Criterios prácticos adicionales (que no deben invalidar los criterios científicos):

- (a) Viabilidad de las técnicas/seguimiento.
- (b) Costos de seguimiento.
- (c) Series temporales adecuadas de datos.

A los efectos de evaluar el BEA, las especies seleccionadas se dividieron en Unidades de Gestión (UG), de manera que «una UG se refiere a los animales de una determinada especie en un área geográfica en la que también se gestionan las actividades humanas» (ICES, 2015). Por lo tanto, la delineación de las UG puede reflejar, tanto las preferencias espaciales de los individuos, como la variabilidad espacial en las actividades humanas que podrían impactarlas. Las UG también pueden representar un subconjunto de una población determinada, dividida artificialmente para facilitar su seguimiento y gestión.

1. AVES

Las aves marinas se consideran muy adecuadas como indicadores para el medioambiente marino debido a su larga vida, al hecho de que son muy móviles, con un rango de hábitat y alimentación amplios, y conspicuas en el mar y en sus colonias de reproducción (Piatt *et al.*, 2007). Es probable que los cambios en los niveles tróficos inferiores o en el estado fisicoquímico del ambiente se manifiesten en sus poblaciones, y estos taxones también se ven afectados por las presiones antropogénicas, tanto en sus colonias reproductoras (especies invasoras (Hervías *et al.*, 2013), perturbaciones humanas (Viblanco *et al.*, 2012), desarrollos de infraestructura humana (Hill, 1995) y pérdida de hábitat (Bost y Le Maho, 1993) como en su área de alimentación en el mar (captura accidental en pesquerías (Baker *et al.*, 2007), contaminación química y basura (Montevecchi *et al.*, 2012), cambio climático y fenómenos climáticos severos (Sydeman *et al.*, 2012).

La Macaronesia es un área de importancia internacional para las aves marinas; sin embargo, aún falta la mayor parte de la información necesaria para una evaluación precisa. Mientras que las islas principales eran importantes lugares de reproducción en el pasado, la mayoría de las poblaciones de aves marinas ahora están restringidas a pequeños islotes, debido a las presiones antropogénicas (por ejemplo, Monteiro *et al.*, 1996a). Algunos autores han señalado el grave declive que algunas especies, como la pardela de Audubon (*Puffinus lherminieri*), están experimentando en las Islas Canarias (por ejemplo, Rodríguez *et al.*, 2012), y se prevé que algunas colonias se extingan antes de que pueda implementarse cualquier plan de acción (Bécares *et al.*, 2015).

La Tabla 1 de la Directiva de la Comisión 2017/848/EU (2017) define el grupo de especies del Descriptor 1 de la DMEM. Se definen a continuación cinco grupos diferentes basados en cómo se alimentan las aves marinas (ver ICES, 2013) en el mar. Sin embargo, sólo dos de estos grupos están bien representados en la Macaronesia. Es importante tener en cuenta que estas definiciones basadas en el comportamiento alimenticio no son exclusivas (es decir, algunas especies pueden alimentarse de diferentes taxones, incluso dentro del mismo grupo funcional, y las diferentes poblaciones pueden presentar diferentes profundidades de buceo y comportamientos de alimentación) (Burger, 2001). Sin embargo, las siguientes especies de aves marinas indicadoras fueron seleccionadas como especies indicadoras para la Subregión macaronésica en base a la clasificación propuesta:

- **Aves fitófagas:** No se conocen especies reproductoras de este grupo para la subregión, por lo que no se eligieron especies indicadoras para este grupo.
- **Aves limícolas:** Las especies de este grupo no se consideraron como buenas especies indicadoras debido a la difícil estandarización. Se sabe que sólo una especie se reproduce en el archipiélago de las Azores, el frailecillo blanco *Charadrius alexandrinus*. Esta especie se reproduce en playas y se alimenta en marismas, zonas de mareas y salinas, por lo que no se consideró indicativa del estado del medio marino.
- **Aves que se alimentan de especies pelágicas:** Las aves que se alimentan de especies pelágicas se sumergen bajo la superficie para alimentarse de peces e invertebrados (por ejemplo, calamares, zooplancton) en una amplia gama de profundidades o cerca del fondo marino. ICES (2013) definió a este grupo como ‘aves que se alimentan en un amplio rango de profundidades en la columna de agua’. Se seleccionaron cinco especies indicadoras (tabla 1) como buenas indicadoras para Macaronesia, según los criterios enumerados en la Guía para la Evaluación según el Artículo 8 de la DMEM (WG GES, 2017).

- Petrel de Bulwer (*Bulweria bulwerii*)
 - Petrel de Desertas (*Pterodroma deserta*)
 - Pardela atlántica (*Calonectris borealis*)
 - Pardela de Audubon (*Puffinus lherminieri*)
 - Petrel de Madeira (*Pterodroma madeira*)
- **Aves que se alimentan en la superficie:** Se alimentan de peces pequeños, zooplancton y otros invertebrados en, o dentro de, la capa superficial (los primeros 1–2 m). ICES (2013) definió este grupo funcional como «aves que están mayormente restringidas a la capa superficial de la columna de agua». Se seleccionaron cinco especies (tabla 1) como buenas indicadoras para Macaronesia, según los Criterios enumerados en la Guía para la Evaluación según el Artículo 8 de la DMEM (WG GES, 2017).
 - Paíño de Madeira (*Hydrobates castro*)
 - Charrán común (*Sterna hirundo*)
 - Paíño de Monteiro (*Hydrobates montei*)
 - Charrán rosado (*Sterna dougallii*)
 - Paíño pechiblanco (*Pelagodroma marina*)
 - **Aves que se alimentan de especies bentónicas:** No se conocen especies reproductoras de este grupo para la subregión, por lo que no se eligieron especies indicadoras para este grupo.

Todavía hay grandes lagunas de conocimiento con respecto a las especies de aves marinas macaronésicas, especialmente datos robustos que se recopilen y validen sistemáticamente para todas las especies y el número representativo de colonias (distribución de la población, abundancia poblacional y condición de la población, por ejemplo). En el marco del MISTIC SEAS, el grupo de aves marinas siguió una metodología de semáforo para encontrar bases comunes entre los archipiélagos y determinar la accesibilidad de los indicadores, teniendo en cuenta la falta de conocimiento, así como la viabilidad de los programas de seguimiento propuestos. Tras este proceso, se seleccionaron veintiuna UGs, que comprenden ocho especies de *Procellariiformes* y dos especies de *Charadriiformes*. Si bien algunas especies pueden evaluarse en los tres archipiélagos, otras sólo se evaluarán en uno o dos, dependiendo de la ubicación de las colonias de reproducción y/o los datos/logística disponibles. Almalki *et al.* (2017) identificaron que los archipiélagos de Macaronesia tienen poblaciones propias basadas en diferencias genéticas y morfométricas, por lo que se propone que la población en cada archipiélago se evalúa como una UG independiente. En total, se seleccionaron 19 UGs de 8 especies indicadoras para las Azores, 7 para Madeira pertenecientes a 7 especies indicadoras y otras 9 UGs de 6 especies indicadoras para las Islas Canarias (ver **tabla 1**).

Las especies y los parámetros medidos se seleccionaron según los métodos estandarizados de seguimiento, según lo propuesto por el Comité Conjunto de Conservación de la Naturaleza (JNCC, por sus siglas en inglés), la Comisión OSPAR y otros organismos relevantes para el seguimiento de aves marinas dentro de la DMEM.

Tabla 1: Especies de aves marinas (elementos) y grupos de especies (características) propuestas para el seguimiento en los archipiélagos macaronésicos de Azores, Madeira e Islas Canarias. Sólo los criterios en azul han sido evaluados en este documento.

Características	Nombre común	Nombre científico	Azores	Madeira	Islas Canarias
Aves alimentación pelágica	Petrel de Bulwer	<i>Bulweria bulwerii</i>	D1C1/D1C2/ D1C3/D1C4	D1C2/D1C3/D1C4	D1C2/D1C3/D1C4
	Petrel de Desertas	<i>Pterodroma deserta</i>		D1C2/D1C3/D1C4	
	Pardela atlántica	<i>Calonectris borealis</i>	D1C1/D1C2/ D1C3/D1C4	D1C2/D1C3/D1C4	D1C2/D1C3/D1C4
	Pardela de Audubon	<i>Puffinus lherminieri</i>	D1C1/D1C2/ D1C3/D1C4	D1C2/D1C3/D1C4	D1C2/D1C4
	Petrel de Madeira	<i>Pterodroma madeira</i>		D1C2/D1C3/D1C4	
Aves que se alimentan en la superficie	Paíño de Madeira	<i>Hydrobates castro</i>	D1C1/D1C2/ D1C3/D1C4	D1C4	D1C2/D1C4
	Charrán común	<i>Sterna hirundo</i>	D1C1/D1C2/ D1C3/D1C4		D1C2/D1C4
	Paíño de Monteiro	<i>Hydrobates monteiroi</i>	D1C1/D1C2/ D1C3/D1C4		
	Charrán rosado	<i>Sterna dougallii</i>	D1C1/D1C2/ D1C3/D1C4		
	Paíño pechiblanco	<i>Pelagodroma marina</i>		D1C2/D1C3/D1C4	D1C2/D1C4

Aves que se alimentan de especies pelágicas

Petrel de Bulwer - *Bulweria bulwerii*

El petrel de Bulwer (*Bulweria bulwerii*) es una especie pantropical que se reproduce en los tres océanos. Su distribución de zona cría se extiende desde el Atlántico oriental (Azores) hasta el Pacífico sur (islas Marquesas) (Brooke, 2004).

La especie es altamente pelágica. Su dieta incluye principalmente peces y calamares, aunque también se han encontrado crustáceos y zancudos en la dieta. Se alimenta en gran parte durante la noche en la superficie del mar (Neves *et al.*, 2011a).

La población Macaronésica del petrel de Bulwer en gran parte se superpone durante la temporada no reproductiva en aguas tropicales al norte de las Rocas de Saint Paul, y sólo los individuos de las poblaciones del norte aprovechan el Océano Atlántico subtropical más al sur de los 20 ° (Ramos *et al.*, 2015). La temporada de reproducción comienza a finales de abril y principios de mayo y dura hasta septiembre.

En las Azores, el seguimiento del petrel de Bulwer sólo se realiza en el islote Vila. Se realizó un seguimiento regular entre 2002 y 2012 (datos no publicados de Joël Bried). El islote Vila posee la mayor población reproductora conocida para el archipiélago y hasta hace poco era el límite más al norte para esta especie. Las sospechas de una colonia de cría en el islote Baixo (Monteiro *et al.*, 1999), fueron confirmadas tras la observación de un adulto en un nido con huevo (SPA, 2017, datos sin publicar). También fuera de Graciosa, se sospecha que el islote Praia tiene una pequeña colonia, sin embargo la cría nunca ha sido confirmada (Monteiro *et al.*, 1999).

El petrel de Bulwer es un criador abundante en el archipiélago de Madeira, particularmente en las islas Desertas (45.000 parejas reproductoras, Catry *et al.*, 2014), anidando en pequeñas cantidades en las Selvagens (5000 parejas reproductoras (Zino y Biscoito, 1994), y pocas parejas reproductoras en el islote Farol (en el extremo oriental de Madeira) y en los islotes de Porto Santo. Los escasos datos sobre la dispersión posnupcial (obtenida en Selvagem Grande) sugieren que los pájaros migran del suroeste a las aguas ecuatoriales profundas. Las colonias de petrel de Bulwer en las Desertas y también en las Selvagens se consideran las principales áreas de reproducción en el Océano Atlántico (Catry *et al.*, 2014). Sólo se planea realizar el seguimiento del petrel de Bulwer en Selvagem Grande, que es una colonia libre de depredadores.

Aunque la especie se reproduce en la mayoría de los islotes y en las islas principales, se han seleccionado dos colonias en las Islas Canarias para llevar a cabo su seguimiento: La Graciosa (con presencia de depredadores introducidos) y Montaña Clara (libre de depredadores introducidos). Sin embargo, las áreas de reproducción dentro de estos dos lugares están fragmentadas, por lo que se delinearon varios polígonos para incluir un número significativo de parejas.

Se proponen la tasa de captura accidental (D1C1), la abundancia mediante el conteo de nidos (D1C2), parámetros demográficos como el éxito reproductivo y la tasa de supervivencia (D1C3) y el rango de distribución (D1C4) para el seguimiento de esta especie en la subregión de Macaronesia (1 UG en las Azores, 1 UG en Madeira y 2 UGs en las Islas Canarias).

Petrel de Desertas - *Pterodroma deserta*

El petrel de Desertas (*Pterodroma deserta*) es una especie separada recientemente (Jesus *et al.* 2009) y se considera una de las especies de procellariiformes más raras del mundo, con una estimación de población de 160-180 parejas reproductoras (PR) y una tendencia que se considera estable. La reproducción se produce entre principios de junio y mediados de noviembre (Ramírez *et al.*, 2013). Se considera como «vulnerable» según los Criterios de la UICN, que cría en una sola meseta en la isla Bugio (archipiélago de Madeira, Portugal). Su rango de distribución abarca temperaturas subtropicales y tropicales con velocidades de viento intermedias y aguas oligotróficas e incluye áreas de invernada identificadas en el Suroeste, Centro Tropical y Océano Atlántico Noroeste (Ramírez *et al.*, 2013). También es una especie con una alta fidelidad individual al lugar de invernada (Giménez *et al.*, 2016) que, según el mismo autor, puede conllevar problemas para su conservación, que va a depender, en gran medida, de la flexibilidad de los adultos y de la capacidad de las generaciones futuras para dispersarse y utilizar nuevas áreas de invernada.

El “Instituto das Florestas e da Conservação da Natureza – IFCN” realiza el seguimiento de la abundancia usando el recuento de nidos (D1C2), parámetros demográficos como éxito reproductivo y tasa de supervivencia (D1C3) y el rango de distribución (D1C4) en Madeira desde 2004 (1UG Madeira).

Pardela atlántica - *Calonectris borealis*

Hubo dos censos globales de pardela atlántica (*Calonectris borealis*) en las Azores, mostrando una disminución en 2001 en comparación con 1996/7, que no es significativa debido a la variación del 50 % de las tasas de ocupación anual sin mortalidad. Cuando las condiciones ambientales/oceánicas no son ideales, las aves marinas adultas pueden, y con frecuencia lo hacen, optar por posponer la reproducción al año siguiente, es decir, tomarse un año sabático (Newell *et al.*, 2016). La disminución detectada por este estudio puede explicarse, y por lo tanto descartarse, por el uso de una metodología no estandarizada entre ambos censos o por la existencia del año sabático. Aún debe aclararse si la población azoriana de pardelas atlánticas se encuentra en un verdadero declive, o la disparidad de los resultados puede explicarse por factores externos. Por lo tanto, es indispensable repetir, en todo el archipiélago, el censo de la pardela atlántica, para determinar el estado actual de la población y evaluar los resultados anteriores, actualizando la tendencia de la población y los valores de referencia iniciales de abundancia poblacional. El éxito reproductivo (ER) de la pardela atlántica se ha determinado para algunas

colonias en las Azores, incluyendo el islote Vila, Isla Santa María, donde durante el trabajo de campo del MISTIC SEAS II, se realizó un censo global del área accesible de la colonia (una de las pocas) y se actualizó la estimación de población para el islote. El éxito reproductivo (ER) de esta especie también se ha determinado en la isla Corvo desde 2009 (excepto en 2013) bajo el Proyecto LIFE y el Proyecto After-LIFE «Islas seguras para aves marinas». Durante el período 2009-2011, también se evaluó el impacto de los mamíferos invasores en la población y biología de la pardela cenicienta (Hervías *et al.*, 2013)

En Selvagens, Granadeiro *et al.*, (2006) se estimó en 29.540 (BS) en 2005. No hay estimaciones precisas para las islas restantes de Madeira, Desertas y Porto Santo. En el caso de Selvagem Grande, ha habido un crecimiento de un 4,6 % por año en el número de parejas reproductoras desde principios de la década de los 80, y la población aún se está recuperando de las masacres de 1975 y 1976. Selvagem Grande tiene una buena densidad de nidos accesibles, facilitando su seguimiento. La mayoría de los nidos están en las paredes y se delineó un perímetro que incluye todos estos nidos y que debe examinarse nuevamente para determinar la abundancia de las especies en el área. Se ha realizado en los últimos 20 años un seguimiento regular y es una colonia libre de depredadores.

No hay muchos datos disponibles para las Islas Canarias, aunque la abundancia de especies parece ser estable (Rodrigues *et al.*, 2012). La única estimación de población para todo el archipiélago data de finales de los 80, cuando se estimaron alrededor de 30.000 parejas (Martín *et al.*, 1987). Sin embargo, las estimaciones recientes y más locales parecen indicar que la población de Islas Canarias debe ser mucho más grande. Por ejemplo, se estimaron más de 10.000 parejas sólo en la isla Alegranza (Rodríguez *et al.*, 2003).

Se proponen la tasa de captura accidental (D1C1), la abundancia usando el recuento de nidos (D1C2), parámetros demográficos como éxito reproductivo y tasa de supervivencia (D1C3) y el rango de distribución (D1C4) para monitorizar esta especie en la subregión macaronésica (7 UGs en Azores, 1 UG en Madeira y 2 UGs en las Islas Canarias).

Pardela de Audubon - *Puffinus lherminieri*

La pardela de Audubon (*Puffinus lherminieri*) es pelágica y se encuentra normalmente en aguas de alta mar. Se reproduce en islas oceánicas e islotes rocosos en alta mar, ocupando acantilados y laderas terrestres, generalmente con poco más que vegetación herbácea, o entre rocas. La reciente revisión de la taxonomía del complejo de *P. assimilis*/*P. lherminieri* llevó a BirdLife International (2014) a sugerir que debe considerarse la reproducción de *P. baroli* en las islas Azores, Madeira, Selvagens y las Islas Canarias y de *P. boydi* en las islas de Cabo Verde, como subespecie de *P. lherminieri*. La pardela de Audubon es colonial, a menudo anida en densidades bajas y en pequeñas cantidades, a veces en colonias mixtas con otras especies, por ejemplo, con pardela atlántica, que pueden apoderarse de sus uras (Monteiro *et al.*, 1996b). La pardela de Audubon es una pardela con alimentación no migratoria en el nivel trófico más bajo entre las aves marinas de Macaronesia, que muestra actividad diurna y nocturna, y se alimenta más profundamente en la columna de agua de pequeños calamares y peces. Presentando diferentes comportamientos después del período de reproducción, las aves se dispersan mar adentro en todas las direcciones y hasta 2500 km desde la colonia reproductora (hacia América del Norte) y se alimentan a niveles tróficos más altos y se alimentan principalmente al sur de la colonia, al norte en las Islas Canarias (Bécares *et al.*, 2016) mientras que se alimentan a niveles tróficos más bajos durante el período de la crianza de los polluelos (Neves *et al.*, 2012). Cría desde diciembre-enero hasta finales de mayo, en grietas de roca o en uras auto excavadas.

Selvagem Grande tiene la población más grande de la especie, con entre 2.050 a 4.900 parejas reproductoras (Oliveira y Moniz, 1995) y en las islas restantes del archipiélago, en números aparentemente más pequeños. Los datos recientes sugieren una marcada disminución de la población en Selvagens.

Se proponen la tasa de captura accidental (D1C1), la abundancia usando el recuento de nidos (D1C2), parámetros demográficos como éxito reproductivo y tasa de supervivencia (D1C3) y el rango de distribución (D1C4) para el seguimiento de esta especie en la subregión macaronésica. (2 UG en Azores, 1 UG en Madeira y 2 UG en las Islas Canarias).

Petrel de Madeira - *Pterodroma madeira*

El petrel de Madeira (*Pterodroma madeira*) es una ave marina que anida en uras, endémica de la isla de Madeira y clasificada como «En peligro de extinción» (Groombridge, 1993; BirdLife International, 2018a). Además, está incluida en el Anexo I de la Directiva Aves (Directiva 2009/147/CE), 2009. El área de reproducción está restringida a las montañas centrales de Madeira (Zino *et al.*, 1995), conocida como «Maciço Montanhoso Oriental», designada como área protegida especial (SPA), y la única área de reproducción conocida del Petrel de Madeira. Contiene algunos hábitats únicos, con un alto valor conservacional, donde varias acciones de gestión contribuyeron y aumentaron el tamaño de la población de 30-40 a 65-80 (PR) bajo el Proyecto LIFE00 NAT/P/007097, para la conservación del petrel de Madeira a través de la restauración de su hábitat en 2001/2006, coordinado por IFCN-RAM. Este petrel es una especie colonial y, en la temporada previa a la reproducción, realiza vuelos nocturnos por encima de los nidos durante los cuales emite unas características llamadas de vuelo. La reproducción se produce entre marzo y octubre en uras en los acantilados donde la vegetación no se ve afectada por el picoteo (Zino *et al.*, 2001). En 2010, debido a un gran incendio, SPEA y Birdlife International a través de Just Giving y Mark Constantine Fund recolectaron fondos para respaldar las acciones de gestión de IFCN-RAM, minimizar los daños y restaurar el hábitat.

La abundancia mediante el recuento de nidos y las tasas de llamadas (D1C2) y parámetros demográficos como éxito reproductivo y tasa de supervivencia (D1C3) son seguidos en Madeira por IFCN-RAM desde 1986 y se han implementado acciones de gestión por parte del IFCN-RAM (control de mamíferos invasivos) lo que llevó a la especie a recuperarse lentamente.

Aves que se alimentan en la superficie

Paíño de Madeira - *Hydrobates castro*

El paíño de Madeira (*Hydrobates castro*) se reproduce en la mayoría de las islas oceánicas en el Atlántico tropical y subtropical y en el Océano Pacífico. Esta especie marina es altamente pelágica, se encuentra en aguas cálidas y rara vez se acerca a tierra, excepto cerca de las colonias. Se alimenta principalmente de crustáceos planctónicos, peces y calamares, pero también se alimenta de desechos humanos. Se alimenta principalmente durante el día mediante el golpeteo, la inmersión y también mediante el aprovechamiento de la superficie. Su temporada de reproducción varía localmente en colonias en islotes sin perturbaciones, en áreas planas cerca del mar o tierra adentro en acantilados (del Hoyo *et al.*, 1992).

En las Azores, cinco islas principales tienen islotes con colonias de reproducción confirmadas: Santa María, San Jorge, Graciosa, Flores y Corvo, con 8 colonias en total (Monteiro *et al.*, 1999). Esta especie se reproduce en islotes circundantes y acantilados inaccesibles en las islas, lo que dificulta el seguimiento de su abundancia.

No hay una estimación precisa sobre el paíño de Madeira (población de invierno y verano). Se reproduce en las islas Desertas y en las islas Selvagens. El último censo indica 10.000 pájaros alrededor de Madeira, pero en su mayoría agrupados en las islas Desertas y Selvagens (Equipa Atlas, 2008a).

Se proponen la tasa de captura accidental (D1C1), la abundancia usando el recuento de nidos (D1C2), parámetros demográficos como éxito reproductivo y tasa de supervivencia (D1C3) y el rango de distribución (D1C4) para el seguimiento de esta especie en la subregión macaronésica. (4 UG en Azores, 1 UG en Madeira y 2 UG en las Islas Canarias).

Charrán común - *Sterna hirundo*

El charrán común (*Sterna hirundo*) ha sido censado anualmente en las nueve islas de las Azores desde 1991 (excepto en 2005 y 2013), y se le comenzó a realizar el seguimiento en el islote Praia en 1989 (Bried y Neves, 2015). Este hito, sin embargo, se ve obstaculizado por la inaccesibilidad de la mayoría

de las colonias y/o la depredación excesiva de huevos y polluelos (por los estorninos europeos, las gaviotas de patas amarillas y las arenarias) en los más accesibles (por ejemplo, los islotes de Praia y Vila), recopilar datos e investigar sobre cría de charranes es extremadamente difícil.

La población del charrán común en el Archipiélago de las Azores es sustancial (~ 3000 parejas Neves *et al.*, 2011a) y se reproduce en todas las islas de las Azores, principalmente en la costa y en los pequeños islotes (inaccesible). Los charranes comunes que se reproducen en el noroeste pasan el período no reproductivo a lo largo de la costa de África Occidental (Wernham *et al.*, 2002) y algunos charranes de las Azores emigran a la costa de América del Sur (Neves *et al.*, 2015). La temporada de cría comienza en abril, hasta septiembre. Los charranes se alimentan muy cerca de las colonias y hacen inmersiones poco profundas mediante buceo por inmersión.

Se realiza un seguimiento de la tasa de captura accidental (D1C1), la abundancia mediante el recuento de nidos, nidos aparentemente ocupados y recuentos de descarga (D1C2), el éxito reproductivo (D1C3) y el rango de distribución (D1C4) en Azores, principalmente a través de MONIAVES y POPA por DRAM. Debido a la población residual de Madeira, no existe un programa de seguimiento actualmente para la especie. Se ha propuesto realizar el seguimiento de la abundancia (D1C2) y del rango (D1C4) en las Islas Canarias.

*Paíño de Monteiro - *Hydrobates montei**

El paíño de Monteiro (*Hydrobates montei*) es una especie procellariiforme pequeña endémica de las Azores. La especie se reproduce de abril a septiembre, en una pequeña población que se limita a tres islotes: los islotes Praia y Baixo, frente a la isla Graciosa (Bolton *et al.*, 2008) y el islote Sentado (Alagoa) frente a la isla Flores, donde recientemente se confirmó la reproducción a través del conteo de puntos y del registro de la intensa actividad de la llamada, durante toda la temporada de reproducción (a través de unidades de registro autónomas; Oliveira *et al.*, 2016). Su limitado rango de reproducción y su pequeña población, estimada entre 328-378 BP (Oliveira *et al.*, 2016), hace que esta especie sea altamente susceptible a los eventos estocásticos y, a pesar de los esfuerzos de erradicación exitosos, su hábitat de reproducción sigue corriendo el riesgo de reintroducción de mamíferos y es vulnerable a amenazas que aún existen, como los reptiles o depredadores aviares. Esta población mundial/europea está clasificada como vulnerable por la UICN (Bolton *et al.*, 2008).

La especie se separó recientemente del paíño de Madeira, que se reproduce en invierno, basándose en la diferenciación morfométrica y vocal y los análisis genéticos subsiguientes (Bolton *et al.*, 2008). Los nidos son uras excavadas en el suelo (Fjeldsá y Kirwan, 2014). Su dieta es poco conocida, pero se cree que consiste en peces pequeños y calamares y, generalmente, se alimenta de presas de un nivel trófico más alto que el del paíño (Bolton *et al.*, 2008). Los movimientos de esta especie son prácticamente desconocidos, pero se piensa que se alimenta durante todo el año en los mares locales alrededor de las Azores (Fjeldsá y Kirwan, 2014). Durante la temporada de reproducción, los adultos de los islotes de Praia se alimentan hasta a 500 km de la colonia (Paiva *et al.*, 2017). Los alimentos se toman en la superficie y se realizan inmersiones poco profundas (Bried, 2005).

Se propone el seguimiento de la tasa de captura accidental (D1C1), la abundancia usando el conteo de nidos o la tasa de llamadas (D1C2), parámetros demográficos como el éxito reproductivo y la tasa de supervivencia (D1C3) y el rango de distribución (D1C4) en tres colonias de las Azores. El seguimiento de los islotes Sentado y Baixo sólo se realiza para los criterios D1C2 por tasa de llamada.

*Charrán rosado - *Sterna dougalli**

La abundancia poblacional del charrán Rosado (*Sterna dougalli*) Europeo está entre 1.900 a 2.400 PR, 53-63 % en las Azores, 31-39 % en Irlanda y el 2-3 % en Gran Bretaña (Wernham *et al.*, 2002). Las tendencias de la población en Europa y América del Norte están bien documentadas, pero el seguimiento anual de las Azores comenzó en 1989. La población en el archipiélago ha fluctuado desde entonces entre 400 y 1.200 PR (Neves, 2005). El estado de conservación se considera como «en peligro». La temporada de cría comienza en abril, hasta septiembre. Los charranes se alimentan muy cerca de las

colonias y hacen inmersiones poco profundas mediante buceo por inmersión. Desde 1991 (excepto en 2005 y 2013), se han realizado censos anuales en las nueve islas de las Azores. El seguimiento es difícil debido a la inaccesibilidad de la mayoría de las colonias y/o la depredación excesiva de huevos y poluelos (por los estorninos europeos *Sturnus vulgaris granti*, gaviotas de patas amarillas *Larus michahellis atlantis* y las arenarias rojizas *Arenaria interpres*) en los más accesibles (por ejemplo, islotes Praia e Vila), lo que dificulta enormemente la recopilación de datos y la investigación sobre la cría de los charranes.

Se realiza el seguimiento de la tasa de captura accidental (D1C1), la abundancia mediante el recuento de nidos, nidos aparentemente ocupados y recuentos de descarga (D1C2), el éxito reproductivo (D1C3) y el rango de distribución (D1C4) en Azores mediante el MONIAVES y POPA por DRAM. Debido a la población residual de Madeira, no existe un programa de seguimiento actualmente para la especie.

Paíño pechialbo - *Pelagodroma marina*

El paíño pechialbo (*Pelagodroma marina*) se reproduce en varias islas tropicales, subtropicales y templadas en ambos hemisferios, pero algunos aspectos de su biología reproductiva aún son poco conocidos. La subespecie europea *hypoleuca* casi se limita a un pequeño archipiélago, las islas Selvagens, a unos 300 km al sur de la isla de Madeira. Debido a su distribución restringida, esta subespecie es relativamente vulnerable a la extinción. La temporada de reproducción se produce desde mediados de diciembre hasta mediados de agosto (Campos y Granadeiro, 1999) que estimaron la población de Selvagem Grande en 36.000 PR. El número de paíños pechialbos (*Pelagodroma marina*) puede ser mayor de lo que se pensaba anteriormente, con una nueva estimación de al menos 62.550 parejas en los dos islotes, Selvagem Pequena y Fora islote (Catry et al., 2010). Esta estimación aún tiene un margen considerable de incertidumbre y se necesitan más estudios para determinar el tamaño de esta población.

Se está llevando a cabo el seguimiento de la abundancia, la demografía y el rango de distribución del paíño pechialbo desde 1996 por los equipos de investigación Granadeiro & Catry en Madeira. Se propone el seguimiento del rango de distribución (D1C4) en las Islas Canarias, y también de la abundancia usando el recuento de nidos (D1C2).

2. MAMÍFEROS

Los tres archipiélagos de Macaronesia poseen una de las mayores diversidades de mamíferos marinos registrados en aguas del Atlántico europeo, con casi 40 especies registradas hasta el momento (Martín et al., 2009; Prieto and Silva, 2010; Freitas et al., 2012; Silva et al., 2014). Sin embargo, muchas de estas especies rara vez se ven, o sólo ocasionalmente y, por lo tanto, es difícil hacerles el seguimiento sistemáticamente. Además, incluso las especies que se encuentran regularmente en las aguas macaronésicas son generalmente parte de poblaciones biológicas más grandes, cuyo rango se extiende más allá de las aguas macaronésicas. Por estas razones, la evaluación de la UG se ha basado en un subconjunto de especies/poblaciones para las cuales se puede obtener información sólida sobre la abundancia.

Criterios más específicos, basados en la Evaluación Inicial Española de mamíferos marinos (ver Santos and Pierce, 2015) se utilizaron para seleccionar la UG de mamíferos marinos (tabla 2) que se evaluarán bajo la DMEM en la subregión Macaronésica:

1. Representatividad de diferentes nichos ambientales (aguas costeras/pendientes, aguas oceánicas, cañones submarinos) o tróficos (zooplancívoros, piscívoros, teutófagos).
2. Existencia de estimaciones de abundancia absoluta (lo suficientemente precisas para permitir la detección de tendencias).
3. Prioridad para otra legislación, es decir, especies incluidas en la Directiva de Hábitats de la UE y otros acuerdos internacionales.
4. Identificación de amenazas donde los impactos podrían estar relacionados con el total de la población/estado de abundancia y cuantificarse utilizando uno de los indicadores propuestos.

La Tabla 1 de la Decisión de la Comisión 2017/848/EU (2017) define los grupos de especies del Descriptor 1 de la DMEM. Se enumeran cuatro grupos diferentes basados en las características y usos del hábitat de los mamíferos marinos. Se seleccionaron las siguientes especies indicadoras de mamíferos marinos como Especies indicadoras para la Subregión macaronésica en base a la clasificación propuesta:

- **Odontocetos pequeños:**
 - Delfín moteado del Atlántico (*Stenella frontalis*)
 - Delfín mular (*Tursiops truncatus*)
 - Delfín común (*Delphinus delphis*)
- **Odontocetos de aguas profundas:**
 - Zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*)
 - Calderón gris (*Grampus griseus*)
 - Calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*)
 - Cachalote (*Physeter macrocephalus*)
- **Misticetos:**
 - Rorcual tropical (*Balaenoptera edeni*)
 - Rorcual común (*Balaenoptera physalus*)
- **Focas:**
 - Foca monje (*Monachus monachus*)

Tabla 2: Especies de mamíferos marinos (elementos) y grupo de especies (características) propuestas para el seguimiento en los archipiélagos de Macaronesia de las Azores, Madeira y las Islas Canarias. Sólo los criterios en azul han sido evaluados en este documento.

Característica	Nombre común	Nombre científico	Azores	Madeira	Islas Canarias
Odontocetos pequeños	Delfín moteado del Atlántico	<i>Stenella frontalis</i>	D1C1/D1C2	D1C2	D1C2
	Delfín mular	<i>Tursiops truncatus</i>	D1C1/D1C2/ D1C3	D1C2/D1C3	D1C2/D1C3
	Delfín común	<i>Delphinus delphis</i>		D1C2	
Misticetos	Rorcual tropical	<i>Balaenoptera edeni</i>		D1C2	D1C2
	Rorcual común	<i>Balaenoptera physalus</i>	D1C1/D1C2		
Odontocetos de aguas profundas	Zifio de Cuvier	<i>Ziphius cavirostris</i>			D1C2/D1C3
	Calderón gris	<i>Grampus griseus</i>	D1C1/D1C2/ D1C3		
	Calderón tropical	<i>Globicephala macrorhynchus</i>		D1C2/D1C3	D1C2/D1C3
	Cachalote	<i>Physeter macrocephalus</i>	D1C1/D1C2/ D1C3	D1C1	D1C1/D1C2/ D1C3
Focas	Foca monje	<i>Monachus monachus</i>		D1C1/D1C2/ D1C3	

Odontocetos pequeños

Delfín moteado del Atlántico - *Stenella frontalis*

El delfín moteado del Atlántico (*Stenella frontalis*) es un pequeño delfín endémico del Atlántico tropical y de clima cálido, que varía entre los 50 ° N y aproximadamente los 25 ° S. En el Atlántico nororiental, se encuentra principalmente en aguas pelágicas, donde se alimenta de pequeños peces y calamares epi y mesopelágicos (Herzing y Perrin, 2018).

El delfín moteado del Atlántico ha sido identificado como una UG común para los tres archipiélagos macaronésicos, siendo una de las especies más abundantes en Macaronesia. Dada su distribución oceánica y su dependencia de las presas pelágicas, se consideró una buena especie indicadora para evaluar el BEA de los ecosistemas pelágicos. Además, la distribución de la especie parece estar fuertemente vinculada a la temperatura del agua y a la productividad primaria (Griffin y Griffin, 2004; Tobeña *et al.*, 2016) (que posiblemente afecte la distribución de sus presas preferidas) y la abundancia de la especie puede proporcionar un buen indicador de los cambios inducidos por el clima en los ecosistemas marinos de la región. Esta especie es estacionalmente abundante en las Azores. Los primeros avistamientos en las Azores por lo general tienen lugar a principios de mayo, con la mayor abundancia relativa alcanzada en julio/agosto, según el año, y en Octubre la especie desaparece del área (Silva *et al.*, 2014). El delfín moteado del Atlántico está ampliamente distribuido en las Azores y ocupan una amplia gama de tipos de hábitat con una distribución oceánica típica (Silva *et al.*, 2014; Tobeña *et al.*, 2016). La población del delfín moteado del Atlántico de las Azores no está diferenciada genéticamente de la población del archipiélago de Madeira (Quérouil *et al.*, 2010). Aunque no ha habido comparaciones con los delfines de las Islas Canarias, los amplios movimientos de las especies y su presencia estacional en las Azores y Madeira, sugieren que una sola población se encuentra en aguas macaronésicas. El delfín moteado del Atlántico también es estacionalmente abundante en Madeira, apareciendo principalmente en verano y otoño, pero también se observaron el resto del año (Freitas *et al.*, 2014a). El delfín moteado del Atlántico utiliza las aguas costeras del archipiélago de Madeira para su alimentación (principalmente peces pelágicos pequeños), descanso, socialización y parto (Freitas *et al.*, 2014a). La presencia estacional del delfín moteado del Atlántico reduce la exposición a los impactos humanos locales en las aguas costeras, pero sus amplios movimientos y el uso considerable de las aguas marinas, les hace potencialmente vulnerables, directa o indirectamente, a la pesca y otras actividades humanas en el océano abierto. Esta especie también es objetivo de los barcos de observación de ballenas, siendo la segunda especie más observada en Madeira, con el 23 % de todos los avistamientos (Freitas *et al.*, 2014a). En las Islas Canarias, esta especie está presente durante todo el año en todo el archipiélago, con relativamente menos avistamientos durante los meses de verano, cuando es estacionalmente más abundante en Azores y Madeira.

La evaluación de esta especie se centra en la tasa de captura accidental (D1C1) su abundancia (D1C2) y el seguimiento se realiza utilizando la metodología de muestreo con DS en los tres archipiélagos macaronésicos.

Delfín mular - *Tursiops truncatus*

El delfín mular (*Tursiops truncatus*) vive en los océanos templados, subtropicales y tropicales de todo el mundo. Se encuentran principalmente en áreas costeras (lagunas, bahías, estuarios y hábitats marinos) y en la plataforma continental, pero algunas poblaciones viven principalmente en aguas pelágicas. Los delfines mulares costeros se alimentan principalmente de peces bentónicos, mientras que los delfines mulares de alta mar dependen más de las presas epipelágicas y mesopelágicas (Wells y Scott, 2018).

El delfín mular es una de las especies más avistadas en los tres archipiélagos macaronésicos europeos. Esta especie es representativa de los hábitats costeros de las islas, los montes marinos en alta mar, y se puede utilizar para evaluar el estado ambiental de los ecosistemas.

Esta especie está presente todo el año en las Azores, principalmente en áreas poco profundas alrededor de las islas y en los montes submarinos (Silva *et al.*, 2014; Tobeña *et al.*, 2016). La identificación y los

datos genéticos de foto-identificación indican que los delfines en las Azores constituyen una población única pero abierta, compuesta por varias comunidades geográficas que interactúan con comunidades vecinas y con delfines de fuera del archipiélago (Quéroil *et al.*, 2007; Silva, 2008). Los estudios genéticos muestran que no hay más de una población dentro del archipiélago de las Azores y que los delfines de las Azores no están diferenciados genéticamente de los delfines que se encuentran en Madeira o en las aguas costeras del Atlántico nororiental (Quéroil *et al.*, 2007; Louis *et al.*, 2014), pero son genéticamente distintas de las poblaciones costeras que viven en el Reino Unido, Irlanda, Francia y España, y de los delfines mediterráneos del Estrecho de Gibraltar y del Mar de Alborán (Louis *et al.*, 2014). Por lo tanto, los fenómenos que se producen en las Azores son parte de la población de delfín mulares en el Atlántico norte.

Sin embargo, los datos de foto-identificación indican que, dentro de la población de delfín mular que utiliza las aguas de las Azores, hay varios grupos asociados a la isla. Uno de estos grupos, compuesto por 44 delfines, tiene un área de distribución centrada en las islas de Faial y Pico y muestra una fuerte fidelidad al sitio en esta área (Silva *et al.*, 2008, 2009, 2012). Un segundo grupo es conocido de S. Miguel (Silva *et al.*, 2008). Si bien estos grupos residentes no están diferenciados genéticamente de la población de delfines de alta mar, tienen distintos patrones de hábitat y rango y pueden ser una unidad ecológica o demográfica única.

Los grupos de residentes abarcan áreas de superposición utilizadas intensivamente por los operadores de observación de ballenas, y los delfines están expuestos a estos barcos a diario (Silva *et al.*, 2012). Los encuentros repetidos con embarcaciones de observación de ballenas pueden provocar estrés crónico y/o repetidas interrupciones de los comportamientos críticos, lo que a la larga lleva a una menor capacidad física de los individuos, lo que puede comprometer la viabilidad a largo plazo del grupo residente. Al estar asociados a la isla, estos grupos también están expuestos a otros impactos, como el tráfico marítimo y el ruido, así como a la pérdida y al daño del hábitat, la basura, la pesca accidental y el agotamiento de presas.

Utilizando modelos de marcaje-recaptura aplicados a los datos de foto-identificación, Silva *et al.* (2009) estimaron que la población de población de Faial y Pico de delfín estaba compuesta por 334 adultos (95 % CI = 237-469; CV = 0,10) y 311 sub-adultos (95 % CI = 212-456; CV = 0,13). Estos conjuntos de datos también se pueden utilizar para proporcionar estimaciones de las tasas de supervivencia de esta población.

Los delfines mulares tienen una presencia permanente en las aguas costeras de Madeira, con un uso preferencial de las aguas a menos de 1000 m de profundidad al sureste, este y noreste de la isla de Madeira. Forman parte de una mayor población oceánica del Atlántico norte (Quéroil *et al.*, 2007). La mayoría de los animales (82 %) se avistan sólo una vez en estas aguas (animales transitorios) y una proporción mucho menor se vuelve a ver (animales asociados a la isla) (Dinis, 2014). Ambos ecotipos utilizan las aguas de Madeira para la alimentación, la socialización, el descanso, la cría y el parto, pero los animales asociados con la isla son más vulnerables a los impactos humanos locales debido al uso mucho mayor del área (Freitas *et al.*, 2014b; Dinis *et al.*, 2016).

Se consideraron dos UG para cada archipiélago en Madeira y en las Islas Canarias para esta especie, a saber: UG-I - todos los delfines mulares que utilizan las aguas costeras de Madeira y de las Islas Canarias (animales transitorios y asociados a las islas); UG-II - animales asociados a la isla. Sólo una UG fue considerada en las Azores. Las limitaciones metodológicas impiden el uso de una metodología común para estimar la abundancia de animales de alta mar y asociados a islas. Para superar esta limitación, se obtuvo una estimación general de la abundancia para UG-I (es decir, animales transitorios y asociados a islas) utilizando métodos de muestreo con DS basados en el diseño, mientras que a los grupos más vulnerables asociados a islas (UG-II) se les hace el seguimiento usando la metodología de identificación de foto-marcaje/marcaje-recaptura (ID). Al adoptar estas dos UG locales, será posible realizar el seguimiento a los cambios en la abundancia de transitorios que utilizan el área, así como de los animales asociados a la isla, y tratar de comprender si los factores que impulsan los eventuales cambios son locales o no.

Se registraron algunos movimientos de individuos entre las islas occidentales de las Islas Canarias (El Hierro, La Palma, La Gomera y Tenerife) (Tobena *et al.*, 2014), lo que indica que al menos el 20 % de los

delfines en las islas occidentales viajan entre diferentes zonas del Área Especial de Conservación (SAC). Mientras que una alta proporción de delfines mulares se avistan sólo una vez en estas aguas (animales transitorios), otros han sido vistos varias veces y podrían pertenecer a comunidades asociadas a las islas.

Debido a su distribución costera y su presencia durante todo el año, los delfines asociados a las islas pueden ser altamente susceptibles a los impactos humanos locales, incluidos los derivados de la exposición regular a los barcos de observación de ballenas, el tráfico marítimo, la pérdida de hábitat y la captura accidental de pesca. Además, los delfines asociados a las islas pueden constituir unidades ecológicas o demográficas únicas y deben ser monitorizados por separado de las poblaciones marinas. Por lo tanto, se consideraron dos UG para esta especie en los tres archipiélagos macaronésicos: UG-I - todos los delfines mulares que usan las aguas costeras de Madeira y de las Islas Canarias (incluye delfines de alta mar y asociados a islas); UG-II - delfines mulares asociados a islas.

La evaluación de esta especie se centra en la tasa de captura accidental (D1C1) y su abundancia. La abundancia poblacional (D1C2) de UG-I se estima utilizando diseño basado en métodos de muestreo con DS. Se realizó el seguimiento de la abundancia poblacional (D1C2) y las características demográficas (tasa de supervivencia) (D1C3) de los grupos asociados a las islas (UG-II) utilizando métodos de captura-marcaje-recaptura (CMR).

Delfín común - *Delphinus delphis*

El delfín común (*Delphinus delphis*) tiene presencia estacional en Madeira y en aguas costeras canarias, principalmente en invierno y primavera. Aun así, algunos grupos se ven durante todo el año. Estos animales pertenecen a una población oceánica más grande que incluye el delfín común de las Azores, como lo demuestra la ausencia de diferencias genéticas entre ellos (Quérouil *et al.*, 2010).

El delfín común está presente todo el año en las Azores y es la especie que se ve con mayor frecuencia desde finales de otoño, hasta principios de primavera. Sin embargo, los avistamientos de las especies disminuyen significativamente en primavera y verano (Silva *et al.*, 2014), cuando es probable que se realicen estudios de transecto lineal para realizar el seguimiento de la abundancia de mamíferos marinos debido a las mejores condiciones climáticas, y podrían ser insuficientes para una estimación robusta de la abundancia. Por lo tanto, esta especie no fue considerada como un indicador adecuado para las Azores.

Se propone el delfín común como especie indicadora para Madeira debido a su distribución oceánica, ocupando un nicho ecológico específico asociado con las aguas pelágicas, se alimenta de presas también buscadas por las pesquerías (peces pelágicos pequeños) e interactúa más a menudo que otras especies de cetáceos con los barcos de pesca de atún (Nicolau *et al.*, 2014). El examen de animales varados a lo largo de los años ha mostrado evidencia de mortalidad en esta especie relacionada con actividades humanas, a saber, el impacto de la basura, la captura accidental y la matanza intencional; aunque esos impactos parecen estar en un nivel bastante bajo (datos no publicados del Museu da Baleia, Madeira).

La evaluación de esta especie se centra en su abundancia (D1C2) y el seguimiento debe realizarse utilizando la metodología por muestreo con DS.

Misticetos

Rorcual tropical - *Balaenoptera edeni*

Se propone que el rorcual tropical (*Balaenoptera edeni*) se evalúe como una UG para Madeira con un programa de monitorización de foto-identificación (MISTIC SEAS, 2016a). Pero no para las Azores, porque rara vez se avista en el área (Silva *et al.*, 2014).

Esta especie ocupa un nicho ecológico específico en las aguas pelágicas oceánicas en un nivel trófico bajo en la cadena alimentaria marina. Su evaluación puede agregar información adicional que será útil en

la evaluación general del Estado Ambiental del entorno pelágico en Macaronesia, complementando la información que surge de la evaluación de los estados UG del delfín moteado del Atlántico y del delfín común.

El rorcual tropical ha sido descrito recientemente a partir de las aguas de Madeira (Freitas *et al.*, 2004, 2014b; Alves *et al.*, 2010). El primer avistamiento confirmado fue en 2003, a pesar del esfuerzo del estudio anterior, tanto de plataformas dedicadas al efecto, como de barcos de observación de ballenas. Esta especie ha sido avistada regularmente desde entonces hasta junio (Freitas *et al.*, 2012). También se han observado algunos animales, incluidas las crías, en invierno, sugiriendo que Madeira puede usarse como área de alimentación y parto de la especie.

Es la ballena más común en las aguas en las Islas Canarias, presente durante todo el año, con un mayor número de avistamientos entre abril y octubre. El archipiélago es un área de reproducción y alimentación para esta especie, como lo destacan las observaciones en el mar llevadas a cabo por el SECAC.

Se obtuvieron suficientes avistamientos de estas especies durante el programa piloto de monitorización OCEANIC en Madeira, por lo que fue posible obtener una estimación de la abundancia. La evaluación de esta especie se centra en su abundancia (D1C2) y el seguimiento se realiza utilizando la metodología de muestreo con DS y también se puede estimar a partir de la foto-identificación como se propone en el MISTIC SEAS TR 1 (2016a).

Rorcual común - *Balaenoptera physalus*

Sobre el rorcual común (*Balaenoptera physalus*) se ha informado desde todos los océanos del mundo. Su distribución global incluye latitudes templadas y polares, con un hito en aguas ecuatoriales. Se cree que la especie realiza migraciones estacionales regulares entre las áreas de reproducción en latitudes bajas en invierno y las áreas de alimentación de latitudes altas en verano. Los rorcuales comunes se alimentan de una amplia variedad de organismos, incluidos los eufáusidos y los bancos de peces (Aguilar y García-Vernet, 2018).

Se propone al rorcual común para su consideración como UG en Azores, principalmente porque ocupa un nicho único, en una posición intermedia-baja en la cadena alimenticia. Como tal, se espera que esta especie responda rápida y fuertemente a los cambios en las propiedades físicas, químicas e hidrográficas del ecosistema pelágico, así como a la contaminación.

En las Azores, los rorcuales comunes se observan principalmente desde la primavera, hasta principios del verano, a lo largo de las orillas de las islas centrales y en las aguas abiertas entre grupos de islas; pero la especie ha sido detectada acústicamente también durante el otoño y el invierno (Silva *et al.*, 2014). Los estudios de telemetría satelital muestran que la región alrededor de las Azores constituye un terreno de alimentación de latitudes medias para esta especie (Silva *et al.*, 2013) y su incidencia en el área está asociada con la productividad estacional (Tobeña *et al.*, 2016). Los rorcuales comunes encontrados en las Azores en primavera y verano migran a los campos de forrajeo de Groenlandia-Islandia (Silva *et al.*, 2014), y pertenecen a una sola población de rorcual común que se considera que existe en el Atlántico Norte basándose en el análisis genético (Bérubé *et al.*, 1998).

Los criterios propuestos para el seguimiento de esta UG son la tasa de captura accidental (D1C1) y la abundancia poblacional (D1C2) del rorcual común usando las aguas costeras del archipiélago de las Azores, utilizando la metodología de muestreo con DS.

Odontocetos de aguas profundas

Zifio de Cuvier - *Ziphius cavirostris*

El zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*) se registra en las Azores y Madeira, pero en la mayoría de los años, los avistamientos son insuficientes para permitir obtener estimaciones sólidas de abundancia a

través de métodos de muestreo con DS. A diferencia de lo que sucede en las Islas Canarias, el zífio de Cuviers en las Azores y Madeira es muy esquivo y sólo en raras ocasiones se puede aproximarse a ellos para foto-identificación. Por las razones anteriores, se considera que es difícil hacerle un seguimiento a la especie y que es un indicador pobre de BEA en estos archipiélagos.

El zífio de Cuvier está presente durante todo el año en las Islas Canarias con un alto grado de residencia registrado en algunas áreas (por ejemplo, la zona sur de la isla de El Hierro, (Reyes *et al.*, 2015), y las zonas orientales de las Islas de Lanzarote y de Fuerteventura). Sobre la base de la existencia de estos puntos calientes principales en el archipiélago, se identificaron dos UG separadas en las Islas Canarias: islas orientales UG-I (principalmente en la isla El Hierro) y las islas occidentales UG-II (principalmente en las áreas orientales de Lanzarote y Fuerteventura).

El zífio de Cuvier es la especie de ballena picuda más abundante implicada en los eventos de varamiento masivo ocurridos en diferentes partes del mundo, incluidas las Islas Canarias en varias ocasiones (Santos *et al.*, 2007; Fernández *et al.*, 2009). Los zífios se consideran especialmente susceptibles a las fuentes de ruido y, por esta razón, son el mejor indicador entre las especies de cetáceos para detectar la presión del ruido antropogénico, una presión con efectos potenciales a nivel de la población en algunos casos.

Por esta razón, el zífio de Cuviers se ha seleccionado como especie indicadora en las Islas Canarias para evaluar el BEA para hábitats de aguas profundas (MISTIC SEAS, 2016a). Los métodos propuestos para el seguimiento de esta UG son tanto el muestreo con DS como la foto-identificación (ID) para evaluar su abundancia (D1C2) y parámetros demográficos (D1C3).

Calderón gris - *Grampus griseus*

El calderón gris (*Grampus griseus*) se distribuye por todo el mundo en los océanos templados y tropicales, con una aparente preferencia por hábitats empinados al borde de la plataforma de entre 400 y 1000 m de profundidad. Esta especie se alimenta principalmente de cefalópodos de aguas medias y profundas (Hartman, 2018).

Los calderones grises están presentes todo el año en las Azores, donde tienden a ocupar aguas a más de 1000 m, así como en las plataformas de las islas (Silva *et al.*, 2014). Esta especie se alimenta principalmente de cefalópodos de aguas medias y profundas y, por lo tanto, se propuso como un buen indicador de BEA para los sistemas pelágicos profundos de las Azores.

Se sabe que una población residente habita en las aguas costeras frente a la costa sur de la isla de Pico, Azores, mostrando fidelidad al sitio y rangos de hogares relativamente restringidos (Hartman *et al.*, 2014, 2015). Esta área es utilizada intensivamente por los barcos que observan ballenas y se ha demostrado que la presencia de barcos interrumpe los patrones de reposo del calderón gris (Visser *et al.*, 2011).

La UG propuesta es la población de calderón gris asociada a la isla, que habita las aguas costeras de Faial y Pico. El seguimiento de esta UG se basa en la evaluación de los parámetros demográficos (D1C1), la abundancia poblacional (D1C2) y parámetros demográficos (tasa de supervivencia) (D1C3) utilizando captura-marcaje-recaptura.

Calderón tropical - *Globicephala macrorhynchus*

El calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*) es una especie de inmersión profunda que explora el nicho ecológico pelágico profundo con un uso preferencial de aguas a más de 1000 m.

La especie es un visitante habitual de las Azores, pero los avistamientos varían enormemente a lo largo de meses y años, en consonancia con su presencia transitoria en el área (Silva *et al.*, 2014). Esto haría difícil obtener estimaciones robustas de abundancia absoluta para calderón tropical en las Azores y usar la especie como indicador de BEA de odontocetos de aguas profundas.

El calderón tropical se ha propuesto como especie indicadora para Madeira debido a su presencia

permanente y su distribución en alta mar en las aguas costeras de Madeira, ocupando un nicho ecológico específico asociado con las aguas profundas (> 1000 m) y la alimentación del fondo. Pertenecen a una población oceánica más grande con una mayoría de los animales (71.7 %) que se avistan sólo una vez en estas aguas (animales transitorios) y una proporción mucho menor que se vuelven a observar (visitantes y animales asociados a las islas) (Alves *et al.*, 2013). Ambos ecotipos utilizan las aguas de Madeira para alimentarse, socializar, descansar, reproducirse y parir, pero los animales asociados con la isla son más vulnerables a los impactos humanos locales debido al uso mucho mayor de esta área (Freitas *et al.*, 2014a). Esta especie también es objetivo de los barcos de observación de ballenas, siendo el tercero más observado con el 12 % de todos los avistamientos (Freitas *et al.*, 2014a). Se propusieron dos UG de calderón tropical para las aguas de Madeira, a saber: UG-I – todos los calderones tropicales que utilizan las aguas costeras del archipiélago de Madeira (transitorios, visitantes y animales asociados a las islas); UG-II - animales asociados a la isla. Las limitaciones metodológicas impiden el uso de una metodología común para estimar la abundancia de animales en alta mar y asociados a islas. Para superar esta limitación, se obtiene una estimación general de la abundancia de calderones que utilizan las aguas costeras de Madeira (UG-I – animales transitorios y asociados a las islas) utilizando métodos de muestreo con DS, mientras que a los grupos asociados a las islas más vulnerables se les hace el seguimiento recurriendo a foto-identificación/marcaje-recaptura. Al elegir estas dos UG locales, será posible hacer el seguimiento a los cambios en la abundancia de transitorios que usan el área, así como de los animales asociados a la isla y, posiblemente, comprender si los factores que impulsan los cambios eventuales son locales o no.

El calderón tropical tiene también una presencia permanente en las aguas costeras de las Islas Canarias, con un uso preferencial de aguas a más de 700 m. Su distribución a lo largo de las islas es desigual, con una presencia mucho mayor en las aguas del sudoeste de Tenerife y La Gomera, donde las poblaciones residentes utilizan estas aguas para la alimentación, la socialización, el reposo, la reproducción y el parto (Servidio, 2014). Los estudios de foto-identificación en las últimas décadas han demostrado que el Calderón tropical que utiliza el archipiélago pertenece a una población oceánica más numerosa, con la mayoría de los animales identificados como animales transitorios (avistados una vez) y una proporción menor de animales observados de nuevo (animales visitantes y asociados a las islas; Servidio, 2014). Estos dos ecotipos se mezclan e interactúan entre sí, contribuyendo a una compleja estructura social y poblacional y evitando el aislamiento genético de los animales asociados a la isla. Se desconoce hasta qué punto esta especie usa las aguas de alta mar del archipiélago. Se propusieron dos UG para los calderones de las Islas Canarias, como en Madeira: UG-I – todos los calderones tropicales que utilizan las aguas costeras del archipiélago de las Islas Canarias (animales transitorios, visitantes y asociados a las islas); UG-II - animales asociados a las islas de Tenerife y La Gomera.

Los animales asociados a las islas son muy vulnerables a los impactos humanos locales debido al uso mucho mayor del área, y también debido a que son el objetivo de una industria altamente desarrollada para observación de ballenas (Servidio, 2014).

Por lo tanto, se consideró que los calderones tropicales residentes constituyen buenas UG potenciales para evaluar el BEA tanto en Madeira, como en las Islas Canarias, debido a la disponibilidad de largas series de datos de datos tomados con métodos de foto-identificación (D1C2) que también permiten la estimación de parámetros demográficos (D1C3) como la tasa de supervivencia.

*Cachalote - *Physeter macrocephalus**

El cachalote (*Physeter macrocephalus*) está ampliamente distribuido desde los trópicos, hasta cerca de los bordes de hielo, en ambos hemisferios, pero los machos y las hembras ocupan distintas partes de este rango. Las hembras permanecen en aguas tropicales y subtropicales durante todo el año, donde viven en grupos sociales a largo plazo con su descendencia inmadura. Los machos se dispersan de su grupo natal a medida que se acercan a la pubertad y gradualmente se desplazan a latitudes más altas que llegan hasta las aguas polares. Cuando llegan a finales de los veinte años, los machos comienzan a migrar periódicamente a las cálidas aguas habitadas por las hembras para aparearse (Whitehead,

2003). La dieta del cachalote se compone principalmente de cefalópodos y peces a aguas profundas (Clarke *et al.*, 1993).

Las unidades sociales del cachalote son nómadas y su distribución se debe a la distribución de sus presas de aguas profundas (Whitehead, 2003). Por lo tanto, se propuso a los cachalotes como un indicador de los ecosistemas mesopelágicos y batipelágicos en la Macaronesia. Además, los cachalotes son uno de los principales objetivos de la industria de observación de ballenas (Oliveira, 2005), lo que les hace útiles para controlar el impacto de esta presión.

Las Azores son una importante zona de alimentación, parto y, posiblemente, de apareamiento, para los cachalotes en el Atlántico norte, y la especie es el tercer cetáceo avistado con mayor frecuencia en la región (Silva *et al.*, 2014). Los cachalotes se registran durante todo el año en las Azores (Silva *et al.*, 2014), principalmente en aguas profundas (1000-3000 m de profundidad) y en áreas con altas densidades de montes submarinos, donde la productividad primaria es elevada (Tobeña *et al.*, 2016). Alrededor de dos tercios de los avistamientos son de unidades sociales, que en promedio permanecen entre 2 y 3 semanas en el área. Los machos adultos observados individualmente o en agrupaciones, también son comunes en el área. Las crías recién nacidas se observan principalmente en los meses de verano. Los cachalotes observados en diferentes años e islas de las Azores pertenecen a la misma población (Pinela *et al.*, 2009).

El archipiélago de Madeira también es utilizado durante todo el año por los cachalotes. Los estudios de foto-identificación confirman estos movimientos (Steiner *et al.*, 2015). Los animales permanecen durante varios días en las aguas costeras del archipiélago alimentándose, socializando y descansando; Se observan grupos individuales o pequeños de machos adultos, así como grupos sociales que comprenden hembras adultas, sub-adultos y crías de ambos sexos (Freitas *et al.*, 2014a). Actualmente no hay estimaciones de abundancia disponibles para el archipiélago; sin embargo, el cachalote es la quinta especie más avistada en los registros de transecto lineal realizados en los últimos 17 años (Freitas *et al.*, 2014a). Aunque las colisiones con embarcaciones en cetáceos no parecen ser un problema importante en las aguas costeras de Madeira, no se puede decir lo mismo sobre las aguas en alta mar debido a la falta de datos (Cunha *et al.*, 2017).

Steiner *et al.* (2015) encontraron 13 coincidencias de ballenas hembras e inmaduras entre las Azores y las Islas Canarias, una entre las Azores y Madeira, y una entre las Islas Canarias y Madeira. No se encontraron coincidencias en ninguno de estos lugares con Cabo Verde, el Caribe, el Golfo de México o el Mediterráneo. Estos resultados sugieren que los cachalotes vistos en Azores, Madeira e Islas Canarias pueden pertenecer a una sola población que tiene un hábitat central dentro de las aguas macaronésicas. Las tasas de mortalidad por colisiones con embarcaciones en las Islas Canarias pueden estar amenazando a esta población (Fais *et al.*, 2016). Los golpes de embarcaciones son también una preocupación creciente en las Azores, donde se sabe que cuatro Cachalotes murieron a causa de colisiones con barcos (datos no publicados). Si bien los golpes con embarcaciones no parecen ser un problema importante en las aguas costeras de Madeira, no se puede decir lo mismo sobre las aguas de alta mar debido a la falta de datos (Cunha *et al.*, 2017). La población también puede verse afectada negativamente por el ruido subacuático, especialmente por estudios sísmicos ampliamente utilizados en investigación geofísica y de exploración minera.

La UG propuesta para cada archipiélago es la población de cachalote que utiliza las aguas costeras de ese archipiélago. Se han propuesto diferentes criterios y métodos de seguimiento para cada archipiélago, para permitir el uso de los datos existentes y la comparación con las estimaciones disponibles. En las Azores, el seguimiento de la UG del cachalote está basado en la evaluación de la tasa de captura accidental (D1C1), la abundancia poblacional (D1C2) y parámetros demográficos (tasa de supervivencia) (D1C3) usando métodos de captura-marcaje-recaptura. En las Islas Canarias, se realiza el seguimiento de la abundancia poblacional (D1C2) a través de muestreo con DS y CMR, así como a través de la tasa de supervivencia (D1C3). Se propuso un criterio novedoso para el seguimiento de los cachalotes en los tres archipiélagos - Mortalidad por colisión (D1C1) - pero en la actualidad no se ha establecido ningún programa de seguimiento para evaluar este criterio.

Focas

Foca monje - *Monachus monachus*

La foca monje mediterránea (*Monachus monachus*) es una especie en peligro crítico. Con menos de 600 individuos en todo su rango de distribución, se la considera como uno de los mamíferos más amenazados del mundo. (Karamanlidis and Dendrinos, 2015). Es una de las especies prioritarias de interés comunitario enumeradas en los Anexos II y IV de la Directiva de Hábitats (Directiva 92/43/CEE 1992 del Consejo).

La especie tiene dos poblaciones claramente diferenciadas. La mediterránea se distribuye mayoritariamente en territorio griego y turco. La población atlántica se divide en dos subpoblaciones aisladas: una en África (Mauritania y Marruecos) y la otra en Europa (Madeira). A partir de la década de los 50, las actividades pesqueras causaron un fuerte descenso en la subpoblación de Madeira. En 1988 sólo quedaban 6-8 individuos.

Los esfuerzos de conservación desde la década de los 80, sin embargo, han aumentado la población del Atlántico europeo a un número estimado de 30 a 40 individuos (5-7 % de la población mundial). Sin embargo, el crecimiento gradual de la población y la distribución de las especies en el archipiélago de Madeira está creando nuevas tensiones con diferentes usuarios del medio marino, especialmente pescadores, operadores turísticos y habitantes locales.

La especie está actualmente seguida y evaluada bajo el proyecto LIFE13 NAT/ES/000974 y otros planes de gestión gubernamental coordinados por la SRA (Secretaría Regional do Ambiente e Recursos Naturais) y el SPNM (Serviço do Parque Natural da Madeira).

3. REPTILES

Seis de las siete especies de tortugas marinas se han registrado en aguas macaronésicas (Bolten *et al.*, 1993; López Jurado, 2007; Varo-Cruz *et al.*, 2015, 2017; Freitas *et al.*, 2018), pero sólo 3 (tortuga boba *Caretta caretta*; la tortuga verde *Chelonia mydas* y la tortuga laúd *Dermochelys coriacea*) pueden observarse con regularidad. Estas especies comparten un ciclo de vida largo y complejo con maduración tardía y uso de diferentes tipos de hábitats y dietas en las distintas etapas de su ciclo de vida. Las tortugas marinas son especies altamente móviles con un rango de distribución que no se limita a las aguas macaronésicas. Las UG fueron seleccionadas en base a los siguientes criterios:

1. La especie está incluida en la Directiva de Hábitats (entre otros acuerdos)
2. La especie es representativa de un nicho ecológico.
3. Las presiones son identificables, pueden gestionarse y sus impactos están relacionados con uno o más de los indicadores propuestos. Además, en algunos casos, las tortugas marinas parecen ser las mejores indicadoras adecuadas, o incluso las únicas disponibles, para evaluar los impactos de ciertas presiones (por ejemplo, las pesquerías de palangre de superficie y las profundas pelágicas).
4. La información de referencia existe, o puede obtenerse, dentro de un marco de tiempo razonable.
5. La especie es suficientemente frecuente, preferentemente en los tres archipiélagos, para ser evaluada.

La Tabla 1 de la Decisión de la Comisión 2017/848/EU (2017) define los grupos de especies del Descriptor 1 de la DMEM. Sólo se define un grupo para reptiles marinos en aguas europeas. Se seleccionaron dos especies como UG: tortuga boba como representante del ambiente pelágico (en los tres archipiélagos) y tortuga verde como representante del ambiente nerítico (sólo en Canarias) (tabla 3):

• **Tortugas:**

- Tortuga boba (*Caretta caretta*)
- Tortuga verde (*Chelonia mydas*)

Tabla 3: Especies de tortugas marinas (elementos) y grupos de especies (características) propuestas para el seguimiento en los archipiélagos macaronésicos de las Azores, Madeira y las Islas Canarias. Sólo los criterios en azul han sido evaluados en este documento.

Característica	Nombre común	Nombre científico	Azores	Madeira	Islas Canarias
Tortugas marinas	Tortuga boba	<i>Caretta caretta</i>	D1C1/ D1C2 / D1C3	D1C1/ D1C2 / D1C3	D1C1/ D1C2 / D1C3
	Tortuga verde	<i>Chelonia mydas</i>			D1C1/D1C2/D1C3

Tortugas marinas

Tortuga boba - *Caretta caretta*

La tortuga boba (*Caretta caretta*) son animales altamente migratorios que usa áreas extensas y distantes y diferentes hábitats durante su ciclo de vida (Bolten y Witherington, 2003). Al abandonar la playa de anidación, las crías comienzan una fase oceánica en las principales corrientes (giros) que actúan como áreas de desarrollo en el océano abierto (Bolten y Witherington, 2003; Putman y Mansfield, 2015). Después de 6.5 - 11.5 (Bjorndal *et al.*, 2000) en esta zona oceánica, las tortugas bobas migran hacia áreas neríticas ricas en presas bentónicas o epipelágicas, a pesar de que los individuos pueden moverse entre ambientes oceánicos y neríticos. La edad de madurez varía considerablemente y se estima en 10-42 años (Arens y Snover, 2013). Una vez que las tortugas bobas alcanzan la madurez sexual, emprenden migraciones de reproducción entre zonas de alimentación y áreas de anidación en intervalos de re-migración de uno a varios años con una media de 2,5 a 3 años para las hembras (Schroeder *et al.*, 2003). Los machos podrían tener un intervalo de re-migración más corto (Wibbels *et al.*, 1990; Hays *et al.*, 2010). Tanto los machos como las hembras migran y, al hacerlo, pueden atravesar zonas oceánicas (Plotkin, 2003). La tortuga boba es la especie más común en los tres archipiélagos y su estado puede vincularse con el estado del ambiente pelágico local y las presiones asociadas (por ejemplo, las pesquerías oceánicas).

Durante todo el año se encuentran tortugas bobas en esta región y se trata principalmente de juveniles con tamaños que van desde 8,5 a 82 cm (Longitud Curva del Caparazón, LLC, Bolten, 2003). La gran mayoría pertenece a dos Unidades Regionales de Gestión (URG), (Wallace *et al.*, 2010): la URG del Atlántico noroeste con una abundancia estimada actual de 83.717 nidos/año, que representa el 41,8 % de la población mundial, y la URG del Atlántico noreste con una abundancia estimada actual de 15.000 nidos/año, que representa el 7,5 % de la población mundial (Casale y Tucker, 2017).

La contribución de la URG mediterránea es baja. Las principales colonias que contribuyen a la agregación local están en el sur de Florida, la mayor población de anidación en el Atlántico y la segunda más grande a nivel mundial, el noreste de Florida-Carolina del Norte, México y Cabo Verde (Bolten *et al.*, 1998; Okuyama y Bolker, 2005).

Actualmente, faltan las estimaciones de abundancia para la población de las Azores. Los estudios genéticos han documentado el origen de los juveniles en las Azores (Bolten *et al.*, 1998; Okuyama y Bolker, 2005), pero es necesaria una caracterización actual. No hay estudios sobre la proporción de sexos y las posibles fuentes de mortalidad sexualmente sesgada (por ejemplo, en la pesquería de palangre). Las principales presiones antropogénicas en las Azores para esta especie son la pesquería de palangre pelágico, que es llevada a cabo por Portugal y España, e interacciones con la basura marina (Pham *et al.*, 2017). Se ha llevado a cabo el seguimiento de la pesquería de palangre pelágica de manera intermitente durante los últimos 20 años (por ejemplo, Ferreira *et al.*, 2001; Bolten y Bjorndal, 2005) y ha sido seguida continuamente desde 2015. El impacto de otras amenazas, como las colisiones, no está documentado.

En Madeira faltan estimaciones de abundancia actuales para las tortugas bobas. La alta dispersión del área de alimentación de los juveniles que llegan a estas aguas se refleja en el área que ocupan los animales (Freitas *et al.*, 2018). La proporción general de sexos de la tortuga boba calculada entre 2000 y 2006 en Madeira fue de 2 hembras: 1 macho (Delgado *et al.*, 2010). Un estudio reciente proporciona información sobre el comportamiento de forrajeo de las tortugas bobas juveniles (Freitas *et al.*, 2018). La principal amenaza en esta región es la captura accidental en la pesquería de palangre profundo del sable negro (*Aphanopus carbo*), con una estimación de 500 tortugas bobas capturadas anualmente (Dellinger y Encarnação, 2000).

No se dispone de estimaciones de abundancia actuales para la población de tortuga boba en las Islas Canarias. Los juveniles que llegan a las aguas canarias usan áreas de alimentación extensas, que van desde la costa de Portugal, hasta Mauritania y el norte de Cabo Verde (Varo-Cruz *et al.*, 2016). Se obtuvo una proporción sexual de 7 hembras: 1 macho utilizando los datos de las necropsias de individuos de tortugas bobas en Islas Canarias (Orós *et al.*, 2016), pero actualmente no se sabe si esta relación es representativa de las tortugas presentes en las aguas del archipiélago o si, por el contrario, hay una mortalidad sesgada por sexo. La flota pesquera española de palangre de superficie opera alrededor de las aguas canarias pero, al menos en la actualidad, la actividad no parece ser demasiado intensiva y está limitada a unos pocos meses al año (MAPAMA, 2012). La mayor parte de la flota pesquera canaria está formada por buques de pesca artesanal (87,5 %). Esta flota es mixta y utiliza varios tipos de artes de pesca y se dirige a diferentes especies (Pospecu *et al.*, 2015).

El seguimiento de las tortugas bobas se propone en los tres archipiélagos macaronésicos. Estos programas de seguimiento y evaluaciones incluyen la tasa de mortalidad debido a la captura accidental (D1C1), la abundancia (D1C2) utilizando la metodología de muestreo con DS y la estimación de parámetros demográficos (D1C3) como el índice de condición corporal (BCI).

Tortuga verde - *Chelonia mydas*

La tortuga verde (*Chelonia mydas*) tiene una distribución global, presente en aguas tropicales y, en menor medida, subtropicales. Esta especie también es altamente migratoria y ocupa diferentes hábitats durante su ciclo de vida.

Después de la eclosión, las tortugas verdes se dispersan de sus playas natales y, por lo general, pasan de 3 a 5 años en hábitats pelágicos de mar abierto, alimentándose principalmente de animales planctónicos (Bjorndal, 1997; Musick y Limpus, 1997). Cuando la LCC es de 20–40 cm, las tortugas se asientan en hábitats neríticos/bentónicos, a los que muestran fidelidad durante al menos varios meses (Hart y Fujisaki, 2010; Meylan *et al.*, 2011). El asentamiento se asocia típicamente con un cambio de una dieta carnívora a una dieta omnívora o herbívora, que consiste en macroalgas y fanerógamas marinas. Sin embargo, algunos individuos podrían permanecer en el ambiente pelágico durante toda su vida (Hatase *et al.*, 2002). Suelen cambiar de áreas de alimentación al pasar de juveniles a adultos, aunque hay algunas excepciones. Durante la etapa adulta, la tortuga verde realiza migraciones periódicas entre las zonas forrajeo y las áreas de anidación, generalmente cada 2-3 años. La edad de maduración sexual se estima entre los 19 y los 50 años (Avens y Snover, 2013).

Las tortugas verdes en las Islas Canarias son juveniles en su fase nerítica ($CCL = 53.7 \pm 12.6$, media $\pm$ SD; rango = 28.3–79.9 cm, $n = 38$), nacidas en diferentes poblaciones del Atlántico oriental y occidental, principalmente en Guinea Bissau, Surinam y Costa Rica, pero es necesario la realización de muestreos durante un período de 4 a 6 años para determinar la variabilidad genética natural (aunque esto depende de los animales muestreados). La distribución parece no ser uniforme a lo largo de las costas del archipiélago, estando concentradas en ciertas localidades. En cada localidad se ha registrado un número reducido de individuos, utilizando áreas reducidas ($<45 \text{ km}^2$) durante varios años (Monzón-Argüello *et al.*, 2015). Se alimentan en fondos rocosos con algas y praderas de fanerógamas marinas, incluyendo también en su dieta seba *Cymodocea nodosa* e invertebrados. Algunos individuos muestran una relación con los puertos, donde se alimentan de manera oportunista (Monzón-Argüello *et al.*, 2015, 2018a, 2018b). Los estudios de esta especie comenzaron recientemente en Canarias (2014) y, por lo tanto, la

información disponible es limitada. La información actualizada sigue siendo escasa, aunque se dispone de conocimientos importantes sobre diversos aspectos de su biología y ecología. Las tortugas verdes en las Azores y Madeira son bastante comunes, pero no se dispone de información sistemática debido a su comportamiento críptico y a su baja prioridad de investigación. La tortuga verde, por lo tanto, no se ha mantenido como UG para la región, pero la recopilación de datos sobre la especie será el objetivo de proyectos futuros.

Los métodos propuestos para el seguimiento y el estado de esta UG son la tasa de mortalidad debido a la captura accidental (D1C1), la abundancia poblacional mediante la foto-identificación (D1C2) y el índice de condición corporal (D1C3). La baja frecuencia de los avistamientos y la falta de conocimiento impiden su inclusión como UG para Azores y Madeira.

2. Objetivo de la DMEM- Buen estado ambiental [Art. 9]

En 2012, sobre la base de la evaluación inicial de sus aguas marinas, realizada de conformidad con el artículo 8 (1) de la Directiva 2008/56/CE (2008), los EM informaron sobre el estado ambiental de sus aguas marinas y notificaron a la Comisión su determinación sobre el buen estado ambiental y sus objetivos ambientales de conformidad con los artículos 9 (2) y 10 (2) de la Directiva 2008/56/CE (2008), respectivamente. Los resultados mostraron la necesidad de mejorar significativamente la calidad y la coherencia de la determinación del Buen estado ambiental (BEA) por parte de los Estado Miembros.

Sobre la base de la evaluación por parte de la Comisión de las tres primeras fases del primer ciclo de la DMEM y sus recomendaciones, hubo la necesidad de aclarar, revisar e introducir criterios, estándares metodológicos, especificaciones y métodos estandarizados, a escala subregional, para determinar con más detalle el estado ambiental del medio marino de manera coherente en las subregiones marinas, a saber, la Macaronesia.

El proyecto MISTIC SEAS fue el primer proyecto entre Portugal y España con el objetivo de establecer un enfoque coordinado para realizar el seguimiento y evaluar la biodiversidad en la escala de la Subregión (es decir, entre los archipiélagos compartidos de Macaronesia) y bajo la DMEM.

El trabajo bilateral realizado hasta ahora, ha dado como resultado el desarrollo de métodos comunes de recolección y análisis de datos, diseñados para reducir sustancialmente falta de datos existentes en la determinación del BEA de Macaronesia. Asimismo, se determinaron los valores de los criterios del BEA, las definiciones de BEA, los objetivos ambientales (OA) y de puntos de referencia iniciales y, en su ausencia, se identificaron las deficiencias existentes.

El proyecto MISTIC SEAS II continuó con el trabajo realizado durante el proyecto MISTIC SEAS, aplicando directamente las metodologías comunes previamente establecidas y actualizando las definiciones de BEA para contribuir a los requisitos de la nueva decisión. Por lo tanto, la segunda evaluación periódica en 2018 será una actualización de la evaluación inicial de 2012, teniendo en cuenta el objetivo de tomar medidas para alcanzar o mantener el BEA, a más tardar, en 2020.

Antes de que la Comisión derogara la Decisión de la Comisión 2010/477/UE (2010) y adoptara la Decisión de la Comisión 2017/848/UE (2017), los EM definieron el BEA a nivel indicador, que también fue adoptada por el proyecto MISTIC SEAS II para tener un conjunto común de definiciones BEA en el nivel indicador. Sin embargo, se estaban redactando y utilizando varias definiciones para el mismo indicador, en particular, entre cada componente del ecosistema, que no cumplían con la coherencia recomendada por la Decisión de la Comisión 2010/477/UE (2010).

El MISTIC SEAS II adoptó la nueva Decisión de la Comisión 2017/848/UE (2017) para resolver estas inconsistencias con el objetivo de establecer las definiciones comunes de BEA a nivel de criterios, volviéndose más sencillo, coherente y común entre los EM, los grupos funcionales y las especies.

El Anexo I de la DMEM enumera los descriptores cualitativos para determinar el BEA en el medio marino. La Definición del Descriptor 1 se adoptó como definición de BEA para la totalidad del Descriptor:

Descriptor 1 – “Se mantiene la diversidad biológica. La calidad y la presencia de hábitats y la distribución y abundancia de especies están en línea con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas imperantes.”

En la PARTE II de la Decisión de la Comisión 2017/848/EU (2017) se enumeraron los criterios propuestos para la evaluación del Descriptor 1. Las descripciones de estos criterios se utilizaron para definir BEA de la siguiente manera:

Criterio D1C1 – Tasa de mortalidad – “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”.

Criterio D1C2 – Abundancia – “La abundancia de la población de la especie no se ve afectada adversamente por las presiones antropogénicas, por lo que su viabilidad a largo plazo está asegurada”.

Criterio D1C3 – Características demográficas– “Las características demográficas de la población (por ejemplo, el tamaño corporal o la estructura por edades, la proporción de sexos, la fecundidad y la tasa de supervivencias) de la especie indican una población sana que no se ve afectada negativamente debido a las presiones antropogénicas.”

Criterio D1C4 – Rango de distribución – “El rango de distribución de especies y, cuando es relevante, el patrón, está en línea con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas imperantes.”

Criterio D1C5 – Hábitat de la especie – “El hábitat para las especies tiene la extensión y condiciones necesarias para apoyar las diferentes etapas de la vida de la especie.”

También se adoptaron definiciones específicas de BEA para indicadores medidos para evaluar los diversos criterios seleccionados para aves marinas (**tabla 4**), mamíferos marinos (**tabla 5**) y tortugas marinas (**tabla 6**):

Tabla 4: Criterios evaluados en aves marinas, indicadores y definiciones de BEA.

Criterios	Indicador	Definiciones BEA
Criterios D1C1 Captura accidental	Captura accidental	La captura accidental de aves marinas no aumenta y/o es infrecuente.
Criterios D1C2 Abundancia	Abundancia población	El tamaño promedio de la población en un período de 6 años no muestra una disminución significativa en comparación con el período anterior de 6 años (teniendo en cuenta las oscilaciones naturales).
Criterios D1C3 Características demográficas	Éxito reproductivo	El éxito reproductivo no puede ser significativamente más bajo en comparación con el promedio de los últimos 10 años, al menos en 3 de cada 5 años.
	Tasa de supervivencia	La tasa media de supervivencia no es significativamente inferior a 0,9.
Criterios D1C4 Rango de distribución	Rango	El rango de distribución (número de colonias) se mantiene.

Tabla 5: Criterios evaluados en mamíferos marinos, indicadores y definiciones de BEA.

Criterios	Indicador	Definiciones BEA
Criterios D1C1 Tasa de mortalidad	Tasa de mortalidad (colisiones)	El número de mamíferos marinos capturados está por debajo del límite del 1 % de la mejor estimación de abundancia. Para cachalotes, la mortalidad por colisiones con barcos es cercana a cero.
Criterios D1C2 Abundancia	Abundancia población	El tamaño de la población de mamíferos marinos se mantiene en o por encima de los niveles de línea base (es decir, actual), sin una reducción estimada/proyectada/observada ≥ 10 % en un período de 20 años.
Criterios D1C3 Características demográficas	Tasa de supervivencia	La tasa de supervivencia de la población, supervivencia de crías, etc., no se ve afectada negativamente por las actividades humanas y garantiza la viabilidad a largo plazo de las poblaciones.

Tabla 6: Criterios evaluados en tortugas marinas, indicadores y definiciones de BEA.

Criterios	Indicador	Definiciones BEA
Criterios D1C1 Captura accidental	Captura accidental	El nivel de mortalidad por captura accidental no alcanza tasas que comprometan la viabilidad de las poblaciones.
Criterios D1C2 Abundancia	Abundancia población	La abundancia de tortugas marinas se mantiene a un nivel que asegura su sostenibilidad dentro de la Subregión.
Criterios D1C3 Características demográficas	Índice de condición corporal	El índice de condición corporal de las tortugas marinas es consistente con una población en BEA.

3. Presiones e Impactos en el Medio Marino [Art. 8.1b]

Para cada grupo objetivo, los expertos del MISTIC SEAS II elaboraron una lista de las presiones y actividades asociadas que podrían afectar a las unidades de gestión seleccionadas en el Taller de Faial, utilizando el Anexo III de la DMEM (Directiva de la Comisión 2017/845/CE, 2017). Dada su relevancia, la presión “muerte o lesión por colisión”, se añadió a la lista de presiones del Anexo III, y por lo tanto, no se considera en «extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes», sino por separado. Esta última incluye tanto la captura accidental como el agotamiento de presas, así como otras lesiones resultantes de las interacciones con la pesca comercial y recreativa. Si bien el cambio climático no se identifica en el Anexo III de la DMEM, como un elemento a tener en cuenta en la preparación de las estrategias marinas, todos los expertos han destacado la importancia de comprender sus efectos para evaluar las unidades de gestión. De esta lista, los expertos seleccionaron las presiones más relevantes (mínimo tres, máximo cinco).

Las presiones pueden tener como resultado una variedad de efectos, desde cambios a corto plazo en la fisiología o el comportamiento de los individuos, hasta efectos a largo plazo en la abundancia y la distribución de las especies. Los comportamientos clave, como la reproducción y la alimentación, están directamente relacionados con la supervivencia y el éxito reproductivo y, por lo tanto, una presión que no cause la muerte inmediata, sino que afecte al comportamiento o a la salud, puede amenazar la viabilidad a largo plazo de una población. Sin embargo, para una serie de presiones, tanto las respuestas a corto plazo, como los efectos a largo plazo, siguen siendo poco conocidos. A pesar de esto, los expertos han intentado identificar los efectos Letales y Sub-letales directos de cada presión en las unidades de gestión seleccionadas. Para proporcionar un análisis más claro de los impactos de cada presión, se acordó que sólo se deberían considerar los efectos directos. Por ejemplo, un cambio en el comportamiento debido a daños físicos sería un efecto indirecto y, por lo tanto, no se toma en consideración. En la tabla 7 se proporciona un resumen de las presiones identificadas como presentes y relevantes por la UG y el archipiélago. Siguiendo un enfoque preventivo, a menos que se indique lo contrario, las presiones consideradas relevantes en el archipiélago se consideraron a nivel de Macaronesia, ya que aún no se ha realizado un análisis de riesgo, es decir, se desconoce el nivel de riesgo.

Tabla 7: Presiones que afectan a las unidades de gestión seleccionadas. Se destacan las presiones identificadas en toda la Macaronesia. (Mac. - Macaronesia; 0 - No se considera que la presión pueda afectar a la UG; 1 - La presión puede afectar a la UG pero no se considera relevante.; 2 - presión identificada como relevante. NIS: especies no autóctonas.

Presiones	Azores	Madeira	Canarias	Mac.
AVES				
<i>Bulweria bulwerii</i>				
Entrada de contaminantes	1	1	1	1
Entrada de formas de energía (luz de la tierra)	2	2	2	2
Basura marina	2	2	2	2
Entrada o propagación de NIS (terrestre)	2	2	2	2
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes	1	1	1	1
Perturbaciones debidas a la presencia humana	1	2	2	2
<i>Calonectris borealis</i>				
Entrada de contaminantes	1	1	1	1
Entrada de formas de energía (luz de la tierra)	2	2	2	2
Basura marina	2	2	2	2
Entrada o propagación de NIS (terrestre)	2	2	2	2
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes	1	1	1	1
Perturbaciones debidas a la presencia humana	1	2	2	2

Presiones	Azores	Madeira	Canarias	Mac.
<i>Puffinus lherminieri</i>				
Entrada de contaminantes	1	1	1	1
Entrada de formas de energía (luz de la tierra)	2	2	2	2
Basura marina	2	2	2	2
Entrada o propagación de NIS (terrestre)	2	2	2	2
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes	1	1	1	1
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes	2	2	2	2
<i>Pterodroma deserta</i>				
Entrada de contaminantes		1	?	1
Entrada de formas de energía (luz de la tierra)		2		2
Basura marina		2		2
Entrada o propagación de NIS (terrestre)		2		2
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes		1		1
Perturbaciones debidas a la presencia humana		2		2
<i>Pterodroma madeira</i>				
Entrada de contaminantes		1		1
Entrada de formas de energía (luz de la tierra)		2		2
Basura marina		2		2
Entrada o propagación de NIS (terrestre)		2		2
Extracción selectiva de especies		1		1
Perturbaciones debidas a la presencia humana		2		2
<i>Hydrobates castro</i>				
Entrada de contaminantes	1	1	1	1
Entrada de formas de energía (luz de la tierra)	2	2	2	2
Basura marina	2	2	2	2
Entrada o propagación de NIS (terrestre)	2	2	2	2
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes	1	1	1	1
Perturbaciones debidas a la presencia humana	2	2	2	2
<i>Hydrobates monteiroi</i>				
Entrada de contaminantes	1			1
Entrada de formas de energía (luz de la tierra)	2			2
Basura marina	2			2
Entrada o propagación de NIS (terrestre)	2			2
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes	1			1
Perturbaciones debidas a la presencia humana	2			2
<i>Pelagodroma marina</i>				
Entrada de contaminantes		1	1	1
Entrada de formas de energía (luz de la tierra)		2	2	2
Basura marina		2	2	2
Entrada o propagación de NIS (terrestre)		2	2	2
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes		1	1	1
Perturbaciones debidas a la presencia humana		2	2	2
<i>Sterna hirundo</i>				
Entrada de contaminantes	1	1	1	1
Basura marina	2	2	2	2
Entrada o propagación de NIS (terrestre)	2	2	2	2

Presiones	Azores	Madeira	Canarias	Mac.
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes	2	2	1	2
Perturbaciones debidas a la presencia humana	2	2	2	2
Sterna dougallii				
Entrada de contaminantes	1			1
Basura marina	2			2
Entrada o propagación de NIS (terrestre)	2			2
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes	2			2
Perturbaciones debidas a la presencia humana	2			2
MAMÍFEROS MARINOS				
Tursiops truncatus – coastal MUs				
Entrada de contaminantes	2	2	2	2
Basura marina	2	2	2	2
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes	1	1	2	1
Muerte o lesión por colisión	0	0	1	1
Sonido antropogénico	2	2	2	2
Perturbaciones debidas a la presencia humana	2	2	2	2
Pérdida física del hábitat del fondo marino	1	0	1	1
Tursiops truncatus – oceanic MUs				
Entrada de contaminantes	2	2	2	2
Basura marina	2	2	2	2
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes	1	1	2	1
Sonido antropogénico	1	1	1	1
Perturbaciones debidas a la presencia humana	1	0	0	1
Stenella frontalis				
Entrada de contaminantes	2	2	2	2
Basura marina	2	2	2	2
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes	1	1	1	1
Sonido antropogénico	1	1	1	1
Perturbaciones debidas a la presencia humana	1	1	0	1
Physeter macrocephalus				
Entrada de contaminantes	2	2	2	2
Basura marina	2	2	2	2
Muerte o lesión por colisión	2	2	2	2
Sonido antropogénico	2	2	2	2
Perturbaciones debidas a la presencia humana	1	1	1	1
Globicephala macrorhyncus – island MUs				
Entrada de contaminantes		2	2	2
Basura marina		2	2	2
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes		1	2	1
Muerte o lesión por colisión		1	1	1
Sonido antropogénico		2	2	2
Perturbaciones debidas a la presencia humana		2	2	2
Pérdida física del hábitat		0	1	1

Presiones	Azores	Madeira	Canarias	Mac.
Globicephala macrorhyncus – oceanic MUs				
Entrada de contaminantes		2	2	2
Basura marina		2	2	2
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes		1	2	1
Muerte o lesión por colisión		1	1	1
Sonido antropogénico		2	2	2
Perturbaciones debidas a la presencia humana		1	1	1
Grampus griseus				
Entrada de contaminantes	2			
Basura marina	2			
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes	1			
Sonido antropogénico	2			
Perturbaciones debidas a la presencia humana	2			
Pérdida física del hábitat	1			
Delphinus delphis				
Entrada de contaminantes		2		
Basura marina		2		
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes		1		
Sonido antropogénico		1		
Perturbaciones debidas a la presencia humana		1		
Balaenoptera edeni				
Entrada de contaminantes		1		
Basura marina		2		
Muerte o lesión por colisión		2		
Sonido antropogénico		2		
Perturbaciones debidas a la presencia humana		2		
Ziphius cavirostris				
Entrada de contaminantes			2	
Basura marina			2	
Muerte o lesión por colisión			2	
Sonido antropogénico			2	
Pérdida física del hábitat del fondo marino			1	
Monachus monachus				
Entrada de contaminantes		2		
Basura marina		2		
Muerte o lesión por colisión		2		
Sonido antropogénico		2		
REPTILES				
Caretta caretta				
Entrada de contaminantes	1		1	1
Basura marina	2		2	2
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes	2		2	2
Muerte o lesión por colisión	1		2	2
Perturbaciones debidas a la presencia humana.	1		1	1

Presiones	Azores	Madeira	Canarias	Mac.
<i>Chelonia mydas</i>				
Entrada de contaminates			1	
Basura marina			2	
Extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes			2	
Muerte o lesión por colisión			2	
Perturbaciones debidas a la presencia humana			2	
Pérdida física del hábitat del fondo marino			2	

1. AVES MARINAS

La Entrada de formas de energía, que aquí se refiere exclusivamente a la luz proveniente de la tierra, **la basura marina**, **la entrada o propagación de especies alóctonas terrestres** y **las perturbaciones debidas a la presencia humana**, han sido seleccionadas como las presiones más importantes que afectan a la mayoría de las especies de aves marinas en Macaronesia. Tan sólo la contaminación lumínica no se ha considerado como una presión que afecte a las especies de charranes (*Sterna hirundo* y *Sterna dougallii*), por lo que el agotamiento de presas se consideró una presión relevante. El impacto potencial del cambio climático también se ha destacado, especialmente en las especies de charranes que se alimentan en aguas macaronésicas.

ENTRADA DE BASURA

El efecto más visible de la basura marina en aves marinas, se refiere a los enmallamientos, a menudo en aparejos de pesca y cabos desechados. La capacidad de respirar, moverse y alimentarse de aves marinas enredadas puede verse afectada, lo que afecta directamente a las posibilidades de supervivencia y de reproducción, si no causa la mortalidad directa. La ingesta de plástico puede causar daños físicos, inducir la inanición y el debilitamiento general que afecta también a la condición física individual con posibles consecuencias a nivel poblacional. Las aves que se alimentan de especies pelágicas tienen más probabilidad de interactuar con plásticos, seguidas de las aves que se alimentan de especies pelágicas y bentónicas (Kühn *et al.*, 2015 y sus referencias). El Grupo Técnico de Basura marina de la DMEM considera altamente probable que la ingestión de plásticos y el enmallamiento pueden tener efectos a nivel poblacional, para muchas especies de aves marinas, y especialmente en la familia de las tubenosas (Werner *et al.*, 2016). En aves marinas tubenosadas, sólo los plásticos del proventrículo se regurgitan, mientras que los objetos de la molleja se retienen y, por lo tanto, se acumulan.

NIS (terrestres)

Las aves marinas tienen depredadores naturales, generalmente otras aves, que pueden afectar al éxito reproductivo y a la abundancia de las poblaciones, sin comprometer la viabilidad a largo plazo de una población. La depredación de aves marinas (huevos, polluelos y adultos) por pájaros o depredadores introducidos (como mamíferos y reptiles), se convierte en una amenaza cuando la presencia y el número de depredadores causan una tasa de mortalidad que las poblaciones no pueden sostener. Se ha expresado especial preocupación con respecto a las especies depredadoras que se benefician de las actividades humanas (por ejemplo, gaviotas, ratas y estorninos) (Neves *et al.*, 2011b). Como la mayoría de las especies procellariiformes evolucionaron en islas oceánicas libres de depredadores mamíferos, estas especies carecen de los rasgos ecológicos, de comportamiento y de experiencia vital para hacer frente a los taxones introducidos. El creciente número de depredadores afecta a las aves marinas depredando directamente los polluelos y las aves marinas adultas, y/o agotando la vegetación nativa, aumentando la erosión del suelo y compitiendo por uras. Los roedores introducidos, en concreto, las ratas negras y marrones, se sabe que depredan huevos y polluelos. Los gatos salvajes *Felis silvestris catus* se consideraron un factor importante en la extinción de varias especies de aves marinas de las islas (Medina y Nogales, 2009). Como resultado, la mayoría de las poblaciones de aves marinas están confinadas en islotes y acantilados inaccesibles. Para las especies de aves marinas de larga vida, la supervivencia adulta es probablemente más importante para la estabilidad de la población que la tasa de supervivencias juvenil, pero las acciones centradas en aumentar el éxito reproductivo son generalmente más factibles (Hervías *et al.*, 2013). En las últimas décadas, se han llevado a cabo campañas de erradicación para salvaguardar las poblaciones de aves marinas, principalmente en islas que no están habitadas permanentemente por humanos (Oppel *et al.*, 2011).

ENTRADA DE FORMAS DE ENERGÍA (luz de la tierra)

Las aves marinas, en particular las procellariiformes (petreles y pardelas), se ven afectadas por la contaminación lumínica debida al turismo y a la expansión urbana. Los polluelos de los puertos deportivos que anidan en uras y, en menor medida, los adultos, se sienten atraídos por las luces artificiales y luego a tierra por las mismas luces artificiales. Este fenómeno, llamado *fallout*, puede causar eventos de mortalidad masiva (Rodríguez *et al.*, 2017). La conexión a tierra inducida por la luz puede ser fatal debido a las colisiones con estructuras hechas por el hombre o con el suelo y, si no es mortal, las aves atraídas a tierra pueden ser incapaces de huir y pueden volverse vulnerables a la depredación, colisiones de vehículos, hambre o deshidratación (Rodríguez *et al.*, 2017). Se ha demostrado que las Procellariiformes exhiben una sensibilidad relativamente baja a los cambios en la fecundidad, en comparación con los cambios en la supervivencia de los adultos (en Oliveira *et al.*, 2016 y sus referencias). Sin embargo, las campañas de rescate disminuyen la mortalidad de estos eventos de forma sistemática, la búsqueda y el rescate de cientos de aves caídas (Rodríguez *et al.*, 2012).

PERTURBACIONES DEBIDAS A LA PRESENCIA HUMANA

Las actividades recreativas y el turismo tienen potencial para producir impactos en algunas especies de aves marinas, en gran parte a través de la perturbación de las zonas de anidación y la perturbación de la alimentación de los pájaros debida al tráfico de embarcaciones recreativas. Si la supervivencia y el éxito reproductivo se ven afectados, esta presión puede llevar a una disminución de la abundancia poblacional y a cambios en la distribución.

Las actividades identificadas como contribuyentes a cada presión y su impacto en aves marinas en la Macaronesia a nivel individual y poblacional se resumen en la **tabla 8**.

Tabla 8: Descripción general de las actividades que ejercen las presiones identificadas como las más importantes para aves marinas en Macaronesia y sus posibles impactos a nivel individual y poblacional.

ACTIVIDADES		PRESIONES	IMPACTOS		
Terrestres	Marinas		Nivel individual		Nivel poblacional
Infraestructura turística y Actividades de ocio Usos urbanos e industriales	-	Entrada de formas de energía (LUZ)	Sub-lethal	De comportamiento	Tasa de supervivencia
				Daño físico	Tasa de mortalidad
	Transporte-naval	Entrada o propagación (terrestre) NIS	Sub-lethal	Fisiológico	Éxito reproductivo
					Abundancia poblacional
	Pesca	Basura marina	Lethal	Mortalidad directa	Estructura poblacional
					Rango de distribución
	Transporte-naval	Basura marina	Lethal	Mortalidad directa	Estructura poblacional
					Rango de distribución
	-	Perturbaciones Debidas a Presencia Humana	Sub-lethal	De comportamiento	Tasa de supervivencia
				Daño físico	Tasa de mortalidad
		Perturbaciones Debidas a Presencia Humana	Sub-lethal	Fisiológico	Éxito reproductivo
					Abundancia poblacional
		Perturbaciones Debidas a Presencia Humana	Lethal	Mortalidad directa	Rango de distribución

2. MAMÍFEROS

En la mayoría de los casos, las presiones relevantes consideradas fueron seleccionadas por los expertos de los tres archipiélagos. La principal excepción fue la «extracción o muerte/lesión de especies salvajes», que fue considerada relevante tanto para los delfines mulares, como para los calderones tropicales, sólo por el grupo de expertos de las Islas Canarias. Esta presión, sin embargo, no se ha considerado relevante en toda la Macaronesia para estas especies (Freitas *et al.*, 2004; Silva *et al.*, 2011; Santos *et al.*, 2012; Nicolau *et al.*, 2014; Cruz *et al.*, 2018). Con respecto a las otras presiones consideradas relevantes en toda la Macaronesia, las principales conclusiones son:

Entrada de contaminantes y entrada de basura - fueron identificadas por los expertos como presiones relevantes que afectan a la mayoría de las especies de mamíferos marinos bajo evaluación. Sólo para el rorqual de Bryde, la entrada de contaminantes no ha sido considerada como una presión relevante.

ENTRADA DE CONTAMINANTES

La acumulación de contaminantes en mamíferos marinos se ha asociado con varias respuestas toxicológicas como la inmunotoxicidad (asociada con una alta susceptibilidad a enfermedades infecciosas), deterioro reproductivo, teratogenicidad, alteración endocrina y efectos carcinogénicos. La prevalencia de altos niveles de contaminantes en una población puede afectar a su éxito reproductivo y a la tasa de supervivencias, su abundancia y estructura (García-Álvarez *et al.*, 2014, 2015). Los contaminantes están presentes en el medio marino en todo el mundo como consecuencia de su amplio uso y transporte de largo alcance. Los contaminantes ambientales prioritarios incluyen:

- **Metales pesados** se liberan al medio ambiente a través de procesos naturales y (o antropogénicos, incluidas las descargas urbanas e industriales, la agricultura, la minería y la combustión). Debido a su toxicidad, persistencia y características de bioacumulación, los metales pesados más peligrosos para el medio marino son el cadmio (Cd), mercurio (Hg) y plomo (Pb).
- **Contaminantes orgánicos persistentes (POP)**, resistentes a la degradación química y biológica, estos contaminantes conducen a la bioacumulación y biomagnificación en la cadena alimentaria e incluyen:
 - **Dioxinas: 2, 3, 7, 8 - tetraclorodibenzo-p-dioxina (TCDD)**. Incluya también la familia de dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD) y dibenzofuranos policlorados (PCDF) relacionadas estructuralmente y químicamente.
 - **Bifenilos policlorados (PCB)**: Producido para fines industriales específicos. El proceso de eliminación gradual se inició a finales de los años setenta. Incluye PCB similares a las dioxinas (DL-PCB) y PCB no similares a las dioxinas (NDL-PCB)
 - **Plaguicidas organoclorados (PCO)**: Producido para fines agrícolas y de salud, se han ido eliminando progresivamente desde la década de 1970.
 - **Retardantes de llama bromados (BFR)**: Comúnmente agregado a plásticos, textiles y equipos electrónicos/electrónicos. En la Unión Europea el uso de ciertos BFRs ha sido prohibido o restringido
- **Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)**: Producidos por combustión de materia orgánica y combustibles fósiles; entran en el medio marino a través de la deposición atmosférica, la escorrentía de carreteras, las descargas industriales y como resultado de los derrames de hidrocarburos, y son muy frecuentes. Debido a que los animales son capaces de metabolizar los HAP de manera eficiente, no se consideran como POP.

BASURA MARINA

Para los mamíferos marinos, los impactos principales de los desechos marinos están asociados con la **ingestión** y el **enredo**. La ingestión puede causar hambre, malnutrición, pérdida de la condición corporal, una capacidad limitada para evitar a los depredadores y, por lo tanto, reducción de las tasas de crecimiento, longevidad y capacidad reproductiva, así como un debilitamiento general debido a sangrado de úlceras, obstrucciones, impacto y/o perforación del tracto digestivo (Puig-Lozano *et al.*, 2018 y sus referencias). Además, los plásticos ingeridos, a saber, los microplásticos, son también una fuente adicional de químicos persistentes, bioacumulables y tóxicos. El enredo puede provocar ahogamiento, asfixia o estrangulación o afectar al comportamiento que compromete la alimentación, la reproducción o la migración, lo que causa desnutrición, enfermedades y un menor rendimiento reproductivo, tasas de crecimiento y longevidad (Baulch y Perry, 2014).

Entrada de Sonido antropogénico –fue seleccionada como una presión potencialmente relevante para las unidades costeras de delfín mular, calderón tropical y calderón gris, además de para rorcual tropical, cachalote y zifio de Cuvier.

SONIDO ANTROPOGÉNICO

Los mamíferos marinos usan el sonido para navegar, comunicarse, alimentarse y evitar a los depredadores en una amplia gama de frecuencias. Cuando las actividades hechas por el hombre se superponen con el rango de audición de los mamíferos marinos, pueden **enmascarar** los sonidos y dificultar la recepción de información biológicamente relevante. En la proximidad de fuentes de sonido, los mamíferos marinos pueden reaccionar al sonido mostrando comportamientos de **evasión**. Los sonidos de alta intensidad, como los producidos por las pistolas de aire en estudios geofísicos, pueden dañar el sistema auditivo y provocar un cambio de umbral de audición permanente o temporal (PTS o TTS), y al **desplazamiento** (a corto y largo plazo). Todo esto puede afectar a los patrones de inmersión, la interrupción de la alimentación, la cría, la lactancia y los comportamientos sociales y/o desorientan a los mamíferos marinos, afectando a su supervivencia y al éxito reproductivo y, en casos extremos, llevando a la muerte (OSPAR, 2009).

Perturbaciones debidas a la presencia humana. – puede afectar a unidades costeras de delfines mulares, calderones tropicales asociados a islas, calderones grises y rorcuales tropicales. Las actividades de observación de ballenas, específicamente, se han destacado como una actividad que puede afectar a los individuos que utilizan con mayor frecuencia las aguas costeras de Macaronesia.

PERTURBACIONES DEBIDAS A LA PRESENCIA HUMANA.

La perturbación debida a las actividades de observación de ballenas está asociada con cambios en el comportamiento en la superficie, la acústica y la natación y a cambios en la dirección, el tamaño del grupo y la coordinación (posibles tácticas de evitación horizontal y vertical). La perturbación también se ha relacionado con el desplazamiento temporal o permanente de individuos. Estos cambios de comportamiento pueden tener efectos biológicos significativos al afectar a la alimentación, el apareamiento, la lactancia o el descanso y, eventualmente, pueden tener consecuencias a largo plazo para los individuos y las poblaciones (Parsons, 2012 y las referencias correspondientes).

Muerte o lesión por colisión - fue seleccionada como una presión potencialmente relevante para cachalote, zifio de cuviens y orca tropical.

MUERTE O LESIÓN POR COLISIÓN
Las colisiones con embarcaciones pueden provocar un traumatismo brusco o agudo, en forma de cortes severos en la piel y capas subcutáneas y musculoesqueléticas adyacentes, así como la amputación y/o la evisceración de los animales afectados (Sierra <i>et al.</i> , 2014 y sus referencias). Las colisiones incluyen golpes por la proa y la quilla de las embarcaciones, contacto con hélices y traumas contundentes por golpes con los cascos de las embarcaciones. Debido a que la aparición de colisiones parece aumentar con el tamaño y la velocidad de las embarcaciones, la mayoría de los casos de los que se ha informado involucran a embarcaciones grandes o de alta velocidad, como barcos de carga, cruceros y ferries de alta velocidad, y a especies que nadan lentamente y pasan largos períodos cerca de la superficie.

Las actividades contribuyen a cada presión que se produce en cada archipiélago y también sus impactos para las diferentes unidades de gestión de cetáceos varían según las unidades de manejo biológicas y las características de la población, **tabla 9**.

Tabla 9: Descripción general de las actividades que ejercen las presiones identificadas como las más importantes para las UG cetáceos seleccionadas en Macaronesia y sus posibles impactos a nivel individual y poblacional.

ACTIVIDADES		PRESIONES	IMPACTOS		
TERRESTRE	MARINA		NIVEL INDIVIDUAL		NIVEL POBLACIONAL
Agricultura	Acuicultura	Entrada de contaminantes	Sub-letal	Fisiológico	Tasa de supervivencia
Infraestructuras turísticas	Transporte - navieras				Éxito reproductivo
Usos urbanos e industriales	Actividades de ocio				Abundancia poblacional
	Extracción de minerales				Estructura poblacional
Infraestructuras turísticas	Captura de pescado y marisco	Basura marina	Sub-letal	De comportamiento	Tasa de supervivencia
Usos urbanos e industriales	Transporte - marítimo			Daño físico	Éxito reproductivo
	Actividades de ocio		Letal	Fisiológico	Abundancia poblacional
				Mortalidad directa	Estructura poblacional
-	Dragados	Entrada sonido antropogénico	Sub-lethal	De comportamiento	Tasa de supervivencia
	Extracción de minerales				Éxito reproductivo
	Pesca				Abundancia poblacional
	Navegación			Fisiológico	Estructura poblacional
	Actividades de ocio				
	Actividades topográficas				
	Operaciones militares				
-	Transporte - marítimo	Muerte o lesión por colisión	Sub-letal	Daño físico	Tasa de supervivencia
	Actividades de ocio		Letal	Mortalidad directa	Éxito reproductivo
					Abundancia poblacional
					Estructura poblacional
-	Captura de peces	Perturbaciones debidas a presencia humana	Sub-letal	De comportamiento	Tasa de supervivencia
	Actividades de ocio				Éxito reproductivo
	Actividades topográficas				Abundancia poblacional
				Fisiológico	Estructura poblacional
					Rango de distribución

3. REPTILES

La extracción o mortalidad/lesión de especies salvajes (captura accidental), **la basura marina** y **la muerte o lesión por colisión** han sido seleccionadas como las presiones comunes más importantes que afectan tanto a la tortuga boba como a la tortuga verde en Macaronesia.

EXTRACCIÓN O MORTALIDAD/LESIÓN DE ESPECIES SALVAJES

Las tortugas marinas pueden capturarse accidentalmente en una amplia variedad de pesquerías y artes de pesca, desde pesquerías artesanales a pequeña escala, hasta flotas industriales, incluyendo palangres de pesca, redes de cerco y redes de deriva en el entorno pelágico y redes de arrastre y redes de enmalle en aguas más costeras (Coelho *et al.*, 2015 y sus referencias). En las aguas de Macaronesia, las tortugas marinas oceánicas juveniles se quedan atrapadas en palangres a la deriva que se dirigen al pez espada, al tiburón azul y al pez sable. El hábitat de las tortugas bobas está fuertemente vinculado a los frentes y remolinos que representan también un hábitat importante para las especies pelágicas comerciales que causan una superposición entre las tortugas bobas y los barcos de pesca (Ferreira *et al.*, 2011). Las tortugas se capturan al engancharse cuando se aprovechan de anzuelos con cebos, o mediante el enredo en los ramales de monofilamento. La tortuga verde, en las Islas Canarias, está presente en las zonas costeras y puede verse afectada por la pesca recreativa y profesional que se realiza en estas áreas, principalmente debido a la ingestión de anzuelos y, en menor medida, al enredo, según los datos de los ingresos en varios centros de recuperación de fauna silvestre (Monzón-Argüello *et al.* 2015, 2018a).

BASURA MARINA

El grupo Técnico de Basura marina de la DMEM considera altamente probable que la ingestión de plástico y el enredo tengan efectos a nivel poblacional para todas las especies de tortugas marinas. El enredo puede evitar que las tortugas marinas vuelvan a la superficie o que se alimenten, lo que conduce a la muerte por asfixia e inanición. También se sabe que el enredo causa lesiones en la piel, amputación de aletas y procesos sépticos (Orós *et al.*, 2005; Barreiros y Raykov, 2014) que reducen la movilidad y el estado de salud de las tortugas marinas. La ingestión de plásticos, a su vez, puede causar obstrucción intestinal, lesiones internas del intestino y cambios en la flotabilidad y el comportamiento de natación que afectan a la condición corporal, la tasa de supervivencia y, potencialmente, al éxito reproductivo. Los estudios sugieren que las tortugas marinas ingieren más desechos durante las etapas más jóvenes de la vida oceánica, posiblemente debido al hecho de que las tortugas jóvenes permanecen en las líneas de deriva, donde se acumula el plástico (Kühn *et al.*, 2015 y sus referencias; Schuyler *et al.*, 2016). El comportamiento alimenticio también puede afectar la probabilidad de ingestión. Sin embargo, rara vez se informa de que la ingestión de desechos sea directamente responsable de la muerte de tortugas marinas: debido a su amplio tracto digestivo, las tortugas bobas tienen la capacidad de defecar la mayoría de los desechos ingeridos (Pham *et al.*, 2017 y referencias al respecto). Los efectos letales directos de la ingestión probablemente no se producen a una frecuencia relevante a nivel poblacional, mientras que los efectos sub-letales son probablemente más relevantes (Kühn *et al.*, 2015).

MUERTE O LESIÓN POR COLISIÓN

Para tortugas marinas y para mamíferos marinos, las colisiones con embarcaciones, barcos y buques representan una fuente de mortalidad y morbilidad. Las lesiones típicamente se refieren a fracturas graves del caparazón/plastrón y lesiones traumáticas y generalmente son letales. (Orós *et al.*, 2016).

La tortuga verde muestra alta fidelidad a las zonas de alimentación costeras, generalmente asociadas a praderas de fanerógamas marinas o a fondos rocosos con algas. En algunas de estas localidades existe una fuerte interacción entre usuarios del mar y estos animales. La **perturbación debido a la presencia humana** y la **pérdida física de hábitat** fueron también identificadas como presiones importantes para esta especie en Canarias.

PERTURBACIONES DEBIDAS A LA PRESENCIA HUMANA.

Las interacciones de buceadores, practicantes de snorkel y bañistas con las tortugas marinas pueden modificar el comportamiento y la distribución de los animales, así como afectar al estado de salud (Monzón-Argüello *et al.* 2015). Entre estas interacciones se encuentra alimentar a las tortugas (*feeding*). Esta práctica puede retrasar la migración de retorno a sus zonas de nacimiento; por otro lado, los animales, acostumbrados al alimento fácil, se ven atraídos por la presencia humana y las embarcaciones, lo que podría aumentar la probabilidad de colisión y de enganche en anzuelos cebados. Esta atracción se convierte en un atractivo lúdico y provoca un elevado número de visitas aumentando así las interacciones, el tráfico marítimo y sus consecuencias en los hábitats y en la fauna. Además, dar de comer a los animales silvestres puede causarles alteraciones en los parámetros bioquímicos, pudiendo desembocar en enfermedades (Monzón-Argüello *et al.* 2018b).

PÉRDIDA FÍSICA DEL HÁBITAT

La alteración y pérdida de hábitats supone una de las mayores amenazas para la tortuga verde en Canarias. Esta especie, que usa diferentes hábitats costeros del archipiélago para alimentarse y desarrollarse se ve afectada por la intensa transformación y deterioro del litoral. Uno de estos hábitats son las praderas de fanerógamas marinas o sebadales (como se conocen en Canarias), que a nivel mundial, y también en este archipiélago, están en regresión (Ruiz de la Rosa *et al.* 2015), debido a los impactos provocados por el hombre, entre los que se incluyen la construcción de puertos y diques de abrigo, las playas artificiales, los emisarios submarinos, los vertidos de aguas residuales y salmueras procedentes de plantas desaladoras, el anclaje de embarcaciones, las instalaciones de cultivos marinos mal situadas, determinadas modalidades de pesca artesanal y la introducción de especies invasoras (Espino *et al.* 2008). Estas actividades también pueden generar el deterioro y pérdida de otros ecosistemas litorales, incluidos los fondos o paredes rocosas con algas también usados como zonas de alimentación y descanso por la tortuga verde (Monzón-Argüello *et al.* 2018a).

Las actividades identificadas como contribuyentes para cada presión y los impactos en las especies de tortugas seleccionadas en Macaronesia se resumen en la **tabla 10**.

Tabla 10: Descripción general de las actividades que ejercen las presiones identificadas como las más importantes para las especies de tortugas seleccionadas en Macaronesia y sus impactos potenciales a nivel individual y poblacional.

ACTIVIDADES		PRESIONES	IMPACTOS		
TERRESTRE	MARINA		NIVEL INDIVIDUAL		NIVEL POBLACIONAL
Agricultura Infraestructuras turísticas Usos urbanos e industriales	Captura pescado y marisco (profesional/recreativa) Transporte marítimo e infraestructuras Actividades de ocio	Basura marina	Sub-lethal	Daño físico Fisiológico	Tasa de supervivencia Tasa de mortalidad Éxito reproductivo
			Letal	Mortalidad directa	Abundancia poblacional Estructura poblacional
-	Captura pescado y marisco (profesional/recreativa)	Extracción o mortalidad/ daños de las especies	Sub-lethal	Daño físico Fisiológico	Tasa de supervivencia Éxito reproductivo Abundancia poblacional
			Letal	Mortalidad directa	Estructura poblacional
-	Pesca Transporte marítimo Actividades de ocio	Muerte o lesiones por colisión	Sub-lethal	De comportamiento Fisiológico	Tasa de supervivencia Éxito reproductivo Abundancia poblacional
			Letal	Mortalidad directa	Estructura poblacional
-	Actividades de ocio	Perturbaciones debidas a la presencia humana	Sub-lethal	De comportamiento Fisiológico	Rango de distribución
-	Dragados y depósito de materiales Defensa costera Protección inundaciones Infraestructuras de transporte Actividades de ocio	Pérdida física del hábitat	Sub-lethal	De comportamiento	Rango de distribución

4. Estado del Medio Marino [ART. 8.1a]

A. AVES

Aves que se alimentan de especies pelágicas

Petrel de Bulwer - *Bulweria bulwerii*

El IUCN clasifica la población de petrel de Bulwer como de 'preocupación menor'. Se considera que la población mundial es estable en ausencia de evidencias de cualquier disminución o amenazas sustanciales. La tendencia de la población europea es desconocida (BirdLife International, 2018a).

Azores

En las Azores, esta especie está clasificada como «en peligro de extinción» según el Libro de la Lista Roja de Vertebrados Portugueses (Almeida *et al.*, 2005). El petrel de Bulwer de las Azores sólo se vigila en el islote Vila. El islote Vila posee la mayor población conocida del archipiélago y es uno de los dos lugares de reproducción conocidos (el otro es el islote Baixo). La Universidad de las Azores (J. Bried, datos no publicados) realizó un seguimiento regular en el islote Vila entre 2002 y 2012. A partir de 2013, se realizaron algunas visitas ocasionales. Se sospecha que el islote Praia alberga una pequeña colonia, pero la cría nunca se ha confirmado.

D1C1 – SB BYC BR: No se han detectado capturas accidentales en los programas de seguimiento de la flota de Azores (Cooper *et al.*, 2003). Sin embargo, en el futuro se recomienda realizar programas de seguimiento para recopilar datos sobre flotas que no están dentro del programa actual de seguimiento de pesca de Azores.

D1C4 – SB DIS RG : Monteiro *et al.* (1999) confirmó 1 colonia de reproducción para las Azores, como el límite más al norte de esta especie. Posteriormente, se identificaron dos islotes, Praia y Baixo, como posibles colonias reproductoras (10 PR), y en 2017 la reproducción fue confirmada por SPEA en ambas colonias bajo el proyecto MISTIC SEAS II, por lo que la especie está aumentando su rango de distribución.

Los resultados preliminares muestran que esta especie se encuentra en BEA en Azores para el Criterio D1C1 y D1C4, con una tendencia estable o creciente aparente.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	SB_BYC_BR	0 individuos [1993-1999; Cooper <i>et al.</i> , 2003]	Tendencia	0 individuos [2018; POPA]
D1C4	SB_DIS_RG	1 colonia [1999]	Tendencia	2 colonias [2017; MISTIC SEAS II]

- Islote Vila, Santa Maria

El islote Vila es un islote rocoso de basalto, con fuertes pendientes y acantilados, ubicado a unos 300 m al suroeste de la isla de Santa María, tiene un área de 10, una altitud máxima de 60 m y un área protegida especial (SPA) (Monteiro, 2000).

D1C2 – SB ABU NC: El tamaño de la población en el islote de Vila se estimó en ~ 49 PR, y la población total de las Azores se estimó en 70 PR (Monteiro *et al.*, 1999). Las prospecciones en este islote de 2002 a 2012 registraron un máximo de 57 intentos de reproducción durante una temporada de reproducción (desde finales de abril, principios de mayo hasta septiembre) (J. Bried, datos no publicados). Este valor actualizado fue seleccionado como valor de referencia inicial. Durante el proyecto MISTIC SEAS II (año

2017) se contabilizaron 54 PR. Este valor indica un número de PR aparentemente estable, sin embargo, es necesario evaluar una serie de datos mayor para ver la tendencia de la colonia.

D1C3 – SB DEM BS: Esta es una colonia libre de depredadores con un promedio de éxito reproductivo (ER) de años anteriores del 45,7 % (2002-2012 J. Bried, datos no publicados). Este valor se ha establecido como valor de referencia inicial para esta colonia/especie. En 2008, el valor máximo reproductivo del éxito calculado para esta colonia fue del 56,4 % (J. Bried, datos no publicados). Durante el proyecto MISTIC SEAS II (año 2017) se determinó un éxito reproductivo del 70 %. El éxito reproductivo ha aumentado, sin embargo no puede compararse con períodos anteriores ya que se necesitan series temporales mayores. Parece que la colonia está en BEA para este criterio.

D1C3 – SB DEM SR: La tasa de supervivencia actual todavía no se ha calculado y no existe un valor de referencia inicial para esta colonia. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

Los resultados preliminares muestran que esta UG se encuentra en BEA, con una tendencia estable aparente. Sin embargo, esta evaluación se basa en una sola campaña durante la temporada de reproducción. Los investigadores y la variabilidad natural de la población pueden sesgar los resultados. El BEA de esta UG no se puede evaluar con precisión hasta después de 6 temporadas de reproducción.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	57 PR [2002-2012; J. Bried datos no publicados]	Tendencia	40 PR [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	45,7 % BS [2002-2012; J. Bried datos no publicados]	Tendencia	70 % BS [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	No disponible	0,9	No disponible

Madeira

El petrel de Bulwer es un criador abundante en el archipiélago de Madeira, particularmente en las tierras desérticas (45.000 parejas reproductoras, Catry *et al.*, 2014), anidando en números más pequeños en Selvagens (5.000 parejas reproductoras (Zino y Biscoito, 1994), y pocas parejas de reproductores en el islote Farol (en el extremo oriental de Madeira) y en los islotes de Porto Santo. La temporada de reproducción comienza desde finales de abril, principios de mayo y dura hasta septiembre. Los escasos datos sobre la dispersión posnupcial sugieren que los pájaros migran hacia el suroeste, hacia aguas ecuatoriales profundas. Las colonias de petrel de Bulwer en las Desertas, y también en las Selvagens, se consideran las principales áreas de reproducción en el océano Atlántico (Catry *et al.*, 2014).

D1C4 – SB DIS RG: El rango del petrel de Bulwer aún no ha sido evaluado en Madeira.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C4	SB_DIS_RG	No disponible	Tendencia	No disponible

- Selvagem Grande

La colonia de Selvagem Grande es la mayor de Madeira. Esta es una colonia libre de depredadores.

D1C2 – SB_ABU_NC: El seguimiento regular del petrel de Bulwer es escasa en la isla Selvagem Grande. Las últimas estimaciones sugieren una población de 5.000 parejas reproductoras (Zino y Biscoito, 1994). Sin embargo, la abundancia de petrel de Bulwer aún no ha sido evaluada con la metodología actual acordada en Madeira. Por lo tanto, no se puede hacer la evaluación para esta colonia.

D1C3 – SB DEM BS: El éxito reproductivo del petrel de Bulwer aún no ha sido evaluado en Madeira.

D1C3 – SB DEM SR: La Tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada y no existe un valor de referencia inicial para esta colonia. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

Aún no hay disponible una evaluación del BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	5.000 PR [Zino & Biscoito, 1994]	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_BS	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_SR	No disponible	0,9	No disponible

Islas Canarias

En las Islas Canarias el petrel de Bulwer se extiende por 31 colonias (SEO/BirdLife, 2012). Aunque no es abundante, se ha encontrado en la mayoría de las islas, incluso recientemente en Gran Canaria (Luzardo *et al.*, 2008). Se han sugerido otros lugares de reproducción, pero aún no han sido confirmados. En la península Ibérica española, esta especie está clasificada como en peligro de extinción después de haberse observado una disminución moderada en las últimas décadas (Madroño *et al.*, 2004).

D1C4 – SB DIS_RG: El rango actual del petrel de Bulwer aún no ha sido evaluado en las Islas Canarias.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C4	SB_DIS_RG	31 colonias [SEO/BirdLife, 2012]	Tendencia	No disponible

- La Graciosa, Lanzarote

D1C2 – SB_ABU_NC: Hay grandes parcelas de hábitat adecuado en la zona, pero la presión proveniente de los depredadores introducidos (principalmente gatos) está afectando a las especies con varios adultos muertos encontrados durante el 2017 en el trabajo de campo del MISTIC SEAS II. Sólo se encontró un nido activo durante el 2017, el primero en la isla, aunque el trabajo de campo se realizó principalmente durante septiembre, que ya es demasiado tarde para la especie. El trabajo de campo del 2018 del MISTIC SEAS II se realizó durante la actividad vocal máxima (de junio a julio) y fue mucho más exitoso, con un total de 20 nidos encontrados. Sin embargo, el seguimiento en esta área aún se encuentra en una etapa embrionaria y se necesitan más prospecciones para ubicar las áreas más importantes y evaluar adecuadamente la colonia.

D1C3 – SB_DEM_BS: El único nido encontrado en 2017 produjo con éxito un polluelo, y también lo hicieron 12 de los 13 nidos encontrados en 2018, lo que dio un sorprendente 92,3 % de éxito reproductivo. Sin embargo, dado que esta colonia se acaba de descubrir y los datos disponibles son aún escasos, recomendamos ser cautelosos y seguir realizando el seguimiento de la colonia durante unos años más para establecer un valor de referencia adecuado.

D1C3 – SB_DEM_SR: La tasa de supervivencia actual aún no se ha calculado y no existe un valor de referencia inicial para esta colonia. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

Aún no hay disponible una evaluación del BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	No disponible	Tendencia	20 PR [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	No disponible	Tendencia	92,3 % [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	No disponible	0,9	No disponible

- Montaña Clara, Lanzarote

D1C2 – SB_ABU_NC: El islote de Montaña Clara es probablemente el principal baluarte de la especie actualmente en las Islas Canarias. La costa rocosa en el SE del islote tiene las densidades más altas y actualmente está monitorizada por el Equipo de Ecología de Aves Marinas de la Universidad de Barcelona. Por lo tanto, el esfuerzo de monitorización actual se concentró en el suroeste del islote (cuevas Coloradas) y las parcelas de rocas dentro de la Caldera (el cráter del volcán principal). Durante 2017,

se encontraron y etiquetaron un total de 30 nidos activos en estas áreas, con cuatro perímetros diseñados para incluir todos los nidos activos identificados. Durante el 2018, se encontraron más nidos adicionales, lo que representa un total de 75 nidos, de los cuales, 60 estuvieron activos durante la temporada de reproducción de 2018. Aunque esta cifra es mucho mayor que la de 2017, vale la pena mencionar que el trabajo de campo de 2018 se llevó a cabo durante el período vocal máximo de la especie, lo que lleva a resultados óptimos, pero imposibilita la comparación con el año anterior.

D1C3 – SB DEM BS: El éxito reproductivo en Montaña Clara fue mucho menor durante 2018 que en 2017. Si bien la cifra obtenida en 2017 fue un muy buen éxito reproductivo del 70,4 % (n = 30 nidos para evaluar el BS), en 2018 se registró un 41,7 % bastante bajo (n = 48 nidos para evaluar el BS). Las causas de tal diferencia aún son desconocidas.

D1C3 – SB DEM SR: No disponible todavía.

Aún no hay disponible una evaluación del BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	60 PR [2018; MISTIC SEAS II]	Tendencia	60 PR [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	No disponible	Tendencia	41,67 % [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	No disponible	0,9	No disponible

Petrel de Desertas - *Pterodroma deserta*

El petrel de Desertas es una ave marina endémica que sólo se reproduce en una sola meseta en la isla de Bugio y que se considera como «vulnerable» según los criterios de la UICN (Orrell y Nicolson, 2018).

Madeira

D1C4 – SB DIS RG: El rango del petrel de Desertas aún no ha sido evaluado en Madeira.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C4	SB_DIS_RG	No disponible	Tendencia	No disponible

- Isla Bugio

D1C2 – SB_ABU_NC: Se estimaron un total de 160-180 PR en la colonia (Jesus *et al.*, 2009). Sin embargo, la abundancia de petrel de Desertas aún no ha sido evaluada con la metodología actual acordada en Madeira. Por lo tanto, no puede llevarse a cabo la evaluación para esta colonia.

D1C3 – SB DEM BS: El éxito reproductivo del petrel de Desertas aún no ha sido evaluado en Madeira.

D1C3 – SB DEM SR: La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada y no existe un valor de referencia inicial para esta colonia. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de la Macaronesia.

Aún no hay disponible una evaluación del BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_BS	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_SR	No disponible	0,9	No disponible

Pardela atlántica- *Calonectris borealis*

La especie posee actualmente el estatus de «preocupación menor» tanto para la evaluación europea

como para la global (IUCN 2018). Pero debido a la falta de datos, la tendencia de población de Pardela atlántica es actualmente «desconocida» (BirdLife International, 2018a).

Azores

La pardela atlántica cría en todas las islas azorianas. La población de las Azores representa el 75 % de la población reproductora mundial (BirdLife International, 2018a).

La reproducción comienza en marzo-abril en islas costeras, acantilados, cuevas y campos de rocas (del Hoyo *et al.*, 1992) y termina a fines de octubre- principios de noviembre, cuando los polluelos abandonan el nido.

El último censo de población realizado en 2001 estimó un total de 223.646 individuos para todo el archipiélago de las Azores, lo que indica una disminución del 43 % desde la estimación anterior de 1996-1997 (Bolton, 2001). Esta disminución de la población puede haber sido causada por la variación interanual en la asistencia a la colonia (Jenouvrier *et al.*, 2016) y/o por las diferencias de comportamiento entre los años del censo (Bolton, 2001; Fontaine *et al.*, 2011), por lo que no se puede utilizar para clasificar la tendencia de población.

D1C1 – SB_BYC_BR: No se han detectado capturas accidentales en los programas de seguimiento de la flota de Azores (Cooper *et al.*, 2003). Sin embargo, en el futuro se recomienda realizar programas de seguimiento para recopilar datos sobre flotas que no están dentro del programa actual de seguimiento de pesca de Azores.

D1C4 – SB_DIS_RG: Existen varias colonias en el archipiélago de las Azores, pero el rango total (número de colonias) aún no ha sido evaluado.

Los resultados muestran que esta especie se encuentra en BEA en Azores para el criterio D1C1, pero D1C4 no se pudo evaluar debido al aspecto no-separado de las colonias.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	SB_BYC_BR	1 individuo [1993-1999; POPA]	Tendencia	0 individuos [2018; POPA]
D1C4	SB_DIS_RG	No disponible	Tendencia	No disponible

- Isla Corvo

Corvo es la isla habitada más pequeña (1.700 ha) de las Azores de origen volcánico y la altura máxima es de 718 m, con acantilados escarpados, de 200 m de altura, que rodean la mayor parte de la isla. Se seleccionaron 3 colonias a una distancia del pueblo de unos 180-500 m con el suelo como sustrato dominante y la mayoría de los nidos con cámara (Hervías *et al.*, 2013).

D1C2 – SB_ABU_NC: La isla Corvo tiene la colonia más grande de las Azores en términos de número de parejas/área de reproducción con más de 6.000 PR (3,735 - 10,524) mediante la grabación de vocalizaciones en 2012, aunque se cree que la colonia pudo haber sido mucho más grande en el pasado (Oppel *et al.*, 2014). La actual abundancia de colonias parece estable. Durante el MISTIC SEAS II, se contabilizaron 96PR/930m2 utilizando la metodología actual acordada. Este valor se utilizará como referencia para futuras evaluaciones.

D1C3 – SB_DEM_BS: El éxito reproductivo en la isla Corvo fue estimado en el 39 % entre 2009 y 2011 (Hervías *et al.*, 2013). El éxito reproductivo actual (2015-2018, SPEA, datos sin publicar) es del 42,2 % (96 nidos), lo que indica un aumento positivo.

D1C3 – SB_DEM_SR: El valor de referencia inicial de la tasa de supervivencia se estableció utilizando los datos recopilados entre 2002 y 2008 por Fontaine *et al.* (2011) (Tasa de supervivencia= 0,934). La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de la Macaronesia.

Una ligera disminución detectada por Oppel *et al.* (2012) puede explicarse por la tasa de ocupación

(años de diferencia), las fluctuaciones naturales e incluso por el hecho de que las tres colonias a las que se realizó el seguimiento son las que tienen la mayor densidad de gatos. Los gatos son responsables del 84 % de los polluelos depredados y el consiguiente fracaso reproductivo (Hervías *et al.*, 2013). Los resultados preliminares muestran que esta especie está en BEA, sin embargo, es necesario obtener datos de 6 temporadas de reproducción para evaluar con precisión el BEA en esta colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	96 PR/930m2 [2018; MISTIC SEAS II]	Tendencia	96 PR/930m2 [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	39 % [2009-2011; Hervías <i>et al.</i> , 2013]	Tendencia	42,2 % [2015-2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	0,934 [2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011]	0,9	No disponible

- Islote Vila Franca do Campo, São Miguel

El islote de Vila Franca do Campo (VFCI) se encuentra a 1 km de Vila Franca do Campo, en la costa sureste de la isla de São Miguel. Forma parte del Parque Natural de la isla de São Miguel, tiene un área de aproximadamente 7 ha y alcanza una altitud de 62 m sobre el nivel del mar (Rodrigues *et al.*, 2012). Hay una colonia libre de depredadores de Pardela atlántica en este islote.

D1C2 – SB_ABU_NC: El tamaño de la población de Pardela atlántica ha sido estimada en el pasado en 500 PR (SPEA, datos no publicados). Este valor se utilizará como referencia para futuras evaluaciones.

D1C3 – SB_DEM_BS: Durante el MISTIC SEAS II, se calculó una BS del 81,5 % (2017-2018) para esta colonia (37 nidos). El valor de base de esta colonia libre de depredadores introducidos es similar al valor obtenido en la colonia de Vila (Fontaine *et al.* 2011)..

D1C3 – SB_DEM_SR: El valor de referencia inicial de la tasa de supervivencia se estableció utilizando datos recopilados entre 2002 y 2008 por Fontaine *et al.* (2011) (Tasa de supervivencia= 0,934). La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

El BEA global de esta colonia sólo se evaluará con precisión después de 6 temporadas de reproducción.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	37 PR [2018; MISTIC SEAS II]	Tendencia	500 BP [2017; LuMinAves]
D1C3	SB_DEM_BS	58,6 % [2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011]	Tendencia	81,5 % [2017-2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	0,934 [2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011]	0,9	No disponible

- Monte, Pico

Sólo a una corta distancia del centro de Madalena, esta colonia ha sido el foco de muchos estudios a lo largo de los años, originalmente estudiada por Justin Hart. Es una colonia de fácil acceso entre viñedos por lo que es una colonia con predadores introducidos.

D1C2 – SB_ABU_NC: Estima máxima de PR en la colonia 96 PR (Justin Hart, datos sin publicar) utilizados como línea de base. MISTIC SEAS II contabilizó en 2017 42 PR Y EN 2018 62 PR.

D1C3 – SB_DEM_BS: Durante MISTIC SEAS II, se obtuvo un BS de 60 % (2017) y 53 % en 2018. El valor de línea de base para esta colonia con predadores introducidos fue definida como la media de BS obtenida para una colonia similar en Faial: 52 % (2002-2008; Joël Bried unpub., in Hervías *et al.* 2013).

D1C3 – SB_DEM_SR: La línea de base de la tasa de supervivencia se estableció usando datos recogidos entre 2002 y 2008 por Fontaine *et al.* (2011) (tasa de supervivencia = 0,934). La tasa de supervivencia actual no se ha calculado todavía. El valor umbral se ha establecido en 0,9 para las colonias de aves de la Macaronesia.

El BEA de la colonia sólo podrá ser correctamente evaluado después de 6 épocas reproductoras.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	96 BP [J. Hart, datos sin publicar]	Tendencia	52 BP [2017-2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	52 % [2002-2008; Joël Bried unpub. in Hervías <i>et al.</i> 2013]	Tendencia	57 % [2017-2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	0,934 [2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011]	0,9	No disponible

- Islote Praia, Graciosa

El islote Praia se encuentra a 1 km al este de la isla Graciosa, 0,12 km² y tiene seis especies de aves marinas, cuatro de las cuales están clasificadas como «preocupación de conservación» en Europa y otra se considera globalmente «vulnerable» (Bried y Neves, 2015). A las pardelas atlánticas nunca se les hizo un seguimiento sistemáticamente en esta colonia, se llevaron a cabo algunas sesiones de captura-marcaje-recaptura entre 2003 y 2012. Como parte del proyecto MISTIC SEAS II, el seguimiento comenzó en junio de 2017, sin embargo, los datos aún no están disponibles, por lo que no puede registrarse ningún criterio aquí.

Esta es una colonia libre de depredadores. Sin embargo, se ha informado de depredación por lagartijas de Madeira (Neves *et al.*, 2017) y hormigas de fuego.

D1C2 – SB_ABU_NC: SPEA realizó un censo global de las áreas accesibles en 2014 con un total de 320 PR.

D1C3 – SB_DEM_BS: El BS no se ha calculado. El valor de línea de base para esta colonia libre de depredadores introducidos es la BS obtenida para una colonia similar, Vila, de 58,6 % (Fontaine *et al.* 2011).

D1C3 – SB_DEM_SR: El valor de referencia inicial de tasa de supervivencia se estableció utilizando datos recopilados entre 2002 y 2008 por Fontaine *et al.* (2011) (Tasa de supervivencia = 0,934). La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

El BEA global de esta colonia sólo se evaluará con precisión después de 6 temporadas de reproducción.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	320 BP [2014; SPEA datos sin publicar]	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_BS	58,6 % [2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011]	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_SR	0,934 [2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011]	0,9	No disponible

- Islote Vila, Santa María

El islote Vila es un islote rocoso de basalto, con fuertes pendientes y acantilados, situado a unos 300 m al suroeste de la isla de Santa María, tiene un área de 10 ha, una altitud máxima de 60 m y un área protegida especial (SPA) (Monteiro, 2000).). El islote Vila está libre de depredadores introducidos.

D1C2 – SB_ABU_NC: La verificación de nidos se realizó cada año entre 2003 y 2012 por la Universidad de las Azores (J. Bried datos no publicados), generando una estimación de 331 PR, que fue establecida como referencia. El seguimiento se interrumpió pero se reinició en junio de 2017 como parte del proyecto MISTIC SEAS II. Se contabilizaron 272 PR durante el trabajo de campo. Este valor representa una ligera disminución en la abundancia de la población, pero se necesita una serie más larga para evaluar este parámetro, teniendo en cuenta las posibles variaciones naturales.

D1C3 – SB_DEM_BS: La mejor estimación de BS para esta colonia es del 58,6 %, obtenida de 2002 a 2008 (Fontaine *et al.*, 2011). Este valor se usó como referencia inicial para este parámetro. La última estimación de BS, durante el MISTIC SEAS II fue de 67 % en 2017 y 83 % en 2018, lo que muestra un ligero aumento, sin embargo, se necesita una serie de tiempo más larga para evaluar este parámetro para tener en cuenta las posibles variaciones naturales.

D1C3 – SB_DEM_SR: El valor de referencia inicial de tasa de supervivencia se estableció utilizando datos recopilados entre 2002 y 2008 por Fontaine *et al.* (2011) (Tasa de supervivencia = 0,934). La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

El BEA global de esta colonia sólo se evaluará con precisión después de 6 temporadas de reproducción.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	331 PR [2003-2012; J. Bried datos no publicados]	Tendencia	272 PR [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	58,6 % [2003-2008; J. Bried datos no publicados]	Tendencia	75 % [2017-2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	0,934 [2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011]	0,9	No disponible

- Capelinhos, Isla Faial

Las pardelas atlánticas nunca fueron monitorizadas sistemáticamente en esta colonia, aparte de algunos estudios dispersos.

Los programas de monitorización comenzaron en esta colonia durante el proyecto Interreg LuMinAves MAC/4,6d/157, con el objetivo de determinar la contaminación lumínica nocturna artificial en las poblaciones de aves marinas de Macaronesia, midiendo la presión lumínica artificial identificada durante el MISTIC SEAS I.

D1C2 – SB_ABU_NC: No hay estimaciones de abundancia de años anteriores, por lo tanto, se atribuyó el valor de referencia para esta colonia/especie a los resultados del primer año del trabajo de campo del LuMinAves (2017). Durante 2017 y 2018, 24 PR fueron identificadas para cada año, en un área de muestreo de 0,006 km². A pesar de la aparente estabilidad, la tendencia sólo podrá evaluarse pasado 6 años.

D1C3 – SB_DEM_BS: Durante LuMinAves, se calculó un BS del 96 % en 2017 y del 92 % en 2018. El valor de base de esta colonia libre de depredadores introducidos es similar al valor obtenido en la colonia de Faial: 52 % (2002-2008; Joël Bried unpub., in Hervías *et al.* 2013).

D1C3 – SB_DEM_SR: El valor de referencia inicial de tasa de supervivencia se estableció utilizando datos recopilados entre 2002 y 2008 por Fontaine *et al.* (2011) (Tasa de supervivencia= 0,934). La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de la Macaronesia.

El BEA global de esta colonia sólo se evaluará con precisión después de 6 temporadas de reproducción.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	24 PR [2017; LuMinAves]	Tendencia	24 PR [2017; LuMinAves]
D1C3	SB_DEM_BS	52 % [2002-2008; J. Bried unpub. in Hervías <i>et al.</i> 2013]	Tendencia	94 % [2017-2018; LuMinAves]
D1C3	SB_DEM_SR	0,934 [2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011]	0,9	No disponible

- Morro Castelo Branco, Isla Faial

La colonia Morro Castelo Branco es una reserva con 16 ha y es una cúpula traquítica, conectada a tierra por un istmo, con mesetas elevadas de acantilados verticales llenos de fisuras que forman pequeñas cuevas y que terminan en guijarros de playas y bloques de roca. Las pardelas atlánticas nunca fueron monitorizadas sistemáticamente en esta colonia hasta el trabajo de campo realizado durante el proyecto LuMinAves.

Esta colonia tiene dos áreas, la parte inferior y la parte superior de la cara de la roca. Durante el segundo año de vigilancia (2018), no se llevó a cabo seguimiento en el área superior debido a la precariedad

del camino y el tipo de nido. En la parte superior de Morro hay cientos de nidos de Pardela atlántica, sin embargo, se encuentran en un acantilado escarpado, inaccesibles para los investigadores, o en agujeros arenosos en el suelo, que se colapsan fácilmente al caminar alrededor de ellos.

Los programas de seguimiento comenzaron en esta colonia durante el proyecto Interreg LuMinAves MAC/4,6d/157, con el objetivo de determinar la contaminación lumínica nocturna artificial en las poblaciones de aves marinas de Macaronesia, midiendo la presión lumínica artificial identificada durante el MISTIC SEAS I.

D1C2 – SB_ABU_NC: No hay estimaciones de abundancia de años anteriores, por lo que el valor de referencia para esta colonia/especie se estableció como los resultados del primer año del trabajo de campo del LuMinAves (2017). Durante 2017, 43 PR fueron identificadas. En 2018, después de la reducción del área de muestreo, se identificaron 24 PR de los 47 nidos seguidos en un área de 0,019 km².

D1C3 – SB_DEM_BS: Durante el LuMinAves, se calculó un BS del 81 % en 2017 y del 67 % en 2018. El valor de base de esta colonia libre de depredadores introducidos es similar al valor obtenido en la colonia de Faial: 52 % (2002-2008; Joël Bried unpub., in Hervías *et al.* 2013).

D1C3 – SB_DEM_SR: El valor de referencia inicial de la tasa de supervivencia se estableció utilizando datos recopilados entre 2002 y 2008 por Fontaine *et al.* (2011) (Tasa de supervivencia= 0,934). La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de la Macaronesia.

El BEA global de esta colonia sólo se evaluará con precisión después de 6 temporadas de reproducción.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	43 PR [2017; LuMinAves]	Tendencia	24 PR [2018; LuMinAves]
D1C3	SB_DEM_BS	52 % [J. Bried unpub. in Hervías <i>et al.</i> 2013]	Tendencia	73 % [2017-2018; LuMinAves]
D1C3	SB_DEM_SR	0,934 [2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011]	0,9	No disponible

Madeira

D1C4 – SB_DIS_RG: El rango de la pardela atlántica aún no ha sido evaluado en Madeira.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C4	SB_DIS_RG	No disponible	Tendencia	No disponible

- Selvagem Grande

Selvagem Grande tiene una buena densidad de nidos accesibles, a los que se les puede realizar un seguimiento bastante fácil. El seguimiento regular se ha realizado durante los últimos 20 años y la población de la pardela atlántica se estimó en 29.540 PR en 2005 (Granadeiro *et al.*, 2006). Selvagem Grande es una colonia libre de depredadores donde la mayoría de las puestas están ubicadas en paredes.

D1C2 – SB_ABU_NC: La abundancia de la pardela atlántica aún no se ha evaluado con la metodología estandarizada acordada para Macaronesia. Por lo tanto, la evaluación de la abundancia no se puede hacer para esta colonia.

D1C3 – SB_DEM_BS: El éxito reproductivo de la pardela atlántica se calculó en 52 % para 1992 a 1999 (Mougin, 2001). Sin embargo, el BS actual todavía no se ha calculado

D1C3 – SB_DEM_SR: La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada y no existe un valor de referencia inicial para esta colonia. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

Aún no hay disponible una evaluación de BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_BS	52 % [1992-1999; Mougín, 2001]	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_SR	No disponible	0,9	No disponible

Islas Canarias

La especie se reproduce en todas las islas del archipiélago canario en un alto número. Sin embargo, las únicas estimaciones de población, 30.000 pares, son muy antiguas y probablemente subestiman las cifras reales. Como ejemplo, Rodríguez, *et al.* (2014) estimaron que la población de Tenerife oscilaba entre 8.200 y 16.600 parejas, hace algunos años, lo que equivale a tres veces las estimaciones anteriores para la isla.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C4	SB_DIS_RG	No disponible	Tendencia	No disponible

- El Golfo – Timanfaya, Lanzarote

El área tiene una buena densidad de nidos accesibles, bastante fáciles de monitorizar. La mayoría de los nidos se encuentran por el sendero que va desde el pueblo de El Golfo hasta el Parque Nacional de Timanfaya.

D1C2 – SB_ABU_NC: Se registraron un total de 46 PR en el área estudiada en 2017 y 44 PR en 2018 durante los programas de monitorización del MISTIC SEAS II. La primera estimación se estableció como el valor de referencia para futuras evaluaciones. La abundancia de la colonia parece estable, pero se necesita una serie de tiempo más larga para evaluar este parámetro para tener en cuenta las posibles variaciones naturales.

D1C3 – SB_DEM_BS: Un éxito reproductivo del 88,6 % se registró en 2018 durante los programas de monitorización del MISTIC SEAS II, muy similar al 78,3 % registrado en 2017 y utilizado como valor de referencia. La BS aumentó ligeramente durante el período de muestreo, pero se necesita una serie de tiempo más larga para evaluar este parámetro para tener en cuenta las posibles variaciones naturales.

D1C3 – SB_DEM_SR: La tasa de supervivencia aún no está disponible para esta colonia.

Aún no hay disponible una evaluación de BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	46 PR [2017; MISTIC SEAS II]	Tendencia	44 PR[2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	78,3 % [2017; MISTIC SEAS II]	Tendencia	88,6 % [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	No disponible	0,9	No disponible

- Montaña Clara, Lanzarote

El área tiene una buena densidad de nidos accesibles, bastante fáciles de monitorizar. Los nidos se ubican en la costa SE, algunos en grietas y otros en cuevas de arena sólida excavadas por las propias aves.

D1C2 – SB_ABU_NC: Se registraron un total de 30 PR en el área inspeccionada en 2017 y 24 en 2018 durante los programas de monitorización del MISTIC SEAS II. La primera estimación se estableció como el valor de referencia para futuras evaluaciones. Se ha detectado una ligera disminución, sin embargo, se necesita una serie de tiempo más larga para evaluar este parámetro y tener en cuenta las posibles variaciones naturales.

D1C3 – SB_DEM_BS: Se registró un éxito reproductivo del 53,3 % en 2017 y del 72,7 % en 2018 calculado a partir del trabajo de campo del MISTIC SEAS II. La primera estimación se estableció como el valor de referencia para futuras evaluaciones. La BS aumentó durante el período de muestreo, pero se

necesita una serie de tiempo más larga para evaluar este parámetro para tener en cuenta las posibles variaciones naturales.

D1C3 – SB DEM SR: La tasa de supervivencia aún no está disponible para esta colonia.

Aún no hay disponible una evaluación del BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	30 PR [2017; MISTIC SEAS II]	Tendencia	24 PR [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	53,3% [2017; MISTIC SEAS II]	Tendencia	72,7 % [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	No disponible	0,9	No disponible

Pardela de Audubon - *Puffinus lherminieri*

El estatus mundial de la UICN de la pardela de Audubon es de «preocupación menor». En Europa, está catalogada como «casi amenazada» con una tendencia de población decreciente (BirdLife International, 2018a). Según BirdLife International (2018a), se sospecha que las poblaciones están disminuyendo debido al impacto de las especies introducidas, con una tasa de disminución estimada de alrededor del 10 % en 66,9 años (tres generaciones).

Azores

La presencia de la pardela de Audubon en las Azores fue documentada por primera vez a principios del siglo XX en Graciosa (en el islote Praia; Hartert and Ogilvie-Grant, 1905).

D1C1 – SB BYC BR: No se han detectado capturas accidentales en los programas de seguimiento de la flota de Azores (Cooper *et al.*, 2003). Sin embargo, en el futuro se recomienda realizar programas de seguimiento para recopilar datos sobre flotas que no están dentro del programa actual de seguimiento de pesca de Azores.

D1C4 – SB DIS RG: El tamaño de la población se estimó en 840-1530 parejas reproductoras (desde 1996 a 1998) distribuidas en 28 colonias (Monteiro *et al.*, 1999). El número actual de colonias no está disponible.

Los resultados muestran que esta especie se encuentra en BEA en Azores para el criterio D1C1, pero el D1C4 no pudo ser evaluado.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	SB_BYC_BR	0 individuos [1993-1999; Cooper <i>et al.</i> , 2003]	Tendencia	0 individuos [2018; POPA]
D1C4	SB_DIS_RG	28 colonias (Monteiro <i>et al.</i> , 1999)	Tendencia	No disponible

- Islote Praia, Graciosa

El islote Praia se encuentra a 1 km al este de la isla Graciosa, a 0,12 km² y tiene seis especies de aves marinas, cuatro de las cuales están clasificadas como «Preocupación de conservación» en Europa y otra se considera globalmente «vulnerable» (Bried y Neves, 2015). En el islote de Praia, las pardelas de Macaronesia no se han monitorizado de forma sistemática y hay muy poca información disponible, aunque se han identificado algunos nidos a lo largo de los años.

D1C2 – SB_ABU_NC: El tamaño de la población de la colonia se estimó en 50 PR (Monteiro *et al.*, 1999) y debido a la instalación de nidos artificiales de petreles, la población podría aumentar. (Bried and Neves, 2015). Durante enero de 2018 también se contabilizaron 50 PR. Durante el segundo recuento de nidos sólo se encontraron 15 BP. A pesar de esta abundancia se observa una disminución en la abundancia; Sería necesaria una serie de tiempo más larga para evaluar la tendencia real de esta colonia.

D1C3 – SB DEM_BS: Durante el MISTIC SEAS II, se calculó un BS del 64 % en enero de 2018 y la misma

cifra se obtuvo posteriormente durante el mismo año. Estos valores se utilizaron como referencia inicial para futuras evaluaciones.

D1C3 – SB_DEM_SR: El valor de referencia inicial de tasa de supervivencia se estableció utilizando datos recopilados entre 1998 y 2005 por Precheur *et al.* (2016) (Tasa de supervivencia = 0,943). La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

El BEA global de esta colonia sólo se evaluará con precisión después de 6 temporadas de reproducción.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	50 BP [1996-1998; Monteiro <i>et al.</i> , 1999]	Tendencia	15 PR [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	64 % [2018; MISTIC SEAS II]	Tendencia	64 % [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	0,943 [1998-2005; Precheur <i>et al.</i> , 2016]	0,9	No disponible

- Islote Vila, Santa María;

El islote Vila es un islote rocoso de basalto, con fuertes pendientes y acantilados, situado a unos 300 m al suroeste de la isla de Santa María. Tiene un área de 10 ha, una altitud máxima de 60 m y un área protegida especial (SPA) (Monteiro, 2000). Esta especie es altamente sensible a las perturbaciones, especialmente durante la incubación. Se realizaron pocos programas de seguimiento en el islote Vila para no interrumpir la reproducción en los pocos nidos identificados. Sin embargo, se llevaron a cabo actividades ocasionales de anillado y captura-marcaje-recaptura.

D1C2 – SB_ABU_NC: La población estimada del islote Vila consiste en 50 PR mediante seguimiento acústico (Monteiro *et al.*, 1999). Durante el proyecto MISTIC SEAS II el seguimiento comenzó en enero de 2018. Los nidos viejos fueron identificados lo más posible (muchos no se encontraron y muchos de los que se encontraron ya no eran adecuados para la reproducción). También se inspeccionaron y se marcaron nuevos nidos. El primer recuento de nidos de 2018 resultó ser de 16 PR. Sin embargo, este valor no es comparable con los conteos anteriores.

D1C3 – SB_DEM_BS: Durante el MISTIC SEAS II, se determinó un BS del 50 %. Este valor se utilizó como referencia para futuras evaluaciones.

D1C3 – SB_DEM_SR: El valor de referencia inicial de supervivencia se estableció utilizando datos recopilados entre 1998 y 2005 por Precheur *et al.* (2016) (Tasa de supervivencia = 0,943). La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

El BEA global de esta colonia sólo se evaluará con precisión después de 6 temporadas de reproducción.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	50 BP [1996-1998; Monteiro <i>et al.</i> , 1999]	Tendencia	16 PR [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	50 % [2018; MISTIC SEAS II]	Tendencia	50 % [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	0,943 [1998-2005; Precheur <i>et al.</i> , 2016]	0,9	No disponible

Madeira

Selvagem Grande posee la mayor población de la especie en Madeira, con de 2.050 a 4.900 parejas reproductoras (Oliveira y Moniz, 1995). La abundancia en las islas restantes del archipiélago es aparentemente más pequeña. Los datos recientes sugieren una marcada disminución de la abundancia poblacional en Selvagens.

D1C4 – SB_DIS_RG: El rango de la pardela no ha sido evaluado en Madeira.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C4	SB_DIS_RG	No disponible	Tendencia	No disponible

- Selvagem Grande

D1C2 – SB_ABU_NC: La abundancia de la pardela de Audubon todavía no se ha evaluado con la metodología estandarizada acordada para Macaronesia. Por lo tanto, la evaluación de la abundancia de esta colonia no se ha llevado a cabo.

D1C3 – SB_DEM_BS: El éxito reproductivo de la pardela de Audubon fue calculado en un 80 % en 2011 (Fagundes *et al.*, 2016). Sin embargo, el BS actual aún no ha sido calculado.

D1C3 – SB_DEM_SR: La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada y no existe un valor de referencia inicial para esta colonia. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

Aún no hay disponible una evaluación del BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_BS	80 % [2011; Fagundes <i>et al.</i> , 2016]	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_SR	No disponible	0,9	No disponible

Islas Canarias

La pardela de Audubon está experimentando un fuerte descenso en Canarias, descrito al menos en Tenerife (Rodríguez *et al.*, 2012). Las causas son aún desconocidas, pero la triste realidad es que no fue posible encontrar nidos de la especie a pesar de una búsqueda bastante intensiva (Bécares *et al.*, 2016). Por lo tanto, sólo se usa actualmente la tasa de llamadas para inferir la tendencia de la abundancia. Se seleccionaron y monitorizaron dos colonias durante el invierno 2017-2018, que se ajustaron a la actividad vocal máxima de la especie.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C4	SB_DIS_RG	No disponible	Tendencia	No disponible

- El Golfo - Timanfaya, Lanzarote

La colonia está establecida en un acantilado vertical inaccesible; por lo que el recuento directo de nidos es casi imposible. Sin embargo, dada la altura relativamente baja del acantilado, el seguimiento acústico permite el registro de la actividad vocal de toda la colonia. Por lo tanto, se colocó un sistema de registro automatizado en la parte superior del acantilado durante el período de cortejo (segunda quincena de diciembre).

D1C2 – SB_ABU_CR: Las tasas máximas de llamadas se obtuvieron en diciembre de 2017 durante los programas de monitorización del MISTIC SEAS II, pero aún se está debatiendo cómo se integran estos datos para dar un valor de referencia único. Las opciones son (i) construir un modelo para predecir los mejores días en términos de actividad vocal o (ii) seleccionar los mejores 5 días de cada período de reconocimiento e informar de su valor medio. Se utilizó una combinación de valores (N = 226) obtenida como valor de abundancia actual y de línea de base.

Aún no hay una evaluación del BEA disponible para esta colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_CR	226 individuos [2017-2018; MISTIC SEAS II]	Tendencia	226 individuos [2017-2018; MISTIC SEAS II]

- Montaña Clara, Lanzarote

Aunque el área principal para la especie en el islote se sitúa en áreas teóricamente accesibles de

Caldera (cráter del volcán principal del islote), hasta la fecha no se han encontrado nidos, a pesar de la búsqueda intensiva. Por lo tanto, se colocó un sistema de registro automatizado en la mitad del área de reproducción principal durante el período de cortejo (segunda mitad de diciembre).

D1C2 – SB_ABU_CR: Los ratios máximos de llamadas se obtuvieron en diciembre de 2017 durante los programas de monitorización del MISTIC SEAS II, pero aún se está debatiendo cómo se integran estos datos para dar un valor de referencia único. Las opciones son (i) construir un modelo para predecir los mejores días en términos de actividad vocal o (ii) seleccionar los mejores 5 días de cada período de inspección e informar su valor medio. Se usó una combinación de valores (N = 81) obtenida como valor actual de base de línea de abundancia.

Aún no hay una evaluación del BEA disponible para esta colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_CR	81 individuos [2017-2018; MISTIC SEAS II]	Tendencia	81 individuos [2017-2018; MISTIC SEAS II]

Petrel de Madeira - *Pterodroma madeira*

El petrel de madeira es un ave de anidación en ura, endémica de la isla de Madeira. Este petrel está listado como «en peligro» en la lista de la IUCN (Groombridge, 1993; BirdLife International, 2018c). Además, está incluido en el Anexo I de la Directiva de Aves UE (Directiva 2009/147/CEE, 1979).

Madeira

D1C4 – SB_DIS_RG: El área de reproducción está restringida a las montañas centrales de Madeira (Zino *et al.*, 1995), conocida como «Maciço Montanhoso Oriental», un área protegida especial (SPA). Por lo tanto, sólo hay una colonia conocida de esta especie que se mantiene actualmente, que indica un buen estado ambiental con respecto a este criterio.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C4	SB_DIS_RG	1 [Zino <i>et al.</i> , 1995]	Tendencia	1 [Zino <i>et al.</i> , 1995]

- Maciço Montanhoso Oriental

D1C2 – SB_ABU_NC: Se considera que el tamaño de la población varía de 30-40 PR a 65-80 PR, estimado como parte del proyecto LIFE00 NAT/P/007097 de Conservación de petrel de madeira a través de la restauración de su hábitat en 2001/2006 coordinado por IFCN-RAM. Sin embargo, la abundancia del petrel de madeira aún no se ha estimado con la metodología estandarizada acordada para Macaronesia. Por lo tanto, la evaluación de la abundancia no se puede hacer para esta colonia.

D1C3 – SB_DEM_BS: No hay valores de BS disponibles para esta especie. Por lo tanto, todavía no es posible establecer un valor de referencia inicial o realizar una evaluación para este criterio.

D1C3 – SB_DEM_SR: La tasa de supervivencia actual aún no se ha calculado y no existe un valor de referencia inicial para esta colonia. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

Aún no hay disponible una evaluación del BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_BS	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_SR	No disponible	0,9	No disponible

Aves que se alimentan en la superficie

Los paños están muy extendidos, pero los declives dramáticos de la población podrían pasar inadvertidos, a menos que se les someta a programas de seguimiento e continuamente en todo su rango (Lormee *et al.*, 2012).

Paño de Madeira - *Hydrobates castro*

La especie está clasificada como de «preocupación menor» por la IUCN, a nivel mundial y en Europa (BirdLife International, 2018a). Sin embargo, la especie está disminuyendo a nivel mundial debido a las presiones antropogénicas, tales como la explotación directa, la contaminación lumínica y la depredación (Bried *et al.*, 2009; Carboneras *et al.*, 2014; BirdLife International, 2018a). La especie se alimenta de presas mesopelágicas a un nivel trófico más bajo que el paño de Monteiro.

Azores

El tamaño de la población se estimó durante los años 90 entre 665 y 740 PR, de las cuales, de 440 a 480 están ubicadas en la isla Graciosa (200 en el islote Praia, 200 en el islote Baixo, de 40 a 80 en el islote Ponta da Barca), de 5 a 10 PR en la isla de São Jorge (en el islote Topo), de 0 a 10 en la isla de São Miguel (en el islote de Vila Franca do Campo), de 220 a 245 en la isla de Santa María (200 en el islote de Vila, de 0 a 5 en Ponta do Norte, de 20 a 40 en Malbusca) (Monteiro *et al.*, 1999). Sin embargo, los números en el islote Praia pueden haber aumentado desde 2001 debido a la instalación de nidos artificiales (Bried *et al.*, 2009; Bried y Neves, 2015).

D1C1 – SB_BYC_BR: No se han detectado capturas accidentales en los programas de seguimiento de la flota de Azores (Cooper *et al.*, 2003). Sin embargo, en el futuro se recomienda realizar programas de seguimiento para recopilar datos sobre flotas que no están dentro del programa actual de seguimiento de pesca de Azores.

D1C4 – SB_DIS_RG : Monteiro *et al.* (1999) confirmó 8 colonias de reproducción para las Azores. En 2017, SPEA en el marco del proyecto MISTIC SEAS II confirmó una nueva colonia de reproducción en el islote Sentado (isla de Flores), lo que aumentó el rango de distribución conocido de la especie.

Los resultados preliminares muestran que esta especie está en BEA para D1C4, con una tendencia creciente aparente.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	SB_BYC_BR	0 individuos [1993-1999; Cooper <i>et al.</i> , 2003]	Tendencia	0 individuos [2018; POPA]
D1C4	SB_DIS_RG	8 colonias [1999]	Tendencia	9 colonias [2017; MISTIC SEAS II]

- Islote Baixo, Graciosa

El islote Baixo es un islote basáltico de Graciosa con un área de 7 ha y una elevación de 74 m donde se reproducen actualmente especies de aves marinas. Es un islote libre de mamíferos con la única colonia de gaviotas de patas amarillas (320 PR; Neves *et al.*, 2006) de la isla Graciosa que puede tener un impacto para las pequeñas Procellariiformes que se reproducen en el islote, como el paño y el petrel de Bulwer.

D1C2 – SB_ABU_NC: La abundancia poblacional actualmente se estima a través de estudios acústicos (es decir, por tasa de llamada utilizando unidades de grabación autónomas). Sin embargo, estos datos todavía están siendo procesados.

D1C3 – SB_DEM_BS: El BS aún no ha sido calculado para esta colonia debido a su inaccesibilidad.

D1C3 – SB_DEM_SR: La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada, pero se ha usado el valor de referencia inicial de 0,97 calculada por Robert *et al.* (2012). El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

El BEA global de esta colonia sólo se evaluará con precisión después de 6 temporadas de reproducción.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_CR	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_BS	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_SR	0,97 [Robert <i>et al.</i> , 2012]	0,9	No disponible

- Islote Praia, Graciosa

El trabajo de campo se ha llevado a cabo anualmente en esta colonia desde 1989 para determinar el número de crías, y desde el año 2000 para monitorizar a los paíños y a los paíños de Monteiro criando en nidos artificiales. Los paíños de Monteiro se han estudiado en el islote Praia al menos desde los años 90. El islote Praia fue declarado reserva natural en 2008. Es una colonia libre de depredadores. Entre 2000 y 2001, se instalaron 150 nidos artificiales, aumentando la disponibilidad y la protección de hábitats adecuados, facilitando al mismo tiempo El seguimiento de los paíños de Monteiro (Bolton *et al.*, 2004). La población del paíño de Madeira del islote Praia ha sido la población más estudiada sistemáticamente de esta especie durante el período 2000-2012. El seguimiento ha continuado bajo el MISTIC SEAS II.

D1C2 – SB_ABU_NC: Monteiro *et al.* (1999) estimaron 200 PR utilizando seguimientos acústicos entre 1996 y 1999. Es un buen objetivo ya que representa el máximo estimado para esta población/sitio, sin embargo, la metodología aplicada en el MISTIC SEAS II es la verificación de nidos, que debido a la inaccesibilidad de la mayoría de los nidos, generará valores más bajos para PR. Por lo tanto, el número actual de PR (59 PR) se utilizó como valor de referencia para evaluaciones futuras.

D1C3 – SB_DEM_BS: Ha sido medido un éxito reproductivo del 39,7 % entre 2002 y 2012 (J. Bried, datos no publicados), por lo tanto, fue utilizado como valor de referencia inicial para este criterio. El seguimiento actual realizada durante el proyecto MISTIC SEAS II produjo un BS del 83 % (2017-2018). El éxito reproductivo ha mostrado un aumento; sin embargo, esto sólo representa un registro de la temporada de reproducción y es necesaria una serie de tiempo más larga para evaluar adecuadamente este criterio.

D1C3 – SB_DEM_SR: La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada, pero se ha usado el valor de referencia inicial de 0,97 calculada por Robert *et al.* (2012). El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

El BEA global de esta colonia sólo se evaluará con precisión después de 6 temporadas de reproducción.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	59 PR [2017-2018; MISTIC SEAS II]	Tendencia	59 PR [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	39,7 % [2002-2012; J. Bried datos no publicados]	Tendencia	83 % [2017-2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	0,97 [Robert <i>et al.</i> , 2012]	0,9	No disponible

- Islote Sentado, Alagoa, Flores

El islote Sentado es un islote pequeño frente a la Isla de Flores (área de 0,15 ha), con un área restringida e inaccesible donde recientemente se confirmó una colonia de paíño de Madeira a través de unidades de registro autónomas en 2017.

D1C2 – SB_ABU_NC: Durante el proyecto MISTIC SEAS II, se realizó el primer seguimiento de la colonia. Sin embargo, estos datos aún se están procesando y aún no hay resultados de abundancia disponibles.

D1C3 – SB_DEM_BS: No hay valores de BS disponibles para esta especie. Por lo tanto, no es posible establecer un valor de referencia inicial o realizar una evaluación para este criterio.

D1C3 – SB_DEM_SR: La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada, pero se ha usado un

valor de referencia inicial de 0,97 calculada por Robert *et al.* (2012). El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

Aún no hay disponible una evaluación del BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_CR	Procesando datos	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_BS	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_SR	0,97 [2000-2010; Robert <i>et al.</i> , 2012]	0,9	No disponible

- Islote Vila, Santa Maria

El islote Vila es un islote rocoso de basalto, con fuertes pendientes y acantilados, ubicado a unos 300 m al suroeste de la isla de Santa María. Tiene un área de 10 ha, una altitud máxima de 60 m y un área protegida especial (SPA) (Monteiro, 2000).

D1C2 – SB_ABU_NC: De 2002 a 2012, el programa de seguimiento en esta colonia fue realizado por la Universidad de Azores cada año utilizando métodos de captura-marcaje-recaptura y censo de nidos accesibles. Más de 100 PR fueron identificadas durante este período de tiempo. Sin embargo, la metodología utilizada no es comparable con la metodología estandarizada actual propuesta para Macaronesia y, por lo tanto, el valor de referencia (41 PR) es el resultado del programa de seguimiento diseñado en el proyecto MISTIC SEAS II.

D1C3 – SB_DEM_BS: Se ha calculado un éxito reproductivo del 39,7 % desde 2002 a 2012 (J. Bried, datos no publicados), por lo tanto, esta cifra se usó como el valor de referencia inicial para esta colonia. El seguimiento actual realizada durante el proyecto MISTIC SEAS II dio como resultado un BS del 73 % (2017-2018). El éxito reproductivo ha mostrado un aumento, sin embargo, esto sólo representa la tendencia y no su estado, ya que se basa en una sola vigilancia de la temporada de cría y el resultado podría explicarse por las fluctuaciones naturales de la población. Este BEA sólo puede ser evaluado después de 6 temporadas de reproducción.

D1C3 – SB_DEM_SR: La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada, pero se ha usado un valor de referencia inicial de 0,97 calculada por Robert *et al.* (2012). El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

Aún no hay disponible una evaluación de BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	41 PR [2017-2018; MISTIC SEAS]	Tendencia	41 PR [2017-2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	39,7 % [2002-2012; J. Bried datos no publicados]	Tendencia	73 % [2017-2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_SR	0,97 [2000-2010; Robert <i>et al.</i> , 2012]	0,9	No disponible

Madeira

El paño de Madeira (población de invierno y verano) cría en las islas Desertas y Selvagens. Aunque no hay una estimación precisa de la abundancia, el último censo indicó 10.000 aves alrededor de Madeira, la mayoría de ellas reunidas en las islas Desertas y Selvagens (Equipa Atlas, 2008b).

D1C4 – SB_DIS_RG: Al menos dos colonias se describen en Madeira para esta especie (Equipa Atlas, 2008b), pero la evaluación de su rango actual no ha sido realizada.

Criterio	Parámetro	[año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C4	SB_DIS_RG	2 colonias [Equipa Atlas, 2008]	Tendencia	No disponible

Islas Canarias

La población total fue cuantificada por Delgado *et al.* (1989) en aproximadamente 300 parejas, pero más recientemente se estima que la población debería ser de aproximadamente 550-600 parejas (Madroño *et al.*, 2004). En España esta especie está clasificada como en peligro (Madroño *et al.*, 2004).

D1C4 – SB DIS RG: Las colonias de esta especie aún están en estudio.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C4	SB_DIS_RG	No disponible	Tendencia	No disponible

- El Golfo, Lanzarote

D1C2 – SB ABU CR: No hay valores de abundancia para esta colonia. Por lo tanto, todavía no es posible establecer un valor de referencia inicial, ni realizar una evaluación para este criterio.

Aún no hay disponible una evaluación de BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_CR	No disponible	Tendencia	No disponible

- Montaña Clara, Lanzarote

D1C2 – SB ABU CR: No hay valores de abundancia para esta colonia. Por lo tanto, todavía no es posible establecer un valor de referencia inicial, ni realizar una evaluación para este criterio.

Aún no hay disponible una evaluación del BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_CR	No disponible	Tendencia	No disponible

- Roques de Anaga, Tenerife

D1C2 – SB ABU CR: No hay valores de abundancia para esta colonia. Por lo tanto, todavía no es posible establecer un valor de referencia inicial, ni realizar una evaluación para este criterio.

Aún no hay disponible una evaluación del BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_CR	No disponible	Tendencia	No disponible

Charrán común - *Sterna hirundo*

Según Birdlife International (2018a) se evalúa como de Preocupación menor. El charrán común (*Sterna hirundo*) se reproduce en todas las islas de las Azores, principalmente en la costa y en los pequeños islotes (inaccesibles). La cría de charrán común en el noroeste pasa el período de no reproducción a lo largo de la costa de África occidental (Wernham *et al.*, 2002) y algunos charranes de las Azores emigran a la costa de América del sur (Neves *et al.*, 2016). La temporada de cría comienza en abril hasta septiembre. La población de las Azores se estima en ≈ 3.000 parejas (Neves *et al.*, 2011a).

Azores

D1C1 – SB BYC BR: No se han detectado capturas accidentales en los programas de seguimiento de la flota de Azores (Cooper *et al.*, 2003). Sin embargo, en el futuro se recomienda realizar programas de seguimiento para recopilar datos sobre flotas que no están dentro del programa actual de seguimiento de pesca de Azores.

D1C4 – SB_DIS_RG: Las colonias de esta especie aún están en estudio.

Los resultados preliminares muestran que esta especie está en BEA para D1C1, el estatus del rango aún no se puede evaluar.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	SB_BYC_BR	0 individuos [1993-1999; POPA]	Tendencia	0 individuos [2018; POPA]
D1C4	SB_DIS_RG	No disponible	Tendencia	No disponible

- Todas las Islas de las Azores

D1C2 – SB_ABU_NC: No hay valores de abundancia para esta colonia. Por lo tanto, todavía no es posible establecer un valor de referencia inicial, ni realizar una evaluación para este criterio.

D1C3 – SB_DEM_BS: No hay valores de BS disponibles para esta especie. Por lo tanto, todavía no es posible establecer un valor de referencia inicial, ni realizar una evaluación para este criterio.

D1C3 – SB_DEM_SR: La tasa de supervivencia actual aún no se ha calculado y no existe un valor de referencia inicial para esta colonia. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

Aún no hay disponible una evaluación del BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_BS	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_SR	No disponible	0,9	No disponible

Islas Canarias

En las Islas Canarias es una especie escasa, aunque en el pasado ha sido mucho más abundante. Se reproduce principalmente en las islas occidentales (La Palma, El Hierro, La Gomera, Tenerife y Gran Canaria), aunque se han detectado algunas parejas ocasionalmente en Lobos (Fuerteventura).

Se han propuesto dos criterios para evaluar esta especie en las Islas Canarias, la abundancia (D1C2) y la distribución (D1C4). Sin embargo, los programas de seguimiento asociados todavía no han comenzado.

D1C4 – SB_DIS_RG: Las colonias de esta especie aún están en estudio.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C4	SB_DIS_RG	No disponible	Tendencia	No disponible

- Occidental Islas Canarias

Las áreas de anidación son muy móviles y no presentan colonias claras, se muestreará toda la costa apta para anidar en las 5 islas occidentales (La Palma, El Hierro, La Gomera, Tenerife y Gran Canaria). Actualmente no hay información sobre la distribución o la abundancia de la especie en las Islas Canarias. En 1987 su población se estimó en aproximadamente 38-51 parejas (Lorenzo y Barone, 2007).

D1C2 – SB_ABU_NC: No hay valores de abundancia precisos para estas colonias. Por lo tanto, todavía no es posible establecer un valor de referencia inicial, ni realizar una evaluación para este Criterio.

Aún no hay disponible una evaluación del BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	No disponible	Tendencia	No disponible

*Paíño de Monteiro- *Hydrobates monteiroi**

El paíño de Monteiro es una pequeña especie procellariiforme endémica del archipiélago de las Azores. Tiene una población muy pequeña restringida a la reproducción en tres islotes: los islotes Praia y Baixo, ambos en la isla Graciosa (Bolton *et al.*, 2008) y el islote Sentado (Alagoa, isla de Flores) con una temporada de reproducción de abril a septiembre. Es altamente susceptible a eventos estocásticos, sigue corriendo el riesgo de introducciones de mamíferos y depredadores aviares y está catalogado como «vulnerable» en Europa (Bolton *et al.*, 2008).

Azores

El tamaño de la población se evaluó según dos metodologías de acuerdo a la accesibilidad de las colonias: recuento de nidos para colonias accesibles (islote Praia) y la tasa de llamadas se midió utilizando ARUs en colonias inaccesibles (islotes Baixo y Alagoa).

D1C1 – SB BYC BR: No se han detectado capturas accidentales en los programas de seguimiento de la flota de Azores (Cooper *et al.*, 2003). Sin embargo, en el futuro se recomienda realizar programas de seguimiento para recopilar datos sobre flotas que no están dentro del programa actual de seguimiento de pesca de Azores.

D1C4 – SB DIS RG: Monteiro *et al.* (1999) confirmó 2 colonias de reproducción para las Azores y, en 2016 se confirmó la reproducción en el islote Sentado, isla de las Flores, por SPEA bajo el LIFE EuroSAP, aumentando así el rango de distribución conocido de la especie.

Los resultados preliminares muestran que esta especie está en BEA para D1C1 y D1C4.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	SB_BYC_BR	0 individuos [1993-1999; POPA]	Tendencia	0 individuos [2018; POPA]
D1C4	SB_DIS_RG	2 colonias [1999; Monteiro <i>et al.</i> , 1999]	Tendencia	3 colonias [2017; MISTIC SEAS II]

- Islote Baixo, Graciosa

El islote Baixo es un islote basáltico de Graciosa con un área de 7 ha y 74 m de altitud donde actualmente se crían siete especies de aves marinas. Hay un islote libre de mamíferos, pero tiene la única colonia de gaviotas de patas amarillas (320 PR; Neves *et al.*, 2006) de la isla Graciosa, que puede suponer un impacto para las pequeñas Procellariiformes que se reproducen en el islote, como el paíño Monteiro y el petrel de Bulwer. Casi no hay nidos accesibles de paíño de Monteiro. En el pasado, la abundancia poblacional se estimaba a través de registros acústicos (Monteiro *et al.*, 1999), hoy en día se estima por tasa de llamadas utilizando unidades de registro autónomas (proyecto MISTIC SEAS II).

D1C2 – SB ABU CR: El tamaño de la población total se actualizó a 328-378 PR (Oliveira *et al.*, 2016). Se estimó un valor de referencia inicial de 125 PR en 2016 utilizando la metodología estandarizada actual (Ramírez, 2017). Los valores actuales (año 2017) indican un número ligeramente mayor (138 PR), por lo que el BEA es aparentemente estable, pero se debe usar una serie de tiempo más larga para evaluar adecuadamente este criterio. Los datos de 2018 todavía se están procesando.

D1C3 – SB DEM BS: No hay valores de BS disponibles para esta especie. Por lo tanto, todavía no es posible establecer un valor de referencia inicial o realizar una evaluación para este criterio.

D1C3 – SB DEM SR: La tasa de supervivencia actual aún no se ha calculado y no existe un valor de referencia inicial para esta colonia. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

Aún no hay disponible una evaluación del BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_CR	125 PR [2016; Ramírez, 2017]	Tendencia	138 PR [2017; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_SR	No disponible	0,9	No disponible

- Islote Praia, Graciosa

El islote Praia se encuentra a 1 km al este de la isla Graciosa, 0,12 km² y tiene seis especies de aves marinas, cuatro de las cuales están clasificadas como especies «de preocupación para la conservación» en Europa y otra se considera globalmente «vulnerable» (Bried y Neves, 2015). Sin embargo, se ha informado de depredación por lagartos (Neves *et al.*, 2017) y hormigas de fuego (com. Pers.), sólo para el paíño de Monteiro.

La población del paíño de Monteiro del islote Praia fue la población más estudiada sistemáticamente de esta especie durante el período 2000-2012. El seguimiento ha continuado bajo el MISTIC SEAS II, sin embargo, los datos aún no están disponibles, por lo que aquí no se pueden registrar los criterios.

D1C2 – SB_ABU_NC: Se realizó una estimación de la abundancia de 178 PR en 2016 utilizando estudios acústicos y métodos de CMR (Oliveira *et al.*, 2016). Las inspecciones acústicas usando grabadoras autónomas se instalaron en 2017. El análisis de las inspecciones acústicas aún está en curso y aún no se puede realizar una evaluación.

D1C3 – SB_DEM_BS: La media del BS entre 2000 y 2007 (excepto 2002) es de 50,4 % (Bried & Neves, 2015), y se seleccionó como línea de base. Actualmente los valores de BS no están todavía disponibles. Por lo tanto, todavía no es posible establecer un valor de referencia inicial o realizar una evaluación para este criterio.

D1C3 – SB_DEM_SR: La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada, pero se utilizó un valor de referencia inicial de 97 % calculada en el islote Praia desde 2000 a 2010 (Robert *et al.*, 2012) para esta colonia. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

Aún no hay disponible una evaluación del BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	178 PR [2016; Oliveira <i>et al.</i> , 2016]	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_BS	50,4 % [2000-2007; without 2002; Bried & Neves, 2015]	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_SR	0,97 [2000-2010; Robert <i>et al.</i> , 2012]	0,9	No disponible

- Islote Sentado, Alagoa, Flores

El islote Sentado es un islote pequeño frente a la isla de Flores (área de 0,15 ha), con un área restringida e inaccesible donde se cría el paíño de Monteiro y fue confirmado recientemente a través de unidades de registro autónomas en 2016.

D1C2 – SB_ABU_NC: Se estimó una abundancia de 20-40 PR por Monteiro *et al.* (1999) utilizando registradores acústicos. En 2016, se estimaron 15 PR utilizando la grabación autónoma durante el proyecto MYSTIC SEAS II.

D1C3 – SB_DEM_BS: No hay valores de BS disponibles para esta especie. Por lo tanto, todavía no es posible establecer un valor de referencia inicial, ni realizar una evaluación para este criterio.

D1C3 – SB_DEM_SR: La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada y no existe un valor de referencia inicial para esta colonia. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

Aún no hay disponible una evaluación del BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_CR	20-40 PR [Monteiro et al., 1999]	Tendencia	PR [2016; MISTIC SEAS II]
D1C3	SB_DEM_BS	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_SR	No disponible	0,9	No disponible

Charrán rosado - *Sterna dougallii*

La abundancia poblacional europea del charrán rosado está entre 1.900 a 2.400 PR, un 53-63 % está en las Azores, un 31-39 % está en Irlanda y un 2-3 % está en Gran Bretaña (Newton 2004). La tendencia de población en Europa y América del Norte está bien documentada, pero en el seguimiento anual de las Azores iniciado en 1989, la población en el archipiélago ha fluctuado entre 400 y 1.200 PR (Neves, 2005). El estado de conservación es «En peligro». La temporada de cría comienza en abril hasta septiembre.

Azores

Se realiza un seguimiento de la abundancia mediante el recuento de nidos, nidos aparentemente ocupados y recuentos de descarga (D1C2) y el rango de distribución (D1C4) en Azores a través del programa MONIAVES de DRAM.

D1C1 – SB_BYC_BR: No se han detectado capturas accidentales en los programas de seguimiento de la flota de Azores (Cooper et al., 2003). Sin embargo, en el futuro se recomienda realizar programas de seguimiento para recopilar datos sobre flotas que no están dentro del programa actual de seguimiento de pesca de Azores.

D1C4 – SB_DIS_RG: El número de colonias de esta especie aún se está estudiando.

Los resultados preliminares muestran que esta especie está en BEA para D1C1, el estatus del rango aún no se puede evaluar.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	SB_BYC_BR	0 individuos [1993-1999; POPA]	Tendencia	0 individuos [2018; POPA]
D1C4	SB_DIS_RG	No disponible	Tendencia	No disponible

- Todas las Islas de las Azores

D1C2 – SB_ABU_NC: La abundancia de charrán rosado aún no se ha evaluado con la metodología estandarizada acordada para Macaronesia. Por lo tanto, la evaluación de la abundancia no se puede hacer para esta colonia.

D1C3 – SB_DEM_BS: El éxito reproductivo del charrán rosado no está disponible actualmente en las Azores.

D1C3 – SB_DEM_SR: La tasa de supervivencia actual aún no ha sido calculada y no existe un valor de referencia inicial para las Azores.

El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_BS	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_SR	No disponible	0,9	No disponible

Paíño pechialbo - *Pelagodroma marina*

Madeira

El Paíño pechialbo se reproduce en varias islas tropicales, subtropicales y templadas en ambos hemisferios, pero algunos aspectos de su biología reproductiva aún son poco conocidos. La subespecie europea *Pelagodroma marina hypoleuca* está casi confinada a las islas Selvagens, Madeira. Debido a su distribución restringida, esta subespecie es relativamente vulnerable a la extinción. La temporada de reproducción se produce desde mediados de diciembre hasta mediados de agosto (Campos y Granadeiro, 1999).

Campos & Granadeiro (1999) estimó la población de Selvagem Grande en 36.000 PR. Sin embargo, el número de paíño pechialbo puede ser mayor de lo que se pensaba anteriormente, con una nueva estimación de al menos 62.550 PR en los dos islotes de Selvagens (es decir, Selvagem Pequena y Fora islote; Catry *et al.*, 2010).

D1C4 – SB_DIS_RG: El rango del paíño pechialbo aún no ha sido evaluado en Madeira.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C4	SB_DIS_RG	No disponible	Tendencia	No disponible

- Selvagem Grande

D1C2 – SB_ABU_NC: La abundancia de paíño pechialbo aún no se ha evaluado con la metodología estandarizada acordada para Macaronesia. Por lo tanto, la evaluación de la abundancia no se puede hacer para esta colonia.

D1C3 – SB_DEM_BS: El BS de esta colonia aún no ha sido calculado.

D1C3 – SB_DEM_SR: La tasa de supervivencia actual aún no se ha calculado y no existe un valor de referencia inicial para esta colonia. El umbral se ha establecido en 0,9 para todas las colonias de aves marinas de Macaronesia.

Aún no hay disponible una evaluación del BEA para toda la colonia.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_BS	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	SB_DEM_SR	No disponible	0,9	No disponible

Islas Canarias

D1C4 – SB_DIS_RG: Había 2 colonias de paíño pechialbo en las Islas Canarias. Una de ellas, ubicada en Alegranza, era muy pequeña (alrededor de 5 PR) y ninguna de las uras ocupadas estaba activa durante la última visita en 2016 (Rodríguez-Godoy y Padrón, 2016). Por lo tanto, aunque todavía no se puede confirmar, es posible que el rango de reproducción de esta especie haya disminuido y no se pueda considerar en BEA.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C4	SB_DIS_RG	2 colonias [2016; Rodríguez-Godoy y Padrón 2016]	Tendencia	0 colonias [2016; MISTIC SEAS II]

- Alegranza

D1C2 – SB_ABU_NC: El seguimiento de la abundancia en esta colonia se lleva a cabo por parte del gobierno de las Islas Canarias. La abundancia se estima por recuento directo de nidos activos. Esta colonia

siempre ha sido muy pequeña (5 PR, establecido como línea de base), pero no se encontraron nidos durante la última visita durante el trabajo de campo del MISTIC SEAS II (2016). El área ha sido colonizada por la pardela atlántica y el hábitat parece estar deprimido debido a la presencia de conejos (Rodríguez-Godoy y Padrón, 2016), por lo que actualmente no se puede considerar en BEA.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	5 PR [2016; Rodríguez-Godoy y Padrón 2016]	Tendencia	0 PR [2016; MISTIC SEAS II]

- Montaña Clara

D1C2 – SB_ABU_NC: Esta es la colonia principal del archipiélago. El seguimiento de la abundancia en esta colonia se lleva a cabo por parte del gobierno de las Islas Canarias. El número de nidos activos se evalúa por conteo directo. La población parece estar aumentando. La colonia se estima en alrededor de 73 PR (datos de 2016). Su tendencia parece ser positiva, con un aumento en el número de PR desde 1987, cuando comenzó el programa de monitorización (Rodríguez-Godoy y Padrón, 2016). Por lo tanto, esta colonia se puede considerar en BEA para este criterio.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	SB_ABU_NC	20 [1987; Rodríguez-Godoy y Padrón 2016]	Tendencia	73 [2016; Rodríguez-Godoy y Padrón 2016]

B. MAMÍFEROS

Los programas piloto de seguimiento realizados como parte del proyecto MISTIC SEAS II obtuvieron cifras de referencia de la abundancia de algunas poblaciones de mamíferos marinos. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que estos valores se originan en muestreos diseñados para probar la viabilidad de la metodología propuesta y, como tal, debe tenerse cuidado al comparar estos valores de referencia iniciales con valores anteriores o futuros. Aún no se ha realizado una evaluación formal para validar la idoneidad y eficiencia de la estrategia de muestreo, pero los resultados indican que, al menos para algunas especies/UG, se necesita más esfuerzo de búsqueda (durante un período de muestreo más amplio dentro de un año y durante varios años) para reducir los CV de las estimaciones de abundancia y aumentar la potencia para detectar las tendencias a los niveles necesarios para la evaluación de la DMEM.

En el caso de las estimaciones de población obtenidas con los estudios con foto-identificación, estimaciones anteriores abarcaban un mayor período (7 años en el caso de Madeira) y las campañas se llevaron a cabo durante todo el año y no durante una temporada en particular, como en las campañas de los programas piloto de seguimiento del MISTIC SEAS II. Con un conjunto de datos más amplio, se consideraría a más individuos asociados a las islas y, eventualmente, aumentarían las estimaciones de la población. Por lo tanto, las estimaciones presentadas aquí no deben utilizarse para deducir ninguna tendencia y deben considerarse como estimaciones mínimas.

Para las campañas de seguimiento piloto de transecto lineal, también estimaciones previas abarcaron un período mayor y, además, durante el diseño de las tomas de datos de transecto lineal, utilizando la metodología de muestreo con DS, se decidió concentrar el esfuerzo en áreas de alta densidad del archipiélago de Madeira, por lo que las estimaciones de abundancia que se dan aquí (valores) corresponden a estas áreas y no a todas las aguas costeras del archipiélago de Madeira. Por estas razones, de nuevo, no debe hacerse una comparación directa con los valores de referencia anteriores y, por lo tanto, no deben obtenerse tendencias de los valores obtenidos de los programas de seguimiento piloto del proyecto MISTIC SEAS II.

Odontocetos pequeños

Delfín moteado del Atlántico - *Stenella frontalis*

El delfín moteado del Atlántico está catalogado como «Preocupación menor» (Braulik y Jefferson, 2018). No hay una estimación de la abundancia global de la especie y las únicas estimaciones disponibles son del Atlántico norte occidental. Sobre la base de estudios aéreos y a bordo de barcos, se estimaron 55.436 (CV = 0,32) individuos en la plataforma, la pendiente y las aguas marinas desde Florida hasta la plataforma escocesa, y 47.488 (CV = 0,13) individuos en el golfo de México (Roberts *et al.*, 2016). Las tendencias de las poblaciones son desconocidas para cualquier área donde se encuentre la especie.

Azores

En las Azores, el delfín moteado del Atlántico está considerado como de 'Preocupación Menor' (Cabral *et al.*, 2005).

D1C1 – MM_BYC_BR: La información sobre tasa de captura accidental de esta especie está disponible para pesca atunera con caña y línea, pesquería de cerco para pequeños pelágicos, pesquería demersal (utilizando líneas de mano y palangres de fondo) y pesquería de palangre de superficie portuguesa (Silva *et al.*, 2011; Cruz *et al.*, 2018). Entre 1998 y 2012, 9 delfines moteados del Atlántico fueron capturados accidentalmente (Cruz *et al.*, 2018), lo que arroja un promedio de tasa de captura accidental de 0,00048 (SD = 0,0014) de delfines por año. De 2013 a 2017, se capturaron accidentalmente 14 delfines moteados del Atlántico, lo que arrojó una tasa de captura accidental de 0,0041 (SD = 0,0057) delfines, lo que representa un aumento de casi 10 veces en comparación con el período anterior. Sin embargo, debe enfatizarse que estas estimaciones representan la tasa de captura accidentales y no la tasa de mortalidad, porque todos los animales fueron liberados vivos al cortar la línea de pesca y no fue posible determinar si murieron o no como un resultado de la interacción. Desde 1998 hasta 2006, se realizó el seguimiento a un total de 2670 eventos de pesca para pequeños pelágicos. No hubo informes de captura accidental de cetáceos asociada con esta pesquería (Silva *et al.*, 2011). Se observaron 271 series y 22.997 anzuelos en la pesquería demersal desde 2004-2006, y se observaron 384 series y 586.300 anzuelos en la pesquería de palangre entre 1998 y 2004. No se registró ninguna captura accidental en ninguna de estas pesquerías (Silva *et al.*, 2011). Desde 2015, la captura accidental de la flota palangrera portuguesa ha sido monitorizada a través de los proyectos COSTA: se observaron 135 lances y 133.712 anzuelos y no hubo captura accidental de delfines moteados del Atlántico.

D1C2 – MM_ABU_DS: En el pasado no se realizó ninguna toma de datos de muestreo con DS, por lo que no hay estimaciones previas de abundancia de la especie. Los valores de abundancia obtenidos durante la toma de datos piloto del MISTIC SEAS II en julio-agosto de 2018 se proponen como valores de referencia para evaluar el BEA en el futuro. Estos valores difieren ligeramente según el método utilizado: Basado en diseño (2.328 individuos; CV = 0,20) Basado en modelización espacial (2.324 individuos; CV = 0,15).

Aunque no es posible predecir con certeza si la abundancia de UG azoriana está en el BEA hasta que se disponga de una serie de datos más larga (al menos tres estimaciones de abundancia), los niveles de captura accidental no parecen ser problemáticos teniendo en cuenta las estimaciones de abundancia actuales.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	MM_BYC_BR	• Pesca atunera: 9 individuos; 0,00048 ± 0,0014 delfines/tonelada de atún [1998-2012; Cruz <i>et al.</i>, 2018] • Pesquería de cerco: 0 [1998-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesquería demersal: 0 [2004-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesquería de palangre: 0 [1998-2004; Silva <i>et al.</i>, 2011]	No establecido	• Pesca atunera: 14 individuos; 0,0041 ± 0,0057 delfines/tonelada de atún [2013- 2017; POPA] • Pesquería de palangre: 0 [2015-2018; COSTA]

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	MM_ABU_DS	• Estimación basada en modelo: 2,328 individuos (95 % CI = 1.579-3.432; CV = 0,20) [Julio-Agosto 2018; MISTIC SEAS II] • Estimación basada en modelo: 2.324 individuos (95 % CI = 1.937-2.698; CV = 0,15) [Julio-Agosto 2018; MISTIC SEAS II]	Tendencia	• Estimación basada en modelo: 2.328 individuos (95 % CI = 1.579-3.432; CV = 0,20) [Julio-Agosto 2018; MISTIC SEAS II] • Estimación basada en modelo: 2.324 individuos (95 % CI = 1.937-2.698; CV = 0,15) [Julio-Agosto 2018; MISTIC SEAS II]

Madeira

Esta especie se clasificó en 2005 como «Datos Deficientes» para Madeira (Cabral *et al.*, 2005). En la primera evaluación de la DMEM para Madeira, la especie se consideró en BEA basándose en el criterio de los expertos y teniendo en cuenta el bajo nivel de impactos percibidos en ese momento (SRA, 2014).

D1C2 – MM_ABU_DS: Abundancia de la UG –a saber, los animales que utilizan todas las aguas costeras de Madeira por vía marítima (verano y otoño): se estimaron en 1.067 individuos (CV = 0,22) entre 2007 y 2012 (Freitas *et al.*, 2014b). Este valor fue utilizado como línea de base. Las estimaciones de abundancia de delfín moteado del Atlántico, obtenidas del proyecto MISTIC SEAS II, son el resultado de un análisis conjunto de todos los *S. frontalis* y delfines pequeños no identificados, con el supuesto de que todos los delfines pequeños avistados pertenecían a esta especie. Esta suposición está fuertemente respaldada por el hecho de que, todos los delfines pequeños no identificados, con comportamiento similar, que se abordaron para confirmar la especie en el estudio oceánico, eran de esta especie. La abundancia de 863 delfines (CV = 0,40) y 728 delfines (CV = 0,44) estimada utilizando métodos basados en el diseño y basados en el modelo, se obtuvo, en 2017, sólo para las áreas de alta densidad del archipiélago de Madeira. Las estimaciones futuras deberían tener esto en cuenta en la comparación de estimaciones e interpretación de tendencias. Aunque se ha establecido una línea de base, los valores actuales presentados no son comparables a los valores de referencia inicial propuestos anteriormente debido a las diferencias geográficas globales (áreas de estudio) y de cobertura temporal entre los estudios (los estudios MISTIC SEAS II se realizaron en 1 año, cubriendo algunos meses en verano y otoño, mientras que los estudios anteriores se realizaron entre 2007 y 2012 y cubrieron todos los meses del año. Para minimizar este hecho, las estimas de abundancia del modelo espacial y su incertidumbre fueron recalculadas para el área de alta densidad del MISTIC SEAS II para el período 2007-2012 y propuestas como valores de referencia nuevos para la gestión de las UG de Madeira (fuente Museo da Baleia de Madeira). Estos valores son: 507 animales T(CV = 0,33; IC95%= 396 - 769). Aunque estas estimas de abundancia propuestas no abordan las diferencias temporales en la cobertura de las campañas, se cree que son comparables con las estimas del delfín realizadas en el MISTIC SEAS II porque la metodología generará una media del número de individuos en el área de estudio en cualquier momento en el área de estudio para el tiempo de estudio determinado para el período estudiado (puntos de abundancia estimada) y la mayoría de meses con la presencia de especie en el archipiélago fueron cubiertas.

Actualmente no es posible determinar las tendencias y evaluar el BEA para esta especie en Madeira. En caso de que las estimaciones de abundancia proporcionadas aquí se usen como datos de referencia para estimaciones futuras, debe tomarse un enfoque preventivo considerando la naturaleza piloto de los estudios del MISTIC SEAS II y que las estimaciones que se dan aquí son para el área de alta densidad de Madeira y no para las aguas costeras del archipiélago de Madeira. Actualmente no es posible determinar tendencias o evaluar el BEA para esta especie en Madeira. A pesar del esfuerzo realizado para generar datos comparables de estimas de abundancias entre campañas, es importante remarcar para futuras ocasiones el desajuste existente entre el rango temporal cubierto por las campañas pasadas y el cubierto por los programas de seguimiento piloto del MISTIC SEAS II y que las estimas calculadas corresponden al área de alta densidad de Madeira y no a todas las aguas costeras de Madeira.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	MM_ABU_DS	Basado en modelización espacial: 507 individuos (95 % CI = 396-769; CV = 0,33) [2007-2012; valores recalculados para el área de alta densidad, Freitas <i>et al.</i> , 2014b]	Tendencia	• Basado en DS: 853 individuos (95 % CI = 400-1.821; CV = 0,40) [2017; MISTIC SEAS II] • Basado en modelización espacial: 728 individuos (95 % CI = 356-1.468; CV = 0,41) [2017; MISTIC SEAS II]

Islas Canarias

El delfín moteado del Atlántico se distribuye en las aguas de las Islas Canarias durante todo el año, con relativamente menos avistamientos durante los meses de verano.

D1C2 – MM_ABU_DS: Además de los numerosos estudios realizados anteriormente en las Islas Canarias, la gran cantidad de datos recopilados regularmente por diferentes grupos de investigación se dispersa en el tiempo y el espacio y se obtiene aplicando diferentes metodologías de búsqueda. Por lo tanto, no se pueden utilizar valores de referencia para todo el archipiélago, ni para un área o isla específica. Las estimaciones de abundancia obtenidas durante el proyecto MISTIC SEAS II pueden tratarse como valores de referencia para futuros estudios y evaluaciones de estado. La abundancia actual (año 2017) de delfín moteado del Atlántico de las Islas Canarias es de 39.306 individuos (CV = 0,32) utilizando un método basado en el diseño y 39.306 individuos (CV = 0,18) utilizando el método de la base en el modelo.

Dado que sólo hay un valor de abundancia disponible para esta UG, no se pueden evaluar juicios sobre su estado actual, y no se sabe si esta especie se puede considerar en BEA.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	MM_ABU_DS	• Basado en D: 39.306 individuos (95 % CI = 20.988-73.612; CV = 0,32) [2017; MISTIC SEAS II] • Basado en modelización espacial: 34.851 individuos (95 % CI = 22.462-42.090, CV = 0,18) [2017; MISTIC SEAS II]	Tendencia	• Basado en DS: 39.306 individuos (95 % CI = 20.988-73.612; CV = 0,32) [2017; MISTIC SEAS II] • Basado en modelización espacial: 34.851 individuos (95 % CI = 22.462-42.090, CV = 0,18) [2017; MISTIC SEAS II]

Delfín mular- *Tursiops truncatus*

El estado del delfín mular está clasificado por la UICN como «Preocupación menor» a nivel mundial (Hammond *et al.*, 2012). La abundancia se ha estimado para varias partes del rango de la especie. Uniendo las cifras disponibles, una estimación mundial mínima es de 600.000 (Wells y Scott, 2018). Tres estudios a gran escala: estudios SCANS-II, CODA y SCANS-III en 2005, 2007 y 2016, respectivamente, que cubren casi todas las aguas de la plataforma y aguas costeras de los delfines mulares europeos estimaron éstos en 35.900 (CV = 0,21) en 2005-2007 y 27.700 (CV = 0,23) en 2016 (Hammond *et al.*, 2013, 2017). No hay información sobre las tendencias globales o europeas en abundancia.

Azores

El delfín mular está clasificado como “preocupación menor” en las Azores (Cabral *et al.*, 2005).

D1C1 – MM_BYC_BR: La evaluación de la tasa de captura accidental del delfín mular se basa en los mismos programas de seguimiento y sigue los mismos métodos descritos para el delfín moteado del Atlántico. Entre 1998 y 2012, 1 delfín mular fue capturado accidentalmente en la pesquería de atún (Cruz *et al.*, 2018) y 11 individuos fueron capturados entre 2013 a 2017, lo que representa un aumento de casi 100 veces la tasa de captura accidental entre los dos períodos. Sin embargo, debe enfatizarse que estas estimaciones representan la tasa de captura accidental y no la tasa de mortalidad, porque

todos los animales fueron liberados vivos al cortar la línea de pesca y no tenemos forma de determinar si murieron o no como resultado de la interacción. No hubo captura accidental de delfín mular en las pesquerías de cerco, demersales o de palangre de superficie. Los valores de captura accidental actuales superan el 1 % de la mejor estimación de abundancia para el área, sin embargo, los delfines a menudo se liberan vivos, por lo que la tasa de mortalidad puede ser menor.

D1C2 – MM ABU DS: Se propone evaluar la abundancia de UG-I utilizando métodos DS. En el pasado no se realizó una encuesta de muestreo con DS, por lo que no hay estimaciones previas de abundancia de la especie. Los valores de abundancia obtenidos durante la encuesta piloto del MISTIC SEAS II se proponen como valores de referencia para el Parámetro, para evaluar este criterio en el futuro. El número de avistamientos en la inspección a distancia no permitió el análisis espacial para el cálculo de la abundancia en las Azores y sólo la abundancia basada en el diseño podría estimarse como 431 individuos (CV = 0,41).

D1C2 – MM ABU CMR: Se propone evaluar la abundancia de UG-II utilizando métodos CMR. Las estimaciones de Valor de referencia inicial de la abundancia absoluta de individuos asociados a la isla (UG-II) se calcularon utilizando las aguas costeras alrededor de Faial y Pico. (Silva *et al.*, 2009). Las estimaciones de la abundancia anual se calcularon aplicando un modelo de Jolly-Seber a los datos de Foto-identificación recopilados entre 1999 y 2004. La estimación de la abundancia anual para 2003 fue de 312 adultos y 300 sub-adultos (CV = 0,11 y 0,13). Este valor se propone como valor de línea de base. Los valores actuales de Abundancia poblacional se obtuvieron con modelos de diseño robusto aplicados a los datos recopilados durante el estudio piloto MISTIC SEAS II. Si bien estas estimaciones son muy similares a las estimaciones de referencia combinadas de los delfines mulares adultos y sub-adultos, se debe tener cuidado al comparar estas estimaciones debido a las diferencias en el protocolo de muestreo y los enfoques analíticos.

D1C3 – MM DEM SR: Se propone evaluar la tasa de supervivencia de la UG-II utilizando métodos CMR. Las estimaciones de un valor de referencia inicial de la tasa de supervivencias se calcularon entre 1999 y 2004 para las aguas costeras alrededor de Faial y Pico utilizando un modelo de Cormack-Jolly-Seber aplicado a los datos de Foto-identificación (Silva *et al.*, 2009). La tasa de supervivencia de 0,97 para adultos y 0,82 para sub-adultos fue calculada para el período 1999-2004. El estudio piloto del MISTIC SEAS II se extendió durante unos pocos meses y no permitió la estimación anual de la tasa de supervivencia. En conclusión, las estimaciones son insuficientes para calcular una tendencia y evaluar el BEA.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	MM_BYC_BR	• Pesca atunera: 1 individuo; 0,000003 ± 0,000121 delfines/tonelada de atún [1998-2012; Cruz <i>et al.</i>, 2018] • Pesquería de cerco: 0 [1998-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesquería demersal: 0 [2004-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesquería de palangre: 0 [1998-2004; Silva <i>et al.</i>, 2011]	No establecido	• Pesca atunera: 11 individuos; 0,0033 ± 0,0046 delfines/tonelada de atún [2013-2017; POPA] • Pesquería de palangre: 0 [2015-2018; COSTA]
D1C2	MM_ABUS_DS	UG-I: 431 individuos (95 % CI = 197-941, CV = 0,41) [Julio-Agosto 2018 MISTIC SEAS II]	Tendencia	UG-I: 431 individuos (95 % CI = 197-941, CV = 0,41) [Julio-Agosto 2018; MISTIC SEAS II]
D1C2	MM_ABUS_CMR	UG-II: 312 adultos (95 % CI = 254-384; CV = 0,11) 300 sub-adultos (95 % CI = 232-387; CV = 0,13) [2003]	Tendencia	UG-II: 640 individuos (95 % CI = 397-1.030, CV: 0,25) adultos y sub-adultos [Agosto 2017-April 2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	MM_DEM_SR	UG-II: adultos: 0,97 (0,029 SE); sub-adultos: 0,82 (0,083 SE) [1999-2004]	No establecido	No disponible

Madeira

Esta especie se clasificó como de “Preocupación menor” por la subdivisión de Madeira en 2005 (Cabral *et al.*, 2005). En la primera evaluación de la DMEM para Madeira, la especie se consideró en BEA basándose en el criterio de los expertos y teniendo en cuenta el bajo nivel de impactos percibidos en el momento (SRA, 2014).

D1C2 – MM ABU DS: Se propone evaluar la abundancia de UG-I utilizando métodos DS. Existen estimaciones de abundancia previas (calculadas con DS entre 2007 y 2012) que se pueden usar como líneas de base para las aguas costeras de Madeira, Porto Santo y las islas Desertas (482 individuos; CV = 0,14) (Freitas *et al.*, 2014a). Sin embargo, las estimaciones de abundancia actuales obtenidas en 2017 durante los estudios oceánicos del proyecto MISTIC SEAS II se calcularon sólo en las áreas de alta densidad de Madeira y, por lo tanto, no se pueden comparar directamente con el valor de referencia inicial anterior dado por Freitas *et al.*, 2014, debido a las diferencias en la cobertura geográfica usada.

D1C2 – MM ABU CMR: Se propone evaluar la abundancia de UG-II utilizando métodos CMR. También hay estimaciones previas que se pueden usar como valores de referencia de abundancia absoluta para los individuos asociados a las islas del sur (183 individuos; CV = 0,16) obtenidas usando modelos de foto-identificación y de marcaje-recaptura durante el período 2011-2012 (Dinis, 2014; Freitas *et al.*, 2014b), se debe tener cuidado porque la población sólo se estudió en la parte sur de Madeira.

D1C3 – MM DEM SR: Se propone evaluar la tasa de supervivencia de UG-II usando métodos CMR. Los datos para calcular la tasa de supervivencias de delfín mular costero de Madeira se han recopilado y están disponibles para análisis. Sin embargo, el estudio piloto del MISTIC SEAS II se extendió durante unos pocos meses y no permitió la estimación anual de la tasa de supervivencia.

Para abordar el tema del modelo espacial y su incertidumbre, se han recalculado las estimas de abundancias para la zona de alta densidad del MISTIC SEAS II para el período 2007-2012 (fuente: Museo de la Baleia de Madeira). Estos datos fueron: 318 animales (CV = 0,16; IC 95 % = 220 - 406). Los valores recalculados son comparables con las estimas de delfín mular realizadas en el MISTIC SEAS II, cuya presencia en el archipiélago es a lo largo de todo el año. Actualmente no es posible determinar la tendencia y evaluar el BEA para esta especie en Madeira. A pesar del esfuerzo realizado para generar estimas de abundancias comparables entre las campañas previamente mencionadas es importante para futuras ocasiones remarcar la existencia de un desajuste en el rango temporal que abarcan las campañas. Las campañas de seguimiento realizadas en el MISTIC SEAS II son campañas piloto y además las estimas de abundancia se refieren al área de alta densidad de Madeira y no a las aguas costeras de todo el archipiélago.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	MM_ABU_DS	Basado en modelización espacial: 318 individuos (95 % CI = 220-406; CV = 0,16) [2007-2012] (valores recalculados para el área de alta densidad, Freitas <i>et al.</i> , 2014b)	No establecido	- Basado en DS: 226 individuos (95 % CI = 113- 450, CV = 0,36) [2017; MISTIC SEAS II] - Basado en modelización espacial: 197 individuos (95 % CI = 104-257, CV = 0,33) [2017; MISTIC SEAS II]
D1C2	MM_ABU_CM	UG-II sur: 183 individuos (95 % CI = 155-218; CV = 0,16) [2011-2012]	Tendencia	- UG-II norte y sur: 164 individuos (95 % CI = 158-177; CV = 0,03) [2017; MISTIC SEAS II] - UG-II y transitorios sur: 734 individuos (95 % CI = 514-1.189; CV = 0,22) [2017; MISTIC SEAS II] - UG-II y transitorios, norte y sur: 794 individuos (95 % CI = 621-1.101, CV = 0,15) [2017; MISTIC SEAS II]
D1C3	MM_DEM_SR	• No disponible	No establecido	• No disponible

Islas Canarias

En las Islas Canarias se considera que hay poblaciones residentes pero se ha informado de algunos movimientos de individuos entre las islas occidentales (El Hierro, La Palma, La Gomera y Tenerife), lo que indica que al menos el 20 % de los delfines en las islas occidentales viajan entre diferentes Áreas Especiales de Conservación- SACs (Tobeña *et al.*, 2014). Mientras que una alta proporción de delfín mular se identifica una vez en estas aguas (animales transitorios), a otros se les ha vuelto a ver varias veces (animales asociados a las islas), donde las comunidades costeras residentes han sido registradas alimentándose, criando y pariendo (Tobeña *et al.*, 2014).

D1C2 – MM_ABU_DS: Se propone evaluar la abundancia de UG-I utilizando métodos DS. No hay estimaciones previas de DS para esta área. Se propone utilizar la abundancia estimada durante el proyecto MISTIC SEAS II (verano del año 2017) como valor de referencia para futuras evaluaciones de su estado. Las estimaciones actuales de abundancia son 2.590 (CV = 0,34) y 2.808 (CV = 0,27) utilizando modelos basados en diseño y basados en modelo respectivamente.

D1C2 – MM_ABU_CMR: Se propone evaluar la abundancia de UG-II utilizando métodos CMR. Sólo se propuso evaluar a los delfines mulares del área de Teno-Rasca SAC debido a la presencia de una población semi-residente y al impacto humano que sufren, como el de las compañías de observación de ballenas que operan en el área. No hay estimaciones de abundancia previas disponibles para el área. En el proyecto MISTIC SEAS II se recopilaban datos, pero debido al bajo número de recapturas no fue posible realizar estimaciones de abundancia robustas.

D1C3 – MM_DEM_SR: Se propone evaluar la tasa de supervivencia de UG-II utilizando métodos CMR. Sólo se ha propuesto realizar seguimiento a los delfines mulares de la zona TAC de Teno-Rasca. No hay tasas de supervivencia previas calculadas para el área. En el proyecto MISTIC SEAS II se recopilaban datos, pero debido al bajo número de recapturas no fue posible estimar la tasa de supervivencias para esta especie.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	MM_ABU_DS	- Basado en DS: 2.590 individuos (95 % CI = 1.347-4.982; CV = 0,34) [2017; MISTIC SEAS II] - Basado en modelización espacial: 2.808 individuos (95 % CI = 1.878-3.449; CV = 0,27) [2017; MISTIC SEAS II]	Tendencia	- Basado en DS: 2.590 individuos (95 % CI = 1.347-4.982; CV = 0,34) [2017; MISTIC SEAS II] - Basado en modelización espacial: 2.808 individuos (95 % CI = 1.878-3.449; CV = 0,27) [2017; MISTIC SEAS II]
D1C2	MM_ABU_CMR	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	MM_DEM_SR	No disponible	No establecido	No disponible

Delfín común – *Delphinus delphis*

El delfín común se distribuye por todo el mundo, en casi todas las aguas de la plataforma (y oceánicas). Su estado está clasificado como “Preocupación menor” por la UICN (Hammond *et al.*, 2012).

Madeira

Esta especie fue categorizada como de Preocupación menor para la subdivisión de Madeira en 2005 (Cabral *et al.*, 2005). En la primera evaluación de la DMEM para Madeira, la especie se consideró en BEA basándose en el criterio de los expertos y teniendo en cuenta el bajo nivel de impactos percibidos en el momento (SRA, 2014).

D1C2 – MM_ABU_DS: Existe una estimación de abundancia previa que podría usarse como valor de referencia inicial para esta UG - 741 (CV = 0,266) animales que utilizan las aguas costeras del

archipiélago de Madeira estacionalmente (Freitas *et al.*, 2014a). No fue posible obtener estimaciones de abundancia para esta especie durante el proyecto MISTIC SEAS II debido a la cobertura anual limitada de los estudios. Mientras que los estudios se realizaron en verano y otoño, el delfín común está presente principalmente en Madeira durante el invierno y la primavera. La ausencia de abundancia actualizada para la especie en Madeira hace imposible evaluar el BEA de la especie en el archipiélago.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	MM_ABU_DS	Basado en modelización espacial: 741 (95 % CI = 496-1.032; CV = 0,266) [2007-2012]	Tendencia	No disponible

Misticetos

Rorcual tropical - *Balaenoptera edeni*

El estado mundial del rorcual tropical está clasificado como de “preocupación menor” por la IUCN (Cooke, 2018).

Madeira

El estado de conservación de rorcual tropical no ha sido evaluado en Madeira (Cabral *et al.*, 2005; SRA, 2014).

D1C2 – MM_ABU_DS: No hay valores de referencia previos para esta especie en el archipiélago de Madeira. Las estimaciones actuales de abundancia del rorcual tropical son el resultado de un análisis conjunto de todas los misticetos (rorcual tropical y misticetos no identificadas) observadas durante los estudios oceánicos DS de 2017 realizados durante el proyecto MISTIC SEAS II en el archipiélago de Madeira, sobre el supuesto de que todas los misticetos avistadas pertenecían a esta especie. Esta suposición está fuertemente respaldada por el hecho de que todas los misticetos para las cuales fue posible confirmar la especie fueron rorcual tropical. Las estimaciones de abundancia actuales (año 2017) son 37 (CV = 0,26) y 30 (CV = 0,28) individuos usando modelos Basados en diseño y Basados en modelo respectivamente. Estos valores corresponden al área de alta densidad de Madeira y, por lo tanto, no son aplicables a todas las aguas del archipiélago de Madeira. Estos valores se pueden utilizar como valores de referencia para futuras evaluaciones.

Los datos actuales no son suficientes para evaluar el estado ambiental de estas Especies indicadoras.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	MM_ABU_DS	- Basado en DS: 37 individuos (95 % CI = 22-62; CV = 0,26) [2017; MISTIC SEAS II] - Basado en modelización espacial: 30 individuos (95 % CI = 20-44; CV = 0,28) [2017; MISTIC SEAS II]	Tendencia	- Basado en DS: 37 individuos (95 % CI = 22-62; CV = 0,26) [2017; MISTIC SEAS II] - Basado en modelización espacial: 30 individuos (95 % CI = 20-44; CV = 0,28) [2017; MISTIC SEAS II]

Islas Canarias

D1C2 – MM_ABU_DS: No hay datos sobre la abundancia de rorcual tropical en Islas Canarias. Por lo tanto, su estado ambiental no puede ser evaluado.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	MM_ABU_DS	No disponible	Tendencia	No disponible

Rorcual común - *Balaenoptera physalus*

La categoría de la Lista Roja de rorcual común ha cambiado recientemente de “en peligro” a “vulnerable” (Cooke, 2018). La causa de la reducción de la población de rorcual común (caza comercial) que se produjo en el siglo XX es reversible y se ha puesto bajo control. El tamaño de la población mundial actual es incierto debido a la falta de datos de las principales partes del rango. Sin embargo, las proyecciones plausibles del tamaño de la población madura global indican que probablemente se haya recuperado a más del 30 % del nivel de hace tres generaciones (año 1940) (es decir, reducción de <70 % en las últimas tres generaciones) pero todavía no ha alcanzado necesariamente el 50 % de ese nivel (Cooke, 2018). La estimación más reciente del estudio SCANS-III para el Atlántico NE es de 18,142 (CV = 0,32) individuos (Hammond *et al.*, 2017).

Azores

El rorcual común está clasificado como “En peligro” en las Azores (Cabral *et al.*, 2005).

D1C1 – MM BYC BR: La evaluación de la tasa de captura accidental de rorcual común se basa en los mismos programas de seguimiento descritos anteriormente para las Azores. No hubo captura accidental de rorcual común en ninguna de las pesquerías monitorizadas en la región, ni en el pasado, ni en el presente, por lo que la UG está en BEA para este criterio.

D1C2 – MM ABU DS: No existe un valor de abundancia de referencia para esta especie porque nunca ha habido una encuesta previa de muestro con DS en las Azores. El estudio de muestreo con DS dado en el proyecto MISTIC SEAS II se realizó fuera del período de aparición de la especie en la región y no pudo estimar su abundancia. Por lo tanto, no hay estimaciones de abundancia de esta UG para evaluar el BEA.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	MM_BYC_BR	• Pesca atunera: 0 [1998-2012; Cruz <i>et al.</i>, 2018] • Pesquería de cerco: 0 [1998-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesquería demersal: 0 [2004-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesquería de palangre: 0 [1998-2004; Silva <i>et al.</i>, 2011]	No establecido	• Pesca atunera: 0 [2013-2017; POPA] • Pesquería de palangre: 0 [2015-2018; COSTA]
D1C2	MM_ABU_DS	No disponible	Tendencia	No disponible

Odontocetos de aguas profundas

Zifio de Cuvier - *Ziphius cavirostris*

El zifio de Cuviers está clasificado globalmente como de “preocupación menor” por IUCN (Taylor *et al.*, 2008a).

Islas Canarias

Sobre la base de la existencia de dos puntos calientes principales en el archipiélago, se identificaron dos UG separadas en las Islas Canarias: UG-I Islas orientales (principalmente en la isla de El Hierro) y UG-II Islas occidentales (principalmente en áreas orientales de las islas de Lanzarote y Fuerteventura).

D1C2 – MM ABU DS: Durante los estudios realizados como parte del MISTIC SEAS II, se analizaron los avistamientos de esta especie y se obtuvo una estimación de la abundancia utilizando la metodología de transecto de línea. Ha sido estimada una abundancia de 56 individuos (CV = 0,73) usando métodos basados en muestreo a distancia para la totalidad de la zona (UG-I y UG-II). Debido a que nunca se

han realizado estimaciones en la misma área y con la misma metodología, no está disponible un valor de referencia inicial anterior. Las estimaciones de abundancia obtenidas para esta especie durante el proyecto MISTIC SEAS II pueden tratarse como valores de referencia para futuros estudios y evaluaciones de estado. Por el momento, no se pueden evaluar su estado actual, y sigue sin conocerse si esta especie puede considerarse en BEA o no.

D1C2 – MM ABU CMR: El valor de referencia inicial para UG-I se basa en los estudios de Reyes *et al.* (2015) entre 2003 y 2014 para la zona sur de El Hierro, utilizando métodos de Foto-identificación. Es la única estimación disponible en la actualidad y, por lo tanto, no se puede estimar ninguna tendencia ni realizar una evaluación.

D1C3 – MM DEM SR: No hay ninguna tasa de supervivencia estimada hoy en día para los zífios de Cuvier en las Islas Canarias.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	MM_ABU_DS	Basado en DS: 56 individuos (95 % CI = 15-212; CV = 0,73) [2017; MISTIC SEAS II]	Tendencia	Basado en DS: 56 individuos (95 % CI = 15-212; CV = 0,73) [2017; MISTIC SEAS II]
D1C2	MM_ABU_CMR	61 individuos (95 % CI = 55-76; SE = 4,9) [2003-2014]	Tendencia	No disponible
D1C3	MM_DEM_SR	No disponible	No disponible	No disponible

Calderón gris - *Grampus griseus*

El calderón gris está catalogado como de preocupación menor (Kiszka and Braulik, 2018). No hay estimaciones de abundancia global para la especie, pero hay estimaciones para algunas regiones. En aguas de Estados Unidos, se estimaron 7.732 (CV = 0,09) calderones grises a lo largo de la costa atlántica, y 3.137 (CV = 0,10) en el Golfo de Méjico (Roberts *et al.*, 2016). Encuestas aéreas en la plataforma continental europea en verano de 2016 (SCANS-III) estimaron 11.069 (CV = 0,51) de calderones grises, con las densidades más altas en el este de Irlanda y el noroeste de Escocia (Hammond *et al.*, 2017). No hay información sobre las tendencias globales en abundancia.

Azores

El calderón gris está catalogado como de 'deficiencia de datos' (Cabral *et al.*, 2005).

D1C1 – MM BYC BR: La evaluación de tasa de captura accidental de calderón gris se basa en los mismos programas de monitorización descritos para las Azores y sigue la misma metodología. No hubo captura accidental en ninguna de las pesquerías monitorizadas en la región, ni en el pasado, ni en el presente, por lo que la UG está en BEA para este criterio.

D1C2 – MM ABU DS: Las únicas estimaciones de abundancia disponibles fueron proporcionadas por la Nova Atlantis Foundation para calderones grises (<http://www.nova-atlantis.org>) asociados a la isla habitando las aguas al sur de la isla Pico. Se estimaron 452 individuos (95 % CI = 408 – 496) de análisis de marcaje-recaptura de datos por Foto-identificación (van der Stap and Hartman, pers. Comm). Este valor se ha propuesto como valor de referencia inicial para futuras evaluaciones de UG. Como no hay otras estimaciones de abundancia, no se puede evaluar el BEA de esta UG para este criterio.

D1C2 – MM ABU CMR: Las únicas estimaciones de la tasa de supervivencia disponibles fueron proporcionadas por Nova Atlantis Foundation (<http://www.nova-atlantis.org>) para calderones grises asociados a la isla habitando las aguas al sur de la isla Pico. Se estimó un 0,94 (95 % CI = 0,85-0,98) de análisis de marcaje-recaptura de datos de Foto-identificación (van der Stap and Hartman, pers. comm). Este valor se ha propuesto como referencia inicial para futuras evaluaciones de esta UG. Como no hay otras estimaciones de tasa de supervivencia, el BEA de esta UG no se puede evaluar para este criterio.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	MM_BYC_BR	• Pesca atunera: 0 [1998-2012; Cruz <i>et al.</i>, 2018] • Pesquería de cerco: 0 [1998-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesquería demersal: 0 [2004-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesquería de palangre: 0 individuos [1998-2004; Silva <i>et al.</i>, 2011]	No establecido	• Pesca atunera: 0 [2013-2017; POPA] • Pesquería de palangre: 0 [2015-2018; COSTA]
D1C2	MM_ABU_CMR	452 individuos (95 %CI = 408 – 496) [2004-2007]	Tendencia	No disponible
D1C3	MM_DEM_SR	0,94 (95 %CI = 0,85-0,98) [2004-2007]	No establecido	No disponible

Calderón tropical - *Globicephala macrorhynchus*

El Calderón tropical está catalogado como de “preocupación menor” por IUCN (Minton *et al.*, 2018).

Madeira

Esta especie se catalogó como de “preocupación menor” en las aguas de Madeira en 2005 (Cabral *et al.*, 2005). En la primera evaluación de la DMEM para Madeira, la especie se consideró en BEA basándose en el criterio de los expertos y teniendo en cuenta el bajo nivel de impactos percibidos en el momento (SRA, 2014).

D1C2 – MM_ABU_DS: Se propone evaluar la abundancia de UG-I utilizando métodos DS. Ya hay una estimación disponible para UG-I (es decir, la población que utiliza las aguas costeras de Madeira, Porto Santo y las Islas Desertas) de 151 (CV = 0,23) delfines mulares fue estimada entre 2007 y 2012 utilizando métodos de muestreo con DS (Freitas *et al.*, 2014b). Durante el MISTIC SEAS II, se estimaron nuevas abundancias de 95 y 131 individuos en 2017, usando metodologías basadas en diseño y basadas en modelo respectivamente. Las estimaciones de abundancia que se dan aquí son para el área de alta densidad de Madeira y no para la totalidad de las aguas costeras del archipiélago de Madeira. Debido a que las zonas de muestreo utilizadas no se corresponden con las utilizadas previamente en otras campañas (Freitas *et al.*, 2014) y al área con alta densidad del MISTIC SEAS II, las estimas de abundancia basadas en modelización espacial, y su incertidumbre, fueron recalculadas para este área para el período 2007-2012 utilizando datos de campañas previas (Fuente: Museo de la Ballena de Madeira, Freitas *et al.*, 2014). Esos valores son: 115 animales (CV = 0,24; IC 95 % = 67 - 144). Los valores recalculados son comparables con los obtenidos en el proyecto MISTIC SEAS II para el calderón tropical, especie presente a lo largo de todo el año en el archipiélago de Madeira y coincidiendo su principal área de distribución con el área de alta densidad del MISTIC SEAS II.

D1C2 – MM_ABU_CMR: Se propone evaluar la abundancia de UG-II utilizando métodos CMR. Ya hay una estimación disponible para UG-I (Abundancia poblacional y Tasa de supervivencia de grupos asociados a la isla que utilizan la costa sur de Madeira) que se propone utilizar como valor de referencia. Este valor de referencia inicial de 140 (CV = 0,05) calderones tropicales fue estimado entre 2005 y 2011 basado en metodologías de foto-identificación (Alves *et al.*, 2013). Durante el MISTIC SEAS II, se proporcionaron nuevas abundancias de 108 (CV = 0,04) individuos asociados a la isla (de la costa sur de Madeira) y 662 (CV = 0,24) individuos asociados a la isla incluyendo transitorios. El primer estudio abarcó un período de tiempo mucho más largo y una cobertura estacional diferente (7 años de datos de avistamiento recopilados durante el verano y el otoño) que las estimaciones obtenidas durante el proyecto MISTIC SEAS II (datos recogidos desde agosto de 2017 hasta febrero de 2018). Por lo tanto, estos valores no deben ser comparados directamente. Con un conjunto de datos más largo, se considerarían más individuos asociados a la isla y eventualmente aumentaría la estimación. Una estimación comparable para los animales asociados a la isla probablemente se ubicaría entre las dos estimaciones del valor actual. Sin embargo, se debe tener cuidado al comparar con líneas de base anteriores y en la interpretación de los datos para evaluar el BEA. Debido a que las zonas de muestreo utilizadas no corresponden con las utilizadas previamente en otras campañas (Freitas *et al.*, 2014) y al área con

alta densidad del MISTIC SEAS II, las estimas de abundancia basadas en modelización espacial, y su incertidumbre, fueron recalculadas para este área para el período 2007-2012 utilizando datos de campañas previas (Fuente: Museo de la Ballena de Madeira, Freitas *et al.*, 2014). Esos valores son: 115 animales (CV = 0,24; IC 95% = 67 - 144). Los valores recalculados son comparables con los obtenidos en el proyecto MISTIC SEAS II para el calderón tropical, especie presente a lo largo de todo el año en el archipiélago de Madeira y coincidiendo su principal área de distribución con el área de alta densidad del MISTIC SEAS II.

D1C3 – MM DEM SR: Se propone evaluar la tasa de supervivencia de UG-II utilizando métodos CMR. Se proporcionó una tasa de supervivencia de 0,96 por Alves *et al.* (2013) para individuos asociados a la isla (de la costa sur de Madeira) entre 2005 y 2011. Se han recopilado los datos para el cálculo de la tasa de supervivencia y están disponibles para análisis. Sin embargo, el estudio piloto del MISTIC SEAS II se extendió durante unos pocos meses y no permitió la estimación anual de la tasa de supervivencias. Por lo tanto, el estado actual de esta UG no se puede evaluar todavía.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	MM_ABU_DS	UG-I: Basado en modelización espacial: 115 individuos (95 % CI = 67-144; CV = 0,24) [2007-2012; valores recalculados para el área de alta densidad, Freitas <i>et al.</i>, 2014b]	Tendencia	- UG-I: Basado en DS: 95 individuos (95 % CI = 59-151; CV = 0,24) [2017; MISTIC SEAS II] - UG-I: Basado en modelización espacial: 131 (95 % CI = 60-128; CV = 0,19) [2017; MISTIC SEAS II]
D1C2	MM_ABU_CMR	UG-II: Isla asociada sur: 140 individuos (95 % CI = 131-151; CV=0,05) [2005-2011; Alves <i>et al.</i> , 2013]	Tendencia	UG-II: Isla asociada y transitorios: 662 (95 % CI = 455-1.129; CV: 0,24) [2017; MISTIC SEAS II]
D1C3	MM_DEM_SR	UG-II: Isla asociada sur: 0,960 (95 % CI = 0,853-0,990; SE = 0,028) [2005-2011; Alves <i>et al.</i> , 2013]	No establecido	No disponible

Islas Canarias

Los estudios realizados con foto-identificación durante las últimas décadas han demostrado que el Calderón de aleta corta que utiliza el archipiélago pertenece a una gran población oceánica y la mayoría de los animales se identifican como animales transitorios (son vistos una vez) con una pequeña proporción de animales vueltos a ver (visitantes y animales asociados a las islas Servidio, 2014). Estos dos ecotipos se mezclan e interactúan entre sí, contribuyendo a una estructura social compleja y poblacional, y previniendo el aislamiento genético de los animales asociados a la isla. Los animales asociados a las islas son muy vulnerables a los impactos humanos locales debido a un uso mucho mayor de esta área, y también son el objetivo de una industria altamente desarrollada de observación de ballenas (Servidio, 2014).

D1C2 – MM ABU DS: Se propone evaluar la abundancia UG-I (todo Calderón de aleta corta que use las aguas costeras del archipiélago de Islas Canarias; es decir, transitorios, visitantes y animales asociados a la isla) usando métodos DS. El análisis de modelación espacial realizado con los datos recopilados entre 1999 y 2012 proporcionó una estimación promedio de 1.980 (CV = 0,33) individuos para la totalidad del archipiélago, con mayor presencia durante los meses más cálidos (Servidio, 2014). Este valor ha sido propuesto como línea de base. Durante el proyecto MISITC SEAS II, la estimación basada en modelos dio como resultado 2.344 (CV = 0,24) animales usando datos recopilados durante 2017. Los valores de referencia inicial y las estimaciones de abundancia basadas en modelos producidos en el MISTIC SEAS II son bastante similares, con casi ninguna variación en la abundancia durante los meses más cálidos. Sin embargo, se debe tener cuidado tanto al comparar, como en la interpretación de los datos para evaluar el BEA, ya que las áreas cubiertas no son exactamente las mismas. Sería necesaria una serie de tiempo más larga para evaluar con precisión esta UG.

D1C2 – MM ABU CMR: Se propone evaluar la abundancia (animales asociados a las islas de las islas de Tenerife y La Gomera) usando métodos CMR. La abundancia de UG-II fue estimada por Servidio

(2014) usando datos del Suroeste de Tenerife y La Gomera desde 2007 a 2009. El valor de 636 (CV = 0,028) individuos se utiliza como base para esta UG. Durante el MISTIC SEAS II, fueron recopilados los datos, pero todavía están siendo procesados. La estimación de valor de referencia inicial se proporciona a partir de un período de tiempo mucho más largo y de una cobertura estacional diferente (2 años de datos de avistamiento, de 2007 a 2009 recopilados cada mes) que los valores que se procesan bajo el proyecto MISTIC SEAS II (datos recopilados entre agosto y septiembre de 2017). Por lo tanto, estos valores no deben ser comparados directamente. Con un conjunto de datos más largo, se considerarían más individuos asociados a la isla y eventualmente aumentaría la estimación.

D1C3 – MM DEM SR: Se propone evaluar la tasa de supervivencia de UG-II utilizando métodos CMR. Sin embargo, no se ha calculado todavía ninguna tasa de supervivencia para estas UG.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C2	MM_ABU_DS	• UG-I: Basado en modelización espacial todo el archipiélago: 1,980 individuos (95 % CI = 1.442-2.324; CV = 0,33) [1999-2012] • UG-I: Basado en modelización espacial meses más cálidos: 2,510 individuos (95 % CI = 2.046-3.094; CV = 0,32) [1999-2012] • UG-I: Basado en modelización espacial meses más fríos: 1.926 individuos (95 % CI = 1,270 - 2.799; CV = 0,35) [1999-2012]	Tendencia	• UG-I: Basado en DS: 2.445 individuos (95 % CI = 1.398-4.275; CV = 0,29) [2017; MISTIC SEAS II] • UG-I: Basado en modelización espacial: 2,344 individuos (95 % CI = 1.450-2.910; CV = 0,24) [2017; MISTIC SEAS II]
D1C2	MM_ABU_CMR	UG-II: Suroeste de Tenerife y población residente en La Gomera: 636 individuos (95 % CI = 602-671; CV = 0,028) [2007-2009]	Tendencia	No disponible
D1C3	MM_DEM_SR	No disponible	No establecido	No disponible

Cachalote - *Physeter macrocephalus*

El Cachalote está considerado como “vulnerable” a nivel global (Taylor *et al.*, 2008b). Se cree que la población global anterior a la caza de ballenas ha ido de 1.100.000 hasta 360.000 aproximadamente (67 % de reducción desde el inicio) hasta la caza de ballenas moderna, aunque hay mucha incertidumbre está asociada con estas estimaciones (Whitehead, 2002). No hay evidencia de que la población se haya recuperado, o no, desde el final de la caza de ballenas, pero en algunas áreas existe la preocupación de que las poblaciones sigan disminuyendo. (Whitehead, 2002). Se estimaron sobre unos 5.300 (CV = 0,12) y 2.128 (CV = 0,08) Cachalotes a lo largo de la costa atlántica de los Estados Unidos y en el Golfo de México, respectivamente (Roberts *et al.*, 2016). El estudio del SCANS-III 2016 arrojó una abundancia poblacional estimada para el Cachalote a lo largo de la plataforma europea y aguas de alta mar de 13.518 (CV = 0,41) (Hammond *et al.*, 2017).

Azores

El Cachalote está catalogado como “vulnerable” en las Azores (Cabral *et al.*, 2005).

D1C1 – MM BYC BR: La evaluación de la tasa de captura accidental del Cachalote se basa en los mismos programas de monitorización y sigue los mismos métodos descritos para el delfín moteado del Atlántico. No hubo captura accidental en ninguna de las pesquerías monitorizadas en la región, ni en el pasado, ni en el presente, por lo que la UG está en BEA para este criterio.

D1C2 – MM BYC BR: Se propuso realizar un seguimiento la mortalidad por ataque de barcos de esta especie. Sin embargo, los datos actuales no son suficientes para evaluar su estado ambiental con respecto a este criterio.

D1C2 – MM ABU CMR: Las únicas estimaciones fiables de la abundancia absoluta para la población de cachalote en las Azores son las indicadas por Boys *et al.* (2019). Estos autores utilizaron datos de

foto identificación de hembras adultas e inmaduros de ambos sexos recopilados de manera oportunista en las aguas costeras alrededor de Faial y Pico en los meses de verano (Julio-Agosto) entre 2011 y 2015, y aplicó un modelo robusto abierto de múltiples estados (MSORD) para estimar parámetros de movimiento y demográficos de la población. Por lo tanto, estas estimaciones no corresponden a la UG de cachalote que utilizan las aguas costeras de las Azores, pero sólo para la parte de la UG que usa las aguas alrededor de las islas Faial y Pico. Las estimaciones de abundancia variaron entre los años, desde 367 (95 % CI = 230-585) individuos en 2012 a 275 (95 % CI = 174-436) en 2014 (Boys *et al.*, 2019). Sin embargo, no hubo una clara tendencia en los datos y se propone la estimación más precisa (con el CV inferior), es decir, 45 hembras adultas e inmaduras CV = 0,19 calculada en 2011, como un valor de referencia inicial para el parámetro. Como no hay otras estimaciones de abundancia actualizadas, no se puede evaluar el BEA de la UG.

D1C3 – MM DEM SR: Las únicas estimaciones fiables de tasa de supervivencias disponibles para la población de Cachalote en las Azores son también las aportadas por Boys *et al.* (2019). La probabilidad de supervivencia anual de Cachalote no varió durante el período de estudio y se propone la tasa de supervivencia promedio para el período 2011-2015 como el valor de referencia inicial para el parámetro (es decir, tasa de supervivencia de 0,93; CV = 0,12). Como no hay otros datos de tasa de supervivencia actualizados, no se puede evaluar el BEA de la UG.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	MM_BYC_BR	• Pesca atunera: 0 individuos [1998-2012; Cruz <i>et al.</i>, 2018] • Pesquería de cerco: 0 individuos [1998-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesquería demersal: 0 individuos [2004-2006; Silva <i>et al.</i>, 2011] • Pesquería de palangre: 0 individuos [1998-2004; Silva <i>et al.</i>, 2011]	No establecido	• Pesca atunera: 0 individuos [2013-2017; POPA] • Pesquería de palangre: 0 individuos [2015-2018; COSTA]
D1C1	MM_BYC_BR	• No disponible	Tendencia	No disponible
D1C2	MM_ABU_CMR	345 hembras adultas e individuos inmaduros (95 % CI = 238-502; CV = 0,19) [Julio-Agosto 2011]	Tendencia	No disponible
D1C3	MM_DEM_SR	0,93 (95 % CI = 0,74-1; CV = 0,12) [Julio-Agosto 2011-2015]	Tendencia	No disponible

Madeira

Esta especie fue catalogada como “vulnerable” en Madeira en 2005 (Cabral *et al.*, 2005), pero no se consideró en la evaluación inicial de la DMEM para la subdivisión de Madeira (SRA, 2014).

D1C2 – MM BYC BR: Durante el MISTIC SEAS II, se propuso el seguimiento de la mortalidad por colisiones con embarcaciones para complementar el esfuerzo de seguimiento considerado para este parámetro en los otros dos archipiélagos (MISTIC SEAS, 2016a). Los datos actuales no son suficientes para evaluar su estado ambiental con respecto a este criterio.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	MM_BYC_BR	• No disponible	Tendencia	• No disponible

Islas Canarias

No se proporcionaron nuevas estimaciones de abundancia después del estudio realizado en 2009 (Fais *et al.*, 2016), y, por lo tanto, no es posible evaluar el estado de esta especie en las Islas Canarias.

D1C1 – MM BYC MR: Un total de 19 cachalotes que quedaron varados entre 1999 y 2007 (incluyendo

11 crías-juveniles) mostraron signos de colisiones (Carrillo and Ritter, 2010). Esto corresponde a más de 2 individuos muertos por colisiones de barcos por año de media, lo que representa el 0,9 % de la población estimada (con un rango desde 1,7 hasta 0,48, basado en el CI), que probablemente esté subestimando la verdadera tasa de mortalidad, ya que algunos animales muertos nunca alcanzan la costa. Esta estimación de la tasa de mortalidad sólo por choques de buques supera la tasa máxima anual de aumento de la población, que se ha calculado en 1 % (Reijnders, 1997). Por lo tanto, aunque los valores exactos no están disponibles, los Cachalotes de Canarias parecen no estar en BEA de acuerdo con este criterio.

D1C2 – MM_ABU_DS: La abundancia de Cachalotes alrededor de las Islas Canarias se estimó en alrededor de 224 individuos de un estudio realizado en 2009 (Fais *et al.*, 2016), con un IC del 95 % que oscila entre 120 y 418 animales. Este valor ha sido propuesto como línea de base. Como no hay otra estimación de abundancia actualizada, no se puede evaluar el BEA de la UG.

D1C2 – MM_ABU_CMR: Los datos actuales no son suficientes para evaluar el estado ambiental actual de esta especie indicadora.

D1C3 – MM_DEM_SR: La tasa de supervivencia aún no se han calculado para estas UGs.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	MM_BYC_MR	No disponible	1 individuo	No disponible
D1C2	MM_ABU_DS	224 individuos (95 % CI = 120-418) [2009; Fais <i>et al.</i> , 2016]	Tendencia	No disponible
D1C2	MM_ABU_CMR	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	MM_DEM_SR	No disponible	No establecido	No disponible

Focas

Foca monje - *Monachus monachus*

La foca monje mediterránea (*Monachus monachus*) es una especie “en peligro crítico de extinción”. Con menos de 600 individuos en todo su rango de distribución, es considerada uno de los mamíferos más amenazados del mundo (Karamanlidis and Dendrinos, 2015). Es una de las especies prioritarias de interés comunitario enumeradas en los Anexos II y IV de la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE del Consejo, 1992).

Madeira

En 1988, sólo 6-8 individuos quedaron en la subpoblación de Madeira. Los esfuerzos de conservación desde la década de los 80, sin embargo, han aumentado la población del Atlántico europeo en una estimación de 30-40 individuos (5-7 % de la población global). Sin embargo, el crecimiento gradual de la población y la distribución de las especies en el archipiélago de Madeira está creando nuevas tensiones con diferentes usuarios del medio marino, especialmente pescadores, operadores turísticos y habitantes locales.

La especie está actualmente en seguimiento bajo el proyecto LIFE13 NAT/ES/000974 y otros planes de gestión gubernamentales coordinados por el SRA (Secretaría Regional do Ambiente e Recursos Naturais) y el SPNM (Serviço do Parque Natural da Madeira).

Aunque a la especie se le está haciendo un seguimiento, no se han proporcionado datos para este documento y, por lo tanto, no se ha realizado la evaluación BEA.

C. REPTILES

Tortugas marinas

Tortuga boba - *Caretta caretta*

La tortuga boba tiene un estatus en la IUCN de “Preocupación menor” para la población del Atlántico noroeste y de “En peligro de extinción” la población del Atlántico noreste (Casale and Marco, 2015).

Azores

D1C2 – ST_BYC_MR: Los datos de captura accidental para la flota palangrera portuguesa que opera en aguas de las Azores se han recopilado de forma intermitente desde 2008 y, desde 2015, las pesquerías de las Azores se están monitorizando continuamente como parte del proyecto COSTA (CONsolidating Sea Turtle conservation in the Azores). Dentro de la ZEE de las Azores, la actividad de la flota portuguesa y la tasa de captura accidental de la tortuga boba muestran un pronunciado patrón estacional, pero asincrónico. La cobertura de los observadores no es totalmente representativa del esfuerzo pesquero y, como consecuencia, se agruparon los datos de 2008 en adelante. El promedio nominal de la tasa de captura accidental registrado entre 2008 y 2018 dentro de la ZEE fue de 0,17 SD = 0,55 tortugas/1000 anzuelos (257 sets, 269.426 anzuelos). La mortalidad por enganche o virado del arte fue del 17 %, con un 15 % adicional de las tortugas recuperadas en condiciones débiles. No existe una estimación para la pesquería portuguesa, pero es probable que la mortalidad posterior a la liberación sea relevante dadas las tasas informadas en otras pesquerías (Pacífico Norte EEUU: 28 % - CI 16-52 % Swimmer *et al.*, 2013). La tasa de mortalidad debida a la captura accidental no se pudo estimar, ya que los datos de esfuerzo de las flotas española y portuguesa aún no estaban disponibles para el período 2012-2018 y la estimación de abundancia para la región aún era preliminar.

D1C2 – ST_ABU_DS: 46 tortugas bobas se encontraron durante los estudios de abundancia realizadas en el proyecto MISTIC SEAS II. El número de avistamientos de tortugas no permitió el análisis espacial para el cálculo de la abundancia en las Azores y, por lo tanto, sólo se presenta una estimación basada en el diseño de muestreo. La abundancia total estimada es de 5.187 (95 % CI = 2.170-12.399; CV = 0,46). Esta es la primera estimación de abundancia de tortugas bobas en las Azores, y por lo tanto, se estableció como base para futuras evaluaciones.

D1C3 – ST_DEM_BCI: Los datos morfométricos para las tortugas bobas en el archipiélago de las Azores se han registrado en la región desde 1969 como parte del anillado convencional de tortugas marinas. Se estableció como valor de referencia un BCI medio de $1,76 \pm 0,25$ n = 828 calculado de 1984 a 2016. Los BCI se recolectaron como parte del proyecto MISTIC SEAS II durante 2007 y 2018. El BCI promedio durante este período fue de $1,82 \pm 0,30$ n = 29. El BCI parece aumentar, pero el umbral aún debe definirse antes para poder evaluar la salud y el BEA de la agregación de tortugas. Existen clasificaciones del estado de salud de los individuos basada en el BCI para otros lugares y especies (por ejemplo, para la tortuga verde Bjørndal *et al.*, 2000), pero los índices para evaluar la salud de la tortuga boba aún requieren un desarrollo adicional. Los valores promedio aquí presentados son, por lo tanto, indicativos, pero es posible que deban modificarse a la luz de investigaciones futuras.

No hay todavía disponible una evaluación del BEA para toda la agregación de tortuga boba en Azores.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	ST_BYC_MR	No disponible	No establecido	No disponible
D1C2	ST_ABU_DS	Basado en DS: 5.187 (95 % CI = 2.170-12.399; CV = 0,46) [2018; MISTIC SEAS II]	Tendencia	Basado en DS: 5.187 (95 % CI = 2.170-12.399; CV = 0,46) [2018; MISTIC SEAS II]
D1C3	ST_DEM_BCI	$1,76 \pm 0,25$ n=828 [1984-2016]	No establecido	$1,82 \pm 0,30$ n=29 [2017-2018; MISTIC SEAS II]

Madeira

D1C1 – ST_BYC_MR: La tasa de mortalidad de la tortuga boba aún no ha sido evaluada en Madeira.

D1C2 ST_ABU_DS: Durante el proyecto MISTIC SEAS II, se realizaron estudios para estimar la abundancia de esta especie en Madeira. La abundancia total estimada de la tortuga boba en el área estudiada de Madeira en 2017 fue entre 149 y 107 individuos dependiendo del modelo utilizado. Esta es la primera estimación de abundancia de tortugas bobas en Madeira y, por lo tanto, se estableció como base para futuras evaluaciones. La estima de abundancia de tortuga boba en Madeira fue de entre 107 y 149 individuos dependiendo en el método utilizado. (95% CI = 70 -320; CV = 0.40) según la estimación basada en el diseño de muestreo y 160 individuos (95% CI = 78 -307; CV = 0.39) según la basada en el diseño del modelo.

D1C3 - ST_DEM_BCI: Para poder asignar a un individuo su estado según su BCI, se requiere disponer previamente de una clasificación de los valores del BCI que se corresponda con una clasificación de los diferentes estados de salud. Los datos de BCI están disponibles para la agregación de tortugas bobas encontradas en aguas de Madeira (Dellinger, T., datos no publicados), basado en una serie temporal de 1994 a 2015, y Azores. Se necesitan análisis adicionales para definir líneas de base y valores de evaluación. Para poder acceder al estado BEA de una forma fiable, se necesita un tamaño de muestra mayor, se debe definir el umbral y el valor de referencia inicial disponible. Aunque hay definiciones para el umbral (por ejemplo, Bjørndal *et al.* 2000 definieron el umbral de condición deficiente como BCI <1,0) pero como nuestros valores son considerablemente más altos, necesitamos modificar la clasificación estableciendo clases adaptadas a esta población. El principal contratiempo es la dificultad para vincular el índice de condición corporal con la tendencia general de la UG. Para avanzar en esa dirección, también se han recopilado muestras genéticas y de hormonas durante MISTIC SEAS II y se están procesando para comprender mejor cuáles son las regiones específicas de peso/impacto en las UGs generales.

No hay todavía disponible una evaluación del BEA para toda la agregación de tortuga boba de Madeira.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	ST_BYC_MR	No disponible	No establecido	No disponible
D1C2	ST_ABU_DS	- Estimación de abundancia basado en diseño: 149 individuos (95 % CI = 70–320; CV = 0,40) [2017; MISTIC SEAS II] - Estimación de la abundancia basada en modelos: 107 individuos (95 % CI = 55-97; CV = 0,35) [2017; MISTIC SEAS II]	Tendencia	- Estimación de abundancia basado en diseño: 149 individuos (95 % CI = 70–320; CV = 0,40) [2017; MISTIC SEAS II] - Estimación de la abundancia basada en modelos: 107 individuos (95 % CI = 55-97; CV = 0,35) [2017; MISTIC SEAS II]
D1C3	ST_DEM_BCI	1,74 ± 0,08 (n = 7) [2017; MISTIC SEAS II]	No establecido	1,74 ± 0,08 (n = 7) [2017; MISTIC SEAS II]

Islas Canarias

D1C1 – ST_BYC_MR: Actualmente no hay información disponible sobre cómo la captura accidental afecta a la tortuga boba en las Islas Canarias.

D1C2 – ST_ABU_DS: No se han realizado estudios sistemáticos de abundancia de tortugas bobas en el pasado en el archipiélago. El proyecto MISTIC SEAS II ha permitido obtener una primera estimación de abundancia de 1.462 individuos, para todo el archipiélago utilizando el método DS.

D1C3 – ST_DEM_BCI: Los datos del índice de condición corporal se recogieron como parte del proyecto MISTIC SEAS II, pero no se disponía de datos previos. Los valores promedio presentados aquí son indicativos y pueden necesitar ser modificados a la luz de futuras investigaciones sobre la clasificación de BCI para la agregación (consulte la descripción de Azores).

No hay todavía disponible una evaluación del BEA para toda la agregación de tortuga boba canaria.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	ST_BYC_MR	No disponible	No establecido	No disponible
D1C2	ST_ABU_DS	Basado en DS: 1.462 individuos (95 % CI = 561-3.810; CV = 0,51) [2017; MISTIC SEAS II]	Tendencia	Basado en DS: 1.462 individuos (95 % CI = 561-3.810; CV = 0,51) [2017; MISTIC SEAS II]
D1C3	ST_DEM_BCI	1,66 ± 0,24 (n = 18) [2017; MISTIC SEAS II]	No establecido	1,66 ± 0,24 (n = 18) [2017; MISTIC SEAS II]

Tortuga verde – *Chelonia mydas*

La tortuga verde tiene un estado global de “En peligro de extinción” (Seminoff, 2004). Actualmente se está realizando una revisión y actualización que también incluirá el estado de las diferentes subpoblaciones (Annette Broderick pers. comm.), aunque ya se sabe que algunas de ellas van en aumento (Chaloupka *et al.*, 2008).

Islas Canarias

D1C1 – ST_BYC_MR: Los centros canarios de recuperación de vida salvaje tienen información sobre los animales afectados por anzuelos, pero la idoneidad y la forma de usar estos datos en el criterio mortalidad por captura accidental debería ser analizada.

D1C2 – ST_ABU_PI: Se han identificado algunas localidades con presencia de la especie, pero aún no hay estimaciones de abundancia disponibles (Monzón-Argüello *et al.*, 2015, 2018a).

D1C3 – ST_DEM_BCI: Los datos sobre BCI han sido recopilados de varios proyectos (Monzón-Argüello *et al.*, 2015, 2018a). Sin embargo, un valor de referencia para BCI de animales sanos (valor umbral) aún no se ha estimado debido al hecho de que parte de las tortugas analizadas eran individuos enfermos ingresados en centros de recuperación de fauna silvestre.

Aún no está disponible la evaluación del BEA para la tortuga verde en Canarias.

Criterio	Parámetro	Valor de referencia inicial [año]	Umbral	Valor actual [año]
D1C1	ST_BYC_MR	No disponible	No establecido	No disponible
D1C2	ST_ABU_PI	No disponible	Tendencia	No disponible
D1C3	ST_DEM_BCI	No disponible	No establecido	No disponible

D. INTEGRACIÓN

La gestión y conservación de los animales marinos altamente migratorios, como las especies indicadoras aquí evaluadas, dependen de la comprensión de cómo sus movimientos y su historia vital se relacionan con los procesos oceánicos (Block *et al.*, 2011). Actualmente hay una falta generalizada de datos de referencia, con pocas estimas disponibles, sólo para uno o dos métricos, lo que podría llevar a una interpretación incorrecta de los resultados y no está claro si reflejará cambios ambientales locales o de gran escala (Mallory *et al.*, 2010). Para una mejor evaluación e integración del estado ambiental/indicadores, es fundamental recopilar un conjunto de datos más amplio y diverso, para cubrir las carencias identificadas y proporcionar una evaluación más precisa de la condición del océano.

Algunas limitaciones surgen cuando se trata de integrar criterios y niveles de las aves marinas. Por ejemplo, la productividad (éxito reproductivo) depende directamente de la disponibilidad de presas. Esta variable no puede evaluarse para la Macaronesia con los métodos actuales, a pesar de su posible potencial como principal presión que afecta a la población de aves marinas de Macaronesia, como ocurre con las poblaciones británicas del charrán rosado, donde las fluctuaciones de la población están vinculadas a la disponibilidad de presas, lo que representa cambios como consecuencia del cambio climático (Green, 2017). Además, dado que la evaluación de aves marinas se realiza a nivel de colonia, será necesario un nivel adicional de agregación (ver Prins *et al.*, 2014), ya que los efectos potenciales de las sub-colonias se han ignorado en gran medida y pueden ser de una importancia fundamental ya que podrían determinar qué proporción de una población es probable que se vea afectada por una presión antropogénica concreta (Bogdanova *et al.*, 2014).

La regla de integración sugerida *One-Out-All-Out* (OOAO), propuesta en la Guía para la evaluación en virtud del artículo 8 de la DMEM (WG BEA, 2017), se basa en el supuesto de que el peor estado de los elementos utilizados en la evaluación, determina el estado final del ecosistema bajo evaluación. Esto sigue el principio de precaución y podría ofrecer un método de integración fiable y robusto si el estado de cada elemento e indicador pudiera evaluarse sin errores, lo que casi nunca ocurre. En la práctica, las graves lagunas de conocimiento y la inevitable incertidumbre asociada con la evaluación del BEA para cada elemento y parámetro conducen a una alta probabilidad de infravalorar el verdadero estado general de los componentes evaluados, dando como resultado una evaluación muy conservadora. Además, a medida que aumenta el número de elementos, indicadores, métricas y área de evaluación, también aumenta la probabilidad de clasificar erróneamente el estado general del ecosistema como fuera de BEA. Por lo tanto, el enfoque OOAO conlleva el riesgo de requerir programas poco prácticos de medidas para lograr o mantener el BEA, imponiendo los costos de las medidas de gestión que, en última instancia, pueden ser ineficaces para cumplir los objetivos de la DMEM.

Los problemas asociados con la aplicación del método OOAO se hicieron evidentes en el ejercicio de evaluación realizado durante un taller del MISTIC SEAS II, donde se pidió a los expertos que aplicasen este enfoque para evaluar el BEA para las especies indicadoras de aves marinas, mamíferos marinos y tortugas marinas de la Macaronesia. El grupo de expertos descubrió que la existencia de un único criterio en una UG que no alcanzó BEA causaría que toda la especie, y por lo tanto, todo el grupo de especies, todo el grupo funcional y todo el ecosistema estuvieran fuera del BEA; o bien se desconoce, si no se evalúan los criterios. Por lo tanto, la integración de los distintos niveles de aves marinas, mamíferos marinos y tortugas marinas sin evaluar el alcance de sus efectos generará evaluaciones potencialmente erróneas.

Se podría aplicar una THRES más sensible (clasificación dependiente del valor umbral) con mayor representatividad, ya que aún existe una gran laguna de conocimiento del medio marino y de las UGs. Sin embargo, es necesario seguir trabajando en los métodos de integración para encontrar una solución que minimice o elimine los aspectos negativos del enfoque OAOO.

Debido a las razones dadas, los resultados de la evaluación de este informe no se han integrado porque se consideró inadecuado o, al menos, prematuro, con el nivel actual de información y conocimiento.

5. Objetivos Ambientales para Alcanzar el BEA [Art. 10]

Como se define en la DMEM (Art. 3.7), un “Objetivo Ambiental” es una descripción cualitativa o cuantitativa de la condición deseada de los diferentes componentes, y/o los elementos del ecosistema, así como de las presiones e impactos en las aguas marinas con respecto a cada Región marina o Subregión”. Los EM deberán, con respecto a cada Región marina o Subregión, establecer un conjunto de objetivos ambientales (OA) e indicadores asociados para sus aguas marinas a fin de guiar el progreso hacia el logro del BEA en el medio ambiente marino, teniendo en cuenta las listas de presiones e impactos establecidas en la Tabla 2 del Anexo III, y de las características establecidas en el Anexo IV. Los EM tendrán en cuenta la aplicación continua de los OA existentes establecidos a nivel nacional, comunitario e internacional con respecto a las mismas aguas, garantizando que estos OA sean compatibles entre sí y que las características e impactos transfronterizos relevantes se tengan en cuenta, en la medida de lo posible.

Los OA deberían, cuando sea posible, basarse en las características descritas para alcanzar o mantener el BEA y, por lo tanto, deberían tener en cuenta los criterios de BEA establecidos por la Decisión 2017/848/UE de la Comisión (2017).

La evaluación técnica de las obligaciones que establece la DMEM 2012 (artículo 12) proporcionada por la Comisión Europea para España (Dupont *et al.*, 2014a) y Portugal (Dupont *et al.*, 2014b), informó que no se habían proporcionado OA por parte de Portugal, mientras que los OA españoles recibieron una evaluación positiva, pero destacó que “algunos objetivos ambientales para el Descriptor 1 están más relacionados con el Descriptor 2 y 4; La mayoría de los OA están relacionados con presiones o con impactos; varios OA se relacionan con la implementación de acuerdos existentes; OA que abordan actividades específicas; se usan términos generales como p. ej., “reducir”, “mantener”; no se definen valores umbrales ni líneas de base; y varios OAs están relacionados con el aumento del conocimiento y el seguimiento, y falta un límite temporal específico para hacerlos útiles y lograr el BEA”.

El proyecto MISTIC SEAS II revisó y armonizó los OA para los criterios comunes y las UG seleccionadas entre los tres archipiélagos de la Subregión macaronésica. Se revisaron los datos científicos disponibles, los resultados de los programa de seguimiento y las evaluaciones actuales para decidir cuáles serían los OA más adecuados para las aves marinas, mamíferos marinos y tortugas marinas en la Subregión, y teniendo en cuenta las propuestas de mejora enumeradas en la evaluación técnica indicada por la Comisión (Dupont *et al.*, 2014a, 2014b). Sin embargo, se observó que debido a la falta de información previa, las limitaciones en el seguimiento y la falta de series temporales largas, no es posible definir OA concretos y medibles en esta etapa. Debido a esto, los períodos de tiempo necesarios para lograr la mayoría de los OA también son desconocidos.

Los OA comunes propuestos a continuación provienen de los resultados de la actualización de la evaluación inicial y tienen en consideración las principales presiones antropogénicas identificadas para las aves marinas, mamíferos marinos y tortugas marinas en la Macaronesia. Sin embargo, el estado ambiental de la mayoría de las UG evaluadas es aún desconocido y otras presiones más leves y/o desconocidas pueden poner a las poblaciones en riesgo y evitar que se alcancen o mantengan el BEA. Por lo tanto, algunos programas de seguimiento necesarios para su evaluación deben seguir implementándose y deben calcularse los parámetros necesarios para su evaluación.

1. OA GENERALES

OA GENERALES	Tipo	Criterios relacionados
Establecer un grupo internacional en la Macaronesia en el que participen científicos, técnicos y autoridades competentes en la aplicación de la DMEM para coordinar los programas de seguimiento para la evaluación de aves marinas, mamíferos marinos y tortugas marinas.	• Operativo	• All D1
Desarrollar planes de gestión (cuando sea necesario) para minimizar el impacto de las actividades recreativas marinas y/o los usos derivados de estas actividades, como el fondeo de embarcaciones, el buceo, la pesca recreativa, los deportes acuáticos, etc. en mamíferos marinos, aves marinas y tortugas marinas.	• Operativo	• All D1
Implementar los programas de seguimiento necesarios para evaluar los criterios de todas las UG propuestas para aves marinas, mamíferos marinos y tortugas marinas.	• Operativo	• All D1
Mantener poblaciones viables de especies clave y depredadores apicales (mamíferos marinos, reptiles, aves marinas y peces), manteniéndolos dentro de límites biológicos seguros.	• Estado	• All D1
Mantener actualizadas las listas de especies amenazadas así como la evaluación de sus poblaciones.	• Operativo	• All D1
Alentar la cooperación internacional en el estudio y seguimiento de las poblaciones de aquellos grupos con una amplia distribución geográfica (por ejemplo, ICES, OSPAR).	• Operativo	• All D1
Aumentar el conocimiento de las redes tróficas, incluido el estudio de los depredadores ápices, con miras a desarrollar nuevos indicadores para evaluar el estado de las redes tróficas marinas.	• Operativo	• D4C1
Llevar a cabo las medidas necesarias para mantener o mejorar los parámetros demográficos de aves marinas, mamíferos marinos y tortugas marinas (por ejemplo, tasa de reproducción y tasa de supervivencia) para aumentar su número.	• Estado	• D1C3
Reducir la basura marina para reducir el riesgo de ingestión y enredos de aves marinas, mamíferos marinos y tortugas marinas.	• Presión	• D10C3-4

2. OA AVES MARINAS

OA Aves marinas	Tipo	Criterios relacionados
Reducir la intensidad de la luz cerca de las colonias afectadas por esta presión, al menos durante los períodos más sensibles (es decir, cuando los polluelos abandonan el nido y/o la migración, según la especie y la ubicación).	• Presión	• D1C1
Mantener las colonias de aves marinas sin depredadores introducidos (p. ej., gatos y ratas) permanentemente libres de ellos.	• Presión	• D1C1
Erradicar los depredadores (p. ej., gatos y ratas) en colonias prioritarias de todos los islotes y reducir el impacto en las islas principales en 10 años, y en el 25 % de las colonias de prioridad media en 20 años.	• Presión	• D1C1
Incrementar el número de parejas reproductoras y el área ocupada por ellos en áreas protegidas relevantes para la anidación de aves marinas, mediante la instalación de nidos artificiales y la restauración de hábitats (especies invasoras) y el control de depredadores.	• Estado	• D1C5

3. OA MAMÍFEROS MARINOS

OA Mamíferos marinos	Tipo	Criterios relacionados
La mortalidad de cachalotes debido a colisiones con embarcaciones (p. ej., con ferries rápidos) se mantendrá igual o cerca de cero.	• Presión	• D1C1
La mortalidad de los cetáceos causada por la captura accidental debe mantenerse por debajo de los valores internacionales recomendados (no más del 1 % de la abundancia poblacional).	• Presión	• D1C1
El tamaño de la población debe estar en o por encima de los niveles de referencia, sin una reducción estimada o proyectada observada de ≥ 10 % durante un período de 20 años.	• Estado	• D1C2
La tasa de supervivencias de los mamíferos marinos no debe sufrir disminuciones estadísticamente significativas con respecto a los valores de referencia.	• Estado	• D1C3
Asegurar la gestión adecuada de las compañías de observación de cetáceos y garantizar el cumplimiento de la legislación nacional e internacional.	• Operativo	• D1C3

4. OA TORTUGAS MARINAS

OA Tortugas marinas	Tipo	Criterios relacionados
Reducir las causas principales de mortalidad antropogénica de tortugas marinas, como la captura accidental en artes de pesca, por enredos y colisiones con embarcaciones.	• Presión	• D1C1
Aumentar el seguimiento de la captura accidental de tortugas marinas en barcos pesqueros.	• Operativo	• D1C1

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, A., and García-Vernet, R. 2018. Fin whale, *Balaenoptera physalus*. In *Encyclopedia of Marine Mammals Third Edition*, pp. 368–371. Ed. by B. Würsig, J. G. M. Thewissen, and K. M. Kovacs. Academic Press, San Diego, USA.
- Almalki, M., Kupán, K., Carmona-Isunza, M. C., López, P., Veiga, A., Kosztolányi, A., Székely, T., et al. 2017. Morphological and Genetic Differentiation Among Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* Populations in Macaronesia. *Ardeola*, 64: 3–16.
- Almeida, J., Catry, P., Encarnação, V., Franco, C., Granadeiro, J. P., Lopes, R., Moreira, F., et al. 2005. *Sterna albifrons* Chilreita Pp. In *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Ed. by M. J. Cabral and et al. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa, Portugal.
- Alves, F., Dinis, A., Cascão, I., and Freitas, L. 2010. Bryde's whale (*Balaenoptera brydei*) stable associations and dive profiles: new insights into foraging behavior. *Mar Mamm Sci*, 26: 202–2012.
- Alves, F., Querouil, F., Dinis, A., Nicolau, C., Ribeiro, C., Freitas, L., Kaufmann, M., et al. 2013. Population structure of short-finned pilot whales in the oceanic archipelago of Madeira based on photo-identification and genetic analyses: implications for conservation. *Aquat Conserv: Mar Freshw Ecosyst*, 5: 758–776.
- Anderson, O. R. J., Small, C. J., Croxall, J. P., Dunn, E. K., Sullivan, B. J., Yates, O., and Black, A. 2011. Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research*, 14: 91–106.
- Avens, L., and Snover, M. L. 2013. Age and age estimation in sea turtles. *The biology of sea turtles*, 3: 97–134.
- Baker, B., Jensz, K., Double, M., and Cunningham, R. 2007. Data collection of demographic, distributional and trophic information on selected seabird species to allow estimation of effects of fishing on population viability.
- Barreiros, J. P., and Raykov, V. S. 2014. Lethal lesions and amputation caused by plastic debris and fishing gear on the loggerhead turtle *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758). Three case reports from Terceira Island, Azores (NE Atlantic). *Marine Pollution Bulletin*, 86: 518–522.
- Baulch, S., and Perry, C. 2014. Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. *Marine Pollution Bulletin*, 80: 210–221. Elsevier Ltd.
- Bécares, J., Gil-Velasco, M., Morales, E., and Aguilar, N. 2015. Canarias con la Mar. Conservación de cetáceos y Aves marinas en Canarias (Memoria Técnica).
- Bécares, J., Gil-Velasco, M., and Aguilar, N. 2016. Canarias con la Mar II. Conservación de cetáceos y Aves marinas en Canarias (Memoria Técnica). Informe de GIC-ULL a la Fundación Biodiversidad-MAGRAMA.
- Bérubé, M., Aguilar, A., Dendanto, D., Larsen, F., Notarbartolo Di Sciara, G., Sears, R., Sigurjónsson, J., et al. 1998. Population genetic structure of North Atlantic, Mediterranean Sea and Sea of Cortez fin whales, *Balaenoptera physalus* (Linnaeus 1758): Analysis of mitochondrial and nuclear loci. *Molecular Ecology*, 7: 585–599.
- Bessa Pacheco, M. 2013. Medidas da Terra e do Mar - apontamento. Instituto Hidrográfico.
- Birdlife International. 2013. European Union Plan of Action for reducing incidental catches of seabirds in fishing gears.
- BirdLife International. 2014. IUCN Red List for birds.

- BirdLife International. 2018a. European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- BirdLife International. 2018b. Important Bird Areas factsheet: Graciosa.
- BirdLife International. 2018c. *Pterodroma madeira*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T22698062A132622973.
- Bjørndal, K., Bolten, A., and Chaloupka, M. 2000. Green Turtle Somatic Growth Model: Evidence For Density Dependence. *Ecological Applications*, 10: 269–282.
- Bjørndal, K. A. 1997. Foraging Ecology and Nutrition of Sea Turtles. In *The Biology of Sea Turtles*, pp. 198–230. Ed. by P. L. Lutz and J. A. Musick. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Block, B. A., Jonsen, I. D., Jorgensen, S. J., Winship, A. J., Shaffer, S. A., Bograd, S. J., Hazen, E. L., et al. 2011. Tracking apex marine predator movements in a dynamic ocean. *Nature*, 475: 86–90. Nature Publishing Group.
- Blumstein, D. T., Mennill, D. J., Clemins, P., Girod, L., Yao, K., Patricelli, G., Deppe, J. L., et al. 2011. Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: applications, technological considerations and prospectus. *Journal of Applied Ecology*, 48: 758–767.
- BOE-A-2018-15138. 2018. Ley Orgánica 1/2018, de 5 de noviembre, de reforma del Estatuto de Autonomía de Canarias.
- Bogdanova, M. I., Wanless, S., Harris, M. P., Lindström, J., Butler, A., Newell, M. A., Sato, K., et al. 2014. Among-year and within-population variation in foraging distribution of European shags *Phalacrocorax aristotelis* over two decades: Implications for marine spatial planning. *Biological Conservation*, 170: 292–299. Elsevier Ltd.
- Bolten, A. B., Martins, H. R., Bjørndal, K. A., and Gordon, J. 1993. Size distribution of pelagic-stage loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the waters around the Azores and Madeira. *ARQUIPÉLAGO. Ciências Biológicas e Marinhas = Life and Marine Sciences*, 11: 49–54.
- Bolten, A. B., Bjørndal, K. A., Martins, H. R., Dellinger, T., Biscoito, M. J., Encalada, S. E., and Bowen, B. W. 1998. Transatlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analysis. *Ecological Applications*, 8: 1–7.
- Bolten, A. B., and Witherington, B. E. 2003. *Loggerhead Sea Turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Bolten, A. B. 2003. Active swimmers passive drifters: the oceanic juvenile stage of loggerheads in the Atlantic system. In *Loggerhead Sea Turtles*, pp. 63–78. Ed. by A. B. Bolten and B. E. Witherington. Smithsonian Institution Press, Washington DC.
- Bolten, A. B., and Bjørndal, K. A. 2005. Experiment to Evaluate Gear Modification on Rates of Sea Turtle Bycatch in the Swordfish Longline Fishery in the Azores. Phase 4.
- Bolton, M. 2001. Census of Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea* in the Azores Archipelago 2001-Final Report. Horta, Portugal.
- Bolton, M., Medeiros, R., Hotherhall, B., and Campos, A. 2004. The use of artificial breeding chambers as a conservation measure for cavity-nesting procellariiform seabirds: A case study of the Madeiran storm petrel (*Oceanodroma castro*). *Biological Conservation*, 116: 73–80.
- Bolton, M., Smith, A. L., Gómez-Díaz, E., Friesen, V. L., Medeiros, R., Bried, J., Roscales, J. L., et al. 2008. Monteiro's Storm-petrel *Oceanodroma monteiroi*: A new species from the Azores. *Ibis*, 150: 717–727.

- Borker, A. L., McKown, M. W., Ackerman, J. T., Eagles-Smith, C. A., R.Tershy, B., and Croll, D. A. 2014. Vocal activity as a low cost and scalable index of seabird colony size. *Conservation Biology*, 28: 1100–1108.
- Bost, C. A., and Le Maho, Y. 1993. Seabirds as bio-indicators of changing marine ecosystems: new perspectives. *Acta*, 14: 463–470.
- Boys, R. M., Oliveira, C., Pérez-Jorge, S., Prieto, L., Steiner, L., and Silva, M. A. 2019. Multi-state open robust design applied to opportunistic data reveal dynamics of wide-ranging taxa: the sperm whale case. *Ecoshpere*.
- Braulik, G., and Jefferson, T. A. 2018. *Stenella frontalis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T20732A50375312.
- Bried, J. 2005. Diving Ability of the Madeiran Storm Petrel. *Waterbirds*, 28: 162–166.
- Bried, J., Magalhães, M. C., Bolton, M., Neves, V. C., Bell, E., Pereira, J. C., Aguiar, L., et al. 2009. Seabird Habitat restoration on praia islet, Azores Archipelago. *Ecological Restoration*, 27: 27–36.
- Bried, J., and Neves, V. C. 2015. Habitat restoration on Praia Islet, Azores Archipelago, proved successful for seabirds, but new threats have emerged. *Airo*, 23: 25–35.
- Brooke, M. 2004. Albatrosses and petrels across the world. Oxford University Press, Oxford.
- Brothers, N. P., Cooper, J., and Løkkeborg, S. 1999. The incidental catch of seabirds by longline fisheries: worldwide review and technical guidelines for mitigation.
- Buckland, S. T. T., Rexstad, E. A. A., Marques, T. A. A., and Oedekoven, C. S. S. 2015. Distance Sampling: Methods and Applications. Springer International Publishing.
- Burger, A. E. 2001. Diving depths of shearwaters. *The Auk*, 118: 755–759.
- Buxton, R. T., and Jones, I. L. 2012. Measuring nocturnal seabird activity and status using acoustic recording devices: Applications for island restoration. *Journal of Field Ornithology*, 83: 47–60.
- Cabral, M. J., Almeida, J., Almeida, P. R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., Palmeirim, J. M., et al. 2005. Livro vermelho dos vertebrados de Portugal.
- Campos, A., and Granadeiro, J. P. 1999. Breeding Biology of White-faced Storm-Petrel *Pelagodroma marina* in Selvagem Grande Island, North-east Atlantic. *Waterbirds*, 22: 199–206.
- Carboneras, C., Jutglar, F., and Kirwan, G. M. 2014. Manx Shearwater (*Puffinus puffinus*). In *Handbook of the Birds of the World Alive*. Ed. by J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana. Lynx Edicions, Barcelona.
- Carey, M. J. 2009. The effects of investigator disturbance on procellariiform seabirds: A review. *New Zealand Journal of Zoology*, 36: 367–377.
- Carrillo, M., and Ritter, F. 2010. Increasing numbers of ship strikes in the Canary Islands: proposals for immediate action to reduce risk of vessel-whale collisions. *Journal of Cetacean Research and Management*, 11: 131–138.
- Casale, P., and Marco, A. 2015. *Caretta caretta* (North East Atlantic subpopulation). <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T83776383A83776554.en> (Accessed 13 July 2018).
- Casale, P., and Tucker, A. D. 2017. *Caretta caretta* (amended version of 2015 assessment). <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-2.RLTS.T3897A119333622.en> (Accessed 6 July 2018).
- Catry, P., Geraudes, P., Pio, J. P., and Almeida, A. 2010. Aves marinhas da Selvagem Pequena e do Ilhéu de Fora: censos e notas, com destaque para a dieta da gaivota-de-patas-amarelas. *Airo*, 20: 29–35.

- Catry, P., Dias, M., Catry, T., Pedro, P., Tenreiro, P., and Menezes, D. 2014. Bulwer's petrels breeding numbers on the Desertas Islands (Madeira): improved estimates indicate the NE Atlantic population to be much larger than previously thought. *Airo*, 23: 10–14.
- Chaloupka, M., Bjørndal, K. A., Balazs, G. H., Bolten, A. B., Ehrhart, L. M., Limpus, C. J., Sugasuma, H., et al. 2008. Encouraging outlook for recovery of a once severely exploited marine megaherbivore. *Global Ecology Biogeography*, 17: 297–304.
- Clarke, M. R., Martins, H. R., and Pascoe, P. 1993. The diet of sperm whales (*Physeter macrocephalus* Linnaeus 1758) off the Azores. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 339: 67–82.
- Clukey, K. E., Lepczyk, C. A., Balazs, G. H., Work, T. M., and Lynch, J. M. 2017. Investigation of plastic debris ingestion by four species of sea turtles collected as bycatch in pelagic Pacific longline fisheries. *Marine Pollution Bulletin*, 120: 117–125. Elsevier.
- Clukey, K. E., Lepczyk, C. A., Balazs, G. H., Work, T. M., Li, Q. X., Bachman, M. J., and Lynch, J. M. 2018. Persistent organic pollutants in fat of three species of Pacific pelagic longline caught sea turtles: Accumulation in relation to ingested plastic marine debris. *Science of the Total Environment*, 610–611: 402–411. Elsevier B.V.
- Coelho, R., Santos, M. N., Fernandez-Carvalho, J., and Amorim, S. 2015. Effects of hook and bait in a tropical northeast Atlantic pelagic longline fishery: Part I-Incidental sea turtle bycatch. *Fisheries Research*, 164: 302–311. Elsevier B.V.
- Commission Decision 2010/477/EU. 2010. of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters. 2010/477/EU.
- Commission Decision 2017/848/EU. 2017. 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.
- Commission Directive 2017/845/CE. 2017. 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. 2017/845.
- Cooke, J. G. 2018. *Balaenoptera physalus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2478A50349982.
- Cooper, J., Baccetti, N., Belda, E. J., Borg, J. J., and Oro, D. Papaconstantinou, C. Sanchez, A. 2003. Sea-bird mortality from longline fishing in the Mediterranean Sea and Macronesian waters: a review and a way forward. *Scientia Marina*, 67: 57–64.
- Cormack, R. M. 1964. Estimates of survival from the sighting of marked animals. *Biometrika*, 51: 429–438.
- Council Directive 92/43/EEC. 1992. of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. OJ L 206/7. 92/43/EEC.
- Council Regulation (EC) 812/2004. 2004. of 26.4.2004 laying down measures concerning incidental catches of cetaceans in fisheries and amending Regulation (EC) No 88/98.
- Cruz, M. J., Machete, M., Menezes, G., Rogan, E., and Silva, M. A. 2018. Estimating common dolphin bycatch in the pole-and-line tuna fishery in the Azores. *PeerJ*, 6: e4285.
- Cunha, I., Freitas, L., Alves, F., Dinis, A., Ribeiro, C., Nicolau, C., Ferreira, R., et al. 2017. Marine traffic and potential impacts towards cetaceans within the Madeira EEZ. *Journal of Cetacean Research and Management*, 16: 17–28.

- del Hoyo, J., Elliot, A., and Sargatal, J. 1992. Handbook of the Birds of the World, Vol. 1: Ostrich to Ducks. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Delgado, C., Canário, A. V. M. M., and Dellinger, T. 2010. Sex ratios of loggerhead sea turtles *Caretta caretta* during the juvenile pelagic stage. *Marine Biology*, 157: 979–990.
- Dellinger, T., and Encarnação, H. 2000. Accidental capture of sea turtles by the fishing fleet based at Madeira Island, Portugal. US Department of Commerce NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-443, 218.
- Dinis, A., Alves, F., Nicolau, C., Ribeiro, C., Kaufmann, M., Cañadas, A., and Freitas, L. 2016. Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* group dynamics, site fidelity, residency and movement patterns in the Madeira Archipelago (North-East Atlantic). *African Journal of Marine Science*, 38: 151–160.
- Dinis, A. M. 2014. Ecology and Conservation of Bottlenose Dolphins in Madeira Archipelago, Portugal. 158 pp.
- Directive 2000/60/CE. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- Directive 2008/56/EC. 2008. of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). OJ L 164/19. 2008/56/EC.
- Directive 2009/147/EC. 2009. of the European Parliament and of the Council on the conservation of wild birds.
- Dupont, C., Belin, A., Moreira, G., and Vermonde, B. 2014a. Article 12 Technical Assessment of the MSFD 2012 obligations. Spain. Belgium. 69 pp.
- Dupont, C., Belin, A., Moreira, G., and Vermonde, B. 2014b. Article 12 Technical Assessment of the MSFD 2012 obligations. Portugal. Belgium. 35 pp.
- Equipa Atlas. 2008a. Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005). Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Assírio & Alvim, Lisboa.
- Equipa Atlas. 2008b. Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005). Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Assírio & Alvim, Lisboa.
- Fagundes, A. I., Ramos, J. A., Ramos, U., Medeiros, R., and Paiva, V. H. 2016. Breeding biology of a winter-breeding procellariiform in the North Atlantic, the Macaronesian shearwater *Puffinus lherminieri baroli*. *Zoology*, 119: 421–429. Elsevier GmbH.
- Fais, A., Lewis, T. P., Zitterbart, D. P., Álvarez, O., Tejedor, A., and Aguilar Soto, N. 2016. Abundance and Distribution of Sperm Whales in the Canary Islands: Can Sperm Whales in the Archipelago Sustain the Current Level of Ship-Strike Mortalities? *Plos One*, 11: e0150660.
- Fernández, R., Santos, M. B., Carrillo, M., Tejedor, M., and Pierce, G. J. 2009. Stomach contents of cetaceans stranded in the Canary Islands 1996–2006. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89: 873.
- Ferreira, R. L., Martins, H. R., Silva, A. A., and Bolten, A. B. 2001. Impact of swordfish fisheries on sea turtles in the Azores.
- Ferreira, R. L., Martins, H. R., Bolten, A. B., Santos, M. A., and Erzini, K. 2011. Influence of environmental and fishery parameters on loggerhead sea turtle by-catch in the longline fishery in the Azores archipelago and implications for conservation. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91: 1697–1705.

- Fjeldså, J., and Kirwan, G. M. 2014. Monteiro's Storm-petrel (*Hydrobates monteiroi*). In Handbook of the Birds of the World Alive. Ed. by J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Fontaine, R., Gimenez, O., and Bried, J. 2011. The impact of introduced predators, light-induced mortality of fledglings and poaching on the dynamics of the Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*) population from the Azores, northeastern subtropical Atlantic. *Biological Conservation*, 144: 1998–2011. Elsevier Ltd.
- Freitas, C., Caldeira, R., Reis, J., and Dellinger, T. 2018. Foraging behavior of juvenile loggerhead sea turtles in the open ocean: from Lévy exploration to area-restricted search. *Marine Ecology Progress Series*, 595: 203–215.
- Freitas, L., Dinis, A., Alves, F., and Nóbrega, F. 2004. Cetáceos no arquipélago da Madeira. Edição Museu da Baleia. 108 pp.
- Freitas, L., Dinis, A., Nicolau, C., Ribeiro, C., and Alves, F. 2012. New records of cetaceans' species for Madeira Archipelago with an updated checklist. *Bol Mus Mun Funchal*, 62: 25–43.
- Freitas, L., Ribeiro, C., Dinis, A., Nicolau, C., Alves, F., and Carvalho, A. 2014a. Estudo técnico-científico de suporte à criação de um Sítio de Importância Comunitária (SIC) para o golfinho-roaz (*Tursiops truncatus*) no Arquipélago da Madeira (Deliverable A.7_IA). Technical report of the project CETA-CEOSMADEIRA II (LIFE07 NAT/P/0).
- Freitas, L., Alves, F., Ribeiro, C., Dinis, A., Nicolau, C., and Carvalho, A. 2014b. Estudo técnico-científico de suporte à proposta de criação de áreas de operação para a actividade de whale watching e a respectiva capacidade de carga (Deliverable A.7_IIA). Technical report of the project CETACEOS-MADEIRA II (LIFE07 NAT/P/000646), Madeira.
- García-Álvarez, N., Martín, V., Fernández, A., Almunia, J., Xuriach, A., Arbelo, M., Tejedor, M., et al. 2014. Levels and profiles of POPs (organochlorine pesticides, PCBs, and PAHs) in free-ranging common bottlenose dolphins of the Canary Islands, Spain. *Science of the Total Environment*, 493: 22–31. Elsevier B.V.
- García-Álvarez, N., Fernández, A., Boada, L. D., Zumbado, M., Zaccaroni, A., Arbelo, M., Sierra, E., et al. 2015. Mercury and selenium status of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*): A study in stranded animals on the Canary Islands. *Science of the Total Environment*, 536: 489–498. Elsevier B.V.
- Giménez, J., Ramírez, F., Almunia, J., G. Forero, M., and de Stephanis, R. 2016. From the pool to the sea: Applicable isotope turnover rates and diet to skin discrimination factors for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 475: 54–61. Elsevier B.V.
- Granadeiro, J. P., Dias, M. P., Rebelo, R., Santos, C. D., and Catry, P. 2006. Numbers and Population Trends of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* at Selvagem Grande, Northeast Atlantic. *Waterbirds*, 29: 56–60.
- Green, E. 2017. Tern diet in the UK and Ireland: a review of key prey species and potential impacts of climate change. Royal Society for the Study of Birds. LIFE14 NAT/UK/394 ROSEATE TERN.
- Green, R., and Giese, M. 2004. Negative Effects of Wildlife Tourism on Wildlife. In *Wildlife Tourism: Impacts, Management and Planning*. Ed. by K. Higginbottom.
- Griffin, R., and Griffin, N. J. 2004. Temporal variation in Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) and bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) densities on the west Florida continental shelf. *Aquatic Mammals*, 30: 380–390.
- Groombridge, B. 1993. 1994 IUCN Red list of threatened animals. Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.

- Hammond, P. P. S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., MacLeod, K., et al. 2017. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. Scotland, UK. 39 pp.
- Hammond, P. S. 2009. Mark-recapture. In *Encyclopedia of Marine Mammals* (Second Edition). 705-709 pp.
- Hammond, P. S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K. A., Karkzmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W. F., et al. 2012. *Tursiops truncatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T22563A17347397.
- Hammond, P. S., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D. L., Burt, L., Cañadas, A., Desportes, G., et al. 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation*, 164: 107–122. Elsevier.
- Hart, K., and Fujisaki, I. 2010. Satellite tracking reveals habitat use by juvenile green sea turtles *Chelonia mydas* in the Everglades, Florida, USA. *Endanger. Species Res*, 11: 221–232.
- Hartert, E., and Ogilvie-Grant, W. R. 1905. On the birds of the Azores. *Novitates Zoologicae*, XII: 80–128.
- Hartman, K. L., Fernandez, M., and Azevedo, J. M. N. 2014. Spatial segregation of calving and nursing Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the Azores, and its conservation implications. *Marine Biology*, 161: 1419–1428.
- Hartman, K. L., Fernandez, M., Wittich, A., and Azevedo, J. M. N. 2015. Sex differences in residency patterns of Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the Azores: Causes and management implications. *Marine Mammal Science*, 31: 1153–1167.
- Hartman, K. L. 2018. Risso's dolphin *Grampus griseus*. In *Encyclopedia of Marine Mammals*, Third Edition, pp. 824–826. Ed. by B. Würsig, J. G. M. Thewissen, and K. M. Kovacs. Academic Press.
- Hatase, H., Takai, N., Matsuzawa, Y., Sakamoto, W., Omuta, K., Goto, K., Arai, N., et al. 2002. Size-related differences in feeding habitat use of adult female loggerhead turtles *Caretta caretta* around Japan determined by stable isotope analyses and satellite telemetry. *Marine Ecology-Progress Series*, 233: 273–281.
- Hays, G. C., Fossette, S., Katselidis, K. A., Schofield, G., and Gravenor, M. B. 2010. Breeding periodicity for male sea turtles, operational sex ratios, and implications in the face of climate change. *Conservation Biology*, 24: 1636–1643.
- Hervías, S., Henriques, A., Oliveira, N., Pipa, T., Cowen, H., Ramos, J. A., Nogales, M., et al. 2013. Studying the effects of multiple invasive mammals on Cory's shearwater nest survival. *Biological Invasions*, 15: 143–155.
- Herzing, D. L., and Perrin, W. F. 2018. Atlantic Spotted Dolphin: *Stenella frontalis*. In *Encyclopedia of Marine Mammals* (Third Edition), pp. 40–42. Ed. by B. Würsig, J. G. M. Thewissen, and K. M. Kovacs. Academic Press.
- Hill, W. L. 1995. Intraspecific variation in egg composition. *The Wilson Bulletin*, 107: 382–387.
- Hipfner, J. M., Charette, M. R., and Blackburn, G. S. 2007. Subcolony Variation in Breeding Success in the Tufted Puffin (*Fratercula cirrhata*): Association With Foraging Ecology and Implications. *The Auk*, 124: 1149–1157.
- ICES. 2013. 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. 2014. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). 10–13 March, 2014. Woods Hole, Massachusetts, USA. ICES CM 2014/ACOM:27. 234 pp.

- ICES. 2015. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). 9–12 February 2015, London, UK. ICES CM 2015/ACOM:25. 114 pp.
- ICES. 2017a. Report of the Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC). 12–15 June 2017, Woods Hole, Massachusetts, USA. ICES CM 2017/ACOM:24. 82 pp.
- ICES. 2017b. Bycatch of small cetaceans and other marine animals – Review of national reports under Council Regulation (EC) No. 812/2004 and other published documents.
- ICG COBAM. 2012. MSFD Advice Manual and Background Document on Biodiversity. A living document Version 3.2 of 5 March 2012. Approaches to determining good environmental status, setting of environmental targets and selecting indicators for Marine Strategy Framework Direc. 141 pp.
- Jenouvrier, S., Barbraud, C., Cazelles, B., and Weimerskirch, H. 2016. Modelling Population Dynamics of Seabirds: Importance of the Effects of Climate Fluctuations on Breeding Proportions. *Oikos*, 108: 511–522.
- Jesus, J., Menezes, D., Gomes, S., Oliveira, P., Nogales, M., and Brehm, A. 2009. Phylogenetic relationships of gadfly petrels *Pterodroma* spp. from the Northeastern Atlantic Ocean: Molecular evidence for specific status of Bugio and Cape Verde petrels and implications for conservation. *Bird Conservation International*, 19: 199–214.
- Jolly, G. M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic models. *Biometrika*, 52: 225–247.
- Karamanlidis, A., and Dendrinos, P. 2015. *Monachus monachus* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T13653A117647375.
- Kendall, W. L., Nichols, J. D., and Hines, J. E. 1997. Estimating temporary emigration using capture–recapture data with Pollock’s robust design. *Ecology*, 78: 563–578.
- Kiszka, J., and Braulik, G. 2018. *Grampus griseus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T9461A50356660. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T9461A50356660.en> (Accessed 4 December 2018).
- Kühn, S., Bravo Rebolledo, E. L., and Franeker, J. A. 2015. Deleterious Effects of Litter on Marine Life. In *Marine Anthropogenic Litter*. Ed. by M. Bergmann, L. Gutow, and M. Klages. Springer, Cham.
- Le Grand, G., Emmerson, K., and Martin, A. 1984. The status and consevation of Seabirds in the Macaronesian Islands. ICBP Technical Publication No. 2. In *Status and Conservation of the World’s Seabirds*, pp. 377–391. Ed. by J. P. Croxall, E. P. G. H., and S. R. W. Cambridge.
- Lebreton, J. D., Burnham, K. P., Clobert, J., and Anderson, D. R. 1992. Modelling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs*, 62: 67–118.
- Lewison, R., Oro, D., Godley, B. J., Underhill, L., Bearhop, S., Wilson, R. P., Ainley, D., et al. 2012. Research priorities for seabirds: Improving conservation and management in the 21st century. *Endangered Species Research*, 17: 93–121.
- Lewison, R. L., and Crowder, L. B. 2007. Putting longline bycatch of sea turtles into perspective. *Conservation Biology*, 21: 79–86.
- Lewison, R. L., Crowder, L. B., Wallace, B. P., Moore, J. E., Cox, T., Zydels, R., McDonald, S., et al. 2014. Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111: 5271–6.
- López Jurado, L. F. 2007. Historical review of the archipelagos of Macaronesia and the marine turtles. *Monografías del Instituto Canario de Ciencias Marinas (España)*.

- Lorenzo, J. A., and Barone, R. 2007. Charrán común, *Sterna hirundo*. In Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003), pp. 123–126. Ed. by J. A. Lorenzo. Dirección General de la conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología., Madrid, Spain.
- Lormee, H., Delord, K., Letournel, B., and Barbraud, C. 2012. Population Survey of Leach's Storm-Petrels Breeding at Grand Colombier Island, Saint-Pierre and Miquelon Archipelago. *The Wilson Journal of Ornithology*, 124: 245–252.
- Louis, M., Viricel, A., Lucas, T., Peltier, H., Alfonsi, E., Berrow, S., Brownlow, A., et al. 2014. Habitat-driven population structure of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the North-East Atlantic. *Molecular Ecology*, 23: 857–874.
- Luzardo, J., López-Darias, M., Suárez, V., Calabuig, P., García, E., and Martín, C. 2008. First breeding population of Bulwer's petrel *Bulweria bulwerii* recorded on Gran Canaria (Canary Islands) - population size and morphometric data. *Marine Ornithology*, 36: 159–162.
- Madroño, A., González, C., and Atienza, J. C. 2004. Libro Rojo de Las Aves de España. Dirección General para la Diversidad-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Mallory, M. L., Robinson, S. A., Hebert, C. E., and Forbes, M. R. 2010. Seabirds as indicators of aquatic ecosystem conditions: A case for gathering multiple proxies of seabird health. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 7–12. Elsevier Ltd.
- MAPAMA. 2012. Estrategias Marinas. Evaluación Inicial - Buen Estado Ambiental. Mamíferos Marinos y Tortugas. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, Spain.
- Martín, A., Nogales, M., Quilis, V., Delgado, G., Hernández, E., Trujillo, O., Santana, F., et al. 1987. Distribución y status de las aves marinas nidificantes en el archipiélago canario con vistas a su conservación. Tenerife, Spain.
- Martín, V. M., Servidio, A., Tejedor, M., Arbelo, M., Braderlau, B., Nieves, S., Pérez, M., et al. 2009. Cetaceans and conservation in the Canary Islands. In 18th Biennial Conference of the Society for Marine Mammals. Quebec City, Canada.
- Medina, F. M., and Nogales, M. 2009. A review on the impacts of feral cats (*Felis silvestris catus*) in the Canary Islands: Implications for the conservation of its endangered fauna. *Biodiversity and Conservation*, 18: 829–846.
- Meylan, P. A., Meylan, A. B., and Gray, J. A. 2011. The ecology and migrations of sea turtles 8. Tests of the developmental habitat hypothesis. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.*, 357: 1–70.
- Minton, G., Braulik, G., and Reeves, R. 2018. *Globicephala macrorhynchus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T9249A50355227.
- MISTIC SEAS. 2015. Macaronesia Islands Standard Indicators and Criteria: Reaching Common Grounds on Monitoring Marine Biodiversity in Macaronesia. No. 11.0661/2015/712629/SUB/ENVC.2 pp.
- MISTIC SEAS. 2016a. MISTIC SEAS - Technical Report 1. 190 pp.
- MISTIC SEAS. 2016b. MISTIC SEAS - Technical Report 2. 145 pp.
- MISTIC SEAS II. 2017a. Applying a subregional coherent and coordinated approach to the monitoring and assessment of marine biodiversity in Macaronesia for the second cycle of the MSFD 'MISTIC SEAS 2'.
- MISTIC SEAS II. 2017b. Abundance of Oceanic Cetaceans and Loggerhead Census (OCEANIC).
- MISTIC SEAS II. 2017c. Workshop for coastal surveys, July 2017, following on the MISTIC SEAS I project which established the general design of the surveys.

- Monteiro, L. R., Ramos, J. A., and Furness, R. W. 1996a. Past and present status and conservation of the seabirds breeding in the Azores archipelago. *Biological Conservation*, 78: 319–328.
- Monteiro, L. R., Ramos, J. A., Furness, R. W., and del Nevo, A. J. 1996b. Movements, morphology, moult, diet and feeding of seabirds in the Azores. *Colonial Waterbirds*, 19: 82–9.
- Monteiro, L. R., Ramos, J. A., Pereira, J. C., Monteiro, P. R., Feio, R. S., Thompson, D. R., Bearhop, S., et al. 1999. Status and Distribution of Fea's Petrel, Bulwer's Petrel, Manx Shearwater, Little Shearwater and Band-Rumped Storm-Petrel in the Azores Archipelago. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology*, 22: 358.
- Monteiro, L. R. 2000. The Azores. In *Important Bird Areas in Europe: Priority sites for conservation*, Volume 2., pp. 463–471. Ed. by M. F. Heath and M. I. Evans. Cambridge: BirdLife International.
- Montevecchi, W. A., Hedd, A., McFarlane Tranquilla, L., Fifield, D. A., Burke, C. M., Regular, P. M., Davoren, G. K., et al. 2012. Tracking seabirds to identify ecologically important and high risk marine areas in the western North Atlantic. *Biological Conservation*, 156: 62–71. Elsevier Ltd.
- Monzón-Argüello, C., Varo-Cruz, N., Liria-Loza, A., and López-Jurado, L. F. 2015. La tortuga verde (*Chelonia mydas*) y la Red Natura 2000 en Canarias. 134 pp.
- Monzón-Argüello, C., Varo-Cruz, N., and Orós, J. 2018a. La tortuga verde (*Chelonia mydas*) y la red Natura 2000 en Canarias. Fase II. 138 pp.
- Monzón-Argüello, C., Cardona, L., Calabuig, P., Camacho, M., Crespo-Picazo, J. L., García-Párraga, D., Mayans, S., et al. 2018b. Supplemental feeding and other anthropogenic threats to green turtles (*Chelonia mydas*) in the Canary Islands. *Science of the Total Environment*, 621: 1000–1011. Elsevier B.V.
- Moore, C. C. 1994. Transect counts of pelagic seabirds in Azorean waters. *Arquipélago: Life and Marine Sciences*, 12: 111–116.
- Musick, J. A., and Limpus, C. J. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. *The biology of sea turtles*, 1: 137–163.
- Neves, V., Nava, C. P., Cormons, M., and Bremer, E. 2015. Migration routes and non-breeding areas of Common Terns *Sterna hirundo* from the Azores Journal. *Emu Austral Ornithology*, 115: 158–167.
- Neves, V. C. 2005. Towards a Conservation Strategy of the Roseate Tern *Sterna dougallii* in the Azores Archipelago. University of Glasgow. 222 pp.
- Neves, V. C., Murdoch, N., and Furness, R. W. 2006. Population status and diet of the Yellow-legged Gull in the Azores. *Arquipélago. Life and Marine Sciences*, 23A: 59–73.
- Neves, V. C., Nolf, D., and Clarke, M. R. 2011a. Diet of Bulwer's petrel (*Bulweria bulwerii*) in the Azores, NE Atlantic. *Waterbirds*, 34: 357–362.
- Neves, V. C., Bried, J., González-Solís, J., Roscales, J. L., and Clarke, M. R. 2012. Feeding ecology and movements of the Barolo Shearwater *Puffinus baroli baroli* in the Azores, NE Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 452: 269–285.
- Neves, V. C., Nava, C. P., Cormons, M., Bremer, E., Castresana, G., Lima, P., Azevedo Júnior, S. M., et al. 2016. Migration routes and non-breeding areas of Common Terns (*Sterna hirundo*) from the Azores. *Emu*, 115: 158–167.
- Neves, V. C., Nava, C., Monteiro, E. V., Monteiro, P. R., and Bried, J. 2017. Depredation of Monteiro's Storm-Petrel (*Hydrobates monteiroi*) Chicks by Madeiran Wall Lizards (*Lacerta dugesii*). *Waterbirds*, 40: 82–86.
- Neves, V. C. V., Panagiotakopoulos, S., and Ratcliffe, N. 2011b. Predation on roseate tern eggs by European starlings in the Azores. *Arquipélago - Life and Marine Sciences*, 28: 15–23.

- Newell, M., Harris, M. P., Gunn, C. M., Burthe, S., Wanless, S., and Daunt, F. 2016. Isle of May seabird studies in 2013. JNCC Report No: 475i.
- Nicolau, C., Alves, F., Ferreira, R., Henriques, F., Carvalho, A., Cunha, I., and Freitas, L. 2014. Surveillance of the conservation status of cetaceans' species in Madeira offshore waters (Deliverable A.8_I). Technical report of the project CETACEOSMADEIRA II (LIFE07 NAT/P/000646). Madeira.
- Okuyama, T., and Bolker, B. M. 2005. Combining genetic and ecological data to estimate sea turtle origins. *Ecological Applications*, 15: 315–325.
- Oliveira, C. I. B. de. 2005. A actividade de observação turística de cetáceos no arquipélago dos Açores Contribuição para o seu desenvolvimento sustentável. Departamento de Ciências Agrárias, Universidade dos Açores.
- Oliveira, N., Pipa, T., Silva, C., Teodósio, J., and Andrade, J. 2016. Final Report of the Monteiro's Storm-petrel Project (phase 1). Lisboa, Portugal.
- Oliveira, P., and Moniz, P. 1995. Population size, breeding chronology, annual cycle and effects of inter-specific competition on the reproductive success of little shearwater *Puffinus assimilis baroli* in Selvagem. In *Threats to seabirds: Proceedings of the 5th International Seabird Group conference*. Seabird Group, Sandy, p. 35. Tasker, M. L.
- Oppel, S., Beaven, B. M., Bolton, M., Bodey, T., Geraldès, P., Oliveira, N., Parejo, S., et al. 2011. Plans to eradicate invasive mammals on an island inhabited by humans and domestic animals (Corvo, Azores, Portugal). In *8th European Conference Vertebrate Pest Management Conference*. Julius-Kühn-Archiv, Berlin, 26-30 September.
- Oppel, S., Hervías, S., Oliveira, N., Pipa, T., Cowen, H., Silva, C., and Geraldès, P. 2012. Estimating feral cat density on Corvo Island, Azores, to assess the feasibility of feral cat eradication. *Airo*, 22: 3–11.
- Oppel, S., Hervías, S., Oliveira, N., Pipa, T., Silva, C., Geraldès, P., Goh, M., et al. 2014. Estimating population size of a nocturnal burrow-nesting seabird using acoustic monitoring and habitat mapping. *Nature Conservation*, 7: 1–13.
- Orós, J., Torrent, A., Calabuig, P., and Déniz, S. 2005. Diseases and causes of mortality among sea turtles stranded in the Canary Islands, Spain (1998-2001). *Diseases of aquatic organisms*, 63: 13–24.
- Orós, J., Montesdeoca, N., Camacho, M., Arencibia, A., and Calabuig, P. 2016. Causes of stranding and mortality, and final disposition of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) admitted to a wildlife rehabilitation center in Gran Canaria Island, Spain (1998-2014): A long-term retrospective study. *PLoS ONE*, 11: 1–14.
- Orrell, T., and Nicolson, D. 2018. ITIS Global: The Integrated Taxonomic Information System (version Jun 2017). Species 2000 & I. In *Species 2000 & ITIS Catalogue of Life*, 29th November 2018. Ed. by Y. Roskov, G. Ower, T. Orrell, D. Nicolson, N. Bailly, P. M. Kirk, T. Bourgoin, et al. Species 2000, Naturalis, Leiden, the Netherlands.
- OSPAR. 2009. Assessment of the environmental impact of underwater noise. Biodiversity Series. Londres. 43 pp.
- Paiva, V. H., Ramos, J. A., Nava, C., Neves, V., Bried, J., and Magalhães, M. 2018. Inter-sexual habitat and isotopic niche segregation of the endangered Monteiro's storm-petrel during breeding. *Zoology*, 126: 29–35. Elsevier GmbH.
- Parsons, E. C. M. 2012. The Negative Impacts of Whale-Watching. *Journal of Marine Biology*, 2012: 8072.
- Parsons, M., Mitchell, I., Butler, A., Ratcliffe, N., Frederiksen, M., Foster, S., and Reid, J. B. 2008. Seabird as indicators of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 1520–1526.

- Pham, C. K., Rodríguez, Y., Dauphin, A., Carriço, R., Frias, J. P. G. L., Vandeperre, F., Otero, V., et al. 2017. Plastic ingestion in oceanic-stage loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) off the North Atlantic subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 121: 222–229. Elsevier.
- Piatt, J. F., Harding, A. M., Shultz, M., Speckman, S. G., Van Pelt, T. I., Drew, G. S., and Kettle, A. B. 2007. Seabirds as indicators of marine food supplies: Cairns revisited. *Marine Ecology Progress Series*, 352: 221–234.
- Pinela, A. M., Quéróvil, S., Magalhães, S., Silva, M. A., Prieto, R., Matos, J. A., and Santos, R. S. 2009. Population genetics and social organization of the sperm whale (*Physeter macrocephalus*) in the Azores inferred by microsatellite analyses. *Canadian Journal of Zoology*, 87: 802–813.
- Plotkin, P. 2003. Adult migrations and habitat use. *The biology of sea turtles*, 3: 225–241.
- Pollock, K. H. 1982. A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. *The Journal of Wildlife Management*, 46: 752–757.
- Pollock, K. H., Nichols, J. D., Brownie, C., and Hines, J. E. 1990. Statistical Inference for Capture-Recapture Experiments. *Wildlife Monographs*, 2: 3–97.
- Precheur, C., Barbraud, C., Martail, F., Mian, M., Nicolas, J. C., Brithmer, R., Belfan, D., et al. 2016. Some like it hot: Effect of environment on population dynamics of a small tropical seabird in the Caribbean region. *Ecosphere*, 7: 1–18.
- Prieto, R., and Silva, M. A. 2010. Mammalia. In *A list of the terrestrial and marine biota from the Azores*, p. 432. Ed. by P. A. V. Borges and et al. Cascais: Príncipeia.
- Prins, T. C., Borja, A., Simbora, N., Tsangaris, C., Van der Meulen, M. D., Boon, A. R., Menchaca, I., et al. 2014. Coherent geographic scales and aggregation rules for environmental status assessment within the Marine Strategy Framework Directive. Towards a draft guidance. *Deltares/AZTI/HCMR, Report 1207879-000-ZKS-0014 to the European Commission*: 130.
- Puig-Lozano, R., Bernaldo de Quirós, Y., Díaz-Delgado, J., García-Álvarez, N., Sierra, E., De la Fuente, J., Sacchini, S., et al. 2018. Retrospective study of foreign body-associated pathology in stranded cetaceans, Canary Islands (2000–2015). *Environmental Pollution*, 243: 519–527. Elsevier Ltd.
- Putman, N. F., and Mansfield, K. L. 2015. Direct evidence of swimming demonstrates active dispersal in the sea turtle ‘lost years’. *Current Biology*, 25: 1221–1227. Elsevier Ltd.
- Quéróvil, S., Silva, M. A., Freitas, L., Prieto, R., Magalhães, S., Dinis, A., Alves, F., et al. 2007. High gene flow in oceanic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) of the North Atlantic. *Conservation Genetics*, 8: 1405–1419.
- Quéróvil, S., Freitas, L., Cascão, I., Alves, F., Dinis, A., Almeida, J. R., Prieto, R., et al. 2010. Molecular insight into the population structure of common and spotted dolphins inhabiting the pelagic waters of the Northeast Atlantic. *Marine Biology*, 157: 2567–2580.
- Ramírez, I., Paiva, V. H., Menezes, D., Silva, I., Phillips, R. A., Ramos, J. A., and Garthe, S. 2013. Year-round distribution and habitat preferences of the Bugio petrel. *Marine Ecology Progress Series*, 476: 269–284.
- Ramírez, J. 2017. Estimación de la densidad del Paíño de Monteiro (*Hydrobates monteiroi*) mediante bioacústica. Universidad de Vigo.
- Ramos, R., Sanz, V., Militão, T., Bried, J., Neves, V. C., Biscoito, M., Phillips, R. A., et al. 2015. Leapfrog migration and habitat preferences of a small oceanic seabird, Bulwer’s petrel (*Bulweria bulwerii*). *Journal of Biogeography*, 42: 1651–1664.

- Rayner, M. J., Gaskin, C. P., Stephenson, B. M., Fitzgerald, N. B., Landers, T. J., Robertson, B. C., Scofield, R. P., et al. 2013. Brood patch and sex-ratio observations indicate breeding provenance and timing in New Zealand Storm-Petrel *Fregetta maoriana*. *Marine Ornithology*, 41: 107–111.
- Reeves, R., McClellan, K., and Werner, T. 2013. Marine mammal bycatch in gillnet and other entangling net fisheries, 1990 to 2011. *Endangered Species Research*, 20: 71–97.
- Reijnders, P. J. H. 1997. Towards Development of Conservation objectives for ASCOBANS.
- Reyes, C., Schiavi, A., and Aguilar, de S. N. 2015. Zifios de Blainville y de Cuvier en El Hierro: estima poblacional, parámetros de vida y estructura social. In 1st National Biodiversity Congress. April 2015, La Orotava. Tenerife, Canary Islands.
- Robert, A., Paiva, V. H., Bolton, M., Jiguet, F., and Bried, J. 2012. The interaction between reproductive cost and individual quality is mediated by oceanic conditions in a long-lived bird. *Ecology*, 93: 1944–1952.
- Roberts, J. J., Best, B. D., Mannocci, L., Fujioka, E., Halpin, P. N., Palka, D. L., Garrison, L. P., et al. 2016. Habitat-based cetacean density models for the U.S. Atlantic and Gulf of Mexico. *Scientific Reports*, 6: 1–12. Nature Publishing Group.
- Rodrigues, P., Aubrecht, C., Gil, A., Longcore, T., and Elvidge, C. 2012. Remote sensing to map influence of light pollution on Cory's shearwater in São Miguel Island, Azores Archipelago. *European Journal of Wildlife Research*, 58: 147–155.
- Rodríguez-Godoy, F., and Padrón, A. 2016. Seguimiento de poblaciones de especies amenazadas. Pel-agodroma marina (Latham, 1790) Lanzarote. Julio de 2016. Gobierno de Canarias y Dracaena. Informe Inédito.
- Rodríguez, A., Rodríguez, B., and Lucas, M. P. 2012. Trends in numbers of petrels attracted to artificial lights suggest population declines in Tenerife, Canary Islands. *Ibis*, 154: 167–172.
- Rodríguez, A., Holmes, N. D., Ryan, P. G., Wilson, K. J., Faulquier, L., Murillo, Y., Raine, A. F., et al. 2017. Seabird mortality induced by land-based artificial lights. *Conservation Biology*, 31: 986–1001.
- Rodríguez, B., de León, L., Martín, A., Alonso, J., and Nogales, M. 2003. Status and distribution of breeding seabirds in the northern islets of Lanzarote, Canary Islands. *Atlantic Seabirds*, 5: 41–56.
- Ruiz de la Rosa, M., Tuya, F., Herrera, R., Moro-Abad, L., Espino, F., Haroun, R., and Manen, P. 2015. Praderas de angiospermas marinas de las Islas Canarias. In *Atlas de las praderas marinas de España*, pp. 425–487. Ed. by J. M. Ruiz, J. E. Guillén, A. R. Segura, and M. M. Otero.
- Santos, M. B., Martin, V., Arbelo, M., Fernández, A., and Pierce, G. J. 2007. Insights into the diet of beaked whales from the atypical mass stranding in the Canary Islands in September 2002. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87: 243–251.
- Santos, M. B., Read, F. L., Saavedra, C., Lens, S., Stephanis, R., Giménez-Verdugo, J., Verborgh, P., et al. 2012. Estrategias marinas: Grupo Mamíferos Marinos. Evaluación inicial y buen estado ambiental. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA) NIPO: 280-12-175-8, Madrid, Spain. 448 pp.
- Santos, M. B., and Pierce, G. J. 2015. Marine mammals and good environmental status: science, policy and society; challen and opportunities. *Hydrobiologia*, 750: 13–41.
- Schofield, G., Katselidis, K. A., Dimopoulos, P., and Pantis, J. D. 2008. Investigating the viability of photo-identification as an objective tool to study endangered sea turtle populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 360: 103–108.

- Schroeder, B. A., Foley, A. M., and Bagley, D. A. 2003. Nesting patterns, reproductive migrations, and adult foraging areas of loggerhead turtles. In *Loggerhead Sea Turtles*, pp. 114–124. Ed. by A. B. Bolten and B. E. Witherington. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Schuyler, Q. A., Wilcox, C., Townsend, K. A., Wedemeyer-Strombel, K. R., Balazs, G., van Sebille, E., and Hardesty, B. D. 2016. Risk analysis reveals global hotspots for marine debris ingestion by sea turtles. *Global Change Biology*, 22: 567–576.
- Scott Brandes, T. 2008. Automated sound recording and analysis techniques for bird surveys and conservation. *Bird Conservation International*, 18: S163–S173.
- Seber, G. A. F. . 1965. A note on the multiple-recapture census. *Biometrika*, 52: 249–259.
- Seminoff, J. A. 2004. *Chelonia mydas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T4615A11037468. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T4615A11037468.en> (Accessed 29 November 2018).
- SEO/BirdLife. 2012. Estrategias Marinas. Grupo Aves. Evaluación inicial y buen estado ambiental.
- Servidio, A. 2014. Distribution, social structure and habitat use of short-finned pilot whale, *Globicephala macrorhynchus*, in the Canary Islands. University of St. Andrews.
- Sierra, E., Fernández, A., Espinosa De Los Monteros, A., Arbelo, M., Díaz-Delgado, J., Andrada, M., and Herráez, P. 2014. Histopathological muscle findings may be essential for a definitive diagnosis of suspected sharp trauma associated with ship strikes in stranded cetaceans. *PLoS ONE*, 9.
- Silva, C. 2008. A população residente de *Tursiops truncatus* num quadro de gestão integrada do estuário do Sado: Proposta de um acordo voluntário. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal. Master's Thesis. 114 pp.
- Silva, M. A., Prieto, R., Magalhães, S., Seabra, M. I., Santos, R. S., and Hammond, P. S. 2008. Ranging patterns of bottlenose dolphins living in oceanic waters: Implications for population structure. *Marine Biology*, 156: 179–192.
- Silva, M. A., Magalhães, S., Prieto, R., Santos, R. S., and Hammond, P. S. 2009. Estimating survival and abundance in a bottlenose dolphin population taking into account transience and temporary emigration. *Marine Ecology Progress Series*, 392: 263–276.
- Silva, M. A., Machete, M., Reis, D., Santos, M., Prieto, R., Dâmaso, C., Pereira, J. G., et al. 2011. A review of interactions between cetaceans and fisheries in the Azores. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21: 17–27.
- Silva, M. A., Prieto, R., Magalhães, S., Seabra, M. I., Machete, M., and Hammond, P. S. 2012. Incorporating information on bottlenose dolphin distribution into marine protected area design. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22: 122–133.
- Silva, M. A., Prieto, R., Jonsen, I., Baumgartner, M. F., and Santos, R. S. 2013. North Atlantic Blue and Fin Whales Suspend Their Spring Migration to Forage in Middle Latitudes: Building up Energy Reserves for the Journey? *PLoS ONE*, 8.
- Silva, M. A., Prieto, R., Cascão, I., Seabra, M. I., Machete, M., Baumgartner, M. F., and Santos, R. S. 2014. Spatial and temporal distribution of cetaceans in the mid-Atlantic waters around the Azores. *Marine Biology Research*, 10: 123–137. Taylor & Francis.
- SRA. 2014. Estratégia Marinha para a subdivisão da Madeira. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Secretaria Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais.
- Stanley, T. R., and Richards, J. D. 2005. Software Review: A program for testing capture–recapture data for closure. *Wildlife Society Bulletin*, 33: 782–785.

- Steiner, L., Pérez, M., van der Linde, M., Freitas, L., Peres dos Santos, R., Martin, V., and Gordon, J. 2015. Long distance movements of female/immature sperm whales in the North Atlantic. In 21st Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals: Bridging the Past Toward the Future, organised by the Society of Marine Mammalogy. San Francisco, USA, 13-18 December 2015.
- Su, C. M., Huang, C. T., and Cheng, I. J. 2015. Applying a fast, effective and reliable photographic identification system for green turtles in the waters near Luichiu Island, Taiwan. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 467: 115–120. Elsevier B.V.
- Swimmer, Y., Empey Campora, C., Mcnaughton, L., Musyl, M., and Parga, M. 2013. Post-release mortality estimates of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) caught in pelagic longline fisheries based on satellite data and hooking location. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24: 498–510.
- Sydean, W. J., Thompson, S. A., and Kitaysky, A. 2012. Seabirds and climate change: Roadmap for the future. *Marine Ecology Progress Series*, 454: 107–117.
- Taylor, B. L., Baird, R., Barlow, J., Dawson, S. M., Ford, J., Mead, J. G., Notarbartolo di Sciara, G., et al. 2008a. *Ziphius cavirostris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T23211A9429826.
- Taylor, B. L., Baird, R., Barlow, J., Dawson, S. M., Ford, J., Mead, J. G., Notarbartolo di Sciara, G., et al. 2008b. *Physeter macrocephalus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T41755A10554884.
- Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., Bishop, J. R. B., et al. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47: 5–14.
- Tobeña, M., Escáñez, A., Rodríguez, Y., López, C., Ritter, F., and Aguilar, N. 2014. Inter-island movements of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* among the Canary Islands: Online catalogues and implications for conservation and management. *African Journal of Marine Science*, 36: 137–141.
- Tobeña, M., Prieto, R., Machete, M., and Silva, M. A. 2016. Modeling the Potential Distribution and Richness of Cetaceans in the Azores from Fisheries Observer Program Data. *Frontiers in Marine Science*, 3.
- Varo-Cruz, N., Monzón-Argüello, C., Carrillo, M., Calabuig, P., and Liriz-Loza, A. 2015. Tortuga olivácea *Lepidochelys olivacea*. In *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Ed. by A. Salvador and A. Marco. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, Spain.
- Varo-Cruz, N., Bermejo, J. A., Calabuig, P., Cejudo, D., Godley, B. J., López-Jurado, L. F., Pikesley, S. K., et al. 2016. New findings about the spatial and temporal use of the Eastern Atlantic Ocean by large juvenile loggerhead turtles. *Diversity Distrib*, 22: 481–492.
- Varo-Cruz, N., Cejudo, D., Calabuig, P., Herrera, R., Urioste, J., and Monzón-Argüello, C. 2017. Records of the hawksbill sea turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Canary Islands. *Marine Turtle Newsletter*, 154: 1–6.
- Viblanc, V. A., Smith, A. D., Gineste, B., and Groscolas, R. 2012. Coping with continuous human disturbance in the wild : insights from penguin heart rate response to various stressors Coping with continuous human disturbance in the wild : insights from penguin heart rate response to various stressors.
- Visser, F., Hartman, K. L., Rood, E. J. J., Hendriks, A. J. E., Zult, D. B., Wolff, W. J., Huisman, J., et al. 2011. Risso's dolphins alter daily resting pattern in response to whale watching at the Azores. *Marine Mammal Science*, 27: 366–381.
- Watson, R., and Pauly, D. 2001. Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature*, 414: 534–536.

- Wells, R. S., and Scott, M. D. 2018. Bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, Common bottlenose dolphin. In Encyclopedia of Marine Mammals Third Edition, pp. 118–125. Ed. by B. Würsig, J. G. M. Thewissen, and K. M. Kovacs. Academic Press, San Diego, USA.
- Werner, S., Budziak, A., van Franeker, J., Galgani, F., Hanke, G., Maes, T., Matiddi, M., et al. 2016. Harm caused by Marine Litter. MSFD GES TG Marine Litter - Thematic Report; JRC Technical report; EUR 28317 EN.
- Wernham, C. V., Toms, M. P., Marchant, J. H., Clark, J. A., Siriwardena, G. M., and Baillie, S. R. 2002. The Migration Atlas: Movements of the Birds of Britain and Ireland. T. & A. D. Poyser, London, UK.
- WG GES. 2017. Guidance for Assessment under Article 8 of the MSFD.
- Whitehead, H. 2002. Estimates of the current global population size and historical trajectory for sperm whales Hal. Marine Ecology Progress Series, 242: 295–304.
- Whitehead, H. 2003. Sperm Whales: Social Evolution in the Ocean. University of Chicago Press, Chicago, IL, USA.
- Wibbels, T., Owens, D. W., Limpus, C. J., Reed, P. C., and Amoss, M. S. 1990. Seasonal changes in serum gonadal steroids associated with migration, mating, and nesting in the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). General and Comparative Endocrinology, 79: 154–164.
- Wilson, B., Hammond, P. S., and Thompson, P. M. 1999. Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. Ecological Applications, 9: 288–300.
- Zino, F., and Biscoito, M. 1994. Breeding seabirds in the Madeira archipelago. In Seabird on Islands. Threats, Case Studies and Action Plans., pp. 172–185. Ed. by D. Nettleship, J. Burger, and M. Gochfeld. BirdLife International, Cambridge.
- Zino, F., Heredia, B., and Biscoito, M. 1995. Action plan for Zino's petrel *Pterodroma madeira*.
- Zino, F., Oliveira, P., King, S., Buckle, A., Biscoito, M., Neves, H. C., and Vasconcelos, A. 2001. Conservation of Zino's petrel *Pterodroma madeira* in the archipelago of Madeira. Oryx, 35: 128.
- Žydelis, R., Small, C., and French, G. 2013. The incidental catch of seabirds in gillnet fisheries: A global review. Biological Conservation, 162: 76–88.



MISTIC SEAS II



MACARONESIA

Coordinated by:



Partners:



Secretaria Regional
do Ambiente e Recursos Naturais



Supported by the:



Grant Agreement
11.966/2017/759679/SUB/ENV/C2