

EVALUACIÓN DEL MEDIO MARINO



Tercer ciclo de estrategias marinas

DESCRIPTOR 1 BIODIVERSIDAD AVES MARINAS



Cofinanciado por
la Unión Europea



GOBIERNO
DE ESPAÑA

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



Plan de
Recuperación,
Transformación
y Resiliencia

ESTRATEGIAS
MARINAS
Protegiendo el mar para todos



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO



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

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

NIPO: 665-25-050-2

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

MITECO: www.miteco.es



Autores del documento

COORDINACIÓN (MITECO)

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

SEO/BirdLife

- José Manuel Arcos (SEO/BirdLife)
- Juan Bécares (apoyo externo-Cory's)
- Paulo Lago (SEO/BirdLife)
- Daniel Rey (SEO/BirdLife)
- Marcel Gil (apoyo externo-Cory's)



ÍNDICE

Autores del documento	3
1. Introducción.....	7
2. Definición de buen estado ambiental (BEA).....	9
3. Características (grupos de especies), elementos (especies) y criterios evaluados en el Descriptor 1 – Biodiversidad – Aves marinas	11
3.1. Consideraciones sobre los elementos de evaluación.....	11
3.2. Consideraciones sobre los criterios de evaluación	13
3.3. Periodo de evaluación.....	14
4. Metodología de evaluación por criterio	16
4.1. D1C1 captura accidental	16
4.1.1. Métodos de evaluación y definición de umbrales.....	16
4.1.2. Indicadores y valores umbral.....	17
4.1.3. Fuentes de información.....	18
4.1.4. Presentación de la información.....	20
4.2. D1C2 abundancia.....	22
4.2.1. Métodos de evaluación y definición de umbrales.....	22
4.2.2. Indicadores y valores de referencia.....	22
4.2.3. Fuentes de información.....	24
4.3. D1C3 características demográficas.....	25
4.3.1. Métodos de evaluación y definición de umbrales.....	25
4.3.2. Indicadores y valores de referencia.....	25
4.3.3. Fuentes de información.....	28
4.4. D1C4 distribución.....	28
4.4.1. Métodos de evaluación y definición de umbrales.....	28
4.5. D1C5 hábitat	28
5. Especies de aves marinas	30
5.1. Petrel de Bulwer (<i>Bulweria bulwerii</i>).....	32
5.1.1. Áreas de evaluación.....	32
5.1.2. Resultados de la evaluación	32
5.2. Pardela cenicienta mediterránea (<i>Calonectris diomedea</i>).....	37
5.2.1. Áreas de evaluación.....	37
5.2.2. Resultados de la evaluación	37
5.3. Pardela cenicienta atlántica (<i>Calonectris borealis</i>)	44
5.3.1. Áreas de evaluación.....	44
5.3.2. Resultados de la evaluación	44
5.4. Pardela balear (<i>Puffinus mauretanicus</i>).....	49



5.4.1. Áreas de evaluación.....	49
5.4.2. Resultados de la evaluación	49
5.5. Pardela chica macaronésica (<i>Puffinus baroli</i>).....	55
5.5.1. Áreas de evaluación.....	55
5.5.2. Resultados de la evaluación	55
5.6. Paíño europeo (<i>Hydrobates pelagicus</i>)	59
5.6.1. Áreas de evaluación.....	59
5.6.2. Resultados de la evaluación	59
5.7. Paíño de Madeira (<i>Hydrobates castro</i>).....	64
5.7.1. Áreas de evaluación.....	64
5.7.2. Resultados de la evaluación	64
5.8. Cormorán moñudo (atlántico) (<i>Gulosus aristotelis aristotelis</i>)	67
5.8.1. Áreas de evaluación.....	67
5.8.2. Resultados de la evaluación	67
5.9. Cormorán moñudo mediterráneo (<i>Gulosus aristotelis desmarestii</i>).....	72
5.9.1. Áreas de evaluación.....	72
5.9.2. Resultados de la evaluación	72
5.10. Gaviota de Audouin (<i>Larus audouinii</i>)	77
5.10.1. Áreas de evaluación.....	77
5.10.2. Resultados de la evaluación.....	77
5.11. Gaviota tridáctila (<i>Rissa tridactyla</i>)	82
5.11.1. Áreas de evaluación.....	82
5.11.2. Resultados de la evaluación.....	82
5.12. Charrán patinegro (<i>Thalasseus sandwicensis</i>).....	84
5.12.1. Áreas de evaluación.....	84
5.12.2. Resultados de la evaluación.....	84
5.13. Charrán común (<i>Sterna hirundo</i>).....	87
5.13.1. Áreas de evaluación.....	87
5.13.2. Resultados de la evaluación.....	87
5.14. Charrancito común (<i>Sternula albifrons</i>).....	90
5.14.1. Áreas de evaluación.....	90
5.14.2. Resultados de la evaluación.....	90
5.15. Arao común (<i>Uria aalge</i>).....	93
5.15.1. Áreas de evaluación.....	93
5.15.2. Resultados de la evaluación.....	93
6. Referencias	96



INTRODUCCIÓN



1. Introducción

Las aves marinas son uno de los componentes del ecosistema considerados dentro del descriptor 1 de la Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva Marco sobre la Estrategia Marina, DMEM) y, por tanto, deben ser evaluados de acuerdo a unos criterios y normas metodológicas descritas en el siguiente apartado de este documento, de acuerdo a la Decisión (UE) 2017/848.

La Comisión Europea, en su guía del artículo 8 de la DMEM, propone que la evaluación de las aves marinas se realice a escala regional, a través de la cooperación entre los distintos países implicados. Sin embargo, cada Estado miembro debe reportar dichos datos a nivel de sus áreas marinas de reporte (Marine Reporting Units, MRU). Es por ello que la evaluación se ha realizado, en primer lugar, al nivel de demarcación marina, aportando posteriormente una valoración a nivel estatal en los casos en los que se ha considerado pertinente. Cabe tener en cuenta que España cuenta con cinco demarcaciones marinas repartidas entre tres regiones biogeográficas, con poblaciones generalmente bien diferenciadas, o que pasan diferentes fases de su ciclo anual en las distintas demarcaciones, por lo que la evaluación a nivel de demarcación marina cobra mayor sentido que la evaluación a nivel estatal.

La evaluación se centra, por tanto, en las especies de aves marinas más características de cada demarcación marina. Por ello, se ha tratado de evaluar, en la medida de lo posible, las especies incluidas en los programas de seguimiento del segundo ciclo de las estrategias marinas ES-AV-1 (censos en colonias) y ES-AV-2 (productividad de aves reproductoras), en los que se tuvieron en cuenta distintos factores como su representatividad geográfica, ecológica y taxonómica, su grado de amenaza y la disponibilidad de información. Se ha tenido en cuenta también la concordancia con los países vecinos a través de la coordinación subregional de la DMEM, teniendo en cuenta también los resultados del proyecto MISTIC SEAS II en el ámbito de la región Macaronésica.

En total se evalúan 15 especies distintas repartidas entre las cinco demarcaciones marinas de España (Figura 1). Ver más adelante la Tabla 1 para más detalles.

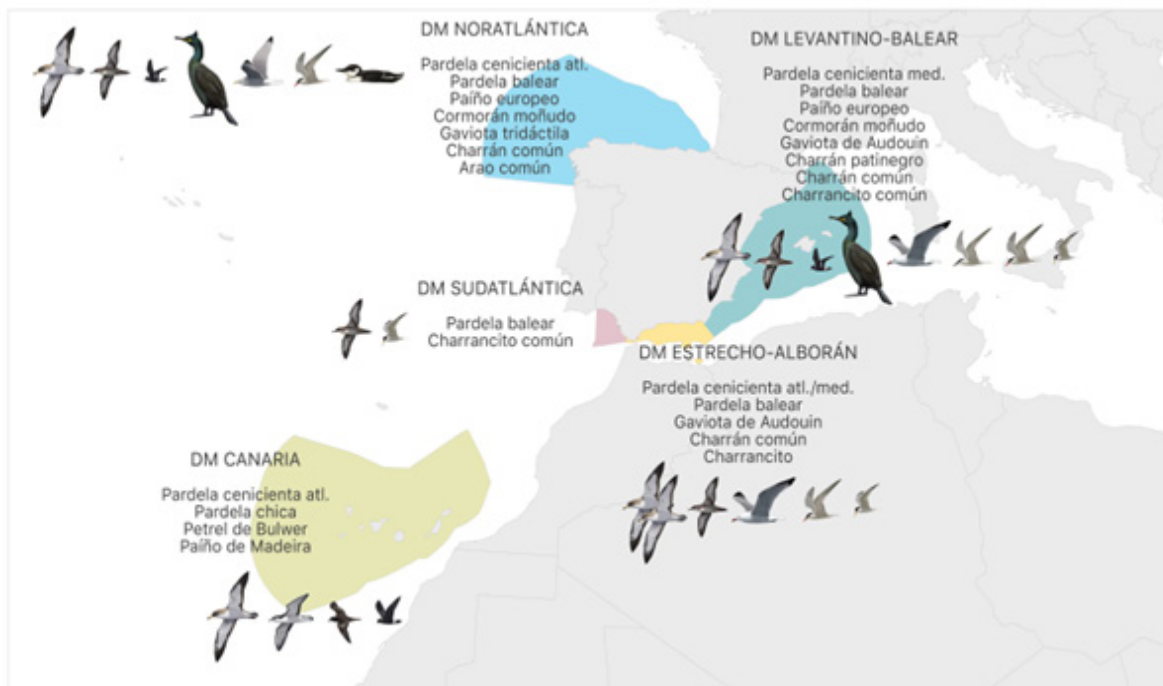


Figura 1. Elementos de evaluación (especies) para las aves marinas españolas, por demarcación marina. Ilustraciones: Martí Franch.



DEFINICIÓN DE BUEN ESTADO AMBIENTAL (BEA)



2. Definición de buen estado ambiental (BEA)

Los criterios y normas metodológicas para la evaluación de las aves marinas están definidos en la Parte II de la Decisión (UE) 2017/848. Así, los elementos (especies) de este componente del ecosistema (aves) correspondiente al descriptor D1 (biodiversidad) deben ser evaluados de acuerdo con cinco criterios:

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

Para el criterio D1C1 (criterio primario para la evaluación de las aves, según la Decisión (UE) 2017/848) la información disponible es muy limitada, por lo que es difícil establecer valores umbral. En general, la definición del BEA conllevará establecer previamente objetivos de conservación y, a partir de estos, establecer un límite superior de capturas como valor umbral. De forma precautoria, en todo caso, se plantea que el impacto de las capturas accidentales no debe representar un valor superior al 1 % de la mortalidad adulta de la especie.

En el caso del criterio D1C2 (también primario¹) se ha tomado como referencia la metodología establecida por OSPAR (D1.2) para establecer el BEA. De acuerdo con ella, si *la población actual (valor umbral) se encuentra por encima del 80 % de su valor de referencia en especies que ponen un solo huevo, o del 70 % en especies que ponen más de un huevo*, se alcanza el BEA. Este criterio se ha restringido a la evaluación de poblaciones reproductoras, basado en los censos de colonias disponibles.

En el caso del criterio D1C3, considerado secundario (ver nota al pie), las principales características son la supervivencia adulta y la productividad (éxito reproductor), si bien pueden ser de relevancia otros rasgos demográficos como la tasa de reclutamiento, la supervivencia juvenil y sub-adulta, y la tasa de años sabáticos. Para alcanzar el BEA, se debe cumplir la premisa de que *las características demográficas de la población no ponen en peligro su viabilidad a largo plazo, de forma que los parámetros reproductivos y los valores de supervivencia adulta así lo indiquen*. A la hora de medirlo, se han seguido los valores umbral de supervivencia y productividad usados en la evaluación del anterior ciclo (MITECO 2019), derivados de las recomendaciones de ICES (2017). Estos valores umbral se han adaptado a las características demográficas de cada especie.

Para los criterios D1C4 y D1C5, secundarios para las aves, no existe todavía consenso metodológico para la definición del BEA. En el caso del D1C4 se han realizado pruebas tentativas en algunas especies, basadas en la desaparición o creación de colonias de cría, si bien en el caso de especies con cierto carácter nómada, como algunas gaviotas y charranes, esto puede ser difícil de interpretar. En el caso particular del D1C5, se requiere un conocimiento más profundo de los hábitats en los que las especies de aves marinas desarrollan sus ciclos vitales, así como una metodología que permita realizar una evaluación objetiva, por lo que el criterio no ha sido utilizado para ninguna de las especies evaluadas.

¹ Según la Decisión (UE) 2017/848 el criterio D1C2 (abundancia) es primario mientras que el D1C3 (características demográficas) es secundario. Sin embargo, tal como se indicó en la anterior evaluación (MITECO 2019), en el caso de ciertas especies, como los procelariformes, que se caracterizan por nidificar en hábitats de difícil acceso y cuyo censo está sujeto a grandes sesgos potenciales, se ha priorizado el criterio D1C3 sobre el D1C2. Ello se justifica por ser especies que son relativamente fáciles de seguir en el nido, y su estudio demográfico permite realizar estimas de tendencias poblacionales más precisas que en el caso de los censos directos de la población reproductora.



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



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

3.1. Consideraciones sobre los elementos de evaluación

El primer paso a la hora de realizar la evaluación del BEA para el grupo aves ha sido la selección de las especies (elementos de evaluación). Por su localización estratégica y la inclusión de 3 regiones biogeográficas distintas, es el país de la Unión Europea con mayor diversidad de aves marinas. Más de 40 especies son regulares en sus aguas, y más de 20 nidifican en sus costas, islas e islotes. Además, cuenta con varias especies catalogadas como sensibles y/o amenazadas, 15 de ellas reproductoras incluidas en el Anexo I de la Directiva Aves. Esto refuerza la importancia de evaluar el estado del grupo *per se*. Teniendo en cuenta esta circunstancia, y acorde a los criterios expuestos en el apartado introductorio, se han seleccionado 14 especies como elementos de evaluación, repartidas entre las cinco demarcaciones marinas (Figura 1, Tabla 1).

Tabla 1. Especies de aves marinas² usadas como elementos de evaluación en España, indicando los criterios evaluados para cada uno de ellos según la demarcación marina. ✓ = criterio evaluado (cumpliera o no el BEA); n.a. = no aplica (no es relevante); DD = datos insuficientes.

Especie	DM	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5
Petrel de Bulwer (<i>Bulweria bulwerii</i>)	CAN	n.a.	DD	✓	✓	n.a.
Pardela cenicienta mediterránea (<i>Calonectris diomedea</i>)	ESAL	DD	DD	DD	DD	n.a.
	LEBA	✓	DD	✓	DD	n.a.
Pardela cenicienta atlántica (<i>Calonectris borealis</i>)	NOR	DD	✓	✓	✓	n.a.
	CAN	DD	DD	✓	n.a.	n.a.
Pardela balear (<i>Puffinus mauretanicus</i>)	LEBA	✓	DD	✓	DD	n.a.
	ESAL	DD	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	SUD	DD	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	NOR	✓	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Pardela chica (<i>Puffinus baroli</i>)	CAN	n.a.	✓	DD	DD	n.a.
Paíño europeo (<i>Hydrobates pelagicus</i>)	NOR	n.a.	DD	DD	DD	n.a.
	LEBA	n.a.	✓	✓	DD	n.a.
Paíño de Madeira (<i>Hydrobates castro</i>)	CAN	n.a.	✓	DD	✓	n.a.
Cormorán moñudo atlántico (<i>Gulosus aristotelis aristotelis</i>)	NOR	✓	✓	✓	n.a.	n.a.

² Se ha tomado como referencia la lista de las aves de España de SEO/BirdLife (Rouco et al. 2022).



Especie	DM	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5
Cormorán moñudo mediterráneo (<i>Gulosus aristotelis desmarestii</i>)	LEBA	✓	DD	DD	n.a.	n.a.
Gaviota de Audouin (<i>Larus audouinii</i>)	ESAL	✓	✓	DD	✓	n.a.
	LEBA	✓	✓	✓	DD	n.a.
Gaviota tridáctila (<i>Rissa tridactyla</i>)	NOR	DD	✓	DD	✓	n.a.
Charrán patinegro (<i>Thalasseus sandvicensis</i>)	LEBA	DD	✓	DD	n.a.	n.a.
Charrán común (<i>Sterna hirundo</i>)	ESAL	DD	✓	DD	n.a.	n.a.
	LEBA	DD	✓	DD	n.a.	n.a.
	NOR	DD	✓	V	✓	n.a.
Charrancito común (<i>Sternula albifrons</i>)	SUD	n.a.	✓	V	n.a.	n.a.
	ESAL	n.a.	✓	DD	n.a.	n.a.
	LEBA	n.a.	✓	DD	n.a.	n.a.
Arao común (<i>Uria aalge</i>)	NOR	✓	✓	n.a.	✓	n.a.

Se debe tener en cuenta que, para el criterio D1C3, la especie se considera evaluada cuando hay información para uno de los dos indicadores (éxito reproductor o supervivencia adulta, ver 4.3 D1C3 CARACTERÍSTICAS DEMOGRÁFICAS), no necesariamente para los dos.



3.2. Consideraciones sobre los criterios de evaluación

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

En el caso de las aves, oficialmente se consideran primarios los criterios D1C1 y D1C2, siendo secundarios el D1C3, D1C4 y D1C5. Sin embargo, tal como ya se ha expuesto en el apartado anterior, y acorde a la argumentación presentada en la evaluación del segundo ciclo, en el caso de ciertas especies como los procelariformes se ha dado prioridad al criterio D1C3 sobre el D1C2 (MITECO 2019). Esto se justifica por ser especies que nidifican en hábitats poco accesibles y cuyo censo es difícil, a menudo basado en métodos indirectos y sujetos a un amplio margen de error, lo que dificulta establecer tendencias con base en su abundancia. Por otro lado, estas mismas especies presentan un alto grado de fidelidad al lugar de cría (filopatría), y suelen ser fácilmente accesibles en el nido, tanto adultos como pollos, lo que facilita la estima de parámetros demográficos basados en técnicas de captura-recaptura. Así, los datos demográficos permiten realizar estimas de tendencias poblacionales más precisas que en el caso de los censos directos de la población reproductora.

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

También se ha evaluado la tendencia del estado de cada especie en comparación con el ciclo previo, siendo “Estable” cuando éste no ha variado (tanto si alcanza como si no alcanza el BEA); “Mejora” si ha pasado de no alcanzar el BEA a alcanzarlo; “En deterioro” si alcanzaba el BEA y ha dejado de alcanzarlo; y “Desconocido”, por ejemplo, si el resultado también es desconocido en alguno de los dos ciclos.

Las tablas en las que se resume la información para la evaluación llevan la siguiente leyenda:

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

Para la integración de los distintos criterios a nivel de especie y demarcación se ha seguido la regla del *one-out-all-out* (OOOA), la cual ha sido aplicada únicamente sobre aquellos criterios evaluados (es decir, cuyo resultado individual ha sido “Se alcanza el BEA”, “No se alcanza el BEA”, o “Desconocido”). Esta regla se basa en que, si al menos un criterio ha sido evaluado como “No se alcanza el BEA”, entonces toda la especie no estará en BEA. Si no hubiera ninguno con este resultado negativo, pero alguno de ellos fuera “Desconocido”, entonces la evaluación integrada de la especie no sería concluyente y por tanto se consideraría “Desconocido”. No se tendrán en cuenta los criterios no evaluados para esta integración, puesto que su no evaluación ya se considera justificada.



3.3. Periodo de evaluación

En el D1-aves, al igual que en la mayoría de los descriptores en este tercer ciclo, se ha seguido la recomendación recogida en la guía del artículo 8 de la DMEM sobre el periodo de evaluación, consistente en utilizar el periodo 2016-2021, de manera que se consiga una mayor coherencia en las evaluaciones de los Estados miembros y se puedan reutilizar las evaluaciones de los convenios regionales del mar (Quality Status Report de los convenios de OSPAR y Barcelona), que tienen ese mismo marco temporal. No obstante, en el caso de las aves, el periodo reportado en el segundo ciclo de las estrategias marinas españolas fue 2012-2017, por lo que se ha tenido que asumir un solapamiento entre los años 2016 y 2017 en aras de favorecer la coherencia a nivel comunitario.

No obstante, en el caso de la demarcación marina canaria, se han hecho algunas excepciones para facilitar la evaluación, ya que en esta demarcación marina se iniciaron programas de seguimiento a partir de 2019 o 2020 (según las especies), y en algunos casos ha sido necesario incorporar datos de 2022 y 2023 para obtener una visión de conjunto. Esto se justifica en el caso de programas de seguimiento que han abarcado distintos años para cubrir distintas colonias, en particular para estimas de abundancia y distribución, ya que una cobertura completa en un mismo año no era factible. En particular, esta excepción afecta al petrel de Bulwer y a la pardela chica macaronésica.



METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN POR CRITERIO



4. Metodología de evaluación por criterio

4.1. D1C1 captura accidental

La captura accidental en artes de pesca es una de las amenazas más importantes para diversos grupos de aves marinas (ICES 2013, Lewison *et al.* 2014, Días *et al.* 2019, Oliveira *et al.* 2022, Ramírez *et al.* 2024). Al tratarse de un factor de mortalidad directa, su impacto sobre la demografía de estas especies es particularmente grave, llegando a representar un factor de amenaza crítico en algunos casos, como ocurre con la pardela balear (Genovart *et al.* 2016).

La Decisión (UE) 2017/848 considera este criterio como primario para todos los grupos de especies del D1, e indica que la tasa de mortalidad por especie derivada de las capturas accidentales (y en su extensión toda la mortalidad antropogénica directa) debe situarse por debajo de los niveles que pueden poner la especie en riesgo, de modo que su viabilidad a largo plazo esté asegurada.

4.1.1. Métodos de evaluación y definición de umbrales

La obtención de datos robustos, no sesgados, de captura accidental es compleja, dadas las limitaciones de los programas de seguimiento a bordo y la falta de programas dirigidos o que presten especial atención a las aves marinas (ver más adelante). Esto dificulta establecer una metodología óptima y un valor umbral que permita evaluar el cumplimiento del BEA. Una evaluación adecuada requeriría tener buena información sobre:

- a) tasa de capturas accidentales por región y arte de pesca (o *métier*), con el máximo detalle posible (estacionalidad, variabilidad geográfica, etc.);
- b) esfuerzo de pesca para cada tipo de *métier*; e
- c) información sobre las poblaciones de aves afectadas (parámetros derivados de los criterios D1C2 y D1C3).

Teniendo en cuenta esta premisa, y a la vez reconociendo las limitaciones de información existentes, en el marco de OSPAR se han propuesto tres posibles métodos, de más a menos óptimo (Dierschke 2022):

Método 1

Diseñar modelos de viabilidad poblacional que integren información sobre mortalidad por pesca. Este enfoque es muy difícil de aplicar con la información disponible, si bien se han realizado aproximaciones aceptables en ocasiones precedentes, en el caso de las pardelas balear (Genovart *et al.* 2016) y cenicienta mediterránea (Genovart *et al.* 2017, 2018).

El valor umbral sería aquel en el que la mortalidad por pesca no ponga en peligro la dinámica de las poblaciones de aves de cada especie. De forma práctica, se han planteado dos formas de medirlo:

- i) La mortalidad por *bycatch* (captura accidental en inglés) no contribuye a una tendencia poblacional negativa que resulte en una pérdida igual o mayor al 30 % en tres generaciones, acorde con el criterio de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) para catalogar una especie como “vulnerable”.
- ii) El porcentaje de variación en las tendencias poblacionales de poblaciones sujetas y no sujetas a mortalidad por captura accidental es inferior a un determinado umbral, no definido por el momento. Esta aproximación se ha planteado de forma meramente tentativa, y por el momento no se ha aplicado a ningún caso.



Método 2

En caso de no disponer de suficiente información como para poder aplicar el método 1, se plantea de forma precautoria establecer un umbral cercano a 0 de mortalidad por captura accidental, aceptando que una completa eliminación del problema es muy difícil de alcanzar. Para ello, se plantea seguir la definición de “números pequeños” (equivalente a impacto negligible sobre la población) recomendada por la Comisión Europea para las actuaciones de control cinegético de ciertas poblaciones (Comisión Europea 2008a), y que deriva de una propuesta de BirdLife International de aplicar este concepto al caso de la captura accidental (BirdLife International 2019, 2022). Se define así el umbral como el 1 % de la mortalidad adulta de la población objeto de la evaluación. En el caso de OSPAR, esta aproximación se ha planteado para especies que figuran en la lista de amenazadas o en declive de dicho convenio.

Si bien este método parece muy precautorio y conservador, debe tenerse en cuenta que en caso de estimarse la mortalidad por captura accidental en una determinada región, pero aplicarse a una población con un ámbito de distribución más amplio, puede obviarse el efecto de la mortalidad acumulada. Así, es importante intentar acotarlo a la población presente en una determinada región. Aun así, puede ser complejo en el caso de especies móviles con poblaciones reproductoras muy restringidas, como es el caso de la pardela balear. En este caso, la población global de la especie visita distintas zonas a lo largo del ciclo anual, y la mortalidad por captura accidental debería tenerse en cuenta en la totalidad de su rango de distribución (que incluye las cuatro demarcaciones españolas en el ámbito peninsular y de Baleares, y aguas de Portugal, Francia, Reino Unido, Marruecos y Argelia).

Método 3

En caso de no disponer de información mínimamente aceptable sobre el nivel de capturas accidentales y/o de tamaños poblacionales, y de forma precautoria, aplicada a las especies consideradas como sensibles o amenazadas, se puede determinar que no se cumple el BEA cuando hay evidencias de solapamiento entre la distribución de las aves y de las flotas de pesca de riesgo, en caso de que se haya documentado la ocurrencia de capturas accidentales en dicha flota y *métier*, con indicios de que ésta no sea meramente anecdótica.

En términos generales, no existe información suficientemente buena como para aplicar el método 1, por lo que en el presente informe se ha priorizado el método 2 cuando ha sido posible, y se ha recurrido al método 3 en caso contrario.

4.1.2. Indicadores y valores umbral

A efectos de evaluar la incidencia de las capturas accidentales sobre las poblaciones de aves marinas, el principal indicador es el número de aves afectadas por *bycatch* (MB_BYC; *marine bird - bycatch*), aplicado a cada especie. Este indicador cuenta con el 1 % de la mortalidad anual adulta de la población como valor umbral, acorde al método 2 descrito en el apartado anterior.

El indicador, a su vez, se basa en el cálculo de varios parámetros. A menudo no se dispone de información precisa para todos estos parámetros, por lo que a menudo se ha recurrido simplemente a realizar una valoración con base en criterio experto, contrastando los indicios disponibles sobre captura accidental para una especie determinada (tasas de captura estimadas, o incluso evidencias de capturas regulares) y el 1 % de la mortalidad adulta (con base en tasas de supervivencia esperables para cada especie, de acuerdo a la bibliografía, y el tamaño poblacional estimado en la región; ver criterios D1C2 y D1C3).

Con más detalle, entre los parámetros relevantes a tener en cuenta se incluyen:

- **Evidencias del número de capturas accidentales.** En algunos casos es imposible llegar a mayor detalle, y simplemente se indica la ocurrencia documentada de capturas accidentales para las distintas especies de aves marinas, siempre que la información disponible apunte a que se trata de un fenómeno regular y no de meros casos anecdóticos.



- **Tasa de bycatch.** El cálculo de este parámetro requiere conocer el número de incidentes y aves afectadas en referencia a un esfuerzo de muestreo. En este caso se suelen emplear indicadores asociados al arte, como aves/número de anzuelos en palangre, o aves/metros en el caso de redes de enmalle. Sin embargo, se ha considerado que este nivel de detalle es excesivo dada la información disponible, y se ha usado una tasa referida al número de días de pesca (aves/jornada), al igual que se ha hecho en el caso de mamíferos marinos. Aquí es necesario incorporar información sobre el esfuerzo pesquero para las artes identificadas como problemáticas, de cara a poder extrapolar tasas de captura a toda la flota objetivo. En este caso solo se aportan estimas en algunos casos, extrapoladas a partir de los informes de ICES (WGBYC 2021, 2022) o bien a partir de otras fuentes bibliográficas. Debe remarcar que, por lo general, son cifras orientativas, que permiten realizar la evaluación teniendo en cuenta el principio de precaución.
- **Número de parejas reproductoras**, para estimar el tamaño de la población (ver apartado de valor umbral).
- **Tasa de supervivencia adulta esperable** en la especie, para calcular la mortalidad adulta esperable a partir del tamaño de la población (ver apartado de valor umbral).

Valor umbral

El valor umbral máximo admisible de captura accidental es el 1 % de la mortalidad adulta de la población, acorde al método 2 descrito en el apartado anterior.

Para estimar el tamaño de la población en la región, en caso de no existir datos directos, se suele asumir de forma conservadora que 2/3 de la población son adultos, de forma que se puede obtener multiplicando el número de parejas reproductoras por tres (Brooke 2004). Esta estima puede resultar inferior a la realidad, especialmente si las tasas de años sabáticos son altas (es decir, una fracción importante de la población adulta no se reproduce en un año determinado), pero es una inferencia aceptable y comúnmente usada (Carneiro et al. 2020).

Consideraciones sobre el ámbito de aplicación

La información de captura accidental suele referirse en primer lugar al tipo de arte o *métier*, para luego realizar una integración si procede. Por otro lado, según la disponibilidad de datos y las particularidades de la especie evaluada, puede realizarse a nivel de demarcación marina o a una escala regional más amplia.

Para este criterio, a diferencia del de abundancia (D1C2), no son necesarios valores de referencia históricos, pues la evaluación se debe hacer con base en el impacto de las capturas accidentales sobre las poblaciones de aves marinas en el periodo evaluado, independientemente de si dicho impacto era mayor o menor en el pasado. En cualquier caso, es un criterio para el que existe muy poca información previa.

4.1.3. Fuentes de información

Para evaluar el criterio D1C1, el paso clave es evaluar la incidencia y magnitud de capturas accidentales para las distintas especies usadas como elementos de evaluación. Esto requiere poder estimar tasas de captura accidental y poder realizar estimas de aves afectadas teniendo en cuenta el esfuerzo de pesca. En el caso de España, la información sobre la ocurrencia de capturas accidentales es muy escasa y fraccionada, tal como se ha indicado. Para la presente evaluación se han empleado datos de distintos orígenes:



Fuentes oficiales sobre captura accidental

La principal fuente oficial de datos sobre capturas accidentales es por ahora el programa de observadores a bordo (OAB) que se lleva a cabo en todas las demarcaciones marinas, como parte del Programa Nacional de Recopilación de Datos Básicos de las pesquerías (EU-MAP, PNDB), el cual está centrado en la recolección de datos sobre capturas de especies objetivo y descartes. Este programa, financiado por la Secretaría General de Pesca (SGP) y ejecutado por el Instituto Español de Oceanografía (en adelante, IEO-CSIC) (IEO 2023) y AZTI en Euskadi, no está específicamente dirigido a aves u otras especies de grandes vertebrados marinos afectadas por captura accidental, por lo que la información acerca de estas no se recoge de forma sistemática y estandarizada. Además, la cobertura del programa es limitada y no abarca la totalidad de la flota, siendo especialmente deficiente en el caso de las artes menores, que pueden causar una parte importante de las capturas accidentales para determinadas especies.

Desde septiembre de 2020 ha habido una mejora en el seguimiento de las capturas accidentales, al ponerse en marcha un programa de observadores a bordo dirigido específicamente a la captura accidental de cetáceos por parte de la flota pesquera española en el caladero nacional del Cantábrico y Noroeste y en las aguas de la Unión Europea no españolas del golfo de Vizcaya, de acuerdo con el artículo 3 de la Orden APA 1200/2020, y en consonancia con los requerimientos de las estrategias marinas (programas de seguimiento ES-MT-4 y ES-AV-4). El programa está financiado también por la SGP, siendo el diseño de las campañas y el análisis de los resultados tarea del IEO-CSIC. Sin embargo, este programa está enfocado en mamíferos marinos, y la información detallada para aves aún no está disponible, salvo de forma conjunta en el caso de los informes de ICES (ver a continuación).

Para el periodo de evaluación no existen otras fuentes de datos, si bien en 2021 se mejoró el Diario Electrónico de Abordo con la inclusión de un apartado sobre capturas accidentales, que en todo caso requiere de un esfuerzo de formación para asegurar su debido y adecuado cumplimiento. Por ahora tampoco existen sistemas de monitorización a través de cámaras REM (*Remote Electronic Monitoring*), salvo algunas experiencias piloto que previsiblemente permitirán una implementación generalizada en el futuro.

Así, la información oficial de la que se ha podido disponer para la presente evaluación se centra en los informes derivados de los programas de observadores a bordo, específicamente:

- Informe de las capturas accidentales de aves registradas por el programa de observadores del IEO-CSIC a lo largo del presente ciclo en todas las demarcaciones nacionales (IEO 2023). Este informe aporta la información sobre capturas accidentales de las distintas especies de aves marinas agrupada por tipo de arte, año y región (por un lado Atlántico Ibérico y Cantábrico, y por otro Mediterráneo y Alborán), por lo que no permite analizar la información a nivel de demarcación marina. Asimismo, el informe no aporta datos sobre la cobertura de cada flota, así como la del esfuerzo pesquero de las mismas, lo cual imposibilita el cálculo de estimas de mortalidad a nivel poblacional.
- Informes del grupo de trabajo de *bycatch* (WGBYC) de ICES (WGBYC 2021, 2022), ante los que el IEO-CSIC traslada regularmente los resultados del programa de observadores. De nuevo, se aporta información sobre capturas de las distintas especies de aves (y otros organismos) por arte y región, pero en este caso la división regional es distinta en el caso del Atlántico Ibérico, ya que se desglosa por divisiones ICES: principalmente Galicia y la franja cantábrica (27.8.c) y golfo de Cádiz y las aguas continentales de Portugal (27.9.a). Esto último complica la evaluación, pues no se pueden diferenciar datos entre España y Portugal.

Fuentes no oficiales sobre captura accidental

Para complementar la información oficial, se ha recurrido a diversas fuentes de información no oficiales, tanto cuantitativas como cualitativas. Entre ellas se han contemplado:



- Datos de cuadernos de autocumplimentación dirigidos a la flota de artes menores y palangre de fondo en las demarcaciones marinas LEBA y NOR, impulsados por SEO/BirdLife desde 2017 en el marco de distintos proyectos (principalmente financiados por el Programa Pleamar) (SEO/BirdLife 2020, Lago et al. 2023).
- Bibliografía publicada en años recientes recopilando información sobre capturas accidentales en España (ver en particular Ramírez et al. 2024).
- Se ha tenido en cuenta también la App *Bycatch* de SEO/BirdLife y CEAB-CSIC, si bien ésta entró en funcionamiento en 2021, y apenas aporta información relevante para el presente periodo de evaluación.

Fuentes de datos sobre esfuerzo pesquero

En cuanto a los datos del esfuerzo pesquero, no se ha realizado una recopilación dirigida específicamente para este informe, dada su complejidad. Así, solamente se han podido usar los datos aportados en los informes de ICES (WGBYC 2021, 2022), y parcialmente se ha tenido en cuenta la información derivada de los proyectos de SEO/BirdLife mencionados. En otros casos, sólo se han usado datos de estimas de población afectada por capturas accidentales, que incorpora datos de esfuerzo derivados de la bibliografía.

Cabe resaltar que los datos oficiales disponibles para estimar el esfuerzo de la flota, pese a que han mejorado notablemente en las últimas dos décadas, aún adolecen de ciertas limitaciones que dificultan la evaluación del impacto de las capturas accidentales (incluso si estos estuvieran plenamente disponibles). El sistema satelital de información VMS (*Vessel Monitoring System*), utilizado por la SGP, aporta información muy valiosa y detallada sobre el esfuerzo pesquero de la flota, pero tiene la limitación de no aplicarse a embarcaciones de menos de 12 metros de eslora, dejando fuera la mayor parte de artes menores. Asimismo, en el caso de las artes menores, que por definición son polivalentes, a menudo no existe información sobre el tipo de arte empleada en cada jornada de pesca, lo que dificulta cualquier extrapolación.

Fuentes de datos sobre poblaciones de aves

A efectos prácticos, los valores de referencia de mortalidad adulta se han tomado de la literatura, adoptando aquellos valores esperables para una determinada especie o grupo de especies, de la misma forma que se indica en el criterio D1C3. Los valores de abundancia pueden provenir del criterio D1C2 cuando se trata de poblaciones reproductoras, pero también deben considerarse poblaciones ajenas como reproductoras a la región evaluada, incluso cuando existan poblaciones reproductoras locales, pues es frecuente contar con números importantes de aves procedentes de otras regiones durante las migraciones, invernada o incluso en el propio periodo reproductor.

4.1.4. Presentación de la información

Para los elementos de evaluación en los que es aplicable el criterio D1C1, se presenta una tabla en la que se ha intentado aportar el máximo detalle posible, a nivel de demarcación marina y de tipo de arte implicado. La Tabla 2 se muestra como modelo general.

La información se presenta en diferentes formatos según la fuente:

- Programa de observadores del IEO-CSIC (IEO 2023). Recopila las capturas registradas entre 2017 y 2022 (se han excluido los datos de 2022 al estar fuera del periodo de evaluación), diferenciando entre Atlántico y Mediterráneo. No se proporciona información sobre la cobertura del programa de observadores ni el esfuerzo pesquero, por lo que solamente se aportan datos brutos de número de aves capturadas por especie, para el periodo mencionado.



- Informes del grupo de trabajo de *bycatch* de ICES (WGBYC). En esencia corresponde a la información facilitada por el IEO-CSIC, pero en este caso se aporta información sobre cobertura del programa de observadores o método alternativo de recogida de datos sobre captura accidental, así como del esfuerzo total del arte en cuestión, por lo que se pueden estimar tasas de captura y número total de aves afectadas, con la cautela que requieren este tipo de cálculos. Así, es el único tipo de datos que aporta un valor directo de MM_BYC (que requiere ser integrado para el conjunto de métiers en el ámbito geográfico que corresponda).
- Datos recopilados a través de cuadernos de SEO/BirdLife. En este caso se aportan datos brutos de capturas y tasas de captura por día de pesca, pero la información sobre el esfuerzo pesquero es insuficiente como para realizar estimas del total de aves afectadas por año. Como aproximación de mínimos, desde un punto de vista extremadamente conservador, se aporta el número promedio de aves reportado anualmente mediante cuadernos, sin intentar extrapolar al conjunto de la flota.
- Otras fuentes de información (publicaciones, informes, etc.). En este caso solamente se valora si hay indicios suficientes como para considerar que no se cumple el BEA.

Tabla 2. Modelo de tabla para presentar la información disponible sobre capturas accidentales de aves marinas, en este caso para la DMLE-BA. Los datos del IEO-CSIC corresponden al periodo 2016-2021, mientras que los informes de ICES Y los datos de SEO/BirdLife se limitan a 2017-2021. Los datos de aves/año, aunados, equivaldrían al indicador MB_BYC).

DM	Arte o métier	IEO-CSIC		ICES		SEO/BirdLife			Otras evidencias
		Capturas (N)	Capturas (N)	Tasa	Aves/año (N)	Capturas (N)	Tasa	Aves/año (N)	
LEBA	Enmalle								
	Palangre dem.								
	Palangre sup.								
	Arrastre								
	Cerco								

La tabla presenta la información para diferentes artes o *métiers*, siempre que ha sido posible recopilar evidencias. Se ha usado el nivel 4 de definición de *métiers* (Comisión Europea 2008b), salvo en el caso del arrastre, para el que se ha usado el nivel 3. Así, los códigos empleados en la tabla corresponden a:

- Enmalle o redes fijas
- Palangre dem.: Palangre demersal - incluye palangre de fondo y palangrillo.
- PLSup: Palangre de superficie
- Arrastre
- Cerco



4.2. D1C2 abundancia

La abundancia poblacional es uno de los parámetros más importantes para determinar el estado de salud una población de aves marinas. La Decisión (UE) 2017/848 considera este criterio como primario para todos los grupos de especies del D1, e indica que la abundancia de la población de la especie no se debe ver afectada adversamente por las presiones antropogénicas, por lo que su viabilidad a largo plazo debe estar asegurada.

4.2.1. Métodos de evaluación y definición de umbrales

La evaluación de este criterio se realiza generalmente mediante la estimación de la tendencia de la abundancia poblacional (porcentaje de cambio en la abundancia de la población durante un periodo determinado). Los valores umbral se han basado en los establecidos para el convenio OSPAR (OSPAR 2016a):

Si la población actual se encuentra por encima del 80 % de su valor de referencia en especies que ponen un solo huevo, o del 70 % en especies que ponen más de un huevo, se alcanza el BEA.

Este criterio se ha restringido a la evaluación de poblaciones reproductoras, basado en los censos de colonias disponibles. Esto incluye métodos de censo directos (censo de nidos ocupados) e indirectos (censos de “balsas”, extrapolaciones a partir de transectos, conteo de vocalizaciones mediante grabadoras, etc.) (ver Mitechell et al. 2004). Para ciertas especies el censo de las poblaciones reproductoras es complejo, por la dificultad de prospectar su hábitat de cría. Esto aplica especialmente a procelarifórmes (pardelas, petreles y paíños), que suelen criar en acantilados e islotes rocosos de difícil acceso, generalmente en huras, cuevas y fisuras, y que suelen visitar las colonias solamente durante la noche. En estos casos se ha procurado recopilar la información disponible, pero se considera más fiable evaluar las tendencias poblacionales con base en parámetros demográficos, por lo que se ha dado más peso al criterio D1C3.

Por otro lado, existen métodos alternativos para el censo de aves marinas fuera del periodo reproductor, tanto durante sus migraciones como en época invernal. Entre los métodos aplicables en este caso se pueden citar el conteo de aves desde puntos costeros estratégicos durante la migración (como ocurre en el caso del estrecho de Gibraltar o de cabos del noroeste peninsular como Estaca de Bares; Arroyo et al. 2016, Sandoval 2014), así como censos en mar abierto desde embarcación o avioneta (Arcos et al. 2009, 2012). Esta información no se ha recopilado para la presente evaluación.

4.2.2. Indicadores y valores de referencia

El censo de las poblaciones reproductoras puede ser completo (se censa la totalidad de la población que cría en una región dada) o parcial (se censan colonias o sub-colonias de referencia, para poder establecer estimas de tendencias a lo largo del tiempo). En ambos casos, el indicador por excelencia es el número de parejas reproductoras en un año dado (MB_ABU_BPP; *Marine birds – Abundance – Breeding pairs*). Esta estima, a su vez, puede derivar de distintos parámetros, en función del tipo de censo realizado (Burnell et al. 2023). Entre ellos, se puede citar:

- Número de nidos (aparentemente) ocupados. Puesto que la presencia de los dos adultos en el nido no es constante, suele ser más fiable el conteo directo de nidos. En ocasiones esto es factible de forma bastante precisa, accediendo a la zona de cría y realizando un conteo completo, o bien por transectos. En aquellos casos en los que una determinada especie de ave marina cría en huras, fisuras u otros lugares de difícil acceso, en ocasiones se considera más correcto contar el número de nidos aparentemente ocupados. Esto puede incluir conteos visuales directos (nidos con huevos o pollos), pero también se pueden incluir nidos con indicios indirectos de estar ocupados en el año en curso (defecaciones en la entrada, signos de excavación, etc.), o nidos/huras donde se detecta la presencia de ejemplares por métodos acústicos.



- Número de individuos. En ocasiones no es factible acceder a la colonia y se deben contar los ejemplares presentes desde cierta distancia, o bien se censan agrupaciones de aves aparentemente reproductoras cuando se congregan cerca de la colonia, como suele ocurrir con las pardelas. En este caso, se realiza un censo de individuos, que nos aportará información indirecta (y sujeta a posibles sesgos) sobre el tamaño de la población reproductora.
- Tasa de vocalizaciones. Para especies de muy difícil seguimiento, como pueden ser algunos paíños, petreles y pardelas, se usan métodos acústicos (grabadoras) para confirmar la presencia de colonias, y la tasa de vocalizaciones por unidad de tiempo puede ser un indicador del tamaño de la colonia, pese a que puede presentar sesgos muy importantes.

Existen otras formas indirectas de censar poblaciones reproductoras, como el uso de cámaras térmicas. En todo caso, en última instancia se suelen “traducir” los valores obtenidos a número de parejas reproductoras, por lo que éste ha sido el principal indicador utilizado para el criterio D1C2.

Valores de referencia

Para poder realizar una evaluación adecuada con el enfoque metodológico seleccionado (estimación de la tendencia de la abundancia poblacional) es clave establecer valores de referencia, aspecto complejo y con una fuerte carga de subjetividad; cualquier decisión al respecto afectará notablemente a la evaluación del BEA. Siguiendo la evaluación anterior, y de acuerdo con las recomendaciones de OSPAR (2016a), los valores de referencia deberían establecerse con base en:

- a) Referencias históricas – valores de referencia en el pasado, previos al inicio de las series temporales “regulares” disponibles.
- b) Valor “ideal”, esperable sin la influencia de presiones humanas. En este caso, a efectos prácticos, se propone estimar estos valores a partir de datos históricos o a partir de las series temporales disponibles.
- c) Valor al inicio de la serie temporal disponible.

Se recomienda que, siempre que sea posible, el valor de referencia se estime de acuerdo con los dos primeros puntos (a y b), que en cierto modo se superponen.

A efectos prácticos, al igual que en la evaluación anterior (MITECO 2019), cuando se cuenta con una serie de datos razonable, se ha establecido como valor de referencia la mediana máxima de cualquier periodo de 6 años dentro de la serie temporal disponible, salvo si existe evidencia de que estos valores son claramente inferiores a los que debería mostrar una población en buen estado, por efecto de fuertes presiones humanas previas al inicio de las series temporales disponibles. En el caso de censos históricos aislados, cuando estos son fiables y muestran valores mucho más altos a los disponibles en series recientes, se han usado éstos como referente (por ejemplo, en el caso del arao común en Galicia).

Consideraciones sobre el ámbito de aplicación

Generalmente la información sobre abundancia se recoge a nivel de colonias, y se integra posteriormente a nivel de demarcación marina. En muchos casos, sin embargo, solo existe información para una o pocas colonias, o incluso para parcelas de estudio dentro de dichas colonias (por ejemplo, suele ser el caso de las especies de procelariiformes en Canarias). En estos supuestos, la información obtenida para estos enclaves (parcelas o colonias) debe usarse como referente para inferir a la totalidad de la demarcación marina correspondiente.



4.2.3. Fuentes de información

Se ha recopilado la información disponible sobre abundancia de aves marinas reproductoras para las especies usadas como elementos de evaluación. Estas incluyen:

Fuentes oficiales sobre abundancia

El programa de seguimiento de estrategias marinas de censos en colonas (ES-AV-1) está orientado al censo de las poblaciones reproductoras de las especies de aves marinas, recayendo dicha responsabilidad en las comunidades autónomas. Así, el MITECO ha realizado un llamamiento a las CC. AA. y ha recopilado la información enviada por varias de ellas (Tabla 3). Esta información es parcial, existiendo lagunas de información por no haberse realizado censos en el caso de algunas CC. AA., mientras que en otros casos existe información, pero no se ha podido recopilar adecuadamente (ver siguiente punto). En el caso de la DMCAN, recientemente se ha puesto en marcha un programa de seguimiento más dirigido, que tiene por objetivo definir parcelas de referencia en las que se evalúa la abundancia detalladamente, tomando como base los resultados del proyecto MISTIC SEAS II. Sin embargo, no existen estimas adecuadas para el conjunto del archipiélago, por lo que no se ha podido realizar una evaluación comparativa con datos históricos.

Tabla 3. Resumen de la información aportada por las distintas CC. AA. costeras, sobre el periodo de evaluación 2016-2021 (salvo excepciones), para poder evaluar los criterios D1C2 y D1C3.

CC. AA.	D1C1	D1C2	D1C3
Canarias	Sin datos	Buena	Parcial
Euskadi	Sin datos	Sin datos	Sin datos
Cantabria	Sin datos	Sin datos	Sin datos
Principado de Asturias	Sin datos	Sin datos	Sin datos
Galicia	Sin datos	Parcial	Pobre
Ceuta	Sin datos	Parcial	Pobre
Melilla	Sin datos	Sin datos	Sin datos
Andalucía	Sin datos	Buena	Sin datos
Región de Murcia	Sin datos	Sin datos	Sin datos
Comunitat Valenciana	Sin datos	Muy buena	Sin datos
Catalunya	Sin datos	Parcial	Sin datos
Illes Balears	Sin datos	Parcial	Pobre

Fuentes no oficiales sobre abundancia

Para complementar la información oficial, se ha recurrido a información bibliográfica, así como a consultas directas a distintos grupos de investigación que trabajan con aves marinas en España y asumen parte de las tareas de censo.



4.3. D1C3 características demográficas

Las características demográficas de una población complementan la información sobre su abundancia, y pueden ser incluso más importantes para poder evaluar adecuadamente su estado de conservación. La Decisión (UE) 2017/848 considera este criterio como secundario para las aves marinas, e indica que las características demográficas de la población (como éxito reproductor o supervivencia adulta) de las especies deben ser indicativas de una población sana que no se ve afectada negativamente debido a presiones antropogénicas.

Tal como se ha indicado anteriormente, la información demográfica puede ser clave para poder establecer tendencias poblacionales en especies cuyo censo preciso es difícil o inviable, por lo que se considera al criterio D1C3 como primario para algunos elementos de evaluación (pardelas, petreles y paíños).

Más allá de esta consideración, es importante destacar que las características demográficas de una población no solo sirven para evaluar el BEA con base en este criterio si no que son de vital importancia para el establecimiento de valores umbral de otros criterios como el D1C1 y D1C2.

4.3.1. Métodos de evaluación y definición de umbrales

Las características demográficas permiten establecer tendencias poblacionales, en ocasiones de forma más precisa que en el caso de estimas directas de abundancia. Idealmente, la evaluación del BEA con base en características demográficas debería basarse en modelos de viabilidad poblacional, que integran la información de diversos parámetros demográficos para estimar tasa de crecimiento (o tasa de cambio) de una población, y así su evolución a lo largo del tiempo (Brook et al. 2000). Sin embargo, la información disponible es muy fragmentada y elaborar modelos de estas características es a menudo complejo, por lo que solo se ha abordado este enfoque en el caso de existir estudios independientes publicados. Alternativamente, se suele recurrir a los parámetros demográficos más relevantes fáciles de medir, principalmente la productividad o éxito reproductor (OSPAR 2016b,c). La supervivencia adulta suele tener un mayor peso sobre la tasa de crecimiento poblacional, pero su medición requiere de un mayor esfuerzo de seguimiento y de análisis, por lo que a menudo no hay información disponible.

A efectos de evaluar el buen estado ambiental, se plantea seguir las directrices de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), según las cuales, una especie pasa a considerarse vulnerable (primera categoría de amenaza) si se prevé un declive poblacional del 30 % o superior en tres generaciones (OSPAR 2016b), valor que será utilizado para determinar el BEA según el D1C3.

4.3.2. Indicadores y valores de referencia

Dado que la tasa de crecimiento poblacional es difícil de estimar, por requerir de varios parámetros demográficos y de análisis complejos, se ha recurrido a otros dos indicadores más fácilmente accesibles, considerados de forma independiente:

- **Éxito reproductor** o productividad (MB_DEM_BRS; *Marine birds-Demography-Breeding success*). Los parámetros relacionados con la reproducción (o productividad) pueden tener un peso notable sobre la dinámica poblacional de las aves marinas, y al mismo tiempo reflejan las condiciones reinantes (a corto plazo), especialmente de la disponibilidad de alimento, ya que las aves pueden compensar la escasez de presas disminuyendo el número de huevos y/o sacando adelante menos pollos, o incluso abandonando la colonia de forma generalizada (deserción). Se define el éxito reproductor como el número de pollos volados en promedio por cada pareja reproductora. Para estimar el éxito reproductor se tienen en cuenta principalmente los siguientes parámetros:
 - Número de huevos al inicio del periodo de incubación. En el caso de especies que ponen un solo huevo (como pardelas y paíños), esto equivale al número de nidos ocupados al inicio de



la temporada. En ocasiones se debe tener en cuenta también cierta asincronía, lo que requiere censar en un momento más avanzado del periodo de incubación para asegurar que todas las parejas han iniciado la cría, o bien realizar distintos censos a lo largo del periodo de incubación.

- Número de huevos eclosionados. Este es un parámetro intermedio, que a menudo se estima pero que puede obviarse a la hora de definir el éxito reproductor.
- Número de pollos volados al final del periodo reproductor. A menudo se toma como referencia el número de pollos crecidos, aún sin abandonar el nido, ya que no siempre se puede corroborar que un pollo acabe volando. Se asume que el error es negligible, ya que la mortalidad durante la reproducción se concentra en la fase de incubación (por ejemplo, por depredación del huevo) o cuando los pollos son pequeños y más vulnerables. El conteo de pollos crecidos puede realizarse en el nido (cuando las especies son nidícolas, es decir que los pollos permanecen en el nido durante su crecimiento) o acotando parcelas en las que se cuenta el número total de pollos (respecto a los nidos y huevos contabilizados en la misma parcela) en el caso de pollos nidífugos (es decir, que pueden moverse fácilmente más allá del nido, como suele pasar en gaviotas y charranes).

- **Supervivencia adulta** (MB_DEM_ASR; *Marine birds-Demography - Adult survival rate*). En este caso se trata de la probabilidad que tiene un adulto de sobrevivir de un año al siguiente. En el caso de aves marinas, suele ser el rasgo demográfico que mayor peso tiene en la dinámica poblacional de especies de vida larga como las aves marinas (Weimerskirch 2002), y como tal se le ha dado prioridad a la hora de evaluar la consecución de BEA, siempre que exista información disponible. Requiere de un seguimiento más pormenorizado y a largo plazo, y de análisis más elaborados. Por todo ello, no es tan fácil de medir como el éxito reproductor, por lo que principalmente se ha usado información publicada.

Con más detalle, la tasa de supervivencia adulta se estima con base en estudios de captura-recaptura. En el caso de especies filopátricas (con alta fidelidad al lugar de cría) y fáciles de capturar en el nido, la información viene principalmente de los anillamientos y controles de adultos en el nido. En especies más móviles y/o más difíciles de capturar en el nido, a menudo se emplean marcas especiales (como anillas de lectura a distancia) para recopilar información de “recapturas”.

Valores umbral

Tal como se ha indicado anteriormente, para establecer un umbral acorde a la definición del BEA se ha tomado como referencia el criterio de UICN para definir si una población está amenazada (categoría de “Vulnerable” o inferior). Así, si la tasa de crecimiento poblacional es de -30 % en tres generaciones, se considera que no se cumple el BEA.

Puesto que en la mayoría de los casos no hay estimas directas de la tasa de crecimiento poblacional con base en las características demográficas, se han definido valores umbrales para los dos indicadores empleados (éxito reproductor y supervivencia adulta), de forma que dichos valores umbral sean indicativos de un declive equivalente al 30 %, teniendo en cuenta información bibliográfica y estudios piloto (OSPAR 2016b). Para ello, a partir de información bibliográfica y de estudios piloto, se han propuesto una serie de valores umbral que se correspondan con dicho declive (OSPAR 2016b, ICES 2017, Bird et al. 2020). Algunas de las especies usadas como elementos de evaluación no quedan recogidas en dichos documentos, por lo que se han adaptado valores con base en bibliografía y criterio experto, tal como se hizo también en la anterior evaluación (MITECO 2019) (Tabla 4). En relación con el ciclo anterior, se han reajustado ligeramente algunos de los umbrales para ajustarlos mejor a las directrices establecidas por ICES (2017) y teniendo en cuenta Bird et al. (2020). Con más detalle:

- Para el éxito reproductor, los valores asignados tienen en cuenta la supervivencia adulta esperable: cuanto mayor es la supervivencia, menor peso tiene el éxito reproductor sobre la tasa de crecimiento poblacional. Sin embargo, estos valores se adaptaron en algunos casos a las particularidades de la comunidad de aves marinas reproductoras en España. En particular, debe tenerse en cuenta que



los valores propuestos por ICES derivan de especies que ponen más de un huevo, como gaviotas, charranes y cormoranes, mientras que en el caso de España se incluyen entre los elementos de evaluación varias especies de procelarifórmes, que ponen un solo huevo, y que por tanto tienen menor rango de variabilidad en el éxito reproductor (de 0 a 1).

- La tasa de supervivencia de las aves marinas suele ser elevada, a menudo con valores superiores a 0,90 (es decir, más del 90 % de los adultos sobreviven de un año al siguiente), aunque pueden existir diferencias entre especies y grupos. Por lo general, las aves que ponen un solo huevo suelen tener esperanzas de vida mayores y por lo tanto mayor supervivencia adulta. A la hora de asignar un valor umbral a las distintas especies, de nuevo se ha tomado como referencia ICES (2017), así como Bird et al. (2020), asignando valores umbral a cada especie por debajo de lo que sería esperable en condiciones óptimas. Un valor inferior al umbral indicaría que factores de mortalidad no natural como las capturas accidentales (que ya se contemplan en el criterio D1C1) y otras amenazas pueden tener un papel relevante (entre ellas la depredación por mamíferos introducidos en las colonias; Dias et al. 2019).

En aquellos casos en los que existe información sobre la tasa de crecimiento poblacional (λ), se ha tenido en cuenta como valor umbral aquel que llevaría a un 30 % de declive de la población en tres generaciones, que según OSPAR se establecería en $\lambda=0,888$ por generación. El tiempo de generación variará entre especies, pero en el caso de aves marinas son esperables valores del entorno de 10-20 años (Bird et al. 2020). El valor de λ se suele estimar por año, así que es importante tener en cuenta el tiempo de generación para poder realizar una evaluación adecuada.

Tabla 4. Valores umbral adoptados para los distintos indicadores y elementos de evaluación.

Nombre común	Nombre científico	Éxito reproductor	Supervivencia adulta
Petrel de Bulwer	<i>Bulweria bulwerii</i>	0,40	0,90
Pardela cenicienta mediterránea	<i>Calonectris diomedea</i>	0,40	0,90
Pardela cenicienta atlántica	<i>Calonectris borealis</i>	0,40	0,90
Pardela balear	<i>Puffinus mauretanicus</i>	0,40	0,90
Pardela chica macaronésica	<i>Puffinus baroli</i>	0,40	0,90
Paíño europeo	<i>Hydrobates pelagicus</i>	0,40	0,85
Paíño de Madeira	<i>Hydrobates castro</i>	0,40	0,85
Cormorán moñudo	<i>Gulosus aristotelis</i>	1,20	0,82
Gaviota de Audouin	<i>Larus audouinii</i>	0,80	0,87
Gaviota tridáctila	<i>Rissa tridactyla</i>	1,20	0,82
Charrán patinegro	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	0,99	0,85
Charrán común	<i>Sterna hirundo</i>	0,99	0,85
Charrancito común	<i>Sternula albifrons</i>	1,40	0,80
Arao común	<i>Uria aalge</i>	0,40	0,90



Consideraciones sobre el ámbito de aplicación

Al igual que en el caso de la abundancia, generalmente la información sobre parámetros demográficos se recoge a nivel de colonias, y se integra posteriormente a nivel de demarcación marina. En muchos casos, sin embargo, solo existe información para una o pocas colonias, o incluso para parcelas de estudio dentro de dichas colonias (por ejemplo, suele ser el caso en especies de procelariformes en Canarias). En estos casos, la información obtenida para estos enclaves (parcelas o colonias) debe usarse como referente para inferir a la totalidad de la demarcación marina correspondiente.

4.3.3. Fuentes de información

A nivel nacional, los datos para poder evaluar este criterio deberían provenir del programa de seguimiento ES-AV-2 (productividad/demografía), si bien este programa no está consolidado, y la disponibilidad de datos es muy limitada salvo en el caso de la DMCAN, donde recientemente se ha puesto en marcha un seguimiento más dirigido, a partir de los resultados del proyecto MISTIC SEAS II. En el resto de las demarcaciones marinas, la mayoría de los datos disponibles provienen de iniciativas independientes por parte de entidades científicas o conservacionistas.

A nivel metodológico, en el caso de procelariformes se puede realizar un seguimiento relativamente sencillo mediante la realización de visitas a las colonias de cría durante el periodo de incubación (detección y conteo de nidos ocupados, marcaje de nidos y anillamiento de los adultos) y al final del periodo de crecimiento de los pollos (cuando éstos pueden anillarse, y se estima el número de pollos que ha llegado a la edad de abandonar el nido en relación al total de nidos ocupados inicialmente). En especies nidifugas como las gaviotas y charranes, a menudo se establecen parcelas acotadas para realizar un censo de los nidos ocupados, así como de los pollos que llegan a la edad de abandonar el nido).

4.4. D1C4 distribución

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

4.4.1. Métodos de evaluación y definición de umbrales

El rango de distribución de las aves marinas es difícil de establecer, dada su gran movilidad y capacidad de adaptarse a condiciones oceanográficas cambiantes. Por otro lado, la mayoría de las aves marinas presentan un elevado nivel de filopatría como reproductoras, lo que quiere decir que son muy fieles al lugar de cría. En los casos más extremos, como los procelariformes (petreles, pardelas y paíños), los cambios en el rango de distribución son muy lentos, pero pueden darse casos de desaparición de colonias, que pueden documentarse e interpretarse como signo de mal estado. Las desapariciones suelen ser lentas y difíciles de documentar, pero aportan información clave. En el caso de especies más nómadas, como los charranes, es más habitual observar cambios en la distribución de colonias ligados a las condiciones ambientales reinantes en un año determinado (principalmente disponibilidad de alimento), y es más difícil poder interpretar la información a corto plazo.

Por ello, el criterio D1C4 sólo se ha evaluado de forma tentativa en casos muy concretos (indicador MB_DIST_NR; *Marine birds-Distribution-Colonies*), como el del arao común y la gaviota tridáctila, cuyas colonias reproductoras en el ámbito nacional han desaparecido en este ciclo de estrategias marinas, así como de forma puntual en el caso de algunos procelariformes.

4.5. D1C5 hábitat

Este criterio no se ha evaluado en el presente ciclo, al igual que en los ciclos precedentes.



ESPECIES DE AVES MARINAS



5. Especies de aves marinas

Se han evaluado 14 especies de aves marinas, algunas de ellas en una sola demarcación marina, mientras que otras se han tratado en distintas demarcaciones marinas. La Tabla 5 resume los resultados de la evaluación.

Tabla 5. Resumen de la evaluación para las distintas especies de aves usadas como elementos de evaluación en las cinco demarcaciones marinas de España.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado/no aplica. Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejorando; ↘ En deterioro; ¿? Desconocido. Las poblaciones reproductoras de las especies con el símbolo † se consideran desaparecidas en el último ciclo.

DM	Especie	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
				BRS	ASR				
NOR	<i>Calonectris borealis</i>	■	■	■	■	■	■	■	¿?
	<i>Puffinus mauretanicus</i>	■	■	■	■	■	■	■	¿?
	<i>Hydrobates pelagicus</i>	■	■	■	■	■	■	■	¿?
	<i>Gulosus aristotelis aristotelis</i>	■	■	■	■	■	■	■	↔
	<i>Rissa tridactyla</i>	■	■	■	■	■	■	■	↔ [†]
	<i>Sterna hirundo</i>	■	■	■	■	■	■	■	↔
	<i>Uria aalge</i>	■	■	■	■	■	■	■	↔ [†]
SUD	<i>Puffinus mauretanicus</i>	■	■	■	■	■	■	■	¿?
	<i>Sternula albifrons</i>	■	■	■	■	■	■	■	¿?
ESAL	<i>Calonectris diomedea</i>	■	■	■	■	■	■	■	¿?
	<i>Puffinus mauretanicus</i>	■	■	■	■	■	■	■	¿?
	<i>Larus audouinii</i>	■	■	■	■	■	■	■	↔
	<i>Sterna hirundo</i>	■	■	■	■	■	■	■	¿?
	<i>Sternula albifrons</i>	■	■	■	■	■	■	■	¿?
LEBA	<i>Calonectris diomedea</i>	■	■	■	■	■	■	■	↔
	<i>Puffinus mauretanicus</i>	■	■	■	■	■	■	■	↔
	<i>Hydrobates pelagicus</i>	■	■	■	■	■	■	■	¿?
	<i>Gulosus aristotelis desmarestii</i>	■	■	■	■	■	■	■	↔



DM	Especie	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	D1C5	Estado	Tendencia
				BRS	ASR				
LEBA	<i>Larus audouinii</i>								↔
	<i>Thalasseus sandvicensis</i>								↔
	<i>Sterna hirundo</i>								↘
	<i>Sternula albifrons</i>								¿?
CAN	<i>Bulweria bulwerii</i>								¿?
	<i>Calonectris borealis</i>								¿?
	<i>Puffinus baroli</i>								¿?
	<i>Hydrobates castro</i>								¿?

En general cabe destacar una falta generalizada de datos, que dificulta evaluar adecuadamente los elementos de evaluación para los distintos criterios. Es particularmente deficiente la información sobre capturas accidentales (criterio D1C1), especialmente para la flota de artes menores, por lo que es importante mejorar los programas de observadores y favorecer otras fuentes de información alternativas. Para la abundancia (criterio D1C2) algunas especies están muy bien monitorizadas, especialmente gaviotas y charranes, que cuentan con series históricas razonablemente buenas, en muchos casos provenientes de los censos realizados por las administraciones autonómicas. Más deficiente es la información relativa a procelariformes (petreles, pardelas y paíños) y otras especies de difícil detección por la dificultad su hábitat. En este caso es importante contar con colonias de referencia en la que se realice un seguimiento pormenorizado, que permita establecer tendencias a lo largo del tiempo, tal como se ha iniciado en la DMCAN. Este tipo de seguimiento también se ha puesto en marcha en otras zonas, principalmente en DMLEBA y DMNOR, pero en gran medida es fruto de la iniciativa de grupos de investigación independientes, sin un apoyo estable de las administraciones que permita garantizar su continuidad. El seguimiento de colonias control también contribuye a recoger información demográfica (criterio D1C3), de nuevo muy restringida a la iniciativa de equipos independientes. El criterio D1C4 (distribución) se ha evaluado en casos puntuales, mientras que el D1C5 (hábitat) no se ha tenido en cuenta.

Pese a las limitaciones, se han podido evaluar numerosas especies por distintos criterios. Aunque en algunos casos la evaluación es positiva, son varias las especies que no alcanzan el BEA, lo que pone de manifiesto el deficiente estado de conservación de las aves marinas en España, y la necesidad de tomar medidas al respecto. Como ejemplo, cabe destacar que en este ciclo se documentan dos extinciones a nivel estatal: la del arao común “ibérico”, que de hecho no ha llegado a criar en el periodo de evaluación, siendo el último caso de cría documentado en 2015, en Galicia; y la gaviota tridáctila, que crío por última vez en 2017, también en costas gallegas. Se observan tendencias negativas preocupantes en otras especies, como la pardela balear (endémica de la DMLEBA como reproductora), la pardela chica macaronésica, el charrán común y el charrancito común.



5.1. Petrel de Bulwer (*Bulweria bulwerii*)

5.1.1. Áreas de evaluación

El petrel de Bulwer es una especie de distribución atlántica y cuya presencia en España se limita a la demarcación marina canaria, reproduciéndose en varios islotes del archipiélago. Fuera de este ámbito, solo existen observaciones puntuales en las demarcaciones marinas noratlántica y sudatlántica. Estudios recientes indican cómo la especie se alimenta en una amplia zona del Atlántico norte y central durante el periodo reproductor, llegando los ejemplares reproductores canarios hasta aguas de Azores o del límite de la plataforma continental africana (Rodríguez et al. 2013; Cruz-Flores et al. 2019). Es por eso que el petrel de Bulwer solo se evalúa en la demarcación marina canaria.



© Martí Franch & SEO/BirdLife

5.1.2. Resultados de la evaluación

Para el petrel de Bulwer solo se han tenido en cuenta los criterios D1C3 y D1C4 (Tabla 6). Por las características de la especie no parece relevante la ocurrencia de capturas accidentales (por lo que no aplica el criterio D1C1), mientras que la información sobre abundancia se ha empezado a recoger en el presente ciclo, sin existir datos históricos que permitan establecer una tendencia poblacional. Por lo tanto, no se ha evaluado la especie con base en el criterio D1C2 (si se mantiene el seguimiento actual, se podrá evaluar en el siguiente ciclo). Para el criterio D1C3 los datos disponibles son escasos; solo se ha podido usar información de éxito reproductor en unas pocas colonias, y de forma preliminar se considera que se cumple el BEA, si bien son preocupantes los valores de productividad para colonias en las que se ha detectado presencia de depredadores terrestres (gatos). Por otro lado, la información disponible apunta a que se cumpliría el BEA de acuerdo con el criterio D1C4. Sin embargo, la información histórica sobre población reproductora es limitada, y por otro lado los cambios en este criterio (D1C4) se esperaría que fueran muy lentos, por lo que no debería basarse la evaluación en este criterio secundario. En todo caso, dadas las limitaciones de información, en conjunto se considera que la evaluación no es concluyente.

Tabla 6. Resultados de la evaluación del petrel de Bulwer (*Bulweria bulwerii*). Criterios D1C1, D1C2, D1C3 y D1C4, estado de la especie y tendencia (cambio de estado entre periodos de evaluación).

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

Demarcación marina	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	Estado	Tendencia
			Éx. Rep.	Sup. Ad.			
CAN	■	■	■	■	■	■	¿?

5.1.2.1. D1C1 Captura accidental

No existen evidencias de que se produzcan capturas accidentales de petrel de Bulwer, y por su ecología y comportamiento no es previsible que ocurran de forma regular, por lo que se considera que este indicador no aplica para la especie.



5.1.2.2. D1C2 Abundancia

El seguimiento de la abundancia para los procelariformes de la DMCAN se ha iniciado en el presente ciclo, mediante dos aproximaciones distintas. Por un lado, se ha visitado casi la totalidad de las colonias conocidas haciendo una estima tentativa del número de parejas a nivel regional. Por otro lado, se han seleccionado una serie de colonias de referencia en las que se han establecido polígonos de estudio, bien acotados, en los que se cuenta de forma precisa el número de nidos y se pueden estudiar cambios en la abundancia a lo largo del tiempo. Por el momento no se dispone de valores suficientes para su evaluación en ninguno de los dos casos, pero los datos obtenidos permiten establecer unos valores umbral por primera vez de cara a la evaluación de las estrategias marinas en futuros ciclos. En los ciclos anteriores no se disponía de ninguna información de abundancia, tan solo de los valores estimados en estudios poco precisos que no permitían una comparación fiable con las nuevas estimas.

De acuerdo con las visitas realizadas durante el presente ciclo, se estima para el archipiélago canario un total de 533-961 parejas reproductoras (Gil-Velasco *et al.* 2022; Tabla 7), si bien es importante indicar que se trata de una mera aproximación sujeta a posibles sesgos importantes. Como valor de referencia se puede tomar, de forma tentativa, el promedio de ambos valores, 747 parejas. El muestreo de colonias se realizó entre 2018 y 2022, visitando distintas colonias en distintos años. Si bien 2022 queda fuera del presente periodo de evaluación, se ha considerado oportuno incluir los datos de las colonias visitadas ese año para tener una visión global. Cabe indicar que se trata de estimas aproximativas, que difícilmente mostrarán cambios perceptibles de un año al siguiente. En comparación, la estima previa, aún más imprecisa, rondaba las 1.000 parejas (Lorenzo *et al.* 2007). Tomando como referencia este valor, la especie se encontraría por debajo del umbral (800 parejas) y no alcanzaría el BEA. Sin embargo, teniendo en cuenta el error asociado a estas estimas, y el hecho de que el rango actual incluiría el valor umbral, se ha considerado que los datos no son concluyentes, y por tanto no se puede evaluar el BEA adecuadamente.

Tabla 7. Estimas del número de parejas de petrel de Bulwer (*Bulweria bulwerii*) en las islas Canarias en 2018-2022.

DM	Localización	Mínimo	Máximo
CAN	Archipiélago Chinijo	242	370
	Lanzarote	9	24
	Fuerteventura	0	10
	Gran Canaria	3	5
	Tenerife	136	253
	La Gomera	18	63
	La Palma	50	70
	El Hierro	75	166
	TOTAL (MB_ABU_BPP)	533	961

En cuanto a la abundancia en polígonos definidos, esta ha sido evaluada en diversas colonias de la DMCAN entre el periodo 2018 y 2021, por lo que los valores entran dentro del periodo de evaluación del presente ciclo (2016-2021). Las colonias muestreadas son Montaña Amarilla en La Graciosa, el islote de Montaña Clara en el archipiélago Chinijo, y el Roque de Tierra de Anaga en Tenerife (Tabla 8).



Tabla 8. Abundancia relativa del petrel de Bulwer (*Bulweria bulwerii*) en las colonias muestreadas mediante polígonos: número de huras encontradas en los polígonos de seguimiento de las colonias de cría seleccionadas entre 2018-2021.

DM	Localización	2018	2019	2020	2021	Mín.	Máx.	Promedio
CAN	Montaña Clara	42	-	36	37	36	42	33,8
	Roque de Tierra-Tenerife	-	-	31	22	22	31	26,5
	La Graciosa-Montaña Amarilla	20	-	14	15	14	20	16,3

En cada una de estas colonias se han muestreado anualmente y de forma exhaustiva una serie de polígonos predefinidos, con el objetivo de determinar el número de huras (nidos) activas en una superficie determinada durante cada temporada de cría (Gil-Velasco *et al.* 2022). Se consideraron activas aquellas huras en las que se halló un adulto de la especie incubando durante la primera visita. Si bien en ocasiones las características del nido no permitían comprobar la presencia de un huevo, se consideraron activos si contenían un adulto territorial (vocalizando) e indicios de presencia regular (excrementos en la entrada, fuerte olor a ave marina, etc.). Pese a que los datos son aún limitados, se aprecia una tendencia negativa en todas las colonias, lo que apunta a una previsible evaluación de “no BEA” en el futuro a no ser que se estabilice o revierta la tendencia.

5.1.2.3. D1C3 Características demográficas

La evaluación de los parámetros demográficos se ha basado en el seguimiento de nidos en los polígonos diseñados también para la estima de abundancia relativa (ver criterio D1C2), si bien se han descartado aquellos nidos poco accesibles y que no permitían confirmar la presencia de un huevo o pollo. Por ello, el tamaño muestral para cada polígono puede diferir entre los criterios D1C2 y D1C3.

Por el momento solo se han obtenido datos de productividad. Se prevé que en el siguiente ciclo se puedan obtener a su vez los primeros datos de supervivencia adulta, que requieren de información de marcaje-recaptura durante varios años.

Los resultados sobre éxito reproductor se presentan en la Tabla 9. El valor umbral de referencia se ha definido en 0,40 (ver Tabla 9).



Tabla 9. Información sobre productividad (éxito reproductor, MB_DEM_BRS) para el petrel de Bulwer (*Bulweria bulwerii*) a partir del seguimiento de nidos en polígonos preestablecidos en distintas colonias. Se aportan datos anuales para el periodo de evaluación (2016-2021). Además del valor de éxito reproductor, se indica también el número de nidos monitorizados para calcularlo (n). El valor umbral se sitúa en 0,4 (ver Tabla 4).

Éxito reproductor (MB_DEM_BRS)							
DM	Localización	Año	Nidos (n)	Éxito rep.	Umbral	BEA	BEA CICLO
CAN	Montaña Clara	2016	-	-	0,4		
		2017	27	0,44			
		2018	46	0,41			
		2019	-	-			
		2020	36	0,56			
		2021	34	0,62			
	La Graciosa	2016	-	-			
		2017	1	(1,0)			
		2018	20	0,6			
		2019	-	-			
		2020	14	0,21			
		2021	11	0,73			
	Roque de Tierra de Anaga	2016	-	-			
		2017	-	-			
		2018	-	-			
		2019	-	-			
		2020	31	0,71			
		2021	21	0,67			
	TOTAL (ponderado)			0,548			

En general el éxito reproductor se ha situado por encima del valor umbral establecido, con un promedio de 0,55 ponderando por las tres colonias monitorizadas, por encima del valor umbral establecido (0,4), por lo que se considera que la especie cumple el BEA para este indicador. Sin embargo, es importante tener presente la presencia de depredadores en algunas colonias, que podrían estar en condiciones menos favorables. De hecho, de las colonias muestreadas, La Graciosa cuenta con presencia de depredadores, y en 2020 sufrió un gran impacto por la depredación por parte de ga-



tos asilvestrados, afectando al polígono de estudio, como se puede ver en la Tabla 9. Así, pese a la evaluación favorable, es importante no bajar la guardia y tener presente el impacto potencialmente elevado de los depredadores en las colonias.

Para medir la supervivencia adulta, en cada una de las visitas se ha tratado de capturar el máximo número de adultos reproductores posible, ya sea para anotar la anilla que portaba cada individuo o para anillarlo en caso de que todavía no lo estuviera. Estos datos deberán servir para evaluar este parámetro en el próximo ciclo de las estrategias marinas, pero por el momento no están disponibles. En episodios como el de 2020 en La Graciosa murieron depredados muchos adultos de la especie, por lo que se espera que los valores de supervivencia adulta sean bajos para esta colonia.

5.1.2.4. D1C4 Distribución

En el periodo 2018-2022 se visitaron prácticamente todas las colonias conocidas de petrel de Bulwer del archipiélago canario (Gil-Velasco *et al.* 2022 y Rodríguez *et al.* 2022), y en todos los casos la colonia seguía presente, por lo que se asume que en aquellas pocas colonias no visitadas ocurra lo mismo. Además, en este periodo se han descubierto colonias nuevas gracias a un mejor esfuerzo de muestreo, que con casi toda seguridad ya existían anteriormente. En total se han inventariado 43 colonias para la especie (Figura 2). Pese a que algunas de estas colonias se prospectaron en 2022, no es esperable que hubiera cambios respecto al periodo de evaluación (2016-2021), tratándose de una especie tan filopátrica. De cara al futuro, no se establece un valor de referencia en cuanto al número de colonias, por existir la posibilidad de que aumente a causa de mejoras en la prospección.

Dado que no se ha documentado la desaparición de ninguna colonia, tentativamente se considera que el petrel de Bulwer alcanza el BEA para el criterio D1C4. Sin embargo, es importante resaltar que la distribución (reproductora) de las especies más filopátricas, como el petrel de Bulwer, es un criterio previsiblemente sujeto a pocos cambios, y que en caso de documentarse la desaparición de alguna colonia debe ser tomado como una alarma que refleje una situación de fuertes presiones.

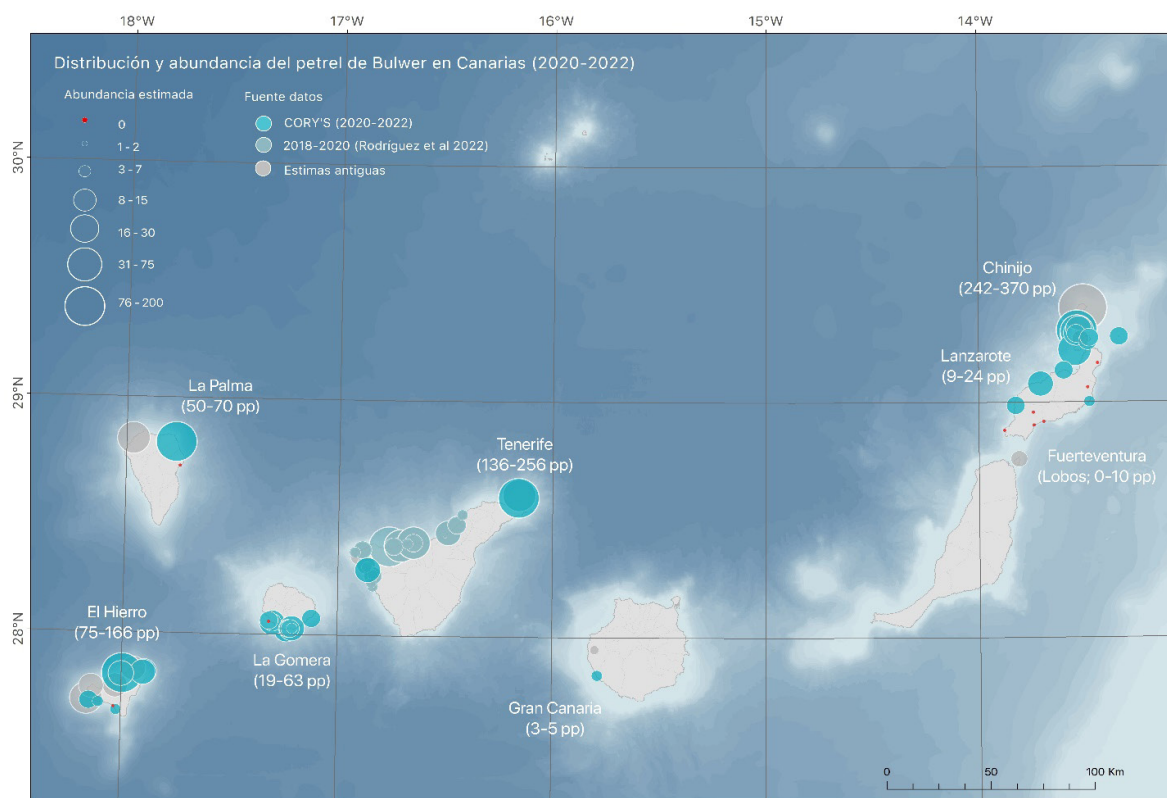


Figura 2. Distribución y estima de abundancia del petrel de Bulwer (*Bulweria bulwerii*) en las islas Canarias.



5.2. Pardela cenicienta mediterránea (*Calonectris diomedea*)

5.2.1. Áreas de evaluación

La pardela cenicienta mediterránea se reproduce en islas e islotes a lo largo de toda la cuenca del Mediterráneo, con poblaciones españolas en las islas Baleares, algunos islotes del levante ibérico y Chafarinas (SEO/BirdLife 2022). La especie se evalúa por tanto en DMLEBA y DMESAL, aunque la información disponible para su correcta evaluación es limitada, y resulta insuficiente en el caso de la DMESAL.



© Marti Franch & SEO/BirdLife

5.2.2. Resultados de la evaluación

En conjunto, la pardela cenicienta mediterránea no cumple el BEA (Tabla 10). La información disponible solo ha permitido evaluar adecuadamente a esta especie en la DMLEBA, por lo que se deja la DMESAL como “Desconocida” por falta de datos. Con todo, siguiendo el principio de precaución, debería tomarse como referente la evaluación de la DMLEBA, a falta de evidencias de que en la DME-SAL la situación sea distinta. En el caso de la DMSUD, la especie podría ser evaluable para el criterio D1C1, pero por ahora no hay información disponible para hacerlo.

Tabla 10. Resultados de la evaluación de la pardela cenicienta Mediterránea (*Calonectris diomedea*). Criterios D1C1, D1C2, D1C3 y D1C4, estado de la especie y tendencia (cambio de estado entre periodos de evaluación).

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

DM	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	Estado	Tendencia
			BRS	ASR			
LEBA	■	■	■	■	■	■	↔
ESAL	■	■	■	■	■	■	¿?

Pese a que la información disponible es limitada, hay suficientes datos sobre capturas accidentales para determinar que no se cumple el BEA para el criterio D1C1. La información sobre abundancia es menos concluyente y se ha dejado sin evaluar el criterio D1C2; los datos disponibles sugieren cierta estabilidad en los últimos 20 años, pero se acusó un declive importante en los años 1990s en la única colonia con datos (islas Columbretes), y por otro lado no hay datos disponibles para colonias con presencia de depredadores introducidos, donde sería más esperable un declive. En cuanto a los datos demográficos, el éxito reproductor no parece preocupante en la única colonia para la que existen datos (islote de Pantaleu, en Mallorca), pero de nuevo se trata de una colonia sin depredadores introducidos. Por otro lado, la supervivencia adulta, que tiene un mayor efecto sobre la dinámica poblacional, es preocupantemente baja, por lo que se considera que la especie no cumple el BEA para el criterio D1C3. En cuanto la distribución, no se han observado cambios relevantes en el número de colonias conocidas, pero se considera que la información disponible no es suficientemente robusta para poder evaluar adecuadamente el criterio D1C4.



5.2.2.1. D1C1 Captura accidental

La Tabla 11 muestra de forma sintética la información recopilada sobre capturas accidentales para la pardela cenicienta mediterránea. Solo se aporta información de la DMLEBA, ya que para la DMESAL no hay datos disponibles. Tampoco se incluye la DMSUD, donde la especie es común pese a no criar, por la misma razón.

Tabla 11. Información sobre capturas accidentales de pardela cenicienta mediterránea (*Calonectris diomedea*) en la DMLEBA, única demarcación marina para la que existe un mínimo de información como para poder realizar una evaluación. Los datos del IEO-CSIC corresponden al periodo 2016-2021, mientras que los informes de ICES Y los datos de SEO/BirdLife se limitan a 2017-2021. Los datos de Aves/año, aunados, equivaldrían al indicador MB_BYC.

*Estima teniendo en cuenta el total de pardelas capturadas en el periodo 2027-2021 (N = 1077) y la proporción de pardela cenicienta (N = 285) respecto al total de pardelas identificadas a nivel de género (*Calonectris/Puffinus*; N = 705).
**En el caso del palangrillo, un 61 % de las pardelas (ssp) fueron capturadas vivas, sin conocerse su probabilidad de supervivencia (es esperable que sea baja ante la falta de formación a los pescadores).

DM	Arte o métier	IEO- CSIC		ICES		SEO/BirdLife			Otras evidencias
		Capturas (N)	Capturas (N)	Tasa	Aves/ año (N)	Capturas (N)	Tasa	Aves/ año (N)	
LEBA	Enmalle								-
	Palangre dem.					435 ^{*,**}	0,123	>>87	-
	Palangre sup.	16	6	0,006	49				
	Arrastre								
	Cerco								

Valores umbral

La población reproductora de pardela cenicienta mediterránea en España se ha estimado recientemente en 2.620 parejas (SEO/BirdLife 2024). A falta de datos directos sobre la población total, esta se puede estimar multiplicando por tres el número de parejas, lo que daría un total de 7860 ejemplares. Asumiendo una tasa de supervivencia esperable superior al 90 % (o 0,9; ver Tabla 4), la mortalidad anual de pardelas cenicientas debería ser inferior a los 786 ejemplares, y el 1 % de dicha mortalidad equivaldría a menos de 8 ejemplares. Cabe indicar que pardelas cenicientas de otras zonas de cría en el Mediterráneo pueden visitar las aguas españolas durante la época reproductora o en sus migraciones (Peron et al. 2013), y ser víctimas de captura accidental (Courbin & Grémillet 2024), por lo que la población total de referencia debería ser mayor. Por otro lado, se considera que esto queda compensado al visitar la población reproductora española otras regiones donde las aves también pueden ser víctimas de capturas accidentales.

Resultados de la evaluación

Pese a que la información disponible sobre capturas accidentales es fragmentaria, todas las evidencias apuntan a una presión muy alta sobre la pardela cenicienta mediterránea, por lo que se considera que no se alcanza el BEA para esta especie de acuerdo con el criterio D1C1, por lo menos en la DMLEBA



(Tabla 12). La información es insuficiente para poder afirmar nada a nivel de las DMSUD y DMESAL, ya que no hay capturas documentadas, pero tampoco un esfuerzo de seguimiento adecuado para poder descartarlas. En el caso de la DMNOR, es esperable que el grueso de pardelas cenicientas corresponda a la especie atlántica.

Así, solo en el caso de la DMLEBA se puede realizar una estima de mínimos (extremadamente conservadora) del indicador.

Tabla 12. Resumen de la evaluación para el criterio D1C1 en el caso de la pardela cenicienta mediterránea (*Calonectris diomedea*). Solo se toma en consideración la DMLEBA, ya que no hay información disponible para la DMESAL.

*Se toma como valor mínimo el número de aves inferidas para la flota de palangre de superficie (49 aves/año), así como el número anual medio de aves capturadas por las barcas de palangre demersal que rellenaban cuadernos de autocumplimentación (87). Este último dato se basa en capturas documentadas, sin inferir al conjunto de la flota por falta de datos de esfuerzo, por lo que se considera extremadamente conservador. El uso del símbolo ">>" indicaría, en consecuencia, que la cifra real es previsiblemente mucho más alta.

DM	MB_BYC (mínimo)	MMB_BYC (umbral)	BEA
LEBA*	>>136*	8	

Los datos del programa de observadores del IEO-CSIC muestran la captura de pardelas cenicientas mediterráneas en palangres de superficie, flota en la que se ha prestado más atención a la captura accidental de aves en los últimos 20 años. En esta flota las capturas parecen centrarse en situaciones muy concretas, cuando se persiguen pequeños túnidos como el atún blanco usando anzuelos de menor tamaño (García-Barcelona et al. 2010). Por ello, las extrapolaciones deben tomarse con mucho cuidado. El programa de observadores del IEO-CSIC recoge 16 ejemplares entre 2016-2021, de los que 10 corresponden a 2016 (sin datos de cobertura y esfuerzo pesquero). Para el periodo 2017-2021, cuando sí hay información de esfuerzo (informes ICES), se reportan 5 casos, implicando a 6 ejemplares. Si se extrapolan los datos directamente, la estima ascendería a 1.738 aves por año. Sin embargo, 3 de los incidentes de captura accidental (4 aves capturadas) cuentan con un método de muestreo que cubrió muy poca flota, y la extrapolación podría ser sobredimensionada. Agrupando todos los datos y unificando el esfuerzo de muestreo, la cifra sería de 49 aves por año, probablemente muy conservadora y aun así por encima del valor umbral (8 ejemplares). El otro arte para la que se han detectado capturas elevadas de pardela cenicienta mediterránea es el palangre de fondo, inclusive su modalidad de artes menores (palangrillo). En este caso, SEO/BirdLife reportó a través de cuadernos de autocumplimentación la captura de 1.077 pardelas en 3.544 salidas de pesca entre 2017 y 2021, con una tasa de captura de 0,3 aves/día. A partir de una muestra considerable de aves identificadas (n = 705), se estima que la proporción de pardelas cenicientas mediterráneas entre las pardelas capturadas es del 40,4 %, por lo que la cifra correspondiente a esta especie sería de 435 ejemplares para el periodo 2017-2021 (equivalente a tasa de 0,123 aves/día de pesca). La limitada información sobre el esfuerzo de pesca de la flota de palangrillo hace difícil extrapolar estas estimas, pero claramente superarían con creces los 100 ejemplares por año (solo contando con las capturas reportadas, ascendería a 87 aves). De esta forma, para el Mediterráneo se plantea un valor mínimo de 136 pardelas baleares capturadas anualmente, si bien es muy probable que la cifra real ascienda a varios cientos o incluso más.

5.2.2.2. D1C2 Abundancia

La estima de la población reproductora de pardela cenicienta mediterránea en España se ha revisado recientemente (SEO/BirdLife 2024), situándola en 2.620 parejas (1.920 parejas en la DMLEBA y 700 en la DMESAL). Esto contrasta con las cerca de 10.000 parejas estimadas en la última revisión (Martí & Del Moral 2003). Sin embargo, estas estimas no deben tomarse como referente para establecer tendencias, ya que se basan en métodos de censo indirectos sujetos a un amplio margen de error,



con variaciones que pueden deberse a cambios en las aproximaciones metodológicas empleadas, así como a la subjetividad de los técnicos implicados.

Por otro lado, existe información más robusta derivada de colonias con un seguimiento más pormenorizado, donde se ha realizado un seguimiento anual de los nidos accesibles y permite establecer tendencias de forma más fiable. Es el caso del islote de Pantaleu (Mallorca, Illes Balears) y las islas Columbretes (Castelló, Comunitat Valenciana), ambas en la DMLEBA (Tabla 13). En el caso de Pantaleu, se trata de un programa instaurado por iniciativa de un grupo de investigación del IMEDEA (CSIC-UIB), mientras que en las islas Columbretes el programa está impulsado directamente desde la Generalitat Valenciana, con el apoyo de equipos de investigación. La información disponible para otras colonias, inclusive la única en la DMESAL (islas Chafarinas) no es comparable, y no permite establecer tendencias con base en la abundancia.

De las dos colonias monitorizadas, Pantaleu muestra una tendencia estable a largo plazo, con cerca de 225 nidos estimados en 2001, un ligero descenso posterior (hasta poco más de 150 nidos en 2012) y una reciente recuperación hasta alcanzar de nuevo cerca de 233 nidos en 2018 (Igual et al. 2023; Figura 3). Por otro lado, Columbretes sufrió un fuerte descenso a finales de los años 1990s, cuando llegó a alcanzar las 140 parejas, para estabilizarse en torno a las 60-70 parejas (75 en 2020) (Generalitat Valenciana; Figura 4). Así, de las dos colonias de referencia, se puede considerar que Pantaleu cumple el BEA, mientras que Columbretes no lo cumple, al no superar el 80 % del valor de referencia histórico (113 parejas en promedio para un sexenio, estimadas para el periodo 1992-1997) (Tabla 13). En conjunto, los datos no permiten evaluar adecuadamente si se cumple el BEA para el criterio D1C2.

Tabla 13. Número de parejas reproductoras (MB_ABU_BPP) de pardela cenicienta mediterránea (*Calonectris diomedea*) en las colonias objeto de seguimiento (islote de Pantaleu e islas Columbretes) durante el periodo de evaluación (2016-2021), por año y en promedio, así como valor umbral para definir el BEA en cada caso (80 % del promedio máximo para un periodo de 6 años dados, con base en los datos históricos disponibles).

MB_ABU_BPP (abundancia)										
DM	Localización	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Promedio 2016-2021	Umbral	BEA
LEBA	Pantaleu	222	224	233	219	207	220	221	177	
	Columbretes	78		69		75		74	92	

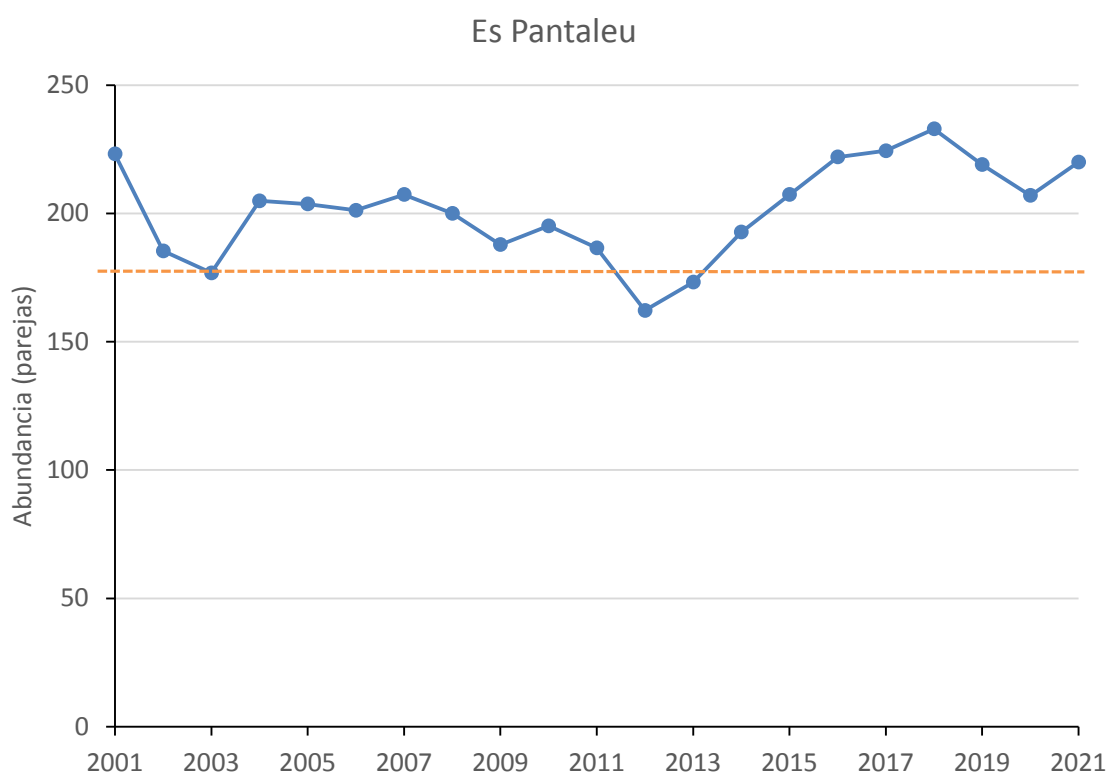


Figura 3. Evolución en el número de parejas reproductoras de pardela cenicienta mediterránea (*Calonectris diomedea*) en el islote de Pantaleu (Mallorca, Illes Balears).

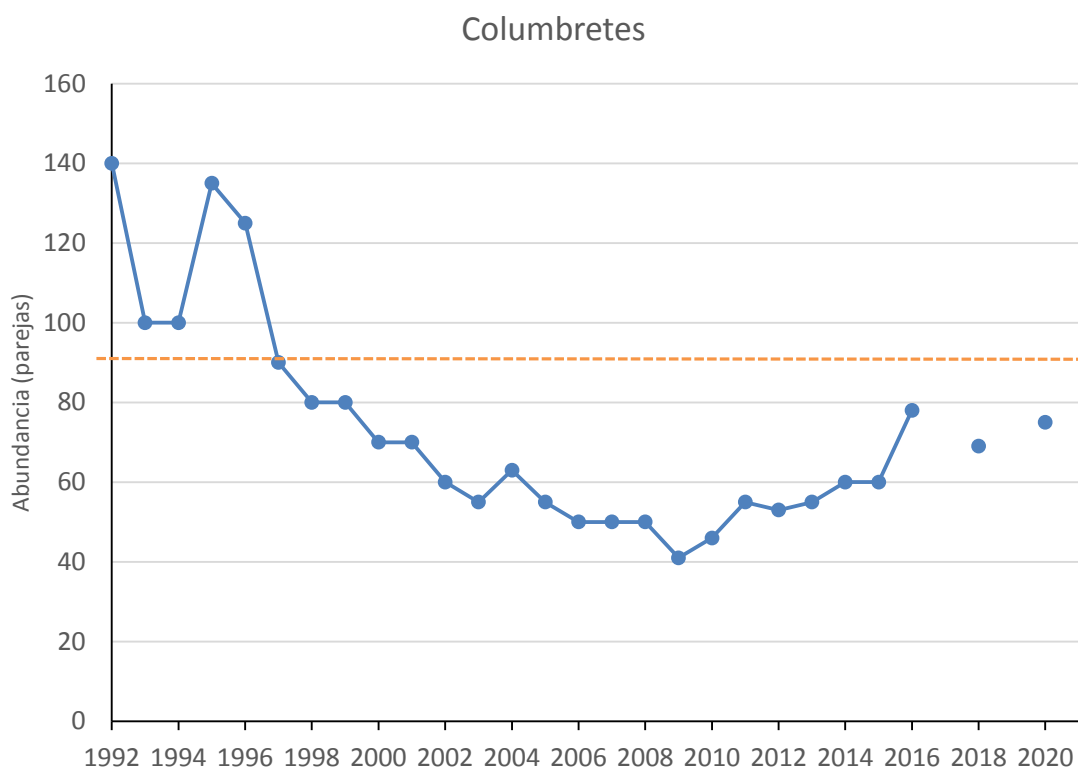


Figura 4. Evolución en el número de parejas reproductoras de pardela cenicienta mediterránea (*Calonectris diomedea*) en las islas Columbretes (Comunitat Valenciana).



Cabe remarcar que en el caso de Pantaleu no existe información rigurosa anterior a 2001, por lo que los valores históricos de referencia son más recientes que en el caso de Columbretes, y se desconoce si anteriormente la población fue mayor. Por otro lado, es importante remarcar que tanto Pantaleu como Columbretes son colonias pequeñas y libres de depredadores introducidos, a diferencia de otras colonias de mayor tamaño, por lo que su estado debería ser considerado como óptimo, y no necesariamente representativo. Finalmente, es importante remarcar que, al menos en el caso de Pantaleu, los parámetros demográficos apuntan a un declive, y la estabilidad o ligero crecimiento poblacional sólo se explica mediante el reclutamiento de aves procedentes de otras colonias (Sanz-Aguilar et al. 2016). En cualquier caso, se considera que la información es demasiado limitada como para evaluar adecuadamente a esta especie para el criterio D1C2.

5.2.2.3. D1C3 Características demográficas

La información disponible sobre características demográficas es muy limitada en el caso de la pardela cenicienta mediterránea, pues no existen programas de seguimiento a largo plazo consolidados, a excepción de los citados en el punto anterior (islote de Pantaleu en Mallorca e islas Columbretes en la Comunitat Valenciana), y el de illa de l’Aire en Menorca (impulsado por el IMEDEA y la SOM). En el caso de las islas Columbretes el programa está más enfocado al censo de nidos, pero también sirve para obtener información sobre parámetros demográficos.

En el caso de la productividad, solo hay datos disponibles para el islote de Pantaleu (Igual et al. 2023), en la que los valores de éxito reproductor se sitúan ampliamente por encima del umbral de BEA (Tabla 14).

Tabla 14. Valores de éxito reproductor (número de pollos volados por nido; MB_DEM_BRS) para la pardela cenicienta mediterránea (*Calonectris diomedea*) en el islote de Pantaleu (Mallorca, Illes Balears), a partir del programa de seguimiento desarrollado por el IMEDEA (CSIC-UIB) en Pantaleu (Igual et al. 2023). Se indican los valores anuales y el valor promedio, así como el valor umbral y el resultado de BEA. Los resultados obtenidos derivan del seguimiento pormenorizado de entre 207 y 233 nidos, según el año.

DM	Localización	MB_DEM_BRS (éxito reproductor)								
		2016	2017	2018	2019	2020	2021	Promedio	Umbral	BEA
LEBA	Pantaleu	0,70	0,72	0,72	0,74	0,69	0,70	0,71	0,4	

En cuanto a supervivencia adulta, existe información publicada para las tres colonias con seguimiento a largo plazo (Genovart et al. 2018), si bien los resultados se han estimado para un periodo de tiempo de varios años, que solo incluyen el primer año de esta evaluación (Tabla 15). En todo caso la supervivencia adulta es un parámetro que se estima mejor para periodos largos que de forma anual, y se considera que estos valores son representativos para la presente evaluación. Así lo confirma un análisis más reciente en el caso de Pantaleu, que arroja un valor muy similar de supervivencia adulta (0,85) para el periodo 2001-2023 (Igual et al. 2023). Para este indicador, solo cumpliría BEA la colonia de Illa de l’Aire, que es una colonia pequeña (menos de 100 parejas), mientras que Pantaleu y Columbretes no alcanzarían el BEA. La media ponderada para las tres colonias sería de 0,868, de forma que en conjunto no se alcanzaría el BEA a nivel de la DMLEBA.



Tabla 15. Estimaciones de supervivencia adulta para la pardela cenicienta mediterránea (*Calonectris diomedea*) en Illa de l'Aire (Menorca), Pantaleu (Mallorca) e Islas Columbretes (Comunitat Valenciana), estimados para el periodo 1999-2016 (Genovart et al. 2018). Se muestra también el intervalo de confianza del 95 %, y el resultado del BEA.

DM	Localización	Periodo	MB_DEM_ASR	Umbral	BEA
LEBA	Illas de l'Aire	1999-2016	0,924 (0,890-0,948)	0,9	
	Pantaleu	2000-2016	0,843 (0,824-0,859)		
	Columbretes	1999-2016	0,869 (0,833-0,898)		

Sin embargo, es importante remarcar que esta colonia, al igual que las otras dos con programa de seguimiento, está libre de depredadores introducidos, como ratas y gatos, y que la situación podría ser distinta en otras colonias no sujetas a seguimiento y que cuentan con presencia de gatos y/o ratas, como es el caso de Cala Morell en Menorca, la colonia más importante en el archipiélago balear.

En conjunto, teniendo en cuenta que la supervivencia adulta es el parámetro más sensible en los modelos demográficos para este tipo de aves, caracterizadas por su longevidad y bajas tasas de reproducción, se considera que la especie no cumple el BEA.

5.2.2.4. D1C4 Distribución

No se conocen casos de extinción de colonias recientes para esta especie, pero el conocimiento detallado sobre la distribución de colonias es limitado, por lo que no se evalúa a la especie para este criterio que, en cualquier caso, es secundario según la Decisión (UE) 2017/848.



5.3. Pardela cenicienta atlántica (*Calonectris borealis*)

5.3.1. Áreas de evaluación

La pardela cenicienta atlántica es una especie de distribución atlántica y que en España se reproduce principalmente en Canarias (SEO/BirdLife 2022), con una población más reducida, de colonización relativamente reciente, en Galicia (Munilla et al. 2016). En el Mediterráneo también nidifica en simpatria con la pardela cenicienta mediterránea en las islas Chafarinas, y existe una pequeña población nidificante en el islote de Terreros, al noreste de Almería. A efectos de evaluación solo se han tenido en cuenta DMCAN y DMNOR, ya que la población reproductora de la DMLEBA (Terreros) es muy reducida, y en la DMESAL (Chafarinas) se trata de una población más pequeña que la de la pardela cenicienta mediterránea, y de la que no existe suficiente información. En la DMSUD es una especie regular en el mar, pese a no criar, y podría evaluarse para el criterio D1C1, pero la información es insuficiente para ello.



© Martí Franch & SEO/BirdLife

5.3.2. Resultados de la evaluación

Los resultados apuntan a que la pardela cenicienta atlántica cumpliría el BEA en la DMNOR, si bien es importante remarcar que la información disponible es limitada (Tabla 16). Por otro lado, la información disponible para la DMCAN también apunta a que la especie cumpliría el BEA, pero en este caso la falta de datos es aún mayor y se considera más adecuado dejar la evaluación como no concluyente.

Tabla 16. Resultados de la evaluación de la pardela cenicienta atlántica (*Calonectris borealis*). Criterios D1C1, D1C2, D1C3 y D1C4, estado de la especie y tendencia (cambio de estado entre períodos de evaluación).

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

DM	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	Estado	Tendencia
			BRS	ASR			
NOR	■	■	■	■	■	■	?
CAN	■	■	■	■	■	■	?

De cara al futuro es importante esclarecer la información sobre capturas accidentales, ya que por ahora es insuficiente, pero podría comprometer el criterio D1C1. En cuanto a la abundancia, la información sobre la población reproductora gallega parece suficiente como para mostrar un incremento de esta población de reciente colonización en la DMNOR, mientras que en Canarias los datos disponibles no permiten una evaluación adecuada para el criterio D1C2, si bien se han puesto en marcha programas de seguimiento que permitirán evaluarlo en el futuro. En todo caso, la información disponible sugiere que la pardela cenicienta atlántica sería el único procelariforme con una tendencia estable o incluso positiva en Canarias. En cuanto al criterio D1C3, se dispone de datos de productividad limitados que apuntan al BEA, pero no hay información sobre supervivencia adulta, parámetro que puede ser más importante a la hora de definir tendencias poblacionales. Finalmente, la distribución de la especie parece mantenerse igual en los tres núcleos de reproducción gallegos, indicando el cumplimiento de BEA para el criterio D1C4, mientras que en la DMCAN la distribución de la especie es difícil de evaluar por ser muy ubicua.



5.3.2.1. D1C1 Captura accidental

Existen evidencias de que se producen capturas accidentales de esta especie, principalmente en la DMNOR en artes de anzuelo como el palangrillo de superficie que tiene como principal especie objetivo la lubina, pero no existen datos suficientes para poder realizar una evaluación adecuada. Aunque los programas oficiales no aportan datos para España, en la zona ICES 27.9.a (oeste de Iberia, que incluye el golfo de Cádiz y el sur de Galicia), los datos de ICES recogen varias capturas en 2021, presuntamente en Portugal, con una estima de 822 aves capturadas por año entre redes, líneas y cerco (no existen datos de capturas en años previos, cuando el grupo aves recibía mucha menos atención). En Canarias también se conocen capturas ocasionales, pero no hay información sistemática para poder realizar ningún tipo de evaluación. Cabe remarcar que, dado el reducido tamaño de la población gallega, el umbral de la DMNOR sería muy bajo (inferior a 1 ave) y probablemente se supere con creces; pero, por otro lado, la especie es abundante en esas aguas, con aves procedentes de colonias más lejanas o ejemplares no reproductores, que usan las aguas de la DMNOR para alimentarse o las visitan durante sus rutas migratorias (Arcos et al. 2009). En el caso de la DMCAN, asumiendo una población reproductora de unas 30.000 parejas (ver D1C2), el umbral se situaría en 60 aves. En todo caso, la información disponible no permite evaluar este criterio adecuadamente, por lo que se deja como “desconocido” (evaluación no concluyente). Sin embargo, es importante reforzar la información sobre capturas accidentales en todas las demarcaciones marinas donde la especie es regular (DMCAN, DMNOR y DMSUD), prestando especial atención a las artes menores.

5.3.2.2. D1C2 Abundancia

La evaluación de la abundancia se ha realizado de manera independiente para las dos demarcaciones marinas consideradas.

En el caso de la DMNOR, existen tres núcleos de reproducción que han contado con un seguimiento desde que se detectó la cría de la especie: isla Coelleira (O Vicedo), islas Sisargas (Malpica de Bergantiños) e islas Cíes (Vigo). Par el periodo de evaluación (2016-2021), la Tabla 17 muestra los datos de abundancia para los años en que ha habido un censo completo a nivel de núcleo reproductor (Conselleria de Medio Ambiente y Cambio Climático Xunta de Galicia, CEIDA 2021, y Munilla 2022). Al tratarse de una colonización relativamente reciente (el primer nido se documentó en las islas Cíes en 2007), la especie ha experimentado una tendencia positiva (Figura 5), y los promedios sexenales más altos corresponden al periodo de evaluación actual, de forma que la especie cumple el BEA en la actualidad (Tabla 17).

Tabla 17. Número de parejas reproductoras (MB_ABU_BPP) de pardela cenicienta atlántica (*Calonectris borealis*) en los distintos núcleos de reproducción de Galicia, para los años del periodo de evaluación (2016-2021) en los que ha habido un censo completo a nivel de núcleo reproductor (Coelleira, Sisargas y Cíes). Se muestra también el promedio de todo el periodo de evaluación, y el umbral para definir el BEA en cada caso (80 % del promedio máximo para un periodo de 6 años dados, con base en los datos históricos disponibles).

MB_ABU_BPP										
DM	Localización	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Promedio 2016-2021	Umbral	BEA
NOR	Coelleira		21	-	-	-	24	23	18	
	Sisargas		15	-	-	-	23	19	15	
	Cíes	10	18	19	-	-	-	16	13	
	TOTAL							57	46	

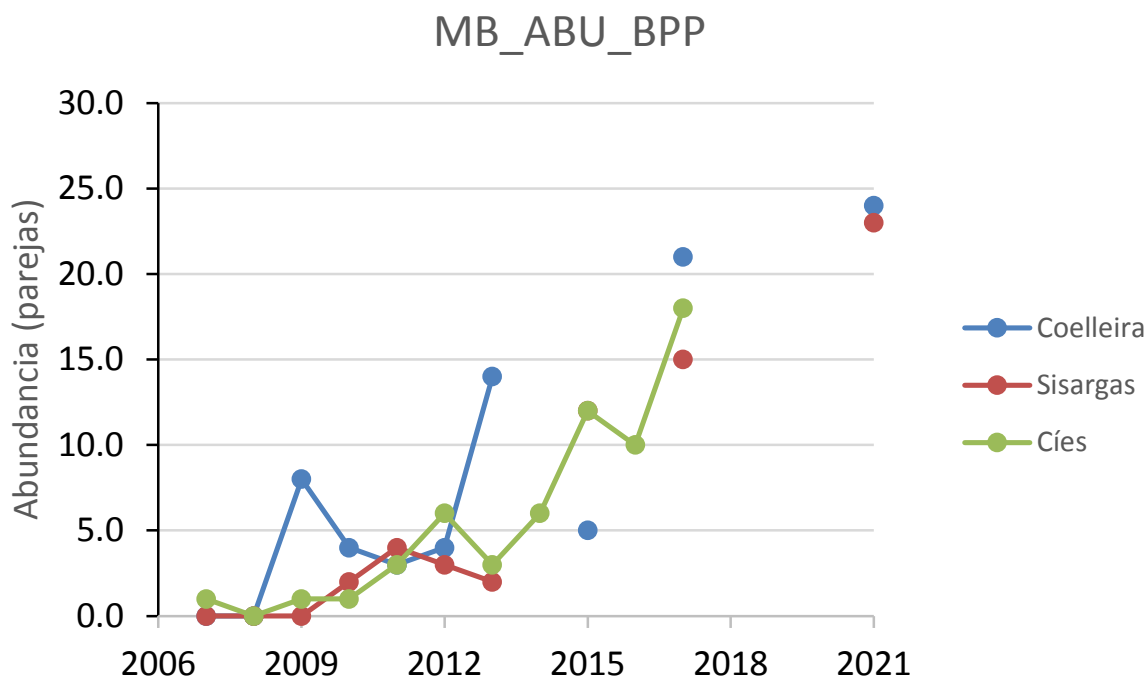


Figura 5. Evolución en el número de parejas reproductoras de pardela cenicienta atlántica (*Calonectris borealis*) en los tres núcleos reproductores de Galicia, de reciente colonización.

En el caso de la DMCAN, la especie es mucho más abundante que en las otras demarcaciones marinas, siendo de hecho la especie de ave marina más común en el archipiélago. De forma muy tentativa, su población se ha estimado en cerca de 30.000 parejas reproductoras (Lorenzo y Barone 2007). Esta estima deriva de estudios realizados a finales del siglo pasado, y debe tomarse con mucha cautela pues en gran parte se basa en métodos de censo indirectos o meras apreciaciones, con excepciones como en el caso de Alegranza (Rodríguez et al. 2003). En este periodo de evaluación no hay información suficiente para evaluar la evolución conjunta de la población canaria, si bien parece que es la única especie de procelariforme que parece estable o incluso en crecimiento, acorde a evidencias indirectas como el incremento de aves en los programas de recogida de aves deslumbradas (Rodríguez et al. 2011, 2023).

Como aproximación complementaria, durante el presente periodo de evaluación se ha puesto en marcha un programa de seguimiento basado en la selección de una serie de colonias representativas, en las que se definen polígonos de estudio, donde se puede censar el número de nidos ocupados con precisión, de forma que se pueden estudiar cambios en la abundancia a lo largo del tiempo. Se consideraron activas aquellas huras con un adulto incubando durante la primera visita o con indicios de presencia regular, como excrementos en la entrada o fuerte olor a ave marina. En el caso de la pardela cenicienta atlántica, estos polígonos se han establecido en tres colonias distintas: Montaña Clara (archipiélago Chinijo), Roque de Tierra de Anaga (Tenerife) y el suroeste del Parque Nacional de Timanfaya (Lanzarote) (Gil-Velasco et al 2022), con seguimiento a partir de 2017 (Tabla 20). Por el momento no se dispone de valores suficientes para su evaluación, pues no hay información previa al presente ciclo, pero los datos obtenidos permiten establecer unos valores de referencia de cara a futuros ciclos.



Tabla 18. Número de parejas reproductoras (MB_ABU_BPP) de pardela cenicienta atlántica (*Calonectris borealis*) en los polígonos de estudio definidos en distintas colonias de cría en la DMCAN. Las colonias fueron muestreadas mediante polígonos, entre 2017 y 2021. Se presentan datos anuales y promedio para todo el ciclo.

DM	Localización	MB_ABU_BPP							Umbral
		2016	2017	2018	2019	2020	2021	Promedio 2016-2021	
CAN	Montaña Clara	-	27	23	-	26	28	26	21
	Roque de Tierra de Anaga	-	-	-	-	25	21	23	18
	SW PN de Timanfaya	-	42	44	-	55	46	47	37
	TOTAL							96	77

5.3.2.3. D1C3 Características demográficas

En la DMNOR existen datos de éxito reproductor para dos colonias en 2021 (París et al. 2021): Coelleira y Sisargas. En ambos casos se realizó el seguimiento de 14 nidos para evaluar la productividad, y de los que volaron 10 pollos, de forma que el éxito reproductor es idéntico entre ambas colonias. A falta de más datos, se toma esta información como referente para la DMNOR:

$$MB_DEM_BRS (DMNOR) = 0,71 \text{ (MB_DEM_BRS umbral} = 0,40)$$

En cuanto a la DMCAN, se dispone de datos de productividad de 5 colonias de cría para casi todos los años a partir de 2017 (Tabla 18). En todos los casos el éxito reproductor supera el umbral de BEA, con un promedio ponderado de 0,80, por lo que la evaluación de este criterio sería positiva.

Pese a que la información demográfica disponible apunta a que la pardela cenicienta atlántica cumple el BEA en las dos demarcaciones marinas evaluadas (DMNOR y DMCAN), es importante recordar que para especies de este grupo tiene mayor peso la supervivencia adulta, indicador para el que no hay información disponible.

Tabla 19. Información sobre productividad (éxito reproductor, MB_DEM_BRS) para la pardela cenicienta atlántica (*Calonectris borealis*) a partir del seguimiento de nidos en polígonos preestablecidos en distintas colonias. Se aportan datos anuales para el periodo de evaluación (2016-2021). El valor umbral se sitúa en 0,4 (ver Tabla 4).

DM	Localización	Año	MB_DEM_BRS			BEA ANUAL	BEA CICLO
			n	Valor	Umbral		
CAN	Montaña Clara	2016	-	-	0,4		
		2017	27	0,59			
		2018	23	0,70			
		2019	-	-			
		2020	22	0,82			
		2021	32	0,72			



DM	Localización	Año	MB_DEM_BRS			BEA ANUAL	BEA CICLO
			n	Valor	Umbral		
CAN	PN Timanfaya	2016	-	-	0,4		
		2017	43	0,84			
		2018	44	0,89			
		2019	-	-			
		2020	63	0,78			
		2021	46	0,93			
	Roque de Tierra de Anaga	2016	-	-			
		2017	-	-			
		2018	-	-			
		2019	-	-			
		2020	25	0,68			
		2021	19	0,74			
	Veneguera	2016	-	-			
		2017	-	-			
		2018	-	-			
		2019	-	-			
		2020	41	0,80			
		2021	19	0,89			
	TOTAL (ponderado)			0,799			

5.3.2.4. D1C4 Distribución

La pardela cenicienta atlántica es una especie longeva y muy filopátrica, que sin embargo parece estar ampliando su área de distribución como reproductora. Tal es el caso de la colonización en las últimas dos décadas de zonas de la DMNOR, donde por el momento solo se conocen tres núcleos en Galicia. Estos tres núcleos se mantienen en el presente ciclo, por lo que es posible realizar una evaluación de D1C4, que cumpliría BEA. Sin embargo, en el caso de la DMCAN se trata de un indicador que no se ha evaluado dada la gran continuidad espacial de la especie como reproductora en gran parte del archipiélago canario, aspecto que dificulta una evaluación adecuada de posibles cambios en la distribución.



5.4. Pardela balear (*Puffinus mauretanicus*)

5.4.1. Áreas de evaluación

La pardela balear se reproduce exclusivamente en las islas Baleares, pero visita en sus viajes de alimentación durante la época de cría las costas del levante ibérico, Catalunya y Alborán, y se desplaza fuera del periodo reproductor a las costas atlánticas ibéricas y hasta la Bretaña francesa y el sur del Reino Unido, por lo que se considera un elemento de evaluación en todas las demarcaciones marinas del ámbito ibérico (LEVA, ESAL, SUD y NOR). La información disponible para los descriptores e indicadores evaluados en este ciclo, sin embargo, se centra en la DMLEBA y, en menor medida, en la DMNOR.



© Martí Franch & SEO/BirdLife

5.4.2. Resultados de la evaluación

La evaluación apunta a que la pardela balear no cumple el BEA en la DMLEBA y, con los datos disponibles, de acuerdo con el principio de precaución, se considera que tampoco cumple el BEA en la DMNOR (Tabla 20). No hay suficiente información como para evaluar el BEA en DMESAL y DMSUD, pero es previsible que la situación sea igualmente desfavorable.

Pese a que la información disponible es limitada, hay suficientes datos sobre capturas accidentales para definir NO BEA para el criterio D1C1, especialmente en la DMLEBA, siendo necesario mejorar los programas de seguimiento de capturas accidentales para evaluar adecuadamente la DMESAL, DMSUD y DMNOR, prestando especial atención a las artes menores. En el caso de la DMNOR, la información complementaria, inclusive los programas de seguimiento de países vecinos, se considera suficiente como para definir NO BEA. La información sobre abundancia es menos concluyente y se ha dejado sin evaluar el criterio D1C2; solo se ha considerado la población reproductora (DMLEBA), si bien en las demás demarcaciones marinas se puede contemplar en el futuro evaluar la abundancia de la especie a partir de censos en el mar. En cuanto a los datos demográficos, los datos apuntan a un declive acusado, que se manifiesta en una tasa de supervivencia adulta notablemente por debajo del valor umbral de la especie, y valores de éxito reproductor que varían según años y colonias, pero que en varias ocasiones han estado por debajo del valor umbral, por lo que se determina que la especie no cumple el BEA para el criterio D1C3. En cuanto la distribución, no se han observado cambios relevantes en el número de colonias conocidas, pero se considera que la información disponible no es suficientemente robusta para poder evaluar adecuadamente el criterio D1C4.

Tabla 20. Resultados de la evaluación de la pardela balear (*Puffinus mauretanicus*). Criterios D1C1, D1C2, D1C3 y D1C4, estado de la especie y tendencia (cambio de estado entre períodos de evaluación).

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

DM	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	Estado	Tendencia
			BRS	ASR			
LEBA	■	■	■	■	■	■	↔
ESAL	■	■	■	■	■	■	¿?
SUD	■	■	■	■	■	■	¿?
NOR	■	■	■	■	■	■	¿?



5.4.2.1. D1C1 Captura accidental

La Tabla 21 muestra de forma sintética la información recopilada sobre capturas accidentales de pardela balear.

Tabla 21. Información sobre capturas accidentales de pardela balear (*Puffinus mauretanicus*) en las DMNOR y DMLEBA, únicas demarcaciones marinas para las que existe un mínimo de información que permita realizar una evaluación. Los datos del IEO-CSIC corresponden al periodo 2016-2021, mientras que los informes de ICES Y los datos de SEO/BirdLife se limitan a 2017-2021.

*Estima teniendo en cuenta el total de pardelas capturadas en el periodo 2017-2021 (N = 1.077) y la proporción de pardela balear, a partir de la muestra identificada a nivel de especie (N = 138 pardelas baleares identificadas) o de género (N = 420 *Puffinus mauretanicus/yelkouan/spp.* Vs. 285 *Calonectris*).

**En el caso del palangrillo, un 61 % de las pardelas (ssp) fueron capturadas vivas, sin conocerse su probabilidad de supervivencia (es esperable que sea baja ante la falta de formación a los pescadores).

DM	Arte o métier	IEO-CSIC		ICES		SEO/BirdLife			Otras evidencias
		Capturas (N)	Capturas (N)	Tasa	Aves/año (N)	Capturas (N)	Tasa	Aves/año (N)	
NOR	Enmalle								
	Palangre dem.								
	Palangre sup.								
	Arrastre								
	Cerco								
LEBA	Enmalle					1			
	Palangre dem.					438 ^{*,**}	0,124	>>88	
	Palangre sup.	32	8	0,01	68				
	Arrastre								
	Cerco								

Valores umbral

Para contextualizar cualquier dato sobre capturas accidentales de pardela balear, es importante tener en cuenta que se trata de una especie con una población reproductora global muy pequeña, estimada en poco menos de 3.000 parejas (SEO/BirdLife 2022), y que podría contar con una población global en torno a los 25.000 ejemplares (Arcos et al. 2012, Arroyo et al. 2016). Teniendo en cuenta que se trata de una especie con una tasa de supervivencia adulta que debería ser superior al 90 %, y asumiendo de forma simplista que 2/3 de la población son adultos, el 1 % de la mortalidad adulta (umbral acorde al método 2) sería de 17 ejemplares. En este caso se han realizado modelos demográficos que permiten aplicar el método 1, y que apuntan a una captura límite de 100 ejemplares por año, por encima de la cual los efectos sobre la población serían apreciables (Genovart et al. 2016).



Resultados de la evaluación

Pese a que la información disponible sobre capturas accidentales es fragmentaria, todas las evidencias apuntan a una presión muy alta sobre la pardela balear, por lo que se considera que no se alcanza el BEA para esta especie, tanto en el Atlántico como en el Mediterráneo (Tabla 22). La información es insuficiente para poder obtener un resultado concluyente en DMSUD y DMESAL, pero suficiente para una valoración negativa de DMNOR y DMLEBA. Solo en el caso de la DMLEBA se puede realizar una estima de mínimos (extremadamente conservadora) del indicador.

Tabla 22. Resumen de la evaluación para el criterio D1C1 en el caso de la pardela balear (*Puffinus mauretanicus*). Solo se toma en consideración las DMNOR y DMLEBA, ya que no hay información disponible para evaluar las DMSUD y DMESAL.

*Se toma como valor mínimo el número de aves inferidas para la flota de palangre de superficie (68 aves/año), así como el número anual medio de aves capturadas por las barcas de palangre demersal que rellenaban cuadernos de autocumplimentación (88). Este último dato se basa en capturas documentadas, sin inferir al conjunto de la flota por falta de datos de esfuerzo, por lo que se considera extremadamente conservador. El uso del símbolo ">>" indicaría, en consecuencia, que la cifra real es previsiblemente mucho más alta.

DM	MB_BYC (mínimo)	MMB_BYC (umbral)	BEA
NOR	++	17	
LEBA	>>156*	17	

Para el Atlántico, no existen evidencias derivadas de los programas de observadores oficiales, pero se considera que, bajo un enfoque precautorio, la captura accidental es un problema presente en la región y que merece la máxima atención, y por lo menos en la DMNOR no se cumpliría el BEA. En efecto, aunque no hay datos directos, la información procedente de los dos países vecinos (Francia y Portugal), sumado a la falta de datos de capturas accidentales para las artes menores en España (ya que el programa de observadores financiado por la SGP y ejecutado por IEO-CSIC y AZTI no cubre esta flota), sugiere que también existe captura accidental de pardelas baleares en la DMNOR. En Francia (área ICES 27.8.b) se reportan 8 casos de capturas, que implican a 11 aves en redes de enmalle (9 aves) y arrastre (2 aves). Si se considera solamente el año 2021, cuando se incrementó la atención puesta sobre las capturas accidentales de grandes vertebrados marinos, la extrapolación de estos datos teniendo en cuenta el esfuerzo pesquero daría una cifra tentativa de 849 pardelas baleares capturadas en arrastre y 4.092 capturadas en redes de enmalle, unas cifras claramente excesivas para esta especie. En el caso de Portugal (área 27.9.a, que incluye también el golfo de Cádiz), se reportan 4 capturas en redes, cerco y palangres, con una estima que alcanzaría 53 aves anuales. En ese caso existe también un estudio previo, en el que se describe la captura regular de pardelas baleares en aguas de Portugal, principalmente en cerco y redes fijas (Oliveira et al. 2015). En todo caso, y entendiendo que toda la información sobre pardela balear en el área 27.9.a proviene de Portugal, se ha optado por no evaluar la DMSUD, a la espera de mejores datos. A pesar de la falta de evidencias de capturas en esta demarcación marina, no debe obviarse la posibilidad de que éstas supongan una presión significativa para la pardela balear.

En cuanto al Mediterráneo, los datos de los programas de observadores muestran la captura de pardelas baleares en palangres de superficie, flota en la que se ha prestado más atención en relación a la captura accidental de aves en los últimos 20 años. En esta flota las capturas parecen centrarse en situaciones muy concretas, cuando se persiguen pequeños túnidos como el atún blanco usando anzuelos de menor tamaño (García-Barcelona et al. 2010). Por ello, las extrapolaciones deben tomarse con mucho cuidado. El programa de observadores del IEO-CSIC recoge 32 ejemplares entre 2016 y 2021, de los que 24 corresponden a 2016 (sin datos de cobertura y esfuerzo pesquero). Para el periodo 2017-2021, cuando sí hay información de esfuerzo (informes ICES), se reportan 7 casos, implicando a 8 ejemplares. Si se extrapolan los datos teniendo en cuenta los datos de esfuerzo pesquero, la estima ascendería a 349 aves por año. Sin embargo, 3 de los incidentes de captura accidental cuentan



con un método de muestreo que cubrió muy poca flota, y la extrapolación podría ser sobredimensionada. Agrupando todos los datos y unificando el esfuerzo de muestreo, la cifra sería de 68 aves capturadas por año, aun así por encima del valor umbral según el método 2 (17), y acercándose a los 100 individuos que estima el método 1. El otro arte para la que se han detectado capturas elevadas de pardela balear es el palangre de fondo, inclusive su modalidad de artes menores (palangrillo). En este caso, SEO/BirdLife reportó a través de cuadernos de autocumplimentación la captura de 1.077 pardelas en 3.544 salidas de pesca entre 2017 y 2021, con una tasa de captura de 0,3 aves/día. A partir de una muestra considerable de aves identificadas ($n = 705$), se estima que la proporción de pardelas baleares entre las pardelas capturadas es del 40,7 %, por lo que la cifra correspondiente a esta especie sería de 438 ejemplares para el periodo 2017-2021 (equivalente a tasa de 0,124 aves/día de pesca). La limitada información sobre el esfuerzo de pesca de la flota de palangrillo hace difícil extrapolar estas estimas, pero claramente superarían con creces los 100 ejemplares por año (solo contando con las capturas reportadas, ascendería a 88 aves). Existe también una captura de pardela balear en redes reportada a través de cuadernos, de un total de 2.395 salidas, pero la incidencia podría ser mayor y haber pasado desapercibida por no cubrirse adecuadamente los segmentos de la flota y periodos de mayor riesgo (ver Besson 1973). Finalmente, se conocen capturas de pardela balear de forma ocasional en barcas de cerco y arrastre (Abelló & Esteban 2012), que por ahora no parecen preocupantes pero que también deben tomarse en consideración. De esta forma, para el Mediterráneo se plantea un valor mínimo de 156 pardelas baleares capturadas anualmente, si bien es muy probable que la cifra real ascienda a varios cientos de individuos o incluso más.

5.4.2.2. D1C2 Abundancia

La población reproductora de pardela balear se ha estimado en 2.907 parejas (SEO/BirdLife 2022), pero se trata de una estima tentativa, basada en métodos indirectos y apreciaciones subjetivas, que no permite establecer comparaciones a lo largo del tiempo para marcar tendencias. Tampoco existe información recogida de forma sistemática sobre abundancia en las colonias de cría sujetas a programas de seguimiento, por lo que no se puede realizar una evaluación concluyente para este criterio. Se aprecia, con todo, una creciente pérdida de nidos ocupados en algunas colonias, en particular en los islotes de Ibiza y del Canal de Freus, lo que apuntaría a un declive, que queda mejor reflejado con los datos demográficos (ver criterio D1C3) (IRBI, SEO/BirdLife & AZTI, datos propios). En cuanto a datos de abundancia en el mar, se aprecia un descenso notable de las congregaciones invernales en las costas del levante ibérico, pero es necesaria una recopilación exhaustiva de datos para poder corroborarlo. Por otro lado, los datos de censo del paso post-nupcial en el estrecho de Gibraltar sugieren un descenso con un repunte en años recientes (Martín et al. 2020), pero se trata de estimas sujetas a sesgos potenciales importantes, que deben tomarse con mucha precaución a la hora de establecer tendencias (Arcos et al. 2012).

5.4.2.3. D1C3 Características demográficas

En los últimos años se han iniciado programas de seguimiento en algunas de las colonias de cría de la pardela balear, dirigidos a evaluar principalmente sus características demográficas. Así, existe información sobre éxito reproductor para los islotes de Sa Conillera, Es Bosc y S'espargar en Ibiza, Conills de Malgrats en Mallorca, y la Mola de Maó en Menorca. Además, se han realizado modelos demográficos de viabilidad poblacional para Sa Cella (Mallorca), y Sa Conillera y Es Bosc (Ibiza), que incluyen información sobre supervivencia adulta.

Los datos de productividad o éxito reproductor (MB_DEM_BRS) se presentan de forma resumida en la Tabla 23, y con más detalle en la Figura 6.



Tabla 23. Valores de éxito reproductor (número de pollos volados por nido; MB_DEM_BRS) para la pardela balear (*Puffinus mauretanicus*) en distintas colonias del archipiélago balear, en el periodo 2016-2021. Se indica el número de años con datos, el número de nidos monitorizados (rango), el promedio de éxito reproductor y el rango de valores anuales por colonia. Cuando los valores han estado por debajo del umbral por lo menos en uno de los años, pero no en todos, se considera que el resultado de la evaluación es desconocido.

DM	Localización	Isla	Años evaluados	N (min-max)	MB_DEM_BRS				Resultado BEA
					Promedio	Min	Max	Umbral	
LEBA	Sa Conillera	Ibiza	5	(27-38)	0,47	0,31	0,63	0,4	
	Es Bosc		5	(10-15)	0,67	0,40	0,91		
	S'Espartar		3	(6-8)	0,55	0,33	0,88		
	Conills de Malgrats	Mallorca	4	(22-29)	0,66	0,52	0,88		
	Mola de Maó	Menorca	4	(16-17)	0,60	0,38	0,88		
	TOTAL				0,59	0,39	0,84		

Hay datos de una o varias colonias para todos los años salvo 2020. Pese a que los valores medios (0,59) superan en valor umbral, en dos de los cinco años con datos para este ciclo los valores de éxito reproductor fueron anormalmente bajos (2016 y 2019), por debajo o muy cerca del umbral en varias colonias (Figura 6). A ello cabe sumar que solo una de las cinco colonias monitorizadas presenta depredadores introducidos (la Mola de Maó); aunque en este caso los valores de productividad no han sido muy distintos a los de otras colonias, es previsible que la presencia de depredadores en otras colonias conlleve valores más bajos de productividad. Por todo ello, se considera que la información es dispar e insuficiente para concluir que se cumple el BEA, y se ha dejado como indeterminado.

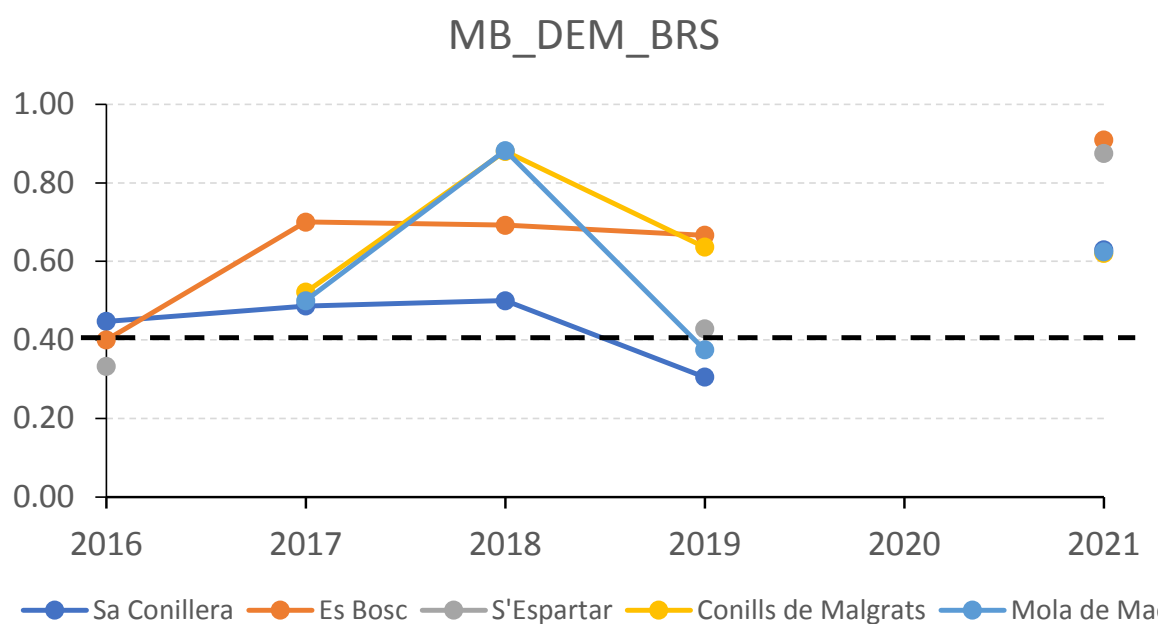


Figura 6. Valores de éxito reproductor (número de pollos volados por nido; MB_DEM_BRS) para la pardela balear (*Puffinus mauretanicus*) en distintas colonias del archipiélago balear, para los años en los que hay datos, dentro del periodo 2016-2021. La línea negra discontinua marca el valor umbral para definir BEA.



En cuanto a supervivencia adulta, existen datos para la colonia de Sa Cella en Mallorca (Genovart et al. 2016) y para Sa Conillera y Es Bosc en Ibiza (Genovart et al. 2019) (Tabla 24). En este caso la supervivencia se ha evaluado para periodos más amplios, en el caso de Sa Cella previo al presente ciclo, pero es importante remarcar que las estimas de supervivencia son más robustas cuando se integran datos de varios años. En todos los casos la supervivencia es muy baja, ampliamente por debajo del umbral, por lo que se concluye que la especie no cumple el BEA para este parámetro.

Tabla 24. Estimaciones de supervivencia adulta (MB_DEM_ASR) para la pardela balear (*Puffinus mauretanicus*) en las tres colonias para las que existe información (Genovart et al. 2016, 2019). Se muestra también el intervalo de confianza del 95 %, y el resultado del BEA.

DM	Localización	Periodo	MB_DEM_ASR	Umbral	BEA
LEBA	Sa Cella	1985-2014	0,809 (0,782-0,833)	0,9	
	Sa Conillera	2011-2019	0,812 (0,747-0,863)		
	Es Bosc	2011-2019	0,833 (0,732-0,901)		

Los dos estudios demográficos citados presentan también datos de crecimiento poblacional, siendo $\lambda=0,855$ para Sa Cella y $0,861$ para Sa Conillera-Es Bosc, lo que indica un declive anual de cerca del 14 % en ambas colonias. Con este escenario, la población de la pardela balear podría reducirse en más de un 80 % en tres generaciones, lo que ha llevado a catalogar la especie como En Peligro Crítico a nivel global (BirdLife International 2024).

5.4.2.4. D1C4 Distribución

Se conocen 28 núcleos de reproducción históricos, de los que en dos existen dudas respecto a la permanencia de la especie como reproductora, sin poderse confirmar su extinción, por lo que se considera que no hay una evaluación concluyente para este criterio. En cualquier caso, el D1C4 se trata de un criterio secundario para las aves, según la Decisión (UE) 2017/848. No se ha entrado a valorar patrones de distribución en el mar, aspecto más complejo. Sin embargo, cabe citar que en un periodo de 9 años (2010-2018) se ha documentado un desplazamiento hacia el norte de la especie durante la época no reproductora, en aguas atlánticas (Lewin et al. 2024).



5.5. Pardela chica macaronésica (*Puffinus baroli*)

5.5.1. Áreas de evaluación

La pardela chica macaronésica es una especie restringida como reproductora a los archipiélagos de Azores, Madeira y Canarias (Winkler et al. 2020). En España solamente se reproduce en la DM-CAN, y su presencia en el mar se concentra principalmente en esta demarcación marina (SEO/BirdLife 2022), aunque existen observaciones aisladas, cada vez más frecuentes, en la DMNOR. Estudios recientes indican que, durante la reproducción, la población española se alimenta en aguas relativamente cercanas a las islas Canarias (Bécares et al. 2024). Por todo ello, la pardela chica se evalúa únicamente en la DMCAN.



© Martí Franch & SEO/BirdLife

5.5.2. Resultados de la evaluación

Pese a que la información disponible es limitada, todo apunta a un declive alarmante de esta especie en la DMCAN como reproductora (Tabla 25). A las evidencias previas (principalmente la reducción en el número de pollos deslumbrados que se recogen anualmente), cabe añadir el declive observado en toda la población canaria con base en censos acústicos, entre 2014-2015 y 2019-2023, y las tendencias negativas detectadas en cuatro colonias monitorizadas de forma continuada también con métodos acústicos entre 2019 y 2023 (dentro del criterio D1C2). Además, las prospecciones generalizadas mediante métodos acústicos también apuntan a que algunas de las colonias “históricas” están al borde de desaparecer, aspecto que concuerda con la creciente dificultad de encontrar nidos para seguimiento. Sin embargo, no hay suficientes datos como para poder evaluar adecuadamente los cambios en la distribución acorde al criterio D1C4.

Tabla 25. Resultados de la evaluación de la pardela chica macaronésica (*Puffinus baroli*). Criterios D1C1, D1C2, D1C3 y D1C4, estado de la especie y tendencia (cambio de estado entre períodos de evaluación).

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

DM	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	Estado	Tendencia
			BRS	ASR			
CAN	■	■	■	■	■	■	¿?

5.5.2.1. D1C1 Captura accidental

No existen evidencias de que se produzcan capturas accidentales de pardela chica macaronésica. Por su ecología y comportamiento, con hábitos muy pelágicos, no es previsible que las capturas ocurran de forma regular, por lo que se considera que este indicador no aplica para la especie.

5.5.2.2. D1C2 Abundancia

La pardela chica es una de las aves marinas más amenazadas de Canarias (SEO/BirdLife 2021), así como una de las especies reproductoras más desconocidas. Esto se debe en buena parte a la dificultad de prospectar su hábitat de cría (islotes, roques y acantilados costeros), que suele visitar de



noche durante el periodo reproductor (otoño-invierno). Su censo es por lo tanto complejo, y requiere de métodos indirectos. Estos métodos han variado substancialmente a lo largo del tiempo, lo que dificulta aún más una valoración adecuada de las tendencias. Sin embargo, todo apunta a un declive acusado de la especie en todo el archipiélago canario. Así, el primer censo completo se remonta a mediados de los años 1980s, cuando se estimaron unas 400 parejas reproductoras en las Islas Canarias (Martín et al. 1987). Posteriormente, en 2014-2015, una nueva estimación basada en la actividad vocal sugirió una población de 95 a 291 parejas (Gil-Velasco et al. 2015). Ya durante el presente periodo de evaluación, coincidiendo con el desarrollo de las metodologías de monitoreo acústico con grabadoras automatizadas (Oppel et al. 2014, Gil-Velasco et al. 2023a), se han realizado prospecciones más precisas, que apuntan a una población de 162 parejas (Tabla 40; Gil-Velasco et al. 2023b). De forma excepcional, se presentan datos de 2018-2023, posteriores al presente ciclo de evaluación, ya que, de lo contrario, no se podrían presentar datos que cubran la totalidad de la DMCAN.

Tabla 26. Estimaciones del número de parejas de pardela chica macaronésica (*Puffinus baroli*) en las islas Canarias en 2019-2023, inferidas con base en metodologías de monitoreo acústico (Gil-Velasco, et al. 2023b).

DM	Localización	Mínimo
CAN	El Hierro	8
	La Palma	19
	La Gomera	43
	Tenerife	44
	Gran Canaria	6
	Aleganza	3
	Montaña Clara	14
	La Graciosa	4
	Lanzarote	4
	Fuerteventura	17
	TOTAL (MB_ABU_BPP)	162

Pese a la dificultad de establecer comparativas robustas en base a datos derivados de enfoques metodológicos distintos, siguiendo el principio de precaución, se considera que no se cumple el BEA para el criterio D1C2 en el caso de la pardela chica macaronésica (Tabla 27).

Tabla 27. Resumen de la evaluación para el criterio D1C2 en el caso de la pardela chica macaronésica (*Puffinus baroli*) en la DMCAN. Se establece el umbral para definir el BEA como el 80 % del valor histórico de referencia, que en este caso son 400 parejas reproductoras.

DM	MB_ABU_BPP	MB_ABU_BPP (umbral)	BEA
CAN	162	320	



Pese a la dificultad de establecer una comparativa robusta entre resultados de distintos periodos, otras evidencias confirman la tendencia negativa de la especie. En particular, se observa un fuerte declive en el número de pollos volantones recogidos por deslumbramiento, pese a que la contaminación lumínica ha aumentado (Rodríguez, et al. 2011, 2023).

Por otra parte, se han seleccionado cuatro colonias de seguimiento de la actividad vocal con el objetivo de evaluar variaciones interanuales en la abundancia, de forma más precisa a nivel local (Figura 7). Para ello se colocaron grabadoras automatizadas durante la luna creciente de diciembre, que se encendían durante las 3 últimas horas de la noche (momento en que la pardela chica macaronésica concentra la mayor parte de su actividad vocal). Para cada colonia y temporada de cría, se seleccionó como valor el número de vocalizaciones correspondientes a la mediana de las 5 mejores noches registradas. Los resultados marcan un punto de referencia de cara a evaluaciones en el futuro. Sin embargo, con las cuatro temporadas disponibles ya se observan indicios de declive, lo que apoyaría la evaluación para el criterio D1C2 como NO BEA.



Figura 7. Tendencia en el número de vocalizaciones de pardela chica *Puffinus baroli* correspondientes a la mediana de las 5 mejores noches registradas en cada temporada de cría y localidad. Las barras de error indican los valores máximo y mínimo (de entre esas 5 noches) registrados. Los datos de El Golfo recogidos durante la temporada 2021-2022 y de Montaña Clara en 2022-2023 son parciales y deben ser interpretados como valores mínimos.



5.5.2.3. D1C3 Características demográficas

Dada la dificultad para encontrar nidos de la especie y su monitoreo, no se dispone de datos referentes ni a éxito reproductor ni a supervivencia adulta, por lo que no se puede evaluar a la especie con base en sus características demográficas.

5.5.2.4. D1C4 Distribución

Los avances en el análisis automatizado de grandes cantidades de registros sonoros, ha permitido que se haya podido abordar un muestreo completo de la especie en Canarias, siguiendo una metodología concreta y estandarizable mediante grabadoras (Gil-Velasco *et al.* 2024a). El muestreo se ha realizado en el periodo 2019-2023 y se ha realizado en todas las colonias conocidas de la especie, así como en otras localidades potenciales. Aunque algunas de estas localidades potenciales no muestreadas previamente han dado indicios de reproducción de la pardela chica macaronésica, otras colonias históricas muestran una actividad vocal residual, lo que podría indicar que han desaparecido como tales o están a punto de hacerlo, si bien no puede confirmarse, y por tanto la evaluación por el criterio D1C4 no es concluyente. Sin embargo, la gran cantidad de datos recopilados permiten establecer unos umbrales de cara a próximos ciclos, que consiste en un listado de 57 localidades donde existen indicios de reproducción de la especie (≥ 1 pareja).



5.6. Paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*)

5.6.1. Áreas de evaluación

El paíño europeo se distribuye por aguas de toda la península ibérica y Canarias, contando con dos subespecies: *H.p. pelagicus* en el Atlántico y *H.p. melitensis* en el Mediterráneo (SEO/BirdLife 2022). Existen poblaciones reproductoras conocidas en tres demarcaciones marinas, DMNOR, DMCAN y DMLEBA. Sin embargo, la información disponible solo permite evaluar la DMLEBA, mientras que en la DMNOR se ha iniciado un seguimiento a partir de 2021, que debería permitir incluir este elemento de evaluación en el futuro.



© Martí Franch & SEO/BirdLife

5.6.2. Resultados de la evaluación

Los resultados generales de la evaluación para el paíño europeo se muestran en la Tabla 28. Se considera que la especie no es susceptible a capturas accidentales, por lo que no se ha evaluado el criterio D1C1. Para los criterios D1C2 y D1C3 la información disponible apunta a que la especie cumple el BEA en la DMLEBA, si bien la supervivencia adulta ronda el umbral de BEA. No se ha evaluado el criterio D1C4 por falta de información precisa. En la DMNOR no se ha podido evaluar ninguno de los criterios por falta de datos.

Tabla 28. Resultados de la evaluación del paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*). Criterios D1C1, D1C2, D1C3 y D1C4, estado de la especie y tendencia (cambio de estado entre periodos de evaluación).

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

DM	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	Estado	Tendencia
			BRS	ASR			
NOR	■	■	■	■	■	■	¿?
LEBA	■	■	■	■	■	■	¿?

5.6.2.1. D1C1 Captura accidental

No existen evidencias de que se produzcan capturas accidentales de paíño europeo. Por su ecología y comportamiento no es previsible que las capturas ocurran de forma regular, por lo que se considera que este indicador no aplica para la especie.

5.6.2.2. D1C2 Abundancia

La estima de la población reproductora de paíño europeo en España ronda las 5.410-8.305 parejas, de las que entre 1.937 y 3.259 criarían en la DMLEBA, principalmente en el archipiélago balear (Sanz-Aguilar et al. 2019, SEO/BirdLife 2022). Estas estimas están sujetas a un alto grado de incertidumbre, dada la dificultad de prospectar adecuadamente los nidos en un hábitat de difícil acceso (cuevas y recovecos en islotes rocosos y acantilados), por lo que es difícil establecer tendencias temporales a partir de ellas y se ha optado por no usar este criterio a escala de toda la demarcación marina. Se considera más adecuado hacerlo a partir del conteo de nidos en colonias que han contado con programas de



seguimiento a largo plazo, como es el caso del islote de Benidorm e isla Mitjana en Alicante (Comunitat Valenciana), e illa Pobra (Cabrera) y S'Espartar (Ibiza) en Illes Balears.

De las cuatro colonias con programa de seguimiento, tres cuentan con series temporales previas al presente periodo de evaluación (Figura 8), por lo que se han podido establecer valores de referencia razonablemente aceptables (Figura 8) (Sanz-Aguilar et al. 2023, Sanz-Aguilar com. pers.). Además de los umbrales, la Figura 8 muestra los nidos censados en cada una de estas colonias en el presente periodo de evaluación (2016-2021). Estos conteos corresponden a nidos ocupados (con huevo) en zonas control, y por lo tanto solo representan una fracción de la población reproductora en las colonias correspondientes, pero permiten evaluar tendencias a lo largo de los años.

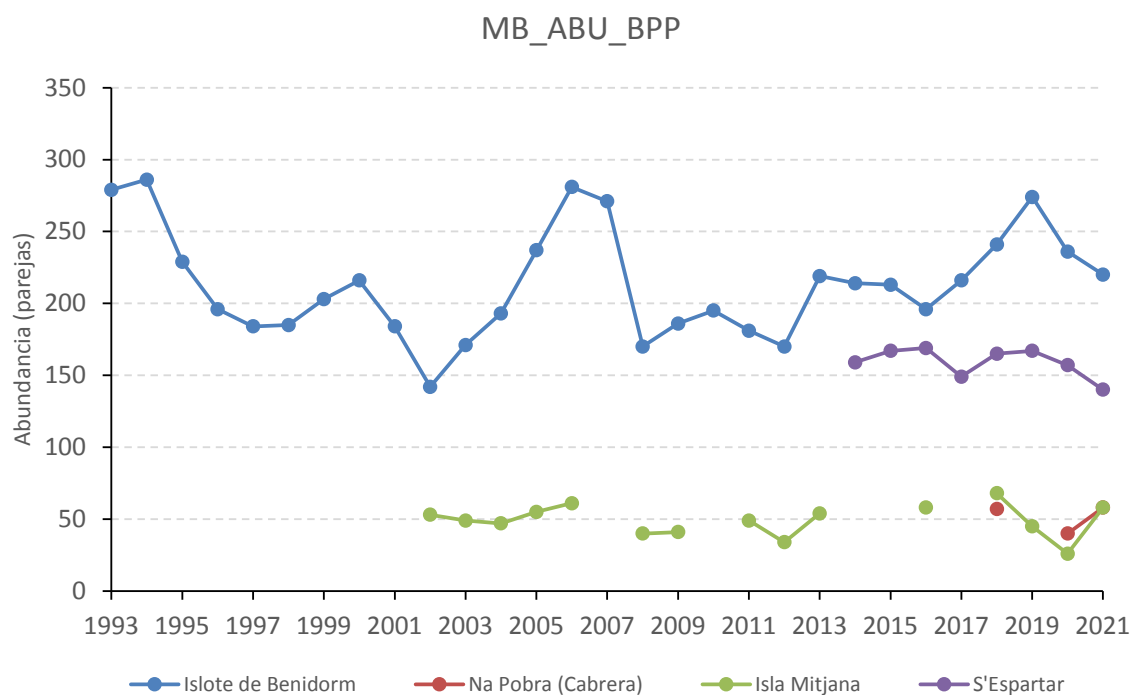


Figura 8. Conteo estandarizado de nidos de paño europeo (*Hydrobates pelagicus*) en cuatro colonias del Mediterráneo desde el inicio de los programas de seguimiento correspondientes y hasta el final del periodo de evaluación (2021). Los nidos contados son nidos con huevo en área definida. En el caso de isla Mitjana los datos de 2020 corresponden a fechas tardías, por lo que están infravalorados. Fuente: Sanz-Aguilar et al. (2023) y Sanz-Aguilar – IMEDEA (CSIC-UIB) (com. pers.).



Tabla 29. Conteo estandarizado de nidos de paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*) en cuatro colonias del Mediterráneo durante el presente periodo de evaluación (2016-2021), así como el promedio (datos equivalentes a MB_ABU_BPP). Los nidos contados son nidos con huevo en área definida. En el caso de isla Mitjana los datos de 2020 corresponden a fechas tardías, por lo que están infravalorados. Se aporta también el umbral de BEA, estimado como el 80 % del promedio histórico más alto correspondiente a una serie de 6 años. Fuente: Sanz-Aguilar et al. (2023) y Sanz-Aguilar (com. pers.).

*En el caso de Na Pobra no hay datos previos al presente periodo de evaluación, por lo que el valor umbral no permite evaluar adecuadamente el criterio D1C2 en este caso, y se presenta solamente como referente para el futuro.

DM	Localización	MB_ABU_BPP								
		2016	2017	2018	2019	2020	2021	Promedio 2016-2021	Umbral	BEA
	Isla Mitjana	58	-	68	45	26	58	51	48	
	Islote de Benidorm	196	216	241	274	236	220	231	184	
	S'Espartar	169	149	165	167	157	140	158	130	
	Na Pobra (Cabrera)	-	-	57	-	40	58	52	42*	

Tanto la Tabla 30 como la Figura 8 muestran fluctuaciones, pero no se aprecia una tendencia clara, estando en todos los casos los valores de abundancia por encima del umbral, y por lo tanto se considera que la especie cumple el BEA en la DMLEBA para el criterio D1C2. Integrando las tres colonias con datos históricos el total de parejas controladas es de 440, por encima del valor umbral conjunto (362 parejas).

En el caso de la DMNOR, no se dispone de datos de abundancia para realizar una evaluación adecuada. Sin embargo, en 2021-2022 se realizaron censos completos de todas las colonias gallegas, y en 2023 se realizaron muestreos estandarizados de nidos en dos colonias asturianas (París et al. 2021, Morey et al. 2024). Estos datos podrían servir como base para la realización de un seguimiento a largo plazo y poder así evaluar el criterio D1C2 en esta demarcación en el próximo ciclo.

5.6.2.3. D1C3 Características demográficas

Los programas de seguimiento en distintas colonias permiten obtener información sobre sus características demográficas. Para el periodo de evaluación (2016-2021) hay datos de productividad o éxito reproductor (MB_DEM_BRS) correspondientes a tres colonias de la DMLEBA, una de ellas con tan solo un año disponible (Tabla 30). En todos los casos el éxito reproductor se sitúa por encima del umbral de BEA (0,40), si bien la colonia de S'Espartar se acerca preocupantemente a dicho valor (e incluso se queda por debajo en un año), coincidiendo con la presencia de garrapatas que parasitan a los pollos (Ana Sanz-Aguilar, com. pers.).



Tabla 30. Valores de éxito reproductor (número de pollos volados por nido; MB_DEM_BRS) para el paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*) en tres colonias con programa de seguimiento en la DMLEBA. Se indica también, en cada caso, el número de nidos monitorizados (n) para obtener el indicador. Fuente: Sanz-Aguilar – IMEDEA (CSIC/UIB) (com. pers.).

DM	Localización	Año	Éxito reproductor (MB_DEM_BRS)			
			n	Éxito	UMBRAL	BEA
LEBA	Benidorm	2016	194	0,54	0,40	
		2017	216	0,57		
		2018	241	0,68		
		2019	274	0,61		
		2020	236	0,62		
		2021	220	0,60		
	S'Espartar (Ibiza)	2016	192	0,44		
		2017	149	0,42		
		2018	165	0,44		
		2019	167	0,47		
		2020	157	0,51		
		2021	140	0,34		
	Na Pobra (Cabrera)	2021	58	0,43		
	TOTAL (ponderado)			0,492		

Por otro lado, pese a que los valores de productividad se mantienen por encima del umbral, es relevante indicar que en los últimos años se aprecia un descenso generalizado del éxito reproductor, tal como se puede ver en la Figura 9. Se desconocen las causas de este descenso, pero recalca la necesidad de mantener los programas y profundizar en el estudio de los datos para poder entenderlo, así como para mantener la guardia ante un posible empeoramiento de la situación. La mencionada presencia de garrapatas en Espartar, así como la posibilidad de entrada de depredadores terrestres a varias colonias (ratas, ratones, serpientes) hacen recomendable mantener la guardia de cara al futuro.

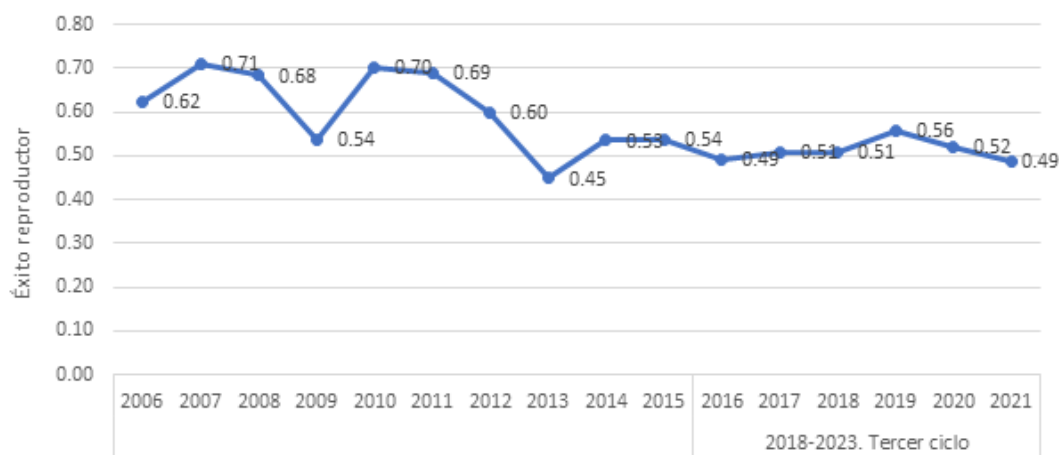


Figura 9. Éxito reproductor del paño europeo (*Hydrobates pelagicus*) calculado a partir de datos de diversas colonias (ponderando por la abundancia de nidos). Fuente: Sanz-Aguilar – IMEDEA (CSIC/UIB) (com. pers.).

En cuanto a la supervivencia adulta, existen estudios sólo para la isla de Benidorm, donde se diferencia entre la supervivencia adulta de ejemplares experimentados y la de aquellos que se reproducen por primera vez (Sanz Aguilar *et al.* 2023). Los valores para adultos experimentados se encuentran alrededor del umbral establecido de 0,85. No obstante, al no disponer de los datos exactos y provenir sólo de una colonia, se considera que la información no permite la correcta evaluación.

En el caso de la demarcación noratlántica, no se dispone de datos demográficos para poder realizar una evaluación de la especie para el criterio D1C3 en el presente ciclo. Sin embargo, para 2021-2022 se han obtenido datos de éxito reproductor de cuatro colonias gallegas. Estos datos podrían servir como base para la realización de un seguimiento a largo plazo y poder así evaluar D1C3 en esta demarcación en el próximo ciclo.

5.6.2.4. D1C4 Distribución

No se conocen casos de extinción de colonias recientes para esta especie, pero el conocimiento detallado sobre la distribución de colonias es limitado, por lo que no se evalúa a la especie por este criterio que, en cualquier caso, es secundario según la Decisión (UE) 2017/848.



5.7. Paíño de Madeira (*Hydrobates castro*)

5.7.1. Áreas de evaluación

El paíño de Madeira es una especie que en España solo se reproduce en las islas Canarias (SEO/BirdLife 2022). Estudios recientes basados en seguimiento remoto de aves reproductoras indican como durante la reproducción, la especie se puede alimentar a grandes distancias de la colonia, alcanzando el Atlántico norte hasta la altura de Gran Bretaña. Pese a ello, sus únicas zonas de presencia regular en España se circunscriben a aguas canarias, por lo que la presente evaluación se centra en la DMCAN.



© Martí Franch & SEO/BirdLife

5.7.2. Resultados de la evaluación

Pese a que la información disponible es limitada, todo apunta a un declive de esta especie en la DMCAN como reproductora (Tabla 31). A las evidencias previas (principalmente la reducción en el número de pollos deslumbrados que se recogen anualmente), cabe añadir el declive observado en toda la población canaria acorde a los datos actualizados de censo, que apuntan de forma precautoria a que no se alcanza el BEA por el criterio D1C2, pese a que se han usado métodos distintos que pueden dificultar las comparaciones. Además, la desaparición de una de las colonias clásicas para la especie, el islote de Lobos, indicaría que tampoco se alcanza el BEA para el criterio D1C4.

Tabla 31. Resultados de la evaluación del paíño de Madeira (*Hydrobates castro*). Criterios D1C1, D1C2, D1C3 y D1C4, estado de la especie y tendencia (cambio de estado entre períodos de evaluación).

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

DM	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	Estado	Tendencia
			BRS	ASR			
CAN	■	■	■	■	■	■	¿?

5.7.2.1. D1C1 Captura accidental

No existen evidencias de que se produzcan capturas accidentales de paíño europeo. Por su ecología y comportamiento no es previsible que las capturas ocurran de forma regular, por lo que se considera que este indicador no aplica para la especie.

5.7.2.2. D1C2 Abundancia

El paíño de Madeira es una de las aves marinas más desconocidas de Canarias. Esto se debe en buena parte a la dificultad de prospectar su hábitat de cría (islotes, roques y acantilados costeros), que suele visitar de noche durante el periodo reproductor (entre finales de septiembre y marzo). Esto hace que en el pasado se hayan localizado muy pocos nidos de este paíño, al igual que pasa con otras especies poco abundantes de procelarifórmes. Para evaluar su abundancia en todo el archipiélago canario históricamente se habían visitado las colonias conocidas y se había extrapolado en función de la actividad vocal un número de parejas. Sin embargo, las visitas no se realizaban en los mejores momentos del año ni a las mejores horas de la noche, lo que hace que las estimas existentes para todo Canarias



publicadas sean difícilmente replicables. A principios de siglo, con base en estas aproximaciones, se estimó la población del archipiélago canario en 550-600 parejas reproductoras, siendo los núcleos principales las islas de Montaña Clara (50-70 parejas), Alegranza (50-100 parejas), Roques de Anaga (100 parejas) y El Mojón (Timanfaya; 121-142 parejas) (Martí y Del Moral 2003).

Para reducir la incertidumbre y poder establecer tendencias poblacionales de forma comparable, durante la última década se han desarrollado metodologías de monitoreo acústico con grabadoras automatizadas, permitiendo evaluar la abundancia de la especie de manera más precisa (Oppel et al. 2014). Utilizando esta metodología acústica se ha evaluado la abundancia mediante dos aproximaciones complementarias. De forma excepcional, se presentan datos de 2018-2023, posteriores al presente ciclo de evaluación, ya que, de lo contrario, no se podrían presentar datos que cubran la totalidad de la DMCAN. Así, entre 2019 y 2023, se colocaron grabadoras en todas las colonias conocidas y en zonas potenciales, utilizando la ratio de vocalización para estimar el número de parejas (Gil-Velasco, et al. 2023a). La estima obtenida sitúa la población canaria en 180 parejas, si bien faltaría incluir los núcleos de La Caldera de Alegranza y del Roque de Garachico al total obtenido, lo que situaría la población canaria entorno a las 200 parejas. Aunque los datos previos no permiten una comparación directa, la nueva estima sugiere que la especie ha experimentado un marcado declive durante las últimas décadas. Si se toma como referencia la estima histórica de 550-600 parejas (575 en promedio), el valor umbral se situaría en 460 parejas, claramente por encima de la estima actual (Tabla 32). Esta apreciación concuerda con otras evidencias, como la disminución en el número de pollos deslumbrados que se recogen anualmente, pese al incremento de la contaminación lumínica en el archipiélago y la creciente implicación de la población en estos programas de recogida (Rodríguez et al. 2011, 2023). Por ello, y acorde al principio de precaución, se considera que la especie no alcanza el BEA para D1C2.

Tabla 32. Resumen de la evaluación para el criterio D1C2 en el caso del paño de Madeira (*Hydrobates castro*) en la DMCAN. Se establece el umbral para definir el BEA como el 80 % del valor histórico de referencia, que en este caso son 575 (550-600) parejas reproductoras.

DM	MB_ABU_BPP	MB_ABU_BPP (umbral)	BEA
CAN	200	460	

Por otra parte, se han seleccionado tres colonias de seguimiento de la actividad vocal con el objetivo de evaluar su abundancia anualmente (Figura 10). Para ello se colocaron grabadoras automatizadas durante los meses de noviembre y diciembre. De las grabaciones se seleccionó como valor el número de vocalizaciones correspondientes a la mediana de las 5 mejores noches registradas en cada temporada de cría y en cada localidad. Este seguimiento permite detectar variaciones en la abundancia de una colonia. Al no disponer de datos históricos recogidos de forma sistematizada, por el momento estos valores solo servirán como umbral de cara la evaluación en próximos ciclos.

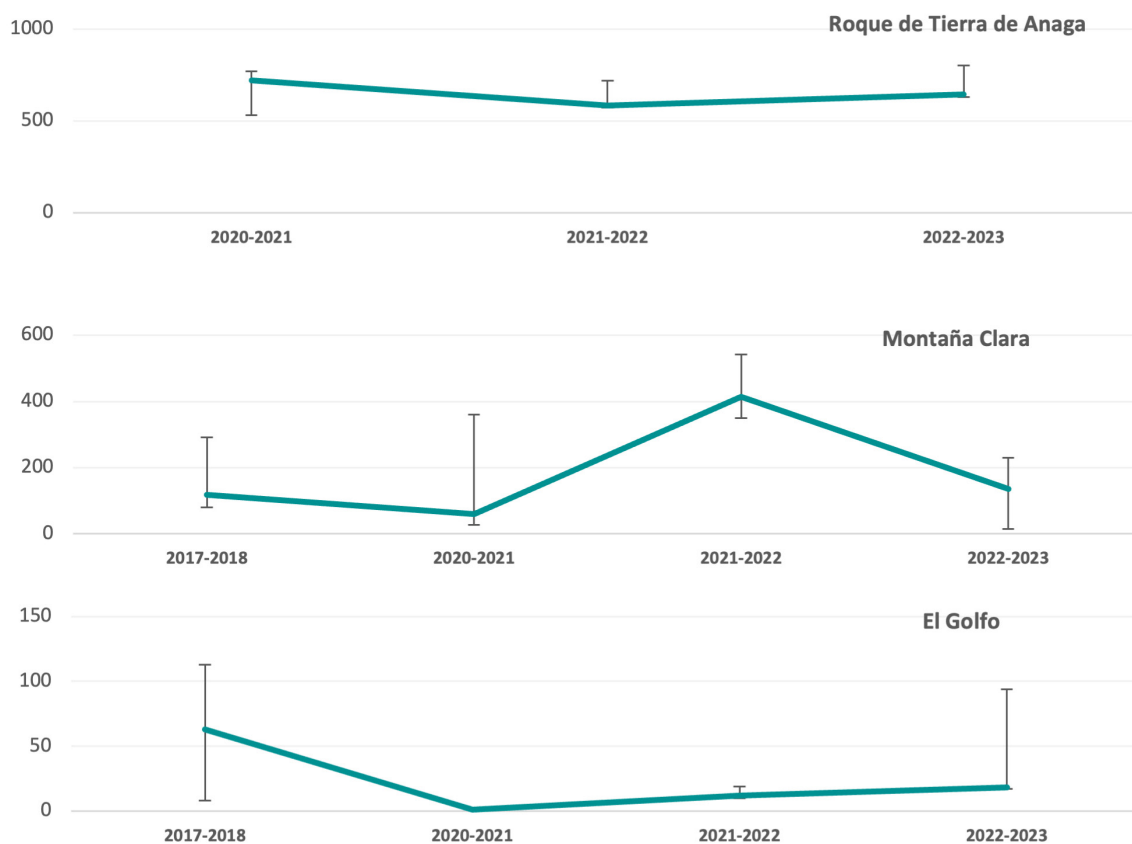


Figura 10. Tendencia en el número de vocalizaciones de paño de Madeira (*Hydrobates castro*) correspondientes a la mediana de las 5 mejores noches registradas en cada temporada de cría y localidad. Las barras de error indican los valores máximo y mínimo (de entre esas 5 noches) registrados.

5.7.2.3. D1C3 Características demográficas

Dada la dificultad para encontrar nidos de la especie y su monitoreo, no se dispone de datos referentes ni a éxito reproductor ni a supervivencia adulta, por lo que no se pueden evaluar las características demográficas de la población.

5.7.2.4. D1C4 Distribución

Los avances en el análisis automatizado de grandes cantidades de registros sonoros, ha permitido que se haya podido abordar un muestreo completo de la especie en Canarias realizado a partir de una metodología concreta y estandarizable mediante grabadoras (Gil-Velasco *et al.* 2024b). El muestreo se ha realizado en el periodo 2019-2023 y se ha realizado en todas las colonias conocidas de la especie, así como en otras localidades potenciales. Las localidades muestreadas donde se conocía la presencia de la especie han continuado albergando ejemplares aparentemente reproductores, con la excepción de la isla de Lobos (Fuerteventura), donde la especie se considera extinta a nivel local. Ello apuntaría a que no se alcanza el BEA para el criterio D1C4. Independientemente, un mejor muestreo de otras localidades ha permitido identificar nuevas colonias, por lo que los datos recopilados permiten establecer unos nuevos umbrales de cara a próximos ciclos, que consiste en un listado de 12 colonias (42 núcleos) donde aparentemente la especie se reproduce (≥ 1 pareja) en este ciclo.



5.8. Cormorán moñudo (atlántico) (*Gulosus aristotelis aristotelis*)

5.8.1. Áreas de evaluación

El cormorán moñudo atlántico en España solo se reproduce en la DMNOR, con presencia de colonias en todas las CC.AA. de esta demarcación marina, si bien presenta el grueso de la población reproductora en Galicia, destacando por su importancia el Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia (PN-MTIAG).



© Martí Franch & SEO/BirdLife

5.8.2. Resultados de la evaluación

La Tabla 33 resume la evaluación del cormorán moñudo atlántico en el DMNOR. Se ha podido evaluar a esta especie para los criterios D1C1, D1C2 y D1C3, en todos los casos con resultados negativos. Pese a que la mayor parte de la información proviene del PNMTIAG, la información de otras colonias en Galicia y Asturias apunta en la misma dirección, con la salvedad del golfo Ártabro, donde la población local muestra una tendencia positiva. Esta excepción parece poco relevante por representar una pequeña fracción de la población de la DMNOR.

Tabla 33. Resultados de la evaluación del cormorán moñudo atlántico (*Gulosus aristotelis aristotelis*). Criterios D1C1, D1C2, D1C3 y D1C4, estado de la especie y tendencia (cambio de estado entre períodos de evaluación).

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

DM	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	Estado	Tendencia
			BRS	ASR			
NOR	■	■	■	■	■	■	↔

5.8.2.1. D1C1 Captura accidental

La Tabla 34 muestra de forma sintética la información recopilada sobre capturas accidentales para el cormorán moñudo atlántico en la DMNOR. Los datos oficiales (IEO-CSIC e ICES) no recogen ninguna captura, asumiendo que los 3 ejemplares reportados por ICES en la región 27.9.a corresponden a Portugal (de hecho, dicha región incluye el sur de Galicia y la DMSUD). En cualquier caso, este dato es esperable, al no cubrir el programa de observadores la flota de artes menores, que sería la que más incide sobre esta especie de hábitos marcadamente costeros.

Valores umbral

La población reproductora de cormorán moñudo atlántico para el conjunto de la DMNOR se estimó en 2016-2017 en 1.759 parejas (SEO/BirdLife 2022). A falta de datos directos sobre la población total, esta se puede estimar multiplicando por tres el número de parejas, lo que daría un total de 5277 ejemplares. Asumiendo una tasa de supervivencia esperable superior al 82 % (o 0,82; ver Tabla 4), la mortalidad anual de cormoranes moñudos en esta demarcación marina debería ser inferior a los 950 ejemplares, y el 1 % de dicha mortalidad equivaldría a menos de 10 ejemplares. Si se tiene en cuenta que los únicos datos cuantitativos disponibles corresponden a las Rías Baixas, parece razonable usar



la población local como referente. Así, el promedio de parejas reproductoras en el PNMTIAG para el periodo 2016-2021 fue de 882 parejas reproductoras, y aplicando los cálculos anteriores esto daría un umbral de 5 aves capturadas por año.

Tabla 34. Información sobre capturas accidentales de cormorán moñudo atlántico (*Gulosus aristotelis aristotelis*) en la DMNOR. Los datos del IEO-CSIC corresponden al periodo 2016-2021, mientras que los informes de ICES son de 2017-2021, y los datos de cuadernos de SEO/BirdLife solo cubren 2020-2021. Los datos de aves/año, aunados, equivaldrían al indicador MB_BYC.

DM	Arte o métier	IEO- CSIC	ICES			SEO/BirdLife			Otras evidencias
		Capturas (N)	Capturas (N)	Tasa	Aves/ año (N)	Capturas (N)	Tasa	Aves/ año (N)	
NOR	Enmalle	¿?				18	0,034	>>9	
	Palangre dem.								
	Palangre sup.								
	Arrastre								
	Cerco								

Resultados de la evaluación

Pese a que la información disponible sobre capturas accidentales es fragmentaria, todas las evidencias apuntan a una presión muy alta sobre el cormorán moñudo atlántico en la DMNOR, principalmente por redes de enmalle (SEO/BirdLife 2021). Solo considerando los datos de cuadernos de autocumplimentación derivados del seguimiento de SEO/BirdLife, entre 2020 y 2021 se documentó la captura de 18 ejemplares en redes de enmalle, lo que equivaldría a 9 aves por año directamente reportadas (Tabla 35). Con estos datos, la especie no alcanzaría el BEA para el criterio D1C1.

Tabla 35. Resumen de la evaluación para el criterio D1C1 en el caso del cormorán moñudo atlántico (*Gulosus aristotelis aristotelis*) en la DMNOR. Puesto que la información numérica disponible se restringe a las Rías Baixas, se ha usado la población nidificante en el PNMTIAG para establecer el umbral.

*Se toma como valor mínimo el número anual promedio de aves capturadas por las barcas de enmalle que rellenaban cuadernos de autocumplimentación (9). Este último dato se basa en capturas documentadas, sin inferir al conjunto de la flota por falta de datos de esfuerzo, por lo que se considera extremadamente conservador. Cabe destacar que, en este caso, el segmento de flota muestreado representa un porcentaje muy bajo de la flota total. El uso del símbolo ">>" indicaría, en consecuencia, que la cifra real es previsiblemente mucho más alta.

DM	MB_BYC (mínimo)	MMB_BYC (umbral)	BEA
NOR*	>>9*	5	

Los datos citados de cuadernos de autocumplimentación corresponden a 18 cormoranes moñudos capturados por 10 embarcaciones con redes de enmalles de tres paños (miño/trasmallo) en las rías Baixas, sumando 536 días de pesca entre 2020 y 2021 (Lago et al. 2024). Las capturas no se produjeron en todas las embarcaciones y dependieron en gran medida de la profundidad de calado de las redes. Entre las embarcaciones con capturas, la tasa de captura fue similar.



Más allá de estos datos, diversos estudios previos al periodo de evaluación señalan a la captura accidental como la principal causa del declive de la especie en la DMNOR debido principalmente a artes de enmalle (trasmallos y niños), y también artes de palangre en Asturias (Velandó & Munilla 2008, Álvarez 2015). Entre 1993 y 2015 se registraron 87 individuos muertos por artes de pesca (47 en Galicia, 38 en Asturias, 1 en Cantabria y 1 en Euskadi), siendo la captura accidental en aparejos de pesca la causa de mortalidad más frecuente y persistente en el tiempo, afectando especialmente en Galicia a las rías Baixas y algunas zonas de Costa da Morte, y en Asturias a la costa occidental y central (Álvarez 2015).

En la práctica se trata de un descriptor de difícil evaluación, ya que la información disponible sobre capturas accidentales es muy deficiente. Idealmente, se debería poder cotejar este tipo de información con los resultados de los descriptores D1C2 (abundancia) y D1C3 (características demográficas) para obtener una visión detallada de cómo estas capturas afectan a las distintas poblaciones de aves marinas, pero de forma generalizada la información disponible no permite realizar aproximaciones tan precisas.

5.8.2.2. D1C2 Abundancia

En el caso del cormorán moñudo, el conteo del total de parejas reproductoras directamente en las colonias de cría es una metodología eficaz para evaluar la abundancia de la especie en toda la demarcación. Pese a todo, la existencia de parejas aisladas a lo largo del litoral puede hacer más complicado el censo y que se requiera de mayor esfuerzo de muestreo. Dado que el censo de la población es factible, el número de parejas reproductoras es el mejor indicador de las tendencias poblacionales. Sin embargo, el censo poblacional completo no se realiza todos los años, siendo el último censo para el periodo 2016-2021 el del año 2017, con un total de 1.759 parejas para la DMNOR (SEO/BirdLife 2022).

Sin embargo, los censos que cubren de forma completa y simultánea la totalidad de la demarcación marina son muy pocos, por lo que se ha optado por tomar como referente la población del PNMTIAG, donde se concentra más del 50 % de la población reproductora de la DMNOR. La Figura 11 muestra la tendencia poblacional para los tres grupos principales de islas que conforman el parque nacional, indicando un declive considerable a partir de principios del presente siglo, poco después de la marea negra del Prestige, que tuvo un fuerte impacto sobre la especie (Velandó et al. 2005, Álvarez & Velandó 2007). Aunque posteriormente la población parece haberse estabilizado, los números actuales estarían por debajo del umbral con base en el valor de referencia histórico, por lo que no se alcanzaría el BEA (Tabla 36, Figura 11). La situación en el resto de la DMNOR parece ser similar, salvo que el fuerte declive a principios de siglo no fue tan acusado. Solo en el golfo Ártabro, en la provincia de A Coruña, se aprecia un crecimiento de la población local, rompiendo con la tónica general de la DMNOR (París et al. 2021). En esta zona la población ha pasado de 4 parejas en 1994 a 181 en 2021, pero debe recalarse que es un caso aislado, que representa un pequeño porcentaje respecto al conjunto de la población de la DMNOR, y que contrasta incluso con la tendencia negativa de las poblaciones más cercanas (entre Estaca de Bares y Costa da Morte).



Tabla 36. Número de parejas reproductoras de cormorán moñudo atlántico (*Gulosus aristotelis aristotelis*) en los distintos grupos de islas del Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia (PNMTIAG) durante el presente periodo de evaluación (2016-2021; no hay datos para 2016), así como el promedio (datos equivalentes a MB_ABU_BPP). Se aporta también el umbral de BEA, estimado como el 70 % del promedio histórico más alto correspondiente a una serie de 6 años.

DM	Localización	MB_ABU_BPP						Umbral	BEA
		2017	2018	2019	2020	2021	Promedio 2016-2021		
NOR	Cíes	235	247	299	225	304	262	721	
	Ons	624	581	601	499	461	553	652	
	Sálvora/Sagres	84	66	62	69	51	66	67	
	Total PNMTIAG	2.960	2.912	2.981	2.813	2.837	881	1.440	

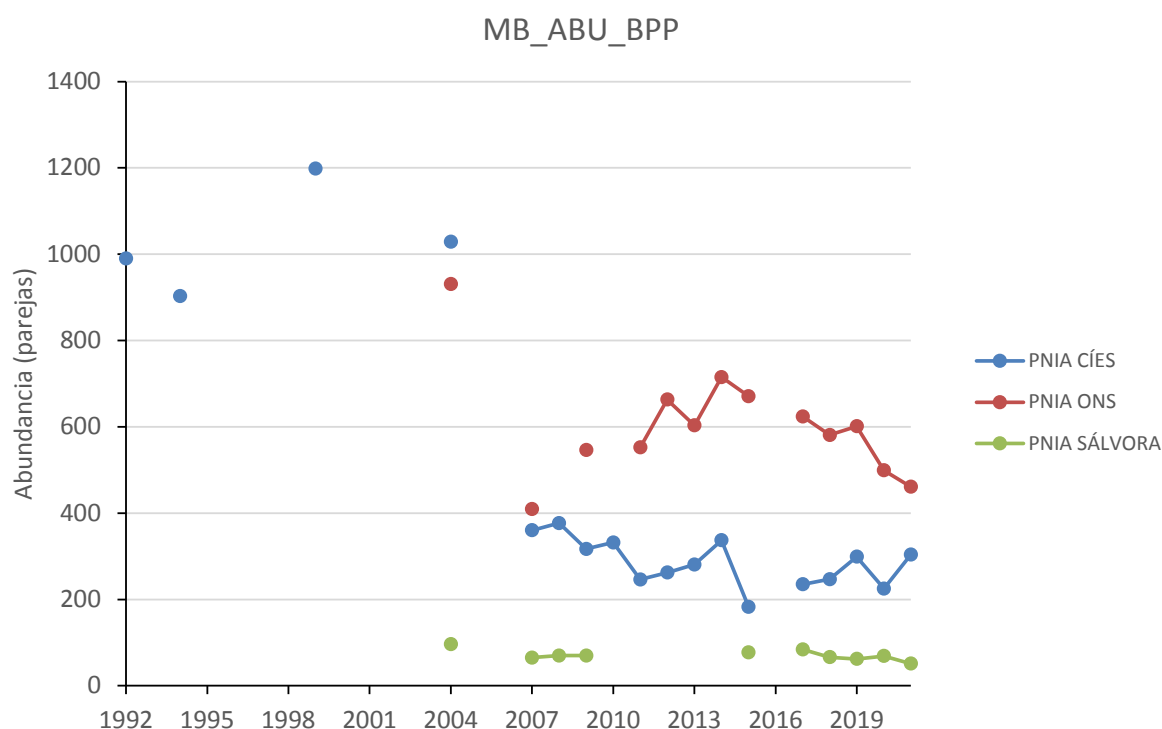


Figura 11. Evolución en el número de parejas reproductoras de cormorán moñudo atlántico (*Gulosus aristotelis aristotelis*) en los distintos grupos de islas del Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia (PNMTIAG, Munilla 2022), desde la década de 1990.

5.8.2.3. D1C3 Características demográficas

Existen datos de éxito reproductor para varias colonias (Tabla 37), en la mayoría de los casos solamente para el año 2017 (obtenidos de Del Moral & Oliveira 2019). Los valores son bastante bajos para muchas colonias, incluyendo el PNMTIAG (Munilla 2022), que acoge la mayor población reproductora de cormorán moñudo atlántico dentro de la DMNOR. Por ello, se considera que no se alcanza el BEA



a nivel de la demarcación marina. Las poblaciones más orientales, así como el golfo Ártabro y Oleiros en Galicia, se encontrarían en mejor situación, resultando en un valor umbral ponderado de 1,22 pollos por nido, valor que se encuentra tan solo dos centésimas por encima del valor umbral de éxito reproductor establecido para la especie (1,20); esto, sumado al hecho de que las colonias del PNMTIAG (que concentra más de la mitad de la población reproductora de la DMNOR) muestran valores muy por debajo del valor umbral, ha motivado que se considere que el criterio no alcanza el BEA para la subespecie. No se dispone de datos de supervivencia adulta para poder evaluar este indicador.

Tabla 37. Información sobre productividad (éxito reproductor, MB_DEM_BRS) para el cormorán moñudo atlántico (Gulosus aristotelis aristotelis) en distintas localidades de la DMNOR dentro del periodo de evaluación (2016-2021). Para cada localidad y año se indica el tamaño de muestra (n) y el valor estimado de éxito reproductor; se indica también el valor umbral, y la consecución o no de BEA. En el caso del PNMTIAG existen datos para la mayoría de años, mientras que en Dexo hay datos de 2017 y 2021, y en el resto de colonias solo se dispone de datos de 2021. El valor umbral se sitúa en 1,20 (ver Tabla 4). Fuentes: Del Moral & Oliveira (2019), París et al. (2021), Munilla 2022 y datos oficiales de las CC.AA.

DM	Localización	Año	MB_DEM_BRS		BEA CICLO
			n	Valor	
NOR	PNMTIAG (Galicia)	2016	63	1,14	
		2017	72	1,04	
		2019	73	0,73	
		2020	31	1	
		2021	39	0,81	
	Oleiros (Galicia)	2017	104	1,6	
	Dexo (Golfo Ártabro; Galicia)	2017	124	1,89	
		2021	131	0,91	
	Cabo Peñas (Asturias)	2017	11	1,18	
	Isla Deva (Asturias)	2017	15	1,07	
	La Caladonia (Asturias)	2017	15	0,80	
	La Figueira-Castelo (Asturias)	2017	18	0,83	
	Las Pantorgas (Asturias)	2017	12	1,25	
	Punta Engaramada-Collea (Asturias)	2017	6	1,33	
	Cantabria	2017	57	1,40	
	Igeldio (Euskadi)	2017	4	2,00	
	TOTAL (ponderado)			1,22	

5.8.2.4. D1C4 Distribución

El cormorán moñudo tiende a criar de forma disgregada por amplias franjas costeras, con densidades relativamente bajas salvo en algunas zonas óptimas. Por ello es difícil poder delimitar colonias propiamente dichas, lo que dificulta una evaluación del criterio D1C4 con base en la distribución de la población reproductora. Se descarta por tanto este criterio que, en cualquier caso, es secundario según la Decisión (UE) 2017/848.



5.9. Cormorán moñudo mediterráneo (*Gulosus aristotelis desmarestii*)

5.9.1. Áreas de evaluación

El cormorán moñudo mediterráneo es una especie que en España solo se reproduce en la DMLEBA. Sus principales poblaciones se encuentran en Illes Balears, aunque la información disponible para este archipiélago es muy fragmentaria y difícil de evaluar. Existe más información sobre la población reproductora en las costas peninsulares, si bien en esta zona se ha registrado un crecimiento en las últimas décadas que podría no ser representativo de lo que ocurre en el conjunto de la demarcación marina.



© Martí Franch & SEO/BirdLife

5.9.2. Resultados de la evaluación

La información disponible sobre el cormorán moñudo mediterráneo en la DMLEBA es muy fragmentaria. Pese a la falta de un programa de seguimiento adecuado, la información sobre capturas accidentales a partir de distintas fuentes apunta a que no se alcanza el BEA para el criterio D1C1, y por tanto la especie no cumpliría BEA en conjunto para la demarcación marina. Los datos sobre abundancia son más difíciles de interpretar, ya que falta información actualizada de la población de Illes Balears, la más importante de esta demarcación marina. Lo mismo ocurre con el criterio D1C3, para el que hay datos de éxito reproductor dispares en el litoral ibérico, pero faltan para la población más importante, de Illes Balears. Se desestima el criterio D1C4 en este caso.

Tabla 38. Resultados de la evaluación del cormorán moñudo mediterráneo (*Gulosus aristotelis desmarestii*). Criterios D1C1, D1C2, D1C3 y D1C4, estado de la especie y tendencia (cambio de estado entre períodos de evaluación).

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

DM	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	Estado	Tendencia
			BRS	ASR			
LEBA	■	■	■	■	■	■	↔

5.9.2.1. D1C1 Captura accidental

La Tabla 39 muestra de forma sintética la información recopilada sobre capturas accidentales para el cormorán moñudo mediterráneo en la DMLEBA. Los datos oficiales (IEO-CSIC e ICES) no recogen ninguna captura, hecho esperable al limitarse el programa de observadores en el Mediterráneo a la flota de palangre de superficie, que opera en aguas pelágicas lejos de las zonas de alimentación del cormorán moñudo, marcadamente costero. Solamente hay datos directos del seguimiento de capturas mediante cuadernos de autocumplimentación desarrollado por SEO/BirdLife, así como evidencias a partir de diversos trabajos publicados. En particular, los resultados de los proyectos DESMARES indican, a partir de 40 barcas encuestadas en Catalunya, una estima de 68-84 aves capturadas por año en redes de enmalle (Tobella et al. 2022).



Tabla 39. Información sobre capturas accidentales de cormorán moñudo mediterráneo (*Gulosus aristotelis desmarestii*) en la DMLEBA. No se han tenido en cuenta los datos oficiales del IEO-CSIC e ICES, por no ser esperables capturas en la única flota monitorizada en la DMLEBA, la de palangre de superficie. Los datos de aves/año, aunados, equivaldrían al indicador MB_BYC.

DM	Arte o métier	SEO/BirdLife			Otras evidencias
		Capturas (N)	Tasa	Aves/año (N)	
LEBA	Enmalle	7	0,0029	2	>76
	Palangre dem.	9	0,0025	2	
	Palangre sup.	0			
	Nasas	2	0,0069	1	
	Arrastre	0			
	Cerco	0			
	Pesca recreativa				

Valores umbral

La población reproductora de cormorán moñudo mediterráneo se estimó en 2.087 parejas en 2006-2007 (Álvarez & Velando 2007), no existiendo censos completos posteriormente (SEO/BirdLife 2022). Tomando este valor como referencia, la población total se puede estimar multiplicando por tres el número de parejas, lo que daría 6.261 ejemplares. Asumiendo una tasa de supervivencia esperable superior al 82 % (o 0,82; ver Tabla 4), la mortalidad anual de cormoranes moñudos en la DMLEBA debería ser inferior a los 1.127 ejemplares, y el 1 % de dicha mortalidad equivaldría a 11 ejemplares.

Resultados de la evaluación

Pese a que la información disponible sobre capturas accidentales es incompleta, las evidencias disponibles apuntan a una presión alta sobre el cormorán moñudo mediterráneo en la DMLEBA, principalmente por redes de enmalle (SEO/BirdLife 2021). Combinando los datos de cuadernos de autocumplimentación derivados del seguimiento de SEO/BirdLife, así como otras fuentes de información (encuestas, comunicación directa de pescadores, etc.), se estima un mínimo de 72 aves muertas en la DMLEBA anualmente, probablemente una cifra muy conservadora (Tabla 54). Esta información indica que no se alcanza el BEA para el criterio D1C1 en esta especie en la DMLEBA. Hay que considerar además el impacto de la pesca recreativa, que en esta especie puede ser importante.

Tabla 40. Resumen de la evaluación para el criterio D1C1 en el caso del cormorán moñudo mediterráneo (*Gulosus aristotelis desmarestii*) en la DMLEBA.

DM	MB_BYC (mínimo)	MMB_BYC (umbral)	BEA
LEBA	>81	11	

SEO/BirdLife reportó a través de cuadernos de autocumplimentación la captura de 18 cormoranes moñudos en 7.336 viajes de pesca de 77 embarcaciones de 25 puertos, operando con distintas artes de pesca (redes fijas, artes de palangre, arrastre, nasas, cerco), entre 2017 y 2021 en Catalunya,



Comunitat Valenciana, Illes Balears, y Murcia. Los grupos de artes de pesca con mayor esfuerzo de seguimiento fueron las redes fijas y el palangre demersal. En las redes fijas se siguieron 12 embarcaciones pescando con redes de enmalle de un solo paño (soltas y betas) que registraron la captura de 2 cormoranes moñudos muertos (en Murcia) en 491 viajes de pesca, con una tasa de captura de 0,0041 individuos/viaje de pesca y 27 embarcaciones pescando con redes de tres paños (trasmallos) que registraron la captura de 5 cormoranes moñudos muertos (en Catalunya, Comunitat Valenciana e Illes Balears) en 1.904 viajes de pesca, con una tasa de captura de 0,0026 individuos/viaje de pesca (0,0045 en Catalunya, 0,0013 en Comunitat Valenciana, 0,0025 en Illes Balears). En el palangre demersal, que incluye el palangre de fondo y distintas configuraciones de palangrillo, se siguieron 42 embarcaciones que registraron 9 capturas de cormorán moñudo en 3.544 viajes de pesca, con una tasa de captura de 0,0057 individuos/viaje de pesca en palangrillo solo en Catalunya, no registrándose capturas en las Illes Balears ni la Comunidad Valenciana. Un 77,8 % de los individuos se liberaron vivos, aunque se desconoce su supervivencia. En las nasas se registró la captura de dos individuos muertos en Catalunya en 279 viajes de pesca, con una tasa de captura de 0,0072 individuos/viaje de pesca para Catalunya. En artes de pesca como el cerco, arrastre, moruna, paranza, boliche y línea de mano no se registró ninguna captura accidental de cormorán moñudo, aunque el esfuerzo de seguimiento mediante cuadernos fue mucho menor. De forma complementaria, SEO/BirdLife recopiló datos de 6 capturas de cormorán moñudo (5 en redes de enmalle y 1 en palangrillo) entre 2020 y 2021 fuera del seguimiento de cuadernos, gracias a la colaboración de pescadores y otros interesados.

La Universitat de Girona puso en marcha en 2019 los proyectos DESMARES, en los que se ha prestado especial atención a las capturas accidentales de cormorán moñudo en redes de enmalle (Tobella et al. 2022). De acuerdo con encuestas realizadas a cuarenta embarcaciones de enmalle, solo en Catalunya se capturarían anualmente entre 68 y 84 cormoranes moñudos anualmente.

Finalmente, es importante indicar la mortalidad de cormoranes moñudos por interacción con pesca recreativa, principalmente por enredos y por ingestión de anzuelos. Tobella et al. (2018) apuntaron a que de un total de 82 cormoranes moñudos mediterráneos ingresados en centros de recuperación de Catalunya entre 1996 y 2015, el 45 % mostraba signos directos o indirectos de interacción con pesca, la mayoría recreativa. También detectaron, de un total de 120 individuos anillados entre 2014 y 2017, un 14 % con signos de contacto con pesca recreativa (sedales, anzuelos).

Cabe mencionar que el cormorán moñudo es una especie con mayor flexibilidad en la productividad que otras aves marinas, como las pardelas, y que al mismo tiempo tiene una tasa de supervivencia por lo general más baja. Por ello, se trata de una especie que puede tolerar mejor presiones humanas que causan mortalidad directa, como las capturas accidentales. Estudios demográficos desarrollados en el mar Adriático sugieren así que la especie mantiene una tendencia estable pese a haberse documentado cierta presión de captura accidental (Genovart et al. 2017).

5.9.2.2. D1C2 Abundancia

Al igual que sucede con la subespecie nominal, en el caso del cormorán moñudo mediterráneo, el conteo del total de parejas reproductoras directamente en las colonias de cría es una metodología eficaz para evaluar la abundancia de la especie en toda la demarcación, aunque la distribución (a menudo dispersa) de los nidos hace necesario dedicar un esfuerzo considerable de prospección. Por ello, el último censo completo en la DMLEBA se remonta a 2007 (Álvarez & Velando 2007), y desde entonces no se ha revisado de forma exhaustiva la principal población de esta demarcación marina, la de Illes Balears, si bien existe un censo nacional en 2017 que cubre el resto de la población (Del Moral & Oliveira 2019). En esa CC.AA. la estima de 2006-2007 fue de 2017 parejas, representando el 96,6 % de toda la DMLEBA. Con todo, esa estima debe tomarse con cautela, ya que los datos para Mallorca, principal enclave, podrían haberse sobreestimado substancialmente (Álvarez & Velando 2007). Para el presente periodo de evaluación (2016-2021), el mejor censo disponible para Baleares arroja una estima de 516 parejas, pero se trata de un censo incompleto, faltando en particular la isla de Ibiza.



En cuanto a la población reproductora en las costas ibéricas de la DMLEBA, se aprecia un incremento importante en las últimas tres décadas en el litoral ibérico, más acusado en la Comunitat Valenciana, de acuerdo con los datos cedidos por las cuatro CC. AA. correspondientes (Andalucía, Región de Murcia, Comunitat Valenciana y Catalunya; ver también del Moral & Oliveira 2019; Figura 12). Durante el actual periodo de evaluación estas poblaciones parecen razonablemente estables, situándose por encima del umbral de abundancia que define el BEA (Tabla 41). El caso de Andalucía es el más ajustado, pero se trata de una población muy marginal, que generalmente presenta unas pocas parejas en el litoral del NE de Almería, con fluctuaciones importantes, habiendo llegado a nidificar varias decenas de parejas. En todo caso, si bien las poblaciones del litoral ibérico cumplirían el BEA para el criterio D1C1, no es posible hacer una evaluación a nivel de la DMLEBA ante la falta de datos para la principal zona de reproducción de la especie, Illes Balears.

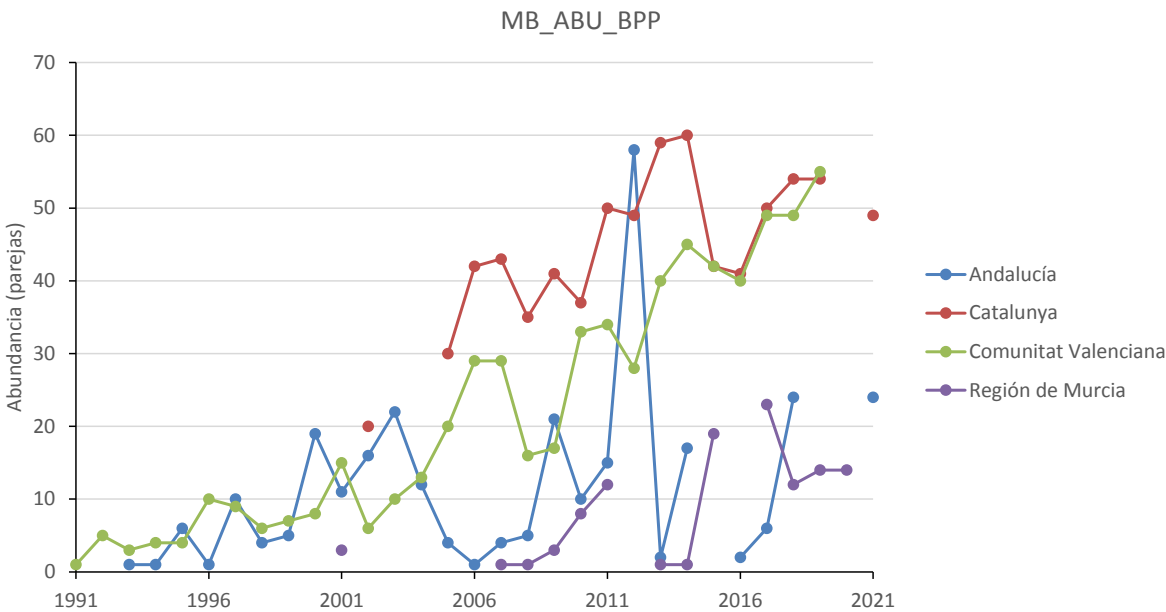


Figura 12. Evolución en el número de parejas reproductoras de cormorán moñudo mediterráneo (*Gulosus aristotelis desmarestii*) en el litoral ibérico de la DMLEBA, donde se lleva a cabo el censo de la especie de forma regular. Datos cedidos por las cuatro CC. AA. correspondientes (Andalucía, Región de Murcia, Comunitat Valenciana y Catalunya).

Tabla 41. Número de parejas reproductoras de cormorán moñudo mediterráneo (*Gulosus aristotelis desmarestii*) en las tres CC. AA. Peninsulares de la DMLEBA, durante el presente periodo de evaluación (2016-2021), así como el promedio (datos equivalentes a MB_ABU_BPP). Se aporta también el umbral de BEA, estimado como el 70 % del promedio histórico más alto correspondiente a una serie de 6 años.

Localización	MB_ABU_BPP						Promedio 2016-2021	Umbral	BEA
	2016	2017	2018	2019	2020	2021			
Catalunya	41	50	54	54	-	49	50	36	
Comunitat Valenciana	40	49	49	55	-	-	48	33	
Región de Murcia		23	12	14	14	-	16	11	
Andalucía	2	6	24	-	-	24	14	14	



5.9.2.3. D1C3 Características demográficas

Los únicos datos de éxito reproductor disponibles para el cormorán moñudo mediterráneo en la DMLEBA se han obtenido de la última monografía de censo de esta especie (Del Moral & Oliveira 2019), a nivel de provincia o de CC.AA. (Tabla 52). En general, las poblaciones de la Comunitat Valenciana y Catalunya presentan valores por encima del umbral de BEA, mientras que en Murcia y Almería estarían por debajo y no alcanzarían el BEA. En cualquier caso, al no existir datos para Illes Balears, donde se concentra el grueso de la población, se considera que la evaluación no es concluyente para el indicador de productividad o éxito reproductor (MB_DEM_BRS). Por otro lado, no hay datos disponibles de supervivencia adulta, así que el cormorán moñudo mediterráneo no se evalúa mediante el criterio D1C3. De todas formas, debe tenerse en cuenta que el D1C3 es un criterio secundario según la Decisión (UE) 2017/848.

Tabla 42. Información sobre productividad (éxito reproductor, MB_DEM_BRS) para el cormorán moñudo mediterráneo (*Gulosus aristotelis desmarestii*) en distintas CC.AA. y/o provincias, a partir de la última monografía de censo de la especie (Del Moral & Oliveira 2019). Localidades de la DMLEBA dentro del periodo de evaluación (2016-2021). El valor umbral se sitúa en 1,20 (ver Tabla 4). Se indica también el número de nidos monitorizados en cada caso (n).

DM	Localización	Año	MB_DEM_BRS			BEA	BEA CICLO
			n	Éxito rep.	Umbral		
LEBA	Andalucía	2018	4	1,00	1,20		
	Catalunya	2017	?	1,90			
	Alicante	2017	26	2,04			
	Isla Grosa (Murcia)	2017	14	1,09			

5.9.2.4. D1C4 Distribución

El cormorán moñudo tiende a criar de forma disgregada por amplias franjas costeras, con densidades relativamente bajas, salvo en algunas zonas óptimas. Por ello es difícil poder delimitar colonias propiamente dichas, lo que dificulta una evaluación del criterio D1C4 con base en la distribución de la población reproductora. Se descarta por tanto este criterio que, en cualquier caso, es secundario según la Decisión (UE) 2017/848.



5.10. Gaviota de Audouin (*Larus audouinii*)

5.10.1. Áreas de evaluación

La gaviota de Audouin es una especie de distribución mediterránea, que en España se reproduce principalmente en las costas peninsulares y en menor número en Baleares. Forma colonias de cría de tamaño variable, llegando a alcanzar en algunas localidades varios miles de parejas reproductoras. En los últimos años la especie ha colonizado el Atlántico peninsular, reproduciéndose desde hace una década en el sur de Portugal, donde actualmente se encuentra la mayor colonia del mundo (SEO/BirdLife 2022). En el Mediterráneo español la especie se reproduce tanto en la DMLEBA (más abundante), como en la ESAL (colonias en la isla de Alborán, Melilla e islotes del norte de África). Aunque las dos demarcaciones están íntimamente relacionadas y puede existir intercambio de ejemplares entre ambas, se han analizado por separado la DMLEBA de la ESAL.



© Martí Franch & SEO/BirdLife

5.10.2. Resultados de la evaluación

La gaviota de Audouin se evalúa como NO BEA con base en la incidencia regular de capturas accidentales en las dos demarcaciones marinas consideradas (sin poder discernir a qué demarcación marina concreta corresponden los datos oficiales), y por haber experimentado un declive poblacional considerable en los últimos 10-15 años (Tabla 43). Los datos de éxito reproductor también son bajos, y en promedio quedarían por debajo del umbral de BEA para el criterio D1C3. Cabe valorar si este declive es preocupante o simplemente es el retorno de un punto álgido facilitado por un incremento de la disponibilidad de lugares para criar (fruto de la protección de espacios en zonas adecuadas) y de una situación de disponibilidad de alimento excepcionalmente elevada gracias a los descartes de la actividad pesquera. En cuanto a la distribución de la especie, ha habido cambios substanciales en la DMLEBA que no se han podido evaluar por falta de información completa en Illes Balears, pero sí se puede considerar que se alcanza el BEA por el criterio D1C4 en la DMESAL.

Tabla 43. Resultados de la evaluación de la gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) en la DMESAL y DMLEBA. Criterios D1C1, D1C2, D1C3 y D1C4, estado de la especie y tendencia (cambio de estado entre períodos de evaluación).

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

DM	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	Estado	Tendencia
			BRS	ASR			
ESAL	■	■	■	■	■	■	↔
LEBA	■	■	■	■	■	■	↔

5.10.2.1. D1C1 Captura accidental

Existe información de capturas accidentales de gaviota de Audouin derivada de los programas oficiales de seguimiento (IEO-CSIC e ICES), así como del seguimiento mediante cuadernos de autocumplimentación a cargo de SEO/BirdLife, además de evidencias derivadas de otras fuentes de información (Tabla 44). En el caso de los datos del IEO-CSIC e ICES hay información correspondiente al Mediterráneo español, sin diferenciar entre demarcación marina, por lo que se presentan conjuntamente DMESAL y DMLEBA. Aun así, cabe indicar que los datos de SEO/BirdLife corresponden en su totalidad a la DMLEBA.



Tabla 44. Información sobre capturas accidentales de gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) en la DMESAL y DMLEBA. Los datos del IEO-CSIC corresponden al periodo 2016-2021, mientras que los informes de ICES Y los datos de SEO/BirdLife se limitan a 2017-2021. Los datos de aves/año, aunados, equivaldrían al indicador MB_BYC.

DM	Arte o métier	IEO- CSIC	ICES			SEO/BirdLife			Otras evidencias
		Capturas (N)	Capturas (N)	Tasa	Aves/ año (N)	Capturas (N)	Tasa	Aves/ año (N)	
ESAL y LEBA	Enmalle								
	Palangre dem.					25	0,007	>>5	
	Palangre sup.	51	9	0,007	44				
	Arrastre								
	Cerco								

Valores umbral

La población reproductora de gaviota de Audouin durante el periodo de evaluación se estima en promedio en 12.533 parejas reproductoras entre las DMESAL y DMLEBA (ver criterio D1C2). A falta de datos directos sobre la población total, esta se puede estimar multiplicando por tres el número de parejas, lo que daría un total de 37.600 ejemplares. Asumiendo una tasa de supervivencia esperable superior al 87 % (o 0,87; ver Tabla 4), la mortalidad anual de gaviotas de Audouin debería ser inferior a 4.888 ejemplares, y el 1 % de dicha mortalidad equivaldría a menos de 49 ejemplares. Cabe indicar que esta estima es conservadora, ya que no tiene en cuenta la mortalidad por captura accidental que pueda ocurrir fuera de las dos demarcaciones marinas consideradas.

Resultados de la evaluación

Pese a que la información disponible sobre capturas accidentales es fragmentaria, todas las evidencias apuntan a una presión alta de la pesca sobre la gaviota de Audouin, por lo que se considera que no se alcanza el BEA para el criterio D1C1 en el caso de esta especie (Tabla 45). Los datos presentados en la tabla coinciden con el umbral de BEA, pero es importante tener en cuenta que se trata de una estima de mínimos, extremadamente conservadora. En el caso del palangre de superficie (datos del IEO-CSIC), es importante destacar que la mayor captura de aves se documentó en 2016 (43 aves capturadas), precisamente el único año para el que no existe información de esfuerzo y no se ha podido hacer una extrapolación al conjunto de la flota. Por otro lado, en el caso del palangre demersal (de fondo y palangrillo) no se han realizado extrapolaciones, y simplemente se promedia el número de aves documentadas mediante cuadernos de autocumplimentación para obtener una estima anual.



Tabla 45. Resumen de la evaluación para el criterio D1C1 en el caso de la gaviota de Audouin (*Larus audouinii*). Se presenta de forma conjunta la información para la DMESAL y DMLEBA.

*Se toma como valor mínimo el número de aves inferidas para la flota de palangre de superficie (44 aves/año), así como el número anual medio de aves capturadas por las barcas de palangre demersal que rellenaban cuadernos de autocumplimentación (5). Este último dato se basa en capturas documentadas, sin inferir al conjunto de la flota por falta de datos de esfuerzo, por lo que se considera extremadamente conservador. El uso del símbolo ">>" indicaría, en consecuencia, que la cifra real es previsiblemente mucho más alta.

DM	MB_BYC (mínimo)	MMB_BYC (umbral)	BEA
ESAL & LEBA*	>49	49	

A la información aportada, cabe añadir la incidencia de capturas por parte de pesca recreativa, documentándose con frecuencia aves con sedales o anzuelos propios de esta actividad.

A nivel poblacional, Genovart et al. (2017) estiman que las capturas accidentales representarían cerca del 23 % de la mortalidad adulta de la especie, y del 90 % de la mortalidad de jóvenes e inmaduros, reforzando la idea de que no se alcanza el BEA para este criterio.

5.10.2.2. D1C2 Abundancia

La información sobre abundancia de gaviota de Audouin es buena para el conjunto de las DMESAL y DMLEBA para casi todos los años y colonias, con la excepción de Illes Balears donde hay algunos años y colonias sin información. Los datos han sido suministrados por las CC. AA. y en el caso de la Región de Murcia y Baleares también por distintos equipos de seguimiento, así como datos publicados en anuarios ornitológicos (GOB, 2021). Pese a presentarse la información por separado para las dos demarcaciones marinas consideradas (DMESAL y DMLEBA), hay que tener en cuenta que se trata de una especie con cierta tendencia al nomadismo (es decir, a cambiar de colonia si las circunstancias se vuelven adversas), existiendo conectividad entre las dos demarcaciones marinas. Así mismo, hay que tener en cuenta que en la última década la especie se ha establecido también en el sur de Portugal, existiendo conectividad con las poblaciones reproductoras españolas. La Figura 13 resume las tendencias históricas de la DMESAL y DMLEBA, a la vez que muestra los datos poblacionales de Portugal (V. Paiva & SPEA, com. pers.).

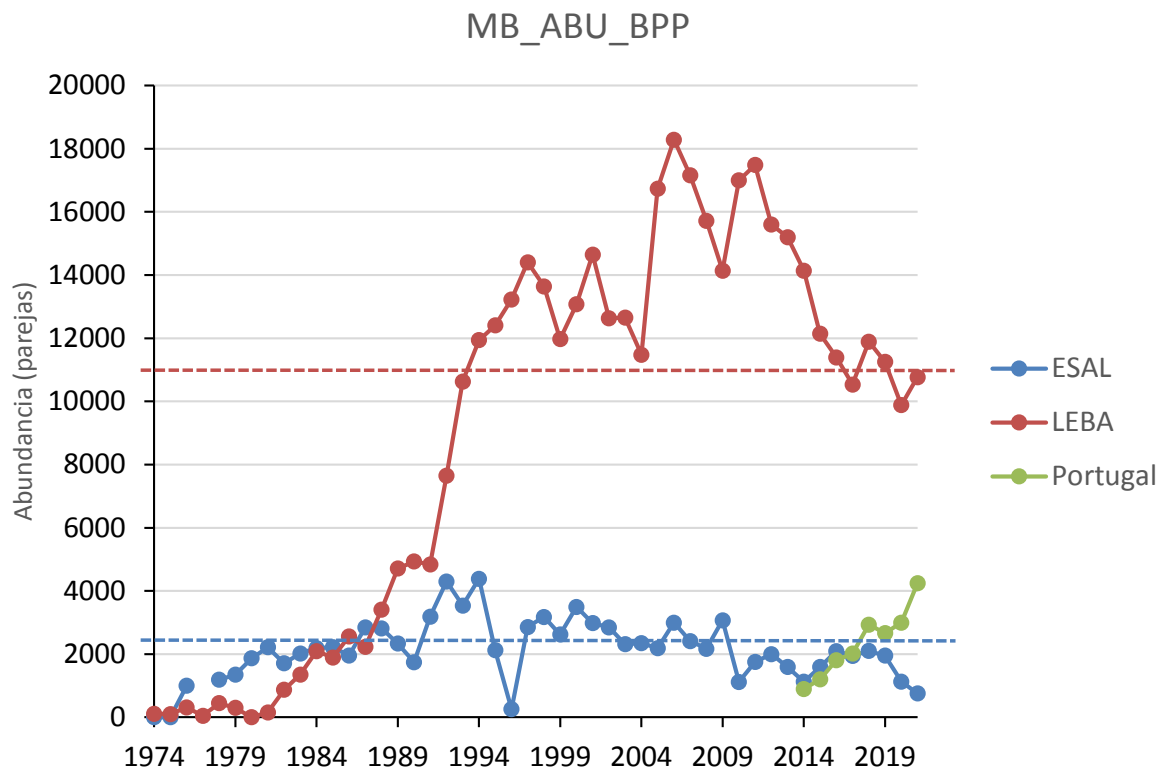


Figura 13. Evolución en el número de parejas reproductoras de gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) en las DMESAL y DMLEBA, así como en el sur de Portugal. En el caso de las demarcaciones marinas españolas, se muestra el umbral correspondiente.

En las dos demarcaciones marinas españolas se aprecia un declive poblacional, bastante más acusado en la DMLEBA. En ambos casos el promedio de la población reproductora en el periodo 2016-2021 se sitúa por debajo del umbral de BEA, por lo que se considera que no se alcanza el BEA para esta especie (Tabla 46). Este declive quedaría en parte compensado por el crecimiento de la población portuguesa, pero aun así la población conjunta de las dos demarcaciones marinas españolas y Portugal es notablemente inferior a fecha de 2021 (15.770 parejas) de lo que lo fue en su máximo histórico de 2006 (21.282 parejas).

Tabla 46. Número de parejas reproductoras de gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) en las DMESAL y DMLEBA durante el presente periodo de evaluación (2016-2021), así como el promedio (datos equivalentes a MB_ABU_BPP). Se aporta también el umbral de BEA, estimado como el 70 % del promedio histórico más alto correspondiente a una serie de 6 años.

DM	MB_ABU_BPP								BEA
	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Promedio 2016-2021	Umbral	
ESAL	2.097	1.950	2.103	1.955	1.133	754	1.665	2.275	
LEBA	11.397	10.535	11.895	11.253	9.886	10.771	10.868	11.643	

En el caso particular de la gaviota de Audouin, cabe señalar que el valor de referencia histórico se alcanzó a mediados de la primera década del s. XXI, tal vez debido a una situación excepcionalmente favorable facilitada por el hombre, por la mayor disponibilidad de lugares de cría tranquilos (sin



depredadores ni molestias humanas) y de una elevada oferta de alimento (en gran parte en forma de descartes de pesca). Por otro lado, aunque tal vez esto pueda restar preocupación a la situación de la especie, es importante resaltar que se sigue tratando de una especie de distribución restringida al Mediterráneo (y costa adyacente atlántica), muy escasa en otras regiones, de forma que las poblaciones española y portuguesa representan conjuntamente casi el 90 % de la población mundial (BirdLife International 2024), lo que pone de manifiesto la responsabilidad del Estado español para garantizar su conservación.

5.10.2.3. D1C3 Características demográficas

Pese a que algunos equipos de investigación trabajan evaluando los parámetros demográficos de la especie, solo se dispone de información limitada sobre el éxito reproductor en algunas colonias durante el presente periodo de evaluación (2016-2021): Torrevieja, puerto de Valencia, puerto de Castellón, Delta del Ebro, puerto de Tarragona y puerto de Barcelona. Los valores varían entre años, pero en promedio el éxito reproductor para este grupo de colonias de la DMLEBA es:

$$MB_DEM_BRS (LEBA) = 0,76 (MB_DEM_BRS \text{ umbral} = 0,80)$$

Este valor estaría ligeramente por debajo del umbral de éxito reproductor para la especie, que es 0,8 pollos volados por nido (ver Tabla 4), por lo que no se alcanzaría el buen estado ambiental para el criterio D1C3.

Las colonias con valores más bajos en este periodo son las de las salinas de Torrevieja (0,45), el Delta del Ebro (0,58) y el puerto de Valencia (0,74), mientras que el puerto de Barcelona cuenta con los valores más altos (1,25).

Existen estudios demográficos que han estimado la supervivencia de la especie en distintas colonias a lo largo del tiempo, pero se ha desestimado usar este indicador por ser la información heterogénea.

5.10.2.4. D1C4 Distribución

La gaviota de Audouin es una especie con hábitos nómadas, que puede cambiar el emplazamiento de sus colonias de un año para otro si las condiciones ambientales cambian substancialmente (Oro et al. 2021). En el caso del presente ciclo, se ha consolidado un cambio importante en la distribución de las colonias, principalmente por la pérdida de efectivos en la que fue la principal colonia de cría, el Delta del Ebro, que ha llevado a la colonización de nuevas áreas, entre ellas numerosas zonas no protegidas en hábitats que podrían parecer poco apropiados, como puertos comerciales, tejados industriales, etc. Esto daría pie a un incremento en el número de colonias ocupadas, pero la mayoría de ellas se establecieron antes de 2016. Por otro lado, no hay información exhaustiva para Illes Balears, donde han existido numerosos núcleos reproductores de pequeño o mediano tamaño a lo largo de los años, lo que impide evaluar adecuadamente este criterio en el caso de la DMLEBA. Por otro lado, en el caso de la DMESAL el número de colonias es más reducido, con dos colonias históricas (Islas Chafarinas e Isla de Alborán), y tres enclaves colonizados en el ciclo anterior (Ceuta, Melilla y Alhucemas), por lo que se puede concluir que se cumple el BEA para este criterio. En todo caso, para evaluar el estado de salud de la población, se considera más adecuado dar prioridad al análisis de la abundancia a nivel de población o, como mínimo, a nivel de demarcación, tal como se aborda en el criterio D1C2.



5.11. Gaviota tridáctila (*Rissa tridactyla*)

5.11.1. Áreas de evaluación

La gaviota tridáctila se reproducía en unas pocas colonias de Galicia, que representaban el extremo meridional de su área de distribución, por lo que es relevante su evaluación en la DMNOR. El último episodio de reproducción se documentó en 2017, por lo que se considera que la población reproductora de esta especie se ha extinguido a nivel local.



© Martí Franch & SEO/BirdLife

5.11.2. Resultados de la evaluación

El caso de la gaviota tridáctila es excepcional, ya que representa la segunda extinción documentada de un ave marina en España en tiempos recientes, después de la extinción de la población reproductora del arao “ibérico”, y la única acontecida durante el presente periodo de evaluación. Por ello, no hay duda en que no se ha alcanzado el BEA (Tabla 47), y muy probablemente se perderá definitivamente esta especie como reproductora en la península ibérica. No hay datos suficientes como para evaluar el criterio D1C1 (que afectaría a aves no reproductoras que visitan las aguas españolas en invierno), ni el D1C3, pero el resultado de la evaluación con base en los criterios D1C2 y D1C4 no deja lugar a dudas.

Tabla 47. Resultados de la evaluación de la gaviota tridáctila (*Rissa tridactyla*) en la DMNOR. Criterios D1C1, D1C2, D1C3 y D1C4, estado de la especie y tendencia (cambio de estado entre periodos de evaluación).

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

DM	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	Estado	Tendencia
			BRS	ASR			
NOR	■	■	■	■	■	■	↔

5.11.2.1. D1C1 Captura accidental

La gaviota tridáctila es una de las especies susceptibles a ser capturadas accidentalmente en artes de pesca, especialmente en aguas del Atlántico norte (Ramírez et al. (2024), por lo que debe tomarse en consideración el impacto potencial de esta amenaza. Sin embargo, en aguas españolas la información es muy limitada, y durante el presente periodo de evaluación (2016-2021) solamente se ha documentado una captura, curiosamente en aguas del Mediterráneo por parte de la flota de palangre de superficie (IEO-CSIC 2023). Por tanto, el criterio D1C1 no se puede evaluar adecuadamente por falta de datos.

5.11.2.2. D1C2 Abundancia

La población española de gaviota tridáctila se concentraba en dos colonias en Galicia: las islas Sisargas y los islotes del cabo Vilán (Martí & Del Moral 2003). Ambas colonias experimentaron un declive acusado desde la década de 1980, pasando de más de 150 parejas a su práctica desaparición (Tabla 14). De hecho, la última cita de reproducción en los islotes de cabo Vilán es de 2007, y se cree que la especie dejó de criar allí en algún momento entre 2008 y 2012 (SEO/BirdLife 2022). En el caso de las Sisargas, las dos últimas parejas reproductoras se documentaron criando en 2017, pudiéndose considerar la colonia (y la población reproductora española) extinta a partir de 2018. Por ello, la especie



no alcanza el BEA en la DMNOR, y constituye uno de los dos casos de extinción de un ave marina en España en tiempos recientes, junto al arao.

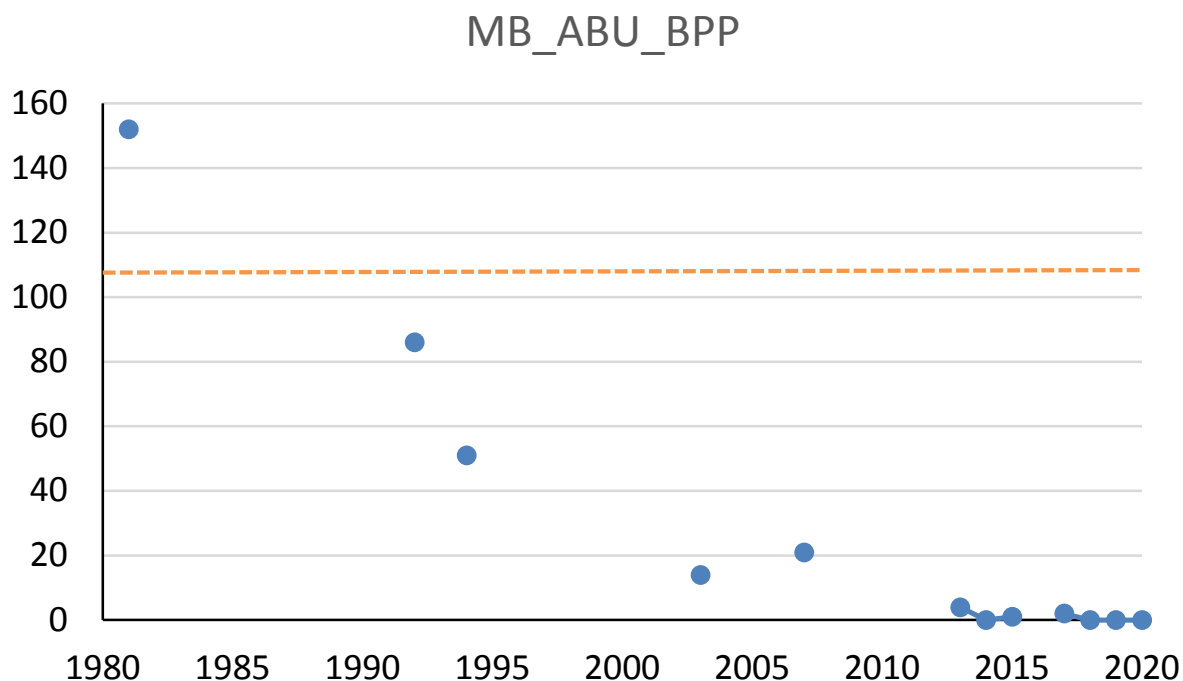


Figura 14. Evolución en el número de parejas reproductoras de gaviota tridáctila (*Rissa tridactyla*) en la DMNOR. La especie se da por extinta a partir de 2018. La línea discontinua corresponde al umbral de referencia (106 parejas).

5.11.2.3. D1C3 Características demográficas

No se dispone de parámetros demográficos para la especie, por lo que no se puede evaluar para D1C3.

5.11.2.4. D1C4 Distribución

La especie se reproducía hasta 2007 en dos colonias de cría en las costas de la provincia de A Coruña, islotes de Cabo Vilán (Camariñas) e islas Sisargas (Malpica de Bergantiños). Entre 2008 y 2012 desapareció la colonia de los islotes del cabo Vilán, mientras que en el presente ciclo (a partir de 2018) se ha extinguido la colonia de las islas Sisargas. Por tanto, se considera que la especie no cumple BEA para el D1C4.



5.12. Charrán patinegro (*Thalasseus sandvicensis*)

5.12.1. Áreas de evaluación

El charrán patinegro se reproduce casi exclusivamente en la DMLEBA, principalmente en el Delta del Ebro y la Albufera de Valencia, y de forma más irregular en humedales de Alicante y Murcia (salinas de Torre Vieja, y San Pedro del Pinatar-Manga del Mar Menor), con episodios esporádicos de cría también en humedales de la provincia de Almería, en la DMESAL.



© Martí Franch & SEO/BirdLife

5.12.2. Resultados de la evaluación

La evaluación del charrán patinegro para la DMLEBA se mantiene en BEA, al igual que en el ciclo anterior (Tabla 47). No se ha podido evaluar el criterio D1C1, pero se deja abierto a futuras evaluaciones, especialmente por posibles interacciones con pesca recreativa. Los datos de abundancia son los que definen el BEA, al mantenerse la población holgadamente por encima del umbral establecido. No hay información para poder evaluar el criterio D1C3, y se descarta considerar el criterio D1C4 por el carácter nómada de la especie.

Tabla 48. Resultados de la evaluación para el charrán patinegro (*Thalasseus sandvicensis*) en la DMLEBA. Criterios D1C1, D1C2, D1C3 y D1C4, estado de la especie y tendencia (cambio de estado entre períodos de evaluación).

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

DM	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	Estado	Tendencia
			BRS	ASR			
LEBA	■	■	■	■	■	■	↔

5.12.2.1. D1C1 Captura accidental

No hay información sobre capturas accidentales para el charrán patinegro en el ámbito español. Por su ecología no es esperable que sea una especie muy afectada por la captura accidental, pero no pueden descartarse capturas ocasionales. Dada la insuficiente cobertura de los programas de seguimiento actuales, se deja la puerta abierta a poder evaluar este criterio en el futuro. No parece probable que la pesca profesional ejerza una presión significativa, pero sí hay indicios de cierta interacción con la pesca recreativa.

5.12.2.2. D1C2 Abundancia

El charrán patinegro es una especie de ave marina con un fuerte carácter nómada, que puede cambiar el emplazamiento de sus colonias de un año a otro dentro de una misma zona o núcleo reproductor, o bien desplazarse a otras zonas (Shealer et al. 2020). La población española de charrán patinegro forma parte de la metapoblación del Mediterráneo occidental, por lo que puede haber intercambios especialmente entre colonias españolas y francesas, lo que explicaría en parte las fluctuaciones interanuales. En todo caso, se trata de una población que ha experimentado un fuerte crecimiento a lo largo de las últimas cinco décadas, con dos núcleos principales en España (Delta del Ebro y Albufera de Valencia), y otras colonias satélites que son ocupadas de forma irregular, generalmente por pocas



parejas (Corbaho et al, 2009). En los últimos años ha cobrado una creciente importancia la Región de Murcia y sur de Alicante, donde crían con cierta regularidad varios cientos de parejas, principalmente en las Salinas de Santa Pola y/o de San Pedro del Pinatar. La evolución de la población en la DMLE-BA se muestra en la Figura 15, desde la colonización del Delta del Ebro en 1971. Pese a las citadas fluctuaciones, la población se encuentra por encima del umbral de BEA.

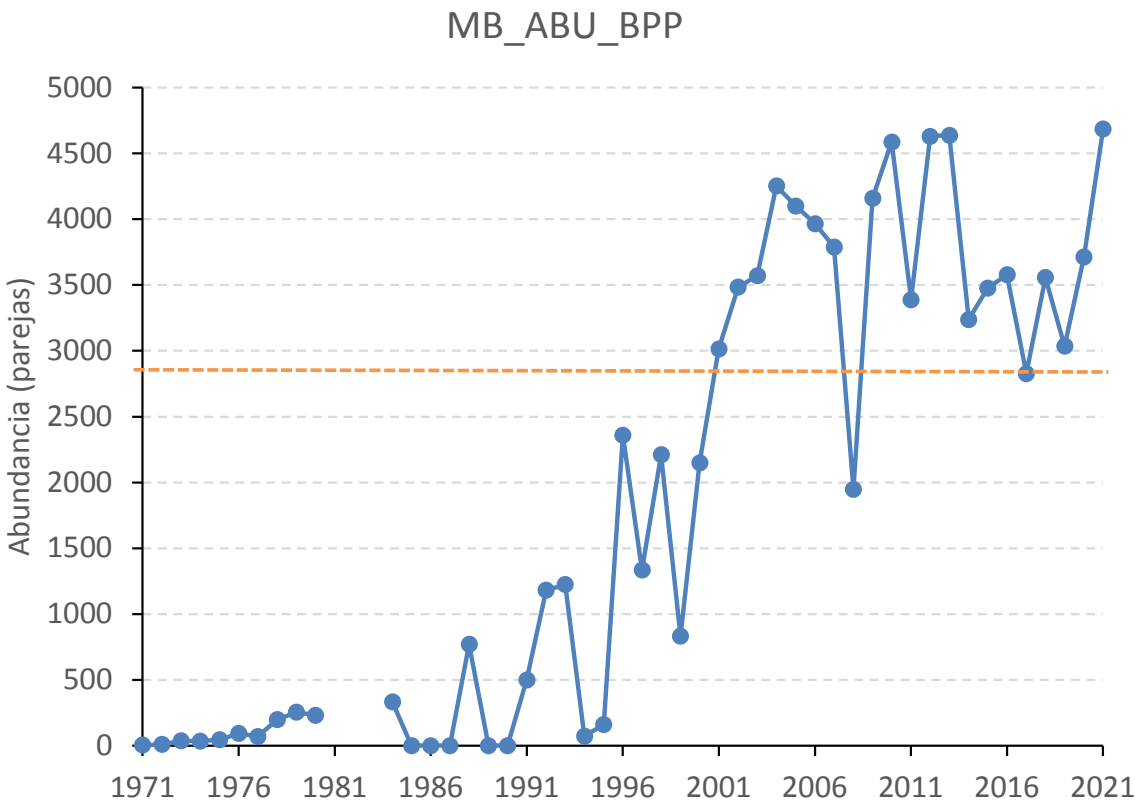


Figura 15. Evolución en el número de parejas reproductoras de charrán patinegro (*Thalasseus sandvicensis*) en la DMLEBA. Se muestra también el umbral correspondiente (línea discontinua naranja). Datos aportados por las CC. AA de Catalunya y Comunitat Valenciana; los datos de la Región de Murcia provienen del proyecto LIFE SALINAS (2023).

Durante el presente periodo de evaluación (2016-2021) la especie ha mantenido buenos números de parejas reproductoras (Tabla 49). En este periodo, el núcleo de cría más importante ha sido el Delta del Ebro, que ha acogido cerca del 80 % de la población total en promedio, seguido de la Albufera de Valencia. Con esta información, se puede concluir que la especie alcanza el BEA en la DMLEBA.

Tabla 49. Número de parejas reproductoras de charrán patinegro (*Thalasseus sandvicensis*) en la DMLEBA durante el presente periodo de evaluación (2016-2021), así como el promedio (datos equivalentes a MB_ABU_BPP). Se aporta también el umbral de BEA, estimado como el 70 % del promedio histórico más alto correspondiente a una serie de 6 años.

MB_ABU_BPP									
DM	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Promedio 2016-2021	Umbral	BEA
LEBA	3.578	2.827	3.557	3.036	3.714	4.686	3.566	2.875	



5.12.2.3. D1C3 Características demográficas

No hay datos disponibles para evaluar ni el éxito reproductor ni la supervivencia adulta de la especie en ningún núcleo reproductor de la DMLEBA durante el presente periodo de evaluación. En cualquier caso, debe tenerse en cuenta que el D1C3 es un criterio secundario según la Decisión (UE) 2017/848 y que la información del criterio para la especie es suficientemente buena como para hacer una evaluación directa de tendencias poblacionales.

5.12.2.4. D1C4 Distribución

Algunas especies del orden Charadriiformes pueden cambiar el emplazamiento o tamaño de sus colonias de un año para el otro, sin que ello signifique necesariamente que existe un problema de conservación asociado, más allá de condiciones adversas a nivel local (presencia de depredadores, escasez de alimento, etc.). A pesar de que la disponibilidad de hábitat adecuado sí puede suponer un problema, es muy difícil separar los cambios de distribución producidos por un impacto de aquellos debidos a la tendencia nómada de estas especies. En este sentido, se considera más adecuado dar prioridad al análisis de la abundancia a nivel de población o, como mínimo, a nivel de demarcación, tal como se aborda en el criterio D1C2.



5.13. Charrán común (*Sterna hirundo*)

5.13.1. Áreas de evaluación

El charrán común se reproduce en las cinco demarcaciones marinas españolas, aunque más del 95 % lo hace en la DMLEBA. En la DMNOR es una especie de reciente colonización (principios de los 90 del siglo XX), y su población va en aumento, aunque sin llegar a grandes números (máximo de 39 parejas en 2021). En la DMESAL se reproduce en la provincia de Almería, y los máximos no llegan a las 200 parejas, mientras que en la DMSUD su nidificación es casi ocasional. Finalmente, en la DMCAN se reproduce en las islas occidentales y su población en ningún caso llega a las 100 parejas. Estas cifras quedan muy lejos de los números registrados en la DMLEBA, donde se reproducen de manera habitual más de 3.000-4.000 parejas, llegando a cifras de 8.640 parejas en 2005.



© Martí Franch & SEO/BirdLife

De cara a su evaluación se han considerado 3 demarcaciones marinas: DMLEBA, DMESAL y DMNOR, dejando la DMCAN fuera por existir un mal seguimiento de las colonias (solo algunos estudios puntuales), y la DMSUD, al tratarse de una zona con reproducción muy escasa y poco representativa.

5.13.2. Resultados de la evaluación

En conjunto, el charrán común no alcanza el BEA en las demarcaciones marinas con mayor población de esta especie, la DMLEBA y, en segundo lugar, la DMESAL, mientras que sí cumpliría el BEA en la DMNOR, donde la población es muy pequeña (Tabla 50). No se ha podido evaluar el criterio D1C1, pero se deja abierto a futuras evaluaciones, especialmente por posibles interacciones con pesca recreativa. Los datos de abundancia son los que definen el BEA, con un preocupante descenso que abarca todo el periodo de evaluación, especialmente acusado en la importante población de la DMLEBA. No hay información para poder evaluar el criterio D1C3 salvo en la DMNOR, donde se alcanzaría el BEA. Finalmente, se descarta considerar el criterio D1C4 por el carácter nómada de la especie, salvo en el caso de la DMNOR, donde solamente existe una colonia que se ha mantenido estable a lo largo del tiempo, y por tanto se puede considerar que se cumple el BEA para ese criterio.

Tabla 50. Resultados de la evaluación para el charrán común (*Sterna hirundo*) en DMLEBA, DMESAL y DMNOR. Criterios D1C1, D1C2, D1C3 y D1C4, estado de la especie y tendencia (cambio de estado entre periodos de evaluación).

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

DM	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	Estado	Tendencia
			BRS	ASR			
ESAL	■	■	■	■	■	■	¿?
LEBA	■	■	■	■	■	■	↘
NOR	■	■	■	■	■	■	↔



5.13.2.1. D1C1 Captura accidental

No hay información sobre capturas accidentales para el charrán común en el ámbito español. Por su ecología no es esperable que sea una especie muy afectada por la captura accidental, pero tiende a asociarse con pesqueros, por lo que no pueden descartarse capturas accidentales. Dada la insuficiente cobertura de los programas de seguimiento actuales, se deja la puerta abierta a poder evaluar este criterio en el futuro. Merece especial atención la posible interacción con la pesca recreativa.

5.13.2.2. D1C2 Abundancia

La evaluación de la abundancia para el charrán común se ha realizado de manera independiente para las tres demarcaciones marinas consideradas (Tabla 51).

Tabla 51. Número de parejas reproductoras de charrán común (*Sterna hirundo*) en la DMLEBA, DMESAL y DMNOR durante el presente periodo de evaluación (2016-2021), así como el promedio (datos equivalentes a MB_ABU_BPP). Se aporta también el umbral de BEA, estimado como el 70 % del promedio histórico más alto correspondiente a una serie de 6 años. Datos aportados por las CC. AA. en el caso de Catalunya, Comunitat Valenciana y Andalucía. Los datos de la Región de Murcia provienen del proyecto LIFE SALINAS (2023), los de Baleares de los anuarios del GOB (2021), y los de Cantabria de Fernández-Calvo y González-Sánchez (2023).

DM	MB_ABU_BPP						Promedio 2016-2021	Umbral	BEA
	2016	2017	2018	2019	2020	2021			
NOR	28	33	31	29	36	39	33	23	
ESAL	182	101	139	73	56	70	103	103	
LEBA	4.418	4.615	5.169	3.335	3.549	3.596	4.114	5.438	

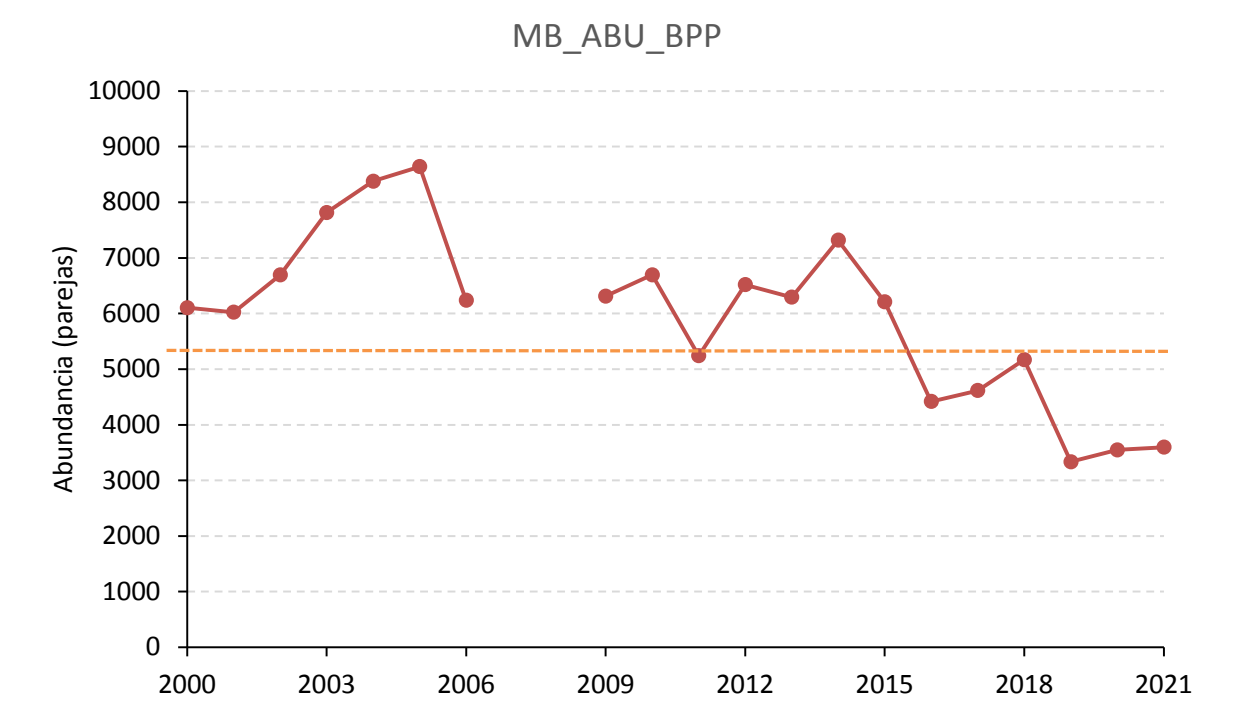


Figura 16. Evolución en el número de parejas reproductoras de charrán común (*Sterna hirundo*) en la DMLEBA. Se muestra también el umbral correspondiente (línea discontinua naranja).



Teniendo en cuenta el umbral establecido con base en los valores de referencia históricos, las dos demarcaciones marinas más importantes (DMLEBA en primer lugar, y DMESAL de forma secundaria) no alcanzarían el BEA. En cambio, la pequeña población reproductora de la DMNOR (situada en la bahía de Santander) se mantiene en buen estado y alcanza su máximo (39 parejas) en 2021 (Fernández-Calvo y González-Sánchez, 2023).

Por su importancia numérica, merece prestar especial atención al caso de la DMLEBA, cuya tendencia histórica se muestra en la Figura 16. Se puede observar cómo los datos del presente ciclo son los más bajos desde principios de siglo, sin un solo año en que se haya superado el umbral de BEA.

5.13.2.3. D1C3 Características demográficas

Para el charrán común, el único parámetro demográfico disponible es el éxito reproductor en la pequeña población de Santander (DMNOR; Fernández-Calvo & González-Sánchez 2023). El valor promedio para este indicador ha sido de 1,13 en el periodo 2016-2021, superior al umbral establecido para la especie (0,99), por lo que se alcanzaría el BEA. Sin embargo, es importante recordar que esta población es mucho más pequeña que la de la DMLEBA, y es la única que presencia una tendencia positiva. De esta manera, el criterio D1C3 no serviría para evaluar el grueso de la población española.

5.13.2.4. D1C4 Distribución

Algunas especies del orden Charadriiformes pueden cambiar el emplazamiento o tamaño de sus colonias de un año para el otro, sin que ello signifique necesariamente que existe un problema de conservación asociado, más allá de condiciones adversas a nivel local (presencia de depredadores, escasez de alimento, etc.). A pesar de que la disponibilidad de hábitat adecuado sí puede suponer un problema, es muy difícil separar los cambios de distribución producidos por un impacto de aquellos debidos a la tendencia nómada de estas especies. En este sentido, se considera más adecuado dar prioridad al análisis de la abundancia a nivel de población o, como mínimo, a nivel de demarcación, tal como se aborda en el criterio D1C2. En cualquier caso, en la DMNOR solo hay una colonia y se ha mantenido a lo largo del tiempo, por lo que se puede considerar que cumple el BEA.



5.14. Charrancito común (*Sternula albifrons*)

5.14.1. Áreas de evaluación

El charrancito común se reproduce en tres de las cinco demarcaciones marinas españolas. Es más abundante en la DMSUD (con las mayores poblaciones en las Marismas del Odiel, Isla Cristina y Ayamonte, Doñana y bahía de Cádiz principalmente), seguido de la DMLEBA (Delta del Ebro, Salinas de Santa Pola, Albufera de Valencia, etc.) y por último la DMESAL (Salinas de Cabo de Gata, de Cerrillos y Charcones de Punta Entinas-Sabinar), donde es mucho menos abundante. Suele reproducirse en núcleos pequeños de cría (de pocas parejas a algunas decenas), lo que dificulta su seguimiento. De cara a su evaluación se han considerado las tres demarcaciones marinas citadas.



© Martí Franch & SEO/BirdLife

5.14.2. Resultados de la evaluación

En su conjunto, se considera que la especie no alcanza el BEA en España, siendo incuestionable en el caso de la DMSUD (que alberga la mayor población española de esta especie), mientras que la evaluación es incierta en las DMESAL y DMLEBA, donde, en cualquier caso, la especie ha mostrado un declive continuado durante el periodo de evaluación (Tabla 52). El principal criterio para la evaluación ha sido el D1C2, si bien en el caso de la DMSUD se ve reforzado por datos de productividad (criterio D1C3).

Tabla 52. Resultados de la evaluación para el charrancito común (*Sternula albifrons*) en la DMSUD, DMESAL y DMLEBA. Criterios D1C1, D1C2, D1C3 y D1C4, estado de la especie y tendencia (cambio de estado entre periodos de evaluación).

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

DM	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	Estado	Tendencia
			BRS	ASR			
SUD	■	■	■	■	■	■	¿?
ESAL	■	■	■	■	■	■	¿?
LEBA	■	■	■	■	■	■	¿?

5.14.2.1. D1C1 Captura accidental

No existen evidencias de que se produzcan capturas accidentales de charrancito común, y por su ecología y comportamiento no es previsible que ocurran de forma regular, por lo que se considera que este indicador no aplica para la especie, sin descartar poder usarlo en el futuro de aparecer evidencias de captura accidental.



5.14.2.2. D1C2 Abundancia

La evaluación de la abundancia para el charrancito común se ha realizado de manera independiente para las tres demarcaciones marinas consideradas. Todas ellas muestran una cierta tendencia negativa, más acusada en la DMSUD, que precisamente alberga la población de mayor relevancia (Tabla 53, Figura 17).

Tabla 53. Número de parejas reproductoras de charrancito común (*Sternula albifrons*) en la DMSUD, DMESAL y DMLEBA durante el presente periodo de evaluación (2016-2021), así como el promedio (datos equivalentes a MB_ABU_BPP). Se aporta también el umbral de BEA, estimado como el 70 % del promedio histórico más alto correspondiente a una serie de 6 años. Datos aportados por las CC. AA. de Catalunya, Comunitat Valenciana y Andalucía; los datos de la Región de Murcia provienen del proyecto LIFE SALINAS (2023).

DM	MB_ABU_BPP						Promedio 2016-2021	Umbral	BEA
	2016	2017	2018	2019	2020	2021			
ESAL	201	146	116	138	72	103	129	123	
LEBA	850	866	916	759	828	519	790	754	
SUD	1.541	1.243	1.219	936	693	639	1.045	2.100	

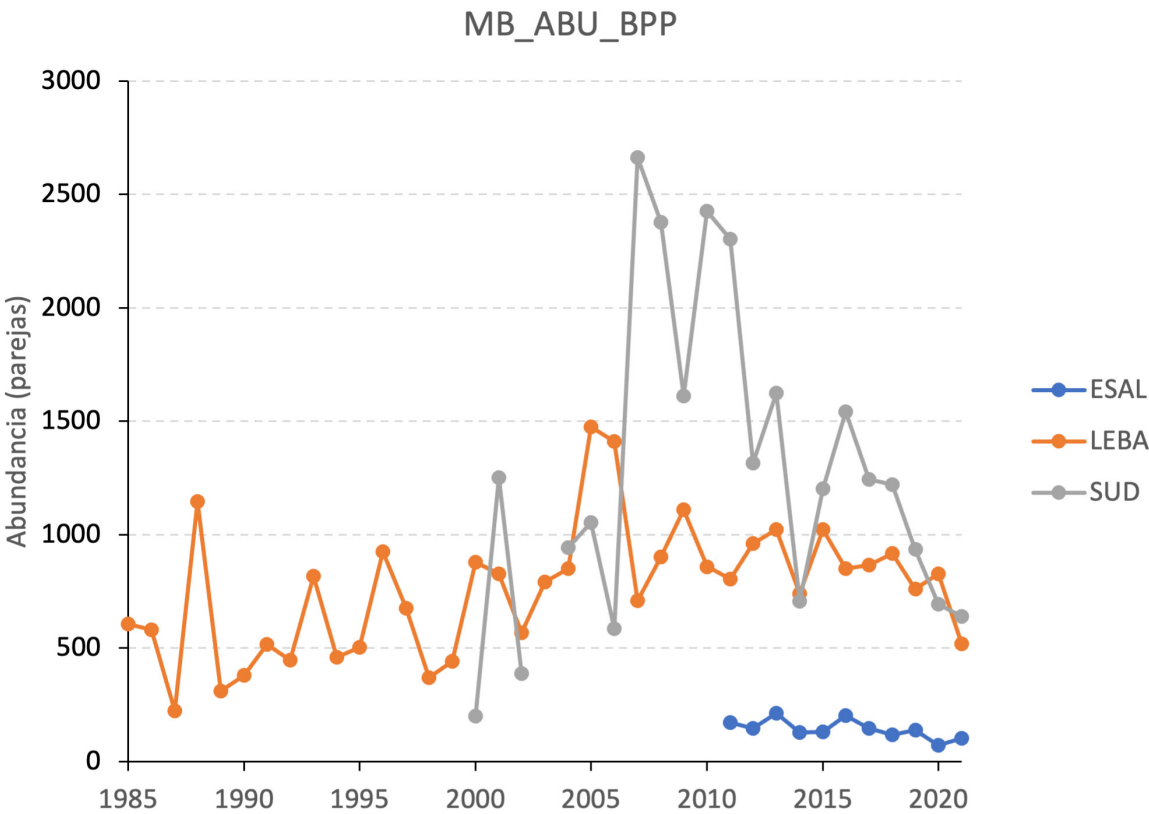


Figura 17. Evolución en el número de parejas reproductoras de charrancito común (*Sternula albifrons*) en la DMSUD, DMESAL y DMLEBA.



La información apunta claramente a que no se alcanza el BEA en la DMSUD, donde el promedio de parejas reproductoras en el periodo 2016-2021 está prácticamente a la mitad del valor umbral (Tabla 53). En el caso de la DMLEBA y DMESAL el promedio para 2016-2021 se encuentra justo por encima del umbral, pero muy cerca del mismo, y además cabe indicar que la tendencia dentro del ciclo también es negativa, por lo que se deja el estado como “desconocido”.

5.14.2.3. D1C3 Características demográficas

Solo se dispone de datos de éxito reproductor para dos colonias de la DMSUD (Tabla 54), con valores considerablemente inferiores al umbral de BEA (1,40, Tabla 4), por lo que se evalúa la especie como NO BEA en la DMSUD para el criterio D1C3.

Tabla 54. Información sobre productividad (éxito reproductor, MB_DEM_BRS) para el charrancito común (*Sternula albifrons*) en la DMSUD, DMESAL y DMLEBA, a partir de la última monografía de censo de la especie (Del Moral & Oliveira 2019). Localidades de la DMLEBA dentro del periodo de evaluación (2016-2021). El valor umbral se sitúa en 1,20 (ver Tabla 4). Se indica también el número de nidos monitorizados en cada caso (n).

DM	Localización	Año	MB_DEM_BRS		BEA
			n	Valor	
SUD	Marismas de Isla Cristina y Ayamonte	2016	157	0,36	
	Marismas Río Piedras y Flecha del Rompido	2016	116	0,22	
	TOTAL (PONDERADO)			0,30	

5.14.2.4. D1C4 Distribución

Al igual que pasa con otras especies del orden Charadriiformes, el charrancito puede cambiar el emplazamiento o tamaño de sus colonias de un año para el otro, sin que ello signifique necesariamente que existe un problema de conservación asociado. A pesar de que la disponibilidad de hábitat adecuado sí puede suponer un problema, es muy difícil separar los cambios de distribución producidos por un impacto de aquellos debidos a la tendencia nómada de estas especies. En este sentido, se considera más adecuado dar prioridad al análisis de la abundancia a nivel de población o, como mínimo, a nivel de demarcación, tal como se aborda en el criterio D1C2.



5.15. Arao común (*Uria aalge*)

5.15.1. Áreas de evaluación

El arao común se ha mantenido como elemento de evaluación en este ciclo, pese a que las últimas parejas que se documentaron criando lo hicieron en 2015, en los islotes de cabo Vilán (Camariñas, A Coruña). Así, esta especie pasa a ser la primera ave marina que sufre una extinción a nivel estatal en tiempos recientes, situación que posteriormente se ha hecho extensiva a la gaviota tridáctila. La información que se aporta aquí sirve para constatar la extinción, aunque se ha considerado adecuado mantener a la especie en futuros ciclos para poder evaluar el criterio D1C1 y, si se incorporan datos de mar abierto, también el criterio D1C2.



© Martí Franch & SEO/BirdLife

5.15.2. Resultados de la evaluación

Se trata del primer caso en que se constata la extinción de la población reproductora de una especie de ave marina en España. Si bien su situación en el ciclo anterior ya era crítica, las únicas tres parejas reproductoras existentes en 2015 en los islotes de Cabo Vilán han desaparecido, por lo que la especie no cumple el BEA para los criterios D1C2 y D1C4.

Tabla 55. Resultados de la evaluación del arao común (*Uria aalge*) en la DMNOR. Criterios D1C1, D1C2, D1C3 y D1C4, estado de la especie y tendencia (cambio de estado entre períodos de evaluación).

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

DM	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4	Estado	Tendencia
			BRS	ASR			
NOR	■	■	■	■	■	■	↔

5.15.2.1. D1C1 Captura accidental

Aunque no hay información directa sobre capturas accidentales de arao común en España durante el periodo de evaluación, es importante indicar que se trata de una de las especies cuya captura accidental se documenta con mayor frecuencia en las aguas europeas atlánticas y del mar del Norte (Ramírez et al. 2024). Además, se ha postulado que el *bycatch* podría ser el principal factor de que la población gallega colapsara durante la segunda mitad del siglo XX (Munilla et al. 2007). Los programas oficiales de observadores, del IEO-CSIC, no aportan ningún dato de capturas de arao, pero cabe recordar que no se cubre la flota de artes menores, donde sería más esperable que se dieran capturas. Por otro lado, los datos recopilados por ICES de Francia y Portugal muestran un número muy importante de araos capturados en redes (664 ejemplares capturados en Francia entre 2017 y 2021, y 21 ejemplares en Portugal, solo en 2021), con extrapolaciones que alcanzarían las decenas de miles de aves en Francia y cientos en Portugal. Es de esperar que España no sea una excepción entre estos dos países, por lo que, siguiendo el principio de precaución, se considera que no se alcanza el BEA por este criterio.

5.15.2.2. D1C2 Abundancia

El declive del arao común se remonta a la segunda mitad del siglo XX, cuando se pasó de 2.421 parejas en diversas colonias de Galicia en 1962 a tan solo 35 parejas en 1982. En 2001 solo quedaban



3 parejas en las islas Sisargas y 3 en los islotes de cabo Vilán, y a partir de ahí solamente quedó la colonia de cabo Vilán, donde se documentó la cría de 3 parejas en 2015 por última vez (Barros en SEO/BirdLife 2021). Si bien no ha habido episodios de reproducción durante el presente periodo de evaluación, se considera relevante documentar adecuadamente esta extinción a nivel estatal.

Tabla 56. Resumen de la evaluación para el criterio D1C2 en el caso del arao común (Uría aalge) en la DMNOR. Se establece el umbral para definir el BEA como el 80 % del valor histórico de referencia, que en este caso son 4.221 parejas reproductoras (los datos históricos son intermitentes y no permiten promediar sexenios; se toma como referente el año 1962).

DM	MB_ABU_BPP	MB_ABU_BPP (umbral)	BEA
NOR	0	1.937	

5.15.2.3. D1C3 Características demográficas

Este criterio no es aplicable para el presente periodo de evaluación, al haber desaparecido la población reproductora.

5.15.2.4. D1C4 Distribución

La especie se llegó a reproducir en 9 colonias en el año 1962. Sin embargo, el descenso poblacional fue asociado a la desaparición de colonias, quedando sólo 3 en 1982, y 2 en 2001. La última colonia de la especie es la de los islotes del Cabo Vilán, que desapareció posteriormente a 2015. En el presente ciclo la especie no está presente como reproductora, por lo que no cumple el BEA para D1C4.



REFERENCIAS



6. Referencias

- Abelló, P., & Esteban, A. 2012. Trawling bycatch does affect Balearic Shearwaters *Puffinus mauretanicus*. *Revista Catalana D'ornitologia*, 28, 34-39.
- Alvarez, D. & Velando, A. 2007. El cormorán moñudo en España. Población en 2006-2007 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
- Alvarez, D. 2015. Análisis de la mortalidad de las poblaciones de cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) en artes de pesca en la Demarcación Marina Noratlántica. Aplicación 23.06.456D.640. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Arcos, J.M. (compiler). 2011. International species action plan for the Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus*. SEO/BirdLife & BirdLife International.
- Arcos J.M., Bécades J., Rodríguez B. & Ruiz A. 2009. Áreas Importantes para la Conservación de las Aves marinas en España. LIFE04NAT/ES/000049-Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Madrid.
- Arcos, J. M., Arroyo, G., Bécades, J., Mateos-Rodríguez, M., Rodríguez, B., Muñoz, A., Ruiz, A., de la Cruz, A., Cuenca, D., & Onrubia, A. 2012. New estimates at sea suggest a larger global population of the Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus*. *Proceedings of the 13th Medmaravis Pan-Mediterranean Symposium*, 84-94.
- Arroyo, G. M., Mateos-Rodríguez, M., Muñoz, A. R., de La Cruz, A., Cuenca, D., & Onrubia, A. 2016. New population estimates of a critically endangered species, the Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus*, based on coastal migration counts. *Bird Conservation International* 26 (1): 87-99.
- Besson, J. 1973. Remarques sur la mort accidentelle de *Puffinus yelkouans*. *Alauda* 41: 165-167.
- Bird, J. P., Martin, R., Akçakaya, H. R., Gilroy, J., Burfield, I. J., Garnett, S. T., Symes, A., Taylor, J., Şekercioğlu, Ç. H., & Butchart, S. H. M. 2020. Generation lengths of the world's birds and their implications for extinction risk. *Conservation Biology* 34: 1252-1261. <https://doi.org/10.1111/cobi.13486>
- BirdLife International. 2019. BirdLife position on Good Environmental Status threshold criteria for Descriptor 1: seabird bycatch and population abundance.
- BirdLife International. 2022. EU Progress Report: Bycatch of Sensitive Species. MedBycatch Project. https://www.birdlife.org/wp-content/uploads/2022/12/BL_EU-ByCatch_Report_DIGITAL-min.pdf
- BirdLife International. 2024. IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://datazone.birdlife.org>.
- Brook, B.W., O'Grady, J.J., Chapman, A.P., Burgman, M.A., Akçakaya, H.R. & Frankham, R. 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404 (6776): 385-387.
- Brooke, M. de L. 2004. The food consumption of the world's seabirds. *The Royal Society Biology Letters* 271: S246-S8.
- Burnell, D., Perkins, A.J., Newton, S.F., Bolton, M., Tierney, T.D. & Dunn, T.E. 2023. Seabirds count. A census of breeding seabirds in Britain and Ireland (2015-2021). Lynx Edicions.
- Carneiro, A.P.B., Pearmain, E., Oppel, S. et al. 2020. A framework for mapping the distribution of seabirds by integrating tracking, demography and phenology. *Journal of Applied Ecology* 57 (3): 514-525.
- CEIDA (2021). Población reproductora, movimientos y migraciones de aves marinas en las ZEPA de la provincia de A Coruña. Edita: CEIDA-Centro de Extensión Universitaria e Divulgación Ambiental de Galicia.



Comisión Europea 2008a. Guidance document on hunting under Council Directive 79/409/EEC on the conservation of wild birds "The Birds Directive". DOC/ORN. 04/02. <https://circabc.europa.eu/ui/group/3f466d71-92a7-49eb-9c63-6cb0fadf29dc/library/4b5dff4d-369c-4c4b-a249-625adc2a7545>

Comisión Europea 2008b. Commission Decision 2008/949/EC adopting a multiannual Community programme pursuant to Council Regulation (EC) No 199/2008 establishing a Community framework for the collection, management and use of data in the fisheries sector and support for scientific advice regarding the common fisheries policy. In *Official Journal of the European Union* L 346/37 (2008).

Comisión Europea 2022. MSFD CIS Guidance Document No. 19, Article 8 MSFD, May 2022, update May 2023.

Corbacho, C., Sánchez Guzmán, J. M. y Villegas, M. A. 2009. Pagazas, charranes y fumareles en España. Población reproductora en 2007 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.

Cortés, V., Arcos, J. M., & González-Solís, J. 2017. Seabirds and demersal longliners in the northwestern Mediterranean: Factors driving their interactions and bycatch rates. *Marine Ecology Progress Series*, 565, 1-16.

Courbin, N., Besnard, A. & Grémillet, D. 2024. Transnational mortality from Spanish longline fisheries bycatch is shaping the decline of a vulnerable French seabird. *Biological Conservation* 293: 110597.

De la Cruz, A. Ramos, F., Navarro, G., Cózar, A., Bécares, J. & Arroyo, G.M. 2021. Drivers for spatial modelling of a critically endangered seabird on a dynamic ocean area: Balearic shearwaters are non-vegetarian. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst*. 2021: 1-15.

Del Moral, J.C., & Oliveira, N. (Eds.) 2019. El cormorán moñudo en la península ibérica. Población reproductora en 2017 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.

Dias, M.P., Martin, R.W., Pearmain, E.J., Burfield, I.J., Small, C., Phillips, R.A., Yates, O., Lascelles, B.G., Borboroglu, P.G., & Croxall, J.P. 2019. Threats to seabirds: A global assessment. *Biological Conservation* 237: 525-537.

Dierschke, V. 2022. Pilot Assessment of Marine bird bycatch. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic. OSPAR Commission, London.

Fernández-Calvo, I. C. & González-Sánchez, F. (2023)-Seguimiento de la colonia de charrán común (*Sterna hirundo*) de la Bahía de Santander (año 2023). Informe inédito, Sociedad Española de Ornitología

García-Barcelona, S., Ortiz de Urbina, J.M., de la Serna, J.M., Alot, E. & Macías, D. 2010. Seabird bycatch in a Spanish Mediterranean large pelagic longline fisheries, 2000-2008. *Aquat Living Resour* 23:363-371.

Genovart, M., Arcos, J. M., Álvarez, D., McMinn, M., Meier, R., B. Wynn, R., Guilford, T., & Oro, D. 2016. Demography of the critically endangered Balearic shearwater: the impact of fisheries and time to extinction. *Journal of Applied Ecology*, 53(4), 1158-1168.

Genovart, M., Doak, D. F., Igual, J. M., Sponza, S., Kralj, J., & Oro, D. 2017. Varying demographic impacts of different fisheries on three Mediterranean seabird species. *Global Change Biology* 23: 3012-3029. <https://doi.org/10.1111/gcb.13670>

Genovart, M., Bécares, J., Igual, J. M., Martínez-Abraín, A., Escandell, R., Sánchez, A., Rodríguez, B., Arcos, J. M. & Oro, D. 2018. Differential adult survival at close seabird colonies: The importance of spatial foraging segregation and bycatch risk during the breeding season. *Global Change Biology* 24: 1279-1290.

Genovart, M., García, D., Louzao, M. & Arcos, J.M. 2019. Primera diagnosis de conservación de la pardela balear *Puffinus mauretanicus* en Ibiza. Informe de SEO/BirdLife & CEAB-CSIC para ACAP.



Gil-Velasco, M.; Bécares, J.; Rodríguez, B.; Tejera, G.; Trujillo, D.; García-Tarrasón, M. y Aguilar, N. Pardela chica. En Bécares, J.; Gil-Velasco, M.; Morales, E. y Aguilar, N. 2015. Canarias con la Mar. Conservación de cetáceos y Aves marinas en Canarias (Memoria Técnica). Informe de GIC-ULL a la Fundación Biodiversidad-MAGRAMA.

Gil-Velasco, M., Bécares, J. y Morey, C. 2022. Puesta en marcha de un plan de monitorización de aves marinas en Canarias para la evaluación del estado de conservación de sus poblaciones. Lote 1: Estudio de distribución, abundancia y parámetros reproductores de petrel de Bulwer (*Bulweria bulwerii*) y pardela cenicienta (*Calonectris borealis*) en Canarias. Informe Final. Trabajos de campo en 2020, 2021 y 2022. CORY'S y Gobierno de Canarias. Informe inédito.

Gil-Velasco, M., Bécares, J. Morey, C. y Illa, M. 2023a. Desarrollo de una metodología de censo efectiva para las poblaciones reproductoras de procelariiformes a través del uso de nuevas tecnologías. LIFE IP INTEMARES. Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Informe inédito.

Gil-Velasco, M., Bécares, J., Tejera, G., Morey, C., García, F., China, Y., Illa, M., Martín-Hernández, A. 2023b. Puesta en marcha de un plan de monitorización de aves marinas en Canarias para la evaluación del estado de conservación de sus poblaciones. LOTE 2: Estudio de distribución y abundancia de pardela chica (*Puffinus baroli*) y paíño de Madeira (*Hydrobates castro*) en Canarias. INFORME FINAL: Trabajos realizados entre 2019 y 2023. Informe inédito. Gobierno de Canarias.

Gil-Velasco, M., Bécares, J.; Morey Rubio, C. & Illa, M. 2024a. Abundancia y distribución de la pardela chica en Canarias. Censo completo 2023-2024. CORY'S – Investigación y Conservación de la Biodiversidad & SEO/BirdLife.

Gil-Velasco, M., Bécares, J.; Morey Rubio, C. & Illa, M. 2024b. Abundancia y distribución del paíño de Madeira en Canarias. Censo completo 2023-2024. CORY'S – Investigación y Conservación de la Biodiversidad & SEO/BirdLife.

GOB (Grup Balear d'Ornitologia i defensa de la naturalesa) 2021. Anuari Ornitològic de les Balears 2021. Volum 36. <https://www.gobmallorca.com/wp-content/uploads/2022/08/AOB2021cat.pdf>

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

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

ICES. 2021. Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC). *ICES Scientific Reports* 3:107. 168 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.9256>

ICES. 2022. Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC). *ICES Scientific Reports* 4:91. 265 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.21602322>

IEO 2023. Informe de las capturas accidentales de aves registradas por el programa de observadores del IEO a lo largo del presente ciclo en todas las demarcaciones nacionales. En: Estrategias Marinas, seguimiento de los espacios marinos protegidos, 11ª certificación (1 junio 2023 – 30 noviembre 2023).

Igual, J.M., Tavecchia, G., Jenouvrier, S., Forero, M.G. & Oro, D. 2009. Buying years to extinction: is compensatory mitigation for marine bycatch a sufficient conservation measure for long-lived seabirds? *PLoS One* 4: e4826.

Igual, J.M., Rotger, A., Santangeli, A., Bolumar, S., Sanz-Aguilar, A. & Tavecchia, G. 2023. Memoria de actividades para el estudio de la Pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*) en el islote de Pantaleu, P.N. Dragonera, durante 2023. Informe inédito. IMEDEA (CSIC-UIB).



Lago, P., Cortés, V., Soliño, L., Tobella, C., Fargas, M., García, D., Josa, P., Mulet, T., Orts, A., Tarzia, M., Yates, O. & Arcos, J.M. 2022. Evaluando las capturas accidentales de aves marinas en el Mediterráneo español mediante cuadernos cumplimentados por los pescadores. Congreso Español de Ornitología, Menorca, 8-13 de noviembre de 2022.

Lago, P., Cortés, V., Tobella, C., Soliño, L., Fargas, M., García, D., Josa, P., Mulet, T., Orts, A., Tarzia, M., Yates, O. & Arcos, J.M. 2023. Evaluando las capturas accidentales de aves marinas en el Mediterráneo español mediante cuadernos cumplimentados por los pescadores. Self-reporting logbooks to collect seabird bycatch data: case study in the western Mediterranean Sea. SBWG11 Doc 27. Eleventh Meeting of the Seabird Bycatch Working Group Edinburgh, United Kingdom, 15-17 May 2023.

Lago, P., Cortés, V., Soliño, L., & Arcos, J.M. 2024. Seabird bycatch assessment in Northwest Spain through fisher's involvement. XVI International Seabird Group Conference. 2-6 de septiembre de 2024.

Lewin, P.J., Wynn, J., Arcos, J.M., Austin, R.E., Blagrove, J., Bond, S., Carrasco, G., Delord, K., Fisher-Reeves, L., García, D., Gillies, N., Guilford, T., Hawkins, I., Jagers, P., Kirk, C., Louzao, M., Maurice, L., McMinn, M., Micol, T., Morford, J., Morgan, G., Moss, J., Miquel Riera, E., Rodríguez, A., Siddiqi-Davies, K., Weimerskirch, H., Wynn, R.B. & Padget, O. 2024. Climate change drives migratory range shift via individual plasticity in shearwaters. *PNAS* 121: e2312438121

Lewison, R. L., Crowder, L. B., Wallace, B. P., Moore, J. E., Cox, T., Zydels, R., McDonald, S., DiMatteo, A., Dunn, D.C., Kot, C.Y., Bjorkland, R., Kelez, S., Soykan, C., Stewart, K.R., Sims, M., Boustany, A., Read, A.J., Halpin, P., Nichols, W.J. & Safina, C. 2014. Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 111, 5271-5276.

LIFE SALINAS. 2023. Final Report Covering the project activities from 01/09/2018 to 30/09/2022. <https://lifesalinas.es/wp-content/uploads/2023/03/Final-report-LIFE-Salinas.pdf>

Lorenzo, J. A. y Barone, R. en Lorenzo, J. A. (Ed.). 2007. Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario:(1997-2003). Organismo autónomo de parques nacionales.

Louzao, M., Bécares, J., Rodríguez, B., Hyrenbach, K.D., Ruiz, A. & Arcos, J.M. 2009. Combining vessel-based surveys and tracking data to identify key marine areas for seabirds: a conservation application. *Marine Ecology Progress Series*. 391: 183-197.

Louzao, M., Arcos, J.M., Laneri, K., Martínez-Abraín, A., Belda, E., Guallart, J., Sánchez, A., Giménez, M., Maestre, R. & Oro, D. 2011. Evidencias de la captura incidental de pardela balear en el mar. En: Valeiras, X., G. Muñoz, A. Bermejo, J.M. Arcos y A.M. Paterson (Eds.): Actas del 6º Congreso del GIAM y el Taller internacional sobre la Ecología de Paños y Pardelas en el sur de Europa. *Boletín del Grupo Ibérico de Aves Marinas* 34: 165-168.

Marchowski, D. 2023. Advances in Scale Assessment of Seabird Bycatch: A New Methodological Framework. *Diversity*15: 808. <https://www.mdpi.com/1424-2818/15/7/808>

Martí, R. & del Moral, J. C. (Eds.). 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Madrid

Martín, B., Onrubia, A., & Ferrer, M. 2019. Endemic shearwaters are increasing in the Mediterranean in relation to factors that are closely related to human activities. *Global Ecology and Conservation* 20: e00740.

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



MITECO. 2019. Evaluación del estado del medio marino y definición del buen estado ambiental (Demarcaciones marinas Noratlántica, Sudatlántica, del Estrecho y Alborán, Levantino-Balear y Canaria). Parte IV. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Munilla, I. 2022. Seguimento das poboacións de aves mariñas no Parque Nacional Marítimo e Terrestre das illas Atlánticas de Galicia en 2022. Parque Nacional Marítimo e Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia. Novembro 2022.

Munilla, I. & Lapeña, F. 2018. Seguimento das poboacións de aves mariñas no Parque Nacional Marítimo e Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia: resultados de 2018. Parque Nacional Marítimo e Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia. Decembro 2018.

Munilla, I., Díez, C., & Velando, A. 2007. Are edge bird populations doomed to extinction? A retrospective analysis of the common guillemot collapse in Iberia. *Biological Conservation* 137: 359-371.

Munilla I, Genovart M, Paiva VH & Velando A. 2016. Colony Foundation in an Oceanic Seabird. *PLoS ONE* 11(2): e0147222

Oliveira N., Henriques A., Miodonski J., Pereira J., Marujo D., Almeida A., Barros N., Andrade J., Marçalo A., Santos J., Oliveira I.B., Ferreira M., Araújo H., Monteiro S., Vingada J. & Ramírez I. 2015. Seabird bycatch in Portuguese mainland coastal fisheries: An assessment through on-board observations and fishermen interviews. *Global Ecology and Conservation* 3: 51-61.

Oliveira, N., Ramos, J.A., J.G. Calado & Arcos, J.M. 2022. Seabird and fisheries interactions. In: Ramos, J.A. & Pereira, L. (Eds). Seabird biodiversity and human activities. CRC Press.

Oppel, S., Hervías, S., Oliveira, N., Pipa, T., Silva, C., Geraldès, P., Goh, M., Immler, E., & McKown, M. 2014. Estimating population size of a nocturnal burrow-nesting seabird using acoustic monitoring and habitat mapping. *Nature Conservation* 7: 1-13.

Oro, D., Bécares, J., Bartomeus, F. & Arcos, J.M. 2021. High frequency of prospecting for informed dispersal and colonisation in a social species at large spatial scale. *Oecologia* 197: 395-409. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-05040-4>

OSPAR. 2016a. OSPAR CEMP Guidelines – common indicator: marine bird abundance (B1). OSPAR Agreement 2016-09.

OSPAR. 2016b. OSPAR CEMP Guidelines – common indicators: Marine bird breeding productivity (B3). OSPAR Agreement 2016-09.

OSPAR. 2016c. OSPAR CEMP Guidelines – common indicators: marine bird breeding success/failure (B3). OSPAR Agreement 2016-09.

París, S., Sandoval, A., Lago, P. & Mouriño, J. 2021. Población reproductora, movimientos y migraciones de aves marinas en las ZEPA de la provincia de A Coruña. CEIDA. https://www.ceida.org/sites/default/files/adxuntos-publicaciones/artabro2_seguimiento_aves.pdf

Péron, C. & Grémillet, D. 2013. Tracking through life stages: adult, immature and juvenile autumn migration in a long-lived seabird. *PLOS One* 8: e72713.

Ramírez, I., Mitchell, D., Vulcano, A., Rouxel, Y., Marchowski, D., Almeida, A., Arcos, J.M., Cortés, V., Lange, G., Morkunas, J., Oliveira, N. & Paiva, V.H. 2024. Seabird bycatch in European waters. *Animal Conservation*. <https://doi.org/10.1111/acv.12948>

Real Decreto 139/2011, de 4 de Febrero, Para El Desarrollo Del Listado de Especies Silvestres En Régimen de Protección Especial y Del Catálogo Español de Especies Amenazadas, Boletín Oficial del Estado 46 20912 (2011). <https://www.boe.es/eli/es/rd/2011/02/04/139>



Reglamento (CE) N° 812/2004 Del Consejo de 26.4.2004 Por El Que Se Establecen Medidas Relativas a Las Capturas Accidentales de Cetáceos En La Pesca y Se Modifica El Reglamento (CE) N° 88/98, Diario Oficial de la Unión Europea L150 (2004).

Reyes-González, J. M.; Zajková, Z.; Morera-Pujol, V.; De Felipe, F.; Militão, T.; Dell’Ariccia, G.; Ramos, R.; Igual, J. M.; Arcos, J. M. y González-Solís, J. 2017. *Migración y ecología espacial de las poblaciones españolas de pardela cenicienta*. Monografía n.º 3 del programa Migra. SEO/BirdLife. Madrid. <https://doi.org/10.31170/0056>

Rodríguez, F. & Padrón, A. 2016. Seguimiento de especies amenazadas: *Pelagodroma marina*. Lanzarote. Informe inédito.

Rodríguez, B., De León, L., Martín, A., Alonso, J. & Nogales, M. 2003. Status and distribution of breeding seabirds in the Northern islets of Lanzarote (Canary Islands). *Atlantic Seabirds* 5: 41-56.

Rodríguez, A., Rodríguez, B. & Lucas, M.P. 2011. Trends in numbers of petrels attracted to artificial lights suggest population declines in Tenerife, Canary Islands. *Ibis* 154: 167-172.

Rodríguez, B.; Bécares, J.; Martínez, J.M.; Rodríguez, A.; Ruiz, A. & Arcos, J.M. 2013. Satellite tracking of Bulwer’s Petrels *Bulweria bulwerii* in the Canary Islands. *Bird Study* 60(2): 270-274

Rodríguez, B., Rodríguez, A., Siverio, F., Martínez, J.M., Sacramento, E. & Acosta, Y. 2022. Introduced predators and nest competitors shape distribution and breeding performance of seabirds: feral pigeons as a new threat. *Biological Invasions* 24: 1561-1573.

Rodríguez, B., Suárez-Pérez, A., Méndez, C., Acosta, Y. & Rodríguez, A. 2023. Numbers of seabirds attracted to artificial lights should not be the only indicator of population trends. *Animal Conservation* 26: 425-427

Rouco, M., Copete, J. L., De Juana, E., Gil-Velasco, M., Lorenzo, J. A., Martín, M., Milá, B., Molina, B. & Santos, D. M. 2022. Lista de las aves de España. Edición de 2022. SEO/BirdLife. Madrid. <https://seo.org/wp-content/uploads/2023/07/Lista-aves-10032023-OK.pdf>

Sandoval, A. 2015. *Las aves marinas de Estaca de Bares. Un diario personal*. Tundra Ediciones.

Sanz-Aguilar, A., Igual, J. M., Tavecchia, G., Genovart, M., & Oro, D. 2016. When immigration mask threats: The rescue effect of a Scopoli’s shearwater colony in the Western Mediterranean as a case study. *Biological Conservation* 198: 33-36.

Sanz-Aguilar, A., Zuberogoitia, I., Sallent, Á. Picorelli, V., Navedo, J.G. & Garaita, R. 2019. Paíño europeo-*Hydrobates pelagicus*. En, P. López, J. Martín y J. González-Solís (Coords.): *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <http://www vertebradosibericos.org/>

Sanz-Aguilar, A., Marco, E., Izquierdo, A., Rotger Vallespir, A., Grau, C., Mascarell, J.J., Gilabert, D., Segovia, J. & Santamaría, J. 2023. Seguimiento de las colonias reproductoras de paíño europeo (*Hydrobates pelagicus melitensis*) en la isla de Benidorm (ZEPA E-121) P.N. Serra Gelada. Informe de actividades y resultados obtenidos en 2023.

SEO/BirdLife (Cortés, V., Lago, P., Maestre, J. & Arcos, J.M.). 2020. Las capturas accidentales de aves marinas en la pesca: ¿qué hemos aprendido? Resultados del trabajo colaborativo con pescadores del Mediterráneo. Proyecto ZEPAMAR – Programa Pleamar. SEO/BirdLife.

SEO/BirdLife (López-Jiménez, N. Ed). 2021. Libro Rojo de las aves de España. SEO/BirdLife.

SEO/BirdLife (Molina, B., Nebreda, A., Muñoz, A. R. Seoane, J., Real, R., Bustamante, J. y Del Moral, J. C. Eds.) 2022. III Atlas de aves en época de reproducción en España. SEO/BirdLife. Madrid. <https://atlasaves.seo.org/>



SEO/BirdLife 2024. Propuesta de plan de conservación de la pardela cenicienta mediterránea *Calonectris diomedea*. Informe elaborado proa el MITECO.

Shealer, D., Liechty, J.S., Pierce, A.R., Pyle, P. & Patten, M.A. 2020. Sandwich Tern (*Thalasseus sandvicensis*), version 1.0. In Birds of the World (S. M. Billerman, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

Tobella, C., Badosa, E., Grajera, J., Calderón, R., Turon, F., Alonso, M. & Arcos, J.M. 2018. Impacte de la pesca recreativa sobre el corb marí emplomallat mediterrani (*Phalacrocorax aristotelis desmarestii*): anàlisi i gestió. 1er Congrés d'Ornitologia de Terres de Parla Catalana. Barcelona.

Tobella, C., Arrufat, G., Ramot, J., Compañia, A., Frigola, X., Casadevall, M., Muñoz, M. & Bas, J.M. 2022. Estudiar el cormorán moñudo: clave para mejorar la interacción pesca-conservación. Proyecto DESMAREWS I, II y III. Quercus 222, suplemento.

UNEP/MAP-SPA/RAC. 2017. Action Plan for the conservation of marine and coastal bird species listed in Annex II of the Protocol concerning Specially Protected Areas and Biological Diversity in the Mediterranean. Ed. SPA/RAC, Tunis: 63 pp.

Velando, A., Alvarez, D., Mouriño, J., Arcos, F. & Barros, A. 2005. Population trends and reproductive success of European shag following the Prestige oil spill in the Iberian Peninsula. J. Ornithol. 146, 116-120. Velando, A., Munilla, I. 2008. Plan de Conservación de *Phalacrocorax aristotelis* en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia.

Winkler, D. W., S. M. Billerman, and I. J. Lovette (2020). *Shearwaters and Petrels (Procellariidae)*, version 1.0. In Birds of the World (S. M. Billerman, B. K. Keeney, P. G. Rodewald, and T. S. Schulenberg, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

ESTRATEGIAS MARINAS

Protegiendo el mar para todos