



**CONVENCIÓN SOBRE  
LAS ESPECIES  
MIGRATORIAS**

UNEP/CMS/COP15/Inf.25.4.1a  
03.03.2026  
Español  
Original: Inglés

15ª REUNIÓN DE LA CONFERENCIA DE LAS PARTES  
Campo Grande, Brasil, 23 al 29 de marzo 2026  
Punto 25.4.1 del orden del día

**CUANTIFICACIÓN DE LA CAZA DE BALLENAS CONTEMPORÁNEA Y LA  
CAPTURA DE CARNE DE ANIMALES SILVESTRES ACUÁTICOS DE TODOS  
LOS CETÁCEOS INCLUIDOS EN EL APÉNDICE I DE LA CMS EN TODAS LAS  
REGIONES**

*(Preparado por la Secretaría)*

*Cláusula de exención de responsabilidad: este documento, redactado originalmente en inglés, se ha traducido automáticamente mediante una herramienta en línea. Remítase al contenido original en inglés como fuente primaria de información. La Secretaría ha utilizado la herramienta gratuita en línea para traducir algunos anexos que contienen texto informativo y no de adopción. Esto ha supuesto un ahorro en el presupuesto de traducción. Agradecemos los comentarios de las Partes sobre este enfoque.*

Resumen:

Este documento contiene el informe *Cuantificación de la captura contemporánea de carne silvestre y ballenera acuática de todos los cetáceos listados en el Apéndice I de la CMS en todas las regiones*, redactado de acuerdo con la Decisión 14.72(a).



# **Cuantificación de la caza de ballenas contemporánea y la captura de carne de animales silvestres acuáticos de todos los cetáceos incluidos en el Apéndice I de la CMS en todas las regiones**

Nicola Hodgins y Jennifer Daan de Leur

Convención sobre la Conservación de Especies Migratorias de Animales Salvajes

Junio 2025



**Cuantificación de la caza de ballenas contemporánea y la captura de carne de animales silvestres acuáticos de todos los cetáceos incluidos en el Apéndice I de la CMS en todas las regiones**

Preparado por la Secretaría de la Convención sobre Especies Migratorias (CMS), junio de 2025.

**AUTORES**

**Nicola Hodgins y Jennifer Daan de Leur**

**AGRADECIMIENTOS**

**Heidrun Frisch-Nwakanma**, Responsable de Gestión de Programas de CMS

**Lindsay Porter**, presidenta del Comité Científico de la IWC

Financiado por el Gobierno de Alemania.

**Cita:** Hodgins, N. K. & de Leur, J.D.P. (2025). Cuantificación de la captura contemporánea de ballenas y carne salvaje acuática de todos los cetáceos incluidos en el Apéndice I de la CMS en todas las regiones, y desarrollo de recomendaciones. Convención sobre Especies Migratorias (CMS). Bonn, Alemania. 70 páginas.

**IMAGEN DE PORTADA**

© Nicola Hodgins

© CMS 2025. Esta publicación puede ser reproducida total o parcialmente y en cualquier forma para fines educativos y sin ánimo de lucro sin permiso especial del titular de los derechos de autor, siempre que se reconozca la fuente. La Secretaría de la CMS agradecería recibir una copia de cualquier publicación que utilice esta publicación como fuente. No se podrá hacer ningún uso de esta publicación para reventa ni para ningún otro propósito comercial sin permiso previo de la Secretaría de la CMS.

**AVISO: AVISO**

Las designaciones geográficas empleadas en este documento no implican la expresión de ninguna opinión por parte de la Secretaría de la CMS (ni del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente) respecto al estatus legal de ningún país, territorio o área, ni sobre la delimitación de sus fronteras o fronteras.

## Índice

Glosario .....	5
Introducción .....	6
Especies del Apéndice I.....	8
Ballena de groenias ( <i>Balaena mysticetus</i> ).....	8
Ballena franca del Atlántico Norte ( <i>Eubalaena glacialis</i> ).....	10
Ballena franca del Pacífico Norte ( <i>Eubalaena japonica</i> ).....	12
Ballena franca austral ( <i>Eubalaena australis</i> ) .....	12
Ballena Sei ( <i>Balaenoptera borealis</i> ) .....	14
Ballena común ( <i>Balaenoptera physalus</i> ) .....	16
Ballena azul ( <i>Balaenoptera musculus</i> ) .....	20
Ballena jorobada ( <i>Megaptera novaeangliae</i> ).....	22
Delfín común ( <i>Delphinus delphis</i> ) - población mediterránea.....	26
Delfín nariz de botella de Lahille ( <i>Tursiops truncatus gephyreus</i> ).....	27
Delfín nariz de botella del Mar Negro ( <i>Tursiops truncatus ponticus</i> ).....	28
Delfín de Irrawaddy ( <i>Orcaella brevirostris</i> ) .....	29
Delfín jorobado del Atlántico ( <i>Sousa teuszii</i> ) .....	30
Marsopa del puerto del Báltico propiamente dicho ( <i>Phocoena phocoena</i> ) – población propiamente dita del báltico.....	32
Cachalote ( <i>Physeter macrocephalus</i> ).....	33
Delfín del río Ganges ( <i>Platanista gangetica</i> ) .....	35
Delfín de La Plata / Franciscana ( <i>Pontoporia blainvillei</i> ).....	37
Ballena pico de Cuvier ( <i>Ziphius cavirostris</i> ) - Subpoblación mediterránea.....	38
Discusión .....	40
Ballenas barbas .....	40
Ballenas dentadas.....	41
Resumen .....	44
Recomendaciones .....	46
Referencias.....	49
Apéndice.....	67
Tabla A. Números de captura de cetáceos listados en el Apéndice I de CMS para 2014-2024.....	67
Tabla B. Límites de captura de la IWC para cetáceos listados en el Apéndice I de CMS para 2014-2024.....	72
Tabla C. CITES reportó comercio de carne o aceite de cetáceos listados en el Apéndice I de CMS.....	76

## Glosario

**La caza de ballenas de subsistencia aborigen** no busca maximizar capturas ni beneficios. Está completamente separada de la caza comercial de ballenas y no está sujeta a la moratoria sobre la caza comercial de ballenas. Cuatro países miembros de la IWC realizan hoy cacerías de subsistencia aborigen: Dinamarca (Groenlandia), Rusia (Chukotka), San Vicente y las Granadinas (Bequia) y Estados Unidos (Alaska, y también potencialmente la reanudación de las cacerías que antes realizaba la tribu Makah del estado de Washington).

**La carne salvaje acuática** se define como los productos derivados de mamíferos acuáticos y reptiles que se utilizan para alimento de subsistencia y usos tradicionales, incluyendo conchas, huesos y órganos, así como cebo para la pesca. La carne silvestre acuática se obtiene mediante cacerías no reguladas y, a veces, ilegales, así como de animales varados (vivos o muertos) y/o capturados. Se han definido tres tipos de adquisiciones:

- La adquisición de salvamento no dirigido no es ni planificada ni intencionada, sino la utilización de un mamífero acuático que ya está muerto y que normalmente se encuentra (a) varado, o (b) accidentalmente ahogado en una red, trampa o línea (por captura).
- La adquisición no dirigida y deliberada es la muerte intencionada de un mamífero acuático cuando (a) se encuentra varado en una playa, (b) capturado vivo en artes de pesca, o (c) atrapado por fenómenos naturales (por ejemplo, hielo marino en latitudes altas, cambios en el nivel del agua en ríos y cauces).
- La adquisición dirigida es la matanza deliberada de mamíferos acuáticos en libertad que se encuentran durante otras actividades (oportunistas) o que son el objetivo principal y propósito de una expedición (dirigido).

**Cetáceo** se refiere a las 94 especies de ballenas, delfines y marsopas.

**El cetáceo pequeño** se refiere a todas las ballenas dentadas, excluyendo el cachalote.

**La caza de ballenas** es la práctica o industria de cazar y matar ballenas para sus productos, como, pero no limitado a, aceite, carne o hueso de ballena.

## Introducción

Uno de los primeros registros de la caza de ballenas data del siglo IV a.C. y puede encontrarse en las crónicas de las conquistas de Alejandro Magno (Ellis, 2018). Durante los cientos de años siguientes, muchas sociedades de todo el mundo llevaron a cabo cacerías de cetáceos, algunas de las cuales llevaron varias especies y poblaciones al borde de la extinción (Brownell *et al.*, 2008; Parsons & Rose, 2022; Reeves, 2022). En distintos momentos a lo largo del siglo XX, se implementaron mecanismos de protección para varias especies de cetáceos. Por ejemplo, el Atlántico Norte, el Pacífico Norte y las ballenas francas australes han estado legalmente protegidas contra la caza comercial desde la década de 1930 (Cooke & Zerbini, 2018), las ballenas azules han estado protegidas legalmente en todo el mundo desde 1966 (Cooke, 2018b), y en 1986, la Comisión Ballenera Internacional (CBI) introdujo una moratoria global sobre toda la caza comercial de ballenas para especies grandes de ballenas, que sigue vigente hoy en día. También se han introducido medidas nacionales y regionales de protección, por ejemplo, la Directiva de Hábitats de la UE (Directiva del Consejo 92/43/CEE) protege todas las especies de cetáceos que se encuentran en aguas de la UE. Sin embargo, se sabe que la caza ilegal de ballenas contra especies para las que existían medidas de protección continuaba en varios lugares del mundo (Brownell Jr. *et al.*, 2009). En 2022, una cuarta parte de las 94 especies de cetáceos evaluadas para la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN fueron clasificadas como dentro de una categoría amenazada, lo que significa que están catalogadas como En Peligro Crítico, en Peligro o Vulnerables (Braulik *et al.*, 2022).

La caza de ballenas y *cachalotes* (*Physeter macrocephalus*), ya sea comercialmente, como caza de subsistencia aborigen (ASW), o tradicionalmente, continúa en algunos lugares del mundo (Clapham & Baker, 2018), mientras que numerosos cetáceos pequeños son sometidos a 'captura de carne salvaje acuática' incidental, legal e ilegal, definida como *Caza o captura oportunista de animales acuáticos salvajes, donde la carne, partes del cuerpo y/o huevos se consumen para la subsistencia local, se utilizan con fines tradicionales o se intercambian para obtener ingresos*' (Resolución 14.15 de la Convención sobre las Especies Migratorias [CMS] 14.15, 2024), en todas las regiones geográficas (Altherr & Hodgins, 2018, 2024; Ingram *et al.*, 2022).

El Apéndice I de la CMS enumera especies migratorias que han sido evaluadas como enfrentando un riesgo muy alto de extinción en estado salvaje en un futuro cercano en toda o una parte significativa de su área de distribución (Resolución CMS 13.7, 2020). Las partes que son un Estado de distribución de una especie migratoria listada en el Apéndice I se comprometen a protegerlas estrictamente mediando: prohibir la captura de dichas especies, con un margen muy limitado para excepciones; conservar y, cuando corresponda, restaurar sus hábitats; prevenir, eliminar o mitigar obstáculos a su migración; y controlar otros factores que pudieran ponerlos en peligro (*Convención sobre la Conservación de Especies Migratorias de Animales Salvajes*, 1979).

Actualmente, ocho especies de ballenas barbas, incluida la ballena franca del Atlántico Norte en peligro crítico de extinción (*Eubalaena glacialis*), y diez especies/poblaciones/subpoblaciones de ballenas dentadas, desde la más grande, el cachalote (*Physeter macrocephalus*), hasta la marsopa común del Báltico propiamente *dicho* (*Phocoena phocoena*), están listados en el Apéndice I de CMS (CMS, 2017). Históricamente, cada una de las 18 especies/poblaciones/subpoblaciones ha sido sometida a caza dirigida, algunas aún cazadas hoy en día, tanto legalmente como/o ilegalmente.

En un mundo industrializado y en rápida evolución, con el aumento de las poblaciones humanas y la consiguiente demanda de recursos y los impactos del cambio climático, ballenas, delfines y marsopas se enfrentan a una serie de amenazas crecientes y cambiantes. Por ejemplo, dado el nivel de pobreza dentro de las comunidades pesqueras a pequeña

escala, la captura accidental de delfines se considera ahora un recurso adicional comercializable y la línea entre el salvamento no dirigido, la caza deliberada no dirigida y la caza dirigida se está volviendo cada vez más difusa (Altherr & Hodgins, 2024). El impacto acumulado de la presión cazatoria pasada y presente, combinado con otras actividades antropogénicas, es una preocupación importante para la conservación de muchas especies de cetáceos.

Como se solicita en la Decisión 14.72(a) de la CMS, este informe cuantifica la captura de ballenas y la captura de carne salvaje acuática entre 2014 y 2024 para todos los cetáceos incluidos en el Apéndice I de la CMS en todas las regiones y hace recomendaciones a las Partes para su protección y conservación continuada. Cabe señalar que, por su propia naturaleza, es difícil obtener información sobre capturas ilegales en cualquier parte del mundo, por lo que las cifras probablemente estén subestimadas para algunas especies.

## Especies del Apéndice I

- El territorio de **Groenlandia** está bajo la jurisdicción de Dinamarca. Sin embargo, tal y como fue notificado formalmente por Dinamarca, la Convención no se aplica a Groenlandia.

La distribución y presencia de especies/subespecies/población/subpoblación de cetáceos puede variar debido a cambios ambientales y ecológicos, y las listas presentadas en este informe pueden no ser exhaustivas.

Según el Artículo I, párrafo 1. (h). "Estado de distribución" en relación con una especie migratoria particular significa cualquier Estado (y, cuando corresponda, cualquier otra Parte mencionada en el subapartado (k) de este apartado) que ejerza jurisdicción sobre cualquier parte del área de distribución de esa especie migratoria, o un Estado, cuyos buques bandera estén involucrados fuera de los límites jurisdiccionales nacionales en la captura de esa especie migratoria;

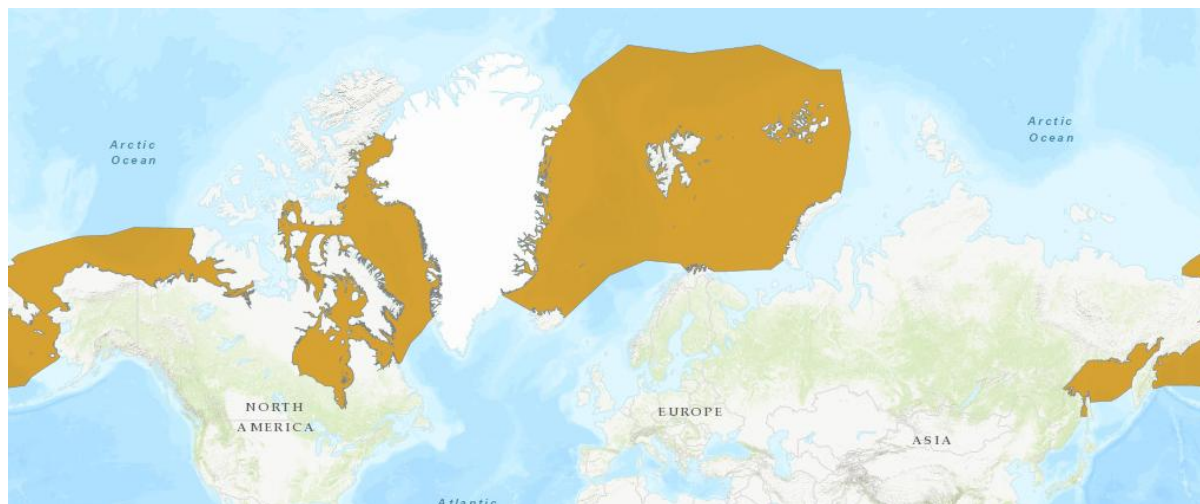
Según el Artículo VI, párrafo 2. Las Partes deberán mantener informada a la Secretaría respecto a cuáles de las especies migratorias enumeradas en los Apéndices I y II consideran que son Estados de Distribución, incluyendo la provisión de información sobre sus buques de bandera que participen fuera de los límites jurisdiccionales nacionales en la captura de las especies migratorias implicadas y, cuando sea posible, planes futuros respecto a dicha captura.

### Ballena de sogroena (*Balaena mysticetus*)

Listado en el Apéndice I de la CMS en 1979

No listado en el Apéndice II de CMS

Partidos CMS en el rango de especie/población: Francia, Irlanda, Noruega, Reino Unido.



Distribución © de ballenas boreales, UICN 2012. *Balaena mysticetus*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2024-2.

La ballena boreal vive en aguas árticas y subárticas y, con una población global de más de 25.000 individuos (10.000 individuos maduros), cuatro subpoblaciones identificadas, todas con diferentes estimaciones de tamaño poblacional, y actualmente la especie está catalogada como de Menor Preocupación por la UICN (Cooke & Reeves, 2018a).

Cazados desde mediados del siglo XVI por su petróleo y barbas, cada subpoblación fue explotada a su vez hasta casi extinguirse (Lydersen *et al.*, 2012) y todas se han ido recuperando a diferentes ritmos. Se estima que las subpoblaciones del mar de Okhotsk y del

este de Groenlandia-Svalbard-Mar de Barents comprenden cada una menos de 250 individuos maduros y están catalogadas como en peligro por la UICN (Cooke *et al.*, 2018b; Cooke & Reeves, 2018b). Se estima que la subpoblación de Canadá Oriental y Groenlandia Occidental comprende entre 4.500 y 11.000 individuos (Frasier *et al.*, 2015). Aunque la subpoblación del mar de Bering-Chukchi-Beaufort (BCB) no ha sido evaluada por la UICN desde 1996 (Grupo de Especialistas en Cetáceos, 1996), la población ha sido monitorizada durante más de 30 años y ha ido aumentando durante ese periodo a una tasa anual estimada del 3,7% (rango 2,8–5,4%) (Givens *et al.*, 2016).

Las cacerías de la subpoblación Bering-Chukchi-Beaufort por pueblos indígenas de Alaska, Chukotka y las aguas del oeste de Groenlandia están reguladas bajo el Procedimiento de Gestión de la Caza de Ballenas de Subsistencia Aborigen de la IWC (ASWMP). Las cacerías pequeñas también están autorizadas en aguas canadienses bajo acuerdos de cogestión entre agencias federales y comunidades indígenas (Cooke & Reeves, 2018a). Las cuotas, o 'límites de huelga', son establecidas por el Comité Científico de la CBI en bloques de 6 años. Entre 2013 y 2018, a los pueblos indígenas de los mares de Bering-Chukchi-Beaufort se les asignó una cuota de 67 ballenas al año, con un total máximo de 336 durante los seis años (nota de que se permite la 'transferencia' de cuotas no utilizadas según las regulaciones de la CBI).<sup>1</sup> En Groenlandia Occidental, se permiten bloques de cuotas similares de 6 años para que los indígenas capturen un máximo de dos ballenas al año. Se renovaron las cuotas para las temporadas 2019-2025 con la misma cuota anual, pero con un nuevo total máximo de 392 durante los seis años para los mares de Bering-Chukchi-Beaufort (IWC, 2024b). Entre 2014 y 2024, ambas cacerías autorizadas resultaron en la captura de 679 ballenas boreales. El número medio de capturas fue de 61,7 por año, el número más bajo fue de 41 individuos en 2019, y el número más alto de 72 se capturó tanto en 2021 como en 2022.

#### *Amenazas adicionales*

Dado su hábitat preferido en las aguas árticas y subárticas, una amenaza importante para la supervivencia de la especie es el cambio climático y la consiguiente pérdida de hielo marino. La expansión del desarrollo industrial y el posterior aumento del uso de las rutas internacionales de navegación ártica hacen que estas aguas sean potencialmente perjudiciales para la fauna marina (Reeves *et al.*, 2014), con una creciente superposición entre buques y ballenas, lo que incrementa su riesgo de colisión con embarcaciones (Halliday *et al.*, 2022). Tres subpoblaciones, el mar de Okhotsk, el este de Canadá-Groenlandia occidental y los mares de Bering-Chukchi-Beaufort, actualmente se solapan con la pesca comercial. Las tasas de enredo, principalmente de engaños para la pesca de macetas, son relativamente altas para ballenas de borealéis muy grandes y presumiblemente más antiguas, con aproximadamente el 12% de las ballenas de groende capturadas de BCB mostrando cicatrices de enredo (George *et al.*, 2021). Las cicatrices de ataques de orcas (*Orcinus orca*) se observan con frecuencia en grandes ballenas adultas (George *et al.*, 2021) y como la borealéis muestra una selección para el hielo marino cuando están bajo una amenaza percibida de depredación por parte de orcas, las consecuencias negativas de la pérdida de hielo marino se agravan a medida que afrontan exposiciones más frecuentes y prolongadas a la amenaza de depredadores (Matthews *et al.*, 2020).

Se sabe poco sobre los efectos acumulativos de múltiples factores de estrés en los cetáceos árticos (Laidre *et al.*, 2015). Sin embargo, existe la preocupación de que, a medida que el hielo marino disminuya, el Ártico esté sometido a un aumento del tráfico de embarcaciones, actividades pesqueras e industrias extractivas; los impactos causados por el ser humano en las ballenas de groenis también aumentarán (Reeves *et al.*, 2012; Reeves *et al.*, 2014).

<sup>1</sup> Para cada uno de estos años, el número de ballenas de groena abatidas no superará los 67, salvo que cualquier porción no utilizada de una cuota de hueca de los tres bloques anteriores se trasladará y se añadirá a las cuotas de los años siguientes, siempre que no se añada más del 50 por ciento del límite anual de captura para cualquier año.

**Comercio**

Según la base de datos comercial CITES, entre 2014 y 2024 hubo tres casos de comercio de carne y aceite de ballena boreal: 1) carne de 27 kg importada a Canadá desde Estados Unidos para uso personal o circo/exhibición itinerante (diferentes códigos de propósito reportados por países importadores y exportadores) en 2014; 2) 1 (sin unidad) de aceite importado a Estados Unidos desde Canadá para uso personal que fue confiscado en 2021; y 3) 1-2 kg de carne importada a Dinamarca desde Groenlandia para uso personal o científico (diferentes códigos de propósito reportados por países importadores y exportadores) en 2023.

**La subpoblación de ballenas de groena Bering-Chukchi-Mar de Beaufort está sujeta a caza de ballenas bajo el Procedimiento de Gestión de la Caza de Subsistencia Aborigen de la CBI con un bloque de cuota de 6 años de un máximo de 67 ballenas al año, con un total máximo de 336, y un bloque adicional de 6 años de un máximo de dos ballenas al año para ASW en Groenlandia Occidental. Otras poblaciones de ballena boreales no están sujetas a la caza contemporánea conocida.**

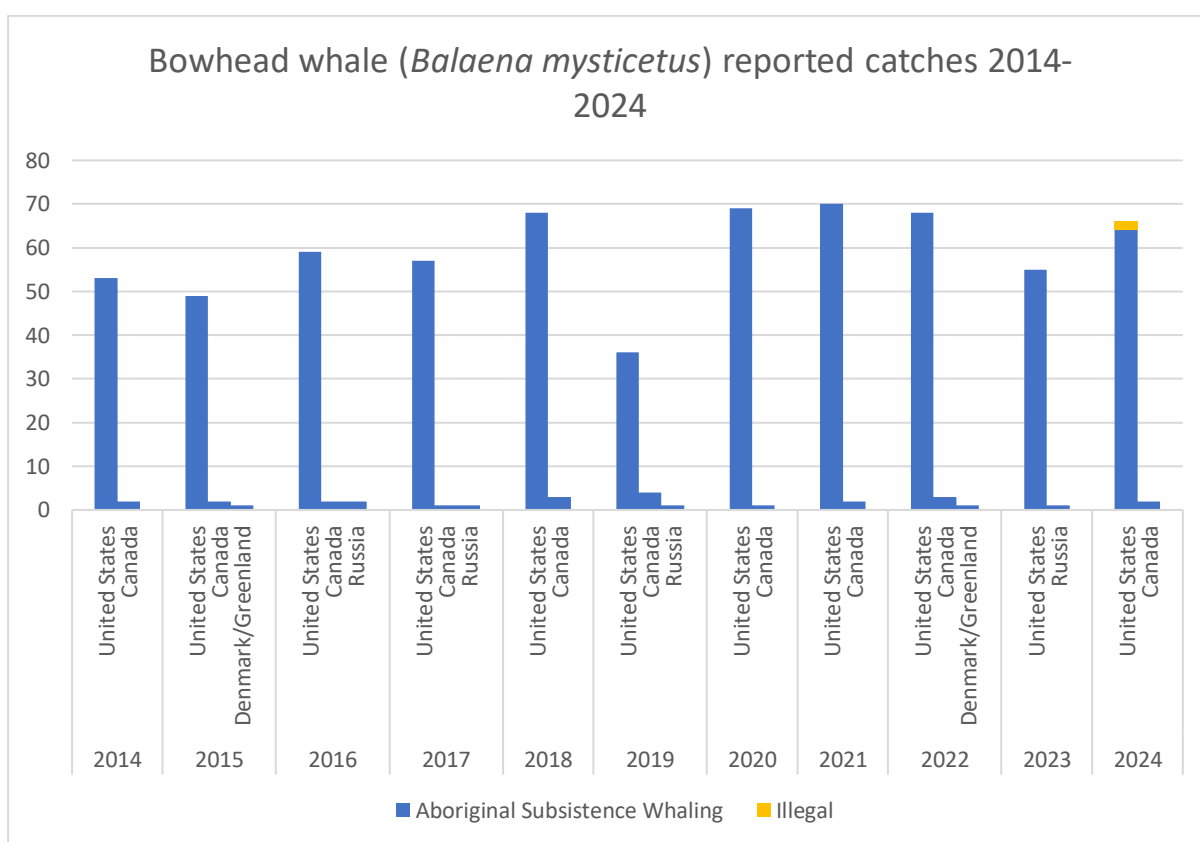


Figura 1. Se reportaron capturas de ballenas boreales entre 2014 y 2024, según datos de la IWC.

**Ballena franca del Atlántico Norte (Eubalaena glacialis)**

Listado en el Apéndice I de la CMS en 1979

No listados en el Apéndice II

Partidos CMS en el rango de especie/población: Dinamarca, Francia, Irlanda, Marruecos, Noruega, Portugal, España, Reino Unido.



Distribución de ballenas francas del Atlántico Norte UICN 2012. © *Eubalaena glacialis*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2024-2.

Como ocurre con varias otras especies de ballenas, las ballenas francas del Atlántico Norte estuvieron protegidas de la caza comercial desde la década de 1930. Sin embargo, las prácticas balleneras eran tan intensivas que en 1935 podrían haber contado con menos de 100 individuos (Waring, 2010). El número estimado de ballenas francas del Atlántico Norte en 2018 fue de 409 individuos, de los cuales menos de 250 eran maduros y, con una tasa estimada de supervivencia menor para las hembras, la proporción de hembras en la población se estimó en solo alrededor del 40% (Pettis *et al.*, 2021). A partir de 2017, se documentaron mortalidades elevadas de ballenas del Atlántico Norte en Canadá y Estados Unidos. En 2017, se declaró un Evento de Mortalidad Inusual (UME), que sigue en curso (Comisión de Mamíferos Marinos, 2024), siendo la causa principal de mortalidad, lesiones graves y morbilidad en la mayoría de las personas, ya sea por enredos en equipos de pesca o colisiones con embarcaciones. Se considera que este evento ya ha afectado a más del 20% de la población, un impacto significativo en una especie en peligro de extinción donde las muertes superan a los nacimientos (Comisión de Mamíferos Marinos, 2024). Con su número continuando en declive, el 23 de octubre de 2023, el Consorcio de Ballenas Francas del Atlántico Norte anunció que la estimación de población de ballenas francas del Atlántico Norte para 2022 era de 356 individuos (Linden, 2023), incluyendo menos de 70 hembras reproductivamente activas (Administración Nacional Oceanográfica y Atmosférica [NOAA], 2023). La población sigue disminuyendo debido a una combinación de menores tasas de parto y mortalidad antropogénica por enredos en equipos de pesca y colisiones con embarcaciones (Garrison *et al.*, 2022) y la mala condición corporal de los individuos dentro de la población es motivo de gran preocupación para su viabilidad futura (Christiansen *et al.*, 2020). De manera apropiada, la especie está catalogada como Críticamente en Peligro por la UICN (Cooke, 2020).

Choques con embarcaciones, especialmente fuera de las áreas de gestión estacional (SMAs) establecidas y con embarcaciones más pequeñas (Garrison *et al.*, 2022), así como el enredo en equipos de pesca fijos son las dos mayores amenazas a las que se enfrentan las ballenas francas del Atlántico Norte (Taylor & Walker, 2017). La evidencia sugiere que las ballenas adquieren nuevas cicatrices de enredo casi anualmente, y las ballenas juveniles adquieren cicatrices a mayor tasa que los adultos. Aunque el 82,9% de los individuos presenta evidencia de haber estado enredados al menos una vez, más de la mitad (59,0%) de los individuos han estado enredados más de una vez (Knowlton *et al.*, 2012).

#### Comercio

Según la base de datos comercial CITES, entre 2014 y 2024 hubo dos casos de comercio de carne de ballena franca del Atlántico Norte: 1) carne (sin unidad proporcionada) importada a Canadá desde el Reino Unido para circo/exhibición itinerante en 2020; 2) carne (sin unidad asignada) importada al Reino Unido desde Canadá para circo/exhibición itinerante en 2021.

**Las ballenas francas del Atlántico Norte no están sujetas a la caza contemporánea.**

**Ballena franca del Pacífico Norte (*Eubalaena japonica*)**

Listado en el Apéndice I de la CMS en 1979

No listado en el Apéndice II de CMS

No hay partidos CMS en el área de distribución de la especie/población



Distribución © de ballenas francas del Pacífico Norte UICN 2012. *Eubalaena japonica*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2024-2.

Aunque actualmente no existe un tamaño poblacional de toda su área de distribución de ballenas francas del Pacífico Norte, la evidencia sugiere que nunca se han recuperado de la caza intensiva de ballenas. Con un número de individuos maduros alrededor de 250, la especie está catalogada como en peligro de extinción por la UICN (Cooke & Clapham, 2018a). La subpoblación del noreste del Pacífico está listada por separado como Críticamente en Peligro, dado que se estima que el número de individuos maduros está por debajo de 50 (Cooke & Clapham, 2018b).

Como ocurre con otras especies de ballenas francas, la ballena franca del Pacífico Norte estuvo protegida de la caza de ballenas en la década de 1930; sin embargo, su población ha sido objeto de caza ilegal tanto en el Pacífico Norte occidental como en el oriental (Brownell Jr. *et al.*, 2009). Los registros muestran que 775 ballenas francas del Pacífico Norte fueron capturadas ilegalmente por balleneros soviéticos entre 1935 y 1971, incluyendo 517 en el Pacífico Norte oriental (Ivashchenko & Clapham, 2012; Ivashchenko *et al.*, 2017) destacando la falta de comprensión contemporánea sobre el estado poblacional de la especie.

Con tan poco conocimiento sobre las ballenas francas del Pacífico Norte, cuantificar los riesgos que enfrentan es difícil. Sin embargo, ha habido casos conocidos y sospechosos de enredos y colisiones con barcos (Burdin *et al.*, 2004). Se sabe que las ballenas francas en el Atlántico Norte son vulnerables a colisiones con barcos y el aumento proyectado de transporte marítimo a medida que el Océano Ártico se desconecta más de hielo supone una amenaza potencial para la muy pequeña subpoblación del Pacífico Norte oriental en términos de colisiones con barcos, así como de ruido y contaminación (Cooke & Clapham, 2018a).

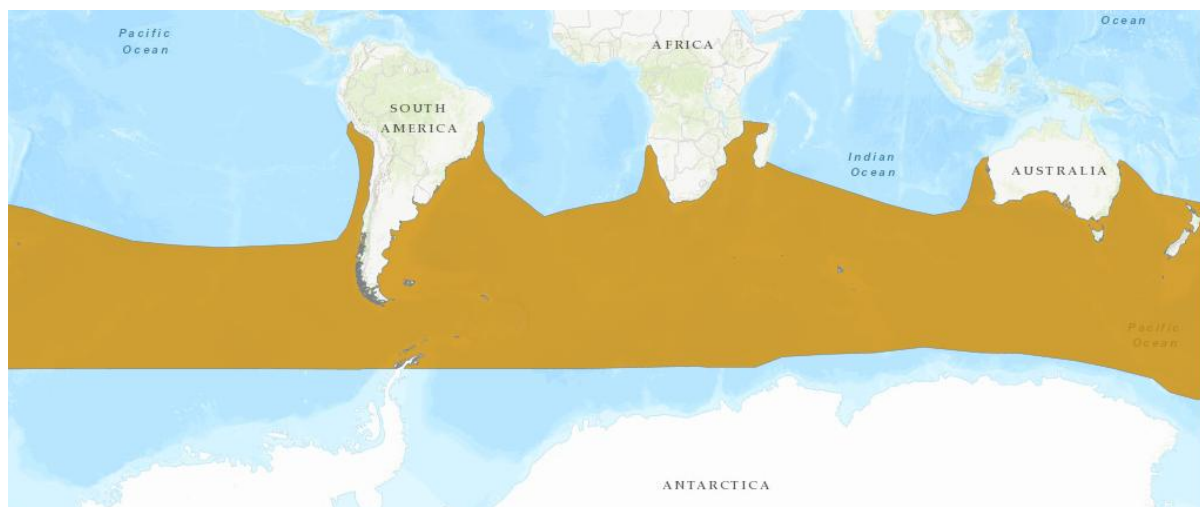
**Las ballenas francas del Pacífico Norte no están sujetas a la caza contemporánea.**

**Ballena franca austral (*Eubalaena australis*)**

Listado en el Apéndice I de la CMS en 1979

No listado en el Apéndice II de CMS

*Partidos CMS en el rango de especie/población: Argentina, Australia, Brasil, Chile, Madagascar, Mozambique, Nueva Zelanda, Noruega, Perú, Sudáfrica, Reino Unido, Uruguay*



Distribución © de ballenas francas australes UICN 2013. *Eubalaena australis*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2024-2.

Al igual que la ballena franca del Atlántico Norte, las ballenas francas australes fueron cazadas casi hasta la extinción y reducidas a un mínimo de unos 300 individuos en la década de 1920 (Romero *et al.*, 2022). La especie comenzó a recuperarse tras su protección en la década de 1930 (como otras ballenas francas), con un tamaño total estimado de población de 13.600 individuos en 2009 (IWC, 2013). Teniendo en cuenta el aumento de 5-10 veces en la población total de especies desde los años 70, no se asume que la ballena franca austral esté amenazada a nivel de especie, y por ello está catalogada como de Menor Preocupación por la UICN (Cooke & Zerbini, 2018).

Aunque cuatro poblaciones reproductoras de ballenas francas australes (Atlántico suroeste – Argentina, Uruguay, Brasil, Atlántico sureste – Sudáfrica y Namibia; Australia; y el suroeste del Pacífico – Nueva Zelanda) han mostrado fuertes recuperaciones (Bannister *et al.*, 2001, 2016; Best *et al.*, 2001; Brandão *et al.*, 2013; Cooke *et al.*, 2001, 2015; Jackson *et al.*, 2016), otras dos poblaciones sospechosas de cría (sudeste del Pacífico – Chile y Perú, y suroeste del Océano Índico – Madagascar y Mozambique) siguen siendo muy bajas (Cooke & Zerbini, 2018) y son relativamente desconocidas y/o han sufrido recientes disminuciones en ausencia de la caza de ballenas. La subpoblación del sudeste del Pacífico frente a Chile/Perú fue cazada extensamente en los siglos XVIII, XIX y XX por flotas balleneras estadounidenses, francesas y chilenas (Clarke, 1965) y ha mostrado signos significativamente reducidos de recuperación en comparación con otras poblaciones de ballenas francas australes (Castro Ayala *et al.*, 2024). Se cree que la subpoblación cuenta con menos de 50 individuos maduros y ha sido evaluada por separado, lo que ha resultado en una inclusión como En Peligro Crítico por la UICN (Cooke, 2018a). Por razones desconocidas, la población frente a Sudáfrica parece haber disminuido bruscamente, como se refleja en el número de animales individuales desde 2010 y en parejas vaca-ternero desde 2015 (Findlay *et al.*, 2017).

En comparación con el Atlántico Norte occidental, la menor densidad media de poblaciones humanas, y por tanto la pesca, la navegación y otras actividades potencialmente dañinas en el hemisferio sur, probablemente significa que esta especie se ve menos afectada por estas actividades que la ballena franca del Atlántico Norte (IWC, 2013). Sin embargo, la especie aún se enfrenta a una variedad de amenazas que pueden afectar su recuperación. Dos amenazas principales para las ballenas francas australes son el enredo en los engaños de pesca y los choques con barcos (IWC, 2001). Las investigaciones sugieren que, a medida

que las zonas de alimentación antárticas se calientan, se esperaría que la tasa media de supervivencia de las crías francas australes disminuyera (Leaper *et al.*, 2006). Por lo tanto, el calentamiento oceánico probablemente obstaculizará la recuperación de la población y provoque un declive poblacional, con el potencial de interrumpir las interacciones de las redes tróficas en el Océano Austral, debilitando la contribución de ese ecosistema a la mitigación del cambio climático a escala global (Agrelo *et al.*, 2021).

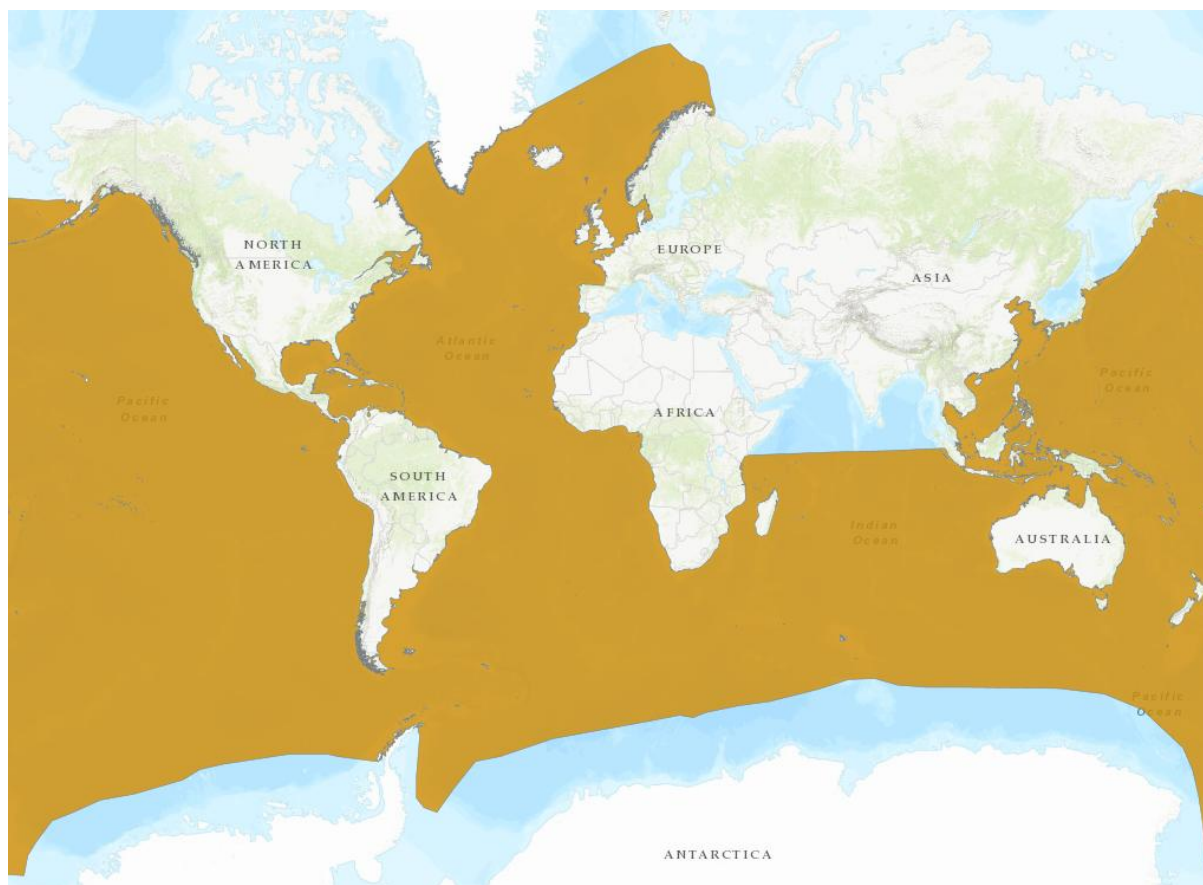
**Las ballenas francas australes no están sujetas a la caza contemporánea.**

**Ballena Sei (*Balaenoptera borealis*)**

Incluido en el Apéndice I de la CMS en 2002

No listado en el Apéndice II de CMS

Partidos CMS en el rango de especie/población: Angola, Argentina, Australia, Brasil, Cabo Verde, Chile, República Dominicana, Dinamarca<sup>2</sup>, Irlanda, Madagascar, Mauritania, Marruecos, Nueva Zelanda, Noruega, Perú, Portugal, Senegal, Sudáfrica, España, Reino Unido, Uruguay.



Distribución © de ballenas Sei, UICN 2012. *Balaenoptera borealis*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2024-2.

La ballena sei fue muy explotada por la caza moderna de ballenas y las poblaciones se vieron significativamente reducidas en todas las zonas (Horwood, 2018). Desde finales de los años 50 hasta mediados de los 70, tras el agotamiento de ballenas azules, de aleta y jorobadas, la explotación de ballenas seis fue especialmente intensa en el hemisferio sur y el Pacífico Norte (Cooke, 2018d). La explotación en el Atlántico Norte se produjo durante un periodo más largo y fue menos intensiva, salvo en el este del Atlántico Norte, donde la población parece no

<sup>2</sup> Dinamarca ha creado una reserva sobre ballenas sei desde 2002.

haberse recuperado (Cooke, 2018d). Actualmente, se considera que la población mundial cuenta con alrededor de 50.000 individuos maduros, aunque las proyecciones del tamaño de la población indican que la población mundial podría estar recuperándose, y las ballenas sei están actualmente catalogadas como en peligro de extinción por la UICN (Cooke, 2018d).

La caza de ballenas sei, en el Pacífico Norte en 1975, en el hemisferio sur en 1979 y en el Atlántico Norte desde 1986 (Thomas *et al.*, 2016). En el Pacífico Norte, una población de más de 60.000 se redujo a unas 15.000 (Horwood, 2018), mientras que encuestas recientes indican una abundancia actual de más de 30.000 (Hakamada & Matsuoka, 2015). Hasta la fecha, los estudios genéticos no han definido claramente diferentes poblaciones de ballenas sei (Kanda *et al.*, 2006), sin embargo, los biólogos han separado poblaciones con fines de gestión (Horwood, 2018).

Japón reanudó la caza de ballenas sei en el Pacífico Norte en 2002, bajo un permiso científico como parte del Programa Japonés de Investigación de Ballenas bajo Permiso Especial en el Pacífico Norte (JARPN II) (Cooke, 2018d). Entre 2004 y 2013, la cuota anual fue de 100 animales. Sin embargo, a partir de 2014, Japón redujo la cuota anual de ballenas sei de 100 a 90 individuos (Thomas *et al.*, 2016). En 2017, Japón aumentó su cuota anual a 134 ballenas sei bajo su Programa Científico de Investigación de Ballenas en el Pacífico Norte occidental (NEWREP-NP) (IWC, 2018b). En 2019, Japón abandonó la CBI y reanudó la caza comercial de ballenas dentro de su propia ZEE, con una cuota de 25 ballenas sei al año, fijada internamente, sin ninguna revisión independiente. En diciembre de 2024, Japón aumentó la cuota de ballenas sei para el bloque 2025–2030 a 56 ballenas, de nuevo sin revisión independiente.

Entre 2014 y 2024, se capturaron un total de 689 ballenas sei, con una media de 62,6 al año. Se registró un mínimo de 23 individuos en 2023 y un máximo de 135 en 2018 (IWC, 2024a).

#### *Amenazas adicionales*

Debido a su distribución en alta mar, hay muy poca información sobre las amenazas actuales a las ballenas sei. Aunque los choques con barcos, el enredo en equipos de pesca y la contaminación acústica probablemente afecten a las ballenas sei en menor medida, los posibles impactos del cambio climático y oceanográfico sobre las ballenas sei, en relación con el hábitat, la disponibilidad de alimento y los posibles eventos de mortalidad masiva (MME) son de mayor preocupación (Servicio Nacional de Pesca Marina [NMFS], 2021). En marzo de 2015, al menos 343 ballenas, principalmente sei, quedaron varadas en masa en un golfo del sur de Chile, con su muerte sincrónica atribuida a Proliferaciones de Algas Nocivas (HABs) durante un evento de El Niño en crecimiento. El aumento de la frecuencia y magnitud de las MMEs debido al cambio climático tendría un impacto directo y significativo en las poblaciones de ballenas sei y sus presas, amenazando su recuperación (Häussermann *et al.*, 2017). Los impactos del cambio climático y oceanográfico en las especies de presas de ballenas sei podrían contribuir potencialmente a los eventos de mortalidad de esta especie (NMFS, 2021).

#### *Comercio*

Las 90 ballenas sei capturadas en 2014, 2015 y 2016 bajo Permiso Especial de Japón se reflejan en la base de datos comercial de CITES como '90 cuerpos extraídos de alta mar' (*el entorno marino no bajo la jurisdicción de ningún estado*). En 2017 y 2018, se han reportado dos casos más de que Japón capturó ballenas sei de alta mar, pero esta vez se reportaron 1.120 toneladas y 990 toneladas de carne respectivamente. La carne de ballena Sei se vende en los mercados nacionales japoneses y no se sabe que se comercialice internacionalmente.

***La ballena sei se caza comercialmente en Japón, donde existía una cuota autoasignada de 25 ballenas al año desde 2019 hasta 2024. Esta cuota autoasignada ha aumentado a 56 ballenas por año para 2025 – 2030.***

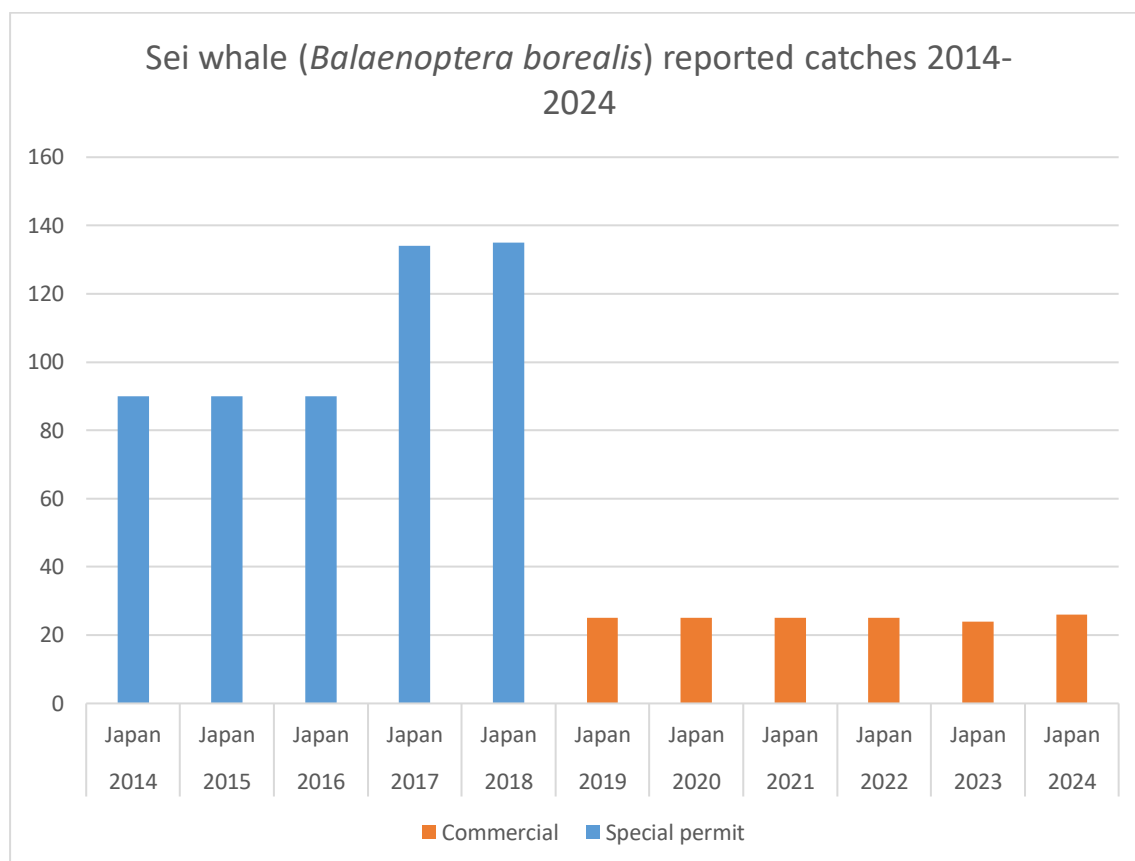


Figura 2. Se reportaron capturas de ballenas sei entre 2014 y 2024.

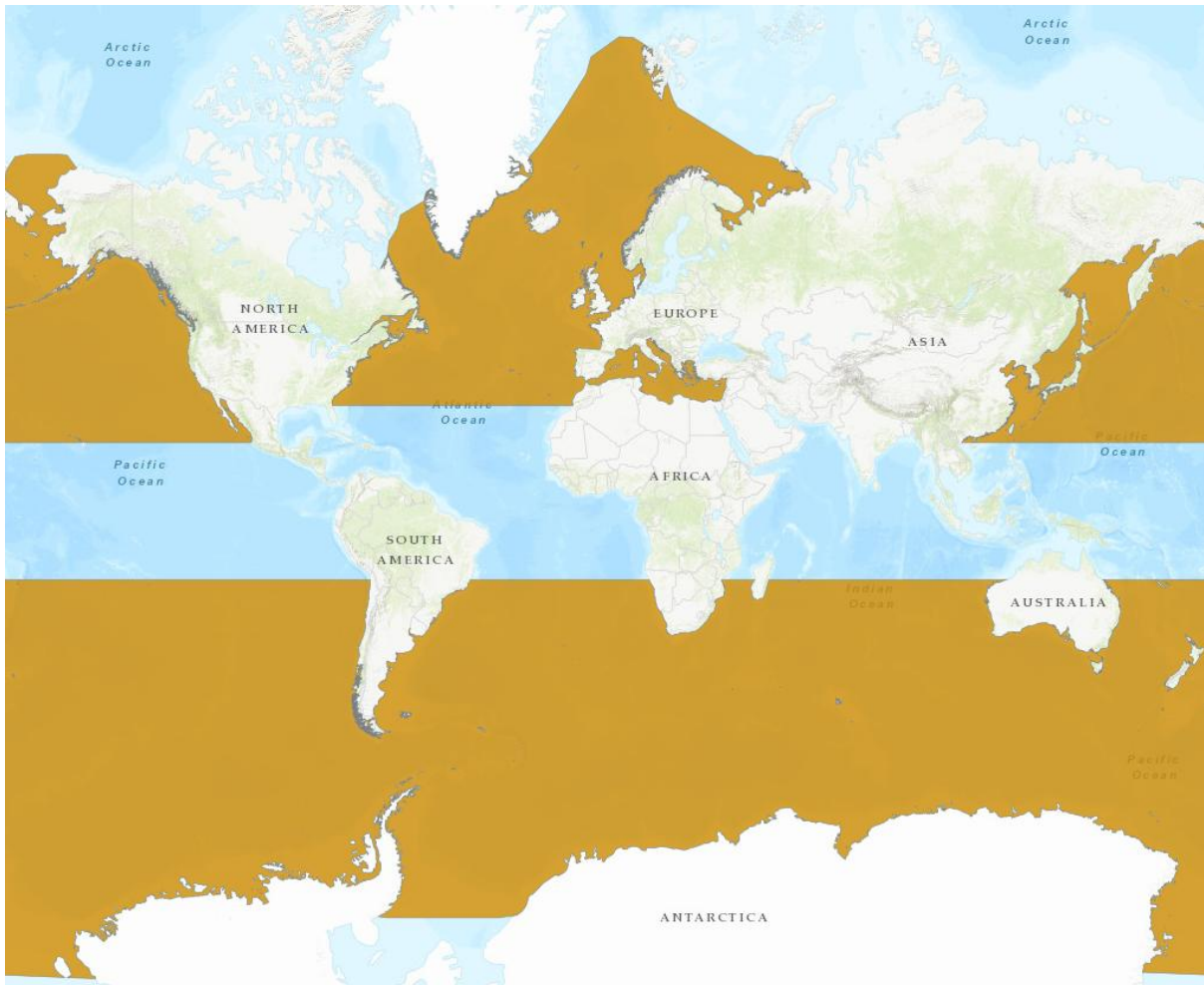
**Ballena aleta (*Balaenoptera physalus*)**

Incluido en el Apéndice I de la CMS en 2002

Listados en el Apéndice II de CMS en 2002

Partes CMS en el rango de especies/poblaciones: Argelia, Angola, Argentina, Australia, Bélgica, Brasil, Cabo Verde, Chile, Congo, República Democrática del Congo, Croacia, Chipre, Dinamarca, Ecuador, Egipto, Dinamarca<sup>3</sup>, Fiyi, Francia, Gabón, Alemania, Grecia, Irlanda, Israel, Italia, Líbano, Libia, Madagascar, Malta, Mauricio, Mónaco, Marruecos, Mozambique, Países Bajos, Nueva Zelanda, Noruega, Perú, Filipinas, Portugal, Federación Rusa, Arabia Saudí, Seychelles, Eslovenia, Sudáfrica, España, Suecia, República Árabe Siria, Túnez, Reino Unido.

<sup>3</sup> Dinamarca ha creado una reserva sobre ballenas aletas desde 2002.



Distribución © de ballenas aletas, UICN 2014. *Balaenoptera physalus*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2024-2.

Aunque la abundancia de ballenas aleta se vio afectada negativamente por la caza de ballenas (Wolf *et al.*, 2022), la protección llevó a una recuperación notable del tamaño de las poblaciones de ballenas aletas; por ejemplo, grandes agrupaciones de alimentación de ballenas aletas en la península Antártica sugieren el restablecimiento de comportamientos históricos, y el regreso a las zonas ancestrales de alimentación señala una población en recuperación (Herr *et al.*, 2022).

Las estimaciones globales disponibles sugieren un tamaño total de la población de 145.000 individuos (100.000 individuos maduros) (Atlántico Norte: 70.000 ballenas en 2015; Pacífico Norte: 50.000 ballenas en 2011; Hemisferio Sur: 25.000 ballenas en 2008) y la ballena común fue recientemente rebajada de En Peligro a Vulnerable por la UICN (Cooke, 2018c). Sin embargo, estimaciones de población más recientes proponen que la población del Atlántico Norte comprende solo entre 40.000 y 60.000 habitantes (Wolf *et al.*, 2022 y literatura dentro) individuos. Mientras tanto, se considera que la subpoblación mediterránea comprende menos de 1.720 individuos maduros y está catalogada como en peligro por la UICN (Panigada *et al.*, 2021). Las ballenas aleta en el Atlántico Norte y el Pacífico Norte están sujetas a prácticas balleneras actuales.

#### *Atlántico Norte*

En 2013, Islandia reanudó la caza comercial contemporánea de ballenas aletas, emitiendo cuotas autoasignadas de 184 y 154 ballenas para 2013 y 2014 respectivamente. En 2015, los balleneros islandeses capturaron 155 ballenas y no hubo caza de ballenas en 2016 y

2017. En 2018 se capturaron 146 ballenas (incluyendo dos híbridos raros de ballena azul/aleta), mientras que en 2019, aunque se emitió una cuota autoasignada de 209 por año hasta 2023, no se realizó caza hasta 2022, cuando se capturaron 148 individuos. A pesar de contar con una cuota y una licencia autoasignadas, por motivos de bienestar animal, no se realizó la caza de ballenas en 2023. Tampoco se llevó a cabo la caza de ballenas en 2024, a pesar de que existía una licencia para capturar a 128 individuos. El 5 de diciembre de 2024, el Ministro islandés de Alimentación y Agricultura, y Primer Ministro en funciones, emitió un permiso de pesca que permitía la matanza de 209 ballenas aleta por año, durante cinco años, con la condición de que *la captura anual de ballenas aleta en el periodo 2018-2025 no supere los 161 animales en la zona pesquera de Groenlandia Oriental/Oeste de Islandia y un máximo de 48 ballenas aleta en la zona de Islandia Oriental/Islands Feroe*. El permiso se prorrogará anualmente un año y hasta un 20% de la cuota de pesca no utilizada de cada año podrá trasladarse al año siguiente (Gobierno de Islandia, 2024).

	Límite de captura	Número de captura
<b>2013</b>	184	134
<b>2014</b>	154	137
<b>2015</b>	155	155
<b>2016</b>	154	0
<b>2017</b>	150	0
<b>2018</b>	161	146
<b>2019</b>	209	0
<b>2020</b>	209	0
<b>2021</b>	209	0
<b>2022</b>	209	148
<b>2023</b>	209	24
<b>2024</b>	128 (99 para Groenlandia y el oeste de Islandia; 29 para el este de Islandia y las Islas Feroe)	0

*Tabla 1. Límites de captura y cifras de captura islandesas autoasignadas para ballenas aletas para 2013-2024, según datos de la IWC.*

La caza de ballenas de subsistencia aborigen (ASW) es llevada a cabo por cazadores en el oeste de Groenlandia, donde desde 2015 existe una cuota de 19 ballenas aleta al año (IWC, 2016). La captura media ha sido de 4 ballenas aleta al año desde 2018 (IWC, 2024a); calculado como el 47% de la cuota 2008-2012, el 53% de la cuota 2013-2017 y el 22% de la cuota 2018-2023 (Gobierno de Groenlandia, 2018).

#### *Pacífico Norte*

Aunque la IWC protegió legalmente contra la caza de ballenas en el Pacífico Norte desde 1976, las pequeñas capturas continuaron frente a Corea hasta 1981 (Cooke, 2018c). Sin embargo, en junio de 2024, Japón anunció que reanudaría la caza de aletas en su propia ZEE y añadió 59 ballenas aleta a las cuotas de caza (Agencia de Pesca de Japón, 2024), de las cuales 32 fueron capturadas durante la temporada 2024. No hay duda de que, debido a la caza comercial de ballenas, las poblaciones de ballenas aletas en el Pacífico Norte disminuyeron sustancialmente; por ejemplo, se estimó que la población en el Pacífico Norte occidental pasó de un "nivel inicial" de 44.000 a 17.000 en 1975 (Cooke, 2018c). Aunque actualmente no existe una estimación de la población de ballenas aleta en todo el Pacífico Norte (Cooke, 2018c), la zona del noroeste del Pacífico donde Japón iba a reanudar las cazas

fue estudiada entre 2002 y 2015, lo que resultó en una estimación de aproximadamente 4.000 ballenas de aletas (Hakamada & Matsuoka, 2016).

Entre 2014 y 2024, se capturaron un total de 710 ballenas comunes, con una media de 64,5 al año. Se registró un mínimo de dos en 2021 (N.B. ambos en Groenlandia, ya que no hubo caza de ballenas en Islandia ni Japón en 2021), y un máximo de 168 en 2015. Una toma ilegal que se sabe ocurrió en Corea del Sur en 2015 (IWC, 2024a).

#### *Amenazas adicionales*

Las ballenas aleta son una de las especies de ballena grande más comúnmente registradas en colisiones con embarcaciones (IWC, 2018a). Aunque los incidentes reportados han sido muy pocos en relación con la abundancia de la especie, probablemente no se hayan detectado la mayoría de las colisiones con embarcaciones grandes, y hasta la fecha no se ha realizado una evaluación cuantitativa satisfactoria del riesgo real (Cooke, 2018c). Sin embargo, existe una alta probabilidad de que en el mar Mediterráneo el impacto con barcos y la mortalidad pesquera superen el umbral crítico fijado por el Acuerdo sobre la Conservación de los Cetáceos del Mar Negro, el mar Mediterráneo y la zona atlántica contigua (ACCOBAMS) (Sèbe *et al.*, 2023). Las ballenas aleta también están sujetas a enredos en artes de pesca comercial; sin embargo, es probable que, a nivel global, la amenaza de enredo sea baja en relación con la abundancia total de la especie (Cooke, 2018c). Se considera que la ingestión de restos marinos es una amenaza emergente (Fossi *et al.*, 2012; Im *et al.*, 2020).

#### *Comercio*

La base de datos comercial de CITES contiene la exportación comercial conocida de carne de ballena aleta desde Islandia a Japón, reportando 1624 toneladas (reportadas por el importador) o 2546 toneladas (reportadas por el exportador) en 2014, 2012 toneladas en 2015, 1556 toneladas en 2017, 1977 toneladas en 2018, 1961 toneladas en 2019 y 1235 toneladas en 2020. La base de datos contiene otros '9 cuerpos extraídos de alta mar' (el entorno marino que no está bajo la jurisdicción de ningún estado) importados a Japón con fines científicos en 2014, y 100 g de carne importados a Estados Unidos desde Japón en 2017 para uso personal que fueron confiscados.

***Las ballenas comunes están sujetas a la caza de ballenas ASW en Groenlandia Occidental, con una captura permitida de 19 ballenas al año. La especie se captura comercialmente tanto en Islandia como en Japón, donde existen cuotas anuales autoasignadas de 209 y 59 ballenas respectivamente.***

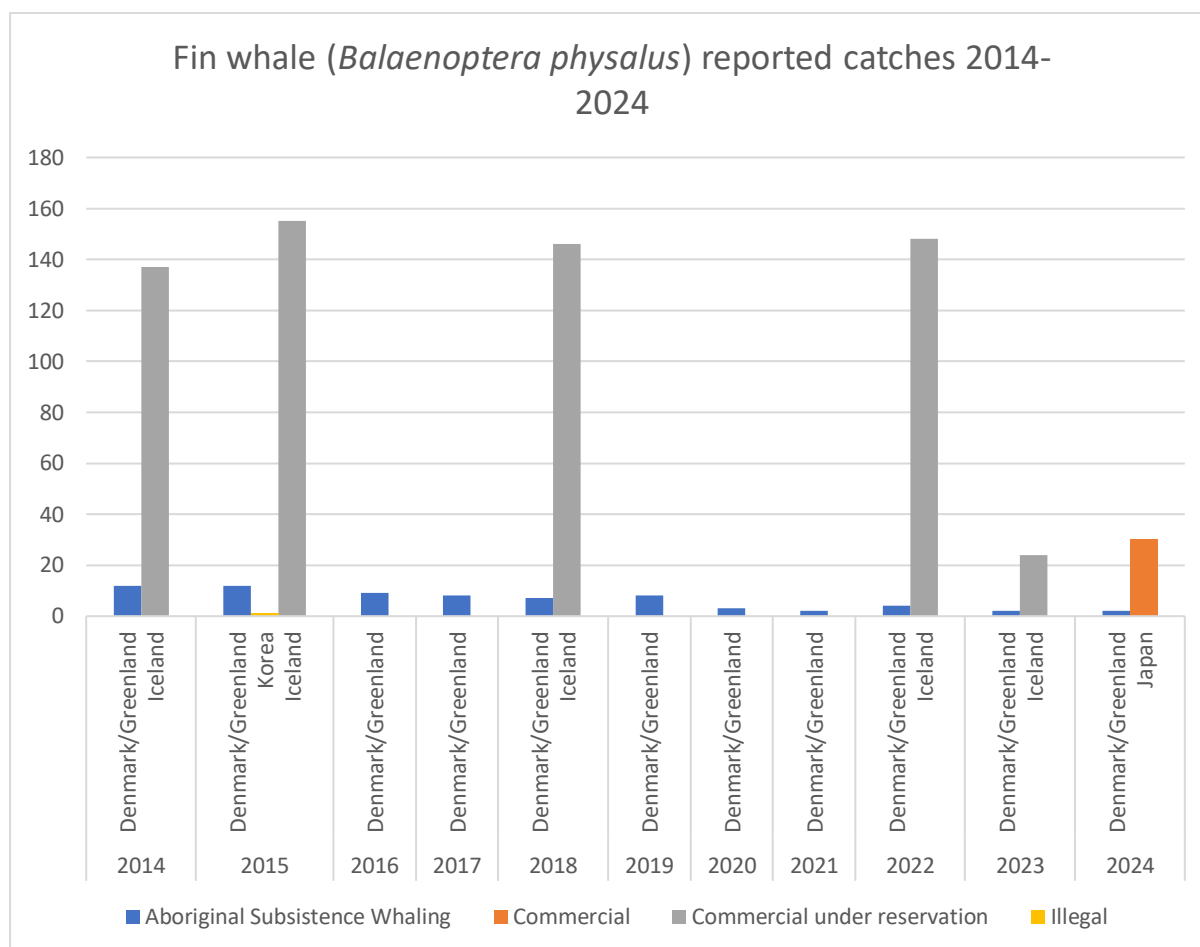


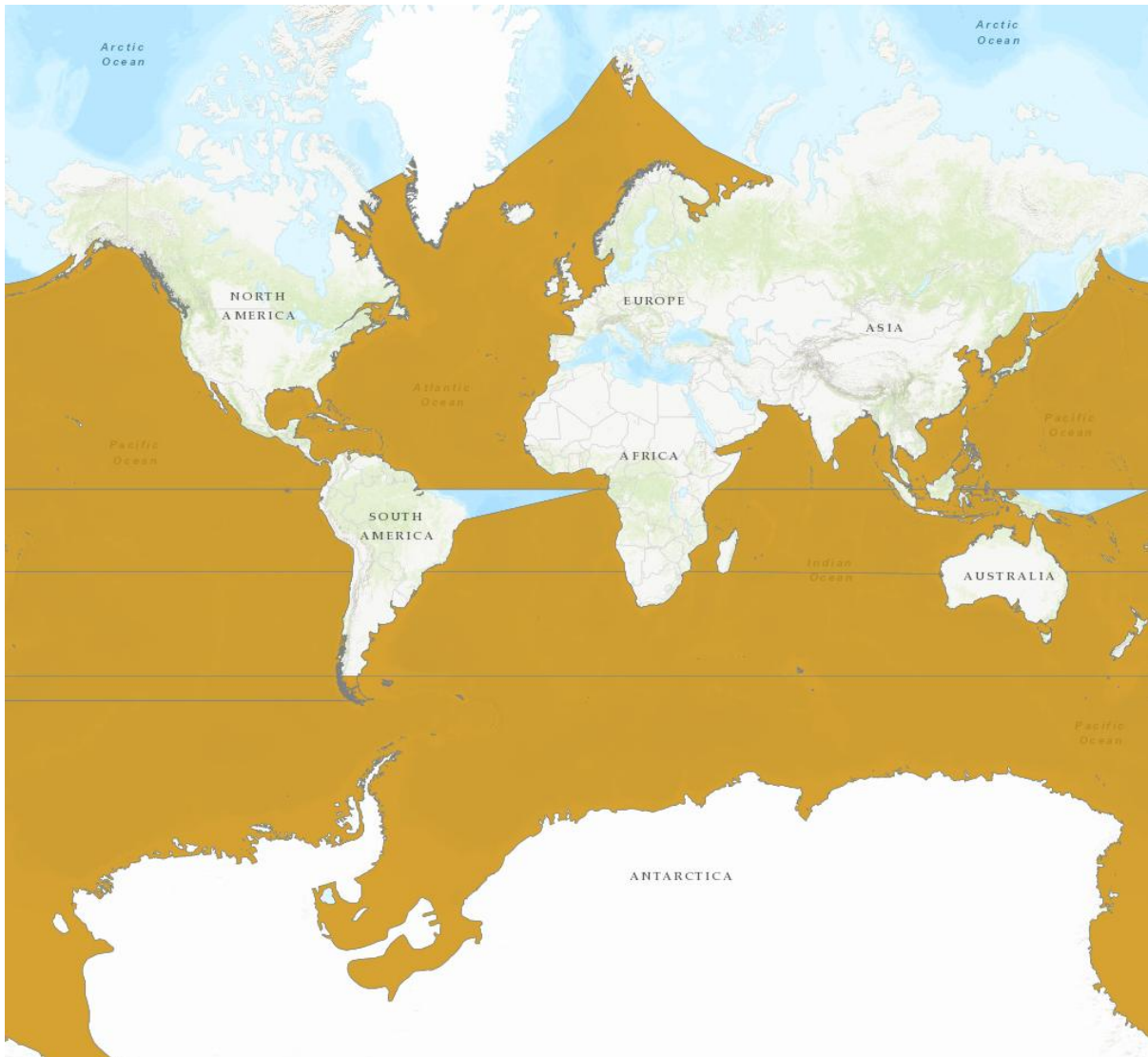
Figura 3. Capturas reportadas de ballenas aleta entre 2014 y 2024, según datos de la IWC.

**Ballena azul (*Balaenoptera musculus*)**

Listado en el Apéndice I de la CMS en 1979

No listado en el Apéndice II de CMS

Partidos CMS en el rango de especie/población: Angola, Argentina, Australia, Bangladés, Brasil, Cabo Verde, Chile, Islas Cook, Costa Rica, Dinamarca, Yibuti, Ecuador, Dinamarca, Fiyi, Francia, Gabón, India, República Islámica de Irán, Irlanda, Kenia, Madagascar, Maldivas, Mauritania, Mauricio, Marruecos, Mozambique, Nueva Zelanda, Noruega, Omán, Pakistán, Palaos, Panamá, Perú, Filipinas, Portugal, Senegal, Seychelles, Somalia, Sudáfrica, España, Sri Lanka, República Unida de Tanzania, Reino Unido, Uruguay, Yemen.



Distribución © de ballenas azules, UICN 2012. *Balaenoptera musculus*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2024-2.

La ballena azul fue cazada hasta el borde de la extinción. En el Atlántico Norte, por ejemplo, se sugiere que entre 15.000 y 20.000 individuos fueron capturados en operaciones históricas de caza de ballenas (Cooke, 2018b). Se registraron un mínimo absoluto de 9.000 ballenas azules capturadas en el Pacífico Norte, mientras que un total de 5.276 ballenas azules fueron reportadas como capturadas en el Pacífico Sur oriental (Allison, 2017). Sin embargo, esta última cifra se considera una subestimación, y el probable número total de muertes está en el rango de 6.000 a 7.000 (Cooke, 2018b). Se estima que la caza total total de ballenas azules pigmeas es de alrededor de 14.000, mientras que la caza de la ballena azul antártica (*B. m. ssp intermedia*) sumó alrededor de 350.000 (Cooke, 2018f).

El tamaño actual de la población mundial de ballenas azules es plausible de entre 10.000 y 25.000 individuos, un número similar al de las capturadas solo en el Atlántico Norte, con entre 5.000 y 15.000 individuos maduros, en comparación con una población mundial de 1926 de al menos 140.000 individuos maduros (Cooke, 2018b). Hoy en día, reconocida como compuesta por cinco subespecies, la especie está catalogada como en peligro de extinción por la UICN (Cooke, 2018b), mientras que la ballena azul antártica está catalogada como en peligro crítico (Cooke, 2018f).

La información sobre la recuperación de las poblaciones de ballenas azules tras la caza de ballenas es variada. Las estimaciones recientes de abundancia para el Atlántico Norte central y oriental aumentaron de 298 en 1987 a 1.012 en 2001 (Pike *et al.*, 2009), y también se ha sugerido que la población de ballenas azules del Pacífico Norte oriental se había recuperado hasta alcanzar casi su abundancia previa a la caza de ballenas, estimada en 1.750 - 2.500 ballenas (Monnahan *et al.*, 2015). Por otro lado, estudios recientes realizados en el Pacífico Norte occidental no encontraron ballenas azules en la costa de Japón, donde hasta la década de 1960 se sabe que al menos 2.000 individuos fueron capturados en operaciones balleneras costeras (Miyashita *et al.*, 1996; Matsuoka *et al.*, 2016). En 1998, la estimación circumpolar de abundancia de ballenas azules antárticas era de 2.280 (Cooke, 2018b). Sin embargo, en un estudio más reciente, entre 2003 y 2019 se obtuvo una estimación poblacional de 3.506 ballenas, con una tasa de crecimiento poblacional estimada entre el 10 y el 11% (Olsen *et al.*, 2024).

Aunque las ballenas azules están protegidas de la presión de caza, se han capturado híbridos de ballena azul con origen atlántico norte en operaciones balleneras islandesas (Fioravanti *et al.*, 2022). Los eventos de hibridación entre estos grandes mamíferos marinos probablemente se subestimen y se consideren una amenaza potencial adicional para la recuperación de la población de ballenas azules (Pampoulie *et al.*, 2021). Esto se ve respaldado por recientes secuenciaciones genómicas de ballenas azules del Atlántico Norte (*Balaenoptera musculus musculus*), que revelaron que alrededor del 3,5% de su ADN proviene de ballenas comunes (Jossey *et al.*, 2024).

#### *Amenazas adicionales*

La evidencia sugiere que los choques con barcos y las lesiones asociadas representan un gran factor que contribuye a la mortalidad antropogénica (Rockwood *et al.*, 2017). Más del 16% de los individuos en el catálogo de fotoidentificación del Golfo de San Lorenzo parecen tener cicatrices o heridas derivadas de colisiones con barcos (Sears & Calambokidis, 2002), mientras que las ballenas azules frente a la costa de Sri Lanka enfrentan una amenaza creciente de colisión debido a la intensidad del tráfico (de Vos *et al.*, 2016). La hibridación con ballenas aleta es una amenaza emergente potencial para su recuperación, ya que cada muestra tomada de ballenas azules que viven hoy en día tenía al menos algo de ADN de ror en el genoma, lo que significa que la especie podría estar menos preparada para adaptarse a amenazas medioambientales (Jossey *et al.*, 2024).

Los impactos de la competencia en recursos (Servicio Nacional de Pesca *Marina*, 1998) y el cambio climático (Thomas *et al.*, 2016) también se han sugerido como dificultades inherentes en la recuperación de la especie.

#### *Comercio*

En 2016, se confiscaron 850 g de carne cuando se importaron a Estados Unidos desde Japón para uso personal.

***Las ballenas azules no están sujetas a la caza de ballenas contemporánea. Sin embargo, se han adoptado híbridos de aleta azul y aleta en operaciones comerciales de caza de ballenas en Islandia.***

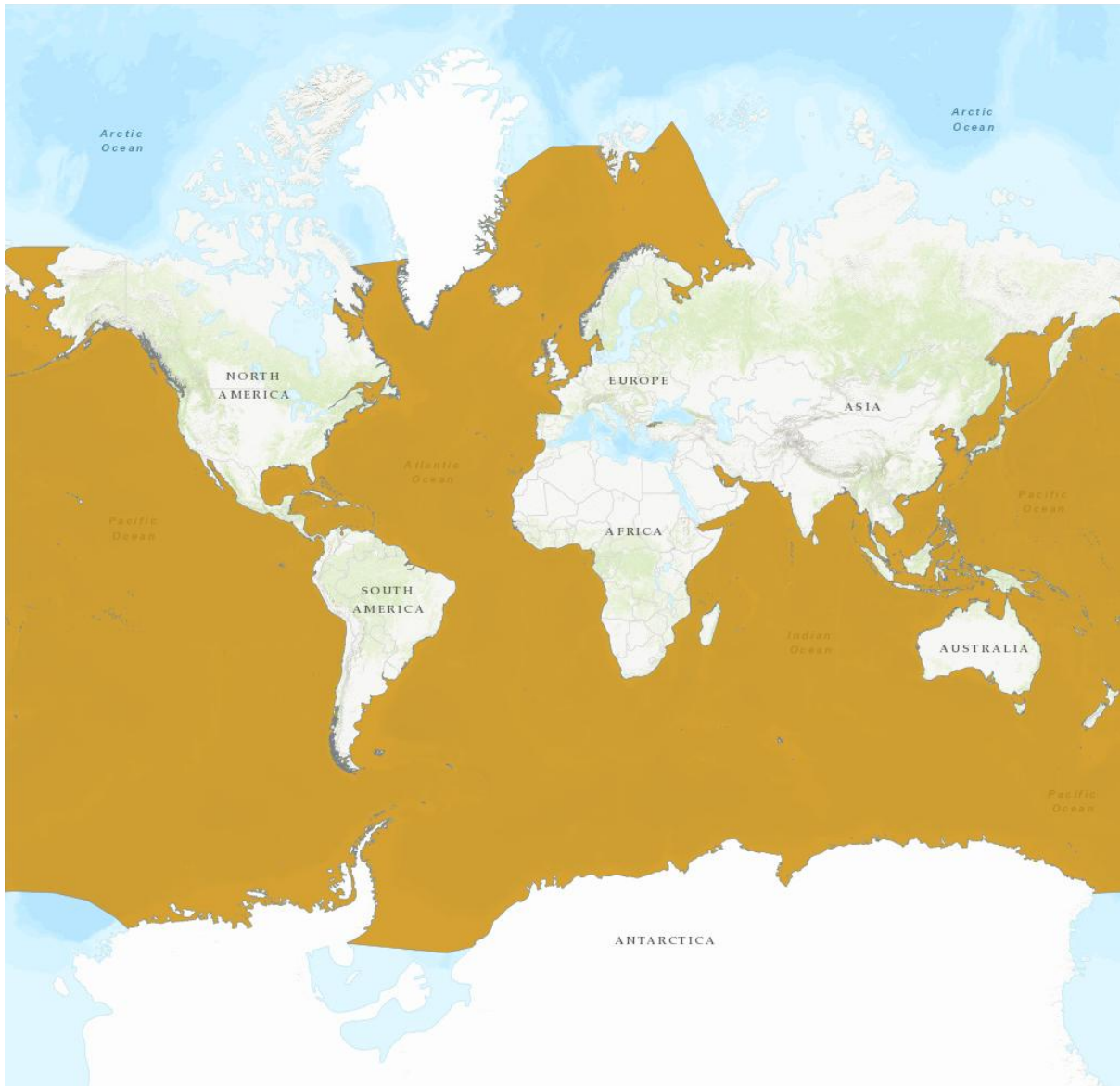
#### **Ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*)**

*Listado en el Apéndice I en 1979*

*No listados en el Apéndice II*

*Partidos CMS en el rango de especie/población: Angola, Antigua y Barbuda, Argentina, Australia, Baréin, Bélgica, Benín, Brasil, Cabo Verde, Camerún, Chile, Congo, República Democrática del Congo, Islas Cook, Costa Rica, Cuba, Costa de Marfil, Dinamarca, Yibuti, República Dominicana, Ecuador, Egipto, Guinea Ecuatorial, Dinamarca, Fiyi, Francia,*

Guayana Francesa, Gabón, Gambia, Alemania, Ghana, Guinea, Guinea-Bissau, Honduras, India, República Islámica de Irán, Irak, Irlanda, Israel, Jordania, Kenia, Liberia, Madagascar, Mauritania, Mauricio, Marruecos, Mozambique, Países Bajos, Nueva Zelanda, Nigeria, Noruega, Omán, Pakistán, Palaos, Panamá, Perú, Filipinas, Portugal, Samoa, Santo Tomé y Príncipe, Arabia Saudí, Senegal, Seychelles, Somalia, Sudáfrica, España, Noruega, Sri Lanka, Suecia, República Unida de Tanzania, Togo, Trinidad y Tobago, Emiratos Árabes Unidos, Reino Unido, Uruguay, Yemen.



Distribución © de ballenas jorobadas *UICN* 2012. *Megaptera novaeangliae*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la *UICN*. Versión 2024-2.

La caza comercial de ballenas agotó gravemente todas las poblaciones de jorobadas, pero desde su protección en 1966, cuando la población mundial se redujo a unos 5.000 individuos (Baker *et al.*, 1993), ha habido aumentos sustanciales en tres subespecies reconocidas en el Atlántico Norte, Pacífico Norte y Hemisferio Sur. Con una estimación de población global de aproximadamente 84.000 individuos maduros de un total de 135.000 ballenas, la especie está catalogada como de Menor Preocupación por la *UICN* (Cooke, 2018e). La subpoblación del mar Árabe, con menos de 100 individuos que se cree que permanecen (Minton *et al.*, 2011; Collins *et al.*, 2018), y la subpoblación de Oceanía, con aproximadamente 4.329 individuos

(Constantine *et al.*, 2012), han sido evaluados por separado y ambos están catalogados como en peligro por la UICN (Minton *et al.*, 2008; Childerhouse *et al.*, 2008).

La caza ballenera contemporánea sigue afectando a las ballenas jorobadas en tres lugares conocidos alrededor del mundo.

#### *Groenlandia Occidental*

La caza de ballenas jorobadas (ASW) de las ballenas jorobadas está regulada por la CBI en Groenlandia Occidental, donde desde 2013 existe una cuota de 10 ballenas jorobadas al año (CBI, 2016). La captura total entre 2014 y 2024 fue de 43 ballenas (IWC, 2024a).

#### *San Vicente y las Granadinas (SVG)*

La caza de ballenas de subsistencia aborigen (ASW) en la isla de Bequia se dirige a las ballenas jorobadas durante su migración anual desde sus zonas de alimentación veraniana en el Atlántico Norte (Stevick *et al.*, 2018). Aunque se utilizan carne, grasa y órganos internos, el aceite también se utiliza localmente como medicina oral y tópica, para cocinar y para otros fines domésticos (Fielding & Kiszka, 2021). Durante el bloque de cuotas de 6 años 2013-2018, se permitió a los cazadores capturar un total máximo de 24 ballenas, cuota que luego se incrementó a 28 para las temporadas 2019-2025 (IWC, 2016; IWC, 2024b). Se capturaron un total de 11 ballenas jorobadas entre 2014 y 2024 (IWC, 2024a).

#### *África Occidental*

Se sabe muy poco sobre una operación ballenera que percibía ballenas jorobadas frente a la isla de Annobón, Guinea Ecuatorial; sin embargo, evidencias recientes en vídeo confirmaron que la práctica, donde las crías son el objetivo principal, sigue en curso (Fielding & Barrientos, 2021). Una diferencia entre la caza de ballenas en Annobón y la caza de ballenas tanto en Bequia como en Groenlandia Occidental es que la caza de ballenas en esta última está regulada por la IWC, mientras que la caza en Annobón está regulada por las leyes y costumbres locales. Se han documentado casos similares de captura ocasional de ballenas jorobadas en otros países del Golfo de Guinea, pero la escala es desconocida (Fielding & Barrientos, 2021).

#### *Global*

Las estadísticas oficiales de captura muestran que se capturaron 56 ballenas jorobadas individuales entre 2014 y 2024, con un mínimo de dos en 2022 y un máximo de nueve en 2014. Una ballena jorobada fue capturada en una 'captura no autorizada' en Estados Unidos en 2016 (IWC, 2024a). Se ha capturado un número desconocido en operaciones balleneras frente a África Occidental.

Ha habido aumentos sustanciales en algunas poblaciones de ballenas jorobadas. Sin embargo, los patrones migratorios de la especie suponen una complicación a la hora de comprender los impactos de la caza de ballenas en recuperación en las poblaciones de ballenas jorobadas en el Atlántico Norte. La migración documentada de una madre y una pareja de crías de ballena jorobada islandesas desde las zonas de cría de las Indias Occidentales pone de manifiesto la conectividad y los impactos desconocidos de la caza de ballenas en el Caribe (Basran *et al.*, 2023). Además, la migración confirmada de un individuo desde el lugar de cría de las islas de Cabo Verde (CVI) hacia una zona de alimentación del Atlántico Norte occidental frente a Groenlandia occidental, que también es el lugar de una cacería de subsistencia aborigen, tiene fuertes implicaciones para los esfuerzos de conservación de la pequeña población de CVI (Chosson *et al.*, 2024). Un reciente desplazamiento observado en la distribución de ballenas jorobadas alrededor de Groenlandia, que evidenció un descenso significativo en el número de individuos que utilizan la zona de alimentación del oeste de Groenlandia, aumenta la probabilidad de que una ballena individual

sea cazada, lo que aumenta la preocupación por la conservación de la pequeña población de CVI (Hansen *et al.*, 2018). El desplazamiento extremo de distancias demuestra plasticidad conductual en las ballenas jorobadas, lo que puede desempeñar un papel importante en las estrategias de adaptación a los cambios ambientales globales y quizás ser una respuesta evolucionada a diversas presiones (Kalashnikova *et al.*, 2024).

**Amenazas adicionales**

Las ballenas jorobadas se enfrentan a una variedad de amenazas cuya intensidad y gravedad varían según su ubicación. En el Atlántico Norte, donde actualmente están sometidas a la presión de la caza, las proliferaciones de algas nocivas (HABs), las colisiones de embarcaciones y los enredos de los engaños de pesca probablemente reduzcan moderadamente el tamaño de la población y/o la tasa de crecimiento, mientras que los impactos del cambio climático son desconocidos (Bettridge *et al.*, 2015). Desde 2016 se ha declarado un Evento de Mortalidad Inusual (UME) y está en curso en respuesta al aumento de la mortalidad de ballenas jorobadas a lo largo de la costa atlántica de Estados Unidos. De las ballenas examinadas, alrededor del 40 por ciento presentaba evidencia de interacción humana, ya fuera por colisión con un barco o por enredo (NOAA, 2024).

**Comercio**

Hay un informe sobre 22 (no se han dado unidades) petróleo importado a Australia desde Colombia en 2021 con fines científicos. Según el Portal de Comercio de Vida Silvestre de TRAFFIC, en 2019 se incautaron 26 huesos de ballena jorobada y un tarro de grasa de carne de ballena en Libreville, Gabón.

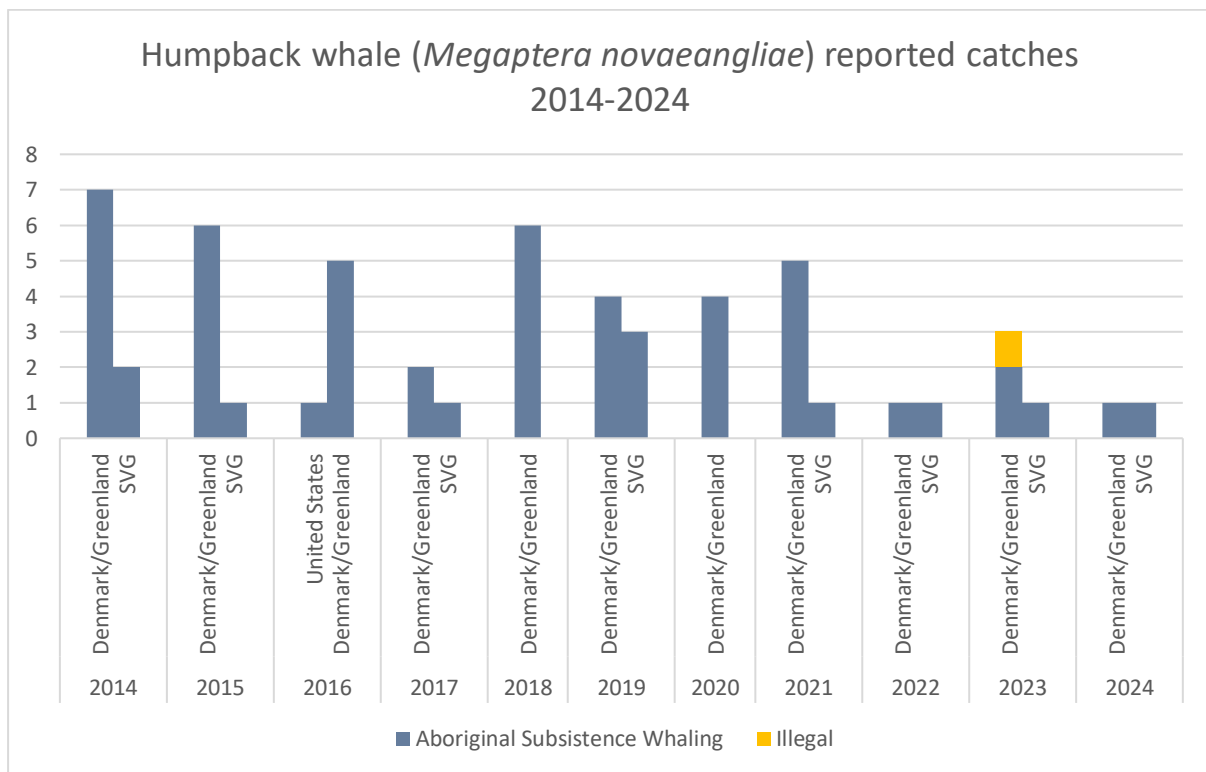


Figura 4. Capturas reportadas de ballenas jorobadas entre 2014 y 2024, según datos de la IWC.

**Las ballenas jorobadas están reguladas bajo el Plan de Gestión de la Ballena de Subsistencia Aborigen de la IWC en el oeste de Groenlandia, con un bloque de cuotas de 6 años de un máximo de 10 ballenas al año. También están sujetas a la PMSC en San Vicente y las Granadinas, con un total máximo de 28 ballenas para el periodo 2019-**

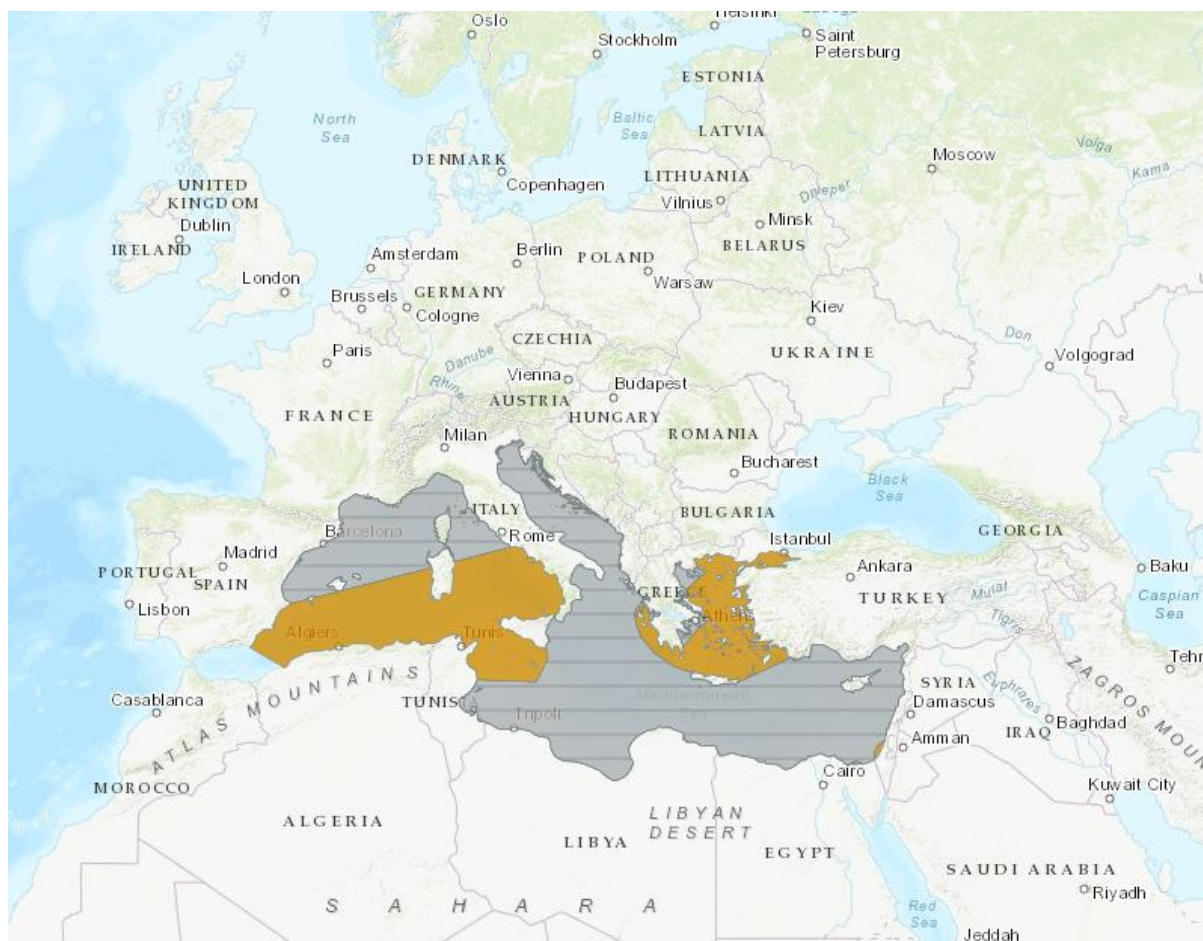
**2025. La caza de ballenas no regulada se realiza en Guinea Ecuatorial y potencialmente en otros países de África Occidental.**

**Delfín común (*Delphinus delphis*) - población mediterránea**

Listado en el Apéndice I en 2005

Listados en el Apéndice II en 1988 (junto con poblaciones del Mar Norte y Báltico, Mar Negro y el Pacífico tropical oriental)

Partes CMS en el rango de especie/población: Albania, Argelia, Bosnia y Herzegovina, Croacia, Chipre, Egipto, Francia, Grecia, Israel, Italia, Líbano, Libia, Malta, Mónaco, Montenegro, España, Eslovenia, República Árabe Siria, Túnez.



Distribución © de la subpoblación mediterránea de delfines comunes *UICN 2022*. *Delphinus delphis* Subpoblación del Mediterráneo Interior. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la *UICN*. Versión 2024-2

La 'población mediterránea' de delfines comunes fue incluida por primera vez como en peligro de extinción por la UICN en 2003 (Bearzi, 2003). Una reevaluación en 2021 encontró que el número de individuos maduros era inferior a 2.500, con una tasa estimada de descenso probablemente entre el 5% y el 10% anual, asegurando que la recién denominada 'subpoblación del Mediterráneo Interior' mantuviera la lista de Especies en Peligro (Bearzi et al., 2022). El Golfo de Corinto (GoC) está conectado mediante un estrecho estrecho con aguas abiertas del Mediterráneo. Sin embargo, con menos de 10 individuos que permanecen y sin intercambio entre poblaciones, la subpoblación GoC está catalogada como Críticamente en Peligro por la UICN (Bearzi et al., 2020).

Aunque los delfines comunes son capturados como cebo y/o consumo en otras partes del mundo (Altherr & Hodgins, 2024), la subpoblación en el Mediterráneo interior no se ve afectada por las cacerías dirigidas (Bearzi *et al.*, 2022).

Los delfines comunes solían estar ampliamente distribuidos por gran parte del Mediterráneo (Notarbartolo di Sciara & Tonay, 2021). Sin embargo, durante mucho tiempo se consideró a los delfines como plagas que merecían una exterminación sistemática, y la práctica de matar pequeños cetáceos (especialmente los delfines comunes) estuvo muy extendida hasta la década de 1960. Se cree que estas cacerías pasadas fueron un factor significativo en la precipitación del declive de la especie en la región (Bearzi *et al.*, 2022). Otras amenazas pueden haber contribuido, de forma individual o en sinergia, al continuo declive de la población, incluyendo el agotamiento de presas, la captura accesorias en la pesca, la contaminación, los riesgos para la salud y el cambio climático (Vella *et al.*, 2021). Aunque la competencia con las pesquerías es motivo de preocupación, la evidencia sugiere que la captura accidental por sí sola probablemente no sea el factor más responsable del declive de los delfines comunes en la región, pero pudo haber desempeñado un papel significativo en determinados momentos y áreas (Bearzi *et al.*, 2003), por ejemplo, causada por capturas accidentales en redes de deriva (Bearzi *et al.*, 2022). Altos niveles de PCB en delfines mediterráneos, en comparación con delfines de otras áreas, implican posibilidades de inmunosupresión y deterioro reproductivo (Fossi *et al.*, 2004).

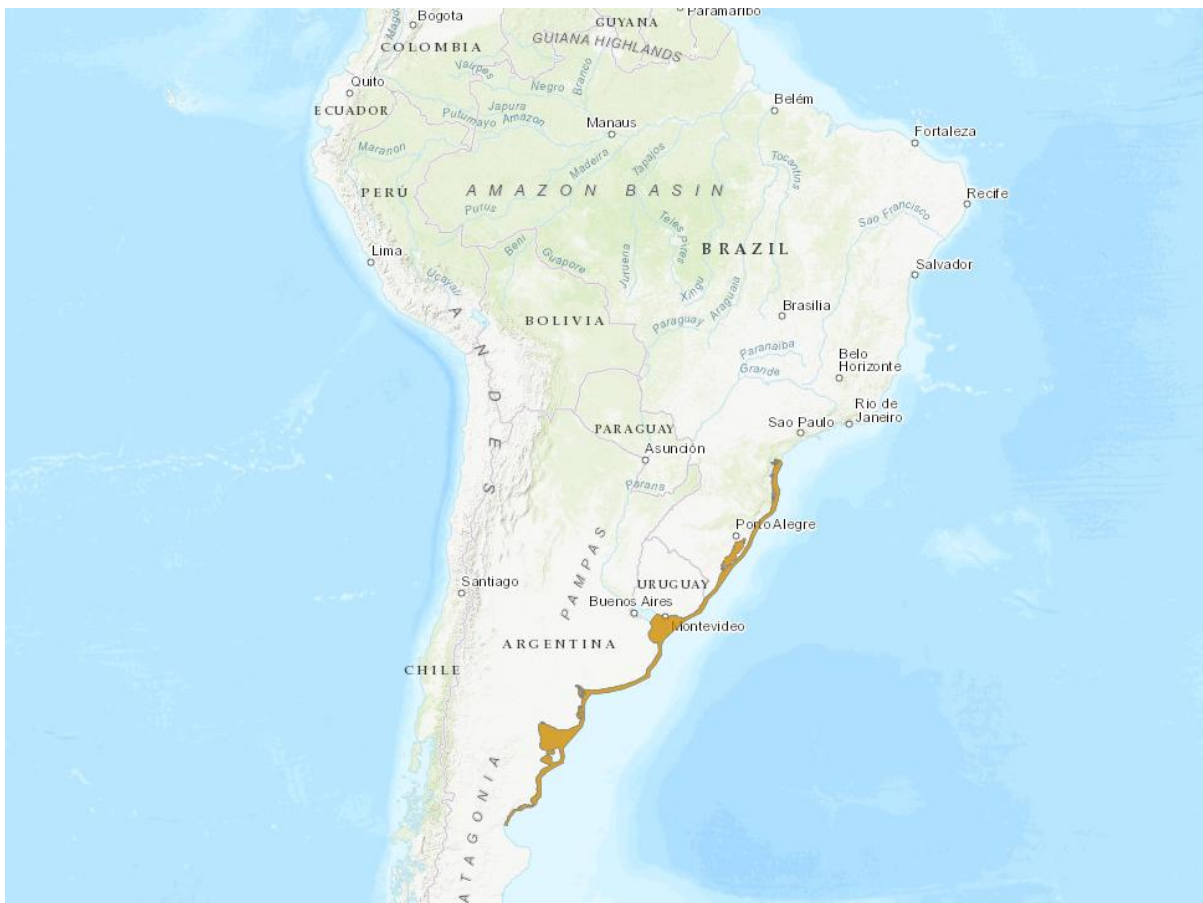
**La población mediterránea de delfines comunes no está sometida a caza.**

**Delfín nariz de Lahille (*Tursiops truncatus gephyreus*)**

Incluido en el Apéndice I en 2024

Incluido en el Apéndice II en 2024

Partidos CMS en el rango de especie/población: Argentina, Brasil, Uruguay



Distribución © de delfines nariz de botella de Lahille, *UICN 2019. Tursiops truncatus ssp. gephyreus. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2024-2.*

Tan recientemente como en 2018, se confirmó que los delfines nariz de Lahille eran una subespecie morfológica y genéticamente distinta (IWC, 2018b), y con solo 360 individuos maduros que permanecían, fueron listados como Vulnerables por la UICN (Vermeulen *et al.*, 2019).

Aunque se sabe que varias otras especies, incluidos los delfines nariz de botella comunes, son capturadas en cacerías dirigidas y oportunistas en otras partes de Brasil (Altherr & Hodgins, 2024), no se considera que los delfines nariz de botella de Lahille estén sujetos a la presión de caza contemporánea. Al contrario, durante más de un siglo, en la ciudad de Laguna, en la costa sur de Brasil, los pescadores han colaborado con los delfines nariz de botella de Lahille para encontrar peces (Cantor *et al.*, 2023).

Debido a su bajo número, alta fidelidad de los sitios y distribución costera restringida, estos delfines son especialmente sensibles a los impactos antropogénicos locales, incluyendo la contaminación, la reducción de la disponibilidad de presas y la captura accidental (Vermeulen *et al.*, 2019). En Brasil, la mortalidad incidental en artes de pesca, especialmente en redes de enmalle costeras y cerco de playa, es su principal amenaza actual (véase Fruet *et al.*, 2012). De particular preocupación para la conservación es la subpoblación argentina, debido a su pequeño tamaño, aparente aislamiento genético respecto al resto de las subespecies y su baja variabilidad genética (Vermeulen *et al.*, 2019).

**Los delfines nariz de botella de Lahille no están sujetos a caza.**

#### **Delfín nariz de botella del Mar Negro (*Tursiops truncatus ponticus*)**

Listado en el Apéndice I en 2009

Listados en el Apéndice II en 1991 (junto con poblaciones en los mares del Norte, Báltico y Negro)

Partes CMS en el rango de especie/población: Bulgaria, Georgia, Rumanía, Ucrania



Distribución del delfín nariz de botella del Mar Negro. © UICN 2012. *Tursiops truncatus ponticus*, información complementaria. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN.

El delfín nariz de botella del Mar Negro es genéticamente distinto de otras poblaciones de delfines nariz de botella en el Mediterráneo oriental y occidental y en el Atlántico noreste (Natoli *et al.*, 2005). Las encuestas realizadas en 2019 sugieren un tamaño poblacional total de unos 18.000 (excluyendo aguas rusas) o 42.000 individuos (incluyendo aguas rusas), confirmando que los delfines nariz de botella son los cetáceos menos abundantes del Mar Negro (Notarbartolo di Sciara & Tonay, 2021). Actualmente, la subespecie está catalogada como en peligro de extinción por la UICN (Birkun, 2012), lo cual está respaldado por evidencias más recientes presentadas por ACCOBAMS, que señalan un descenso poblacional al menos del 50% entre 1971 y 2019, deterioro del hábitat, disminución de poblaciones de presas debido a la invasión de especies exóticas y sobrepesca, y explotación (Notarbartolo di Sciara & Tonay, 2021).

Como ocurre con otras poblaciones de cetáceos del Mar Negro, el delfín nariz de botella del Mar Negro fue objeto de una caza intensiva por parte de todos los países del Mar Negro y captura viva para fines militares, comerciales y científicos por parte de algunos, hasta que se prohibió la pesca de cetáceos en 1983 (Birkun Jr., 2002a; Birkun, 2012). A pesar de la prohibición, todavía se sabe que la captura ilegal —principalmente para el comercio de vivos— (Marine Connection, 2017) y se han reportado casos aislados de muertes deliberadas y acoso en pesquerías costeras (Birkun, 2012).

#### *Amenazas adicionales*

La población en declive está sujeta a una serie de otras amenazas. Actualmente, una de sus principales amenazas es la mortalidad accidental en equipos de pesca, especialmente en redes de enmalle en el fondo (Notarbartolo di Sciara & Tonay, 2021). Sin embargo, la mayoría de las capturas accesorias de cetáceos se deben a operaciones de pesca ilegales, no declaradas y no reguladas (INDNR), lo que dificulta estimar el número real de muertes (Popov *et al.*, 2023). Tanto el arrastre pelágico a gran escala como las pesquerías costeras a pequeña escala afectan indirectamente a la especie al agotar sus poblaciones de presas (Birkun, 2012), mientras que se cree que la invasión de especies exóticas también reduce sus presas y degrada su hábitat (Birkun Jr., 2002a). Los delfines nariz de botella del Mar Negro están en riesgo crónico de infecciones bacterianas oportunistas atribuidas a la contaminación multimicrobiana por residuos no tratados en aguas costeras, y hay evidencia de que son vulnerables a la infección por morbillivirus, similar a otras especies de cetáceos del Mar Negro (Birkun Jr., 2002b).

La invasión rusa de Ucrania representa una amenaza significativa para los cetáceos del Mar Negro, con un aumento brusco de la mortalidad de cetáceos desde el inicio de la guerra en 2022. Se encontraron individuos varados con evidencias de lesiones recientes relacionadas con la guerra, hambre e hipotermia, y se cree que la combinación de disturbios acústicos y explosiones durante operaciones militares provoca incidentes frecuentes y letales de descompresión (Wegrzyn *et al.*), 2023).

***El delfín nariz de botella del Mar Negro está sujeto a caza ilegal.***

#### **Delfín de Irrawaddy (*Orcaella brevirostris*)**

*Listado en el Apéndice I en 2009*

*Listados en el Apéndice II en 1991*

*Partidos CMS en el rango de especie/población: Bangladés, India, Filipinas*



Distribución © de delfines de Irrawaddy, *Grupo Especialista en Cetáceos del SSC de la UICN, 2017. Orcaella brevirostris. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2024-2.*

El tamaño actual de la población de delfines del Irrawaddy en toda su área de distribución es desconocido, ya que solo se dispone de estimaciones de abundancia para unas pocas partes de su área, donde se sabe que existen en subpoblaciones locales muy pequeñas y, en consecuencia, la especie está catalogada como en peligro de extinción por la UICN (Minton *et al.*, 2017). Actualmente existen seis subpoblaciones reconocidas de delfines del Irrawaddy, pero con estimaciones de individuos maduros en los seis que se estima en menos de 50, todas están catalogadas como en Peligro Crítico (Dolar *et al.*, 2018; Smith, 2004; Smith y Beasley, 2004a, 2004b; Smith *et al.*, 2023).

Debido a su preferencia por aguas costeras y fluviales, los delfines del Irrawaddy se han visto afectados por diferentes niveles de caza, ya sea para alimento, cebo y captura viva para la industria de la cautividad en toda su área de distribución. Aunque está protegida por la legislación nacional, se sabe que la captura ilegal es continua. Por ejemplo, en Indonesia, el delfín del Irrawaddy está principalmente amenazado por la captura accidental en las pesquerías; sin embargo, la caza deliberada contribuye aún más al declive de la especie (Brownell *et al.*, 2019). Además, en Malasia, los delfines Irrawaddy capturados de forma incidental se utilizan para consumo humano o cebo para tiburones (Jaaman *et al.*, 2005; Jaaman *et al.*, 2008).

#### *Amenazas adicionales*

La amenaza más grave para los delfines de Irrawaddy es la mortalidad incidental por enredos en equipos de pesca, especialmente en redes de enmalle. Sin embargo, la pérdida de hábitat, especialmente por presas en poblaciones fluviales, la degradación por caudales de agua dulce decrecientes o alterados, la contaminación y la perturbación por el tráfico de embarcaciones, son todas preocupantes (Minton *et al.*, 2017).

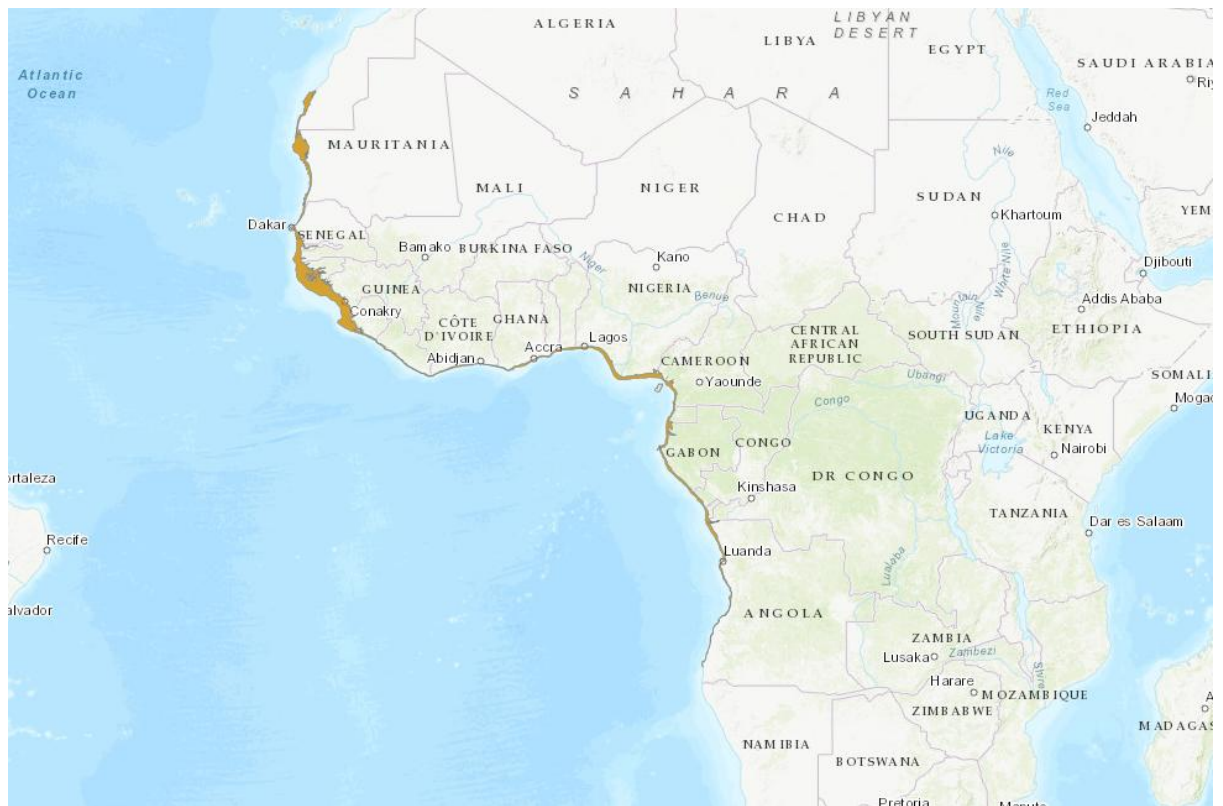
#### ***El delfín del Irrawaddy está sujeto a caza ilegal.***

#### **Delfín jorobado del Atlántico (*Sousa teuszii*)**

*Listado en el Apéndice I en 2009*

*Listados en el Apéndice II en 1991*

*Partes CMS en el rango de especie/población: Angola, Benín, Camerún, Congo, República Democrática del Congo, Costa de Marfil, Guinea Ecuatorial, Gabón, Gambia, Ghana, Guinea, Guinea-Bisáu, Liberia, Mauritania, Nigeria, Senegal, Togo.*



Distribución © de delfines jorobados del Atlántico, *Grupo Especialista en Cetáceos del SSC de la UICN 2017. Sousa teuszii. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2024-2.*

La información actualizada sobre la abundancia de delfines jorobados del Atlántico es escasa. Sin embargo, se considera que la abundancia total de la especie en los 11 stocks de gestión reconocidos es de <3.000 individuos (Collins, 2015), con probablemente <1.500 ejemplares maduros. La especie está catalogada como Críticamente en Peligro por la UICN (Collins *et al.*, 2017).

Los delfines jorobados del Atlántico están entre al menos 18 especies de pequeños cetáceos que se sabe que son explotadas como carne salvaje acuática en África Occidental (Altherr & Hodgins, 2018, 2024; Ingram *et al.* 2022). Sin embargo, la composición de las capturas por especies a veces es difícil de verificar. Los delfines desembarcados se utilizan principalmente como alimento, ya sea localmente o en zonas más alejadas de la costa; sin embargo, también se utilizan en la medicina tradicional (Ingram *et al.*, 2022). La especie se considera desproporcionadamente afectada por la captura de carne silvestre, debido a su pequeño tamaño poblacional (IWC, 2019), el uso del hábitat costero y la alta vulnerabilidad a la captura en pesquerías costeras a pequeña escala (Van Waerebeek *et al.*, 2017; Bamy *et al.*, 2021). Se cree que la ausencia de registros en Ghana puede deberse a la extinción localizada de la especie en aguas ghanesas (Van Waerebeek *et al.*, 2009).

**Amenazas adicionales**

La dependencia de la especie en hábitats intensamente utilizados por humanos la expone a una variedad de amenazas antropogénicas, incluyendo capturas accesorias/enredos en los equipos de pesca, degradación y falta de disponibilidad del hábitat, contaminación y agotamiento de presas (Minton *et al.*), 2022). De estas, el enredo es el más generalizado,

probablemente causando disminuciones poblacionales en todo el área de distribución de la especie (Collins *et al.*, 2017; Weir y compañía., 2021).

#### Comercio

La evidencia sugiere que, a pesar de las prohibiciones nacionales, los pequeños cetáceos, incluidos los delfines jorobados del Atlántico, son objetivo, consumidos y comercializados en muchos países africanos (Altherr & Hodgins, 2018). Hay indicios de un creciente interés comercial en los productos de delfín y algunas evidencias de un comercio limitado de carne de delfín en Guinea (Collins *et al.*, 2015) y Camerún (Van Waerebeek *et al.*, 2017), siendo el delfín jorobado del Atlántico una de las especies comercializadas.

#### **El delfín jorobado del Atlántico está sujeto a caza ilegal.**

#### **Marsopa del puerto del Báltico propiamente dicho (*Phocoena phocoena*) – población propia del Báltico**

Listados en el Apéndice I en 2023

Listado en el Apéndice II en 1988

Partidos CMS en el rango de especie/población: Dinamarca, Estonia, Finlandia, Alemania, Letonia, Lituania, Polonia, Suecia



Distribución © propiamente dicha, marsopa portuaria del Báltico, UICN 2023. Subpoblación del Mar Báltico de *Phocoena phocoena*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2024-2.

Aunque no existen estimaciones fiables del tamaño poblacional previo a la explotación (Carlström *et al.*, 2023), desde mediados del siglo XX, se sabe que el número de marsopas comunes en el mar Báltico ha colapsado (Amundin *et al.*, 2022). Los datos genéticos muestran que la población propia del marsopa común del Báltico es demográficamente independiente de la población vecina y, con un estimado de 216 individuos maduros, está catalogada como en peligro crítico por la UICN (Carlström *et al.*, 2023).

Históricamente, las marsopas comunes de la población del Báltico propiamente dicho eran cazadas intencionadamente en toda su área de distribución, mientras que también eran capturadas accidentalmente en artes de pesca (HELCOM, 2022). Aunque ya no se realizan capturas dirigidas, las capturas accidentales en engaños de pesca siguen siendo la amenaza más significativa para la población (Consejo Internacional para la Exploración del Mar [ICES], 2019). Con una población estimada que ha disminuido un 64% en los últimos 36 años y el número de animales capturados accidentalmente superando con creces el límite de Posible Eliminación Biológica (PBR) (Carlström *et al.*, 2023), se prevé que la captura accidental provoque un colapso poblacional de  $\leq 50$  animales para finales de siglo (Cervin *et al.*, 2020).

Los niveles de bifenilos policlorados (PCB) en marsopas comunes de la región del mar Báltico fueron hasta un 254% superiores a los de conspecíficos en aguas vecinas (Berggren *et al.*, 1999), y la contaminación se considera una amenaza significativa para la población, junto con el ruido submarino, el agotamiento de presas y la pérdida y degradación del hábitat (ICES, 2019). La pérdida y degradación del hábitat causada por altas cargas de nutrientes, combinada con la situación hidrogeográfica del mar Báltico, que conduce a condiciones hipóxicas y anóxicas, puede reducir aún más el potencial de recuperación de la población de marsopas del puerto del Báltico propiamente dicho (Carlström *et al.*, 2023).

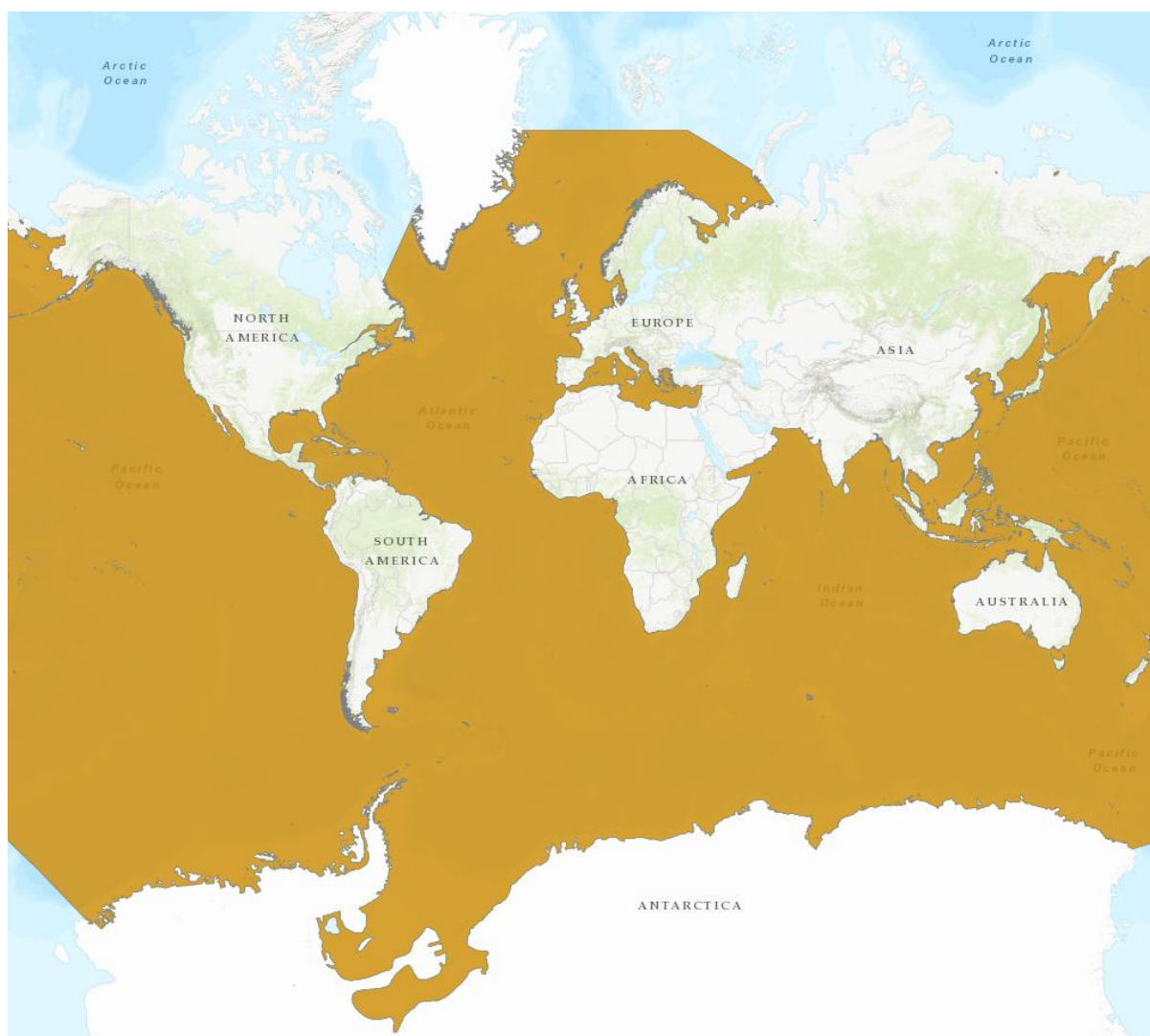
***La marsopa del puerto del Báltico no está sujeta a caza.***

### **Cachalote (*Physeter macrocephalus*)**

*Listado en el Apéndice I en 2002*

*Incluido en el Apéndice II en 2002*

*Partes CMS en el rango de especie/población: Albania, Argelia, Angola, Antigua y Barbuda, Argentina, Australia, Bangladesh, Bélgica, Benín, Bosnia y Herzegovina, Brasil, Cabo Verde, Camerún, Chile, Congo, República Democrática del Congo, Islas Cook, Costa de Marfil, Costa Rica, Croacia, Chipre, Dinamarca, Yibuti, República Dominicana, Ecuador, Egipto, Guinea Ecuatorial, Eritrea, Dinamarca, Fiyi, Francia, Guayana Francesa, Gabón, Gambia, Alemania, Ghana, Grecia, Guinea, Guinea-Bissau, Honduras, India, República Islámica de Irán, Irlanda, Israel, Italia, Kenia, Líbano, Liberia, Libia, Madagascar, Maldivas, Malta, Mauritania, Mauricio, Mónaco, Montenegro, Marruecos, Mozambique, Países Bajos, Nueva Zelanda, Nigeria, Noruega, Pakistán, Palaos, Panamá, Filipinas, Portugal, Samoa, Santo Tomé y Príncipe, Arabia Saudí, Senegal, Seychelles, Eslovenia, Somalia, Sudáfrica, España, Sri Lanka, Suecia, República Árabe Siria, República Unida de Tanzania, Togo, Tokelau, Trinidad y Tobago, Túnez, Emiratos Árabes Unidos, Reino Unido, Uruguay, Yemen.*



Distribución © de cachalotes, UICN 2019. *Physeter macrocephalus*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2024-2.

La caza histórica de ballenas provocó un descenso del 57% en las poblaciones mundiales de cachalotes y ha provocado alteraciones sociales, reduciendo las tasas de recuperación durante una o dos décadas después (Whitehead & Shin, 2022). No hay evidencia directa de que alguna parte de la población haya aumentado desde el cese de las operaciones balleneras, y en algunas zonas existe preocupación de que las poblaciones continúen disminuyendo (Taylor *et al.*, 2019). Con una población mundial de alrededor de 850.000 individuos (Whitehead & Shin, 2022), el cachalote está catalogado como Vulnerable por la UICN (Taylor *et al.*, 2019). La subpoblación mediterránea de cachalotes ha sido evaluada por separado y, con un número probable de ballenas maduras <.500, está catalogada como en peligro por la UICN (Pirota *et al.*, 2021).

Aunque ya no se realiza la caza comercial a gran escala, una pequeña pesca tradicional dedicada a los cachalotes continúa en la aldea de Lamalera, isla de Lembata, Indonesia. Entre 1991 y 2014 hubo grandes fluctuaciones anuales en el número de individuos capturados; sin embargo, con un promedio de 14 al año, se capturaron un total de 407 cachalotes (Kojima & Egami, 2019; Ramadhán, 2015). Entre 2014 y 2024, se tomaron un total de 146 individuos, aunque actualmente no hay información disponible ni de 2023 ni de 2024 (IWC, 2024a). También se buscan varias otras especies de cetáceos pequeños, incluyendo *globicephala macrorhynchus* (*Globicephala macrorhynchus*) y orcas (*Orcinus*

orca), con caza de ballenas a lo largo del año. Los cetáceos se utilizan para alimentación, moneda, medicina y artesanía (Porter & Lai, 2017).

Aunque Japón reportó capturas de cachalotes entre 2000 y 2013, no se han registrado capturas posteriores a 2014 (IWC, 2024a).

**Amenazas adicionales**

Los cachalotes enfrentan una variedad de otras amenazas, incluyendo el enredo en los aparatos de pesca, la ingestión de equipos de pesca y restos marinos, la contaminación acústica, la contaminación química y los choques con barcos (Taylor *et al.*, 2019 y literatura en su interior).

**Comercio**

Según la base de datos comercial CITES, en 2016, se confiscaron dos cosméticos (sin unidad) y 1 extracto (sin unidad) cuando se importaron a Senegal desde Estados Unidos. En 2018, se importó una cola a Canadá desde Estados Unidos con el propósito de una exhibición de circo o itinerante. La base de datos también contiene referencias a un bien no especificado que fue confiscado en 2019 cuando se importó a Estados Unidos desde México con fines personales o comerciales (se reportan diferentes códigos de propósito). Más recientemente, en 2022, se confiscaron 15 ml de cera para uso personal cuando se importaron de Malasia a Estados Unidos. Como se ha señalado anteriormente, los derivados del cachalote también se comercian internamente dentro de las comunidades balleneras de Indonesia.

**Los cachalotes están sujetos a prácticas de caza de ballenas en Indonesia.**

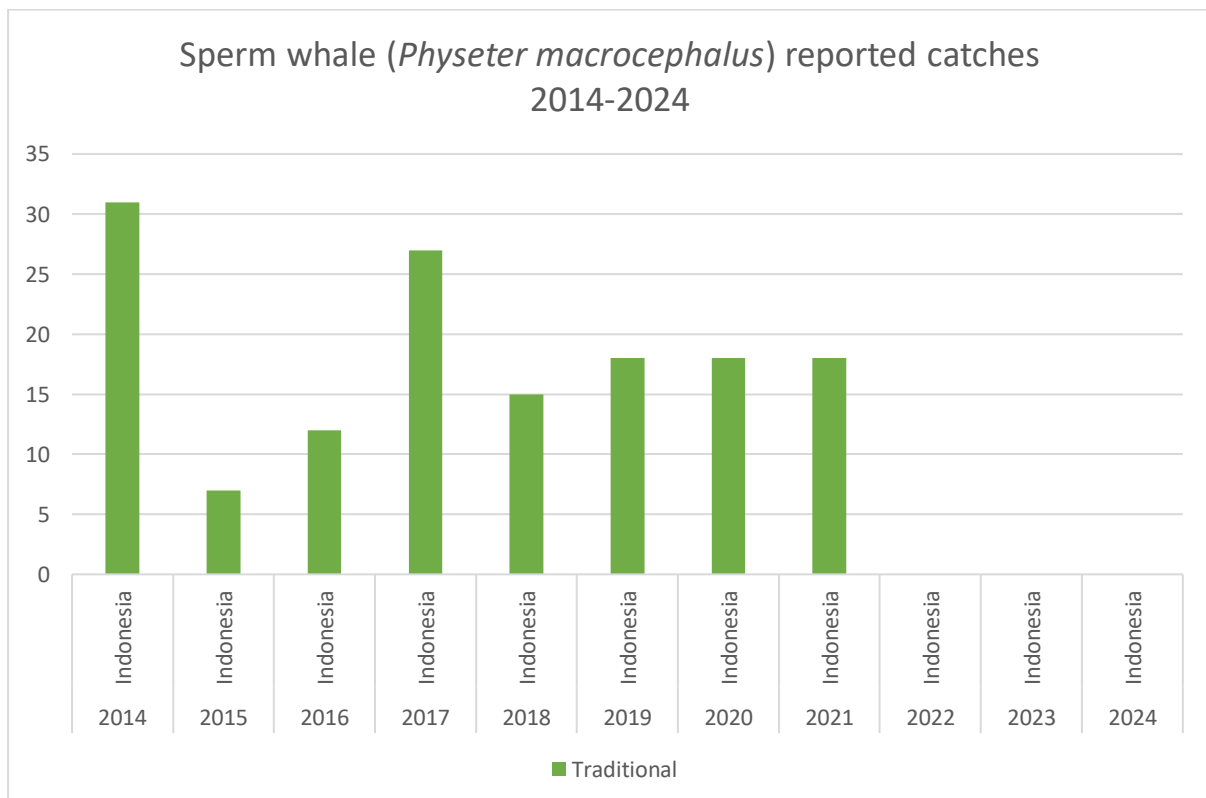
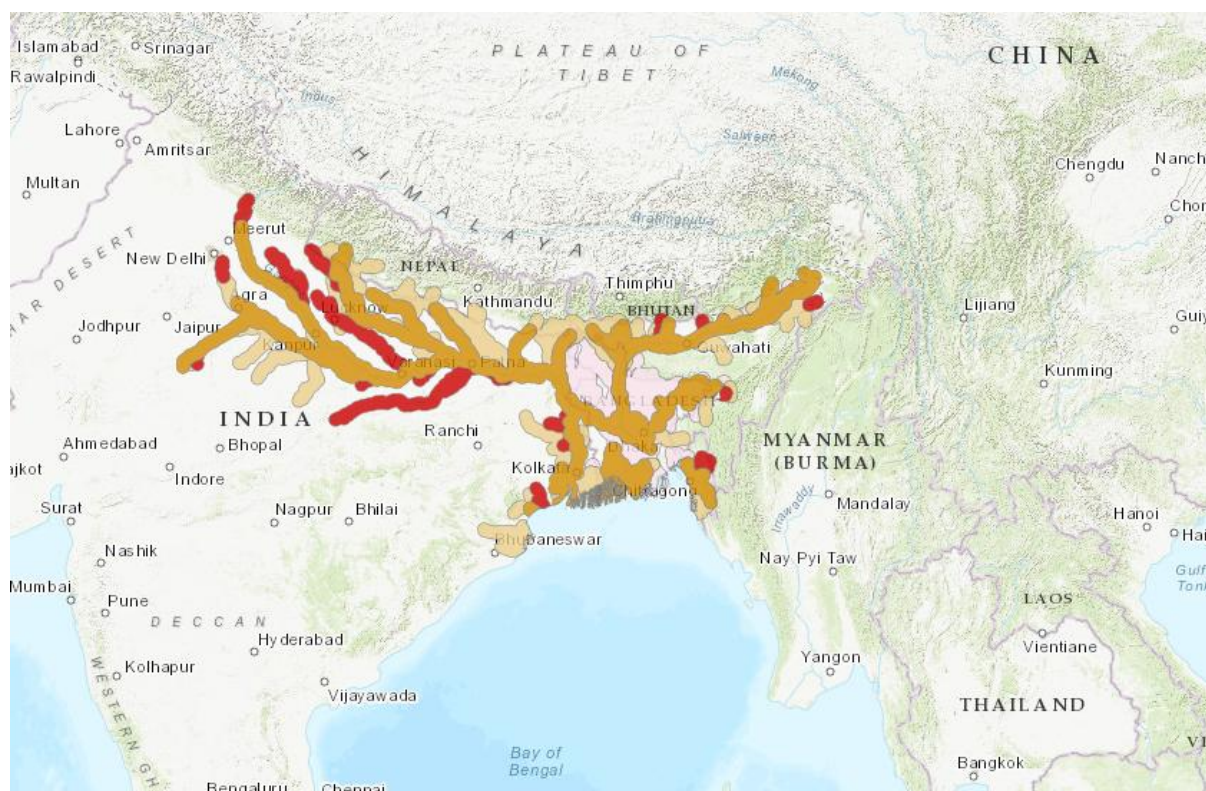


Figura 5. Se reportaron capturas de cachalotes entre 2014 y 2024, según datos de la IWC.

**Delfín del río Ganges (*Platanista gangetica*)**

Listado en el Apéndice I en 2002

Listados en el Apéndice II en 1991

*Partes CMS en el rango de especie/población: Bangladés, India*

Distribución © de delfines del río Ganges Kelkar, N., Smith, B.D., Alom, M., Dey, S., Paudel, S. & Braulik, G.T. 2022. *Platanista gangetica*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2024-2.

Basándonos en la suma de todos los conteos de delfines y estimaciones de abundancia de encuestas realizadas en toda la área de distribución, aunque persiste la incertidumbre sobre la abundancia real, se estima que quedan aproximadamente 5.200 delfines individuales del río Ganges, que están catalogados como en peligro por la UICN (Kelkar *et al.*, 2022).

Aunque la captura y la matanza de delfines del río Ganges está prohibida en toda su área de distribución, la caza selectiva ilegal con arpones sigue ocurriendo en algunas partes de la India, con un escrutinio significativo en los estados de Bengala Occidental, Assam y Bihar (Choudhury *et al.*, 2019; IWC, 2020; Kelkar *y otros.*, 2022; Kolipakam *et al.*, 2020). También se han reportado cazas selectivas y capturas incidentales en Bangladés, como resultado de lo cual, en algunas zonas, los delfines han desaparecido (Choudhury *et al.*, 2019). Se cree que la caza de delfines y la extracción de petróleo son rampantes y regulares a lo largo del río Ganges, en la frontera entre India y Bangladés (Kolipakam *et al.*, 2020), mientras que la matanza a gran escala a orillas del Ganges en Murshidabad y Malda para el comercio de petróleo y fines medicinales es responsable de la muerte de al menos 50 delfines, incluidos jóvenes, cada año (Human Environment Alliance League, 2019). Aunque los pescadores son conscientes del estado de conservación y del precario tamaño poblacional de la especie, debido a la dificultad de implementación y aplicación, siguen participando en la captura y sacrificio de delfines de río, con casi el 58% de los entrevistados vendiendo delfines enredados para obtener petróleo (Kolipakam *et al.*, 2020).

***Amenazas adicionales***

Además de la captura dirigida, debido a su hábitat preferido y proximidad a poblaciones humanas, el delfín del río Ganges enfrenta una serie de amenazas adicionales, incluyendo atrapamiento en canales, presas altas, presas de riego y desviación de agua, minería y



la especie, se han calculado estimaciones para una parte o la totalidad de FMAs individuales. Con una población aproximada de 35.500 individuos en toda su área de distribución, están catalogados como Vulnerables por la UICN (Zerbini *et al.*, 2017). Totalmente protegido por la legislación nacional del Estado de Range, aunque no ha habido informes recientes de expropiación directa de franciscana (Zerbini *et al.*, 2017), se cree que la expropiación ilegal oportunista a pequeña escala continúa (Altherr & Hodgins, 2018, 2024).

#### *Amenazas adicionales*

Franciscana es el cetáceo pequeño más amenazado del Atlántico Sur occidental. Su distribución costera lo hace vulnerable a enredos tanto en pesquerías artesanales como industriales, especialmente en redes de enmalle, siendo la mortalidad relacionada con la pesca la principal amenaza para su supervivencia (Secchi *et al.*, 2022). Investigaciones de principios de los 2000 sugirieron que los niveles de captura accesorio no eran sostenibles en todas las FMAs y que las franciscanas en FMAs II, III y IV disminuirían al menos un 30% en 25 años (Secchi & Fletcher, 2004; Secchi, 2006). El bajo potencial reproductivo y la corta esperanza de vida hacen que las franciscanas sean altamente susceptibles a las actuales tasas de eliminación no natural y, junto con la amenaza de capturas accidentales, enfrentan los impactos de la degradación del hábitat (incluyendo contaminación acústica y química), el agotamiento de las poblaciones de peces, los restos marinos y el cambio climático (Secchi *et al.*, 2021).

#### *Comercio*

Un esqueleto fue confiscado cuando fue exportado de Uruguay a Estados Unidos con fines comerciales en 2015.

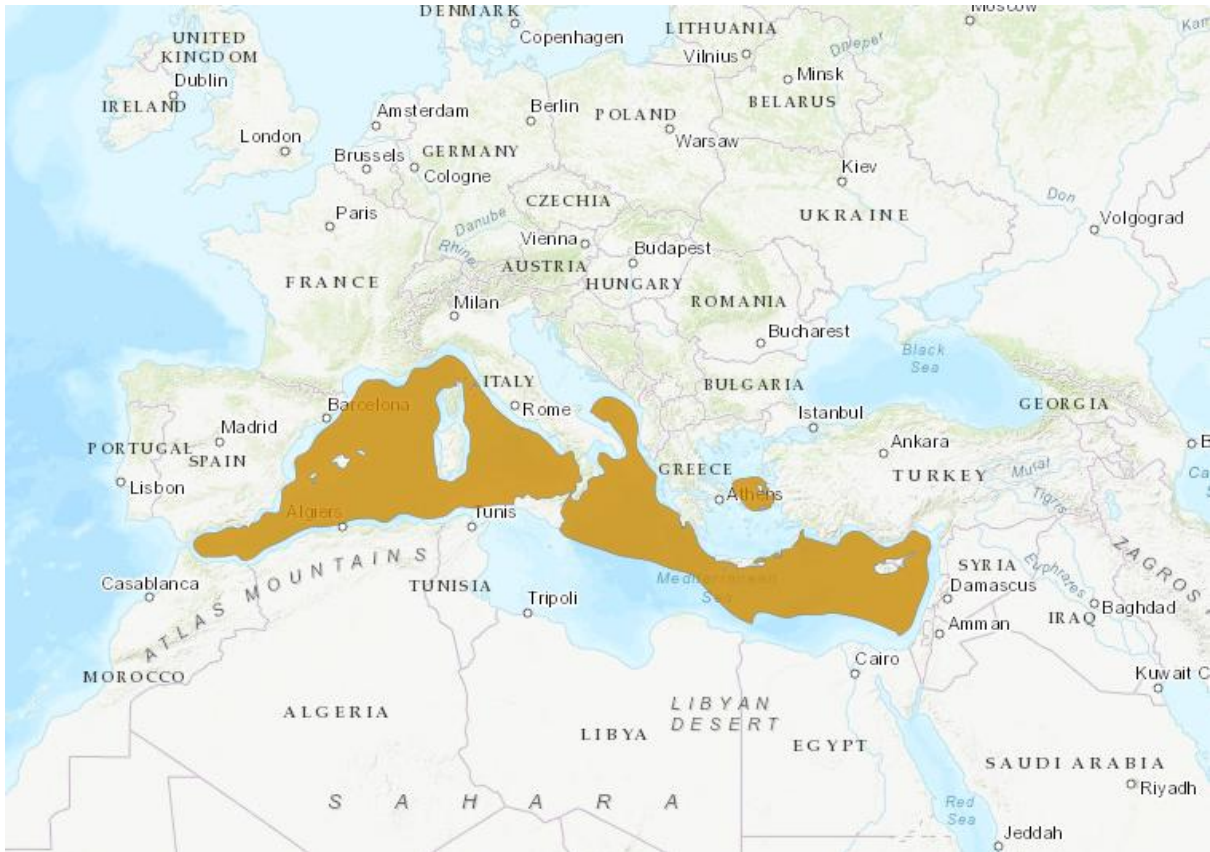
***Se cree que los delfines franciscana (La Plata) son objeto de captura ilegal oportunista a pequeña escala.***

#### **Ballena pico de Cuvier (*Ziphius cavirostris*) - Subpoblación mediterránea**

*Listado en el Apéndice I en 2014*

*No listados en el Apéndice II*

*Partes CMS en el rango de especie/población: Albania, Argelia, Bosnia y Herzegovina, Croacia, Chipre, Egipto, Francia, Grecia, Israel, Italia, Mónaco, España, Líbano, Libia, Malta, Montenegro, Marruecos, Eslovenia, República Árabe Siria, Túnez, Reino Unido*



Ballena © pico de Cuvier, *UICN 2020. Subpoblación mediterránea de *Ziphius cavirostris*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2024-2.*

La subpoblación mediterránea de la ballena pico de Cuvier es genéticamente distinta de otras poblaciones de la especie (Cañadas & Notarbartolo di Sciara, 2018) y con una abundancia total de menos de 6.000 individuos (Cañadas *et al.*, 2017) está catalogada como Vulnerable por la UICN (Cañadas & Notarbartolo di Sciara, 2018).

Aunque hay evidencia de caza histórica a pequeña escala en esta población (Northridge, 1994), y se sabe que la especie ha sido capturada en otras partes del mundo (Altherr & Hodgins, 2018, 2024), no se piensa que haya ocurrido una captura contemporánea deliberada sobre la subpoblación mediterránea.

**Amenazas adicionales**

Los principales factores de mortalidad que afectan a esta subpoblación incluyen el sonar naval (y otros ruidos antropogénicos), el enredo en redes pelágicas ilegales y la ingestión de residuos plásticos, y se proyecta que, en ausencia de una gestión eficaz para mitigar las amenazas actuales, la población seguirá disminuyendo (Notarbartolo di Sciara & Tonay, 2021).

**La subpoblación mediterránea de la ballena pico de Cuvier no está sujeta a la caza contemporánea.**

## Discusión

### Ballenas barbas

En algún momento, y en mayor o menor medida, todas las especies de ballenas de barba incluidas en el Apéndice I de la CMS fueron sometidas a cacerías dirigidas, y todas mostraron disminuciones significativas en su abundancia. Incluso con el cese de la caza de ballenas, la recuperación de una población se ve agravada por amenazas adicionales que enfrenta la especie y algunas, como las ballenas francas del Atlántico Norte y del Pacífico Norte, nunca se han recuperado (Cooke & Clapham, 2018a; Garrison *et al.*, 2022; Pettis *et al.*, 2020). Para otros, como la ballena azul, su recuperación es desconocida pero se cree que está obstaculizada por otras amenazas (Rockwood *et al.*, 2017). Las ballenas francas australes están protegidas de la caza y se cree que varias poblaciones se han recuperado; sin embargo, algunas aún muestran disminuciones en ausencia de la caza de ballenas. La sobreexplotación pasada y una distribución costera han hecho que algunas poblaciones sean muy vulnerables a impactos antropogénicos, lo que ha provocado su casi extinción (García-Cegarra *et al.*, 2021).

Las ballenas con barbas restantes del Apéndice I de la CMS están sometidas a la caza de ballenas contemporánea en distintos grados y presentan un panorama más complejo, con la falta de información disponible sobre su estado, con subpoblaciones recuperándose a diferentes ritmos y una serie de amenazas adicionales y crecientes, lo que resulta en impactos acumulativos complejos.

La ballena borealis es sometida a cacerías reguladas. Sin embargo, se sabe que se está recuperando en una parte de su área de distribución, lo que curiosamente se correlaciona con donde sigue existiendo presión de caza por la guerra antisubmarina (Cooke *et al.*, 2018; Cooke & Reeves, 2018b; Frasier *et al.*, 2015; Givens *et al.*, 2016). Se sabe poco sobre los efectos acumulativos de múltiples factores de estrés en los cetáceos árticos (Laidre *et al.*, 2015) y existe preocupación de que, a medida que el hielo marino disminuya, el Ártico se vea sometido a un aumento del tráfico de embarcaciones, las actividades pesqueras y las industrias extractivas, los impactos causados por el ser humano en las ballenas boreales también aumentarán (Reeves *et al.*, 2012; Reeves *et al.*, 2014).

Se cree que las ballenas Sei están logrando una posible recuperación, pero se sabe poco sobre la población que aún es objetivo de los balleneros japoneses. Según la IWC, Japón está apuntando a la población de ballenas sei de la Costa Occidental, que es la más reducida de las poblaciones de ballenas sei del Pacífico Norte, con aproximadamente 400 ballenas. La amenaza de la captura directa se clasifica como media en el plan de recuperación (Servicio Nacional de Pesca Marina, 2021).

Aunque también se cree que las ballenas aleta se están recuperando, debido a los cambios ecológicos, la especie ha mostrado un notable descenso en Groenlandia Occidental (Hansen *et al.*, 2018), que presenta una preocupación de conservación acumulada para una población sometida a cacerías ASW. Como la hibridación puede, en algunos casos, llevar a la extinción de especies distintas mediante el envasamiento introgresivo del genoma (Rhymer & Simberloff, 1996), la hibridación recientemente documentada entre la especie y las ballenas azules es un factor que puede dificultar la recuperación de ambas especies, ya que la secuenciación genómica de las ballenas azules del Atlántico Norte (*Balaenoptera musculus musculus*) revela que alrededor del 3,5% de su ADN proviene de ballenas aleta (Jossey *et al.*, 2024). Las consecuencias de la renovada presión caza de ballenas sobre las ballenas comunes, y por extensión, sobre las ballenas azules, tanto en el Atlántico Norte como en el Pacífico Norte, están por verse.

Los datos históricos de capturas proporcionan evidencia de que las ballenas azules antárticas fueron en su día muchas veces más abundantes que todas las ballenas azules del resto del

mundo juntas, y aunque se cree que su número se está recuperando lentamente en ausencia de presión de caza, siguen estando en peligro crítico (Cooke, 2018f).

Las ballenas jorobadas siguen siendo objeto de caza en el Atlántico Norte. La caza de ballenas bajo la IWC ASWMP se realiza tanto en Groenlandia Occidental como en San Vicente y las Granadinas, mientras que se sabe que la caza de ballenas no regulada ocurre en Guinea Ecuatorial y posiblemente en otras partes de África Occidental. Sin embargo, tanto San Vicente y las Granadinas como Groenlandia (Dinamarca) son Estados miembros de la CBI, mientras que Guinea Ecuatorial no lo es. Estas capturas adicionales son de una cantidad desconocida y, dado que estudios recientes demuestran desviaciones respecto a destinos migratorios conocidos y movimientos entre cuencas oceánicas, esto supone una amenaza adicional para la recuperación y conservación de la población de ballenas jorobadas del Atlántico Norte (Kalashnikova *et al.*, 2024 y literatura en su interior).

Todas las especies de ballenas con barba en el Apéndice I del CMS están afectadas por amenazas adicionales y se sabe que los factores de estrés subletales amenazan la recuperación de poblaciones vulnerables de ballenas incluso en ausencia de captura directa (Stewart *et al.*), 2021). A menudo fue (y sigue siendo) el individuo más grande, por tanto el más antiguo, que son objetivo de cazadores y recientemente se ha sugerido que el potencial de gran longevidad de todas las ballenas balenínidas y quizás de la mayoría de las grandes ballenas ha quedado enmascarado por las interrupciones demográficas de la caza industrial de ballenas (Breed *et al.*, 2024). Los individuos mayores hacen contribuciones vitales a la transmisión cultural, la dinámica poblacional y los procesos y servicios ecosistémicos (Kopf *et al.*, 2024), sin embargo, el potencial de esperanzas de vida extremas significa que alcanzar distribuciones de edad estables que incluyan las clases de edad más antiguas podría estar aún a 50 o 100 años de distancia (Breed *et al.*, 2024). Al afectar la proporción de sexos y/o la cohesión social de las hembras, se han observado tasas reducidas de recuperación de las poblaciones mucho después de que cesara la caza de ballenas (Whitehead & Shin, 2022). Vachon *et al.* (2022) destacan los peligros de extrapolar los resultados de los estudios entre áreas geográficas y grupos culturales, y la cuantificación de los impactos de la caza de ballenas y la carne silvestre acuática debe tener en cuenta los datos sobre la relación entre sexos capturados y edad, ya que esto puede tener implicaciones para la supervivencia de las poblaciones de ballenas. Sin embargo, la mitigación puede lograrse cuando las amenazas se entienden y cuantifican. Por ejemplo, el transporte marítimo se realiza en el 92% de los rangos de las ballenas, pero el <7% de los puntos críticos de riesgo contienen estrategias de gestión para reducir las colisiones. La cobertura total de puntos calientes podría lograrse ampliando la gestión sobre solo el 2,6% de la superficie oceánica (Nisi *et al.*, 2024). Para las ballenas ananas, afectadas por la caza histórica de ballenas de las flotas soviéticas, al desplazar las rutas marítimas ligeramente más mar adentro, la frecuencia esperada de los ataques con barcos se reduciría considerablemente (Priyadarshana *et al.*, 2016).

### **Ballenas dentadas**

Todas las especies de ballenas dentadas incluidas en el Apéndice I de la CMS fueron sometidas a diversos grados de caza en el pasado. Para algunos, esta amenaza se ha disipado, mientras que para otros, continúa legalmente o ilegalmente. A diferencia de la caza de la mayoría de las ballenas barbadas, la explotación de cetáceos pequeños (definidos como todas las ballenas dentadas excepto el cachalote) no está regulada por ninguna convención internacional ni agencia intergubernamental (Baker & Steel, 2018) y los países que permiten la captura de cetáceos pequeños lo hacen mediante cuotas autoasignadas. Algunos, como Groenlandia, sí informan sus datos de captura a la CBI, mientras que otros publican cuotas nacionales y capturas en línea, por ejemplo, Japón. Otros, como San Vicente y las Granadinas, no informan ni publican formalmente sus datos de captura. Las capturas ilegales (y su posterior uso y comercio), por su propia naturaleza, siguen siendo en gran medida no documentadas.

Como resultado de la caza de ballenas, los cachalotes experimentaron una reducción de casi el 40% en su población mundial (Whitehead & Shin, 2022). Esta intensa caza histórica provocó alteraciones sociales, reduciendo las tasas de recuperación, y aunque algunas poblaciones de cachalotes en zonas relativamente poco perturbadas muestran signos modestos de recuperación, otras, que viven con presiones antropogénicas más intensas, parecen estar disminuyendo (Whitehead & Shin, 2022). En Indonesia, el único lugar que queda donde se cazan rutinariamente cachalotes, las evaluaciones de preferencia de hábitat pueden ayudar a informar la gestión y la política marina futura. Por ejemplo, las zonas interinsulares son muy importantes para los cachalotes y merecen especial atención en la gestión de las actividades humanas (Sahri *et al.*, 2020).

De las nueve especies/poblaciones/subpoblaciones restantes listadas de ballenas dentadas, solo las subpoblaciones mediterráneas de delfín común y ballena pico de Cuvier, delfín de Lahille y la marsopa común del Báltico ya no están sometidas a la presión de la caza. Sin embargo, a pesar de ser una amenaza de poca importancia hoy en día, los efectos de matanza deliberada podrían haberse acumulado con otros factores de presión que actualmente afectan a la subpoblación mediterránea de delfines comunes (Notarbartolo di Sciara & Tonay, 2021), dificultando su recuperación. Las cuatro especies/poblaciones/subpoblaciones restantes continúan siendo capturadas de forma oportunista e ilegal (Altherr & Hodgins, 2018, 2024) y las estimaciones poblacionales muestran que todos sus números están disminuyendo.

Debido a la naturaleza de las cacerías ilegales, los datos fiables sobre el número y la extensión de especies e individuos explotados están poco documentados o se conocen (Leeney *et al.*, 2015). La falta de datos de captura puede provocar errores graves en la evaluación del tamaño y estado de las poblaciones y consejos de gestión erróneos, contribuyendo finalmente a su colapso (Brownell Jr. y *demás.*, 2009). Como resultado, cuantificar el impacto de la toma de carne silvestre acuática en las especies de ballenas dentadas del Apéndice I (excluyendo el cachalote) es un reto, pero de suma importancia para la conservación de estas especies.

Como se ha señalado, aunque la caza de cetáceos pequeños es ilegal en la mayoría de los países del mundo, continúan las cacerías dirigidas y oportunistas de especies incluidas en el Apéndice I de la CMS. Por ejemplo, se sabe que la caza deliberada de delfines Irrawaddy en el río Mahakham, Borneo, Indonesia, contribuye al declive de la especie (Brownell *et al.*, 2019), mientras que las encuestas con pescadores locales realizadas a lo largo de la costa camboyana entre septiembre y noviembre de 2023 encontraron evidencia de delfines (probablemente delfines del Irrawaddy) siendo devorados y/o vendidos (S. Tubbs, comunicación personal, 6 de diciembre de 2024).

En las últimas décadas, el uso de carne y grasa de delfín como cebo en la pesca comercial ha aumentado exponencialmente (Altherr & Hodgins, 2018, 2024). Agravado por el creciente valor comercial de la carne de delfín, se ha documentado una transición gradual entre la caza dirigida y la captura accesorio comercializada (Altherr & Hodgins, 2018, 2024), aunque la notificación es limitada debido a la naturaleza ilegal de la mayoría de las capturas. En algunos países atlánticos de distribución de delfines jorobados, por ejemplo, la evidencia muestra que los delfines capturados en casos accidentales se utilizan como cebo para tiburones o para consumo humano, lo que les otorga valor comercial, lo que puede motivar la caza dirigida (Ingram *et al.*, 2022; Weir y *compañía.*, 2021; Van Waerebeek *et al.*, 2017). Esta naturaleza lucrativa de los delfines se refleja en la India, donde el aceite de delfines del río Ganges es muy valorado como atractivo de peces, por lo que los pescadores tienen un fuerte incentivo para matar cualquier delfín que encuentre vivo en sus redes e incluso para colocar sus redes estratégicamente con la esperanza de capturar delfines (Sinha & Kannan, 2014). Por ejemplo, una investigación de la Human and Environment Alliance League (HEAL) en 2019 encontró que los delfines del río Ganges capturados en Bengala Occidental son

eliminados inmediatamente en lugar de ser liberados porque un delfín muerto tiene un gran valor. El comercio posterior ocurre a través de fronteras estatales e incluso internacionales (Braulik *et al.*, 2021). Es probable que los delfines del río Ganges se vean aún más obstaculizados por el aislamiento espacial y genético, el tamaño de grupos pequeños, actividades conductuales de riesgo, la interacción directa entre delfines y pesquerías y la modificación del hábitat (Paudel & Koprowski, 2020).

La captura accidental es la amenaza más prevalente para la que se enfrenta la especie de ballena dentada del Apéndice I del CMS (excluyendo el cachalote). Por ejemplo, aunque ya no está amenazada por la expropiación deliberada, es poco probable que la franciscana haga frente a los niveles actuales de captura accesoria y enfrenta un colapso poblacional a menos que se implementen medidas urgentes de mitigación (Secchi *et al.*, 2021). También es probable que los delfines jorobados del Atlántico representen una proporción considerable de la captura accesoria en pesquerías artesanales (Leeney *et al.*, 2015), mientras que se prevé que la población del marsopa portuaria del Báltico propiamente dicho colapse como resultado directo de la captura accidental en el próximo siglo (Cervin *et al.*, 2020).

Muchas comunidades costeras están recurriendo al entorno marino para satisfacer sus necesidades proteicas (Altherr & Hodgins, 2024), lo que tendrá un impacto directo en las poblaciones costeras de pequeños cetáceos. La matanza de delfines para eliminar a un presunto competidor ha sido documentada en todo el mundo y, considerando la disminución de las poblaciones de peces, se espera que aumente aún más (Altherr & Hodgins, 2024). Por ejemplo, pescadores en Bangladés admitieron haber matado intencionalmente delfines capturados en la vía (probablemente delfines del río Ganges), como castigo por dañar redes (Dewhurst-Richman *et al.*, 2020). En las islas Tristao, Guinea, donde las capturas de peces se han reducido gravemente, existen preocupaciones sobre el futuro del delfín jorobado del Atlántico debido al inicio del uso de carne de delfín por parte de los pescadores. Solo recientemente se informó del uso de delfines como alimento en São Tomé y Príncipe (Nuno *et al.*, 2023) – una práctica no documentada antes en este país (Segniabeto *et al.*, 2019).

Los cetáceos con una distribución más costera o restringida, que incluyen el Irrawaddy, la jorobada atlántica y el delfín franciscana, están en mayor riesgo de extinción (Braulik *et al.*, 2023). Además, la reducción del tamaño poblacional y la ausencia de flujo génico pueden conducir a disminuciones en la diversidad genética, la aptitud reproductiva y una capacidad limitada para adaptarse al cambio ambiental, lo que también incrementa el riesgo de extinción (Furlan *et al.*, 2012). Los datos genéticos muestran que la subpoblación del Báltico propiamente dicho es demográficamente independiente de la población vecina y, si llega a extinguirse, no puede ser rescatada mediante la inmigración de individuos de otra población (Carlström *et al.*, 2023). La marsopa del puerto del Báltico propiamente dicha se enfrenta a un riesgo extremadamente alto de extinción, lo que pone de manifiesto la necesidad de acciones de conservación inmediatas y eficientes a través de la cooperación internacional (Amundin *et al.*, 2022).

El rápido ritmo de la crisis climática y el gran número de posibles factores acumulativos y sinérgicos de estrés, incluyendo la contaminación y la sobrepesca, empeoran aún más la situación de los cetáceos pequeños (Acharyya *et al.*, 2023; Haria y *otros.*, 2023; Nelms *et al.*, 2021b). Cualquier pérdida adicional a corto plazo debido a su explotación como fuente de alimento o cebo humano disminuirá la resiliencia de las poblaciones y aumentará la probabilidad de extinción funcional y real para finales de siglo (Altherr & Hodgins, 2024).

Lo que preocupa mucho es que, en los últimos 10 años, varios países del Caribe, África Occidental y Central han presentado Resoluciones sobre Seguridad Alimentaria a la CBI. En todas sus diversas formas, las Resoluciones enfatizan la importancia de reconocer a las ballenas como un recurso vital para la seguridad alimentaria, especialmente para los países en desarrollo. Sin embargo, hasta la fecha, no han conseguido el apoyo necesario para

garantizar la adopción. Sin embargo, el potencial persiste y existe la preocupación de que una resolución que respalde los diversos usos de las ballenas en relación con la seguridad alimentaria pueda abrir la puerta a una mayor explotación de las poblaciones de ballenas, lo que podría socavar los esfuerzos de conservación que llevan décadas en desarrollo.

Uno de los principales obstáculos en la conservación de las especies del Apéndice I de la CMS es la falta de información actualizada sobre las poblaciones y la escasez de datos sobre la captura ilegal y oportunista. Los consejos de gestión y los planes de seguimiento deben ser adaptativos para permitir abordar y mitigar amenazas emergentes y acumulativas. Sin embargo, se han dado pasos positivos para abordar el declive poblacional en varias especies. En un esfuerzo por revertir el declive del delfín franciscana, en 2016, la CBI respaldó el [Plan de Gestión de la Conservación para la Franciscana](#) con el objetivo general de proteger el hábitat de la franciscana y minimizar las amenazas antropogénicas, especialmente la captura accidental. En 2024, también con el fin de revertir el declive y proteger el hábitat relevante, la CBI respaldó [Safeguarding The Future Of The Endangered Lahille's](#), un plan de acción a 5 años para ayudar en su recuperación (Fruet *et al.*, 2023). Además, la IWC respaldó [un Plan de Gestión de Conservación para los delfines nariz de botella de Lahille, \*Tursiops truncatus gephyreus\*](#). Otros esfuerzos colaborativos incluyen la Acción Concertada de CMS para la franciscana (CMS Concerted Action 14.5, 2024) y el Plan de Acción por Especies Individuales para el delfín jorobado atlántico (Resolución CMS 14.10, 2024). Sin embargo, para que estas iniciativas tengan éxito, la colaboración entre los Estados de Distribución es fundamental, al igual que la voluntad política de reducir otras amenazas persistentes y generalizadas.

## Resumen

Aproximadamente el 45 % de las especies de cetáceos incluidas en el Apéndice I de la CMS están sujetas a la caza de ballenas contemporánea y a la captura de carne de animales silvestres acuáticos. De las 18 especies de cetáceos actualmente incluidas en el Apéndice I de la CMS,

- **Ocho** no están sujetos a caza/pesca: Ballenas francas del Atlántico Norte, del Pacífico Norte y del sur, ballenas azules, la subpoblación mediterránea del delfín común, la subpoblación mediterránea del ziphio de Cuvier, el delfín de Lahille y la subpoblación de marsopa común;
- **Tres** se cazan bajo el Procedimiento de Gestión de la Caza de Subsistencia Aborigen de la CBI: ballena boreal, rorcual común y ballena jorobada;
- **Dos** se cazan con fines comerciales: rorcual común y ballena sei. Ambas especies se cazan en Japón, mientras que el rorcual común se caza en Islandia;
- **Cinco** se cazan de manera ilegal: Delfín mular, delfín de Irrawaddy, bufeo africano, delfín de la Plata y delfín del Ganges; y
- **Dos** se capturan en cacerías no reguladas: cachalotes y ballenas jorobadas.

Nombre común	Nombre de la especie	Listados en el Apéndice I o II del CMS	Sujeto a la caza de ballenas
Ballena boreal	<i>Balaena mysticetus</i>	I	Caza de subsistencia de ballenas por parte de los aborígenes (ASW, por sus siglas en inglés)
Ballena franca del Norte	<i>Eubalaena glacialis</i> (Atlántico Norte)	I	No se conocen informes
Ballena franca del Pacífico Norte	<i>Eubalaena japonica</i> (Pacífico Norte)	I	No se conocen informes
Ballena franca	<i>Eubalaena australis</i>	I	No se conocen informes
Ballena Sei	<i>Balaenoptera borealis</i>	I y II	Comercial
Ballena común	<i>Balaenoptera physalus</i>	I y II	ASW y comercial
Ballena azul	<i>Balaenoptera musculus</i>	I y II	No se conocen informes
Ballena jorobada	<i>Megaptera novaeangliae</i>	I y II	ASW y cacerías de pueblos indígenas locales
Delfín común	<i>Delphinus delphis</i> (solo medicina)	I y II	No se conocen informes
Delfín de Lahille	<i>Tursiops truncatus gephyreus</i>	I y II	No se conocen informes
Delfín mular	<i>Tursiops truncatus ponticus</i>	I y II	Ilegal
Delfín de Irrawaddy	<i>Orcaella brevirostris</i>	I y II	Ilegal
Bufo africano	<i>Sousa teuszii</i>	I y II	Ilegal
Marsopa común del Báltico	<i>Phocoena phocoena</i> (pop báltico propiamente dicho)	I y II	No se conocen informes
Cachalote	<i>Physeter macrocephalus</i>	I y II	Cacerías de pueblos indígenas locales
Delfín del Ganges	<i>Platanista gangetica</i>	I y II	Ilegal
Delfín de La Plata	<i>Pontoporia blainvillei</i>	I y II	Ilegal
Zipho de Cuvier	<i>Ziphius cavirostris</i> (Solo subpoblación mediterránea)	I	No se conocen informes

*Tabla 2. El Apéndice I de la CMS listó cetáceos sujetos a la caza ballenera contemporánea.*

### **Una nota sobre el comercio de especies incluidas en el Apéndice I de la CMS**

Para la mayoría de los cetáceos del Apéndice I de la CMS, no existe una imagen clara de hasta qué punto se comercializan su carne u otros derivados, a nivel nacional, regional e internacional. Aunque la base de datos de CITES contiene ejemplos de comercio internacional legal, la verdadera extensión del comercio, tanto legal como ilegal, y tanto nacional como internacional, no se conoce por el momento debido a la falta de datos y de datos específicos por especie (y, lo que es importante, poblacionales). Esto dificulta cualquier intento de cuantificar el impacto del comercio en las especies incluidas en el Apéndice I de la CMS. Los cetáceos constituyen el 3% de los registros de incautaciones de carne reportados en los Informes Anuales de Comercio Ilegal de CITES 2016-2020, y tanto las bases de datos comerciales TRAFFIC como CITES contienen varias incautaciones y comercios, respectivamente, de carne y aceite de ballena. Sin embargo, hay algunas pruebas (de la base de datos comercial de CITES, el portal de comercio de fauna silvestre TRAFFIC y los informes anuales de comercio ilegal de CITES) de que muchas de las especies incluidas en el Apéndice I de CMS se comercializan legal e ilegalmente, lo que lo convierte en un factor que no puede ser ignorado para las estrategias de conservación y gestión.

### **Recomendaciones**

#### **(1) Caza de ballenas y captura de carne de animales silvestres acuáticos**

- Cuando se realice caza indígena, las cuotas solo deberían establecerse siguiendo asesoramiento científico y en coordinación con las comunidades indígenas locales, siempre aplicando el principio de precaución. También se debería tener en cuenta la composición por edad y sexo de las capturas al establecer las cuotas, y esta debe ser monitoreada.
- En los Estados del área de distribución donde se consumen cetáceos legalmente, las Partes deberían abordar las preocupaciones sobre la salud humana y garantizar el bienestar de sus ciudadanos. Las Partes también deberían introducir pruebas obligatorias de productos de cetáceos, etiquetado obligatorio de productos de cetáceos y directrices nacionales de salud y seguridad, incluyendo los niveles máximos seguros de mercurio.
- Estados del área de distribución donde se produce la captura (y el comercio) ilegal deberían aumentar la concienciación y la educación entre las comunidades locales sobre la legislación protectora pertinente y las sanciones asociadas.
- Estados del área de distribución que implementen estrategias de gestión deberían considerar la gran cantidad de posibles factores de estrés acumulativos y sinérgicos, incluidos los impactos del cambio climático y la contaminación química, que pueden estar afectando a las poblaciones objetivo de especies incluidas en el Apéndice I de la CMS.

#### **(2) Aplicación de la ley**

- Las Partes deberían hacer cumplir la legislación nacional que prohíbe la captura y el comercio de especies incluidas en el Apéndice I, y realizar inspecciones periódicas para determinar la identidad de las especies.
- Cuando sea pertinente, las Partes deberían implementar una prohibición del uso de cetáceos pequeños como cebo para la pesca y promover alternativas, así como proporcionar formación sobre el manejo y la liberación controlada de delfines capturados accidentalmente.

### (3) Investigación

- Las Partes deberían llevar a cabo evaluaciones completas de todas las especies incluidas en el Apéndice I de la CMS que utilicen sus aguas, proporcionando estimaciones de abundancia poblacional y, cuando sea posible, tendencias.
- Las Partes deberían monitorear el efecto de la presión continua, renovada o aumentada de la caza de ballenas por Partes no pertenecientes a la CMS (Islandia y Japón) sobre el rorcual común.
- Las Partes deberían monitorear/aumentar la recopilación de datos y la notificación sobre la magnitud de la hibridación con las ballenas azules.
- Las Partes deberían aumentar la recopilación de datos y el conocimiento sobre los patrones migratorios de las especies incluidas en el Apéndice I de la CMS para profundizar en la comprensión y cuantificación del grado en que las poblaciones están sujetas a la presión de la caza contemporánea, así como a otras amenazas.

### (4) Comercio

- La Resolución 12.15 de la CMS reconoció explícitamente que la creciente demanda de carne de animales silvestres acuáticos constituye una amenaza para la fauna acuática en muchas regiones del mundo, y las Partes deberían desarrollar métodos para evaluar el impacto del comercio de carne de animales silvestres acuáticos sobre las poblaciones de fauna.

### (5) Informes

- Cuando sea pertinente, las Partes deberían incluir los datos de captura (tanto legales como, cuando se conozcan, ilegales) de cetáceos pequeños en sus Informes Nacionales a la CMS y proporcionar estos datos a la CBI.
- Las Partes deberían aumentar la recopilación de datos y la notificación sobre el comercio interno y regional de especies incluidas en el Apéndice I.
- Las Partes deberían considerar llevar a cabo una cuantificación similar de la caza contemporánea y la captura de carne de animales silvestres acuáticos sobre las especies de cetáceos incluidas en el Apéndice II de la CMS.

### (6) Colaboración

- Las Partes deberían fomentar la adhesión a la CMS de las no-Partes que sean Estados del área de distribución de cetáceos incluidos en el Apéndice I y que estén sujetos a caza contemporánea y/o cacerías ilegales.

## Acciones para abordar otras amenazas

Los cetáceos incluidos en el Apéndice I de la CMS y sujetos a caza contemporánea y/o captura de carne de animales silvestres acuáticos también están en riesgo debido a otras amenazas, que las siguientes recomendaciones buscan abordar. Estas se basan en las prioridades establecidas en Resolución 14.9 *Prioridades de conservación para los cetáceos*.

- Implementar una reducción/modificación urgente y drástica del esfuerzo y las prácticas pesqueras, incluyendo la aplicación de métodos de mitigación – por ejemplo, cambio de tipo de aparejo, uso de dispositivos acústicos disuasorios (pingers), etc. – para evitar el colapso de las poblaciones tanto del delfín de la Plata como de la marsopa común.

- Identificar zonas de alto riesgo de colisión entre embarcaciones y ballenas e implementar estrategias de gestión para reducir las colisiones en dichas zonas y en otros lugares.
- Aumentar la recopilación de datos y la notificación sobre las amenazas actuales a todas las especies incluidas en el Apéndice I en las aguas de la zona económica exclusiva (ZEE), por ejemplo, colisiones con embarcaciones, capturas incidentales, etc.
- Realizar evaluaciones de preferencia de hábitat específicas por especie en las aguas de la ZEE para identificar hábitats críticos e implementar estrategias de gestión pertinentes a las actividades humanas.
- Apoyar las Acciones Concertadas y los Planes de Acción de Especie Única existentes de la CMS, así como otras iniciativas para revertir el declive de las especies, poblaciones y subpoblaciones incluidas en el Apéndice I de la CMS, y/o implementar planes similares para aquellas especies que actualmente no estén sujetas a tales iniciativas.

### **Agradecimientos**

Los autores agradecen a la Dra. Lindsay Porter, vicepresidente del Comité Científico de la IWC, sus valiosos comentarios sobre un borrador anterior. La Secretaría de la CMS y sus autores agradecen al Gobierno de Alemania su apoyo financiero.

## Referencias

- Acharyya, T., Das, D., Raulo, S., Srichandan, S. (2023). Surviving in a warming and crowded world: a review of Irrawaddy dolphin in Asia's largest brackish water lagoon. *Journal of Coastal Conservation*, 27(5), 50. <http://dx.doi.org/10.1007/s11852-023-00982-8>
- Agrelo, M., Daura-Jorge, F.G., Rowntree, V.J., Sironi, M., Hammond, P.S., Ingram, S.N., Marón, C.F., Vilches, F.O., Seger, J., Payne, R. & Simões-Lopes, P.C. (2021). Ocean warming threatens southern right whale population recovery. *Science Advances*, 7(42), eabh2823. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abh2823>
- Allison, C. (2017). *International Whaling Commission Catch Data Base v. 6.1*. [Data set]. International Whaling Commission.
- Altherr, S. & Hodgins, N. (2024). *Small Cetaceans – Even Bigger Problems. An updated global review of directed hunts on small whales, dolphins and porpoises*. Pro Wildlife (ed.), Munich (Germany). [https://www.researchgate.net/publication/377985792\\_Small\\_Cetaceans\\_-\\_Even\\_Bigger\\_Problems\\_An\\_updated\\_global\\_review\\_of\\_directed\\_hunts\\_on\\_small\\_whales\\_dolphins\\_and\\_porpoises](https://www.researchgate.net/publication/377985792_Small_Cetaceans_-_Even_Bigger_Problems_An_updated_global_review_of_directed_hunts_on_small_whales_dolphins_and_porpoises)
- Altherr, S. & Hodgins, N. (2018). *Small Cetaceans, Big Problems: A global review of the impacts of hunting on small whales, dolphins and porpoises*. Pro Wildlife, AWI & WDC (eds). [https://www.researchgate.net/publication/328829420\\_SMALL\\_CETACEANS\\_BIG\\_PROBLEMS\\_-\\_A\\_global\\_review\\_of\\_the\\_impacts\\_of\\_hunting\\_on\\_small\\_whales\\_dolphins\\_and\\_porpoises](https://www.researchgate.net/publication/328829420_SMALL_CETACEANS_BIG_PROBLEMS_-_A_global_review_of_the_impacts_of_hunting_on_small_whales_dolphins_and_porpoises)
- Amundin, M., Carlström, J., Thomas, L., Carlén, I., Koblitz, J., Teilmann, J., Tougaard, J., Tregenza, N., Wennerberg, D., Loisa, O. & Brundiers, K. (2022). Estimating the abundance of the critically endangered Baltic Proper harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population using passive acoustic monitoring. *Ecology and Evolution*, 12(2), e8554. <https://doi.org/10.1002/ece3.8554>
- Baker, C.S. & Steel, D. (2018). Genetics, forensics. In B. Würsig, J.G.M. Thewissen, & K.M. Kovacs, (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (3rd ed., pp. 406-410). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00136-9>
- Baker, C.S., Perry, A., Bannister, J.L., Weinrich, M.T., Abernethy, R.B., Calambokidis, J., Lien, J., Lambertsen, R.H. & Ramírez, J.U. (1993). Abundant mitochondrial DNA variation and worldwide population structure in humpback whales. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 90(17), 8239-8243. <https://doi.org/10.1073/pnas.90.17.8239>
- Bamy, I., Djiba, A. & van Waerebeek, K. (2021). Recent survey for delphinids at Tristao Islands, Guinea, reinforces concern for bycatches and marine bushmeat use. Preprints. <https://doi.org/10.20944/preprints202104.0094.v1>.
- Bannister, J.L., Hammond, P.S. & Double, M.C. (2016). *Population trends in right whales off southern Australia 1993-2015* (SC/66b/BRG09). International Whaling Commission, Scientific Committee.

- Bannister, J.L. (2001). Status of southern right whales (*Eubalaena australis*) off southern Australia. *Journal of Cetacean Research and Management* (Special Issue 2), 103-110. <https://doi.org/10.47536/jcrm.vi.273>
- Basran, C., Chosson, V., Williams, A., Simpson, N., Long, S.A., Dodds, F., Rasmussen, M.H. & Horrocks, J.A. (2023). First documented migration of an Icelandic humpback whale mother and calf pair from the West Indies breeding grounds. *Journal of Cetacean Research and Management*, 24, 205-208. <http://dx.doi.org/10.47536/jcrm.v24i1.833>
- Bearzi, G., Genov, T., Natoli, A., Gonzalvo, J. & Pierce, G.J. (2022). *Delphinus delphis* (Inner Mediterranean subpopulation) (errata version published in 2022). The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T189865869A210844387. <https://www.iucnredlist.org/species/189865869/210844387>
- Bearzi, G., Bonizzoni, S. & Santostasi, N.L. (2020). *Delphinus delphis* (Gulf of Corinth subpopulation) (errata version published in 2021). The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T156206333A194321818. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T156206333A194321818.en>.
- Bearzi, G. (2003). *Delphinus delphis* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2003: e.T41762A10557372. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2003.RLTS.T41762A10557372.en>.
- Bearzi, G., Reeves, R.R., Notarbartolo di Sciara, G., Politi, E., Cañadas, A., Frantzis, A. & Mussi, B. (2003). Ecology, status and conservation of Short-beaked Common Dolphins (*Delphinus delphis*) in the Mediterranean Sea. *Mammal Review*, 33(3-4), 224-252. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2907.2003.00032.x>
- Berggren, P. (1994). Bycatches of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Swedish Skagerrak, Kattegat and Baltic waters; 1973-1993. *Reports of the International Whaling Commission*, (Special Issue 15), 211-216.
- Berggren, P., Ishaq, R., ZebÜhr, Y., NÄf, C., Bandh, C. & Broman, D. (1999). Patterns and levels of organochlorines (DDTS, PCBs, non-ortho PCBs and PCFF/Fs) in male harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Baltic Sea, the Kattegat-Skagerrak seas and the west coast of Norway. *Marine Pollution Bulletin*, 38(12), 1070-1084. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00098-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00098-3)
- Best, P. B., Brandao, A. & Butterworth, D. S. (2001). Demographic parameters of southern right whales off South Africa. *Journal of Cetacean Research and Management* (Special Issue 2), 161-169. <http://dx.doi.org/10.47536/jcrm.vi.296>
- Bettridge, S.O.M., Baker, C.S., Barlow, J., Clapham, P., Ford, M.J., Gouveia, D., Mattila, D.K., Pace, R.M., Rosel, P.E., Silber, G.K. & Wade, P.R. (2015). *Status review of the humpback whale (Megaptera novaeangliae) under the Endangered Species Act* (Technical Memorandum NOAA-TM-NMFS-SWFSC-540). U.S. Department of Commerce. [https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/4883/noaa\\_4883\\_DS1.pdf](https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/4883/noaa_4883_DS1.pdf)
- Birkun, A. (2012). *Tursiops truncatus ssp. ponticus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T133714A17771698. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T133714A17771698.en>

- Birkun Jr., A. (2002a). Direct killing and live capture: Black Sea. In G. Notarbartolo di Sciara (Ed.), *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: State of knowledge and conservation strategies* (pp. 31-38). ACCOBAMS Secretariat, Monaco.
- Birkun Jr., A. (2002b). Natural mortality: Black Sea. In G. Notarbartolo di Sciara (Ed.), *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: State of Knowledge and Conservation Strategies* (pp. 181-193). ACCOBAMS Secretariat, Monaco.
- Brandão, A., Butterworth, D.S., Ross-Gillespie, A. & Best, P.B. (2013). *Application of a photo-identification based assessment model to southern right whales in South African waters, now including data up to 2012* (SC/65a/BRG17). International Whaling Commission, Scientific Committee. <http://hdl.handle.net/11427/18937>
- Braulik, G., Taylor, B., Minton, G., Cooke, J., Notarbartolo di Sciara, G., & Reeves, R. (2022). *Red List Status of Cetaceans* (SC/68D/O/01). International Whaling Commission, Scientific Committee.
- Braulik, G., Atkore, V., Khan, M.S. & Malla, S. (2021). *Review of Scientific Knowledge of the Ganges river dolphin*. WWF. [https://www.researchgate.net/publication/354620888\\_Review\\_of\\_Scientific\\_Knowledge\\_of\\_the\\_Ganges\\_river\\_dolphin](https://www.researchgate.net/publication/354620888_Review_of_Scientific_Knowledge_of_the_Ganges_river_dolphin)
- Braulik, G.T., Taylor, B.L., Minton, G., Notarbartolo di Sciara, G., Collins, T., Rojas-Bracho, L., Crespo, E.A., Ponnampalam, L.S., Double, M.C. & Reeves, R.R., (2023). Red-list status and extinction risk of the world's whales, dolphins, and porpoises. *Conservation biology*, 37(5), p.e14090.
- Breed, G.A., Vermeulen, E. & Corkeron, P. (2024). Extreme longevity may be the rule not the exception in Balaenid whales. *Science Advances*, 10(51), eadq3086. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adq3086>
- Brownell, R., Reeves, R., Read, A., Smith, B.D., Thomas, P., Ralls, K., Amano, M., Berggren, P., Chit, A.M., Collins, T., Currey, R.J.C., Dolar, M.L., Genov, T., Hobbs, R., Krieb, D., Marsh, H., Mei, Z., Perrin, W., Phay, S., Rojas-Bracho, L., Ryan, G., Shelden, K., Slooten, E., Taylor, B., Vidal, O., Ding, W., Whitty, T. & Wang, J.Y. (2019). Bycatch in gillnet fisheries threatens Critically Endangered small cetaceans and other aquatic megafauna. *Endangered Species Research*, 40, 285-296. <http://dx.doi.org/10.3354/esr00994>
- Brownell Jr., R.L., Yablokov, A.V. & Ivashchenko, Y. V. (2009). Whaling, illegal and pirate. In W.F. Perrin, B. Würsig, J.G.M. Thewissen (Eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 1235-1239). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373553-9.00282-0>
- Brownell Jr, R.L., Nowacek, D.P. and Ralls, K., 2008. Hunting cetaceans with sounds: a worldwide review. *Journal of Cetacean Research and Management*.
- Burdin, A.M., Nikulin, V.S., Jacobs-Spauding, M. & Brownell Jr., R.L. (2004). *Incidental entanglement of Okhotsk Sea right whales: a future conservation issue?* (SC/56/BRG41). International Whaling Commission Scientific Committee.
- Cañadas, A. & Notarbartolo di Sciara, G. (2018). *Ziphius cavirostris (Mediterranean subpopulation)* (errata version published in 2021). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T16381144A199549199. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T16381144A199549199.en>.

- Cañadas, A., Aguilar de Soto, N., Aissi, M., Arcangeli, A., Azzolin, M., B-Nagy, A., Bearzi, G., Campana, I., Chicote, C., Cotte, C., Crosti, R., Di Natale, A., Fortuna, C., Frantzis, A., Garcia, P., Gazo, M., Gutierrez-Xarxa, R., Holcer, D., Laran, S., Lauriano, G., Lewis, T., Moulins, A., Mussi, B., Notarbartolo di Sciara, G., Panigada, S., Pastor, X., Politi, E., Pulcini, M., Raga, J.A., Rendell, L., Rosso, M., Tepsich, P., Tomás, J. & Tringali, M. (2017). The challenge of habitat modelling for threatened low density species using heterogeneous data: the case of Cuvier's beaked whales in the Mediterranean. *Ecological Indicators*, 85, 128-136. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.021>
- Cantor, M., Farine, D. & Dauria-Jorge, F. (2023). Foraging synchrony drives resilience in human-dolphin mutualism. *PNAS*, 120(6), e2207739120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2207739120>
- Carlström, J., Carlén, I., Dähne, M., Hammond, P.S., Koschinski, S., Owen, K., Sveegaard, S. & Tiedemann, R. (2023). *Phocoena phocoena* (Baltic Sea subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2023: e.T17031A50370773. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2023-1.RLTS.T17031A50370773.en>
- Castro Ayala, C., García-Cegarra, A.M., Uceda-Vega, P., Aguilar, L., Kelez, S., Buchan, S.J., Félix, F., Stack, S.H. & Van Waerebeek, K. (2024). New northernmost distribution records of the Eastern South Pacific southern right whale (*Eubalaena australis*), including the first cases from Ecuador and northern Peru. *PLoS ONE*, 19(11), e0312528. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0312528>
- Cervin, L., Harkonen, T. & Harding, K.C. (2020). Multiple stressors and data deficient populations; a comparative life-history approach sheds new light on the extinction risk of the highly vulnerable Baltic harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Environment International*, 144, 106076. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106076>
- Cetacean Specialist Group. (1996). *Balaena mysticetus* (Bering-Chukchi-Beaufort Sea subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 1996: e.T2468A9442786. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1996.RLTS.T2468A9442786.en>
- Childerhouse, S., Jackson, J., Baker, C.S., Gales, N., Clapham, P.J. & Brownell Jr., R.L. (2008). *Megaptera novaeangliae* (Oceania subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T132832A3463914. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T132832A3463914.en>
- Chosson, V., Wyss, V., Jann, B., Wenzel, F.W., Sigurðsson, G.M., Simon, M., Hansen, R.G. & Jones, L.S. (2024). First documented movement of a humpback whale between the Cape Verde Islands and West Greenland. *Ecology and Evolution*, 14(3), e11152. <https://doi.org/10.1002/ece3.11152>
- Choudhury, N.B., Mazumder, M.K., Chakravarty, H., Choudhury, A.S., Boro, F. & Choudhury, I.B. (2019). The endangered Ganges river dolphin heads towards local extinction in the Barak river system of Assam, India: Plea for conservation. *Mammalian Biology*, 95, 102-111. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2019.03.007>
- Christiansen, F., Dawson, S.M., Durban, J.W., Fearnbach, H., Miller, C.A., Bejder, L., Uhart, M., Sironi, M., Corkeron, P., Rayment, W. & Leunissen, E. (2020). Population comparison of right whale body condition reveals poor state of the North Atlantic right

- whale. *Marine Ecology Progress Series*, 640, 1-16.  
<http://dx.doi.org/10.3354/meps13299>
- CITES Trade Database. (2024). Compiled by UNEP-WCMC for the CITES Secretariat. Available at: [trade.cites.org](http://trade.cites.org). Accessed on 29 October 2024.
- Clapham, P.J. & Baker, C.S. (2018). Whaling, modern. In B. Wursig, J.G.M. Thewissen, & K.M. Kovacs (Eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 1070-1074). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00272-7>
- Clarke, R. (1965). Southern right whales on the coast of Chile. *Norsk Hvalfangst-Tidende*, 54(6), 121-128.
- CMS Concerted Action 14.5. (2024). Concerted Action for the Franciscana Dolphin (UNEP/CMS/Concerted Action 14.5). Convention on Migratory Species. <https://www.cms.int/en/document/concerted-action-franciscana-dolphin-pontoporia-blainvillei>
- CMS Resolution 14.15. (2024). *Action Plan to Address Aquatic Wild Meat Harvests in West Africa* (UNEP/CMS/Resolution 14.15). Convention on Migratory Species. <https://www.cms.int/en/document/action-plan-address-aquatic-wild-meat-harvests-west-africa>
- CMS Resolution 14.10. (2024). *Single Species Action Plan for the Atlantic Humpback Dolphin (Sousa teuszii)*. (UNEP/CMS/Resolution 14.10). Convention on Migratory Species. <https://www.cms.int/en/document/single-species-action-plan-atlantic-humpback-dolphin-sousa-teuszii-2>
- CMS Resolution 13.7. (2020). *Guidelines for Preparing and Assessing Proposals for the Amendment of CMS Appendices* (UNEP/CMS/Resolution 13.7). Convention on Migratory Species. <https://www.cms.int/en/document/guidelines-preparing-and-assessing-proposals-amendment-cms-appendices-1>
- CMS. (2017). *Appendices I and II*. Convention on Migratory Species. <https://www.cms.int/en/species/appendix-i-ii-cms>
- Collins, T., Braulik, G.T. & Perrin, W. (2017). *Sousa teuszii* (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T20425A123792572. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T20425A50372734.en>.
- Collins, T., Boumba, R., Thonio, J., & Parnell, R. (2010). *The Atlantic humpback dolphin (Sousa teuzii) in Gabon and Congo: cause for optimism or concern* (SC/62/SM9). International Whaling Commission, Scientific Committee. Agadir, Morocco.
- Collins, T. (2015). Re-assessment of the Conservation Status of the Atlantic Humpback Dolphin, *Sousa teuszii* (Kükenthal, 1892), Using the IUCN Red List Criteria. In T.A. Jefferson and B.E. Curry (Eds.), *Humpback Dolphins (Sousa spp.): Current Status and Conservation, Part 1* (pp. 47-77). *Advances in Marine Biology*, 72. Oxford: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2015.09.001>
- Collins, T., Minton, G., Strindberg, S., Willson, A., Gray, H., Kennedy, A., Findlay, K., Sarrouf-Willson, M., Al Harthi, S. & Baldwin, R. (2018). Estimates of abundance and survival for Arabian Sea humpback whales in the waters of the Sultanate of Oman.

- Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals, adopted 23 June 1979, 1651 UNTS 333 (entered into force 1 November 1983).  
<https://www.cms.int/en/convention-text>
- Cooke, J.G. (2020). *Eubalaena glacialis* (errata version published in 2020). The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T41712A178589687. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T41712A178589687.en>
- Cooke, J.G. (2018a). *Eubalaena australis* (Chile-Peru subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T133704A50385137. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T133704A50385137.en>
- Cooke, J.G. (2018b). *Balaenoptera musculus* (errata version published in 2019). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2477A156923585. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T2477A156923585.en>
- Cooke, J.G. (2018c). *Balaenoptera physalus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2478A50349982. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T2478A50349982.en>
- Cooke, J.G. (2018d). *Balaenoptera borealis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2475A130482064. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T2475A130482064.en>
- Cooke, J.G. (2018e). *Megaptera novaeangliae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T13006A50362794. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T13006A50362794.en>
- Cooke, J.G. (2018f). *Balaenoptera musculus* ssp. *intermedia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T41713A50226962. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T41713A50226962.en>
- Cooke, J.G. & Reeves, R. (2018a). *Balaena mysticetus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2467A50347659. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T2467A50347659.en>
- Cooke, J. & Reeves, R. (2018b). *Balaena mysticetus* (East Greenland-Svalbard-Barents Sea subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2472A50348144. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T2472A50348144.en>
- Cooke, J.G., Brownell Jr., R.L. & Shpak, O.V. (2018). *Balaena mysticetus* (Okhotsk Sea subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2469A50345920. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T2469A50345920.en>
- Cooke, J.G. & Clapham, P.J. (2018a). *Eubalaena japonica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T41711A50380694. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T41711A50380694.en>

- Cooke, J.G. & Clapham, P.J. (2018b). *Eubalaena japonica* (Northeast Pacific subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T133706A50385246. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T133706A50385246.en>
- Cooke, J.G. & Zerbini, A.N. (2018). *Eubalaena australis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T8153A50354147. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T8153A50354147.en>
- Cooke, J.G., Rowntree, V.J. & Sironi, M. (2015). Southwest Atlantic right whales: interim updated population assessment from photo-id data collected at Península Valdéz (SC/66a/BRG 23). International Whaling Commission, Scientific Committee.
- Cooke, J. G., Rowntree, V. J. & Payne, R. S. (2001). Estimates of demographic parameters for southern right whales (*Eubalaena australis*) observed off Peninsula Valdes, Argentina. *Journal of Cetacean Research and Management* (Special Issue 2), 125-132. <https://doi.org/10.47536/jcrm.vi.297>
- Constantine, R., Jackson, J.A., Steel, D., Baker, C.S., Brooks, L., Burns, D., Clapham, P., Hauser, N., Madon, B., Mattila, D. and Oremus, M. (2012). Abundance of humpback whales in Oceania using photo-identification and microsatellite genotyping. *Marine Ecology Progress Series*, 453, 249-261. <http://dx.doi.org/10.3354/meps09613>
- De Vos, A., Brownell Jr., R.L., Tershy, B. & Croll, D. (2016). Anthropogenic threats and conservation needs of Blue Whales, *Balaenoptera musculus indica*, around Sri Lanka. *Journal of Marine Biology*, 16(8420846). <https://doi.org/10.1155/2016/8420846>
- Dewhurst-Richman, N.I., Jones, J.P.G., Northridge, S., Ahmed, B., Brook, S., Freeman, R., Jepson, P., Mahood, S.P. & Turvey, S.T. (2020). Fishing for the facts: river dolphin bycatch in a small-scale freshwater fishery in Bangladesh. *Animal Conservation*, 23(2), 160-170. <https://doi.org/10.1111/acv.12523>
- Dolar, M., de la Paz, M. & Sabater, E. (2018). *Orcaella brevirostris* (Iloilo-Guimaras Subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T123095978A123095988. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T123095978A123095988.en>
- Ellis, R. (2018). Whaling, aboriginal and western traditional. In B. Würsig, J.G.M. Thewissen, & K.M. Kovacs (Eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 1054-1063). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00269-7>
- Fielding, R. & Barrientos, C. (2021). History of whaling in Annobón, Equatorial Guinea, and new evidence of its continued occurrence. *Journal of Cetacean Research and Management*, 22, 29-37. <https://doi.org/10.47536/jcrm.v22i1.217>
- Fielding, R. & Kiszka, J.J. (2021). Artisanal and aboriginal subsistence whaling in Saint Vincent and the Grenadines (Eastern Caribbean): History, catch characteristics, and needs for research and management. *Frontiers in Marine Science*, 8, 668597. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.668597>
- Findlay, K., Thornton, M., Wilkinson, C., Vermeulen, E. & Hoerbst, S. (2017). Report on the 2016 Mammal Research Institute Whale Unit Southern Right Whale Survey, Nature's Valley to Lambert's Bay, South Africa (SC/67a/SH05). International Whaling Commission, Scientific Committee. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.28842.18887>

- Fioravanti, T., Maio, N., Latini, L., Splendiani, A., Guarino, F.M., Mezzasalma, M., Petraccioli, A., Cozzi, B., Mazzariol, S., Centelleghes, C. & Sciancalepore, G. (2022). Nothing is as it seems: Genetic analyses on stranded fin whales unveil the presence of a fin-blue whale hybrid in the Mediterranean Sea (Balaenopteridae). *The European Zoological Journal*, 89(1), 590-600. <https://doi.org/10.1080/24750263.2022.2063426>
- Fossi, M.C., Marsili, L., Neri, G., Bearzi, G. & Notarbartolo di Sciara, G. (2004). Are the Mediterranean cetaceans exposed to the toxicological risk of endocrine disrupters? *European Research on Cetaceans*, 15, 338. <https://dx.doi.org/10.1111/j.1749-6632.2001.tb03987.x>
- Fossi, M.C., Panti, C., Guerranti, C., Coppola, D., Giannetti, M., Marsili, L. and Minutoli, R. (2012). Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine pollution bulletin*, 64(11), pp.2374-2379.
- Frasier, T.R., Petersen, S.D., Postma, L., Johnson, L., Heide-Jørgensen, M.P., & Ferguson, S.H. (2015). *Abundance estimates of the Eastern Canada-West Greenland bowhead whale (Balaena mysticetus) population based on genetic capture-mark-recapture analyses (2015/008)*. Canadian Department of Fisheries and Oceans, Science Advisory Secretariat. <https://publications.gc.ca/site/eng/481106/publication.html>
- Fruet, P., Daura-Jorge, F.G., Di Tullio, J.C., Laporta, P., Coscarella, M., Vermeulen, E., Ott, P.H., Genoves, R.C., Moreno, I.B., Rosa, L.D., Perez, F.S., Machado, R., Perez, M.S., Bezamat, C., Secchi, E.R., de Castilho, P.V., Barreto, A.S., Carrion, M., Dias, L., Botta, S., Flores, P.A.C., Pretto, D.J., Ferreira, E., Ilha, E.B., Camargo, Y.R., Frainer, G. & Arias, M. (2023). *Safeguarding the future of the endangered Lahille's bottlenose dolphins in South America: a 5 yrs. Action Plan*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10392994>
- Fruet, P.F., Kinas, P.G., da Silva, K.G., Di Tullio, J.C., Monteiro, D.S., Dalla Rosa, L., Estima, S.C. & Secchi, E.R. (2012). Temporal trends in mortality and effects of by-catch on common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(8), 1865-1876. <https://doi.org/10.1017/S0025315410001888>
- Furlan, E., Stoklosa, J., Griffiths, J., Gust, N., Ellis, R., Huggins, R.M. & Weeks, A.R. (2012). Small population size and extremely low levels of genetic diversity in island populations of the platypus, *Ornithorhynchus anatinus*. *Ecology and evolution*, 2(4), 844–857. <https://doi.org/10.1002/ece3.195>
- Garcia-Cegarra, A., Malebran, M., Van Waerebeek, K. (2021). Antofagasta Region in northern Chile, a potential nursing ground for the Southern right whale *Eubalaena australis*. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 16(1), 40-45. <https://doi.org/10.5597/lajam00270>
- Garrison, L.P., Adams, J., Patterson, E.M. and Good, C.P. (2022). *Assessing the risk of vessel strike mortality in North Atlantic right whales along the US East Coast (Technical Memorandum NMFS-SEFSC-757)*. US Department of Commerce, National Marine Fisheries Service. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/44637>
- George, J.C., Sheffield, G., Tudor, B.J., Stimmelmayer, R. & Moore, M. (2021). Fishing gear entanglement and vessel collisions. In J.C. George and J.G.M. Thewissen (Eds.), *The*

- Bowhead Whale* (pp. 577-590). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818969-6.00036-4>
- Givens, G.H., Edmondson, S.L., George, J.C., Suydam, R., Charif, R.A., Rahaman, A., Hawthorne, D., Tudor, B., DeLong, R.A., & Clark, C.W. (2016). Horvitz-Thompson whale abundance estimation adjusting for uncertain recapture, temporal availability variation, and intermittent effort. *Environmetrics*, 27(3), 134-146. <https://doi.org/10.1002/env.2379>
- Government of Greenland. (2018). *White paper on management and utilization of large whales in Greenland* (IWC/67/ASW/X). Government of Greenland, Ministry of Fisheries, Hunting & Agriculture. <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-1700>
- Government of Iceland. (2024). *Leyfi til veiða á langreyðum og hrefnu gefin út*. Government of Iceland, Ministry of Food & Agriculture. <https://www.stjornarradid.is/default.aspx?pageid=e5cf150d-33a7-11e6-80c7-005056bc217f&newsid=c54774e3-b317-11ef-b88c-005056bcde1f>
- Hakamada T. & Matsuoka K. (2016). *The number of blue, fin, humpback and North Pacific right whales in the western North Pacific in the JARPNII offshore survey area* (SC/F16/JR13). International Whaling Commission, Scientific Committee. <https://archive.iwc.int/?r=5895>
- Hakamada, T. & Matsuoka, K. (2015). *Abundance estimate for sei whales in the North Pacific based on sighting data obtained during IWC-POWER surveys in 2010-2012* (SC/66a/IA12). International Whaling Commission, Scientific Committee.
- Halliday, W.D., Le Baron, N., Citta, J.J., Dawson, J., Doniol-Valcroze, T., Ferguson, M., Ferguson, S.H., Fortune, S., Harwood, L.A., Heide-Jørgensen, M.P. & Lea, E.V. (2022). Overlap between bowhead whales (*Balaena mysticetus*) and vessel traffic in the North American Arctic and implications for conservation and management. *Biological Conservation*, 276, 109820. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109820>
- Hansen, R.G., Boye, T.K., Larsen, R.S., Nielsen, N.H., Tervo, O., Nielsen, R.D., Rasmussen, M.H., Sinding, M.H. & Heide-Jørgensen, M.P. (2018). Abundance of whales in West and East Greenland in summer 2015. *NAMMCO Scientific Publications*, 11. <https://doi.org/10.7557/3.4689>
- Haria, S., Hardy, I., Harzen, S. & Bruneck, B. (2023). Estimating population abundance of Atlantic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the coastal waters of Palm Beach County, Southeastern Florida. *Aquatic Mammals*, 49(1), 19-28. <https://doi.org/10.1578/AM.49.1.2023.19>
- Häussermann, V., Gutstein, C.S., Beddingon, M., Cassis, D., Olavarria, C., Dale, A.C., Valenuela-Toro, A.M., Perez Alvarez, M., Sepúlveda, H.H., McConnell, K.M., Horwitz, F.E. & Försterra, G. (2017). Largest baleen whale mass mortality during strong El Niño event is likely related to harmful toxic algal bloom. *PeerJ*, 5, e3123. <https://doi.org/10.7717/peerj.3123>
- HELCOM (2023). Abundance and population trends of harbour porpoises. HELCOM pre-core indicator report. Online. Viewed 23<sup>rd</sup> January 2025, <https://indicators.helcom.fi/indicator/harbour-porpoises-abundance/> ISSN 2343-2543.

- Herr, H., Viquerat, S., Devas, F., Lees, A., Wells, L., Gregory, B., Giffords, T., Beecham, D. & Meyer, B. (2022). Return of large fin whale feeding aggregations to historical whaling grounds in the Southern Ocean. *Scientific reports*, 12(1), 9458. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-13798-7>
- Horwood, J. (2018). Sei Whale: *Balaenoptera borealis*. In B. Würsig, J.G.M. Thewissen, and K.M. Kovacs (Eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (3rd ed.). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00224-7>
- Human and Environment Alliance League. (2019). *Trade in Dolphin Oil and Body Parts in Central West Bengal*. <https://healearth.in/dolphin-oil-trade-investigation/>
- ICES. (2019). Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). *ICES Scientific Reports*, 1(22), 131. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.4980>
- Im, J., Joo, S., Lee, Y., Kim, B.Y. and Kim, T. (2020). First record of plastic debris ingestion by a fin whale (*Balaenoptera physalus*) in the sea off East Asia. *Marine Pollution Bulletin*, 159, p.111514.
- Ingram, D.J., Prideaux, M., Hodgins, N.K., Frisch-Nwakanma, H., Avila, I.C., Collins, T., Cosentino, M., Keith-Diagne, L.W., Marsh, H., Shirley, M.H., Van Waerebeek, K., Djondo, M.K., Fukuda, Y., Glaus, K.B.J., Jabado, R.W., Lang, J.W., Lüber, S., Manolis, C., Webb, G.J.W. & Porter, L. (2022). Widespread Use of Migratory Megafauna for Aquatic Wild Meat in the Tropics and Subtropics. *Frontiers of Marine Science*, 9, 837447. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.837447>
- IWC. (2024a). *Total Catches* [Data set]. <https://iwc.int/management-and-conservation/whaling/total-catches>
- IWC. (2024b). *The Schedule to the International Convention on the Regulation of Whaling, as amended by the Commission at the 69th Meeting*. <https://archive.iwc.int/pages/view.php?ref=3606&k=>
- IWC. (2020). *South Asian River Dolphin Task Team Workshop Report (Kuala Lumpur, Malaysia, 19-21 July 2019)* (SC/68B/REP/04/Rev 0). International Whaling Commission. <https://journal.iwc.int/index.php/jcrm/article/view/1006>
- IWC. (2019). *Report of the 2019 Meeting of the IWC Scientific Committee*. International Whaling Commission. <https://archive.iwc.int/pages/view.php?ref=9570>
- IWC. (2018a). *IWC Ship Strike Database* [Data set]. International Whaling Commission.
- IWC. (2018b). Report of the Scientific Committee. *Journal of Cetacean Research and Management*, 19(Supplement), 1-101. <https://archive.iwc.int/?r=6940>
- IWC. (2016). *The Schedule to the International Convention on the Regulation of Whaling, as amended by the Commission at the 68th Meeting*. <https://archive.iwc.int/pages/view.php?ref=3606&k=>
- IWC. (2013). Report of the workshop on the assessment of southern right whales. *Journal of Cetacean Research and Management*, 14(Supplement), 437-462. <https://archive.iwc.int/?r=298>

- IWC. (2001). Report of the workshop on the comprehensive assessment of right whales: a worldwide comparison. *Journal of Cetacean Research and Management*, (Special Issue 2), 1-60. <http://dx.doi.org/10.47536/jcrm.vi.270>
- Ivashchenko, Y.V. & Clapham, P.J. (2012). Soviet catches of bowhead (*Balaena mysticetus*) and right whales (*Eubalaena japonica*) in the North Pacific and Okhotsk Sea. *Endangered Species Research*, 18, 201-217. <http://dx.doi.org/10.3354/esr00443>
- Ivashchenko, Y.V., Clapham, P.J. & Brownell Jr., R.L. (2017). New data on Soviet catches of blue (*Balaenoptera musculus*) and right whales (*Eubalaena japonica*) in the North Pacific. *Journal of Cetacean Research and Management*, 17(1), 15-22. <http://dx.doi.org/10.47536/jcrm.v17i1.427>
- Jaaman, S., Lah-Anyi, Y.U. & Peirce, G.J. (2008). Directed fisheries for dolphins and dugong in Sabah, East Malaysia: Past and presence. *Borneo Science*, 23, 1-20. [https://www.researchgate.net/publication/313436197\\_Directed\\_fisheries\\_for\\_dolphins\\_and\\_dugongs\\_in\\_Sabah\\_East\\_Malaysia\\_Past\\_and\\_present](https://www.researchgate.net/publication/313436197_Directed_fisheries_for_dolphins_and_dugongs_in_Sabah_East_Malaysia_Past_and_present)
- Jaaman, S., Lah-Anyi, Y.U. & Pierce, G.J. (2005). Incidental catches of marine mammals in fisheries was investigated in Sabah and Sarawak waters, East Malaysia (CM 2005/X:07). *Proceedings of the ICES Annual Science Conference 2005, Aberdeen Exhibition and Conference Centre (AECC)*. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.25350730.v1>
- Jackson, J.A., Carroll, E.L., Smith, T.D., Zerbini, A.N., Patenaude, N.J. & Baker, C.S. (2016). An integrated approach to historical population assessment of the great whales: case of the New Zealand southern right whale. *Royal Society Open Science*, 3(3), 150669. <https://doi.org/10.1098/rsos.150669>
- Japanese Fisheries Agency. (2024). *Initial allocations of TAC for 2024*. <https://www.jfa.maff.go.jp/e/whale/index.html>
- Jossey, S., Haddrath, O., Loureiro, L., Weir, J.T., Lim, B.K., Miller, J., Scherer, S.W., Goksøyr, A., Lille-Langøy, R., Kovacs, K.M., Lydersen, C., Routti, H. & Engstrom, M.D. (2024). Population structure and history of North Atlantic Blue whales (*Balaenoptera musculus musculus*) inferred from whole genome sequence analysis. *Conservation Genetics*, 25, 357-371. <https://doi.org/10.1007/s10592-023-01584-5>
- Kalashnikova, E., Botero-Acosta, N., Duque Mesa, E., Gascón, M.P., Lyne, P., Cheeseman, T., Vogel, A., Kennedy, A. and Akkaya, A. (2024). Interbreeding area movement of an adult humpback whale between the east Pacific Ocean and southwest Indian Ocean. *Royal Society Open Science*, 11, 241361. <https://doi.org/10.1098/rsos.241361>
- Kanda, N., Goto, M., & Pastene, L.A. (2006). Genetic characteristics of western North Pacific sei whales, *Balaenoptera borealis*, as revealed by microsatellites. *Marine Biotechnology*, 8, 86-93. <https://doi.org/10.1007/s10126-005-5130-1>
- Kelkar, N., Smith, B.D., Alom, M.Z., Dey, S., Paudel, S. & Braulik, G.T. (2022). *Platanista gangetica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T41756A50383346. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T41756A50383346.en>
- Kelkar, N. & Dey, S. (2020). Mesh mash: legal fishing nets cause most bycatch mortality of endangered South Asian river dolphins. *Biological Conservation*, 252, 1008844. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108844>

- Knowlton, A.R., Hamilton, P.K., Marx, M.K., Pettis, H.M., & Kraus, S.D. (2012). Monitoring North Atlantic right whale *Eubalaena glacialis* entanglement rates: a 30 yr retrospective. *Marine Ecology Progress Series*, 466, 293-302.  
<https://doi.org/10.3354/MEPS09923>
- Kopf, R.K., Banks, S., Brent, L.J., Humphries, P., Jolly, C.J., Lee, P.C., Luiz, O.J., Nimmo, D. & Winemiller, K.O. (2024). Loss of Earth's old, wise, and large animals. *Science (New York, N.Y.)*, 387(6729), eado2705. <https://doi.org/10.1126/science.ado2705>
- Kojima, K., & Egami, T. (2019). The record of whaling at Lamalera, Indonesia: the statistics and its analysis since 2010 through 2018. *Japan Cetology* (29), 21-40.  
[https://doi.org/10.5181/cetology.0.29\\_21](https://doi.org/10.5181/cetology.0.29_21)
- Kolipakam, V., Singh, S., Ray, S., Prasad, L., Roy, K., Wakid, A. & Qureshi, Q. (2020). Evidence for the continued use of river dolphin oil for bait fishing and traditional medicine: implications for conservation. *Heliyon*, 6(8), e04690.  
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04690>
- Laidre, K.L., Stern, H., Kovacs, K.M., Lowry, L., Moore, S.E., Regehr, E.V., Litovka, D., Quakenbush, L., Lydersen, C., Vongraven, D. & Ugarte, F. (2015). Arctic marine mammal population status, sea ice habitat loss, and conservation recommendations for the 21st century. *Conservation Biology*, 29(3), 724-737.  
<https://doi.org/10.1111/cobi.12474>
- Leaper, R., Cooke, J. G., Trathan, P., Reid, K., Rowntree, V. & Payne, R. (2006). Global climate drives southern right whale (*Eubalaena australis*) population dynamics. *Biology Letters*, 2, 289-292. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2005.0431>
- Leeney, R. H., Dia, I. M. & Dia, M. (2015). Food, pharmacy, friend? Bycatch, direct take and consumption of dolphins in West Africa. *Human Ecology*, 43, 105-118.  
<https://doi.org/10.1007/s10745-015-9727-3>
- Linden, D.W. (2023). *Population size estimation of North Atlantic right whales from 1990-2022* (Technical Memorandum NMFS-NE-314). US Department of Commerce, Northeast Fisheries Science Center.
- Lydersen, C., Freitas, C., Wiig, Ø., Bachmann, L., Heide-Jørgensen, M.P., Swift, R. & Kovacs, K.M. (2012). Lost highway not forgotten: satellite tracking of a bowhead whale (*Balaena mysticetus*) from the Critically Endangered Spitsbergen stock. *Arctic*, 65(1): 76-86. <https://doi.org/10.14430/arctic4167>
- Marine Connection. (2017, November 30). *Investigation into illegal trade in Black Sea bottlenose dolphins*. <https://marineconnection.org/investigation-into-illegal-trade-in-black-sea-bottlenose-dolphins/>
- Marine Mammal Commission. (2024). *North Atlantic Right Whale*. <https://www.mmc.gov/priority-topics/species-of-concern/north-atlantic-right-whale/>
- Matthews, C.J., Breed, G.A., LeBlanc, B. & Ferguson, S.H. (2020). Killer whale presence drives bowhead whale selection for sea ice in Arctic seascapes of fear. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(12), 6590-6598.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.1911761117>
- Matsuoka, K., Hakamada, T. & Miyashita, T. (2016). *Distribution of blue (Balaenoptera musculus), fin (B. physalus), humpback (Megaptera novaeangliae) and north pacific*

- right (*Eubalaena japonica*) whales in the western North Pacific based on JARPN and JARPN II surveys (1994 to 2014) (SC/F16/JR/9). International Whaling Commission, Scientific Committee.
- Minton, G., Abel, G., Collins, T., Eniang, E., Frisch-Nwakanma, H., Keith-Diagne, L., Kema Kema, J.R., Takoukam Kamla, A., Virtue, M., Weir, C. & Reeves, R. (2022). Range-wide conservation efforts for the critically endangered Atlantic humpback dolphin (*Sousa teuszii*). *Diversity*, 14(9), 716. <https://doi.org/10.3390/d14090716>
- Minton, G., Smith, B.D., Braulik, G.T., Krebs, D., Sutaria, D. & Reeves, R. (2017). *Orcaella brevirostris* (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T15419A123790805. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T15419A50367860.en>
- Minton G., Collins T., Findlay K., Ersts P., Rosenbaum H., Bergren P. & Baldwin R. (2011). Seasonal distribution, abundance, habitat use and population identity of humpback whales in Oman. *Journal of Cetacean Research and Management*, 3(Special Issue), 185-200. <http://dx.doi.org/10.47536/jcrm.vi3.329>
- Minton, G., Collins, T., Pomilla, C., Findlay, K.P., Rosenbaum, H., Baldwin, R. & Brownell Jr., R.L. (2008). Megaptera novaeangliae (Arabian Sea subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T132835A3464679. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T132835A3464679.en>
- Miyashita, T., Kato, H. & Kasuya, T. (1996). *Worldwide Map of Cetacean Distribution Based on Japanese Sighting Data*. National Research Institute of Far Seas Fisheries.
- Monnahan, C.C., Branch, T.A. & Punt, A.E., (2015). Do ship strikes threaten the recovery of endangered eastern North Pacific blue whales? *Marine Mammal Science*, 31(1), 279-297. <http://dx.doi.org/10.1111/mms.12157>
- Moore, M.J., Rowles, T.K., Fauquier, D.A., Baker, J.D., Biedron, I., Durban, J.W., Hamilton, P.K., Henry, A.G., Knowlton, A.R., McLellan, W.A. & Miller, C.A. (2021). REVIEW: Assessing North Atlantic right whale health: Threats, and development of tools critical for conservation of the species. *Diseases of aquatic organisms*, 143, 205-226. <https://doi.org/10.3354/dao03578>
- NAMMCO. (2024). *Sei whale*. <https://nammco.no/sei-whale/-1475844711542-eedf1c7b-5dde>
- National Marine Fisheries Service. (2021). *Sei Whale (Balaenoptera borealis) 5-Year Review: Summary and Evaluation*. National Marine Fisheries Service, Office of Protected Resources, Silver Spring, MD. <https://www.fisheries.noaa.gov/resource/document/sei-whale-5-year-review>
- National Marine Fisheries Service. (1998). *Recovery plan for the blue whale (Balaenoptera musculus)*. National Marine Fisheries Service, Office of Protected Resources, Silver Spring, MD. <https://www.fisheries.noaa.gov/resource/document/recovery-plan-blue-whale-balaenoptera-musculus>
- Natoli, A., Birkun Jr., A., Aguilar, A., Lopez, A. & Hoelzel, A.R. (2005). Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272, 1217-1226. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3076>

- Nelms, S.E., Duncan, E.M., Patel, S., Badola, R., Bhola, S., Chakma, S., Chowdhury, G.W., Godley, B.J., Haque, A.B., Johnson, J.A., Khatoon, H, Napper, I.E., Niloy, M.N.H., Akter, T., Badola, S., Dev, A., Rawat, S., Santillo, D., Sarker, S., Sharma, E. & Koldewey, H. (2021)a. Riverine plastic pollution from fisheries: Insights from the Ganges River system. *Science of the Total Environment*, 756, 143305. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143305>
- Nelms, S. E., Alfaro-shigueto, J., Arnould, J. P. Y., Avila, I. C., Bengtson Nash, S., Campbell, E., Carter, M. I. D., Collins, T., Currey, R. J. C., Domit, C., Franco-trecu, V., Fuentes, M. M. P. B., Gilman, E., Harcourt, R. G., Hines, E. M., Hoelzel, A. R., Hooker, S. K., Johnston, D. W., Kelkar, N., ... Godley, B. J. (2021)b. Marine mammal conservation: over the horizon. *Endangered Species Research*, 44, 291-325. <https://doi.org/10.3354/esr01115>
- Nisi, A.C., Welch, H., Brodie, S., Leiphardt, C., Rhodes, R., Hazen, E.L., Redfern, J.V., Branch, T.A., Barreto, A.S., Calambokidis, J. & Clavelle, T. (2024). Ship collision risk threatens whales across the world's oceans. *Science*, 386(6724), 870-875. <https://doi.org/10.1126/science.adp1950>
- NOAA. (2024). 2017–2025 North Atlantic Right Whale Unusual Mortality Event. NOAA Fisheries. <https://www.fisheries.noaa.gov/national/marine-life-distress/2017-2024-north-atlantic-right-whale-unusual-mortality-event>
- NOAA. (2024). 2016–2025 Humpback Whale Unusual Mortality Event Along the Atlantic Coast. NOAA Fisheries. <https://www.fisheries.noaa.gov/national/marine-life-distress/2016-2024-humpback-whale-unusual-mortality-event-along-atlantic-coast>
- NOAA. (2023). *Marine Mammal Stock Assessment Reports by Species/Stock: North Atlantic Right Whale (Eubalaena glacialis): Western Atlantic Stock*. NOAA Fisheries. <https://www.fisheries.noaa.gov/national/marine-mammal-protection/marine-mammal-stock-assessment-reports-species-stock#cetaceans---large-whales>
- Northridge, S.P. (1994). *World review of interactions between marine mammals and fisheries*. Fisheries Technical paper 251. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Notarbartolo di Sciara, G. & Tonay, A.M. (2021). *Conserving Whales, Dolphins and Porpoises in the Mediterranean Sea, Black Sea and adjacent areas: an ACCOBAMS status report*. ACCOBAMS, Monaco. <https://accobams.org/news-publications/conservation-status-reports/>
- Nuno, A., Fernandes, C., Guedes, M., Loloum, B., Matos, L., Nazaré, L. & Carvalho, I. (2023). Aquatic wild meat consumption of cetaceans in São Tomé and Príncipe (Gulf of Guinea). *Animal Biodiversity Conservation*, 46(1), 25-33. <http://dx.doi.org/10.32800/abc.2023.46.0025>
- Olson, P.A., Kinzey, D., Double, M.C., Matsuoka, K. & Findlay, K. (2024). Capture-recapture estimates of Antarctic blue whale abundance and population growth rate. *Marine Mammal Science*, e13215. <https://doi.org/10.1111/mms.13215>
- Pampoulie, C., Gíslason, D., Ólafsdóttir, G., Chosson, V., Halldórsson, S.D., Mariani, S., Elvarsson, B.P., Rasmussen, M.H., Iversen, M.R., Danielsdóttir, A.K. & Víkingsson, G.A. (2021). Evidence of unidirectional hybridization and second-generation adult

- hybrid between the two largest animals on Earth, the fin and blue whales. *Evolutionary Applications*, 14(2), 314-321. <https://doi.org/10.1111/eva.13091>
- Panigada, S., Gauffier, P. & Notarbartolo di Sciara, G. (2021). *Balaenoptera physalus* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T16208224A50387979. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T16208224A50387979.en>
- Parsons, E.C.M., Rose, N.A. (2022). The History of Cetacean Hunting and Changing Attitudes to Whales and Dolphins. In: Notarbartolo di Sciara, G., Würsig, B. (eds) *Marine Mammals: the Evolving Human Factor. Ethology and Behavioral Ecology of Marine Mammals*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-98100-6\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-030-98100-6_7)
- Paudel, S. & Koprowski, J.L. (2020). Factors affecting the persistence of endangered Ganges River dolphins (*Platanista gangetica gangetica*). *Ecology and evolution*, 10(6), 3138-3148. <https://doi.org/10.1002/ece3.6102>
- Pettis, H.M., Pace, R.M. III & Hamilton, P.K. (2021). *North Atlantic right whale consortium 2020 annual report card*. North Atlantic Right Whale Consortium. <https://hdl.handle.net/1912/29594>
- Pike, D.G., Víkingsson, G.A., Gunnlaugsson, T. & Øien, N. (2009). A note on the distribution and abundance of blue whales (*Balaenoptera musculus*) in the Central and Northeast North Atlantic. *NAMMCO Scientific Publications*, 7, 19-29. <https://doi.org/10.7557/3.2703>
- Pirotta, E., Carpinelli, E., Frantzis, A., Gauffier, P., Lanfredi, C., Pace, D.S. & Rendell, L.E. (2021). *Physeter macrocephalus* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T16370739A50285671. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T16370739A50285671.en>
- Popov, D., Meshkova, G., Vishnyakova, K., Ivanchikova, J., Paiu, M., Timofte, C., Amaha Öztürk, A., Tonay, A.M., Dede, A., Panayotova, M. & Düzgüneş, E. (2023). Assessment of the bycatch level for the Black Sea harbour porpoise in the light of new data on population abundance. *Frontiers in Marine Science*, 10, 1119983. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1119983>
- Porter, L. & Lai, H. (2017). Marine mammals in Asian societies; trends in consumption, bait, and traditional use. *Frontiers in Marine Science*, 4, 1-8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00047>
- Priyadarshana, T., Randage, S.M., Alling, A., Calderan, S., Gordon, J., Leaper, R. & Porter, L. (2016). Distribution patterns of blue whale (*Balaenoptera musculus*) and shipping off southern Sri Lanka. *Regional Studies in Marine Science*, 3(2), 181-188. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsma.2015.08.002>
- Ramadhan, S. (2015). *Pengelolaan Sumberdaya Paus Sperma (Physeter Macrocephalus) Berbasis Traditional Ecological Knowledge (Tek) Di Lamalera, Nusa Tenggara Timur* [Unpublished thesis]. Institut Pertanian Bogor. <http://repository.ipb.ac.id/handle/123456789/80007>
- Reeves, R.R. (2022). Cetacean Conservation and Management Strategies. In: Notarbartolo di Sciara, G., Würsig, B. (eds) *Marine Mammals: the Evolving Human Factor. Ethology*

- and Behavioral Ecology of Marine Mammals. Springer, Cham.  
[https://doi.org/10.1007/978-3-030-98100-6\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-030-98100-6_1)
- Reeves, R.R., Ewins, P.J., Agbayani, S., Heide-Jørgensen, M.P.M., Kovacs, K.M., Lydersen, C., Suydam, R., Elliot, W., Polet, G., van Dijk, Y. & Blijlevel, R. (2014). Distribution of endemic cetaceans in relation to hydrocarbon development and commercial shipping in a warming Arctic. *Marine Policy*, 44, 375-389.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.10.005>
- Reeves, R., Rosa, C., George, J.C., Sheffield, G. & Moore, M. (2012). Implications of Arctic industrial growth and strategies to mitigate future vessel and fishing gear impacts on bowhead whales. *Marine Policy*, 36(2), 454-462.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2011.08.005>
- Rhymer, J.M. & Simberloff, D. (1996). Extinction by hybridization and introgression. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 7, 83-109.  
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.27.1.83>
- Rockwood, R.C., Calambokidis, J. & Jahncke, J. (2017). High mortality of blue, humpback and fin whales from modeling of vessel collisions on the U.S. West Coast suggests population impacts and insufficient protection. *PLoS ONE*, 12(8), e0183052.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183052>
- Romero, M.A., Coscarella, M.A., Adams, G.D., Pedraza, J.C., González, R.A. & Crespo, E.A. (2022). Historical reconstruction of the population dynamics of southern right whales in the southwestern Atlantic Ocean. *Scientific reports*, 12(1), 3324.  
<https://doi.org/10.1038/s41598-022-07370-6>
- Sahri, A., Putra, M.I., Mustika, P.L. & Murk, A.J. (2020). A treasure from the past: Former sperm whale distribution in Indonesian waters unveiled using distribution models and historical whaling data. *Journal of Biogeography*, 47(10), 2102-2116.  
<http://dx.doi.org/10.1111/jbi.13931>
- Sears, R. & Calambokidis, J. (2002). *Updated COSEWIC status report on the Blue Whale Balaenoptera musculus in Canada*. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. <https://publications.gc.ca/site/eng/9.558444/publication.html>
- Sèbe, M., David, L., Dhermain, F., Gourguet, S., Madon, B., Ody, D., Panigada, S., Peltier, H. & Pendleton, L. (2023). Estimating the impact of ship strikes on the Mediterranean fin whale subpopulation. *Ocean & Coastal Management*, 237, 106485.  
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2023.106485>
- Secchi, E.R., Monteiro, D. & Claudino, R. (2022). Is the franciscana bycatch in gillnet fisheries sustainable? In P.C. Simões-Lopes & M.J. Cremer (Eds.), *The franciscana dolphin* (pp. 201-234). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90974-7.00004-5>
- Secchi, E.R., Cremer, M.J., Danilewicz, D. & Lailson-Brito, J. (2021). A synthesis of the ecology, human-related threats and conservation perspectives for the endangered franciscana dolphin. *Frontiers in Marine Science*, 8, 617956.  
<https://doi.org/10.3389/fmars.2021.617956>
- Secchi, E.R. (2006). *Modelling the Population Dynamics and Viability Analysis of Franciscana (Pontoporia blainvillei) and Hector's Dolphins (Cephalorhynchus hectori)*

- under the Effects of Bycatch in Fisheries, Parameter Uncertainty and Stochasticity*. [Thesis]. University of Otago.
- Secchi, E.R. & Fletcher, D. (2004). *Modelling population growth and viability analysis for four franciscana stocks: effects of stock-specific differences in life traits, fishing bycatch, parameter uncertainty and stochasticity* (SC/56/SM20). International Whaling Commission, Scientific Committee.
- Segniagbeto, G.H., Ayissi, I., Bamy, I.L., Debrah, J., Djiba, A., Dossou-Bodjrenou, J., Ofori-Danson, P.K., Bilal, A.O., Sohoun, Z., Tchibozo, S. & Uwagbae, M. (2019). *On the utilisation of by-caught, hunted and stranded cetaceans in West Africa* (SC/May19/AWW/04). International Whaling Commission, Scientific Committee.
- Sinha, R. & Kannan, K. (2014). Ganges River Dolphin: An Overview of Biology, Ecology, and Conservation Status in India. *Ambio*, 43(8), 1029-1046.  
<https://doi.org/10.1007/s13280-014-0534-7>
- Smith, B.D., Phay, S., Eam, S. & Gulland, F. (2023). *Orcaella brevirostris* (Mekong River subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2023: e.T44555A50384319. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2023-1.RLTS.T44555A50384319.en>
- Smith, B.D. (2004). *Orcaella brevirostris* (Ayeyarwady River subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T44556A10919593.  
<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T44556A10919593.en>
- Smith, B.D. & Beasley, I. (2004a). *Orcaella brevirostris* (Malampaya Sound subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T44187A10858619.  
<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T44187A10858619.en>
- Smith, B.D. & Beasley, I. (2004b). *Orcaella brevirostris* (Songkhla Lake subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T44557A10919695.  
<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T44557A10919695.en>
- Stevick, P. T., Bouveret, L., Gandilhon, N., Rinaldi, C., Rinaldi, R., Broms, F., Carlson, C., Kennedy, A., Ward, N., Wenzel, F. (2018). Migratory destinations and timing of humpback whales in the southeastern Caribbean differ from those off the Dominican Republic. *Journal of Cetacean Research and Management*, 18, 127-133.  
<https://doi.org/10.47536/jcrm.v18i1.442>
- Stewart, J.D., Durban, J.W., Knowlton, A.R., Lynn, M.S., Fearnbach, H., Barbaro, J., Perryman, W.L., Miller, C.A. & Moore, M.J. (2021). Decreasing body lengths in North Atlantic right whales. *Current Biology*, 31(14), 3174-3179.  
<https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.04.067>
- Taylor, B.L., Baird, R., Barlow, J., Dawson, S.M., Ford, J., Mead, J.G., Notarbartolo di Sciarra, G., Wade, P. & Pitman, R.L. (2019). *Physeter macrocephalus* (amended version of 2008 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T41755A160983555. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41755A160983555.en>
- Taylor, S. & Walker, T. R. (2017). North Atlantic right whales in danger. *Science*, 358 (6364), 730-731. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aar2402>

- Thomas, P.O., Reeves, R.R. & Brownell Jr., R.L. (2016). Status of the world's baleen whales. *Marine Mammal Science*, 32(2), 682-734. <https://doi.org/10.1111/mms.12281>
- Vachon, F., Hersh, T.A., Rendell, L., Gero, S. & Whitehead, H. (2022). Ocean nomads or island specialists? Culturally driven habitat partitioning contrasts in scale between geographically isolated sperm whale populations. *Royal Society Open Science*, 9(5), 211737. <https://doi.org/10.1098/rsos.211737>
- Van Waerebeek, K., Uwagbae, M., Segniagbeto, G., Bamy, I. L. & Ayissi, I. (2017). New records of Atlantic humpback dolphin (*Sousa teuszii*) in Guinea, Nigeria, Cameroon and Togo underscore fisheries pressure and generalized marine bushmeat demand. *Revue d'Ecologie*, 72(2), 192–205. <http://dx.doi.org/10.1101/035337>
- Van Waerebeek, K., Ofori-Danson, P.K. & Debrah, J. (2009). The cetaceans of Ghana, a validated faunal checklist. *West African Journal of Applied Ecology*, 15, 61-90. <http://dx.doi.org/10.4314/wajae.v15i1.49428>
- Vella, A., Murphy, S., Giménez, J., de Stephanis, R., Mussi, B., Vella, J.G., Larbi Doukara, K. & Pace, D.S. (2021). The conservation of the endangered Mediterranean common dolphin (*Delphinus delphis*): Current knowledge and research priorities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(S1), 110-136. <https://doi.org/10.1002/aqc.3538>
- Vermeulen, E., Fruet, P., Costa, A., Coscarella, M. & Laporta, P. (2019). *Tursiops truncatus* ssp. *gephyreus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T134822416A135190824. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T134822416A135190824.en>
- Waring, G.T. (2010). North Atlantic Right Whale (*Eubalaena glacialis*): Western Atlantic Stock. In E. Josephson, K. Maze-Foley & P.E. Rosel (Eds.), *U.S. Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments* (pp. 8-18). <http://dx.doi.org/10.7289/V5TQ5ZH0>
- Wegrzyn, E., Rusev, I., Tańska, N., Miedwiedieva, I., Kagalo, A.A. & Leniowski, K. (2023). The use of social media in assessing the impact of war on cetaceans. *Biology Letters*, 19(4), 20220562. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2022.0562>
- Weir, C.R., Minton, G. & Collins, T.J.Q. (2021). Conservation of Africa's Most Imperiled Cetacean, the Atlantic Humpback Dolphin (*Sousa teuszii*). In D.A. DellaSala, M.I. Goldstein (Eds.), *Imperiled: The Encyclopedia of Conservation* (pp. 847-858). Elsevier: Amsterdam, The Netherlands. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821139-7.00128-8>
- Whitehead, H. & Shin, M. (2022). Current global population size, post-whaling trend and historical trajectory of sperm whales. *Scientific reports*, 12(1), 19468. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-24107-7>
- Wolf, M., De Jong, M., Halldórsson, S.D., Árnason, Ú. & Janke, A. (2022). Genomic impact of whaling in North Atlantic fin whales. *Molecular biology and evolution*, 39(5), msac094. <https://doi.org/10.1093/molbev/msac094>
- Zerbini, A.N., Secchi, E., Crespo, E., Danilewicz, D. & Reeves, R. (2017). *Pontoporia blainvillei* (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T17978A123792204. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T17978A50371075.en>

Apéndice

**Tabla A. Números de captura de cetáceos listados en el Apéndice I de CMS para 2014-2024.**

Los números de capturas de cetáceos pequeños (delfín jorobado del Atlántico, delfín nariz de botella del Mar Negro y delfín del río Ganges) no son **datos de la IWC**, sino una estimación cuantificada basada en estudios, encuestas y artículos de prensa.

*Una nota sobre los datos de captura de la IWC*

Las capturas de la IWC incluyen ballenas perdidas (es decir, ballenas que fueron cazadas pero no desembarcadas), pero no incluyen capturas accesorias. La IWC categoriza las capturas como caza de ballenas bajo objeción, caza de ballenas bajo reserva, caza de ballenas con permiso especial, caza de subsistencia indígena (ASW), capturas ilegales por parte de Estados miembros de la IWC, caza comercial de ballenas por Estados no miembros, capturas no comerciales por Estados no miembros y reportes no confirmados de capturas por Estados no miembros. Todos los datos de captura de la CBI se basan en los números reportados a la CBI por los Estados miembros y no miembros.

Nombre común	Nombre de la especie	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Total 2014-2024
Ballena borealis	<i>Balaena mysticetus</i>	55	52	63	59	71	41	70	72	72	56	68	679
Ballena franca del Atlántico Norte	<i>Eubalaena glacialis (Atlántico Norte)</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Ballena franca del Pacífico Norte	<i>Eubalaena japonica (Pacífico)</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

Nombr e común	Nombr e de la especi e	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Total 2014-2024
	o Norte)												
Ballena franca del Pacífico Sur	<i>Eubala ena australis</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Ballena Sei	<i>Balaen optera borealis</i>	90	90	90	134	135	25	25	25	25	24	26	689
Ballena común	<i>Balaen optera physalus</i>	149	168	9	8	153 <sup>4</sup>	8	3	2	152	26	32	710
Ballena azul <sup>5</sup>	<i>Balaen optera musculus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ballena jorobada	<i>Megaptera novaeangliae</i>	9	7	6	3	6	7	4	6	2	4	2	56
Delfín común*	<i>Delphinus delphis</i> (solo)	No se ha reportado ningun	No se ha reportado ningun	No se ha reportado ningun	No se ha reportado ningun	No se ha reportado ningun	No se ha reportado ningun	No se ha reportado ningun	No se ha reportado ningun	No se ha reportado ningun	No se ha reportado ningun	No se ha reportado ningun	No se ha reportado ningun

<sup>4</sup> Incluye dos capturas listadas como ballena aleta que eran híbridos de aleta azul/aleta.

<sup>5</sup> Aunque la IWC informa que no se han capturado ballenas azules desde que entró en vigor la moratoria sobre la caza de ballenas en 1986, dos capturas de ballenas aleta reportadas en 2018 fueron híbridas de ballena azul y aleta.

Nombr e común	Nombr e de la especi e	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Total 2014-2024
	<i>medicina)</i>	<i>a captura</i>	<i>a captura</i>	<i>a captura</i>	<i>a captura</i>	<i>a captura</i>	<i>a captura</i>	<i>a captura</i>	<i>a captura</i>	<i>a captura</i>	<i>a captura</i>	<i>a captura</i>	<i>a captura</i>
Delfín nariz de botella de Lahille	<i>Tursiops truncatus gephyreus</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Delfín nariz de botella del Mar Negro	<i>Tursiops truncatus ponticus</i>	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	3 <sup>6</sup>	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	3
Delfín de Irrawaddy	<i>Orcaella brevirostris</i>	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura	No se ha reportado ninguna captura
Delfín jorobado del Atlántico	<i>Sousa teuszii</i>	Estimal menos 2-3 al año de media, probabl	Estimal menos 2-3 al año de media, probabl	Estimal menos 2-3 al año de media, probabl	Estimal menos 2-3 al año de media, probabl	Estimal menos 2-3 al año de media, probabl	Estimal menos 2-3 al año de media, probabl	Estimal menos 2-3 al año de media, probabl	Estimal menos 2-3 al año de media, probabl	Estimal menos 2-3 al año de media, probabl	Estimal menos 2-3 al año de media, probabl	Estimal menos 2-3 al año de media, probabl	18 confirmados en el periodo 2009-2016

<sup>6</sup> En 2017 se descubrieron en Rusia tres delfines mulares vivos del Mar Negro capturados ilegalmente.

Nombr e común	Nombr e de la especi e	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Total 2014-2024
		emente mucho más	emente mucho más	emente mucho más	emente mucho más	emente mucho más	emente mucho más	emente mucho más	emente mucho más	emente mucho más	emente mucho más	emente mucho más	Se estima al menos entre 20 y 30, probablemente mucho más
Marsop a báltica propiamente dicha*	<i>Phocoena phocoena</i> (pop báltico propiamente dicho)	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Cachalote <sup>7</sup>	<i>Physeter macrocephalus</i>	31	7	12	27	15	18	18	18	0	0	0	146
Delfín del río Ganges <sup>8</sup>	<i>Platanista gangetica</i>	Se estima	Se estima entre 35 y 50	Se estima entre 35 y 50	Se estima entre 35 y 50	Se estima entre 35 y 50	Se estima entre 35 y 50	6 confirmados	1 confirmado	Se estima entre 35 y 50	1 confirmado	1 confirmado	33 confirmados

<sup>7</sup> Según la IWC, para los años 2019-2024 no existen cifras oficiales sobre capturas, por lo que las cifras se basan en la media de las capturas de 2016-2018.

<sup>8</sup> En muchos de los casos de mortalidad reportados, la causa de la muerte no puede determinarse, por lo que probablemente los números de capturas sean mayores de lo reportado.

Nombre común	Nombre de la especie	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Total 2014-2024
		entre 35 y 50					Se encontraron 25 cadáveres magullados entre septiembre de 2019 y agosto de 2020	Se estima entre 35 y 50	4 sospechoso Se estima entre 35 y 50		Se estima entre 35 y 50	Se estima entre 35 y 50	Se estima entre 350 y 500
Delfín de Fransiscana/La Plata	<i>Pontoporia blainvilliei</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
La ballena pico de Cuvier*	<i>Ziphius cavirostris</i> (Solo subpoblación mediterránea)	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

\*Específico de la subpoblación.

**Tabla B. Límites de captura de la IWC para cetáceos listados en el Apéndice I de CMS para 2014-2024.**

Nombre común	Nombre de la especie	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	
Ballena borealis	<i>Balaena mysticetus</i>	Mares de Bering - Chukchi-Beaufort: 67 <sup>9</sup>	Mares de Bering-Chukchi-Beaufort: 67	Mares de Bering-Chukchi-Beaufort: 67	Mares de Bering-Chukchi-Beaufort: 67	Mares de Bering-Chukchi-Beaufort: 67	Mares de Bering-Chukchi-Beaufort: 67 <sup>10</sup>	Mares de Bering - Chukchi-Beaufort: 67	Mares de Bering - Chukchi-Beaufort: 67	Mares de Bering - Chukchi-Beaufort: 67	Mares de Bering - Chukchi-Beaufort: 67	Mares de Bering - Chukchi-Beaufort: 67	
		Groenlandia Occidental: 2	Groenlandia Occidental: 2 <sup>11</sup>	Groenlandia Occidental: 2	Groenlandia Occidental: 2	Groenlandia Occidental: 2	Groenlandia Occidental: 2	Groenlandia Occidental: 2	Groenlandia Occidental: 2	Groenlandia Occidental: 2	Groenlandia Occidental: 2	Groenlandia Occidental: 2	Groenlandia Occidental: 2
		Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0
Ballena franca del Atlántico Norte	<i>Eubalaena glacialis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

<sup>9</sup> Para los años 2013-2018, la captura total no puede superar las 336. Cualquier parte no utilizada de una cuota de huelga de cualquier año (incluyendo 15 huelgas no utilizadas de la cuota 2008-2012) se trasladará y añadirá a las cuotas de huelga de cualquier año posterior, siempre que no se añadan más de 15 huelgas a la cuota de huelga en un año.

<sup>10</sup> Para los años 2019-2025, la captura total no puede superar las 392. Cualquier parte no utilizada de una cuota de huelga de los tres bloques anteriores se trasladará y se añadirá a las cuotas de huelga de años posteriores, siempre que no se añada más del 50 por ciento del límite anual de huelga para cualquier año.

<sup>11</sup> Para 2015-2018, cualquier parte no utilizada de la cuota para cada año se trasladará de ese año y se añadirá a la cuota de cualquier año posterior, siempre que no se añadan más de 2 a la cuota para cualquier año.

Nombre común	Nombre de la especie	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
	(Atlántico Norte)											
Ballena franca del Pacífico Norte	<i>Eubalaena japonica</i> (Pacífico Norte)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ballena franca del Pacífico Sur	<i>Eubalaena australis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ballena Sei	<i>Balaenoptera borealis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ballena común	<i>Balaenoptera physalus</i>	Groenlandia Occidental: 19	Groenlandia Occidental: 19	Groenlandia Occidental: 19	Groenlandia Occidental: 19	Groenlandia Occidental: 19	Groenlandia Occidental: 19 <sup>12</sup>	Groenlandia Occidental: 19	Groenlandia Occidental: 19	Groenlandia Occidental: 19	Groenlandia Occidental: 19	Groenlandia Occidental: 19
		Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0
Ballena azul	<i>Balaenoptera musculus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ballena jorobada	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Groenlandia Occid	Groenlandia Occide	Groenlandia Occidental: 10	Groenlandia Occidental: 10	Groenlandia Occidental: 10	Groenlandia Occidental: 10	Groenlandia Occide	Groenlandia Occide	Groenlandia Occide	Groenlandia Occide	Groenlandia Occide

<sup>12</sup> Para 2019-2025, cualquier parte no utilizada de una cuota de huelga del bloque anterior bajo un consejo de gestión del Algoritmo del Límite de Strike se trasladará y se añadirá a las cuotas de huelga de los años siguientes, siempre que no se añada más del 50 por ciento del límite anual de huelga a la cuota durante un año.

Nombre común	Nombre de la especie	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
		ental: 10	ntal: 10 <sup>13</sup>					ntal: 10	ntal: 10	ntal: 10	ntal: 10	ntal: 10
		San Vicente y las Granadinas: 24 en total 2013-2018					San Vicente y las Granadinas: 28 en total 2019-2025					
		Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0	Todas las demás áreas: 0
Delfín común	<i>Delphinus delphis</i> (solo medicina)	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Delfín nariz de botella de Lahille	<i>Tursiops truncatus gephyreus</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Delfín nariz de botella del Mar Negro	<i>Tursiops truncatus ponticus</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Delfín de Irrawaddy	<i>Orcaella brevirostris</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Delfín jorobado del Atlántico	<i>Sousa teuszii</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Marsopa báltica propiamente dicha	<i>Phocoena phocoena</i> (pop báltico)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<sup>13</sup> Para 2015-2018, cualquier parte no utilizada de la cuota de cada año se trasladará de ese año y se añadirá a la cuota de huelga de cualquiera de los años siguientes, siempre que no se añadan más de 2 huelgas a la cuota de huelga en un solo año.

Nombre común	Nombre de la especie	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
	<i>propiamente dicho)</i>											
Cachalote	<i>Physeter macrocephalus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Delfín asiático de río	<i>Platanista gangetica</i>	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Delfín de Fransiscana/La Plata	<i>Pontoporia blainvillei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ballena pico de Cuvier	<i>Ziphius cavirostris</i> (Solo subpoblación mediterránea)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

**Tabla C. CITES reportó comercio de carne o aceite de cetáceos listados en el Apéndice I de CMS**

*Una nota sobre los datos de trading de CITES*

Para complementar los datos recopilados sobre los números de captura de cetáceos listados en el Apéndice I de la CMS, se consultó la Base de Datos Comercial de CITES. Esta base de datos incluye datos reportados de informes nacionales de las Partes CITES. Es importante señalar que ni el comercio nacional ni el ilegal están incluidos, y los datos pueden no ser siempre completamente correctos. Además, los datos para 2022-2024 pueden no estar completamente completos, ya que la compilación y publicación de los datos reportados suele tardar dos años. Para este informe, para cada cetáceo listado en el Apéndice I de CMS, se descargó la base de datos correspondiente en formato de tabulación comparativa para los años 2014-2024. El comercio se evaluó según la guía CITES; P = uso personal, Q = circo o exposición itinerante, E = educación. Solo se incluyeron casos comerciales de carne, aceite y partes del cuerpo para este informe.

La base de datos CITES no contiene datos comerciales sobre subespecies o poblaciones específicas. Así, aunque existen casos de carne intercambiada por algunos cetáceos cuyas subespecies y poblaciones figuran en el Apéndice I de la CMS (delfín nariz de botella del Mar Negro, marsopa portuaria propiamente dicha, delfín del río Ganges, delfín común, ballena pico de Cuvier), estos datos no se han incluido en esta tabla ni en el informe.

Año	App	Taxón	Importador	Exportador	Origen	Cantidad reportada por el importador	Cantidad reportada por el exportador	Término	Unidad	Propósito	Fuente
2014	I	Balaena mysticetus	CA	EE. UU.		27		Carne	kg	P	W
2014	I	Balaena mysticetus	CA	EE. UU.			27	Carne	kg	Q	W
2021	I	Balaena mysticetus	EE. UU.	CA		1		Petróleo	Número de ejemplares	P	I
2023	I	Balaena mysticetus	DK	GL		2000		Carne	g	P	W
2023	I	Balaena mysticetus	DK	GL			1	Carne	kg	S	W

2020	I	Eubalaena glacialis	CN	GB	XX	1		Carne	Número de ejemplares	Q	O
2021	I	Eubalaena glacialis	GB	CN	XX		1	Carne	Número de ejemplares	Q	O
2014	I	Balaenoptera borealis	JP	HS		90		Carrocerías		S	X
2015	I	Balaenoptera borealis	JP	HS		90		Carrocerías		S	X
2016	I	Balaenoptera borealis	JP	HS		90		Carrocerías		S	X
2017	I	Balaenoptera borealis	JP	HS		1119662.84	Carne	kg		S	X
2018	I	Balaenoptera borealis	JP	HS		990201.52	Carne	kg		S	X
2014	I	Balaenoptera physalus	JP	IS		1624313.04	2546000	Carne	kg	T	W
2015	I	Balaenoptera physalus	JP	IS			2012000	Carne	kg	T	W
2017	I	Balaenoptera physalus	JP	IS			1556000	Carne	kg	T	W
2017	I	Balaenoptera physalus	EE. UU.	JP	IS	100		Carne	g	P	I
2018	I	Balaenoptera physalus	JP	IS			1977500	Carne	kg	T	W
2019	I	Balaenoptera physalus	JP	IS		1.961.185	1690000	Carne	kg	T	W

2020	I	Balaenoptera physalus	JP	IS			1235000	Carne	kg	T	W
2020	I	Balaenoptera physalus	NL	IS			3.5	Carne	kg	S	W
2021	I	Balaenoptera physalus	NO	IS			2800	Carne	g	S	W
2023	I	Balaenoptera physalus	ES	IS		550		Carne	Número de ejemplares	S	W
2016	I	Balaenoptera musculus	EE. UU.	JP		850		Carne	g	P	I
2021	I	Megaptera novaeangliae	AU	CO			22	Petróleo		S	W
2016	I	Physeter macrocephalus	SN	EE. UU.	XX	2		Cosmética		L	I
2016	I	Physeter macrocephalus	SN	EE. UU.	XX		1	Extracto		L	I
2019	I	Physeter macrocephalus	EE. UU.	MX	XX	1		No especificado	Número de ejemplares	P	I
2019	I	Physeter macrocephalus	EE. UU.	MX	XX	1		No especificado	Número de ejemplares	T	I
2022	I	Physeter macrocephalus	EE. UU.	MI	XX	15		Cera	ml	P	O

2015	II	Pontoporia blainvillei	EE. UU.	UY		1		esqueletos		T	I