



**CONVENCIÓN SOBRE
LAS ESPECIES
MIGRATORIAS**

UNEP/CMS/COP14/Doc.31.4.5

8 de junio 2023

Español

Original: Inglés

14ª REUNIÓN DE LA CONFERENCIA DE LAS PARTES
Samarcanda, Uzbekistán, 12 – 17 de febrero 2024
Punto 31.4 del orden del día

**PROPUESTA DE INCLUSIÓN DE
LA MARSOPA COMÚN DEL MAR BÁLTICO, (*Phocoena phocoena*)
EN EL APÉNDICE I DE LA CONVENCIÓN*
MANTENIENDO EL ESTADO EXISTENTE DE LA ESPECIE EN EL APÉNDICE II**

Resumen:

La Unión Europea y sus Estados miembros han presentado la propuesta adjunta para la inclusión de la marsopa común del Mar Báltico, *Phocoena phocoena*, en el Apéndice I de la CMS, manteniendo al mismo tiempo la situación actual de la especie en el Apéndice II.

*Las designaciones geográficas empleadas en este documento no implican, de parte de la Secretaría de la CMS (o del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente), juicio alguno sobre la condición jurídica de ningún país, territorio o área, ni sobre la delimitación de su frontera o fronteras. La responsabilidad del contenido del documento recae exclusivamente en su autor.

**PROPUESTA DE INCLUSIÓN DE
LA MARSOPA COMÚN DEL MAR BÁLTICO, (*Phocoena phocoena*)
EN EL APÉNDICE I DE LA CONVENCIÓN
MANTENIENDO EL ESTADO EXISTENTE DE LA ESPECIE EN EL APÉNDICE II**

A. PROPUESTA

Inclusión de la marsopa común del Mar Báltico, *Phocoena phocoena*, en el Apéndice I de la CMS manteniendo el estado existente de la especie en el Apéndice II.

B. PROPONENTE: Unión Europea y sus Estados Miembros

C. DECLARACIÓN JUSTIFICATIVA

1. Taxonomía

- 1.1 Clase: Mamíferos
- 1.2 Orden: Cetácea
- 1.3 Familia: Focénidos
- 1.4 Especies o subespecies: *Phocoena phocoena* (Linnaeus, 1758); Marsopa común del Mar Báltico
- 1.5 Sinónimos científicos: Sin sinónimos actualmente
- 1.6 Nombre(s) común(es): Marsopa común
 - Dinamarca: marsvin
 - Estonia: harilik pringel
 - Finlandia: pyöriäinen, tumlare
 - Alemania: Schweinswal, Kleiner Tümmler
 - Letonia: cūkdelfīni
 - Lituania: paprastoji jūrų kiaulė
 - Polonia: morświn
 - Rusia: морская свинья (Morskaja svin'ja)
 - Suecia: tumlare

2. Descripción general

En el Mar Báltico, varias cadenas de evidencias como la genética, datos de distribución, morfometría craneal y trabajo contaminante, respaldan la existencia de dos poblaciones o subpoblaciones diferentes de la marsopa común, *Phocoena phocoena*. La marsopa común del «Gran Belt» ocupa la región sur de Kattegat, el Gran Belt y la región suroeste del Mar Báltico, con una gestión fronteriza oriental en verano a aproximadamente 13,5°E (Sveegaard et al., 2015). La marsopa común del «Báltico propiamente dicho» habita en la región oriental del Mar Báltico, con una gestión fronteriza suroccidental en verano que se extiende en diagonal entre la península de Hanö Bay en Suecia y Jarosławiec en Polonia (SAMBAH, 2016; Carlén et al., 2018).

El Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM) destaca que en la recomendación de la petición de la UE sobre medidas de emergencia, el término población se utiliza para hacer referencia a la marsopa común del Mar Báltico. El CIEM también indica que no se ha determinado si la marsopa común del Mar Báltico constituye una población o una subpoblación. Con todo, existen «diferencias genéticas considerables entre las marsopas comunes del Gran Belt y las del Mar Báltico. Por ello, la marsopa común del mar Báltico debe gestionarse como una unidad de gestión separada». En la «REGULACIÓN DELEGADA DE LA COMISIÓN (UE) 2022/303 del 15 de diciembre de 2021 que modifica la Regulación (UE) 2019/1241 en relación a las medidas para reducir las capturas incidentales de la población

residente de la marsopa común del Mar Báltico (*Phocoena phocoena*) en el Mar Báltico» se indica lo siguiente (3): «La población de la marsopa común del Mar Báltico es considerablemente diferente a nivel genético a otras poblaciones. El Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM) considera, por lo tanto, que la población residente de marsopa común en el Báltico propiamente dicho debe tratarse como una unidad de población separada (en lo sucesivo, "marsopa común del Mar Báltico")».

La marsopa común del Mar Báltico parece estar concentrada en una zona espacial relativamente pequeña en verano, en los bancos de ultramar Hoburgs y Midsjöbankarna en aguas suecas y polacas. La diferenciación genética entre las poblaciones del Gran Belt y el Báltico propiamente dicho se mantiene por medio de un flujo genético limitado resultante de la separación espacial de las dos poblaciones durante la estación reproductiva en verano (Carlén et al., 2018). Sin embargo, en invierno la marsopa común del Mar Báltico parece estar más extendida y probablemente se solapa espacialmente con la población del Gran Belt en el báltico suroeste (a al menos 13,0°E, CIEM, 2020a, CIEM, 2020b), generando un escenario complicado para su gestión. La marsopa común del Mar Báltico ha constituido un motivo de preocupación importante desde hace tiempo, con declives acusados puntuales en el último siglo registrados por muchos observadores, y un estado de Especie en peligro crítico de extinción en la Lista roja de UICN (Hammond et al., 2008) y la Lista Roja de la Comisión de Protección del Entorno Marítimo del Báltico (HELCOM, 2013). La primera y única estimación de abundancia para la población fue de tan solo 491 ejemplares en 2011–2013, y se registraron límites de confianza amplios (95 % CI 71–1,105; Amundin et al. 2022). Los movimientos transfronterizos periódicos de ejemplares para la marsopa común del Mar Báltico se evidencian en la variación espacio-temporal en su distribución, la extensión de las áreas de alta densidad en verano más allá de las fronteras sueco-polacas y la alta movilidad de la especie en general. La información de la historia de la vida obtenida de animales en aguas alemanas (fuera del rango principal de la población de marsopa común del Mar Báltico) indica que la marsopa hembra en aguas del Mar Báltico tiene un ciclo de vida más corto (3,7 años) que en el Mar del Norte (5,7 años), donde tan solo el ~27 % de las hembras vive lo suficiente para gestar una cría (Kesselring et al., 2017, 2018). La alta mortalidad antropogénica debido a una captura incidental en la industria pesquera (especialmente en conjuntos fijos como las redes de enmalle) parece ser la mayor amenaza para la marsopa común del Mar Báltico, y se considera insosteniblemente alta (NAMMCO & IMR, 2019; CIEM, 2020b). Los contaminantes ambientales también pueden haber contribuido al declive y la falta de recuperación de la abundancia de la marsopa común del Mar Báltico. El ruido submarino de fuentes como la pesca y la construcción de parques eólicos de ultramar puede provocar un desplazamiento potencial y afectar a su comportamiento. La inclusión de la marsopa común del Mar Báltico en el Apéndice I de la CMS requiere que los Estados del área de distribución proporcionen una protección estricta prohibiendo la captura, conservando el hábitat, limitando los obstáculos para la migración y controlando otros factores que pueden ponerlas en peligro, además de aumentar el esfuerzo colaborativo por parte de todos los Estados Miembro de la UE que hacen frontera con el Báltico propiamente dicho.

3 Migraciones

3.1 Tipos de movimiento, distancia, carácter cíclico y predecible de la migración

La marsopa común es una especie de cetáceos de amplio rango de distribución y una alta movilidad, que no está limitada por fronteras nacionales (Sveegaard et al., 2015, Nielsen et al., 2018.). Su pequeña aleta dorsal y la naturaleza elusiva de esta especie, además de la rareza de la marsopa común del Mar Báltico, hace que todavía no haya sido sujeto de foto-identificación o trabajo de marcado dentro del Báltico propiamente dicho, lo que demostraría explícitamente el movimiento de ejemplares de la marsopa común del Mar Báltico entre fronteras jurisdiccionales nacionales. Tal y como indicaba Koschinski (2001), existe poca información disponible sobre las migraciones o los movimientos de la marsopa común del

Mar Báltico, dado que sus avistamientos son infrecuentes. Con todo, dichos movimientos quedan implícitos por:

- El rango de distribución documentado en verano de la marsopa común del Mar Báltico incluye todas las aguas hacia el este de una línea que va de Hanö en Suecia a Słupsk en Polonia (Carlén et al., 2018), mientras que el rango de distribución en invierno puede extenderse más hacia el oeste hasta la cuenca de Arkona (Gallus et al., 2012; Benke et al., 2014; CIEM 2020a). Por definición, por tanto, la marsopa común del Mar Báltico se expande por las aguas de al menos nueve países: Dinamarca (Bornholm), Estonia, Finlandia, Alemania, Letonia, Lituania, Polonia, Rusia y Suecia, ocho de los cuales son Estados Miembro de la UE.
- El área principal de concentración de la marsopa común del Mar Báltico durante la estación reproductiva de verano incorpora una serie de bancos de ultramar que se dividen entre aguas suecas y polacas, y en consecuencia fomenta el movimiento frecuente de marsopas por estas fronteras nacionales (Carlén et al., 2018).
- En los meses de invierno, la distribución de la marsopa común del Mar Báltico se expande hacia el norte, el este y el oeste desde el área principal de verano. Los ejemplares suelen encontrarse en las aguas finlandesas de ultramar al sur del Archipiélago Sea y las islas Åland, cruzando varias fronteras nacionales (Carlén et al., 2018).
- El seguimiento por satélite de las marsopas marcadas de la población del Gran Belt sugiere que las marsopas cruzan las fronteras nacionales entre aguas de Dinamarca, Alemania y Suecia con regularidad (Sveegaard et al., 2011), y podríamos esperar movimientos similares entre países para la marsopa común del Mar Báltico. Además, los datos de la marsopa común con seguimiento por satélite fuera del este de Canadá y Groenlandia demuestran altos niveles de desplazamiento y grandes índices de utilización (Read y Westgate, 1997; Nielsen et al., 2018). Esta alta movilidad fomenta la probabilidad de movimientos transfronterizos dentro de las aguas casi cerradas del Báltico propiamente dicho.

3.2 Proporción de la población migratoria y por qué es una proporción significativa

Existe poca información sobre la proporción de movimientos regulares de la marsopa común del Mar Báltico entre uno o varios límites jurisdiccionales nacionales. No obstante, la estimación de abundancia de puntos SAMBAH al este de la gestión fronteriza en verano durante el intervalo de noviembre a abril es aproximadamente el 50 % de la estimación del intervalo de mayo a octubre (Amundin et al., 2022). Debido a los amplios intervalos de confianza, las evaluaciones no son significativamente diferentes, pero indican que una proporción sustancial de la población se mueve fuera del área de gestión de mayo a octubre durante el intervalo de noviembre a abril. Paralelamente, los resultados de SAMBAH sugieren que la población se concentra en áreas definidas en los bancos de ultramar Hoburgs y Midsjöbankarna (principalmente en aguas de Suecia pero también de Polonia) y después de dispersa en regiones más amplias del Báltico propiamente dicho y la región suroeste del Mar Báltico durante el invierno (incluyendo aguas de Finlandia, Polonia, Alemania y Dinamarca; Carlén et al., 2018). En consecuencia, los movimientos transfronterizos estacionales por una parte considerable de la marsopa común del Mar Báltico son constantes.

4. Datos biológicos (aparte de la migración)

4.1 Distribución (actual e histórica)

Histórica

El rango de distribución histórica de las marsopas en la Región del Mar Báltico aparentemente incluía todo Kattegat, Skagerrak y el Báltico propiamente dicho, y continuaba hacia el norte

hasta el Golfo de Riga, Golfo de Finlandia y Kemi en la región situada más al norte del Golfo de Bothnia (Koschinski, 2001; HELCOM, 2013; Benke et al., 2014; Loisa, 2016). Se han notificado avistamientos en Estonia y Letonia durante el verano y el otoño, y alguno ejemplares han entrado en el río Neva en San Petersburgo en la región interior del Golfo de Finlandia (Koschinski, 2001). Sin embargo, durante la última mitad de los años 90, la cantidad de marsopas en el Mar Báltico pareció reducirse y su presencia se limitó al sur y al oeste; los avistamientos en la región este y la región situada más al norte del Báltico son actualmente infrecuentes (Koschinski, 2001).

Actual

Entre el mes de mayo de 2011 y mayo de 2013, el proyecto de Supervisión Acústica Estática de la marsopa común del Mar Báltico realizó una evaluación exhaustiva de la distribución espacio-temporal de la marsopa común del Mar Báltico (SAMBAH, 2016; Carlén et al., 2018). En este proyecto se emplearon dispositivos acústicos en 304 posiciones en aguas del Mar Báltico desde el extremo este del Gran Belt hacia el norte hasta las islas Åland (entrada al Golfo de Bothnia). Se observó que la marsopa común del Mar Báltico se diferenciaba espacialmente de la población del Gran Belt durante el período reproductivo en los meses de verano (de mayo a octubre), pero con una probable mezcla de las dos poblaciones en la región suroeste del Mar Báltico durante el invierno (Carlén et al., 2018). Este hecho coincidía con el trabajo acústico previo en el Báltico alemán (Gallus et al., 2012; Benke et al., 2014), que indicaba que las aguas alemanas al norte y este de la isla de Rügen (Bahía de Pomerania) fueron ocupadas por marsopas del Gran Belt en verano (de junio a agosto), pero que durante el invierno tanto las marsopas comunes del Gran Belt como las del Mar Báltico cambiaron su ruta hacia el oeste y la Bahía de Pomerania fue ocupada por la marsopa común del Mar Báltico en invierno (de enero a marzo). Las aguas por la costa sur de Suecia y alrededor de la isla danesa de Bornholm, también son utilizadas estacionalmente por las marsopas de ambas poblaciones. En consecuencia, los límites de distribución en invierno de la marsopa común del Mar Báltico siguen sin estar claros y son complicados por la mezcla aparente de dos poblaciones en las mismas zonas.

Basándose en los resultados de SAMBAH, Carlén et al. (2018) propuso una gestión fronteriza suroeste para la marsopa común del Mar Báltico, en una línea diagonal que se extiende aproximadamente entre la península en la Bahía de Hanö en Suecia y Jarosławiec cerca de Słupsk en Polonia (Figuras 1 y 2). Esta propuesta de gestión fronteriza estaba situada ligeramente más al este que la gestión fronteriza de verano propuesta inicialmente más al este para la población del Gran Belt (13,5°E longitud: Sveegaard et al., 2015), resaltando un área de baja ocurrencia de marsopa común entre las dos poblaciones durante el verano. Dentro del rango de verano, la marsopa común del Mar Báltico se concentraba en los bancos de ultramar de Hoburgs y Midsjöbankarna en aguas de Suecia y Polonia, en un área considerada como un núcleo reproductor esencial para la población (Figuras 2 y 3; Carlén and Evans, 2021). En invierno, la marsopa común del Mar Báltico estuvo más dispersa, con detecciones acústicas registradas desde el suroeste del Báltico hasta las Islas Åland en la entrada del Golfo de Bothnia, incluyendo a lo largo de las costas de Lituania, Letonia y la costa este de Suecia (Carlén et al., 2018).

No se registraron detecciones en el Golfo de Riga y solo se registró una detección en el Golfo de Finlandia como parte del proyecto SAMBAH, lo que indica que las marsopas en esas regiones son muy escasas (Carlén et al., 2018). Sin embargo, una campaña de avistamiento lanzada por el Ministerio de Medioambiente en Finlandia en 2001, ha permitido obtener cerca de 75 avistamientos de aproximadamente 125 ejemplares en aguas finlandesas entre 2000 y 2020, e incluía una serie de avistamientos del Golfo de Finlandia y más hacia el norte desde el Golfo de Bothnia (Loisa, 2016).

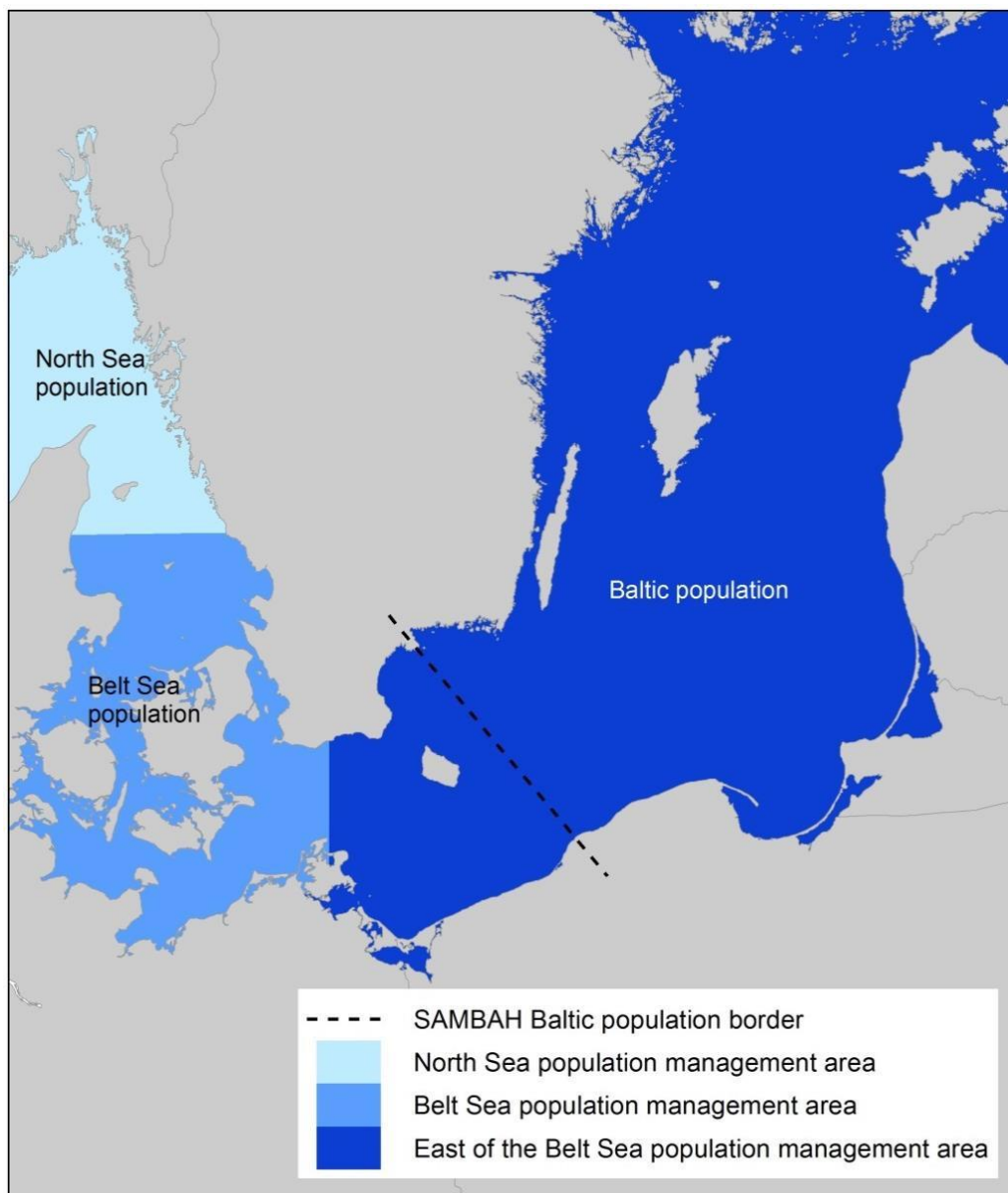


Figura 1. Rangos de distribución de las poblaciones de marsopa común en la región del Mar Báltico (de Carlén y Evans 2021). La sombra azul indica las fronteras propuestas para la unidad de gestión de la población del Gran Belt durante los meses de mayo a septiembre por Sveegaard *et al.* (2015). La línea de puntos negros indica la separación espacial durante los meses de mayo a octubre de las poblaciones del Belt y el Báltico registrada por SAMBAH (2016a, Carlén et al 2018). Todas las fronteras son únicamente para los meses incluidos en el estudio respectivo.

Las observaciones de marsopas comunes vivas en el rango de gestión de mayo a octubre para la marsopa común del Mar Báltico son infrecuentes y la especie se considera prácticamente extinguida en la sección noreste del Báltico (Koschinski, 2001). Con todo, existen datos sobre capturas incidentales oportunistas, registros de varamientos y avistamientos en las costas del Mar Báltico, incluyendo observaciones ocasionales de la región noreste del Báltico (HELCOM, 2016).

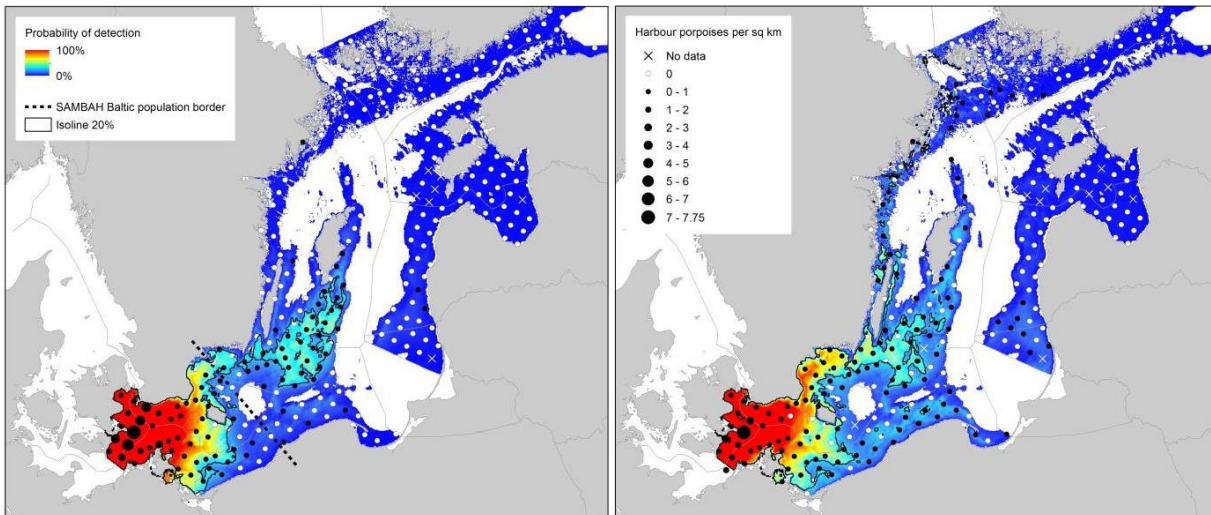


Figura 2. Probabilidad de detección prevista de marsopa común al mes en el área del proyecto SAMBAH durante los meses de mayo a octubre (izquierda) y noviembre a abril (derecha). La línea negra indica una probabilidad de detección del 20 %, aproximadamente el equivalente al área que constituye el 30 % de la población y suele utilizarse para definir áreas de alta densidad. Los puntos o las cruces muestran la densidad estimada en las estaciones del estudio SAMBAH. La frontera indica una separación espacial entre las poblaciones de marsopa común del Mar Báltico y las del Gran Belt durante los meses de mayo a octubre, según Carlén *et al.*, 2018. Las áreas de color blanco no se incluyeron en el estudio del proyecto SAMBAH. De ASCOBANS (2016).

4.2 Población (estimaciones y tendencias)

Abundancia

La población marsopa común del Mar Báltico ha sufrido un marcado declive en la densidad y la distribución en el último siglo (Skøra *et al.*, 1988; Koschinski, 2001; Hammond *et al.*, 2008; ASCOBANS, 2009).

Debido a la baja densidad, solo pueden usarse los métodos de monitorización acústica para esta población, y la única estimación existente de su abundancia específica para la marsopa común del Mar Báltico (p. ej. cubriendo la ocurrencia principal en verano por los bancos de ultramar en el Báltico propiamente dicho central) procede de la monitorización acústica de SAMBAH en 2011–2013, que generó una densidad global en verano de 0,00370 (95 % CI 0,49–8,62) animales/km² y una estimación de abundancia de 491 ejemplares (95 % CI 71–1105); Amundin *et al.*, 2022).

Un estudio reciente en aguas suecas comparaba los datos de monitorización acústica pasiva durante los meses de mayo a octubre (en la época reproductiva) entre dos períodos del estudio 2011–2013 y 2017–2020 (Owen *et al.* 2021). En las tres estaciones con el número más alto de detecciones, la regresión lineal del registro reveló un aumento anual del 2,4 % (-4,4 – 9,6, 95 % CI) entre 2011 y 2019. Los autores indican que este aumento puede ser indicativo del inicio de la recuperación de la población, o simplemente una indicación de la paralización del declive. Asimismo, indican que el índice de crecimiento sigue siendo inferior al índice de posibilidad para las poblaciones de marsopas, y que probablemente no es suficiente para compensar el aumento potencial de la presión en el futuro.

Estructura de la población

La información más reciente sobre la estructura poblacional de las subespecies del Atlántico Noreste se resumió y debatió en el taller sobre marsopa común de NAMMCO e IMR en

diciembre de 2018 (NAMMCO & IMR, 2019). Actualmente en Europa se han reconocido dos subespecies de marsopa común: La subespecie del Atlántico Nordeste (*P. p. phocoena*) y la subespecie del Mar Negro (*P. p. relicta*). Se ha propuesto una tercera subespecie en esta región en aguas Ibéricas y del Noroeste de África (*P. p. meridionalis*; Fontaine et al., 2014). En la región del Mar Báltico, las poblaciones del Mar Báltico y el Mar del Norte podían distinguirse claramente, con una zona de transición en el Mar de Kattegat. En el Báltico pudo distinguirse una subdivisión adicional entre una población en el sur de Kattegat, el Gran Belt y el oeste del Báltico, y otra en el Báltico propiamente dicho. Esta división fue muy clara en la época reproductiva, lo que coincide con los hallazgos del proyecto SAMBAH (Carlén et al., 2018). La división de las poblaciones del Gran Belt y del Báltico propiamente dicho también está respaldada por trabajos genéticos previos (Tiedemann et al., 1996; Wiemann et al., 2010; Lah et al., 2016), morfometría craneal (Huggenberger et al., 2002; Galatius et al., 2012), cargas de contaminantes (Berggren et al., 1999) y estudios distribucionales usando seguimiento por satélite y dispositivos acústicos estáticos (Sveegaard et al., 2015; Carlén et al., 2018).

4.3 Hábitat (breve descripción y tendencias)

La marsopa común ocupa aguas de baja temperatura en el hemisferio norte. El Mar Báltico es un mar marginal y semicerrado del Océano Atlántico, conectado al Mar del Norte por diversos canales en la región de Kattegat/Skagerrak. En el Báltico propiamente dicho, Carlén et al. (2018) registraron un alto número de detecciones de marsopa común en complejidades topográficas inferiores intermedias y bajas, y a profundidades marítimas de 20-50 m, con solo un uso limitado de las áreas más profundas a una profundidad de 50 a 80 m. Berggren (1994) destacó que la mayoría de capturas incidentales de marsopa común en el Báltico Sueco se produjeron en aguas poco profundas de ≤ 10 m. Se presume que la utilización de este hábitat tan poco profundo refleja la disponibilidad de alimento y la distribución de especies presa preferidas (Koschinski, 2001). En el Báltico propiamente dicho la presencia de hielo en el mar invernal y las bajas temperaturas probablemente también limiten la disponibilidad de hábitat para las marsopas (Koschinski, 2001; Galatius et al., 2012), aunque las marsopas aparecen en la región norte del Báltico propiamente dicho (incluyendo aguas finlandesas y suecas) durante el invierno siempre que sus aguas no estén heladas.

4.4 Características biológicas

La disponibilidad de información sobre el ciclo vital de la marsopa común del Mar Báltico se ha visto limitada por la falta de programas sistemáticos de varamientos y necropsias por parte de los Estados del área de distribución (consulte la Sección 6.5), así como por el número limitado de ejemplares debido al tamaño pequeño de la población. De los países limítrofes con el Báltico propiamente dicho, Alemania, Polonia y Suecia tienen programas orientados a recoger y estudiar la necropsia de marsopas varadas. Sin embargo, dado el bajo número de marsopa común del Mar Báltico, existen pocas varadas que puedan atribuirse a la marsopa común del Mar Báltico y, por ello, la mayoría de conocimientos aquí expuestos proceden principalmente de las poblaciones de marsopa común del Mar del Norte y el Gran Belt.

Tamaño de grupo

En el Mar Báltico alemán, el tamaño medio del grupo fue de 2,2 animales y la mayoría de avistamientos son de ejemplares solos (30,5 %) o emparejados (35,8 %) (Siebert et al., 2006).

Tamaño del cuerpo

Las marsopas comunes en la región del Mar Báltico alcanzan una longitud máxima de su cuerpo de 1,9 m (Lockyer, 2003). Algunas marsopas hembra llegan a pesar hasta 89 kg (Lockyer y Kinze, 2003). El tamaño en la madurez sexual en las poblaciones del Atlántico Norte es de aproximadamente 138–152 cm para las hembras y de 127–135 para los machos

(Lockyer, 2003), y el peso en su madurez sexual es de 47 kg y 40 kg para las hembras y machos, respectivamente, en aguas danesas (Lockyer y Kinze, 2003).

Ciclo de vida y reproducción

Aunque las marsopas varadas en las costas del Mar del Norte alemán y en el Mar Báltico tienen una longevidad máxima de 22 años, la mayoría viven mucho menos con una edad media de fallecimiento a los 4,9 años (Kesselring et al., 2017). Lockyer y Kinze (2003) averiguaron que menos del 5 % de marsopas comunes vivían más de 12 años. El subconjunto de 215 marsopas hembra examinadas en las costas del Báltico alemán entre los años 1990 y 2016 (fuera del rango principal de la marsopa común del Mar Báltico), tenía una media de edad en su fallecimiento de 3,7 años, lo que era bastante menos que los ejemplares de la costa del Mar del Norte alemán (Kesselring et al., 2017). Los conjuntos de datos de avistamientos y varamientos de marsopas comunes en las costas del Báltico alemán entre los años 1990 y 2001, revelaron una relación de género uniforme de 1:1 (Siebert et al., 2006). La madurez sexual de las marsopas hembra se alcanzaba a los 3,63 años en aguas danesas (incluyendo en el Mar del Norte y el Mar Báltico: Lockyer, 2003), y de 4,95 años (50 % del umbral) en aguas alemanas (incluyendo el Mar del Norte y el Mar Báltico: Kesselring et al., 2017).

Existe un período reproductivo marcadamente estacional y las hembras hipotéticamente se muestran fieles a una misma ubicación para el apareamiento y el parto (Tiedemann et al., 1996; Huggenberger et al., 2002). Las tasas de embarazo en las marsopas de varias regiones geográficas se encuentran en el rango de 0,61 a 0,986 al año (Sørensen y Kinze, 1994; Lockyer, 2003). El período de nacimiento de las marsopas comunes en la región del Mar del Norte y el Mar Báltico está comprendido entre junio y agosto, después de un período de gestación de aproximadamente 10-11 meses (Börjesson y Read, 2003; Sørensen y Kinze, 1994; Hasselmeier et al., 2004). Las crías se destetan después de un período aproximado de 8-10 meses (Lockyer, 2003). Las hembras maduras gestan una sola cría cada 1-2 años (Lockyer, 2003) y por ello se considera una especie con una reproducción lenta (Kesselring et al., 2017). Una hembra con una longevidad de 20 años puede gestar un máximo de 11-12 crías en toda su vida (Lockyer y Kinze, 2003). Sin embargo, en una longevidad más razonable de 10-12 años, solo tendría de 4 a 6 crías en el ciclo vital, y los ciclos vitales más cortos de 3,7 años documentados para los ejemplares del Báltico alemán sugieren que solo el 27,4 % de las marsopas hembra en el Mar Báltico han vivido lo suficiente para gestar crías (Kesselring et al., 2017, 2018). Se ha estimado un índice de crecimiento teórico máximo de la población para las marsopas comunes de hasta el 10 %, cifra que está respaldada por estudios a largo plazo de la población después de la prohibición casi completa de la pesca que provocan capturas incidentales (Forney et al., 2020). Con todo, este crecimiento es muy vulnerable a cualquier forma de retirada y puede disminuir rápidamente (Lockyer, 2003).

Dieta

El contenido estomacal de 339 marsopas comunes varadas en el oeste del Báltico (fuera del rango principal de la marsopa común del Mar Báltico) incluía al menos 32 especies de pescado y una pequeña cantidad de invertebrados (Andreasen et al., 2017). Siete especies de presas principales constituían el 91 % de la masa total de presas: Bacalao del Atlántico (*Gadus morhua*), merlán (*Merlangius merlangus*), arañque del Atlántico (*Clupea harengus*), espadín (*Sprattus sprattus*), lanzones (*Ammodytidae*), viruelas (*Zoarces viviparus*) y góbidos (*Gobiidae*). Se detectaron diferencias en las presas entre ejemplares adultos y jóvenes: el contenido de los estómagos adultos era principalmente bacalao (36 %) y arenque (34 %), mientras que el bacalao (26 %), los góbidos (25 %) y los arañques (18 %) eran la presa dominante en los estómagos más jóvenes (Andreasen et al., 2017). La variación estacional también era evidente especialmente en los ejemplares adultos, con el bacalao y el arenque formando la mayor parte de la dieta (>80 %) durante el invierno, mientras que las viruelas estaban más presentes (25 %) en otoño.

4.5 Función del taxón dentro de su ecosistema

Se conoce relativamente poco sobre las influencias ecológicas de los pequeños cetáceos, aunque sus tasas metabólicas altas y las densidades poblacionales localmente altas tienen el potencial de ejercer un control descendiente considerable en las poblaciones de algunas especies de presas (Estes et al., 2016). La marsopa común es la única especie de cetáceo que está presente regularmente y durante todo el año en el Mar Báltico (Benke et al., 2014) y, en consecuencia, es uno de los principales depredadores del entorno marítimo en el Báltico. Como tal, contribuye al mantenimiento y la estructura del ecosistema y también es una especie de referencia importante (Andreasen et al., 2017). La falta de depredadores superiores como el bacalao y la marsopa está generando un aumento en las existencias de espadines y arenques hasta tal punto que está afectando al estado nutricional de estas especies de presas (Carlén y Evans, 2021).

La alimentación de las marsopas se produce continuamente durante el día y la noche, y se ha estimado que intentan capturar hasta 550 presas de pescado pequeño (3–10 cm) por hora, con un índice de éxito de captura de presas >90 % (Wisniewska et al., 2016). Andreasen et al. (2017) estimó que las marsopas comunes en el oeste del Báltico (fuera del rango principal de la marsopa común del Mar Báltico) tenían una tasa de consumo de presas diaria de entre 1,8 y 5,6 kg/día, con valores promedio de 3,6 kg/día para adultos y de 3,8 kg/día para jóvenes. Las marsopas en el oeste del Mar Báltico consumen grandes cantidades de bacalao, lo que es comercialmente importante en las pesquerías del Báltico. Andreasen et al. (2017) sugirieron que el aumento de la precisión de las tasas de consumo específicas para las presas ingeridas por la marsopa común sería beneficioso para informar sobre modelos basados en el ecosistema y las múltiples especies del Mar Báltico.

5. Estado de conservación y amenazas

5.1 Evaluación de la Lista Roja de la UICN (si está disponible)

La marsopa común del Mar Báltico (*Phocoena phocoena*) aparece en la lista de Especies en peligro de extinción en la Lista Roja de la UICN desde el año 2008 (Hammond et al., 2008, identificada como «subpoblación»), lo que significa que se considera que está sometida a un riesgo extremadamente alto de extinción en la vida salvaje. El criterio de inclusión en la lista es C2a(ii), basado en el tamaño de la población inferior a 250 ejemplares maduros, un declive continuado en la cantidad de ejemplares maduros deducido de la mortalidad por la captura incidental, y una estructura poblacional de al menos el 90 % de ejemplares maduros en una población. Sin embargo, la evaluación de la Lista Roja no reconoce específicamente la ocurrencia de más de una población de marsopas en el Mar Báltico.

5.2 Información equivalente relevante para la evaluación del estado de conservación

La evaluación más reciente de la Lista Roja de HELCOM reconocía poblaciones individuales de marsopas en el Mar Báltico y consideraba que la marsopa común del Mar Báltico estaba clasificada como Especie en peligro de extinción conforme al criterio C1 (HELCOM, 2013), ya que la estimación de ejemplares maduros era inferior a 250 y se asumía un declive continuado de al menos el 25 % de ejemplares en una generación. La información obtenida tras la evaluación de la Lista Roja de la UICN distinguía entre áreas de gestión espacial en verano para las poblaciones del Gran Belt y el Báltico propiamente dicho (Sveegaard et al., 2015; Carlén et al., 2018) y proporcionaba por primera vez un conjunto de datos sólidos que respaldaban la evidencia de una distribución limitada y una abundancia baja (<500 animales; Amundin et al., 2022) de forma específica para la unidad de gestión del Báltico propiamente dicho. La información disponible limitada indica que la captura incidental de pesquerías de la marsopa común del Mar Báltico no es sostenible (Sección 5.3), y la naturaleza anecdótica de

la información seguramente es una representación mínima de los niveles de captura incidental contemporáneos.

5.3 Amenazas para la población (factores, intensidad)

Se considera que una serie de amenazas, tanto pasadas como presentes, han contribuido a la baja abundancia actual de la marsopa común del Mar Báltico. Antes de los años 40, la caza dirigida de marsopas comunes era una práctica habitual por todo el Mar Báltico, con varios cientos de ejemplares capturados en aguas polacas (Skóra y Kuklik, 2003). En aguas danesas, se capturaban de varios cientos a miles de ejemplares todos los años (Lockyer y Kinze, 2003). Sin embargo, no queda claro si los animales cazados en los estrechos daneses pertenecían a la población del Gran Belt o del Báltico propiamente dicho (o ambas). Históricamente, los duros inviernos en el Báltico propiamente dicho hicieron que el mar se congelase periódicamente, con registros de mortalidad masiva de marsopas comunes durante los períodos 1928/29, 1939/40 y 1946/47 (Koschinski, 2001; Lockyer y Kinze, 2003), que incluyen las capturas de pesquerías de arrastre que recuperaron grandes cantidades de marsopas que aparentemente se habían ahogado debajo del hielo (Johansen, 1929). El deterioro del hábitat provocado por el desarrollo costero y la eutrofización, y la escasez de presas debido a una pesca masiva, también se han presentado como factores (Koschinski, 2001; Gallus et al., 2012; Benke et al., 2014). No obstante, las principales amenazas que afectan actualmente a la marsopa común del Mar Báltico parecen ser la captura incidental en artes de pesca, los contaminantes medioambientales y la alteración del ruido antropogénico (ASCOBANS, 2009; Benke et al., 2014). El Grupo de Trabajo sobre Ecología de Mamíferos Marinos (WGMME) del Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM) aplicó una matriz de amenazas a la marsopa común en el Mar Báltico que enumeraba la captura incidental y los contaminantes como la categoría de amenaza más importante (CIEM, 2015). En la categoría intermedia aparecían el ruido submarino de la navegación y el clavado de pilotes, y la escasez de presas por la retirada de especies no dirigidas.

Capturas incidentales en la pesca

La captura incidental de las marsopas comunes ocurre en distintos tipos de equipos de pesca, con redes fijas que incluyen redes de enmalle en la parte inferior, redes de enredo y enmalle de deriva que son responsables de la gran mayoría de capturas incidentales de marsopa común, y se ha reconocido como la amenaza individual más grave para la marsopa común del Mar Báltico (Berggren 1994; Skóra y Kuklik, 2003; Koschinski y Pfander, 2009; ASCOBANS, 2009, 2016; HELCOM, 2013; Loisa, 2016, NAMMCO & IMR, 2019, CIEM, 2020a). La captura incidental ha afectado a las marsopas en el Báltico propiamente dicho durante mucho tiempo. Por ejemplo, cientos de ejemplares murieron todos los años en las redes del Golfo de Gdansk (Polonia) hasta finales de los años 30 (Skóra y Kuklik, 2003). La introducción de las redes de enmalle sintéticas en las pesquerías del Báltico junto con un aumento simultáneo del esfuerzo de pesca en el período 1950-1970 generaron un aumento acusado de la captura incidental de marsopa común (Koschinski, 2001), con declives drásticos en las poblaciones registradas entre los años 60 y 80 (Berggren et al., 2002). En la región este de Bornholm, desde el año 2000, la captura incidental de la marsopa común se ha registrado en aguas de Suecia (Berggren et al., 2002), Finlandia (Loisa, 2016), Letonia (base de datos HELCOM-ASCOBANS), Lituania (base de datos HELCOM-ASCOBANS) y Polonia (Skóra et al., 1988; Skóra y Kuklik 2003; NAMMCO & IMR 2019). Hasta la Regulación 812/2004 de la CE derogada recientemente, seguida de la Regulación 2019/1241 que dictaba una supresión gradual de la pesca en 2008, embarcaciones de Rusia, Finlandia, Suecia, Dinamarca, Polonia y Alemania participaron en una pesca pelágica con redes de deriva de gran tamaño para el salmón en el Báltico propiamente dicho que era una fuente importante de captura incidental en aguas suecas y polacas (Berggren, 1994; Berggren et al., 2002; Skóra y Kuklik, 2003). Existe muy poca información o ninguna sobre la captura incidental de la marsopa común en las aguas del este del Báltico de Rusia, Lituania, Letonia y Estonia,

pero Koschinski (2001) destaca que las marsopas fueron capturadas en las redes de los salmones entre la Bahía de Gdansk y Estonia cada primavera a principios del siglo XX.

El Acuerdo para la conservación de los pequeños cetáceos del mar Báltico, Atlántico Noreste, mar de Irlanda y mar del Norte (ASCOBANS) ha determinado que el objetivo general debería ser minimizar (p. ej. reducir a cero) las capturas antropogénicas. ASCOBANS ha definido criterios para evaluar la sostenibilidad de la captura incidental de la pesquería en poblaciones de cetáceos, indicando que «las poblaciones deben mantenerse o recuperarse al 80 % de su capacidad de acogida» con el equivalente de un índice de captura antropogénica total máxima del 1,7 % de la población anualmente conforme al objetivo preventivo inmediato que es reducir los niveles de captura a menos del 1 % de la mejor estimación disponible de la población (Resolución ASCOBANS 3.3, 2000; Resolución 5.5, 2006 y resolución 8.5 [Rev.MOP9], 2016). Lamentablemente, no existe información crucial sobre los índices de mortalidad para la población del Báltico propiamente dicho y ello limita cualquier evaluación del nivel de captura. Sin embargo, la estimación reciente del tamaño de la población para la marsopa común del Mar Báltico de 491 ejemplares (Amundin et al., 2022) indica que los límites del 1 % y 1,7 % propuestos por ASCOBANS tan solo representarían 4,9 o 8,3 animales anualmente. No existe una monitorización sistemática de las capturas incidentales en las pesquerías con redes de enmalle de la mayoría de Estados del área de distribución y, por lo tanto, cualquier incidente registrado debe considerarse una indicación mínima de los niveles actuales de captura. Sin embargo, las cantidades registradas ya superan los límites de captura sostenible de ASCOBANS (Loisa, 2016). Por ejemplo, entre 1990 y 1999, se registró un total de 45 capturas incidentales de marsopa común en aguas polacas solamente, lo que supone 4,5 animales al año (Skóra y Kuklik, 2003). Durante el período de 2000 a 2012, la cifra anual de capturas incidentales para la marsopa común del Mar Báltico se estimó en 7 (NAMMCO & IMR, 2019). Los índices de captura incidental también se consideran insostenibles en algunas regiones del suroeste del Mar Báltico que son probablemente habitadas por la marsopa común del Mar Báltico de forma estacional (Berggren et al., 2002; Koschinski y Pfander, 2009).

Contaminantes

Los contaminantes ambientales también se consideran un factor decisivo en el declive de la marsopa común del Mar Báltico (Kannan et al., 1993; Koschinski, 2001; HELCOM, 2013; Carlén et al., 2021). Los altos niveles de concentración de organoclorados, como los bifenilos policlorados (PCB) y el diclorodifeniltricloroetano (DDT) han reducido la fertilidad y la población en las focas bálticas (Bergman, 1999), y podemos esperar que se acumulen y provoquen efectos similares en otros predadores marinos clave como las marsopas. En el Báltico sueco, se ha detectado que las marsopas tienen el triple de nivel de PCB y más de 10 veces el nivel de DDT que las marsopas de los Mares de Kattegat/Skagerrak o Noruega (Berggren et al., 1999). Esto coincide con un aumento de las concentraciones de contaminantes en las reservas de pescados bálticas como el arenque. Strandberg et al. (1998) encontraron los factores más altos de biomagnificación relacionados con el arenque en marsopas para plaguicidas de clordano (acumulados con un factor de hasta 25), dieldrina, PCB y DDT. Las marsopas de la costa polaca tenían concentraciones relativamente altas de los pesticidas aldrina, dieldrina y clordano, y su grasa también contenía mirex, heptacloro y epóxido de heptacloro (Kannan et al. 1993; Strandberg et al. 1998). Las marsopas comunes del Mar Báltico también tienen una carga de mercurio considerable (Szefer et al., 1995). Los hígados de dos marsopas polacas tenían niveles muy elevados de plata, lo que indica que habían estado expuestas a fuentes puntuales de contaminación (p. ej. plantas industriales o puertos).

Interferencias

Además del ruido permanente de la pesca, se utilizaron varias fuentes de sonido antropogénico impulsivas en las aguas del Báltico propiamente dicho, como dispositivos

acústicos de disuasión (ADD o emisores de ultrasonidos), clavado de pilotes, sonar, cañones de aire y explosiones (Carlén y Evans, 2021; Carlén et al., 2021). En la Declaración de HELCOM de 2013 se acordó que la vida marítima del Mar Báltico no debía sufrir el impacto negativo del ruido y que el uso de cualquier fuente de sonido potencialmente perjudicial solo debería permitirse si se habían impuesto medidas de mitigación significativas. Para conseguir estos objetivos, el proyecto de LIFE+ «Información del Mar Báltico sobre el Paisaje Sonoro (BIAS)» medía el ruido ambiental continuo durante el año 2014 y producía una serie de mapas de paisajes sonoros para la región báltica basados en los datos recopilados y los datos de AIS (Mustonen et al., 2019). La información sobre el ruido impulsivo y continuo puede consultarse en CIEM (<http://ices.dk/data/data-portals/Pages/underwater-noise.aspx>).

Las marsopas comunes emiten clics de ecolocalización de alta frecuencia de banda estrecha (NBHF) con un rango de escucha de sensibilidad máxima a 125 kHz aprox. (Kastelein et al., 2010, 2015). Los sonidos producidos a frecuencias superiores a 200 Hz están situados dentro de la banda auditiva de las marsopas (Kastelein et al., 2010) y pueden afectar potencialmente a estos animales de forma directa (perturbación o pérdida auditiva) e indirectamente a través de cambios en las especies de las que dependen. Actualmente, se considera que el ruido de transporte (<1 kHz) de baja frecuencia y el clavado de pilotes constituyen las dos fuentes principales de ruido submarino en el Mar Báltico. Existen planes extensivos de avances en energía renovable de ultramar para el Mar Báltico que implican a todos los Estados Miembros de la UE (EC, 2020). En particular, los planes de desarrollo de parques eólicos de ultramar pueden afectar potencialmente a las marsopas en las fases de construcción y ruido operativo, el aumento del tráfico de embarcaciones con el consecuente ruido y riesgo de colisión, las emisiones de contaminantes y la agitación de los sedimentos inferiores. Por ejemplo, las marsopas tuvieron cambios acusados en el uso del hábitat en respuesta a las operaciones de clavado de pilotes en los parques eólicos de Dinamarca y Alemania, respectivamente, con un aumento acusado en los intervalos entre las detecciones de marsopa común durante la fase de construcción de parques eólicos en comparación con los estudios de referencia (Carstensen et al., 2006; Brandt et al., 2018). Por lo tanto, la coexistencia de la marsopa común del Mar Báltico y algunas actividades antropogénicas que generan ruido podría provocar cambios en su distribución espacio-temporal, que serían especialmente críticos durante el período reproductivo en verano cuando las marsopas viven en zonas más concentradas (Carlén et al., 2018). La exposición al ruido también puede provocar alternaciones de conducta como en el apareamiento, la lactancia o la búsqueda de alimento, con el potencial de consecuencias para la idoneidad a largo plazo (p. ej. Wisniewska et al., 2018, Sarnocińska et al., 2020). Otras fuentes importantes de ruido serían los estudios sísmicos y la detonación de explosivos submarinos.

5.4 Amenazas relacionadas especialmente con las migraciones

Sin información. Se necesitan más estudios para valorar los movimientos migratorios de la marsopa común del Mar Báltico y el impacto específico de las amenazas identificadas (Sección 5.3) en tales movimientos.

5.5 Utilización nacional e internacional

Las evidencias sugieren que todos los países de la costa del Mar Báltico han participado en la caza de la marsopa común durante los siglos XVIII y XIX (Berggren, 1994), con varios cientos o miles de capturas anualmente tan solo en Dinamarca (Lockyer y Kinze, 2003). Esta actividad de caza cesó a mediados del siglo XX.

6. Estado de protección y gestión de la especie

6.1 Estado de la protección nacional

En la Tabla 1 se recoge el estado de conservación de la marsopa común del Mar Báltico según los libros de especies en peligro de extinción o listas rojas para los Estados del área de distribución. Las marsopas comunes están protegidas completamente durante todo el año en todos los Estados del área de distribución (HELCOM, 2013). Todos los Estados miembros de la UE que han evaluado el estado de conservación de las poblaciones de marsopas en la región báltica las han descrito con un estado desfavorable (Tabla 1). Cabe destacar que la clasificación de la marsopa común del Mar Báltico en las Listas rojas nacionales de algunos países tiene que actualizarse, por ejemplo la clasificación de la Lista roja polaca que no refleja los conocimientos actuales sobre su estado (Carlén y Evans, 2021).

Tabla 1. Estado de conservación nacional de la marsopa común del Mar Báltico (de ASCOBANS, 2016; Carlén y Evans, 2021; Hyvärinen et al., 2019; Glowacinski, 2022). Alemania facilita una clasificación única y no distingue actualmente entre las marsopas comunes del Gran Belt y las del Báltico propiamente dicho en sus aguas nacionales.

Estado del área de distribución	Clasificación de lista roja	Estado global de conservación
Dinamarca	En grave peligro de extinción (CR)	Desfavorable – malo (U2)
Estonia	Datos insuficientes (DD)	Desfavorable – inadecuada (U1)
Finlandia	No aplicable (NA)	No evaluado
Alemania*	En peligro de extinción (EN)	Desfavorable – malo (U2)
Letonia	Extinción probable (0)	Desconocido (XX)
Lituania	No evaluado	–
Polonia	Vulnerable (VU)	Desfavorable – malo (U2)
Rusia	Estado desconocido (4)	–
Suecia	En grave peligro de extinción (CR)	Desfavorable – malo (U2)

*En Alemania, la marsopa común está clasificada como «En peligro de extinción» ya que se evaluó en su conjunto. Con todo, se destacó en la Lista Roja que, mientras que la población del Mar del Norte es estable a un nivel bajo pero considerada «Vulnerable», la marsopa común del Mar Báltico debe considerarse «En peligro crítico de extinción».

6.2 Estado de la protección internacional

CITES

La Convención de Comercio Internacional en Especies en Peligro de Extinción de la Fauna y la Flora Salvaje (CITES) de 1973 tiene como objetivo garantizar que el comercio internacional de ejemplares de animales y plantas salvajes no amenaza su supervivencia en el medio salvaje. La marsopa común aparece en el Apéndice II (especies no amenazadas por la extinción, pero en peligro si su comercio no tiene imposición de límites).

CMS

La Convención de Especies Migratorias de Animales Salvajes (CMS o Convención de Bonn) de 1979 tiene como objetivo conservar las especies migratorias terrestres, acuáticas y aviares en toda su área. La población de marsopa común en el Mar del Norte y el Mar Báltico ya aparece en el Apéndice II (especies migratorias que necesitan o se beneficiarían considerablemente de la cooperación internacional), pero actualmente no está incluida en el Apéndice I.

Convención de Berna

La Convención sobre la Conservación de los Hábitats Europeos de Naturaleza y Vida Salvaje (Convención de Berna) tiene como objetivo garantizar la conservación y la protección de las especies de animales y plantas salvajes (identificadas en cuatro apéndices) y sus hábitats naturales, aumentar la cooperación entre las Partes y regular la explotación de las especies identificadas. La marsopa común está incluida en el Apéndice II, que enumera las especies protegidas estrictamente.

Directiva de hábitats de la UE

Para implementar la Convención de Berna en Europa, la Unión Europea adoptó la Directiva del Consejo 92/43/CEE sobre la Conservación de los Hábitats Naturales de Flora y Fauna Salvaje (la Directiva de Hábitats) en 1992. El principal objetivo de la Directiva de Hábitats es fomentar la preservación de la biodiversidad exigiendo a los Estados Miembros que mantengan o restauren los hábitats naturales y las especies salvajes identificadas en los Anexos con un estado de conservación favorable, además de introducir una sólida protección para los hábitats y las especies de importancia europea. Todos los cetáceos están incluidos en el Anexo IV que las identifica como especies de interés para la Unión Europea que necesitan una protección estricta. Por lo tanto, se prohíben todas las formas de matanza, daños o destrucción de los lugares de reproducción o descanso, interferencia especialmente durante el período de reproducción y la posesión de tales animales y su comercio internacional. La marsopa común también aparece como una especie prioritaria en el Anexo II, que exige a todos los Estados Miembros la designación de Zonas Especiales de Conservación (ZEC), que forman parte de la red Natura 2000 para proteger sus poblaciones.

Directiva del Marco de Estrategia Marina

La Directiva del Consejo de la CE 56/2008 (Directiva Marco sobre la Estrategia Marina, MSFD), que se adoptó en 2006, pretende alcanzar un «estado medioambiental bueno (GES)» para las áreas marítimas en la UE para 2020. La MSFD proporciona el marco para implementar la Directiva de hábitats de la UE y la Política de pesca común. Especifica los requisitos para que los Estados Miembros monitoricen y notifiquen el estado del entorno marítimo y su biodiversidad, restauren el GES y designen áreas marítimas protegidas. En relación a la marsopa común, estos requisitos se aplican principalmente mediante los descriptores de GES 1, 4 y 11: Descriptor (1) La diversidad biológica debe mantenerse. La calidad y la ocurrencia de los hábitats y la distribución y abundancia de las especies coinciden con las condiciones fisiográficas, geográficas y climatológicas predominantes; Descriptor (4) Todos los elementos de las redes alimentarias marítimas, en la medida en que se conocen, ocurren con una abundancia y diversidad normales y en niveles que pueden garantizar la abundancia a largo plazo de las especies y la conservación de su capacidad reproductiva plena; y Descriptor (11) La introducción de energía, incluyendo el ruido submarino, se produce a niveles que no afectan negativamente al entorno marino. La monitorización coordinada de la marsopa en el Báltico propiamente dicho (p. ej. SAMBAH, 2016) es un método usado para cumplir los requisitos GES de la MSFD.

ASCOBANS

El Acuerdo de Conservación de Cetáceos Pequeños del Mar Norte y el Mar Báltico (ASCOBANS) se suscribió en 1994 y se amplió en 2008 (como el Acuerdo sobre la Conservación de Cetáceos Pequeños del Mar Báltico, el Atlántico Noreste, el Mar de Irlanda y el Mar del Norte). ASCOBANS es un acuerdo regional celebrado bajo la supervisión de la CMS, que pretende conseguir y mantener un estado de conservación favorable para las especies de cetáceos obligando a las Partes a implementar medidas para reducir y mitigar la amenaza, la conservación del hábitat y su gestión, fomentar la investigación científica, evaluar los datos de captura incidental y varamientos, mejorar la legislación y aumentar la concienciación sobre la conservación de los cetáceos. La marsopa común es una especie de

foca para ASCOBANS (véase la Sección 6.3) y la Resolución 9.2 sobre la marsopa común del Mar Báltico se adoptó en la 9.ª Reunión de las Partes de ASCOBANS en 2020.

Convención de Helsinki

La Convención sobre la Protección del Entorno Marino del Área del Mar Báltico (Convención de Helsinki de 1992) es una convención internacional que incorpora diversas medidas para la prevención y la eliminación de la contaminación en el Mar Báltico. Las Partes de la Convención de Helsinki se comprometen a adoptar todas las medidas legislativas, administrativas u otras relevantes para prevenir y eliminar la contaminación con el objetivo de fomentar la restauración ecológica del Área del Mar Báltico y la preservación de su equilibrio ecológico. La Comisión de Protección del Entorno Marítimo del Báltico (HELCOM) se formó bajo la Convención y tenía como responsabilidades implementar la Convención, hacer recomendaciones a las Partes, definir objetivos y criterios de control de la contaminación, además de promover medidas adicionales en cooperación con los organismos gubernamentales respectivos de las Partes. El acuerdo incluye a Finlandia, Letonia, Lituania, Polonia, Suecia, Alemania, Dinamarca, Rusia y Estonia, y la UE representada por la Comisión. El Plan de Acción de Protección del Mar Báltico (BSAP) actualizado de HELCOM fue adoptado en octubre de 2021. Este plan pretende conseguir un buen estado ecológico en el Mar Báltico en 2030, incluyendo varias acciones relevantes para la marsopa común del Mar Báltico. La marsopa común del Mar Báltico está clasificada como Especie en peligro crítico de extinción en la lista roja de HELCOM (HELCOM, 2013) y la resolución 17/2 de HELCOM sobre la protección de la marsopa común en el área del Mar Báltico fue actualizada por última vez en 2020.

La Regulación del Consejo de la CE n.º 2019/1241 (regulación derogada de la Regulación del Consejo de la CE 812/2004)

La UE regula las actividades de pesca de sus Estados Miembros a través de la Política de Pesca Común (CFP; EC 1380/2013). La captura incidental de cetáceos está regulada específicamente por la Regulación del Consejo de la UE 812/2004, que pretende monitorizar y reducir la captura incidental de cetáceos en algunas pesquerías, hasta que su regulación fue derogada y reemplazada por la Regulación 2019/1241 en 2019. Para la marsopa común del Báltico, las regulaciones relevantes sobre el uso de redes de enmalle y emisores de ultrasonidos se trasladaron a la nueva regulación sin cambios, por lo que la prohibición de usar redes de enmalle y el uso obligatorio de emisores de ultrasonidos para embarcaciones de más de 12 m de longitud en áreas específicas del Báltico, aunque en su mayoría fuera del rango de población del Báltico propiamente dicho, siguen estando vigentes. Las semi-redes de deriva fijadas en la superficie y ancladas en un extremo siguen usándose en las pesquerías de salmón incluyendo la Bahía de Puck en el Báltico (Pawliczka 2018). La Regulación 2019/1241 también exige la existencia de esquemas de monitorización para controlar la captura incidental de cetáceos en grandes embarcaciones de pesca comercial (≥ 15 m) en pesquerías específicas. Además, la Regulación (UE) 2017/1004 del Parlamento Europeo y del Consejo exige la supervisión de descartes y capturas incidentales (incluyendo los cetáceos) en algunas pesquerías del área CIEM.

La Comisión Europea adoptó el 21 de febrero de 2023 el «Plan de Acción de la UE: Protección y restauración de los ecosistemas marinos para una pesca sostenible y resiliente», derivada de la Estrategia de Biodiversidad de la UE para 2030 que urgía a los Estados Miembros de la UE la adopción o recomendación de medidas para minimizar la captura incidental de la marsopa común del Mar Báltico (o reducirla a un nivel que permita la plena recuperación de su población).

Marco de recopilación de datos

En virtud de la Regulación (UE) 2017/1004 del Parlamento Europeo y del Consejo, en relación con el Marco de recopilación de datos (DCF) (pesquerías) de la UE, los observadores tienen

la obligación de supervisar todos los descartes y las capturas incidentales de fauna marina protegida en diversas pesquerías en las regiones del CIEM. En 2019, de conformidad con el Artículo 3 del DCF, se adoptó la Decisión Delegada de la Comisión (UE) 2019/910 para crear un programa multianual de la Unión para la recopilación, gestión y utilización de datos en las pesquerías y sectores acuícolas para el período 2020-2021. Esta Decisión incluía la recopilación de datos (incluyendo la ausencia en la captura) sobre la captura incidental de todas las aves, mamíferos, reptiles y peces protegidos por la legislación de la Unión y acuerdos internacionales, y en todas las pesquerías. Los datos pueden recopilarlos los observadores científicos o los propios pescadores en libros de registro.

6.3 Medidas de gestión

HELCOM

En 1996, HELCOM adoptó la Recomendación sobre la Protección de la marsopa común en el Mar Báltico (Recomendación 17/2, actualizada en 2020), por la que todos los países del Mar Báltico son signatarios. Esta Recomendación confirmaba que el número de marsopas del Mar Báltico se había reducido drásticamente y que la captura incidental por parte de las pesquerías, además de la degradación y la alteración de los hábitats, estaban teniendo un efecto negativo en las especies. La recomendación promueve específicamente la reducción de la captura incidental, la investigación relevante y la consideración de los requisitos del hábitat de la marsopa común en el diseño y la gestión de las áreas marinas protegidas. El Plan de Acción del Mar Báltico de HELCOM, adoptado en 2007 y actualizado en 2021, pretende garantizar poblaciones viables de todas las especies nativas p. ej, invitando a las autoridades competentes a implementar de forma inmediata medidas de mitigación en el Báltico propiamente dicho para reducir considerablemente la captura incidental de marsopa común con el objetivo de alcanzar índices de captura incidental próximos a cero; y para la población del Gran Belt de marsopa común, implementar medidas de conservación operativas como el cierre permanente o espaciotemporal para algunos oficios de pesca en áreas de riesgo; fomentar medidas de mitigación efectivas para reducir la captura incidental de la marsopa común en el Mar Báltico *inter alia* través de la cooperación con el Foro de Pesquerías del Mar Báltico (BALTFISH); desarrollando e implementando una recopilación de datos efectiva para obtener datos más fiables sobre la captura incidental en aves y mamíferos.

Plan Jastarnia de ASCOBANS

ASCOBANS se ha centrado durante mucho tiempo en la conservación de la marsopa común del Mar Báltico a través del desarrollo de un plan de recuperación específico que tiene como objetivo la recuperación del 80 % de la capacidad de carga nativa de su población. En 2002 se elaboró un plan preliminar en la ciudad polaca de Jastarnia, que posteriormente pasó a ser conocido como el Plan de Jastarnia. El plan se adoptó en 2003 y se revisó posteriormente en 2009 (ASCOBANS, 2009) y 2016 (ASCOBANS, 2016). Desde el año 2005, un grupo de trabajo experto (Grupo de Jastarnia) se ha reunido todos los años para debatir la implementación del plan de recuperación y el estado de la marsopa común del Mar Báltico. El informe de progreso más reciente de este grupo de trabajo se presentó al Comité Asesor de ASCOBANS en noviembre de 2021 (Carlén y Evans, 2021). El Plan de Jastarnia se centra en varias recomendaciones de recuperación prioritaria, como la reducción de la captura incidental por parte de las pesquerías, el aumento de la investigación y la supervisión para generar datos científicos sobre el estado poblacional y las amenazas que necesitan una gestión de la información, la delimitación de áreas marinas protegidas, el aumento de la concienciación pública y el fomento de la cooperación entre ASCOBANS y otros organismos internacionales y regionales relevantes. La versión más reciente del Plan de Jastarnia (ASCOBANS, 2016) presenta un conjunto exhaustivo de recomendaciones sobre monitorización y mitigación de amenazas. El área de gestión para la marsopa común del Mar Báltico definida en el Plan de Jastarnia actual incluye todas las aguas situadas al este de las crestas de Darss y Limhann (Figura 3). Diversos estudios han remarcado que los límites

biológicos revelados durante estudios recientes no coinciden con los límites existentes de ASCOBANS para los dos planes de gestión de la población báltica de la marsopa y, por lo tanto, tienen que revisarse (p. ej. Sveegaard et al., 2015; Evans y Similä, 2018). En la 17.^a Reunión del Grupo de Jastarnia de ASCOBANS en mayo de 2021 se acordó que cuando tuviesen que actualizarse los planes, el Plan de Jastarnia debería extenderse hacia el este desde la posición 13.0°E y el Plan WBBK debería cubrir el área en el Mar de Kattegat y el Gran Belt desde la posición 56.95°N hasta 13.5°E, por lo que solo habría una mínima superposición entre los planes para reflejar el movimiento de las poblaciones.

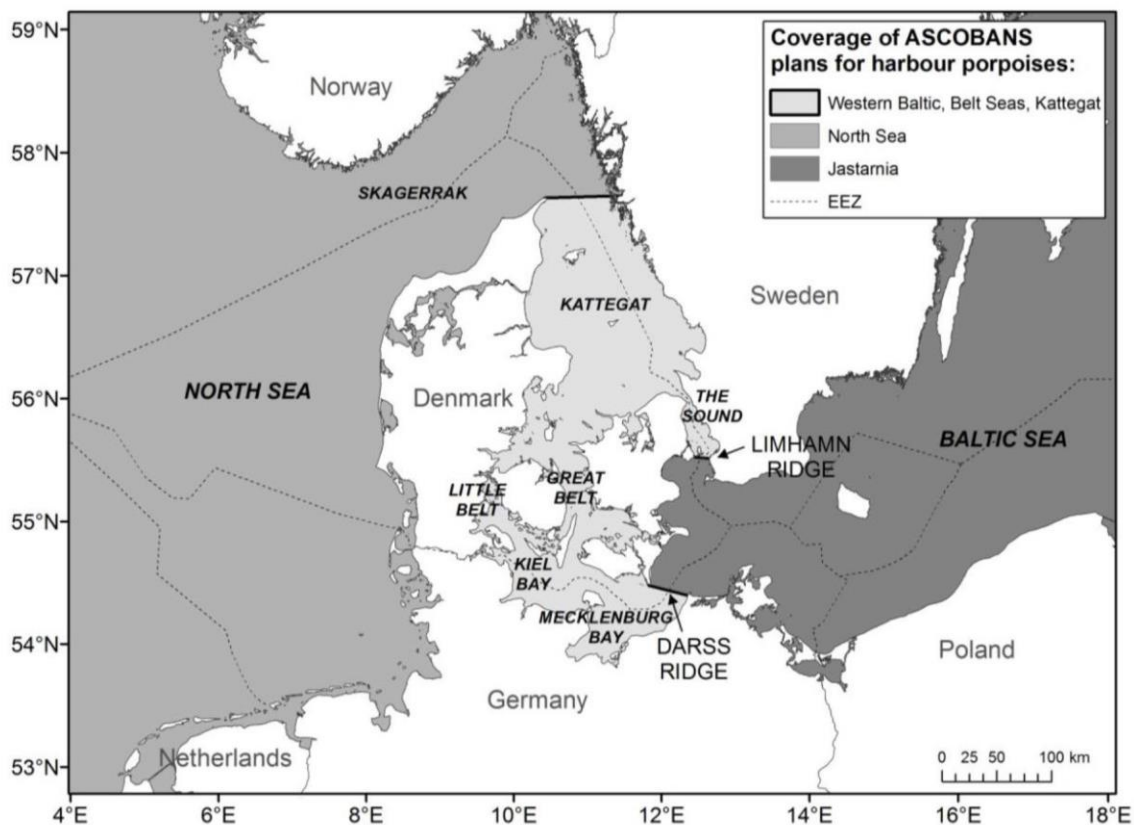


Figura 3. Área geográfica cubierta por los tres planes de gestión actuales de ASCOBANS para las marsopas en la región báltica global. De Carlén y Evans (2021).

6.4 Conservación del hábitat

Natura 2000 es una red de centros designados en virtud de la Directiva de Hábitats de la CE e incluye las ZEC requeridas para las especies del Anexo II con el objetivo de garantizar su estado de conservación favorable. Los datos de distribución espacio-temporal consolidados que sientan las bases para la identificación de áreas marinas protegidas basadas en evidencias no estuvo disponible para la marsopa común del Mar Báltico hasta el año 2016 (SAMBAH, 2016; Carlén et al., 2018). Basándose en esos resultados, el gobierno sueco designó un gran centro de Natura 2000 («Hoburgs bank och Midsjöbankarna»; 10,511 km²) en diciembre de 2016, que abarca la mayoría de áreas de alta densidad en verano identificadas para la marsopa común del Mar Báltico. Actualmente se está diseñando un plan de gestión para el centro (Carlén y Evans, 2021).

En Polonia, se creó un pequeño centro de Natura 2000 («Zatoka Pucka i Półwysep Helski»; 266 km²) en 2008, que abarcaba la Bahía de Puck y las aguas circundantes. La marsopa común del Mar Báltico era un elemento cualificador en este centro, que representa el área clave habitada por las marsopas en aguas polacas y también es de importancia nacional para la especie. Actualmente no existe ningún plan de gestión, pero los emisores de ultrasonidos

se implementarán en las redes estáticas de pesca en esa zona como parte del acto delegado de la UE (véase a continuación). Estos son los únicos centros de Natura 2000 que están designados actualmente dentro del área de gestión de verano identificada por Carlén et al. (2018), con la marsopa común en su lista. Existen otros centros adicionales de Natura 2000 centrados en la marsopa común dentro del rango de distribución de invierno de la marsopa común del Mar Báltico en aguas suecas, danesas y alemanas (por ejemplo las ZEC de Pommersche Bucht, Adlergrund y Westliche Rönnebank en Alemania). En otros muchos centros no existen planes de gestión aunque algunos de ellos están en desarrollo.

Además, se han designado varias áreas marinas protegidas (AMP) como parte de la red del Área Protegida del Mar Báltico de HELCOM, que incluyen la marsopa común de la población del Báltico propiamente dicho como un elemento de calificación (Tabla 2). Las AMP de Pommersche Bucht-Rönnebank y la Península de Falsterbo con Måklappen probablemente solo se usarán por la marsopa común del Mar Báltico de forma estacional (invierno) y principalmente para su aplicación a la población del Gran Belt durante el verano. Ninguna de estas AMP tiene planes de gestión específicos para las marsopas comunes, y muchas de ellas se consideran demasiado pequeñas para proporcionar beneficios significativos para una especie móvil como la marsopa común (ASCOBANS, 2009).

En 2020, CIEM publicó un consejo de solicitud especial sobre medidas de emergencia para prevenir la captura incidental de la marsopa común del Mar Báltico (CIEM 2020b), con recomendaciones para cerrar las pesquerías de mallas estáticas en los centros aplicables de Natura 2000 con denominación de la marsopa común, y un área adicional dentro del rango de distribución de la marsopa común del Mar Báltico. Después del consejo de CIEM y de los debates dentro de las pesquerías del Mar Báltico, el organismo BALTFISH, un acto delegado de la UE sobre el cierre de pesquerías de mallas estáticas y/o el uso obligatorio de dispositivos acústicos de disuasión en los centros aplicables de Natura 2000 en Suecia, Polonia, Alemania y Dinamarca cobraron vigencia en febrero y junio de 2022 respectivamente (Regulación delegada (UE) 2022/303). (Figura 4). Conforme a la Recomendación acordada por BALTFISH, BALTFISH sigue trabajando para resolver los problemas de conservación de la marsopa común fuera de las áreas cubiertas por la regulación delegada que hemos mencionado anteriormente, así como en los aspectos de control.

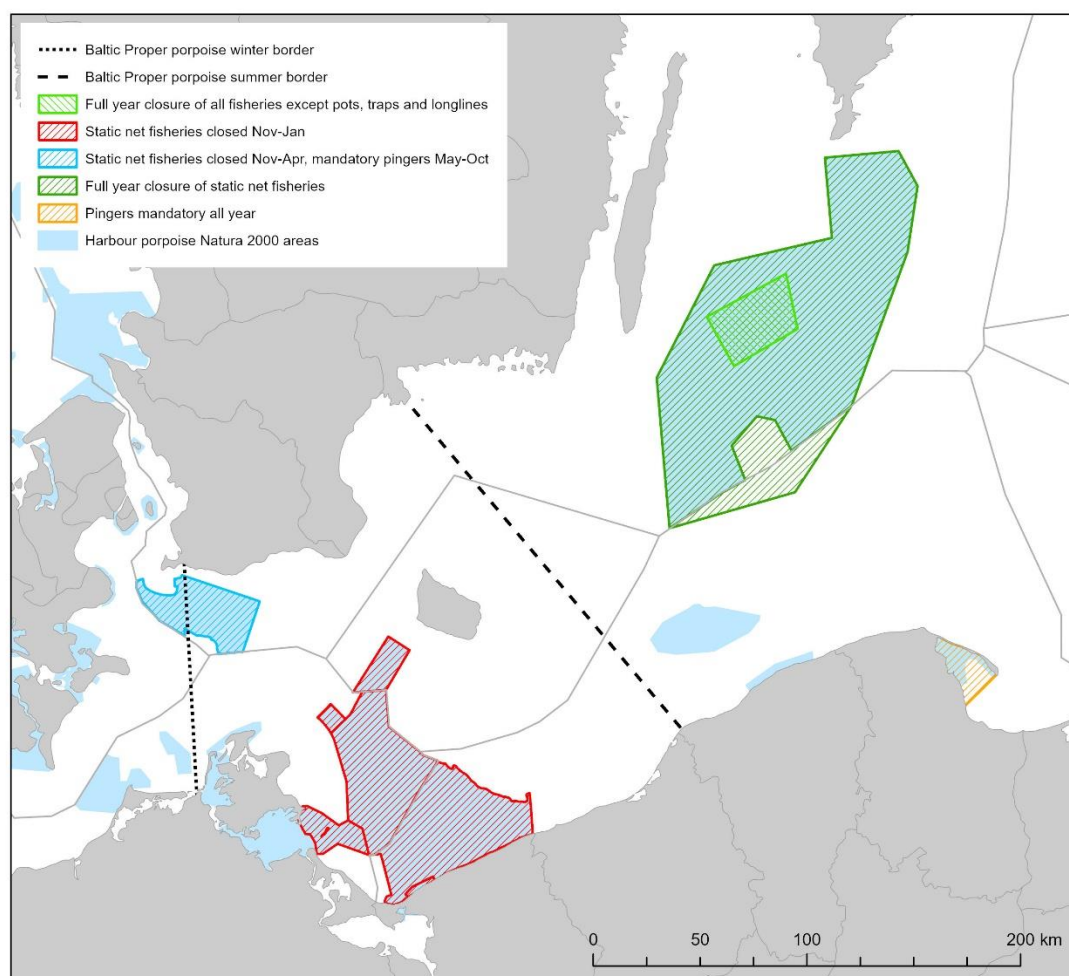


Figura 4. Mapa de la región del Mar Báltico donde aparecen las medidas especificadas en el acto delegado que modifica la regulación 2019/1241 de la UE, y áreas de Natura 2000 donde la marsopa común aparece en el Formulario de datos estándar del centro.

Tabla 2. Áreas marinas protegidas (AMP) de HELCOM para las cuales la marsopa común del Mar Báltico es un elemento calificativo (base de datos de AMP de HELCOM).

ID del centro	Nombre de AMP	País	Estado de la especie
172	Pommersche Bucht-Rönnebank	Alemania	Ocasional
84	Zatoka Pucka	Polonia	No registrado
85	Ostoja Słowińska	Polonia	No registrado
86	Wolin i Uznam	Polonia	No registrado
170	Zatoka Pomorska	Polonia	No registrado
111	Península de Falsterbo con Måkläppen	Suecia	Migratoria
115	Hoburgs Bank	Suecia	No registrado

6.5 Seguimiento de la población

Diversos países del Mar Báltico tienen esquemas de registro de avistamientos y varadas muy útiles para registrar las marsopas observadas en el mar, la captura incidental o encontradas muertas en las líneas costeras. Además, HELCOM y ASCOBANS mantienen una base de datos colaborativa de dichos registros en el Báltico propiamente dicho. En los Estados del área de distribución, existen esquemas formales de necropsia y varada solo en Alemania, Polonia y Suecia.

Los esquemas de monitorización visual sistemática que permiten generar estimaciones de abundancia sólidas para el Báltico propiamente dicho se han visto entorpecidas por la baja densidad de marsopas en la región, lo que no representa un tamaño de muestra suficiente para facilitar la aplicación de las técnicas estándar (p. ej. estudios de transección de la línea aérea o de barco). Esto fue el elemento desencadenante para la implementación de la monitorización acústica durante el proyecto SAMBAH. Desde la finalización del proyecto SAMBAH, Alemania ha continuado y ampliado su programa de monitorización acústica existente para incluir las estaciones de SAMBAH en aguas alemanas y Dinamarca, Finlandia, Polonia y Suecia ahora tienen programas de monitorización acústica continuos o intermitentes dentro del rango de distribución de la marsopa común del Mar Báltico. No existen programas de monitorización formales en otros estados del este del Báltico. Se ha previsto desarrollar un seguimiento para el proyecto SAMBAH con el objetivo de conseguir nuevas estimaciones de abundancia y distribución.

La monitorización de la captura incidental de las marsopas en equipos de pesca y la implementación de medidas de mitigación en el Báltico propiamente dicho ha variado considerablemente entre los diversos países. La distribución principal de la marsopa común del Mar Báltico en verano (cría) ocurre dentro de las Subdivisiones 25 y 26 de CIEM (extendiéndose hasta las subdivisiones 27 y 28.2) en las aguas de Dinamarca (Bornholm), Lituania, Polonia y Suecia que es donde se necesita con mayor urgencia un enfoque de mitigación y monitorización de la captura incidental. Sin embargo, no existen esquemas de observación en el mar para monitorizar la captura incidental de la marsopa en Polonia ni en Suecia (Carlén y Evans, 2021), aunque se han realizado unos pocos esquemas piloto desde el año 2006 en Polonia. En Suecia, se han llevado a cabo algunos de observación en la pesca de arrastre, pero muy pocos en la pesca con redes de enmalle que afecta en mayor medida a las marsopas. Algunos pescadores de Polonia y Suecia han utilizado de forma voluntaria los emisores de ultrasonidos. La utilización de emisores de ultrasonidos y el esfuerzo de monitorización para la captura incidental en Dinamarca y Alemania se han implementando principalmente en las regiones habitadas por la marsopa común del Gran Belt. En Letonia, existe un programa de monitorización nacional para la captura incidental de cetáceos desde el año 2006, que incluye la pesca de arrastre y la pesca con redes de enmalle. Con todo, no se ha registrado ninguna captura incidental de marsopas y es posible que se suspenda la monitorización para reducir gastos (Evans y Similä, 2018). En Finlandia, existió un programa piloto de monitorización en virtud de la Regulación 814/2004 de la UE en los años 2006 y 2007. El resultado de este trabajo fue que no hubo ninguna captura incidental de la marsopa común en Finlandia durante el período de observación. El registro de captura incidental de la marsopa común ha sido obligatorio de conformidad con la legislación que regula la pesca, desde el año 2016, y no existen programas de observación activos ni medidas de mitigación vigentes en la actualidad.

7. Efectos de la enmienda propuesta

7.1 Beneficios anticipados de la enmienda

La CMS tiene como objetivo conservar las especies migratorias en todo el rango de distribución a través de la promoción de acciones concertadas entre los Estados del área de distribución, que son animados a suscribir acuerdos de conservación globales o regionales. La CMS establece la base jurídica para las medidas de conservación coordinadas a nivel internacional en toda un área migratoria. Las poblaciones de marsopa común del Mar del Norte y del Mar Báltico aparecen enumeradas en el Apéndice II de la CMS. Esta propuesta es para la inclusión de la marsopa común del Mar Báltico en el Apéndice I como especie migratoria en peligro de extinción en toda su área o una gran parte de ella.

La inclusión en el Apéndice I se conseguiría si los Estados del área de distribución del Mar Báltico proporcionasen una protección estricta prohibiendo la captura, conservando el hábitat, limitando los obstáculos para su migración y controlando otros factores que podrían ponerlos en peligro. La marsopa común del Mar Báltico está reconocida por la UICN y HELCOM como especie en peligro crítico de extinción debido al bajo número de ejemplares adultos, un declive continuado y a que todos los ejemplares pertenecen a una única población. Por lo tanto, se ha considerado afrontar el riesgo de su extinción en toda su área y representar una alta prioridad para la conservación (Carlen et al., 2021). Amundin et al. 2022, concluyen que la estimación de poca abundancia respalda fuertemente la idea de que la marsopa común del Mar Báltico está sufriendo un riesgo extremadamente alto de extinción, y destaca la necesidad de implantar acciones de conservación inmediatas y eficientes a través de la cooperación internacional. Sveegaard et al. (2015) destacaron que esto no era suficiente para que cada país actuara individualmente para la conservación de las marsopas, y que se necesitaba una colaboración para determinar el estado de la población. La inclusión en el Apéndice I sentaría las bases para una acción colaborativa más eficaz por todos los Estados del área de distribución que limitan con el Báltico propiamente dicho.

7.2 Riesgos potenciales de la enmienda

Ninguno identificado.

7.3 Intención del proponente sobre el desarrollo de un Acuerdo o Acción Concertada

Existe un tratado vinculante de la ONU aplicable, ASCOBANS (consulte la sección 6.2 anterior). No está previsto celebrar un nuevo Acuerdo.

La acción concertada para la marsopa común en el Mar Báltico y la Península Ibérica fue adoptada por la CMS COP en su 13.^a reunión (UNEP/CMS/Acción concertada 13.7).

8. **Estados del área de distribución**

Dinamarca (Bornholm), Estonia, Finlandia, Alemania, Letonia, Lituania, Polonia, Federación Rusa y Suecia.

9. **Consultas**

26.^a Reunión del Comité Asesor ASCOBANS (del 8 al 11 de noviembre de 2021); Consultas con Dinamarca, Estonia, Finlandia, Alemania, Letonia, Lituania, Polonia y Suecia (del 2 de mayo al 22 de junio de 2022).

10. **Observaciones adicionales**

Sin observaciones adicionales.

11. **Referencias**

Amundin, M., Carlström, J., Thomas, L., Carlén, I., Koblitz, J., Teilmann, J., Tougaard, J., Tregenza, N., Wennerberg, D., Loisa, O., Brundiers, K., Kosecka, M., Kyhn, L.A., Tiberi Ljungqvist, C., Sveegaard, S., Burt, M.L., Pawliczka, I., Jussi, I., Koza, R., Arciszewski, B., Galatius, A., Jabbusch, M., Laaksonläita, J., Lyytinen, S., Niemi, J., Šaškov, A., MacAuley, J., Wright, A.J., Gallus, A., Blankett, P., Dähne, M., Acevedo-Gutiérrez, A., Benke, H., 2022. Estimating the abundance of the critically endangered Baltic Proper harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population using passive acoustic monitoring. *Ecology and Evolution*, 12, e8554.

- Andreasen, H., Ross, S.D., Siebert, U., Andersen, N.G., Ronnenberg, K., and Gilles, A. (2017). Diet composition and food consumption rate of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic Sea. *Marine Mammal Science*, 33: 1053-1079.
- ASCOBANS (2009). Recovery Plan for Baltic Harbour Porpoises. Jastarnia Plan (2009 revision). 48pp.
- ASCOBANS (2016). Recovery Plan for Baltic Harbour Porpoises. Jastarnia Plan (2016 revision). ASCOBANS Resolution 8.3. Annex I, 8th Meeting of the Parties to ASCOBANS, Helsinki, Finland, 30 August - 1 September 2016. 94 pp.
- Benke, H., Bräger, S., Dähne, M., Gallus, A., Hansen, S., Honnef, C.G., Jabbusch, M., Koblitz, J.C., Krügel, K., Liebschner, A., Narberhaus, I. and Verfuß, U.K. (2014). Baltic Sea harbour porpoise populations: status and conservation needs derived from recent survey results. *Marine Ecology Progress Series*, 495: 275-290.
- Berggren, P. (1994). Bycatches of the Harbour Porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Swedish Skagerrak, Kattegat and Baltic Seas 1973–1993. *Reports of the International Whaling Commission*, 15:211–215.
- Berggren, P., Wade, P.R., Carlström J, and Read AJ. (2002). Potential limits to anthropogenic mortality for harbour porpoises in the Baltic region. *Biological Conservation*, 103: 313–322.
- Berggren, P., Ishaq, R., Zebühr, Y., Näf, C., Bandh, C. and Broman, D. (1999). Patterns and levels of organochlorines (DDTs, PCBs, non-ortho PCBs and PCDD/Fs) in male harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Baltic Sea, the Kattegatt-Skagerrak Seas and the West Coast of Norway. *Marine Pollution Bulletin*, 38: 1070-1084.
- Bergman, A. (1999). Health condition of the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) during two decades. *Apmis*, 107: 270-282.
- Börjesson, P., Read, A.J., 2003. Variation in timing of conception between populations of the harbor porpoise. *J. Mammal.* 84, 948–955. <https://doi.org/10.1644/BEM-016>
- Brandt, M.J., Dragon, A., Diederichs, A., Bellmann, M.A., Wahl, V., Piper, W., Nabe-Nielsen, J. and Nehls, G. (2018). Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Marine Ecology Progress Series*, 596: 213–232.
- Carlén, I. and Evans, P.G.H. (2021). Progress report on the Jastarnia Plan: The recovery plan for the harbour porpoise in the Baltic Proper. 26th Meeting of the ASCOBANS Advisory Committee Online, 8-11 November 2021. Available at <https://www.ascobans.org/en/document/progress-report-jastarnia-plan-2021>
- Carlén Ida, Nunny Laetitia, Simmonds Mark P. (2021). Out of Sight, Out of Mind: How Conservation Is Failing European Porpoises. *Frontiers in Marine Science* 8. DOI=10.3389/fmars.2021.617478
- Carlén, I., Thomas, L., Carlström, J., Amundin, M., Teilmann, J., Tregenza, N., Tougaard, J., Jens C. Koblitz, J.C., Sveegaard, S., Wennerberg, D., Loisa, O., Dähne, M., Brundiers, K. Kosecka, M., Kyhn, L.A., Ljungqvist, C.T., Pawliczkai, I., Kozai, R., Arciszewskii, B., Galatius, A., Jabbusch, M., Laaksonlaita, J., Niemi, J., Lyytinen, S., Gallus, A., Benke, H., Blankett, P., Skóra, K.E. and Acevedo-Gutiérrez, A. (2018). Basin-scale distribution of harbour porpoises in the Baltic Sea provides basis for effective conservation actions. *Biological Conservation*, 226: 42-53.
- Carstensen, J., Henriksen, O.D. and Teilmann, J. (2006). Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (TPODs). *Marine Ecology Progress Series*, 321: 295-308.
- Commission Delegated Regulation (EU) 2022/303 of 15 December 2021 amending Regulation (EU) 2019/1241 as regards measures to reduce incidental catches of the resident population of the Baltic Proper harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea. C/2021/9134
- EC (European Commission) (2020) Offshore Renewable Energy Strategy. European Commission, Brussels. COM (2020) 74. https://ec.europa.eu/energy/topics/renewable-energy/eu-strategy-offshore-renewable-energy_en
- Estes, J.A., Heithaus, M., McCauley, D.J., Rasher, D.B. and Worm, B. (2016). Megafaunal impacts on structure and function of ocean ecosystems. *Annual Review of Environment and Resources*, 41: 83–116.
- Evans, P.G.H. and Similä, T. (2018) Progress Report on the Jastarnia Plan: The Recovery Plan for the harbour porpoise in the Baltic Proper. 24th Meeting of the ASCOBANS Advisory Committee. 25-27 November 2018, Vilnius, Lithuania. Available at

- <https://www.ascobans.org/en/document/progress-report-recovery-plan-baltic-harbour-porpoises-jastarnia-plan>
- Fontaine, M.C., Roland, K., Calves, I., Austerlitz, F., Palstra, F.P., Tolley, K.A., Ryan, S., Ferreira, M., Jauniaux, T., Llavona, A., Öztürk, B., Öztürk, A.A., Ridoux, V., Rogan, E., Sequeira, M., Siebert, U., Vikingsson, G.A., Borrell, A., Michaux, J.R. and Aguilar, A. (2014). Postglacial climate changes and rise of three ecotypes of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, in western Palearctic waters. *Molecular Ecology*, 23: 3306–3321.
- Forney, K.A., Moore, J.E., Barlow, J., Carretta, J.V., Benson, S.R. (2020). A multidecadal Bayesian trend analysis of harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) populations off California relative to past fishery bycatch. *Mar. Mammal Sci.* 37. <https://doi.org/10.1111/mms.12764>
- Galatius, A., Kinze, C.C. and Teilmann, J. (2012). Population structure of harbour porpoises in the greater Baltic region: evidence of separation based on geometric morphometric comparisons. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92: 1669–1676.
- Gallus, A., Dähne, M., Verfuß, U.K., Bräger, S., Adler, S., Siebert, U. and Benke, H. (2012). Use of passive acoustic monitoring to assess the status of the ‘Critically Endangered’ Baltic harbour porpoise in German Waters. *Endangered Species Research*, 18: 265–278.
- Głowacinski Zbigniew 2022. Red list of Polish Vertebrates – Updated Version (1st and 2nd decade of the 21st century), *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 78/2/2022: 28-67;
- Hammond, P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K.A., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S. and Wilson, B. (2008). *Phocoena phocoena* (Baltic Sea subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T17031A98831650. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T17031A6739565.en>
- Hasselmeier, I., Abt, K.F., Adelung, D. and Siebert, U. (2004). Stranding patterns of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the German North and Baltic Seas: when does the birth period occur? *Journal of Cetacean Research and Management*, 6: 259-263.
- HELCOM (2013). Species Information Sheet: *Phocoena phocoena*. Available at: <http://www.helcom.fi/Red%20List%20Species%20Information%20Sheet/HELCOM%20Red%20List%20Phocoena%20phocoena.pdf#search=porpoise>
- HELCOM (2018). State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings. 155pp. Baltic Marine Environment Protection Commission – HELCOM. Available at www.helcom.fi/baltic-sea-trends/holistic-assessments/state-of-the-baltic-sea-2018/reports-and-materials/.
- Huggenberger, S., Benke, H. and Kinze, C.C. (2002). Geographical variation in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) skulls: support for a separate non-migratory population in the Baltic Proper. *Ophelia*, 56: 1–12. <https://doi.org/10.1080/00785236.2002.10409484>.
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A. and Liukko, U.-M. (editors) (2019). The 2019 Red List of Finnish Species. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 704 pp
- ICES (2015). Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME), 9–12 February 2015, London, UK. ICES CM 2015/ACOM:25. 114 pp.
- ICES (2020a). Workshop on fisheries Emergency Measures to minimize bycatch of short-beaked common dolphins in the Bay of Biscay and harbor porpoise in the Baltic Sea (WKEMBYC). <https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.7472>
- ICES (2020b). EU request on emergency measures to prevent bycatch of common dolphin (*Delphinus delphis*) and Baltic Proper harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Northeast Atlantic. <https://doi.org/10.17895/ICES.ADVISE.6023>
- Johansen, A.C. (1929). Om Dødligheten blandt Marsvin, fisk och større Krebsdyr i Farvandene omkring Danmark under strenge Vintre. *Beretning Dansk Biol. Station XXXV*: 59-91.
- Kannan, K., Falandysz, J., Tanabe, S. and Tatsukawa, R. (1993). Persistent organochlorines in harbour porpoises from Puck Bay, Poland. *Marine Pollution Bulletin*, 23: 162-165.
- Kastelein, R.A., Hoek, L., de Jong, C.A.F., and Wensveen, P.J. (2010). The effect of signal duration on the underwater detection thresholds of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for single frequency-modulated tonal signals between 0.25 and 160 kHz. *Journal of the Acoustical Society of America*, 128: 3211. [e 10.1121/1.3493435](https://doi.org/10.1121/1.3493435)

- Kastelein, R.A., Schop, J., Hoek, L., and Covi, J. (2015). Hearing thresholds of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for narrow-band sweeps. *Journal of the Acoustical Society of America*, 138, 2508–2512.
- Kesselring, T., Viquerat, S., Brehm, R. and Siebert, U. (2017). Coming of age: - Do female harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the North Sea and Baltic Sea have sufficient time to reproduce in a human influenced environment? *PLoS One*, 12(10): e0186951. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186951>
- Kesselring, T., Viquerat, S., Brehm, R. and Siebert, U. (2018). Correction: Coming of age: - Do female harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the North Sea and Baltic Sea have sufficient time to reproduce in a human influenced environment? *PLoS ONE* 13(6): e0199633. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199633>
- Koschinski, S. (2001). Current knowledge on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea. *Ophelia*, 55: 167–197.
- Koschinski, S. and Pfander, A. (2009). By-catch of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic coastal waters of Angeln and Schwansen (Schleswig-Holstein, Germany). 16th ASCOBANS Advisory Committee Meeting Document 2009: AC16/Doc.60. Dist. 8
- Lah, L., Trense, D., Benke, H., Berggren, P., Gunnlaugsson, P., Lockyer, C., Öztürk, A., Öztürk, B., Pawliczka, I., Roos, A., Siebert, U., Skóra, K., Víkingsson, G. and Tiedemann, R. (2016). Spatially Explicit Analysis of Genome-Wide SNPs Detects Subtle Population Structure in a Mobile Marine Mammal, the Harbor Porpoise. *PLOS ONE*, 11: e0162792.
- Lockyer, C. (2003). Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: Biological parameters. *NAMMCO Scientific Publications*, 5: 71–89.
- Lockyer, C. and Kinze, C. (2003). Status, ecology and life history of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), in Danish waters. *NAMMCO Scientific Publications*, 5: 143–176.
- Loisa, O. (editor) and Pyöriäistyöryhmä (2016). Pyöriäinen Suomessa - Päivitetty ehdotus toimenpiteistä pyöriäisen suojelemiseksi Suomessa (Harbour porpoise – updated proposal on measures for the conservation of harbour porpoise in Finland). *The Finnish Environment* 5/2016. Ministry of the Environment. 56 pp. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4619-0> [In Finnish, with English summary].
- Mustonen, M., Klauson, A., Andersson, M., Clorennec, D., Folegot, T., Koza, R., Pajala, J., Persson, L., Tegowski, J., Tougaard, J., Wahlberg, M., and Sigray, P. (2019). Spatial and temporal variability of ambient underwater sound in the Baltic Sea. *Scientific Reports*, 9, 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-48891-x>
- NAMMCO (North Atlantic Marine Mammal Commission) and IMR (Norwegian Institute of Marine Research) (2019). *Report of Joint IMR/NAMMCO International Workshop on the Status of Harbour Porpoises in the North Atlantic*. Tromsø, Norway. 235pp.
- Nielsen, N., Teilmann, J., Sveegaard, S., Hansen, R., Sinding, M., Dietz, R., Heide-Jørgensen, M., (2018). Oceanic movements, site fidelity and deep diving in harbour porpoises from Greenland show limited similarities to animals from the North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 597: 259–272. <https://doi.org/10.3354/meps12588>
- Owen, K., Sköld, M., Carlström, J. (2021). An increase in detection rates of the critically endangered Baltic Proper harbor porpoise in Swedish waters in recent years. *Conservation Science and Practice*: e468. <https://doi.org/10.1111/csp2.468>
- Pawliczka, I., (2018). Bycatch in Polish semi-drift gillnet fishery. Presentation to the 24th Meeting of the ASCOBANS Advisory Committee. Available at <https://www.ascobans.org/en/document/bycatch-harbour-porpoise-polish-semi-drift-gillnet-fishery>
- Read, A.J. and Westgate, A.J. (1997). Monitoring the movements of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) with satellite telemetry. *Marine Biology*, 130: 315–322.
- SAMBAH (2016). Final report for LIFE Project Number LIFE08 NAT/S/000261 covering the project activities from 01/01/2010 to 30/09/2015. Reporting date 29/02/2016, 80pp.
- Sarnocińska, J., Teilmann, J., Balle, J.D., van Beest, F.M., Delefosse, M. and Tougaard, J., 2020. Harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) reaction to a 3D seismic airgun survey in the North Sea. *Frontiers in Marine Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00824>

- Siebert, U., Gilles, A., Lucke, K., Ludwig, M., Benke, H., Kock, K-H. and Scheidat, M. (2006). A decade of harbour porpoise occurrence in German waters - Analyses of aerial surveys, incidental sightings and strandings. *Journal of Sea Research*, 56: 65-80.
- Skóra, K.E. and Kuklik, I. (2003). Bycatch as a potential threat to harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Polish Baltic waters. *NAMMCO Scientific Publications*, 5: 303-315.
- Skóra, K., Pawliczka, I. and Klinowska, M. (1988). Observations of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) on the Polish Baltic coast. *Aquatic Mammals* 14, 113–119.
- Sørensen, T.B. and Kinze, C. (1994). Reproduction and reproductive seasonality in Danish harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Ophelia*, 39: 159–176.
- Strandberg, B., Strandberg, L., Bergquist, P.A., Falandysz, J. and Rappe, C. (1998). Concentrations and biomagnification of 17 chlordane compounds and other organochlorines in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) and herring from the southern Baltic Sea. *Chemosphere*, 37: 2513-2523.
- Sveegaard, S., Teilmann, J., Tougaard, J., Dietz, R., Mouritsen, K.N., Desportes, G. and Siebert, U. (2011). High-density areas for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) identified by satellite tracking. *Marine Mammal Science*, 27: 230-246.
- Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L., Koblitz, J.C., Amundin, M., Nabe-Nielsen, J., Sinding, M.-H.S., Andersen, L.W. and Teilmann, J. (2015). Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Global Ecology and Conservation*, 3: 839–850.
- Szefer, P., Malinga, M., Czarnowski, W. and Skóra, K. (1995). Toxic, essential and non-essential metals in harbour porpoises of the Polish Baltic Sea. *Developments in Marine Biology*, 4: 617-622.
- Tiedemann, R., Harder, J., Gmeiner, C. and Haase, E. (1996). Mitochondrial DNA sequence pattern of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the North and the Baltic Sea. *Z. Saugetierkd*, 61: 104–111.
- Wiemann, A., Andersen, L.W., Berggren, P., Siebert, U., Benke, H., Teilmann, J., Lockyer, C., Pawliczka, I., Skóra, K., Roos, A., Lyrholm, T., Paulus, K.B., Ketmaier, V. and Tiedemann, R. (2010). Mitochondrial Control Region and microsatellite analyses on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. *Conservation Genetics*, 11: 195–211.
- Wisniewska, D.M., Johnson, M., Teilmann, J., Rojano-Doñate, L., Shearer, J., Sveegaard, S., Miller, L.A., Siebert, U. and Madsen, P.T. (2016). Ultra-high foraging rates of harbor porpoises make them vulnerable to anthropogenic disturbance. *Current Biology*, 26: 1–6.
- Wisniewska, D.M., Johnson, M., Teilmann, J., Siebert, U., Galatius, A., Dietz, R. and Madsen, P.T. (2018). High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proceedings of the Royal Society, B*. 285: 20172314. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.2314>