

NOTIFICACIÓN A LAS PARTES

No. 2024/118

Ginebra, 28 de octubre de 2024

ASUNTO:

MALDIVES

Consulta con los Estados del área de distribución sobre una propuesta para transferir el tiburón ballena (*Rhincodon typus*) del Apéndice II al Apéndice I

1. La presente notificación se publica a solicitud de la República de Maldivas.
2. La República de Maldivas ha presentado para su consideración en la 20ª reunión de la Conferencia de las Partes una propuesta para transferir el tiburón ballena (*Rhincodon typus*) del Apéndice II al Apéndice I, basándose en los criterios adoptados en la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP17) anexo 1, criterio C.
3. Por ello, de conformidad con la Resolución Conf. 8.21 (Rev. CoP16), *Consultas con los Estados del área de distribución sobre las propuestas de enmienda a los Apéndices I y II*, la República de Maldivas desea consultar a los Estados del área de distribución.
4. En consecuencia, la República de Maldivas solicita a los Estados del área de distribución que proporcionen toda la información disponible sobre el estado de conservación (distribución, tamaño de la población, estructura y tendencias) y sobre el comercio nacional e internacional legal de especímenes, partes y derivados, así como información sobre el comercio ilegal (decomisos y confiscaciones).
5. Se invita a todos los Estados del área de distribución a enviar sus respuestas a esta Notificación a más tardar el **30 de noviembre de 2024**, directamente a la Autoridad Administrativa CITES de Maldivas (no a la Secretaría), por correo electrónico a:

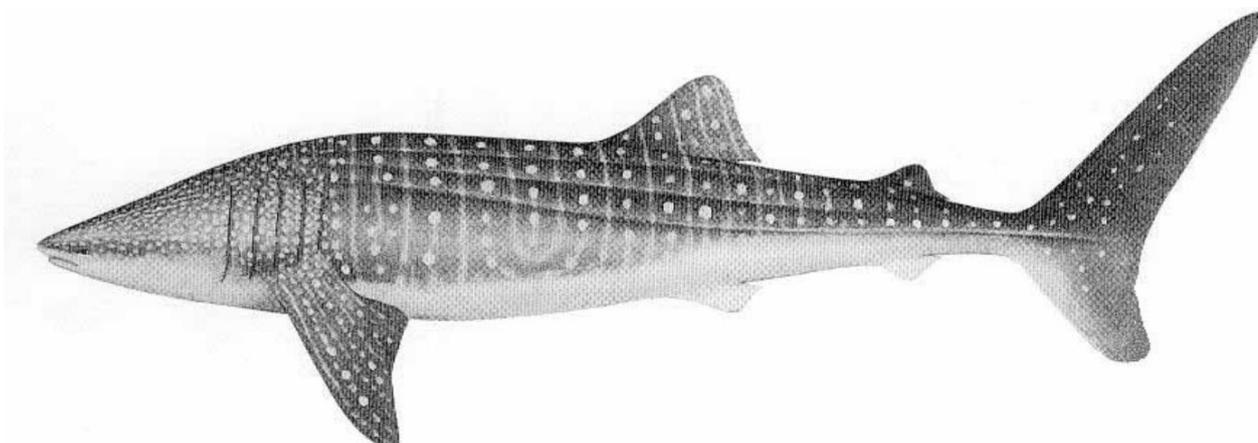
biodiversity@environment.gov.mv

CONVENCIÓN SOBRE EL COMERCIO INTERNACIONAL DE ESPECIES
AMENAZADAS DE FAUNA Y FLORA SILVESTRES



Vigésima reunión de la Conferencia de las Partes

EXAMEN DE LAS PROPUESTAS DE ENMIENDA A LOS APÉNDICES I Y II



A. Propuesta

Transferir el tiburón ballena (*Rhincodon typus*) del Apéndice II al Apéndice I de conformidad con la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP17), anexo 1, criterio C.

Criterio que se cumple: Res. Conf. 9.24 (Rev. CoP17) anexo 1, criterio C.

Anexo 1, criterio C: *Una disminución acentuada del tamaño de la población en la naturaleza, que se haya bien sea: i) comprobado que existe en la actualidad o ha existido en el pasado (pero con probabilidad de reiniciarse); o ii) deducido o previsto, atendiendo a alguno de los aspectos siguientes: – una disminución de la superficie del hábitat; o – una disminución de la calidad del hábitat; o – los niveles o los tipos de explotación; o – una alta vulnerabilidad bien sea a los factores intrínsecos o extrínsecos; o – una disminución del reclutamiento.*

B. Autor de la propuesta

República de Maldivas*

* Las denominaciones geográficas empleadas en este documento no implican juicio alguno por parte de la Secretaría CITES (o del Programa de las Naciones Unidas) para el Medio Ambiente sobre la condición jurídica de ninguno de los países, zonas o territorios citados, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites. La responsabilidad sobre el contenido del documento incumbe exclusivamente a su autor.

C. Justificación

El tiburón ballena, *R. typus*, es el pez más grande del mundo y uno de los tiburones menos productivos biológicamente; los individuos no alcanzan la madurez sexual hasta los 25 años de edad y experimentan una mortalidad natural muy baja (Pierce *et al.*, 2021).

Una disminución a escala mundial estimada del 40 al 92 % en las últimas 3 generaciones llevó a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) a evaluar esta especie como “en peligro” con una tendencia de disminución de la población en 2016 (Pierce y Norman, 2016), un mayor grado de preocupación en comparación con su designación como “vulnerable” cuando se incluyó en el Apéndice II de la CITES en la CoP12 en 2002 (CoP12 Prop. 12.35). Este estado coincide con los criterios para la inclusión en el Apéndice I [criterio C), puntos i) y ii)].

Las fuentes de mortalidad que provocan esta disminución incluyen la pesca (mediante capturas selectivas y accidentales), el comercio ilegal, las colisiones con embarcaciones y la degradación del hábitat (Rowat *et al.*, 2021). Los tiburones ballena se incluyeron en el Apéndice II de la CITES en 2002, y las transacciones comerciales tras su inclusión son casi inexistentes (<https://trade.cites.org/>; consultada el 4 de agosto de 2024). Esto se debe probablemente al hecho de que la especie está ampliamente protegida en las jurisdicciones nacionales y figura en el Apéndice I de la CMS, lo que impide la expedición de permisos de exportación CITES. Sin embargo, estas protecciones a nivel nacional se ven potencialmente socavadas por la amplia distribución de los tiburones ballena, lo que significa que existe la probabilidad de que los individuos pasen algún tiempo en jurisdicciones donde pueden ser capturados legalmente o expuestos a otros factores de estrés (Reynolds *et al.*, 2022).

Las crecientes amenazas que afectan a la especie han sido reflejadas en una reciente publicación en la que se documentan los peligros cada vez mayores a los que se enfrentan los tiburones ballena como consecuencia de la desaparición de su hábitat principal debido al cambio climático. En el estudio se señala que el tiburón ballena sufrirá una pérdida del hábitat principal de >50 % en algunas aguas nacionales para 2100, con desplazamientos geográficos de más de 1 000 km (~12 km por año⁻¹). Se prevé una mayor idoneidad del hábitat en las zonas al borde de la actual área de distribución, lo que aumentará la presencia conjunta de tiburones y grandes embarcaciones (Womersley *et al.*, 2024). Esta redistribución global de la especie inducida por el clima hace que desaparezca el hábitat principal y aumentará la exposición a fuentes directas de mortalidad por colisiones con embarcaciones, lo que demuestra que el tiburón ballena cumple los criterios de inclusión en el Apéndice I establecidos en el anexo 1, criterio C, punto ii).

El tiburón ballena recibió oficialmente protección en Maldivas en 1995, dada su importancia para la biodiversidad marina y el turismo del país, y fue designado como especie protegida cuando se ratificó la Ley de Pesca de Maldivas (Ley n.º 14/2019). Más recientemente, la especie ha pasado a estar bajo la protección del Ministerio de Cambio Climático, Medioambiente y Energía y, desde julio de 2016, figura como especie protegida en virtud de la Ley de Protección y Preservación del Medioambiente de Maldivas (Ley n.º 4/93). Está prohibido cazar, dañar, capturar o matar a los tiburones ballena y se han establecido directrices sobre prácticas turísticas sostenibles para garantizar su conservación. En 2009 se creó el Área Marina Protegida de Ari del Sur (SAMPA), Maldivas, con el objetivo de proteger el hábitat de los tiburones ballena que frecuentan estas aguas. Es una de las mayores áreas marinas protegidas del país, con una superficie de 42 kilómetros cuadrados en el atolón Ari del Sur.

A pesar de estas protecciones del Apéndice II de la CITES y las protecciones nacionales como las otorgadas a la especie en las Maldivas, sigue habiendo mercados de exportación para especímenes valiosos como aletas, branquias, aceite de hígado y carne de tiburón ballena, que pueden incentivar la captura selectiva y la retención de capturas incidentales que de otro modo serían liberadas vivas (Rowat *et al.*, 2021). Se ha documentado comercio internacional ilegal en el Atlántico y el Pacífico (Rowat *et al.*, 2021), y la actual inclusión en el Apéndice II podría permitir un comercio continuo que es muy poco probable que sea sostenible o legal.

La inclusión del tiburón ballena en el Apéndice I de la CITES se ajusta mejor a las protecciones nacionales generalizadas que se otorgan a esta especie, es apropiada habida cuenta de la disminución actual y el creciente riesgo de extinción, y es necesaria para reducir la mortalidad por pesca impulsada por el comercio mediante la eliminación de incentivos para el comercio legal o ilegal y la venta de los productos de la especie.

1. Taxonomía

- 1.1 Clase: Chondrichthyes, subclass Elasmobranchii
- 1.2 Orden: Orectolobiformes
- 1.3 Familia: Rhincodontidae
- 1.4 Género, especie o subespecie, incluido el autor y el año: *Rhincodon typus*, Smith, 1828
- 1.5 Sinónimos científicos: No hay sinónimos actualmente.
- 1.6 Nombres comunes:
- | | |
|-----------|-----------------|
| Maldivas: | Fehurihi |
| español: | Tiburón Ballena |
| francés: | Requin Baleine |
| inglés: | Whale Shark |
- 1.7 Número de código: No es aplicable

2. Visión general

El tiburón ballena, *R. typus*, es uno de los animales oceánicos más carismáticos, pero también uno de los que se tiene una menor comprensión. La investigación se centra principalmente en un pequeño número de agregaciones para la alimentación compuestas casi en su totalidad por machos subadultos. No se sabe casi nada de los pequeños juveniles y adultos, especialmente de las hembras adultas que sustentan las poblaciones. Los científicos solo han examinado una hembra grávida (Joung *et al.*, 1996; Schmidt *et al.*, 2010). Un examen reciente de su biología reproductiva concluyó que esta especie tiene una de las productividades biológicas más bajas de todas las especies de tiburones, lo que la hace extremadamente propensa a la disminución con una mortalidad excesiva inducida por el hombre (Rowat *et al.*, 2021).

La Lista Roja de la UICN categorizó al tiburón ballena como “indeterminado” en 1990 y 1994, y con “datos Insuficientes” en 1996. Cuando se dispuso de datos suficientes para realizar una evaluación en 2000 y 2005, la especie fue clasificada como “vulnerable” a la extinción. Las Partes de la CITES reconocieron que esta situación de amenaza, junto con las abundantes pruebas de disminuciones en todo el mundo, indicaban que la especie necesitaba una gestión a escala mundial de su comercio y adoptaron la propuesta de inclusión del tiburón ballena en el Apéndice II en 2002. Lamentablemente, la evaluación de expertos más reciente realizada por la UICN en 2016 clasifica al tiburón ballena como “en peligro”, indicando una disminución de su población del 40 al 92 % en todo el mundo en las últimas 3 generaciones, lo que justifica su inclusión en el Apéndice I de conformidad con la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP17), anexo 1, criterio C, en relación con el cual cumple múltiples indicadores.

Las amenazas incluyen las capturas, ya sean selectivas o accidentales, así como las colisiones con embarcaciones, la disminución del hábitat y las consecuencias del aumento del turismo dedicado a los tiburones ballena (sección 5). El alto valor de los productos que se exportan, como las aletas, el aceite de hígado y la carne, fomenta potencialmente la retención de capturas incidentales o selectivas de tiburones ballena, a veces eludiendo la legislación nacional que los protege (sección 6.4) (Reynolds *et al.*, 2022; Rowat *et al.*, 2021).

La inclusión en el Apéndice I complementaría y reforzaría las medidas de gestión adoptadas a través de otros organismos internacionales (sección 7). El tiburón ballena se incluyó en el Apéndice II de la CMS en 2002 y fue incluido en Apéndice I, dándole una mayor protección, en 2017, lo que implica una prohibición de las capturas de la especie para las naciones que son Partes en la CMS. Muchas Partes en la CMS también son Partes en la CITES, y la inclusión en Apéndices equivalentes ayudaría en la aplicación de las obligaciones en el marco de ambas Convenciones. Esta inclusión también complementaría los esfuerzos de las OROP de tiburidos evitando que se echen redes de cerco sobre los tiburones ballena y mejorando la presentación de informes a través de estos organismos, sobre todo porque es probable que los datos disponibles sobre la captura de tiburones ballena subestimen la captura total y la mortalidad (Clarke, 2015).

Los registros de las transacciones CITES (<https://trade.cites.org/>; consultados el 3 de agosto de 2024) relativos a los tiburones ballena se componen casi exclusivamente de pequeñas muestras de tejido (unos pocos gramos) para investigación científica o exportaciones de un pequeño número de animales vivos para su exhibición en acuarios públicos. La falta de declaración de transacciones comerciales refleja casi con toda seguridad que muchas Partes no pueden realizar dictámenes de extracción no perjudicial para respaldar los permisos de exportación de una especie en peligro y protegida a nivel nacional, lo que refuerza la necesidad de transferir la especie al Apéndice I. Existen pruebas de comercio ilegal (sección 6.4), y la inclusión en el Apéndice I mejoraría los esfuerzos para identificar y poner fin a cualquier comercio ilegal que esté teniendo lugar.

Los beneficios que la inclusión en el Apéndice I aportaría a los tiburones ballena son elevados, mientras que las consecuencias para los pescadores y las pesquerías a escala mundial serían insignificantes porque esta especie es un componente minúsculo de la producción pesquera de captura y no desempeña ningún papel en la seguridad alimentaria o de los medios de subsistencia de las comunidades costeras (sección 6). En todo caso, la extinción de los tiburones ballena tendría una repercusión mucho mayor en la seguridad de los medios de subsistencia en los lugares donde constituyen atracciones ecoturísticas de gran valor.

Dada la situación de peligro de extinción y la tendencia a la disminución del tiburón ballena, que cumple plenamente los criterios de inclusión en el Apéndice I, el aumento de las amenazas para la especie, como las colisiones con embarcaciones y el cambio climático, la inclusión de esta especie única en el Apéndice I está justificada y es oportuna.

3. Características de la especie

3.1 Distribución

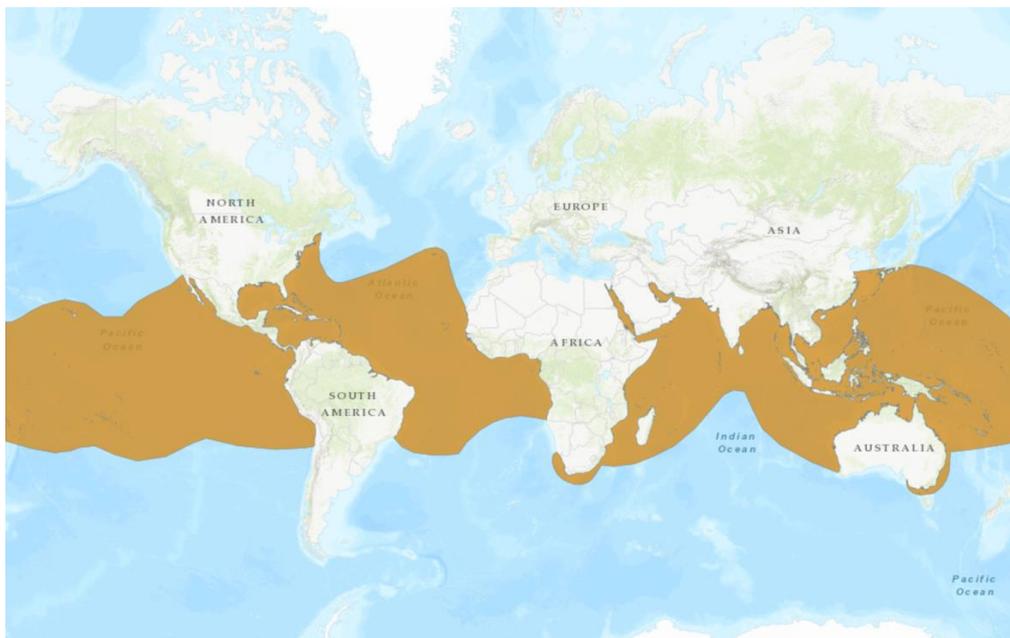


Figura 1. Mapa del área de distribución del tiburón ballena, *R. typus* (fuente: Lista Roja de la UICN 2024)

R. typus es una especie pantropical, que está presente en las aguas de los océanos Atlántico, Pacífico e Índico (figura 1). La especie se encuentra a menudo entre 30 N y 35 S, pero a veces es avistada ligeramente al norte y al sur de esta zona (FAO, 1999; Colman, 1997, Rowat & Brooks, 2012; Sequeira *et al.*, 2014a). Tera vez se avistan tiburones ballena en aguas con temperaturas superficiales inferiores a 21°C, lo que probablemente sea el factor limitante de su área de distribución (Colman, 1997; Duffy, 2002; Afonso *et al.*, 2014; Tomita *et al.*, 2014).

Los tiburones ballena son especies altamente migratorias, que se cree que migran de forma relativamente predecible (Rowat & Brooks, 2012). Aunque la mayoría de los avistamientos de tiburones ballena son de animales solitarios (Rowat & Brooks, 2012), se sabe que los tiburones ballena se

encuentran en grandes cantidades, hasta 500 o más, en varios lugares de todo el mundo: el Golfo Árabe y el Golfo de Omán, el arrecife Ningaloo en Australia occidental, Quintana Roo en México, la provincia de Inhambane en Mozambique, Filipinas, Mahé, Seychelles, y las Galápagos son actualmente conocidos por la presencia de grandes agregaciones de tiburones ballena (Robinson *et al.*, 2016; Meekan *et al.*, 2006; de la Parra Venegas *et al.*, 2011; Ramírez-Macías *et al.*, 2012b; Schleimer *et al.*, 2015; Rowat *et al.*, 2009, 2011; Brooks *et al.*, 2010; Acuña-Marrero *et al.*, 2014).

3.2 Hábitat

Los tiburones ballena están presentes tanto en hábitats costeros como oceánicos (Rowat & Brooks, 2012).

Los avistamientos oceánicos están fuertemente correlacionados con la temperatura en los océanos Índico y Atlántico (Sequeira *et al.*, 2014b), y la mayoría se producen entre 26,5° y 30°C en el océano Índico (Sequeira *et al.*, 2012). La profundidad fue un predictor importante en los océanos Atlántico y Pacífico, pero no fue significativa en el océano Índico (Sequeira *et al.*, 2014b). Se han registrado inmersiones de tiburones ballena hasta profundidades de 1 928 m, pero pasan la mayor parte del tiempo por encima de los 200 m (Rowat & Gore, 2007; Wilson *et al.*, 2006; Tyminsky *et al.*, 2015). En el Golfo de México, los tiburones ballena residen principalmente a lo largo del borde de la plataforma continental en verano, desplazándose hacia el sur durante los meses de invierno (Hoffmayer *et al.*, 2005, 2021; Burks *et al.*, 2006).

3.3 Características biológicas

Los datos sobre el ciclo vital y las características biológicas del tiburón ballena son limitados, especialmente en lo que respecta a la biología reproductiva. Aunque se estima que la duración de la generación es de 25 años (Pierce & Norman, 2016), se sabe tan poco sobre la reproducción del tiburón ballena, los períodos de gestación y la frecuencia de reproducción que hay que tomar precauciones al analizar la productividad de la especie. Sin embargo, el examen más reciente de la reproducción del tiburón ballena concluyó que el lento crecimiento de la especie, su madurez tardía (~25 años) y su longevidad (probablemente >40 años) la hacen muy vulnerable a la sobrepesca y al rápido agotamiento de la población (Pierce *et al.*, 2022; figura 2). Las estimaciones medias de la tasa máxima de aumento intrínseco de la población (r_{max}) oscilaban entre 0,083 y 0,122 por año, lo que la sitúa entre las más bajas de todas las especies de tiburones o rayas (Pierce *et al.*, 2022).

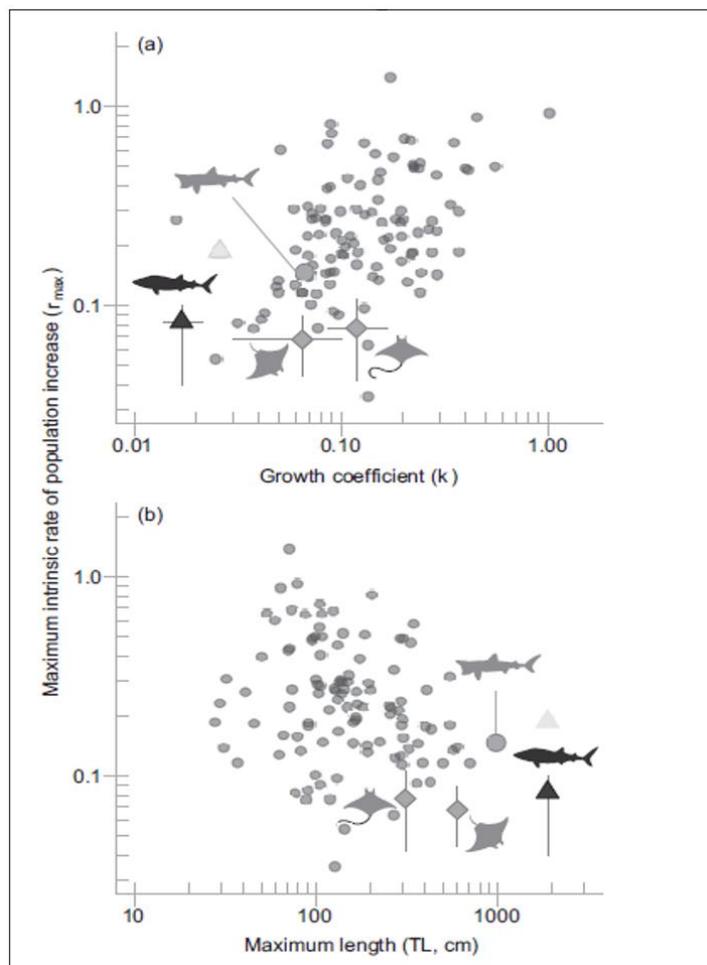


Figura 2. Productividad del tiburón ballena, marcada con el triángulo oscuro (Pierce *et al.*, 2022)

Las crías de tiburón ballena nacen con una longitud de aproximadamente 50 a 60 cm, pero los avistamientos de individuos de menos de 3 m son extremadamente raros. El gran tamaño de los tiburones ballena implica un crecimiento muy lento y una larga vida (Speakman, 2005). Cuando se realizaron estudios al respecto, se encontró que los tiburones ballena machos tenían coeficientes de crecimiento de $K = 0,088 \text{ año}^{-1}$ y $K = 0,035 \text{ año}^{-1}$ en el caso de las hembras (Meekan *et al.*, 2020).

Es una especie vivípara aplacentaria, y solo se ha documentado oficialmente una única hembra preñada. El número de crías documentadas de esta única iteración es el más alto de cualquier especie de tiburón, con 304 (Joung *et al.*, 1996; Schmidt *et al.*, 2010). Sin embargo, su tamaño muy pequeño y su presencia en un hábitat oceánico abierto donde los depredadores son comunes indican que probablemente experimentan una supervivencia temprana extremadamente baja. Lo más probable es que su elevada fecundidad, junto con un rápido crecimiento temprano, sea una estrategia para compensar la elevada mortalidad juvenil temprana (*sensu* Branstetter, 1991).

Se desconoce la frecuencia de reproducción.

3.4 Características morfológicas

El tiburón ballena es el pez más grande del océano y tiene una morfología muy definida. Los tiburones ballena tienen una cabeza ancha y plana con un cuerpo fusiforme moderadamente robusto con tres crestas longitudinales prominentes en sus flancos superiores, que se extienden desde cerca de la región branquial hasta el pedúnculo caudal (Norman, 2002). También tienen una boca extremadamente ancha que se extiende casi de ojo a ojo (Ebert *et al.*, 2013). Su color va del gris azulado al marrón grisáceo, y presentan un patrón de líneas y manchas amarillas o blancas en las superficies dorsal y lateral que puede describirse mejor como “damero” (Ebert *et al.*, 2013).

Por su tamaño, forma y patrones, los tiburones ballena son inconfundibles con otras especies de tiburones. Las aletas de tiburón ballena, los troncos, la carne con piel y las branquias son fáciles de identificar visualmente. La carne es también distintiva, pues tiene una textura esponjosa suave única y los myomeres (fibras del músculo) son de tamaño excesivamente grande.

3.5 Función de la especie en su ecosistema

Los tiburones ballena son filtradores que se alimentan principalmente de crustáceos planctónicos, corales y desove de peces, así como de pequeños bancos de peces (Rowat & Brooks, 2012; Ebert *et al.*, 2013). Los tiburones ballena consumen grandes cantidades de biomasa (Motta *et al.*, 2010; Rohner *et al.*, 2015; Tyminski *et al.*, 2015). En México, los investigadores estimaron que pueden comer hasta 142,5 kg de huevos de atún al día, lo que equivale a unas 43 000 Kcal (Tyminski *et al.*, 2015). El consumo masivo de biomasa a esta escala puede repercutir en la dinámica trófica (Estes *et al.*, 2016), especialmente si forma parte de una agregación masiva.

La diferenciación de tamaño entre machos y hembras de tiburón ballena también podría afectar sus hábitos alimentarios. En el Golfo de California, se encontraron tiburones juveniles, compuestos en un 60 % por machos, que se alimentaban en aguas menos profundas, mientras que los tiburones de mayor tamaño, compuestos en un 84 % por hembras, se alimentaban en aguas oceánicas de bancos de camarones eufásidos (Ketchum *et al.*, 2012).

Los movimientos verticales mencionados anteriormente, desde la superficie hasta al menos 1 928 m de profundidad (Tyminski *et al.*, 2015), y las migraciones de amplio alcance sugieren que los tiburones ballena también podrían servir como importantes vectores de transporte de energía, carbono y nutrientes entre los ecosistemas oceánicos (Estes *et al.*, 2016). Varios estudios realizados en Mozambique (Rohner *et al.*, 2013) y Australia occidental (Marcus *et al.*, 2016) indican que el zooplancton de aguas profundas es una presa importante para los tiburones ballena. Al bucear en busca de esas presas, los tiburones ballena probablemente desempeñan un papel en la oposición al flujo descendente de carbono hacia el océano profundo, al tiempo que transfieren energía y materiales (incluidos nutrientes limitantes clave, como el nitrógeno) de la zona mesopelágica a la zona eufótica. Como resultado, en zonas con recursos limitados, se fomenta el crecimiento del fitoplancton, perpetuando los niveles tróficos ascendentes para crear un sistema de retroalimentación positiva y mejorar la biodiversidad (Estes *et al.*, 2016).

Aunque se ha informado de pocas caídas de tiburones ballena (Higgs *et al.*, 2014), se puede suponer con seguridad que los cadáveres de tiburones ballena se hunden en el fondo marino tras su muerte y sus efectos en el ecosistema son similares a los de las caídas de ballenas. Debido a su gran tamaño y contenido de nutrientes, proporcionan alimento y hábitat para los organismos de aguas profundas durante décadas y podrían ser parte integral de la dinámica de las comunidades de aguas profundas (Estes *et al.*, 2016). Con esta función, como a través de la defecación, los tiburones ballena también ayudan probablemente a secuestrar carbono atmosférico en el océano profundo (Mariani *et al.*, 2020).

4. Estado y tendencias

4.1 Tendencias del hábitat

Habida cuenta de que los hábitats del tiburón ballena son tanto costeros como pelágicos, el deterioro general de la salud de los océanos debería ser motivo de preocupación cuando se habla de cualquier especie marina. Es probable que el cambio climático y el calentamiento de los océanos afecten la distribución del tiburón ballena, así como a sus presas, sobre todo porque se ha relacionado con la temperatura en varias cuencas oceánicas (véase la sección 3). Su dependencia del coral y del desove de peces como principal fuente de alimento también puede verse afectada por el aumento de la temperatura del mar, el cambio climático y el aumento de los episodios de blanqueamiento de los corales en toda su área de distribución.

La actividad humana, como el aumento del turismo en los lugares de concentración de tiburones ballena, así como el uso de dispositivos de agregación de peces en los que los tiburones ballena pueden enredarse, son amenazas adicionales en toda su área de distribución. Pacoureau *et al.* (2021) constataron que la presión pesquera en alta mar se ha multiplicado por un factor de 18 desde

1970, y tanto si se capturan como especies objetivo o incidentalmente como si no, este aumento de la actividad hace que aumente el riesgo de mortalidad en toda su área de distribución.

Estas amenazas al hábitat cumplen el criterio C ii) (superficie y calidad del hábitat) para la inclusión expuesto en el Apéndice I del documento 9.24 (Rev. CoP17).

4.2 Tamaño de la población

Aunque no se han realizado evaluaciones completas de las poblaciones, los tiburones ballena son identificables individualmente por sus características manchas (Taylor, 1994; Arzoumanian *et al.*, 2005). Se puede consultar en línea una base de datos mundial de avistamientos de tiburones ballena, que incluye fotografías enviadas tanto por investigadores como por el público, en *Wildbook for whale sharks* (www.whaleshark.org).

En enero de 2021, había 12 355 tiburones individuales en esta base de datos, identificados a partir de imágenes enviadas entre 1964 y 2020, con un 90 % de individuos identificados en los últimos 15 años. Sin embargo, este número no es representativo de las poblaciones de tiburón ballena a nivel mundial y solo puede reflejar el tamaño mínimo de la población. Dos estudios han intentado estimar el tamaño efectivo genético mundial de la población: Castro *et al.* (2007) utilizaron ADN mitocondrial (ADNmt) para estimar el tamaño genético efectivo de la población en 119 000 a 238 000 tiburones y Schmidt *et al.* (2009) estimaron el tamaño genético efectivo de la población en aproximadamente 103 572, basándose en análisis por microsatélites. El tamaño efectivo genético de la población no es equivalente al tamaño total de la población y también puede reflejar una población histórica en lugar de la actual.

4.3 Estructura de la población

Los análisis de ADN mitocondrial y por microsatélite indican que las poblaciones de tiburón ballena del Atlántico y el Indo-Pacífico están funcionalmente separadas (Vignaud *et al.*, 2014). Basándose en los recuentos, las modelizaciones de estimaciones de población y la disponibilidad de hábitats, es probable que aproximadamente el 75 % de la población mundial de tiburón ballena se encuentre en el Indo-Pacífico, y el 25 % en el Atlántico (Pierce & Norman, 2016). Dentro de la cuenca oceánica, la conectividad de las subpoblaciones de tiburón ballena es alta, lo que concuerda con los movimientos de largo alcance de los individuos (Sequeira *et al.*, 2013b; Guzmán *et al.*, 2018).

4.4 Tendencias de la población

Las poblaciones de tiburón ballena no han dejado de disminuir en los últimos 75 años y la UICN considera que la especie está en peligro (Pierce & Norman, 2016). Habida cuenta de que ninguna OROP u otro organismo pesquero ha llevado a cabo una evaluación de las poblaciones de esta especie, las disminuciones de población deben calcularse mediante otros métodos, como estudios normalizados realizados en lugares de ecoturismo, estudios aéreos tripulados y no tripulados, desembarques de pesca e iniciativas de ciencia ciudadana mediante fotoidentificación.

Mientras que diferentes estudios a largo plazo han encontrado reducciones del 30 al 92 % a lo largo de tres generaciones, los análisis más recientes han demostrado que la disminución del tiburón ballena se ha acelerado potencialmente en los últimos años. En el Atlántico, los avistamientos de tiburones ballena han disminuido más del 50 % entre los años 1990 y 2000 (Sequiera *et al.*, 2014), y en el Indo-Pacífico se ha producido un descenso del 79 % en los avistamientos durante un periodo de 7 años (Rohner *et al.*, 2013).

La continua disminución de las poblaciones de tiburón ballena impulsó a las Partes en la CMS a aumentar la protección del tiburón ballena en el marco de su Convención. Incluido por primera vez en el Apéndice II en 1999, se añadió también al Apéndice I en 2017, señalando que la prohibición global de la captura de la especie estaba justificada para evitar continuas reducciones de la población en toda su área de distribución.

Tabla 1. Disminuciones de la población de *R. typus* por zona oceánica que demuestran que se cumple el criterio C descrito en la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP17), anexo 1.

Región/Cuenca oceánica	Disminución de la población	Fuentes
Indo-Pacífico	<p>Disminución del 63 % en 75 años o 3 generaciones</p> <p>Disminución del 58 % de las capturas entre 1997 y 2002</p> <p>Disminución del 79 % de los avistamientos entre 2005 y 2011</p> <p>Descenso del 79 % de los avistamientos en las Seychelles entre 2005 y 2013</p> <p>Descenso del 40 % en la tasa de avistamientos entre 1995 y 2004</p> <p>Disminución del 92 % con respecto a la línea de base</p>	<p>Pierce, S.J. & Norman, B. 2016</p> <p>Chen and Phipps, 2002</p> <p>Rohner <i>et al.</i>, 2013</p> <p>Rohner et al, 2013</p> <p>D. Rowat., com. pers.</p> <p>Mau and Wilson, 2007, Holmberg <i>et al.</i>, 2009 Dearden, 2006</p>
Atlántico	<p>>30 % en 75 años, o 3 generaciones</p> <p>Disminución del 50 % de los avistamientos entre 1990 y 2000</p> <p>Disminución global a gran escala de ~70 % en los avistamientos por unidad de esfuerzo de la flota atunera en África occidental (1980 - 2010)</p>	<p>Pierce, S.J. & Norman, B. 2016</p> <p>Sequiera <i>et al.</i>, 2014</p> <p>Sequeira <i>et al.</i>, 2014</p>

Tendencias de la población en el Indo-Pacífico

En el Indo-Pacífico, se infiere una disminución de la población del 63 % en las últimas tres generaciones, o 75 años (Pierce & Norman, 2016). Esto se dedujo a partir de los índices de abundancia pertinentes de Mozambique, el océano Índico occidental más amplio, Filipinas, Taiwán, provincia de China, Tailandia y el Pacífico occidental y central, y los niveles reales de explotación en China continental, Maldivas, India, Filipinas y Taiwán, provincia de China.

En Taiwán, provincia de China, existió una pesquería comercial de tiburón ballena hasta 2007 (Hsu *et al.*, 2012). La información proporcionada por los pescadores que faenaban en el puerto de Hongchun, en el sur de Taiwán, indicaba que se capturaban entre 50 y 60 tiburones por temporada a mediados de la década de 1980, disminuyendo a menos de 10 por año en 1994 y 1995 (Chen & Phipps, 2002). Aunque no se dispone de tendencias de las capturas definitivas, se produjo una disminución significativa (58 %) de la captura anual estimada en 1997 de 272 tiburones (Chen & Phipps, 2002) a una captura declarada de 113 tiburones durante 15 meses en 2001-2002 (Chen & Phipps, 2002). La disminución de la longitud total media de los tiburones desembarcados es un indicador de cambios demográficos y de sobrepesca de una población (Stevens *et al.*, 1999). Entre 2002 y 2007 se observó una disminución de la longitud total media de los tiburones ballena desembarcados (Hsu *et al.*, 2012). También se observó un descenso del tamaño medio de los tiburones desembarcados en aguas del sur de China, de 8,27 m antes de 2004 a 6,3 m en 2008 a 2011 (Li *et al.*, 2012). Los datos de los observadores a bordo de la flota atunera de pesca con redes

de cerco en el Pacífico occidental y central registraron 1 073 avistamientos de tiburones ballena entre 2003 y 2012, la mayoría en los mares de Bismark y Salomón (Harley *et al.*, 2013). La presencia de tiburones ballena en bancos libres disminuyó aproximadamente un 50 % entre 2003 (1 %) y 2012 (0,5 %), lo que podría representar una caída en la abundancia (Harley *et al.*, 2013), aunque Sequeira *et al.* (2014) modelaron un débil aumento lineal en la probabilidad de ocurrencia entre 2000 y 2010. Sin embargo, el rendimiento del modelo para este último conjunto de datos fue deficiente (Sequeira *et al.*, 2014b).

En la parte septentrional del canal de Mozambique septentrional y en el océano Índico occidental más amplio, se observó un ligero aumento de los avistamientos de tiburón ballena entre 1991 y 2000 basado en datos de barcos atuneros de pesca con redes de cerco, y luego una disminución de 2000 a 2007 (Sequeira *et al.*, 2013a). En términos absolutos, se registraron 600 avistamientos en la década de 1990, disminuyendo a ~200 entre 2000 y 2007 (Sequeira *et al.*, 2014b). El nivel máximo mensual de avistamientos disminuyó alrededor de un 50 % durante el periodo abarcado por el estudio (Sequeira *et al.*, 2014b). En Inhambane, Mozambique, en la parte meridional del canal de Mozambique, los avistamientos disminuyeron un 79 % entre 2005 y 2011 (Rohner *et al.*, 2013). Esta disminución de la tasa de avistamientos ha persistido hasta 2017 (S. Pierce, com. pers.).

Antes de que la especie fuera protegida en las Maldivas en 1995, las capturas de tiburón ballena disminuyeron de aproximadamente 30 cada año en uno de los lugares de pesca importantes hasta principios de la década de 1980 a una captura de 20 o menos tiburones ballena en todo el archipiélago en 1993 (Anderson & Ahmed, 1993). El número de individuos de tiburón ballena identificados mediante fotoidentificación en las Seychelles se mantuvo relativamente constante de 2005 a 2010 (se registraron 148 individuos en 2010), pero cayó a solo 32 en 2011, con un descenso continuo hasta la actualidad. Del mismo modo, los estudios aéreos realizados durante el mismo período registraron un descenso en el número de tiburones avistados por hora de estudio, de 6,0 h⁻¹ en 2010 a 0,9 h⁻¹ en 2011, y siguieron disminuyendo hasta que se interrumpieron los estudios en 2013 (D. Rowat, com. pers.) Una empresa local de alquiler de barcos de buceo registró 253 avistamientos de tiburón ballena en el mar de Andamán, Tailandia, entre 1991 y 2001 (Theberge & Dearden, 2006). Los avistamientos por unidad de esfuerzo mostraron un descenso significativo durante este periodo, con una disminución global de 1,58 tiburones ballena por viaje en 1992-1993 a 0,13 tiburones por viaje en 2000-2001 (Theberge & Dearden, 2006). El número absoluto de avistamientos persistió en un bajo nivel hasta al menos la temporada 2002-2003, aunque no se registraron datos de esfuerzo (Theberge & Dearden, 2006). Es probable que, después de concluida la recopilación de datos para ese estudio, los avistamientos de tiburones hayan aumentado en frecuencia según los informes de los operadores de buceo. Sin embargo, se percibe que los tiburones son más pequeños que los avistados en la década de 1990 (P. Dearden, com. pers.) Bradshaw *et al.* (2008) analizaron los avistamientos turísticos en el arrecife de Ningaloo, Australia, entre 1995 y 2004, corrigiendo el esfuerzo de búsqueda y la fluctuación ambiental, e identificaron un descenso del 40 % en la tasa de avistamientos y un descenso en la longitud media de los tiburones de 1,6 m durante este periodo. Se especuló que los cambios estacionales en el valor máximo de abundancia fuera de los meses de observación también podrían haber contribuido a este descenso observado (Mau & Wilson, 2007; Holmberg *et al.*, 2009). Sin embargo, un estudio genético sobre los tiburones en Ningaloo indicó una disminución de la diversidad genética durante cinco años consecutivos en el caso del ADNmt (2007 a 2012) y dos (2010 a 2012) en el de los microsatélites (Vignaud *et al.*, 2014).

Los tiburones ballena se pescaban intencionadamente en Filipinas antes de su protección en 1998, y las capturas de tiburón ballena por unidad de esfuerzo (es decir, por barco) disminuyeron de 4,44 a 1,7 en Pamilacan y de 10 a 3,8 en Guiwanon entre dos estudios realizados en 1993 y 1997 (Alava *et al.*, 2002).

Tendencias de la población atlántica

La subpoblación atlántica de tiburones ballena comprende aproximadamente el 25 % de la población mundial (Pierce & Norman, 2016). Esta subpoblación fue clasificada como “vulnerable” en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN de 2016, con una disminución inferida de ≥30% en las últimas tres generaciones (75 años). Entre 1980 y 2010 se produjo un descenso de los avistamientos por unidad de esfuerzo frente a las costas de África occidental, con un máximo de avistamientos por unidad de esfuerzo en 1995 y un descenso a partir de entonces (Sequeira *et al.*,

2014b). En términos absolutos, los avistamientos disminuyeron de unos 500 tiburones durante la década de 1990 a unos 150 durante la década de 2000. Los avistamientos en los meses de valores máximos también disminuyeron aproximadamente un 50 % durante este período (Sequeira *et al.*, 2014b). En Gladden Spit en Belice, los avistamientos de tiburón ballena disminuyeron de una media de 4 a 6 tiburones al día entre 1998 y 2001 a menos de 2 al día en 2003 (Graham & Roberts, 2007), y los informes de los guías de buceo indican que el número se ha mantenido bajo hasta 2016 (R. Graham, com. pers.) En las Azores, se produjo un aumento significativo de los avistamientos en 2008 y posteriormente en comparación con el decenio anterior (Afonso *et al.*, 2014). Esto se correlacionó fuertemente con la ubicación de la isoterma de 22°C, lo que indica que esta tendencia creciente de avistamientos se debe a las condiciones ambientales, más que a la salud de la población (Afonso *et al.*, 2014).

4.5 Tendencias geográficas

Véase el punto 4.4.

5. Amenazas

En esta sección se detallan las principales amenazas para los tiburones ballena que se corresponden con múltiples puntos dentro de los criterios de inclusión en el Apéndice I (Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP17), anexo 1, criterio C), a saber: las capturas pesqueras, las capturas incidentales en redes, las colisiones con embarcaciones, la pérdida de hábitat y el cambio climático. Hay otras amenazas afectan a los tiburones ballena a escala local o regional, como la aparición de prácticas turísticas no sostenibles, que varios países se están esforzando por reducir.

En la actualidad, se pesca el tiburón ballena en varios lugares, aunque no es un objetivo frecuente. En el sur de China, la captura comercial de tiburones ballena parecía estar aumentando a principios de la década de 2010 (Li *et al.*, 2012). Aunque los tiburones ballena no son necesariamente objeto de pesca, se capturan y retienen frecuentemente cuando se avistan (Li *et al.*, 2012). En Omán también existe una pesquería oportunista a pequeña escala de tiburón ballena (D. Robinson, com. pers.) Varios estudios de investigación más recientes indican que persiste la pesca de la especie impulsada por el comercio: <https://www.nationalgeographic.com/animals/article/140129-whale-shark-endangered-cites-ocean-animals-conservation>

Se han documentado capturas directas o incidentales de tiburones ballena en muchos de los Estados de su área de distribución, sobre todo en los que las redes de enmalle de malla ancha son de uso común (Rowat & Brooks, 2012). En el Caribe, en las zonas donde las aguas profundas se encuentran muy cerca de la costa, los tiburones ballena pueden ser capturados por la pesca artesanal con redes no reguladas. En Haití, al menos 3 tiburones ballena han sido capturados y matados de esta manera desde 2019, (Haiti Ocean Project, com. pers.). A menudo se asocia el atún con los tiburones ballena, y las pesquerías de atún con redes de cerco frecuentemente utilizan a los tiburones ballena como indicador de la presencia de atún, incluso colocando redes alrededor de los tiburones (Capietto *et al.*, 2014). La mortalidad directa en las pesquerías con red de cerco parece ser generalmente baja, registrándose un 0,91 % (uno de 107) y un 2,56 % (uno de 38) de los tiburones sobre los que informaron observadores en los océanos Atlántico e Índico, respectivamente (Capietto *et al.*, 2014). Sin embargo, las tasas de mortalidad estimadas en la pesquería de cerco del Pacífico centrooccidental fueron más altas: 12 % para 2007 a 2009 y 5 % en 2010. Esto se extrapoló a una mortalidad total de 56 tiburones en 2009 y 19 en 2010 (Harley *et al.*, 2013). Los informes de los observadores de esta región sobre el estado de los tiburones liberados entre 2010 y 2014 fueron generalmente coherentes, con un 50 a un 60% de tiburones cercados liberados vivos, un 5 a un 10% moribundos y un 30 a un 40% en estado desconocido (Clarke, 2015). Suponiendo un mal estado en el caso de la última categoría, las mortalidades potenciales en 2014 oscilan entre un mínimo de 11 y 42, con un número mayor posible dependiendo de la supervivencia a largo plazo de los tiburones liberados vivos (Clarke, 2015). Es probable que los datos disponibles sobre el número de tiburones ballena capturados subestimen la captura total (Clarke, 2015). Por el momento no se ha examinado la supervivencia a largo plazo de los tiburones ballena liberados de las redes. Es probable que las prácticas habituales de liberación, como ser levantado o remolcado por el pedúnculo caudal, causen estrés, lesiones y posiblemente la muerte de los tiburones.

Las rutas marítimas, cuando están situadas cerca de las zonas de alimentación de los tiburones ballena, pueden crear un grave riesgo de colisión con las embarcaciones (Womersley *et al.*, 2024). Los tiburones

ballena se alimentan habitualmente en la superficie (Motta *et al.*, 2010; Gleiss *et al.*, 2013), y es habitual que se registren lesiones por hélices durante los programas de seguimiento (Rowat *et al.*, 2006; Speed *et al.*, 2008; Fox *et al.*, 2013; Harvey-Carroll *et al.*, 2021. Figura 3)

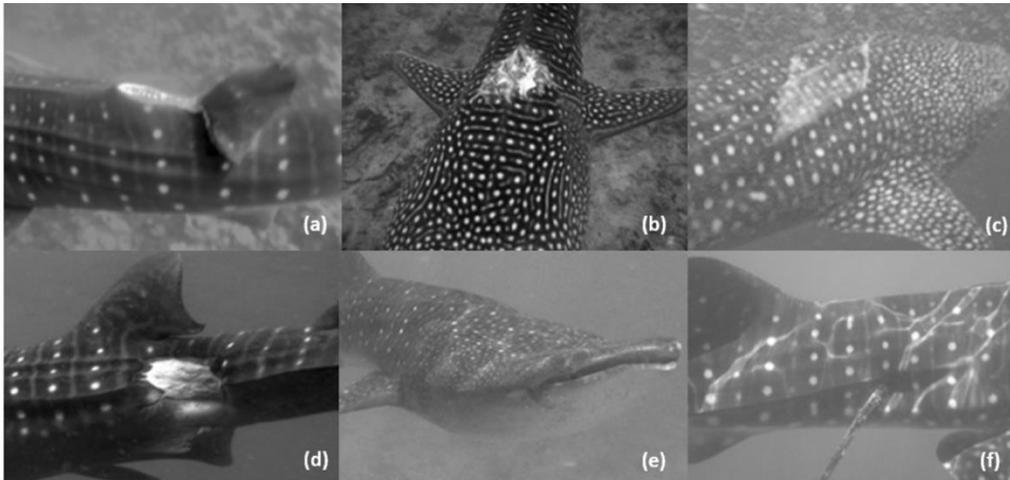


Figura 3. Principales lesiones observadas con frecuencia en tiburones ballena de Maldivas documentadas por Maldives Whale Shark Research (MWSRP): a) amputación, b) laceración, c) abrasión, d) mordeduras, e) traumatismo por contusión, f) empalamiento. No se muestra el enredamiento. Imágenes tomadas por MWSRP.

Aunque rara vez se informa de casos de mortalidad en la literatura científica actual, en el pasado se observaban a menudo en el caso de embarcaciones que se movían más lentamente (Gudger, 1941). Es probable que los barcos grandes y rápidos no registren o informen de los impactos, y como los tiburones ballena normalmente se hunden al morir, es poco probable que se documenten (Speed *et al.*, 2008). Entre las zonas en las que los tiburones ballena parecen estar en riesgo se incluyen los países del arrecife mesoamericano en el Caribe occidental (Graham, 2007; R. de la Parra-Venegas; com. pers.) y los estados del Golfo (D. Robinson com. pers.), donde se ha observado una alta frecuencia de lesiones graves por hélices durante el seguimiento. El turismo inapropiado puede ser una amenaza indirecta para el tiburón ballena en algunas circunstancias (por ejemplo, por interferencias, aglomeraciones o aprovisionamiento). Los episodios de contaminación marina que se producen en los lugares críticos del tiburón ballena, como el vertido de aceite de Deepwater Horizon en el golfo de México en 2010 (Hoffmayer *et al.*, 2005; McKinney *et al.*, 2012), pueden provocar mortalidad o desplazamiento de los hábitats preferidos. Estas amenazas más locales, así como las preocupaciones futuras, como los impactos del cambio climático (Sequiera *et al.*, 2014; Womersley *et al.*, 2024), deben ser objeto de un estrecho seguimiento.

Las crecientes amenazas que afectan a la especie han sido reflejadas en una reciente publicación en la que se documentan los peligros cada vez mayores a los que se enfrentan los tiburones ballena como consecuencia de la desaparición de su hábitat principal debido al cambio climático. En el estudio se señala que el tiburón ballena sufrirá una pérdida del hábitat principal de >50 % en algunas aguas nacionales para 2100, con desplazamientos geográficos de más de 1 000 km (~ 12 km por año⁻¹). Se prevé una mayor idoneidad del hábitat en las zonas al borde de la actual área de distribución, lo que aumentará la presencia conjunta de tiburones y grandes embarcaciones (Womersley *et al.*, 2024). Esta redistribución global de la especie inducida por el clima hace que desaparezca el hábitat principal y aumentará la exposición a fuentes directas de mortalidad por colisiones con embarcaciones, lo que demuestra que el tiburón ballena cumple los criterios de inclusión en el Apéndice I establecidos en el anexo 1, criterio C, punto ii).

A partir de los decomisos de comercio ilegal y la presencia en la RAE de Hong Kong y los mercados chinos (sección 6), los tiburones ballena también están siendo utilizados en el comercio internacional, probablemente a partir de algunas de las fuentes identificadas en esta sección. Sin embargo, dada la falta de registros de comercio y de DENP públicamente disponibles, es probable que este comercio sea ilegal y contribuya a una mayor disminución de la población.

6. Utilización y comercio

6.1. Utilización nacional

Los tiburones ballena son objeto de capturas incidentales a gran y pequeña escala en pesquerías, con cierto comercio nacional e internacional de sus productos. También son una especie importante para las industrias de turismo marino. La única pesquería dirigida al tiburón ballena conocida que ha existido en el océano Atlántico fue la de Santa Cruz, Cuba, donde se capturaban entre 8 y 9 tiburones al año hasta que se prohibió la pesca en 1991 (Graham, 2007).

Aunque no se cree que el tiburón ballena sea objeto de pesca en las costas de China continental, históricamente se ha producido una gran captura incidental en otras pesquerías, estimada en más de 1 000 individuos al año (Li *et al.*, 2012). El tiburón ballena se considera una captura de gran valor en esta pesquería, por lo que es posible que en el futuro sea objeto de pesca activa (Li *et al.*, 2012). Aunque la especie está técnicamente protegida, las capturas no se controlan y la aplicación de la ley es mínima (Li *et al.*, 2012).

En la India, en la pesca tradicional estacional a pequeña escala con arpón se capturaba el tiburón ballena por el aceite de su hígado, que se utilizaba para impermeabilizar las embarcaciones. A mediados de la década de 1990, el esfuerzo pesquero aumentó a lo largo de la costa de Gujarat para satisfacer la demanda de aceite, carne y aletas de países de Europa y Asia suroriental. Desde 1990 hasta 2001, cuando el tiburón ballena pasó a estar legalmente protegido en aguas territoriales, hubo una pesca comercial selectiva en Gujarat. Entre 1889 y 1998, se registraron 1 974 tiburones desembarcados a través de la India. Todavía se producen algunas capturas incidentales tras el cierre de esta pesquería, con 79 desembarques entre 2001 y 2011 (Akhilesh *et al.*, 2013). En marzo de 2023, diez pescadores furtivos de tiburón ballena fueron detenidos frente a la costa de Gujarat por la Guardia Forestal y la Guardia Costera de la India (<https://www.indiatoday.in/india-today-insight/story/why-whale-shark-poaching-off-the-gujarat-coast-has-authorities-worried-2350589-2023-03-23>).

En Omán existe una pequeña pesquería oportunista (D. Robinson, com. pers.) En otros países, como Irán y Pakistán, se han llevado a cabo pesquerías a pequeña escala de tiburones ballena con arpón y enredamiento (Rowat & Brooks, 2012). Se desconocen los desembarques recientes en estas zonas. Los pescadores de las Maldivas solían capturar entre 20 y 30 individuos al año para obtener su aceite, pero informaron que las capturas disminuyeron entre los años ochenta y principios de los noventa (Anderson & Ahmed, 1993), y la pesca se prohibió en 1995.

La información recopilada en Bangladesh durante un programa contemporáneo de ciencia ciudadana de seguimiento de los desembarques de tiburones y rayas entre diciembre de 2016 y diciembre de 2023 indica una retención y un comercio continuados de tiburones ballena capturados accidentalmente. Durante 12 000 visitas a 11 lugares de desembarque, se registraron cinco desembarques de tiburón ballena (E. F. Mansur, com. pers.) Cuatro de estos desembarques se registraron en Cox's Bazar y uno en la isla de San Martín. Basándose en su longitud total de 292 a 513 cm, todos los especímenes desembarcados eran inmaduros. El peso total de los especímenes fue de 3 150 kg y el precio de venta fue de unos 166 800 BDT (1 668 dólares de EE. UU. según el tipo de conversión de 100 BDT), por lo que el precio medio por kg de carne fue de 53 BDT o 0,53 dólares de EE. UU., con las aletas retenidas para la exportación.

En Java (Indonesia), en una popular zona turística llamada Pangandaran, se ha registrado el desembarco y descuartizamiento de tiburones ballena en la playa (<https://www.mdpi.com/2076-2615/13/16/2656>). Se documentaron 38 desembarques de tiburones ballena entre 2019 y 2022 en esta ubicación.

En Sri Lanka, los guardacostas detuvieron a cuatro pescadores que habían pescado ilegalmente un tiburón ballena de 170 kg el 11 de octubre de 2017 (<https://coastguard.gov.lk/news/2017/10/13/201710130909/>). El pez fue descubierto durante una inspección rutinaria de embarcaciones pesqueras en el puerto pesquero de Valachchenai.

Actualmente se han desarrollado industrias turísticas basadas en la observación de tiburones ballena en varios países o lugares, como Arabia Saudita, Australia, Belice, Cuba, Djibouti, Ecuador, Filipinas, Honduras, Indonesia, Maldivas, México, Mozambique, Omán, Panamá, Santa Elena, Seychelles, Tanzania y Tailandia. Su tamaño oscila entre un máximo de 24 turistas a la vez en Cuba (Graham, 2007)

y más de 250 operadores turísticos con licencia en Quintana Roo, México (Ziegler *et al.*, 2012). El gasto directo del turismo centrado en el tiburón ballena en el atolón Ari del Sur en las Maldivas se estimó en 9,4 millones de dólares en 2013 (Cagua *et al.*, 2014), mientras que los pagos solo por las excursiones frente a Quintana Roo en México se estimaron en 7 millones de dólares en 2013 (R. de la Parra Venegas, com. pers.). En Australia occidental, los turistas interesados en el tiburón ballena gastaron unos 4,5 millones de dólares en la región de Ningaloo en 2006 (Catlin & Jones, 2010). El número de turistas se ha duplicado desde entonces, pasando de aproximadamente 10 000 a 20 000 al año, por lo que el gasto también habrá aumentado sustancialmente (B. Norman, com. pers.) Graham (2007) proyectó que, a nivel mundial, el turismo en relación con el tiburón ballena podría tener un valor de más de 42 millones de dólares anuales. Los rápidos aumentos en el número de participantes en excursiones en algunos lugares clave, como en México (R. de la Parra Venegas, com. pers.), Australia (D. Robb, com. pers.) y Filipinas, donde solo en 2015 se vendieron más de 5 millones de dólares de EE. UU. en entradas en Oslob, Cebú (Araujo *et al.*, aceptado), indican que la industria está creciendo constantemente en importancia económica.

6.1.1. Estado de la protección y gestión de la especie

La especie está ahora protegida en gran parte de su área de distribución (véase el párrafo 8), pero el comercio no sostenible e ilegal continúa (véanse los párrafos 6.3 y 6.4).

6.2 Comercio lícito

El tiburón ballena figura actualmente en el Apéndice II de la CITES, lo que significa que, para que pueda ser objeto de comercio, debe demostrarse que su origen es legal y sostenible. Sin embargo, dada su tasa de reproducción desconocida, su tardía edad de maduración y su lento crecimiento, junto con su inclusión en el Apéndice I de la CMS y las protecciones nacionales, la explotación sostenible de esta especie es todo un reto. Esto se refleja en el hecho de que el comercio documentado que figura en la Base de datos sobre el comercio CITES es relativamente bajo (anexo II) en sus 20 años de inclusión, con menos de 55 casos de comercio internacional registrados.

Tras la introducción de códigos de exportación específicos para la carne de tiburón ballena en 2001, se registraron 2 toneladas de exportaciones (a España, valoradas en 1,15 dólares de EE. UU./kg) y ninguna importación durante el año siguiente desde Taiwán, provincia de China (Chen & Phipps, 2002). Entre 2001 y 2008 se capturaron un total de 693 tiburones en Taiwán, provincia de China (Hsu *et al.*, 2012). Los cupos de capturas totales permitidas se redujeron constantemente hasta llegar a cero tiburones entre 2001 y 2007 (Hsu *et al.*, 2012). También se observó un pequeño comercio internacional de tiburón ballena vivo en Taiwán, provincia de China (Chen & Phipps, 2002), y también está presente en China continental (Li *et al.*, 2012). Antes de la protección del tiburón ballena en India (2001) y Filipinas (1998), se exportaba carne de tiburón ballena de ambos países a Taiwán, provincia de China (Chen & Phipps, 2002). Entre 1990 y 1997, se capturaron entre 624 y 627 tiburones ballena en cuatro de los principales lugares de pesca de Filipinas (Alava *et al.*, 2002). También se cree que se exporta ilegalmente carne de tiburón ballena procedente de China continental para abastecer el mercado taiwanés (Chen & Phipps, 2002).

El tiburón ballena también figura en los Apéndices I y II de la CMS, lo que significa que cualquier captura de la especie está prohibida por las 131 Partes miembros de dicha Convención. La Comisión de Pesca para el Pacífico Occidental y Central (WCPFC, 2012), la Comisión del Atún para el Océano Índico (CAOI, 2013) y la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT, 2013, rev. 2019) también prohíben el calado de redes de cerco en bancos de atún asociados a tiburones ballena.

6.3 Partes y derivados en el comercio

Las aletas de tiburón ballena que son objeto de comercio suelen ser fácilmente identificables únicamente por su tamaño, pero sus marcas características ayudan aún más a la identificación de la especie, y la carne suele consumirse localmente, por lo que no entra en el comercio internacional. Lo que sí se comercializa (anexo II) suelen ser especímenes de tiburón ballena, utilizando códigos con fines científicos. Solo se ha documentado una transacción de carne y ninguna de aletas. Sin embargo, la literatura indica que se ha comercializado carne (véase 6.2) y que las aletas de tiburón ballena se siguen encontrando en el comercio internacional de aletas de tiburón, tanto de aletas encontradas en

exposición en puntos de venta al por menor de la RAE de Hong Kong, como de decomisos de comercio no documentado de aletas (véase la sección 6.4).

6.4 Comercio ilícito

En muchos países, los tiburones ballena tienen poco valor como alimento y no hay incentivos para capturarlos o mantenerlos para el consumo local. Sin embargo, los tiburones ballena pueden tener un alto valor en los mercados internacionales, con registros de especímenes enteros vendidos por 14 000 dólares (animal pequeño de 2 toneladas) a 70 000 dólares (animal más grande de 10 toneladas) en Taiwán, provincia de China a finales de la década de 1990 (Chen *et al.*, 1997).

Las grandes aletas de tiburón ballena pueden alcanzar precios elevados y son utilizadas por los vendedores al por menor de marisco seco en Hong Kong, donde permanecen expuestas de forma prominente con cintas rojas para atraer a los clientes y decorar los locales (Chen & Phipps, 2002; Li *et al.*, 2012; Shea, com. pers., 2024) mientras que los orígenes de estas aletas son probablemente ilegales dada la falta de registros en la Base de datos sobre el comercio CITES y el tiempo transcurrido desde la inclusión en el Apéndice II, lo que hace poco probable que se trate de especímenes preconvenidos. Sus branquias también se utilizan en la medicina tradicional china (O'Malley *et al.*, 2017). Sus hígados proporcionan enormes volúmenes de aceite, que puede utilizarse en cosméticos y suplementos para la salud vendidos en América del Norte y la UE. La posibilidad de exportar estos productos y acceder a mercados lucrativos puede incentivar la retención de tiburones ballena capturados incidentalmente o incluso promover la captura selectiva.

Existen pruebas de comercio ilegal de tiburones ballena procedentes de China, Taiwán, provincia de China, RAE de Hong Kong, Singapur, Ecuador, Bangladesh, Indonesia y Venezuela. En una fecha tan cercana, como es 2014, los medios de comunicación informaron ampliamente sobre el extenso comercio ilegal en China tras una investigación de varios años de unos establecimientos de procesamiento de tiburones en Pu Qi, sureste de China (<https://wildliferisk.org/china-whale-sharks/>; resumido en Rowat *et al.*, 2022). La investigación sugirió que en aquel momento se procesaban unos 600 tiburones ballena al año, principalmente por el aceite de su hígado y sus aletas. Los tiburones ballena procedían principalmente de aguas chinas, aunque algunos procedían de Filipinas, Sri Lanka e Indonesia (<https://www.rfa.org/english/news/china/sharks-01282014105933.html>). Entrevistas informales con operadores comerciales revelaron que el aceite de hígado se exportaba a empresas de cosméticos y suplementos para la salud de EE.UU., Italia y Canadá, aunque nunca se había notificado a la CITES ningún comercio de esta naturaleza. Se pensaba que las capturas se estaban produciendo en el mar de la China Meridional, pero también es posible que algunas capturas procedieran de la flota de altura y deberían haber estado sujetas a las disposiciones de introducción procedente del mar (IPM).

En agosto de 2017, el barco palangrero industrial de pabellón chino Fu Yuan Yu Leng 99 fue detenido mientras transitaba ilegalmente por la Reserva Marina de Galápagos, Ecuador. La inspección reveló 7 639 cadáveres de tiburón, incluido un solo tiburón ballena. Los propietarios del barco y la tripulación fueron procesados con éxito en virtud de la legislación ecuatoriana que prohíbe la posesión y el transporte no autorizados de especies protegidas y la entrada en la Reserva Marina de Galápagos sin autorización. Aunque se trata de un caso aislado, este caso pone de manifiesto que es probable que los tiburones ballena sean retenidos en flotas industriales de altura y comercializados ilegalmente cuando estas embarcaciones regresan a su país de origen. El tamaño de las flotas sugiere que esto podría ser un problema importante: Li *et al.*, (2012) informaron de capturas incidentales chinas de ~ 1 000 tiburones ballena al año, principalmente con su flota industrial. Investigaciones más recientes sugieren que el procesamiento de tiburones en Pu Qi se ha reducido (Wu, 2016), pero Rowat *et al.*, (2022) sugirieron que esto puede reflejar una disminución de tiburones ballena en lugar de una falta de actividad y señalaron la reciente aparición de productos de tiburón ballena en los estudios del comercio chino (O'Malley *et al.*; 2017, Steneke *et al.*; 2017). Se han producido numerosos decomisos de aletas de tiburón ballena exportadas ilegalmente desde la inclusión en el Apéndice II de la CITES en 2002; el caso más reciente fue el decomiso por las autoridades de la RAE de Hong Kong de más de 980 kg de aletas de tiburón ballena exportadas desde Singapur en mayo de 2018 (Reuters Staff, 2018). Además, tras una investigación de dos años sobre el comercio ilegal y los delitos contra la vida silvestre, en 2016 se realizó otro decomiso de dos tiburones ballena vivos, destinados al comercio internacional de especies silvestres (<https://www.theguardian.com/environment/gallery/2016/jun/06/rescued-whale-sharks-released-back-into-the-ocean-in-pictures>).

Se ha informado del comercio de aletas de tiburón ballena en Indonesia (White & Cavanaugh, 2007), aunque ningún registro CITES documenta exportaciones desde Indonesia. Los informes de comercio ilegal desde el Atlántico son menos frecuentes que en el Indo-Pacífico, quizá porque esta región está más alejada de los principales mercados de exportación de tiburón ballena. Sin embargo, Sánchez *et al.*, (2020) informaron de 21 capturas de tiburón ballena en Venezuela entre 2014 y 2017 en las que se extrajeron aletas, probablemente para la exportación.

6.5 Efectos reales o potenciales del comercio

Habida cuenta de que actualmente no está documentado que el tiburón ballena sea objeto de comercio en grandes cantidades, el impacto sobre la pesca comercial y local sería probablemente bajo. Sin embargo, el potencial de la protección de los tiburones ballena frente a las capturas oportunistas y el comercio sería significativamente mayor si se concediera a la especie la protección del Apéndice I. Dada la falta general de conocimientos sobre la biología reproductiva de esta especie y las preocupantes disminuciones de la población, incluso los niveles de comercio extremadamente bajos que se están produciendo no deberían continuar, y cualquier comercio ilegal aumenta el riesgo de extinción de la especie.

Una inclusión efectiva en el Apéndice I eliminaría el comercio internacional de esta especie y reduciría así la mortalidad inducida por el hombre debido a la retención de esta especie para el mercado de exportación. La captura selectiva de esta especie cesaría, y la captura incidental conduciría normalmente a la liberación de los tiburones vivos y a la probable supervivencia del animal. La inclusión en el Apéndice I también se ajustaría mejor a las protecciones legales internacionales (Apéndice I y II de la CMS y prohibiciones aplicadas por las OROP) y/o nacionales otorgadas a esta especie que prácticamente todos los Estados del área de distribución están obligados a cumplir (véase la sección 7).

7. Instrumentos jurídicos

7.1 Nacional

El tiburón ballena está protegido esporádicamente en toda su área de distribución, pero sigue habiendo problemas de aplicación. Para más información, véase la sección 8.

7.2 Internacional

Las organizaciones regionales de ordenación pesquera han prohibido en gran medida el calado intencionado de redes de cerco alrededor de los tiburones ballena en toda su área de distribución. La Comisión de Pesca para el Pacífico Occidental y Central (WCPFC), la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) y la Comisión del Atún para el Océano Índico (CAOI) han adoptado estas medidas de gestión. Sin embargo, en el océano Atlántico, la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (CICAA) aún no ha establecido medidas de este tipo para gestionar y prevenir las capturas incidentales de tiburón ballena. Por otra parte, en la zona cubierta por la WCPFC, el 73 % de los tiburones ballena enredados no son avistados antes de que se desplieguen las redes (SPC-OFP, 2012).

La Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS) adoptó la inclusión del tiburón ballena en el Apéndice I en 2017, prohibiendo la captura de la especie a escala mundial. Todas las Partes en la CMS están jurídicamente vinculadas por esta decisión. La inclusión en el Apéndice I de la CITES actuaría como una medida de gestión complementaria, para ayudar en la aplicación de la CMS, ya que la gran mayoría de las Partes en la CITES también son Partes en la CMS.

8. Ordenación de la especie

8.1 Medidas de gestión

Existen medidas de protección a escala nacional o territorial para el tiburón ballena, a través de prohibiciones de la pesca de tiburones o de protección de especies específicas, en Arabia Saudita, archipiélago de Chagos (Reino Unido), Australia, Bahamas, Belice, Camboya, China, Costa Rica,

Djibouti, Ecuador, EE.UU, Egipto, El Salvador, Emiratos Árabes Unidos, Filipinas, Guadalupe, Guatemala, Guyana, Honduras, India, Indonesia, isla Santa Helena (Reino Unido), Islas Cook, Islas Marshall, Kuwait, Malasia, Maldivas, México, Myanmar, Nicaragua, Nueva Caledonia, Nueva Zelanda, Palaos, Panamá, Polinesia Francesa, RAE de Hong Kong, República del Congo (Congo-Brazzaville), República Dominicana, Reunión, Samoa, Samoa Americana, Seychelles, Sudáfrica, Tailandia, Taiwán, provincial de China y Tokelau. En Israel, todos los elasmobranchios están plenamente protegidos en sus aguas territoriales, tanto en el Mediterráneo como en el mar Rojo. Filipinas aprobó una Orden Administrativa de Pesca (FAO 193, Departamento de Agricultura) en 1998 para proteger la especie tras el inicio de las actividades de ecoturismo en Donsol, Sorsogon.

Otros países tienen áreas marinas protegidas donde no se permite la pesca de tiburones, tales como la isla del Coco en el Pacífico de Costa Rica, la isla de Malpelo en el Pacífico de Colombia, las islas Galápagos en Ecuador, el Parque Nacional Banc d'Arguin en Mauritania y las áreas marinas protegidas de Guinea-Bissau.

En Australia, Belice, Ecuador (área de las islas Galápagos), México y la isla de Santa Elena (Reino Unido) existen normativas nacionales para garantizar que los tiburones ballena no sean acosados por el turismo. En Filipinas, existen ordenanzas locales que regulan las actividades turísticas, concretamente en Donsol, Pintuyan y Oslob.

La inclusión en el Apéndice I ayudará a este amplio número de países a reforzar su protección nacional del tiburón ballena al añadir una vigilancia adicional del comercio ilegal de esta especie, a través de la normativa CITES.

8.2 Supervisión de la población

Las poblaciones de tiburón ballena son objeto de un seguimiento poco sistemático y oportunista en toda su área de distribución, desde los observadores de las pesquerías que forman parte de las OROP hasta los avistamientos turísticos, pasando por los grupos locales de observación de tiburones. Sin embargo, los informes no son necesariamente coherentes y la inclusión en el Apéndice I ayudaría a priorizar una supervisión más activa de la población de estas especies.

9. Información sobre especies similares

Las aletas del tiburón ballena, por su gran tamaño y coloración, son fácilmente identificables a simple vista de otras especies de tiburones. La carne es también distintiva, pues tiene una textura esponjosa suave única y los myomeres son de gran tamaño. La carne y las aletas de los tiburones ballena muy pequeños podrían ser similares a las de otras especies. Sin embargo, ya existen pruebas rápidas de ADN en puerto y entrenamientos para distinguir visualmente entre las aletas de tiburón ballena pequeño y las de otras especies que pueden ayudar a los gobiernos en la aplicación de la inclusión en el Apéndice II, por lo que la inclusión de la especie en el Apéndice I no requeriría el desarrollo de nuevas herramientas.

10. Consultas

Véase el Anexo 1.

11. Observaciones complementarias

Las siguientes secciones y anexos no se traducen.

12. Referencias

Aca, E.Q. and Schmidt, J.V. 2011. Revised size limit for viability in the wild: Neonatal and young of the year whale sharks identified in the Philippines. *Asia Life Sciences* 20: 361-367

Acuña-Marrero, D., Jiménez, J., Smith, F., Doherty, P.F., Jr., Hearn, A., Green, J.R., Parades-Jarrin, J. and

Salinas-de-Leon, P. 2014. Whale shark (*Rhincodon typus*) seasonal presence, residence time and habitat use at Darwin Island, Galapagos Marine Reserve. *PLoS ONE* 9: e102060. Web link. Afonso, P., McGinty, N. and Machete, M. 2014. Dynamics of whale shark occurrence at their fringe oceanic habitat. *PloS ONE* 9: e102060

Afonso, P., McGinty, N. and Machete, M. 2014. Dynamics of whale shark occurrence at their fringe oceanic habitat. *PloS ONE* 9: e102060.

Akhilesh, K.V., Shanis, C.P.R., White, W.T., Manjebrayakath, H., Bineesh, K.K., Ganga, U., Abdussamad, E.M., Gopalakrishnan, A. and Pillai, N.G.K. 2012. Landings of whale sharks *Rhincodon typus* Smith, 1828 in Indian waters since protection in 2001 through the Indian Wildlife (Protection) Act, 1972. *Environmental Biology of Fishes* 96: 713-722.

Alava, M.N.R., Dolumbaló, E.R.Z., Yaptinchay, A.A. and Trono, R.B. 2002. Fishery and trade of whale sharks and manta rays in the Bohol Sea, Philippines. Pp. 132-148. In: S.L. Fowler, T.M. Reed and F.A. Dipper (eds), *Elasmobranch Biodiversity, Conservation and Management: Proceedings of the International Seminar and Workshop*. Sabah, Malaysia, July 1997. Occasional paper of the IUCN Species Survival Commission No. 25.

Anderson, R.C. and Ahmed, H. 1993. *The shark fisheries in the Maldives*. FAO, Rome, and Ministry of Fisheries, Male, Maldives.

Arzoumanian, Z., Holmberg, J. and Norman, B. 2005. An astronomical pattern-matching algorithm for computer-aided identification of whale sharks *Rhincodon typus*. *Journal of Applied Ecology* 42: 999- 1011.

Bonaccorso E, Ordóñez-Garza N, Pazmiño DA, Hearn A, Páez-Rosas D, Cruz S, Muñoz-Pérez JP,

Espinoza E, Suárez J, Muñoz-Rosado LD, Vizuete A (2021) International fisheries threaten globally endangered sharks in the Eastern Tropical Pacific Ocean: the case of the Fu Yuan Yu Leng 999 vessel seized within the Galápagos Marine Reserve. *Scientific Reports* 11(1):14959.

Borrell, A., Aguilar, A., Gazo, M., Kumarran, R.P. and Cardona, L. 2011. Stable isotope profiles in whale shark (*Rhincodon typus*) suggest segregation and dissimilarities in the diet depending on sex and size. *Environmental Biology of Fishes* 92: 559-567.

Bradshaw, C.J., Fitzpatrick, B.M., Steinberg, C.C., Brook, B.W. and Meekan, M.G. 2008. Decline in whale shark size and abundance at Ningaloo Reef over the past decade: the world's largest fish is getting smaller. *Biological Conservation* 141: 1894-1905.

Branstetter, S., 1991. Shark life history: one reason sharks are vulnerable to overfishing. *Discovering Sharks*. American Littoral Society, special publication, 14, pp. 29-34.

Brooks, K., Rowat, D., Pierce, S.J., Jouannet, D. and Vely, M. 2010. Seeing spots: photo-identification as a regional tool for whale shark identification. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science* 2: 185-194

Burks, C. M., Driggers, W. B. I. I. I., and Mullin, K. D. 2006. Abundance and distribution of whale sharks (*Rhincodon typus*) in the northern Gulf of Mexico. *Fish. Bull.* 104, 579–584.

Capietto, A., Escalle, L., Chavance, P., Dubroca, L., Delgado de Molina, A., Murua, H., Floch, L., Damiano, A., Rowat, D and Merigot, B. 2014. Mortality of marine megafauna induced by fisheries: Insights from the whale shark, the world's largest fish. *Biological Conservation* 174: 147-151.

Castro, A.L.F., Stewart, B.S., Wilson, S.G., Hueter, R.E., Meekan, M.G., Motta, P.J., Bowen, B.W. and Karl, S.A. 2007. Population genetic structure of Earth's largest fish, the whale shark (*Rhincodon typus*). *Molecular Ecology* 16: 5183-5192.

Chen, C.T., Liu, K.M. and Joung, S.J. 1997. Preliminary report on Taiwan's whale shark fishery. *TRAFFIC Bulletin* 17(1): 53-57.

Chen, V.Y. and Phipps, M.J. 2002. Management and trade of whale sharks in Taiwan. *TRAFFIC East Asia*, Taipei, Taiwan.

Clarke, S. 2015. Understanding and mitigating impacts to whale sharks in purse seine fisheries of the Western and Central Pacific Ocean. Western and Central Pacific Fisheries Commission, WCPFCSC11-2015/EB-WP-03 Rev. 1. Pohnpei, Federated States of Micronesia.

Colman, J. 1997. A review of the biology and ecology of the whale shark. *Journal of Fish Biology* 51: 1219-1234.

de la Parra Venegas, R., Hueter, R., González Cano, J., Tyminski, J., Gregorio Remolina, J., Maslanka, M. 2011. An unprecedented aggregation of whale sharks, *Rhincodon typus*, in Mexican coastal waters of the Caribbean Sea. *PLoS One* 6:e18994. doi: 10.1371/journal.pone.0018994

Duffy, C.A.J. 2002. Distribution, seasonality, lengths, and feeding behaviour of whale sharks (*Rhincodon typus*) observed in New Zealand waters. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 36: 565-570.

Ebert, D.A., Fowler, S., and Compagno, L. 2013. *Sharks of the World*. Wild Nature Press.

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.

FAO. 1999. *Rhincodon typus* Smith 1928. Website:
www.fao.org/waicent/faoinfo/fishery/sidp/htmls/sharks/rh_ty_ht.htm

Fischer J., Erikstein K., D'Offay B., Barone M. and S. Guggisberg. 2012 : Review of the implementation of the International Plan of Action for the conservation and management of sharks. Rep. No. C1076. FAO.2012; 125.

Fox, S., Foisy, I., De La Parra Venegas, R., Galván Pastoriza, B.E., Graham, R.T., Hoffmayer, E.R., Holmberg, J. and Pierce, S.J. 2013. Population structure and residency of whale sharks *Rhincodon typus* at Utila, Bay Islands, Honduras. *Journal of Fish Biology* 83: 574-587.

Gaines, J. 2016. A criminal organization kidnapped two whale sharks. This international team freed them. Upworthy. <https://www.upworthy.com/a-criminal-organization-kidnapped-2-whale-sharks-this-international-team-freed-them>.

Gifford, A., Compagno, L.J.V. and Levine, M. 2001. Aerial surveys of whale sharks (*Rhincodon typus*) off the east coast of southern Africa from 1993 to 1998. Report to the Shark Research Institute, Princeton.

Gleiss, A.C., Wright, S., Liebsch, N., Wilson, R.P. and Norman, B. 2013. Contrasting diel patterns in vertical movement and locomotor activity of whale sharks at Ningaloo Reef. *Marine Biology* 160: 2981-2992.

Graham, R.T. 2007. Whale sharks of the Western Caribbean: an overview of current research and conservation efforts and future needs for effective management of the species. *Gulf and Caribbean Research* 19: 149-159.

Gudger, E.W. 1941. The whale shark unafraid: The greatest of the sharks, *Rhineodon typus*, fears not shark, man nor ship. *The American Naturalist* 75: 550-568

- Guzman, H.M., Gomez, C.G., Hearn, A. *et al.* Longest recorded trans-Pacific migration of a whale shark (*Rhincodon typus*). *Mar Biodivers Rec* 11, 8 (2018). <https://doi.org/10.1186/s41200-018-0143-4>.
- Harley, S., Williams, P. and Rice, J. 2013. Spatial and temporal distribution of whale sharks in the western and central Pacific Ocean based on observer data and other data sources. Western and Central Pacific Fisheries Commission, Pohnpei.
- Harvey-Carroll, J., Stewart, J.D., Carroll, D., Mohamed, B., Shameel, I., Zareer, I.H., Araujo, G. and Rees, R., 2021. The impact of injury on apparent survival of whale sharks (*Rhincodon typus*) in South Ari Atoll Marine Protected Area, Maldives. *Scientific Reports*, 11(1), p.937.
- Hearn, A.R., Green, J., Román, M.H., Acuña-Marrero, D., Espinoza, E. and Klimley, A.P. 2016. Adult female whale sharks make long-distance movements past Darwin Island (Galapagos, Ecuador) in the Eastern Tropical Pacific. *Marine Biology* 163: 214.
- Heyman, W., Graham, R., Kjerfve, B., and Johannes, R. E. 2001. Whale sharks *Rhincodon typus* aggregate to feed on fish spawn in Belize. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 251, 275–282. doi: 10.3354/meps215275
- Higgs, N.D., Gates, A.R. and Jones, D.O.B. 2014. Fish food in the deep sea: revisiting the role of large food-falls. *PLoS ONE* 9: e96016
- Hoffmayer, E.R., Franks, J.S. and Shelley, J.P. 2005. Recent observations of the whale shark (*Rhincodon typus*) in the northcentral Gulf of Mexico. *Gulf and Caribbean Research* 17: 117-120
- Hoffmayer ER, McKinney JA, Franks JS, Hendon JM, Driggers WB III, Falterman BJ, Galuardi B and Byrne ME (2021) Seasonal Occurrence, Horizontal Movements, and Habitat Use Patterns of Whale Sharks (*Rhincodon typus*) in the Gulf of Mexico. *Front. Mar. Sci.* 7:598515. doi: 10.3389/fmars.2020.598515
- Holmberg, J., Norman, B. and Arzoumanian, Z. 2009. Estimating population size, structure, and residency time for whale sharks *Rhincodon typus* through collaborative photo-identification. *Endangered Species Research* 7: 39-53
- Hsu, H.H., Joung, S.J. and Liu, K. 2012. Fisheries, management and conservation of the whale shark *Rhincodon typus* in Taiwan. *Journal of Fish Biology* 80: 1595-1607
- Hsu, H.H., Joung, S.J., Hueter, R.E. and Liu, K.M. 2014. Age and growth of the whale shark (*Rhincodon typus*) in the north-western Pacific. *Marine and Freshwater Research* 65: 1145-115
- Hueter, R.E., Tyminski, J.P. and de la Parra, R. 2013. Horizontal movements, migration patterns, and population structure of whale sharks in the Gulf of Mexico and northwestern Caribbean Sea. *PLoS ONE* 8: e71883
- Joung, S.J., Chen, C.T., Clark, E., Uchida, S. and Huang, W.Y.P. 1996. The whale shark, *Rhincodon typus*, is a livebearer: 300 embryos found in one 'megamamma' supreme. *Environmental Biology of Fishes* 46: 219-223
- Kennish, M. (1994). Pollution in Estuaries and Coastal Marine Waters. *Journal of Coastal Research*, 27-49. Retrieved March 3, 2021, from <http://www.jstor.org/stable/2573558>
- Ketchum, J.T., Galván-Magaña, F. and Klimley, A.P. 2012. Segregation and foraging ecology of whale sharks, *Rhincodon typus*, in the southwestern Gulf of California. *Environmental Biology of Fishes* 96: 779-795.
- Li, W., Wang, Y. and Norman, B. 2012. A preliminary survey of whale shark *Rhincodon typus* catch and trade in China: an emerging crisis. *Journal of Fish Biology* 80: 1608-1618

Marcus, L., Virtue, P., Pethybridge, H.R., Meekan, M.G., Thums, M. and Nichols, P.D. 2016. Intraspecific variability in diet and implied foraging ranges of whale sharks at Ningaloo Reef, Western Australia, from signature fatty acid analysis. *Marine Ecology Progress Series* 554: 115-128.

Mariani G, Cheung WW, Lyet A, Sala E, Mayorga J, Velez L, Gaines SD, Dejean T, Troussellier M, Mouillot D (2020) Let more big fish sink: Fisheries prevent blue carbon sequestration—half in unprofitable areas. *Science Advances* 28, 6(44): eabb4848.

McKinney, J., Hoffmayer, E., Wu, W., Fulford, R. and Hendon, J. 2012. Feeding habitat of the whale shark *Rhincodon typus* in the northern Gulf of Mexico determined using species distribution modelling. *Marine Ecology Progress Series* 458: 199-211.

Meekan, M.G., Bradshaw, C.J.A., Press, M., Mclean, C., Richards, A., Quasnicka, S. and Taylor, J.G. 2006. Population size and structure of whale sharks *Rhincodon typus* at Ningaloo Reef, Western Australia. *Marine Ecology Progress Series* 319: 275-285.

Meekan MG, Taylor BM, Lester E, Ferreira LC, Sequeira AMM, Dove ADM, Birt MJ, Aspinall A, Brooks K and Thums M 2020 Asymptotic Growth of Whale Sharks Suggests Sex-Specific Life-History Strategies. *Front. Mar. Sci.* 7:575683. doi: 10.3389/fmars.2020.57568

Motta, P.J., Maslanka, M., Hueter, R.E., Davis, R.L., de la Parra, R., Mulvany, S.L., Habegger, M.L., Strother, J.A., Mara, K.R., Gardiner, J.M., Tyminski, J.P. and Zeigler, L.D. 2010. Feeding anatomy, filter-feeding rate, and diet of whale sharks *Rhincodon typus* during surface ram filter feeding off the Yucatan Peninsula, Mexico. *Zoology* 113: 199-212

Norman, B. (Shark Specialist Group). 2000. *Rhincodon typus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2000: e.T19488A8912689.

Norman, B. 2002. Review of Current and Historical Research on the Ecology of Whale Sharks (*Rhincodon typus*), and Applications to Conservation Through Management of the Species. Freemantle: Western Australian Department of Conservation and Land Management.

Norman, B.M. and Stevens, J.D. 2007. Size and maturity status of the whale shark (*Rhincodon typus*) at Ningaloo Reef in Western Australia. *Fisheries Research* 84: 81-86

Pacoureaux N, Rigby CL, Kyne PM, Sherley RB, Winker H, Carlson JK, Fordham S v., Barreto R, Fernando D, Francis MP, *et al.* (2021). Half a century of global decline in oceanic sharks and rays. Half a century of global decline in oceanic sharks and rays. *Nature*, 589(7843), 567–571. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-03173-9>

Perry CT, Clingham E, Webb DH, de la Parra R, Pierce SJ, Beard A, Henry L, Taylor B, Andrews K, Hobbs R, Araujo G and Dove ADM (2020) St. Helena: An Important Reproductive Habitat for Whale Sharks (*Rhincodon typus*) in the Central South Atlantic. *Front. Mar. Sci.* 7:576343. doi: 10.3389/fmars.2020.576343

Perry, C. T., Figueiredo, J., Vaudo, J. J., Hancock, J., Rees, R., and Shivji, M. (2018). Comparing length-measurement methods and estimating growth parameters of free-swimming whale sharks (*Rhincodon typus*) near the South Ari Atoll, Maldives. *Mar. Freshw. Res.* 69, 1487–1495. doi: 10.1071/mf1739

Pierce, S.J. & Norman, B. 2016. *Rhincodon typus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016: e.T19488A2365291. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T19488A2365291.en>

Pierce, S.J., Pardo, S.A., Rohner, C.A., Matsumoto, R., Murakumo, K., Nozu, R., Dove, A.D., Perry, C. and Meekan, M.G., 2021. Whale shark reproduction, growth, and demography. *Whale sharks: Biology, ecology, and conservation*, pp.13-45.

Ramírez-Macías, D., Vázquez-Haikin, A. and Vázquez-Juárez, R. 2012a. Whale shark *Rhincodon typus* populations along the west coast of the Gulf of California and implications for management. *Endangered Species Research* 18: 115-128

Ramírez-Macías, D., Meekan, M., de la Parra-Venegas, R., Remolina-Suárez, F., Trigo-Mendoza, M. and Vázquez-Juárez, R. 2012b. Patterns in composition, abundance and scarring of whale sharks *Rhincodon typus* near Holbox Island, Mexico. *Journal of Fish Biology* 80: 1401-1416

Reuters Staff. 2018. Endangered whale shark fins found in Singapore Airlines shipment to Hong Kong. <https://www.reuters.com/article/us-hongkong-environment/endangered-whale-shark-fins-found-in-singapore-airlines-shipment-to-hk-idUSKCN1IV08H>

Reynolds, S.D., Norman, B.M., Franklin, C.E., Bach, S.S., Comezzi, F.G., Diamant, S., Jaidah, M.Y., Pierce, S.J., Richardson, A.J., Robinson, D.P. and Rohner, C.A. 2022. Regional variation in anthropogenic threats to Indian Ocean whale sharks. *Global Ecology and Conservation*, 33, p.e01961.

Robinson, D.P., Jaidah, M.Y., Bach, S., Lee, K., Jabado, R.W., Rohner, R.A., March, A., Caprodossi, S., Henderson, A.C., Mair, J.M., Ormond, R. and Pierce, S.J. 2016. Population structure, abundance and movement of whale sharks in the Arabian Gulf and Gulf of Oman. *PLoS ONE*.

Robinson, D.P., Jaidah, M.Y., Bach, S., Rohner, R.A., Jabado, R.W., Ormond, R. and Pierce, S.J. 2017. Some like it hot: repeat migration and residency of whale sharks within an extreme natural environment. *PLoS ONE*

Rohner, C. A., Richardson, A. J., Jaine, F. R. A., Bennett, M. B., Weeks, S. J., Cliff, G., *et al.* 2018. Satellite tagging highlights the importance of productive Mozambican coastal waters to the ecology and conservation of whale sharks. *Peer J*. 6:e4161. doi: 10.7717/peerj.4161

Rohner, C.A., Richardson, A.J., Prebble, C.E.M., Marshall, A.D., Bennett, M.B., Weeks, S.J., Cliff, G., Wintner, S.P. and Pierce, S.J. 2015. Laser photogrammetry improves size and demographic estimates for whale sharks. *PeerJ* 3: e886.

Rohner, C.A., Pierce, S.J., Marshall, A.D., Weeks, S.J., Bennett, M.B. and Richardson, A.J. 2013. Trends in sightings and environmental influences on a coastal aggregation of manta rays and whale sharks. *Marine Ecology Progress Series* 482: 153-168

Rowat, D. and Gore, M. 2007. Regional scale horizontal and local scale vertical movements of whale sharks in the Indian Ocean off Seychelles. *Fisheries Research*. 84. 32-40. 10.1016/j.fishres.2006.11.009.

Rowat, D. and Brooks, K.S. 2012. A review of the biology, fisheries and conservation of the whale shark *Rhincodon typus*. *Journal of Fish Biology* 80: 1019-1056.

Rowat, D., Brooks, K., March, A., McCarten, C., Jouannet, D., Riley, L., Jeffreys, G., Perri, M., Vely, M. and Pardigon, B. 2011. Long-term membership of whale sharks (*Rhincodon typus*) in coastal aggregations in Seychelles and Djibouti. *Marine and Freshwater Research* 62: 621-627.

Rowat, D., Meekan, M.G., Engelhardt, U., Pardigon, B. and Vely, M. 2006. Aggregations of juvenile whale sharks (*Rhincodon typus*) in the Gulf of Tadjoura, Djibouti. *Environmental Biology of Fishes* 80: 465-472

Rowat, D., Womersley, F.C., Norman, B.M. and Pierce, S.J., 2021. Global threats to whale sharks. *Whale Shark Biology, Ecology, and Conservation*, pp.239-265.

Sánchez, L., Briceño, Y., Tavares, R., Ramírez-Macías, D. and Rodríguez, J.P., 2020. Decline of whale shark deaths documented by citizen scientist network along the Venezuelan Caribbean coast. *Oryx*, 54(5), pp.600-601.

Sequeira, A.M.M., Mellin, C., Delean, S., Meekan, M.G. and Bradshaw, C.J. A. 2013a. Spatial and temporal predictions of inter-decadal trends in Indian Ocean whale sharks. *Marine Ecology Progress Series* 478: 185-195.

Sequeira, A.M.M., Mellin, C., Meekan, M.G., Sims, D.W. and Bradshaw, C.J.A. 2013b. Inferred global connectivity of whale shark *Rhincodon typus* populations. *Journal of Fish Biology* 82: 367-389.

- Sequeira, A.M.M., Mellin, C., Fordham, D.A., Meekan, M.G. and Bradshaw, C.J.A. 2014a. Predicting current and future global distributions of whale sharks. *Global Change Biology* 20: 778-789.
- Sequeira, A.M.M., Mellin, C. and Floch, L. 2014b. Inter-ocean asynchrony in whale shark occurrence patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 450: 21-29. DOI: 10.1016/j.jembe.2013.10.019.
- Sequeira, A., Mellin, C., Rowat, D., Meekan, M.G. and Bradshaw, C.J.A. 2012. Ocean-scale prediction of whale shark distribution. *Diversity and Distributions* 18: 504-51
- Schleimer, A., Araujo, G., Penketh, L., Heath, A., McCoy, E., Labaja, J., Lucey, A. and Ponzo, A. 2015. Learning from a provisioning site: code of conduct compliance and behaviour of whale sharks in Oslob, Cebu, Philippines. *PeerJ* 3: e1452
- Schmidt, J.V., Chen, C.C., Sheikh, S.I., Meekan, M.G., Norman, B.M. and Joung, S.J. 2010. Paternity analysis in a litter of whale shark embryos. *Endangered Species Research* 12: 117-124
- Speakman, J. R. (2005). Body size, energy metabolism and lifespan. *J. Exp. Biol.* 208, 1717–1730. doi: 10.1242/jeb.01556
- Speed, C.W., Meekan, M.G., Rowat, D., Pierce, S.J., Marshall, A.D. and Bradshaw, C.J.A. 2008. Scarring patterns and relative mortality rates of Indian Ocean whale sharks. *Journal of Fish Biology* 72: 1488-1503
- Taylor, J.G. 1994. *Whale sharks, the giants of Ningaloo Reef*. Harper Collins, Australia.
- Theberge, M.M. and Dearden, P. 2006. Detecting a decline in whale shark *Rhincodon typus* sightings in the Andaman Sea, Thailand, using ecotourist operator-collected data. *Oryx* 40: 337-342.
- Tomita, T., Kawai, T., Matsubara, H. and Kobayashi, M. 2014. Northernmost record of a whale shark *Rhincodon typus* from the Sea of Okhotsk. *Journal of Fish Biology* 84: 243-246.
- Tyminski, J.P., de la Parra-Venegas, R., González Cano, J. and Hueter, R.E. 2015. Vertical movements and behavior of whale sharks as revealed by pop-up satellite tags in the eastern Gulf of Mexico. *PLoS ONE* 10: e0142156.
- Vignaud, T.M., Maynard, J.A., Leblois, R., Meekan, M.G., Vázquez-Juárez, R., Ramírez-Macías, D., Pierce, S.J., Rowat, D., Berumen, M.L., Beeravolu, C., Baksay, S. and Planes, S. 2014. Genetic structure of populations of whale sharks among ocean basins and evidence for their historic rise and recent decline. *Molecular Ecology* 23: 2590-2601
- White, E.R., Myers, M.C., Flemming, J.M. and Baum, J.K. 2015. Shifting elasmobranch community assemblage at Cocos Island—an isolated marine protected area. *Conservation Biology*, 29: 1186- 1197
- Wilson, S.G., Taylor, J.G. and Pearce, A.F. 2001. The seasonal aggregation of whale sharks at Ningaloo Reef, Western Australia: currents, migrations and the El Niño/Southern Oscillation. *Environmental Biology of Fishes* 61: 1-1
- Wilson, S. G., Polovina, J. J., and Stewart, B. S. 2006. Movement of whale sharks (*Rhincodon typus*) tagged at Ningaloo Reef, Western Australia. *Mar. Biol.* 128, 1157–1166. doi: 10.1007/s00227-005-0153-8
- Womersley, F.C., Rohner, C.A., Abrantes, K., Afonso, P., Arunrugstichai, S., Bach, S.S., Bar, S., Barash, A., Barnes, P., Barnett, A. and Boldrocchi, G., 2024. Identifying priority sites for whale shark ship collision management globally. *Science of The Total Environment*, 934, p.172776.
- Womersley, F.C., Sousa, L.L., Humphries, N.E. *et al.* Climate-driven global redistribution of an ocean giant predicts increased threat from shipping. *Nat. Clim. Chang.* (2024). <https://doi.org/10.1038/s41558-024-02129-5>

Ziegler, J., Dearden, P. and Rollins, R. 2012. But are tourists satisfied? Importance-performance analysis of the whale shark tourism industry on Isla Holbox, Mexico. *Tourism Management* 33: 692- 701

Annex I. Range states for *R. typus* – to be completed post range state consultation

CITES Party	Range state?	Support Indicated (Yes/No/Undecided/No objection)	Summary of Information Provided
Angola	Y		
Antigua and Barbuda	Y		
Argentina	Y		
Australia	Y		
Bahamas			
Bahrain			
Bangladesh	Y		
Barbados			
Belize			
Benin	Y		
Brazil	Y		
Brunei			
Cabo Verde	Y		
Cambodia			
Cameroon	Y		
Canada			
Chile	Y		
People's Republic of China			
Colombia			
Comoros			
Congo (Brazzaville)	Y		
Cook Islands	Y		

Costa Rica	Y		
Cuba	Y		
Côte d'Ivoire	Y		
DPR Korea			
Democratic Republic of the Congo	Y		
Djibouti	Y		
Dominica			
Dominican Republic	Y		
Ecuador	Y		
Egypt	Y		
El Salvador			
Equatorial Guinea	Y		
Eritrea	Y		
Fiji	Y		
France	Y		
French Polynesia			
Gabon	Y		
Gambia	Y		
Ghana	Y		
Grenada			
Guatemala			
Guinea	Y		
Guinea-Bissau	Y		
Guyana			
Honduras	Y		
India	Y		

Indonesia			
Iraq	Y		
Iran	Y		
Israel	Y		
Jamaica			
Japan			
Jordan	Y		
Kenya	Y		
Kiribati			
Kuwait			
Liberia	Y		
Madagascar	Y		
Malaysia			
Maldives	Y		
Marshall Islands			
Mauritania	Y		
Mauritius	Y		
Mexico			
Federated States of Micronesia			
Morocco	Y		
Mozambique	Y		
Myanmar			
Namibia			
Netherlands	Y		
New Zealand	Y		
Nicaragua			

Nigeria			
Oman			
Pakistan	Y		
Palau	Y		
Panama	Y		
Papua New Guinea			
Peru	Y		
Philippines	Y		
Portugal	Y		
Qatar			
Republic of Korea			
Saint Kitts and Nevis			
Saint Lucia			
Saint Vincent and the Grenadines			
Samoa	Y		
Saudi Arabia	Y		
Senegal	Y		
Seychelles	Y		
Sierra Leone			
Singapore			
Solomon Islands			
Somalia	Y		
South Africa	Y		
Sudan			
Sri Lanka	Y		
Suriname			

Thailand			
Togo	Y		
Tonga			
Trinidad and Tobago	Y		
United Arab Emirates	Y		
United Kingdom	Y		
Spain	Y		
United Republic of Tanzania	Y		
United States of America			
Uruguay	Y		
Vanuatu			
Venezuela			
Viet Nam			
Yemen	Y		

Annex II. CITES Trade Database summary of *R. typus* from 2000-2020

Yr	App.	Taxon	Import	Export	Origin	Importer reported quantity	Exporter reported quantity	Term	Unit	Purpose	Source
2004	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	MY		6		soup		T	I
2005	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	TW		2		live		Z	W
2006	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	TW		2		live		Z	W
2007	II	<i>Rhincodon typus</i>	MX	PH		23		specimens		S	W
2007	II	<i>Rhincodon typus</i>	MX	ZA		28	28	specimens		S	W
2007	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	TW		2		live		Z	W
2008	II	<i>Rhincodon typus</i>	SC	ZA			1	fins		S	W
2009	II	<i>Rhincodon typus</i>	BE	ZA		0.05		bones	kg	S	W
2009	II	<i>Rhincodon typus</i>	BE	ZA			2	teeth		S	W
2009	II	<i>Rhincodon typus</i>	DE	RU	XX		2	derivatives		Q	O
2009	II	<i>Rhincodon typus</i>	RU	DE	XX		2	skin pieces		Q	O
2009	II	<i>Rhincodon typus</i>	TW	MX			40	specimens		S	W
2009	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	CA	TW	2		bones		S	I
2009	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	ZA			16	specimens		S	W
2010	II	<i>Rhincodon typus</i>	AU	SC			86	specimens		S	W
2010	II	<i>Rhincodon typus</i>	CA	ZA			8	specimens		S	W
2010	II	<i>Rhincodon typus</i>	DE	RU	XX	2		skin pieces		Q	O
2010	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	CN		6		derivatives		P	I
2010	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	PH		4		specimens		S	W
2010	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	ZA		32		bone pieces		S	W
2011	II	<i>Rhincodon typus</i>	FR	MX			115	specimens		S	O
2011	II	<i>Rhincodon typus</i>	FR	MX		115		specimens		S	W
2012	II	<i>Rhincodon typus</i>	CA	PK			1	specimens		S	W

2012	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	CN			3	bodies		Q	W
2012	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	EC			20	specimens		S	W
2012	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	PH		11		specimens		S	W
2012	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	PK			1	specimens		S	W
2013	II	<i>Rhincodon typus</i>	AU	SC			61	specimens		S	W
2013	II	<i>Rhincodon typus</i>	IT	MX			30	specimens		S	W
2013	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	CN		1		specimens		Q	W
2013	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	MX		30	60	specimens		S	W
2015	II	<i>Rhincodon typus</i>	DE	CN			1	specimens		T	W
2015	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	SH		12		specimens		S	W
2016	II	<i>Rhincodon typus</i>	CN	KR	CN		1	bodies		E	W
2016	II	<i>Rhincodon typus</i>	KR	CN		1		bodies		E	W
2016	II	<i>Rhincodon typus</i>	KR	CN			1	specimens		E	W
2016	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	SH		6	6	specimens		S	W
2017	II	<i>Rhincodon typus</i>	AU	MV			2	specimens	kg	S	W
2017	II	<i>Rhincodon typus</i>	CN	KR	CN	1		specimens		E	W
2017	II	<i>Rhincodon typus</i>	GB	MV			500	specimens	g	S	W
2017	II	<i>Rhincodon typus</i>	GB	MV			2	specimens		S	W
2017	II	<i>Rhincodon typus</i>	SA	MV			300	specimens	g	S	W
2017	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	MV		1		specimens		S	W
2017	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	MX		9		meat	kg	T	I
2018	II	<i>Rhincodon typus</i>	AU	ZA			17	specimens		S	W
2018	II	<i>Rhincodon typus</i>	CN	GB	CN		1	skeletons		E	W
2018	II	<i>Rhincodon typus</i>	GB	AU		66		skin pieces		S	W
2018	II	<i>Rhincodon typus</i>	GB	CN			3	specimens		E	W
2018	II	<i>Rhincodon typus</i>	GB	EC		5		specimens		S	W

2018	II	<i>Rhincodon typus</i>	GB	PH		40		specimens		S	W
2018	II	<i>Rhincodon typus</i>	GB	SH			130	specimens		S	W
2019	II	<i>Rhincodon typus</i>	DK	MX		2		specimens		S	W
2019	II	<i>Rhincodon typus</i>	GB	SH		23		specimens		S	W