

Fortaleciendo la implementación de la CITES en América Central y el Caribe

Evaluaciones de especies



Fortaleciendo la implementación de la CITES en América Central y el Caribe: Evaluaciones de especies

Preparado para Wildlife Conservation Society

Publicado en Mayo 2019

Referencia PNUMA-WCMC. 2018. Fortaleciendo la implementación de la CITES en América Central y el Caribe: Evaluaciones de especies. PNUMA-WCMC, Cambridge.

Agradecimientos

Queremos expresar nuestro agradecimiento a los expertos que han proporcionado datos valiosos y opiniones en relación a las especies evaluadas. Este proyecto fue posible gracias al apoyo del Departamento del Interior de los Estados Unidos ("DOI"), el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos ("FWS"), bajo los términos del Premio de Asistencia # FI 7ACOO419 a la Wildlife Conservation Society. El contenido y las opiniones expresadas aquí son las del autor y no reflejan necesariamente la posición o la política del DOI, FWS o WCS y no se debe inferir ningún respaldo oficial.

Copyright Wildlife Conservation Society, 2019

Imagen de portada Brandelet Didier

El Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación de la ONU Medio Ambiente (PNUMA-WCMC) es el centro especialista en evaluación de biodiversidad de ONU Medio Ambiente, la organización ambiental intergubernamental más importante del mundo. El Centro inició su andadura hace más de 40 años, combinando la investigación científica con el asesoramiento de política práctica.

Esta publicación puede ser reproducida con fines educativos o sin fines de lucro sin permiso especial, siempre que se cite la fuente. La reutilización de toda figura o ilustración está sujeta a la autorización de los titulares originales de los derechos. No puede hacerse uso de esta publicación para reventa u otros fines comerciales sin el permiso por escrito de ONU Medio Ambiente. Las solicitudes de permiso, con una declaración del propósito y el alcance de la reproducción, deben ser enviadas al Director, PNUMA-WCMC, 219 Huntingdon Road, Cambridge, CB3 0DL, Reino Unido.

El contenido de este informe no refleja necesariamente las opiniones o políticas de la ONU Medio Ambiente, organizaciones colaboradoras o de los editores. Las designaciones empleadas y la presentación de material en este documento no implican la expresión de ninguna opinión en absoluto por parte de la ONU Medio Ambiente, organizaciones colaboradoras, directores de publicación o editores sobre la condición jurídica de ningún país, territorio, ciudad, área o de sus autoridades, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites, o la designación de su nombre, fronteras o límites. La mención de una entidad comercial o producto en esta publicación no implica la aprobación del mismo por parte de la ONU Medio Ambiente.



**Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación ONU Medio Ambiente
(PNUMA-WCMC)**
219 Huntingdon Road,
Cambridge CB3 0DL, Reino Unido
Tel: +44 1223 277314
www.PNUMA-wcmc.org

La ONU Medio Ambiente
promueve prácticas favorables al
medio ambiente a nivel mundial y
en sus propias actividades.
Apoyamos la impresión en papel
producto de bosques
ambientalmente sostenibles y
fibra reciclada.

Contenido

<i>Introducción</i>	7
<i>Método</i>	7
<i>Dalbergia stevensonii</i>	8
A. Resumen y Recomendaciones.....	8
B. Directrices y retos del DENP en Centroamérica	10
C. Características de la especie.....	12
D. Evaluación por país.....	17
E. Referencias	32
<i>Sphyrna spp.</i>	35
A. Resumen y Recomendaciones.....	35
B. Características de las especies	41
C. Comercio mundial.....	55
D. Evaluación por país.....	72
E. Referencias	94
<i>Strombus gigas</i>	102
A. Resumen y Recomendaciones.....	102
B. Características de la especie	107
C. Evaluación por país	118
D. Referencias.....	148
Anexos	155

Resumen Ejecutivo

En marzo de 2019, el Consejo Nacional de Áreas Protegidas de Guatemala (CONAP), con el apoyo de Wildlife Conservation Society y el PNUMA-WCMC, organizó un taller titulado "Intercambio de experiencias, guías y buenas prácticas en la preparación de dictámenes de extracción no perjudicial para especies CITES". El taller se llevó a cabo del 5 al 7 de marzo de 2019 en la Ciudad de Guatemala, y contó con la participación de representantes de las Autoridades Científicas CITES de Belice, la República Dominicana, El Salvador, Guatemala, Honduras, México y Panamá. El taller tuvo tres objetivos principales:

- (1) Desarrollar la capacidad regional para la producción de dictámenes de extracción no perjudicial (DENP) de la CITES;
- (2) Proporcionar un foro regional para que las Autoridades Científicas de la CITES intercambien información, experiencias y lecciones aprendidas en relación con la aplicación de la CITES, y
- (3) Presentar evaluaciones detalladas, llevadas a cabo por el PNUMA-WCMC, de tres taxones específicos, que se encuentran actualmente en el comercio internacional, que fueron destacados por las Autoridades CITES de la región centroamericana como taxones para los cuales la información adicional les ayudaría con sus dictámenes de extracción no perjudicial (DENP) de la CITES.

Los tres taxones fueron un árbol de palo de rosa, *Dalbergia stevensonii*, y dos taxones marinos: *Strombus gigas* (concha reina), y tres especies del género *Sphyrna* (tiburones martillo). Un borrador del informe en el que se esbozaron aspectos relevantes para los DENPs de cada taxón (por ejemplo, la biología de las especies, su distribución, el estado y tendencias de las poblaciones, amenazas, niveles de comercio y acciones de gestión en los respectivos Estados del área de distribución) fue presentado en el taller con el fin de seguir avanzando en los DENPs de estos taxones.

Este informe presenta las evaluaciones finales realizadas por el PNUMA-WCMC, que incorporan información proporcionada por los Estados del área de distribución, ya sea antes del taller, durante discusiones en el taller, o que fue presentada por los países para su inclusión en el informe poco después del taller. Las recomendaciones para la adopción de nuevas medidas se formulan a nivel nacional cuando ello es posible o, alternativamente, a nivel regional. Algunos Estados del área de distribución señalaron que la falta de recursos financieros podría impedirles aplicar plenamente todas las recomendaciones.

Resumen de la situación de los taxones y recomendaciones clave

Dalbergia stevensonii es un valioso árbol de palisandro y madera de palo de rosa. Está restringido a Belice, Guatemala y México, y la mayoría de la población mundial se encuentra en el Distrito de Toledo de Belice. Las características biológicas de la especie (crecimiento lento, altos niveles de aborto de semillas y especificidad de hábitat) la hacen vulnerable a la sobreexplotación, y está amenazada por la pérdida de hábitat y la tala ilegal. Se han reportado exportaciones recientes de Belice y Guatemala. El comercio es en gran parte de origen silvestre; existen plantaciones en Guatemala, pero la especie crece muy lentamente en monocultivos. En el período 2000-2014, el aumento de la demanda internacional provocó una reducción significativa de las existencias comerciales, especialmente en Belice. En respuesta, Belice impuso una moratoria sobre la tala y la exportación en 2012, que se levantó en 2016 para permitir una cosecha estrictamente controlada. En Guatemala, se llevó a cabo una encuesta de población y abundancia en 2014-2016 y la cosecha sigue las directrices generales del gobierno. Se carece de información publicada sobre el tamaño y las tendencias de la población en México, aunque la situación de la población nacional se evaluó en 2016-2018. La especie no ha sido evaluada por la UICN.

Las concesiones individuales están sujetas a medidas de manejo en Belice (principalmente en bosques comunitarios) y Guatemala, y se recomienda un monitoreo regular para asegurar el cumplimiento de los objetivos de manejo. Los dictámenes de extracción no perjudicial para concesiones individuales podrían compartirse para ayudar a mejorar la capacidad regional de gestión de la especie. En toda la zona de distribución, es posible que se necesiten más esfuerzos de aplicación de la ley para hacer frente al comercio ilegal de esta especie, y en los casos en que las capacidades de los gobiernos se ven sobrecargadas, es posible que se necesiten mecanismos de aplicación dirigidos por comunidades. En las páginas 8-10 se ofrecen recomendaciones específicas para los Estados del área de distribución.

Sphyrna lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena (cornuda común, cornuda gigante, y cornuda cruz) están ampliamente distribuidos en mares cálidos templados y tropicales, y tienen historias de vida costeras y pelágicas complejas, que varían según el sexo y la etapa de desarrollo. Al igual que muchos tiburones grandes, se caracterizan por su lento crecimiento, baja fecundidad y larga vida; factores que se combinan para hacer que las tres especies sean altamente vulnerables a la sobreexplotación. Se considera que la pesca es la principal amenaza para las tres especies, que actualmente están clasificadas como En Peligro (*S. lewini* y *S. mokarran*) o Vulnerable (*S. zygaena*) por la UICN.

En América Central y el Caribe, la mayoría de los tiburones son capturados directa o indirectamente por las pesquerías artesanales locales a pequeña escala. Muchas de estas pesquerías operan en zonas de cría y capturan principalmente juveniles. Aunque se destinan principalmente a su carne, las exportaciones de *Sphyrna* spp. de América Central consisten principalmente en aletas, siendo Hong Kong (Región Administrativa Especial de China) el principal importador. La gestión de las pesquerías de tiburones supone un reto, tanto por los complejos patrones migratorios de muchas de las especies implicadas como por la falta histórica de datos específicos para cada especie. Recientemente se han tomado una serie de medidas importantes para abordar estas cuestiones, incluida la coordinación regional de los planes de acción y la aplicación de sistemas armonizados de recogida de datos. También se han logrado avances significativos en el diseño de un proceso sólido para la realización de dictámenes de extracción no perjudicial, con una serie de directrices ahora disponibles para las Partes que deseen exportar productos de tiburón. No obstante, siguen existiendo problemas importantes, entre ellos la ausencia de evaluaciones regionales de las poblaciones, la aplicación desigual de medidas de protección como las temporadas de veda y los requisitos de talla mínima, y los problemas relacionados con las elevadas tasas de mortalidad en los buques de las tres especies. Se proponen mejoras en términos de recopilación de datos (datos de captura específicos de cada especie, captura por unidad de esfuerzo y factores de conversión), así como una gestión reforzada, incluidos programas de seguimiento que abarquen las flotas industriales y artesanales, una mayor capacidad para la identificación de especies, la participación en el MdE de la CMS sobre tiburones, evaluaciones de las poblaciones que utilizan análisis de productividad y susceptibilidad, prohibiciones y aplicación. En las páginas 35-41 se ofrecen recomendaciones detalladas para los Estados del área de distribución de la región centroamericana.

Strombus gigas (concha reina) se encuentra ampliamente en el Mar Caribe y el Golfo de México. La especie es naturalmente vulnerable a la recolección debido a su lento crecimiento, maduración tardía y agregación en aguas poco profundas para desovar. Las poblaciones han disminuido en toda la zona de distribución de la especie como resultado de la sobrepesca y la recolección ilegal. Los principales exportadores de América Central son Belice, Honduras y Nicaragua. Estos países han hecho progresos hacia la implementación del Plan Regional de Manejo y Conservación de la Concha de la Reina, que delinea múltiples medidas de manejo.

Se recomienda que los países publiquen los resultados de sus evaluaciones de stock y las metodologías utilizadas para calcular las cuotas para mejorar la transparencia y la capacidad regional de manejo de *S. gigas*. En algunos casos, es necesario adoptar medidas de gestión (por ejemplo, restricciones de captura o planes para la recuperación de la especie). También se necesitan esfuerzos adicionales de colaboración para coordinar los problemas de aplicación en toda la región. Las recomendaciones específicas se encuentran en las páginas 102-107.

En general, las Autoridades CITES presentes en el taller de marzo de 2019 en la Ciudad de Guatemala mostraron un fuerte espíritu de colaboración, y el intercambio de experiencias, incluyendo desafíos y éxitos, ayudará a enfocar los esfuerzos para mejorar los dictámenes de extracción no perjudicial para estos taxones en la región centroamericana.

Introducción

Este informe aporta profundos exámenes de tres taxa seleccionados por las Autoridades CITES de la región de América Central para los cuales se indicó que la información adicional les ayudaría en el logro de sus dictámenes de extracción no perjudicial (DENP) de la CITES. El proceso DENP es una evaluación científica clave para determinar si los niveles de comercio de las especies incluidas en los listados de CITES son sostenibles. Los DENP se exigen en virtud de los Artículos III y IV de la Convención CITES, que establecen que las Partes sólo exportarán especímenes incluidos en el Apéndice II (o especímenes del Apéndice I para fines no comerciales) cuando la Autoridad Científica CITES del Estado de exportación haya concluido que esa exportación no será perjudicial para la supervivencia de la especie en cuestión.

No existe un enfoque de “talla única” para los DENP, y los diferentes taxa tienen características individuales que presentan diversos desafíos para realizar estas evaluaciones. La realización de los DENP en entornos con insuficiente información puede ser todo un reto, especialmente en situaciones donde las tendencias de la población no están bien caracterizadas, donde las especies tienen historias de vida complejas o se trata de especies altamente migratorias que se desplazan bajo la jurisdicción de varias Partes.

Este informe contribuye a un proyecto más amplio ejecutado por la Wildlife Conservation Society (WCS) que tiene como objetivo fortalecer la aplicación de la CITES en América Central y el Caribe. La WCS contactó a las Autoridades Científicas CITES de los nueve países de la región (México, Guatemala, Belice, El Salvador, Honduras, Nicaragua, Costa Rica, Panamá y República Dominicana), solicitando sugerencias sobre los taxa de las listas CITES prioritarios para su revisión y así contribuir a la solidez científica de sus DENP. En base a las respuestas de los países, y por estar presentes en la región y ser sujeto de comercio internacional, se seleccionaron tres taxa para un examen más profundo: *Dalbergia stevensonii* (Rosul), el género *Sphyrna* spp. (Tiburones martillo) y *Strombus gigas* (Botuto o Concha reina).

Método

Cada examen de taxón proporciona la siguiente información: características biológicas, distribución, estado y tendencias de la población, amenazas, comercio (incluyendo datos sobre el comercio CITES y evidencia de comercio ilegal) y acciones de gestión dentro de los respectivos Estados del área de distribución. Todos ellos son aspectos pertinentes para la formulación de dictámenes de extracción no perjudicial. El PNUMA-WCMC consultó con los países de la región para obtener información específica y, cuando hubo respuestas, éstas se incluyeron en los exámenes. No siempre se pudo disponer de la información de gestión (como planes de gestión, etc.).

Los datos comerciales de la CITES se proporcionan por lapsos de 10 años, ya sea 2007-2016, o 2008-2017, en el que se dispone de datos de 2017. Los datos se descargaron el 09/10/2018 y el 27/01/2019. Las tablas de comercio incluyen el comercio directo (excluyendo los datos de reexportación) y los volúmenes de comercio indicado tanto por los exportadores como los importadores. Se consultaron los recientes informes bienales presentados a la CITES por los nueve países de referencia en busca de información sobre confiscaciones/incautaciones significativas.

Las recomendaciones para la adopción de nuevas medidas se formulan para cada país cuando ello es posible, o de no ser así, a escala regional. En el contexto de la adopción de nuevas medidas, también se consideran las directrices existentes para la elaboración de los DENP de la concha reina, los tiburones y la madera.

Dalbergia stevensonii



A. Resumen y Recomendaciones

	Resumen de características de la especie: Biológicamente vulnerable a la sobreexplotación (crecimiento lento, pocas semillas germinan con éxito) con distribución limitada a una eco región particular.	RECOMENDACIONES
BELICE	Se encuentra en el distrito de Toledo, en las tierras bajas del sureste y en las tierras altas de montaña del noroeste. El tamaño estimado de la población en 2016 fue de 1.3 millones de individuos de ≥ 5 cm de DAP, incluyendo 153 786 individuos de talla comercial (>30 cm de DAP) en tierras bajas. El subsector comercial de la población de tierras bajas se redujo en aproximadamente 50% 2008-2013 debido a la tala descontrolada (en la población de montaña menos accesible, las reducciones fueron insignificantes durante este período). Sin embargo, se ha registrado un gran número de individuos en clases de pequeño tamaño. Las principales amenazas son la pérdida de hábitat y la tala ilegal. Belice señaló una disminución de las exportaciones directas de <i>D. stevensonii</i> de $\sim 91\%$ entre 2013 (517.32 m³) y 2015 (49.31 m³), como resultado de una moratoria de cosecha impuesta para 2012-2016. La moratoria fue seguida de permisos restringidos en 2016-2017. Belice aún no ha presentado los informes anuales CITES para el período 2016-2017, pero los importadores notificaron totales de comercio de 23,7 m³ en 2016 y 18,02 m³ en 2017 procedentes de Belice, mostrando una disminución del comercio directo de aproximadamente 96 por ciento del período 2013-2017. La gestión incluye un número muy restringido de permisos de tala para la tala selectiva de rendimiento sostenido (se informó de tres concesiones), pero no se dispuso de información sobre las concesiones individuales. Se han concedido licencias forestales a largo plazo; tres de ellas se encuentran en comunidades indígenas y sus alrededores. Se informó de la existencia de planes de gestión individuales, con ciclos de corte de 20 a 25 años. No está claro si 20 años es suficiente para permitir la maduración a tamaño comercial entre ciclos, dadas las bajas tasas de crecimiento. Se han establecido criterios clave de sostenibilidad para las cosechas (por ejemplo, árboles de DBH 35f-70 solamente; existencias residuales de 50 árboles/100 ha), y el Departamento Forestal realiza un seguimiento previo y posterior a la cosecha. Las áreas protegidas cubren aprox. 42% del área de distribución de la especie.	DENP: Continuar el diálogo con los grupos a nivel de la comunidad, con seguimiento periódico para comprobar los objetivos de la gestión en cada concesión individual. La evaluación del estado de la especie debería repetirse para evaluar la recuperación de la población a escala nacional. Los dictámenes de extracción no perjudicial para concesiones individuales podrían compartirse para ayudar a mejorar la capacidad regional de ordenación de la especie. APLICACIÓN: Reforzar los controles de observancia en las operaciones forestales para ayudar a combatir la tala ilegal y la fuga de existencias. Cuando el área de distribución de la especie se superpone con tierras comunitarias, debe definirse el uso de subsistencia de la especie por parte de las comunidades locales.



GUATEMALA

Se presenta en lugares dispersos en los Departamentos de Alta Verapaz, El Quiché, Izabal y Petén. Está clasificada como en Peligro en el país, con escasos árboles grandes (>40 cm DAP), lo que indica posibles impactos negativos de la cosecha. Se ha informado que existen algunas plantaciones, pero el crecimiento es lento y la mayoría del comercio es de origen silvestre. El área basal promedio se estimó en 0.1387-0.3153 m² por hectárea en 2016. Las principales amenazas son la explotación, incluida la tala ilegal, los daños causados por insectos y fitopatógenos, la falta de un diámetro mínimo de corte científicamente establecido y la pérdida de hábitat. El comercio directo alcanzó su pico en 2015 con un total de 220.9 m³ de madera aserrada y troncos indicados por Guatemala y 212.67 m³ señalados por los importadores para ese año. Los planes de manejo de la cosecha se basan en inventarios de campo, y la intensidad de corte y el diámetro mínimo de corte se determinan individualmente para cada rodal de bosque basado en las directrices generales proporcionadas por INAB y CONAP. Los ciclos de corte se establecen en un mínimo de 20 años, sin embargo, dada la lenta tasa de crecimiento no está claro si este lapso es suficiente para permitir la maduración a tamaño comercial entre ciclos. La especie se encuentra en múltiples áreas protegidas. El cumplimiento incluye patrullas gubernamentales y comunitarias y un nuevo laboratorio forense para la identificación de la madera.

DENP: Deben establecerse directrices exhaustivas y específicas para la especie. Conviene realizar evaluaciones sólidas de la situación de la población (incluyendo tasas de crecimiento) y los efectos de las cosechas. Las medidas a desarrollar incluyen un diámetro mínimo de corte con base científica, corte permisible anual, y revisión de si el ciclo de corte es efectivo para esta especie. Debe realizarse un seguimiento periódico para comprobar los objetivos de la gestión. Los dictámenes de extracción no perjudicial para concesiones individuales podrían compartirse para ayudar a mejorar la capacidad regional de ordenación de la especie.

APLICACIÓN: El fortalecimiento de las patrullas y la aplicación de los reglamentos forestales ayudarían a combatir la tala ilegal. Debe incluirse la prohibición de extracción de tocones, ya que esto impide el rebrote de árboles talados.



Presente en el estado de Chiapas. No hay información sobre el tamaño de la población, pero se estimó un rango de 3600 hectáreas. Las principales amenazas son la pérdida de hábitat y la tala ilegal. Prácticamente no hay comercio de la especie en 2013-2017. En 2018 la especie fue clasificada como Amenazada en el país, por ello se requiere el desarrollo de planes de gestión y conservación antes de que pueda autorizarse su explotación. CONABIO (2018) informó que actualmente se están llevando a cabo proyectos para caracterizar los parámetros demográficos y reproductivos de las especies mexicanas de *Dalbergia*, con el objetivo de evaluar su estado de conservación y desarrollar un DENP para algunas especies. Todavía no se dispone de resultados. La especie también se encuentra en la Reserva de Biosfera Montes Azules, sujeta a diferentes niveles de protección.

DENP: Por el momento no se prevé comercio internacional. No obstante, si se reanudara la recolección o el comercio, sería necesario mejorar los conocimientos y la gestión de la especie a nivel nacional para apoyar un DENP. Debe verificarse la ubicación y el alcance de los registros que hay de la especie en México. Debe realizarse un estudio de densidad de población para determinar su estado (incluyendo tasas de crecimiento), con un seguimiento a futuro para evaluar las tendencias demográficas. Acto seguido, se debería elaborar un plan de gestión integral, al igual que una evaluación sólida de los impactos de la cosecha. Las medidas a desarrollar podrían incluir un diámetro mínimo de corte con base científica, un ciclo de corte/obstrucción/rotación y un corte anual admisible específico para la especie. También habría que hacer un seguimiento periódico para comprobar los objetivos de la gestión.

APLICACIÓN: Cuando el área de distribución de la especie se superpone con tierras comunitarias, trabajar con las comunidades para asegurar un manejo y conservación adecuados, y promover actividades para la recuperación exitosa de la especie. Se podrían reforzar las patrullas para ayudar a combatir la tala ilegal.

B. Directrices y retos del DENP en Centroamérica

Los dictámenes de extracción no perjudicial (DENP) específicos para árboles se examinaron por primera vez en profundidad en un Taller de DENP celebrado en México en 2008. A ello le siguió un programa de orientación adicional, incluido el proceso de "nueve pasos" del DENP desarrollado por Wolf *et al.* (2018). El documento guía de los "nueve pasos" proporciona un marco escalonado para determinar si se necesita un DENP preciso, evaluando la preocupación por la conservación y el riesgo biológico en el contexto de la cosecha y el comercio, vigilando los efectos del comercio y la eficacia de las medidas de gestión adoptadas para mitigar los problemas. Los usuarios pueden agregar datos a una hoja de cálculo de MS Excel para participar en la definición de un DENP basado en factores de riesgo bajo/medio o alto. No está claro si esta guía ha sido



utilizada previamente por Belice o Guatemala en el contexto de *Dalbergia stevensonii*, o por otras Partes de la región que exportan especies maderables, pero proporciona un enfoque útil para apoyar a las Autoridades Científicas CITES en la creación de los DENP para la madera. En México se informó que la guía se había utilizado como base en el proceso de evaluación para el desarrollo de DENP para todas las especies maderables, pero se informó que las prácticas actuales han ido más allá del proceso descrito en ella (AC CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). Si se reabriera el comercio de *D. stevensonii* de México, la Autoridad Científica CITES de México señaló que el documento de orientación de "nueve pasos" formaría parte del proceso empleado para el desarrollo de los DENP (AC CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

Los principales retos de los DENP resaltados en este informe incluyen:

- **Cosecha:** Los diámetros mínimos oficiales de tala no se han informado de Guatemala, donde se informa que son determinados caso por caso para cada masa forestal en explotación (INAB y CONAP, 2007). En Belice, Cho (2016) observó un diámetro mínimo de corte "autoimpuesto" de >30 cm DAP, y en los grupos forestales comunitarios se reportaron diámetros de corte mínimos y máximos de 35 cm y 70 cm DAP respectivamente (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). En México, el diámetro mínimo de corte para la especie es de 35 cm DAP (AC CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). La selección y el cumplimiento de los diámetros mínimos oficiales de corte debe tener en cuenta el alto grado de desperdicio inherente a la cosecha de duramen de *D. stevensonii* (CoP 16 Prop. 62), así como la importancia de mantener algunos árboles grandes y de semilla madura para el re poblamiento y la persistencia de la población (Gutiérrez, 2016).

Otros asuntos relevantes identificados:

- **Identificación de la madera:** Todas las especies de *Dalbergia*, incluidas las parecidas a *D. stevensonii*, han sido recientemente incluidas en el Apéndice II de CITES, pero la aplicación de las regulaciones CITES exige la trazabilidad de la madera y la capacidad de su identificación a nivel de especie. Es bien sabido que la madera de *D. stevensonii* es muy similar a la de *D. tucurensis*, otra especie Centroamericana de palo de rosa (Wiemann y Ruffinatto, 2012). Ambas especies pueden diferenciarse en función de la densidad de la madera, pero para poder aplicar este factor, las muestras en cuestión deben tener el mismo grado de humedad (Wiemann y Ruffinatto, 2012). El laboratorio forense de Guatemala para identificación de madera recientemente establecido y el manual técnico adjunto ofrecen oportunidades para el intercambio regional de información y el fomento de la capacidad en materia de identificación de madera.
- **Existencias anteriores a la Convención:** Debido al riesgo de fuga de las existencias previas a la Convención de madera de *D. stevensonii* en Belice, la Agencia de Investigación Ambiental (2014) recomienda adoptar un proceso transparente para el inventario de las existencias.
- **Aplicación:** La tala ilegal es una amenaza persistente para *D. stevensonii* en todos los Estados del área de distribución. Allí donde no se pueda fortalecer la capacidad del gobierno para hacer cumplir la ley, deben apoyarse entonces en todo el área de distribución de la especie los mecanismos comunitarios de cumplimiento, como el Instituto Indígena de Manejo Sarstoon Temash para la colaboración transfronteriza (SATIIM, 2016).

Otras iniciativas de apoyo a los DENP para especies maderables:

El programa OIMT-CITES sobre las especies arbóreas, una colaboración entre la Organización Internacional de Maderas Tropicales (OIMT) y la Secretaría de la CITES, tiene como objetivo garantizar que el comercio internacional de las especies de madera listadas por la CITES sea compatible con su conservación y gestión sostenible¹. En particular, el programa apoya las actividades de fomento de capacidad de los Estados del área de distribución centradas en los DENP, legislación nacional y la observancia para garantizar una aplicación

¹ <https://www.cites.org/eng/prog/itto.php>



efectiva de la CITES en maderas incluidas en el Apéndice II. El programa se inició en 2007 y, de 2014 a 2016 apoyó al Gobierno de Guatemala y sus asociados en la realización de un estudio nacional de población y abundancia de *D. stevensonii* y el establecimiento de un laboratorio forense para la identificación de maderas (OIMT-CITES, 2015; Fundación naturaleza para la Vida, 2016a).

Otro proyecto, el Programa de especies Arbóreas de la CITES (2017-2021), tiene por objeto prestar apoyo financiero a las Partes de CITES para garantizar que su comercio de especies de madera listadas en la CITES sea "sostenible, legal y trazable" (PC24 Doc. 9.2). En septiembre de 2018 se celebró en Argentina un encuentro regional de América Central y América del Sur, sin embargo, aún no se dispone de resultados publicados.

C. Características de la especie

Biología: *Dalbergia stevensonii* es un árbol de madera dura tropical de tamaño mediano, limitado a los bosques de hoja ancha en Belice, Guatemala y México (PC19 Doc. 16.1.3). Por lo general se restringe a bosque húmedo o semi húmedo con suelos ácidos no calcáreos (Cho, 2016). Este tipo de bosque parece ser característico de la ecorregión de bosque húmedo de Petén-Veracruz en América Central (Mendelssohn *et al.*, 2017), que sólo ocurre en Belice, Guatemala y México (Sarkar *et al.*, 2009). La ecorregión se extiende desde el sureste de México (sur de los estados de Veracruz y el Norte de Chiapas) a través del Norte de Guatemala y Belice (Mendelssohn *et al.*, 2017), de modo que parece limitar la distribución mundial de *D. stevensonii* a esta área.

D. stevensonii puede alcanzar una altura de 15 a 30 m y un diámetro de 91 cm, los ejemplares tienen comúnmente troncos estriados que se bifurcan aproximadamente a 6 u 8 m del suelo (Chudnoff, 1984). El denso duramen es de color marrón rosáceo a morado, con marcas irregulares de color negro, rodeado por una capa de 3-5 cm de grosor de albura color amarillo blancuzco (Longwood, 1962).

Los ejemplares de *D. stevensonii* pueden vivir más de 200 años (Cho, 2016). Crecen lentamente (Jenkins *et al.*, 2012), pero experimentan brotes intermitentes de crecimiento más rápido que se supone corresponden a períodos de mayor disponibilidad de recursos (Cho, 2016). Cho (2016) señala que "no se conoce con precisión la edad o el tamaño en el que la especie alcanza la madurez reproductiva", pero indicó que 20 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) es lo que se acepta como tamaño reproductivo mínimo para la silvicultura. Un estudio de tres años de duración de 100 individuos dentro de la Reserva Golden Stream Corridor, Belice, mostró un aumento promedio anual del diámetro de 0.32 cm, y se estimó que un árbol joven promedio de 5 cm de DAP tomaría aproximadamente 115 años para alcanzar un diámetro de 45 cm (Gutiérrez y Dorgay, 2017). Otro estudio, utilizando 30 mediciones del censo de 48 individuos de las tierras bajas de Toledo, Belice, calculó un aumento medio del diámetro de 0,40 cm por año y determinó que el crecimiento del diámetro anual aumentó con la clase de tamaño: el más lento en clases de tamaño <10 cm DAP aumentando rápidamente en clases de tamaño entre 25-40 cm DAP, y el más rápido en individuos de ~40 cm DAP (Cho, 2016). Los autores señalaron que el crecimiento parecía "disminuir dramáticamente" una vez superados los 40 cm de DAP, pero afirmaron que tampoco esto podía confirmarse dada la escasez de estimados en individuos grandes, ya que son "naturalmente muy raros" (Cho, 2016). Gutiérrez y Dorgay (2017) también indicaron que *D. stevensonii* tiene la capacidad de rebrotar de los tocones, aunque señalaron que se necesita más seguimiento para determinar el tiempo de regeneración del duramen.

D. stevensonii es monoico (de Stefano *et al.*, 2016). Aunque el mecanismo de polinización de la especie no está completamente claro, no se piensa que esté atada a una especie polinizadora específica, y puede presentar mecanismos similares a otras especies de árboles de *Dalbergia* de América Central y del Sur (PC19 Doc. 16.1.3). *D. nigra* y *D. retusa* son polinizados por abejas (PC19 Doc. 16.1.3). Las semillas de *D. stevensonii* se dispersan con el viento (de Stefano *et al.*, 2016).

La especie presenta un alto índice de semillas abortadas (Jenkins *et al.*, 2012; Gutiérrez, 2016) y Smith (2016) señaló que, aunque *D. stevensonii* produce flores y semillas en abundancia, muy pocas semillas germinan



exitosamente. Cho (2016) señaló que es probable que las semillas requieran altas cantidades de luz para una germinación exitosa, indicativo de una "estrategia de reclutamiento por pulsación" en la que una especie exhibe largos períodos de bajo reclutamiento intercalado con períodos más cortos de alto reclutamiento provocado por una severa perturbación de la fronda, como la causada por huracanes. Se sugiere que los insectos también pueden afectar negativamente la salud de las semillas de *D. stevensonii* y su reclutamiento (Herrera *et al.*, 2016). Gutiérrez (2016) observó que la proporción de árboles en condiciones reproductivas aumenta con la clase de tamaño, y resaltó la importancia de conservar árboles más grandes para la producción de semillas. Gutiérrez (2016) también sugirió que los cambios en los patrones climáticos de un año a otro podrían influir en el tiempo y el éxito reproductivo de la especie, un problema que probablemente se verá exacerbado por el cambio climático.

Distribución: *D. stevensonii* está restringida a latitudes entre 16 y 17° N (PNUMA-WCMC, 1998). La especie se encuentra en América Central en las regiones de Toledo en Belice, Alta Verapaz, el Quiché, Izabal y Petén en Guatemala, y Chiapas en México (Gill *et al.*, 2013). Aunque también se ha acusado su presencia en Honduras, es probable que esto sea un error producto del uso del nombre común "palo de rosa de Honduras", en referencia a Belice, anteriormente la Honduras británica (Gill *et al.*, 2013). Pinelo (2012 en Gill *et al.*, 2013) aclaró que en Honduras no hay un hábitat adecuado para la especie.

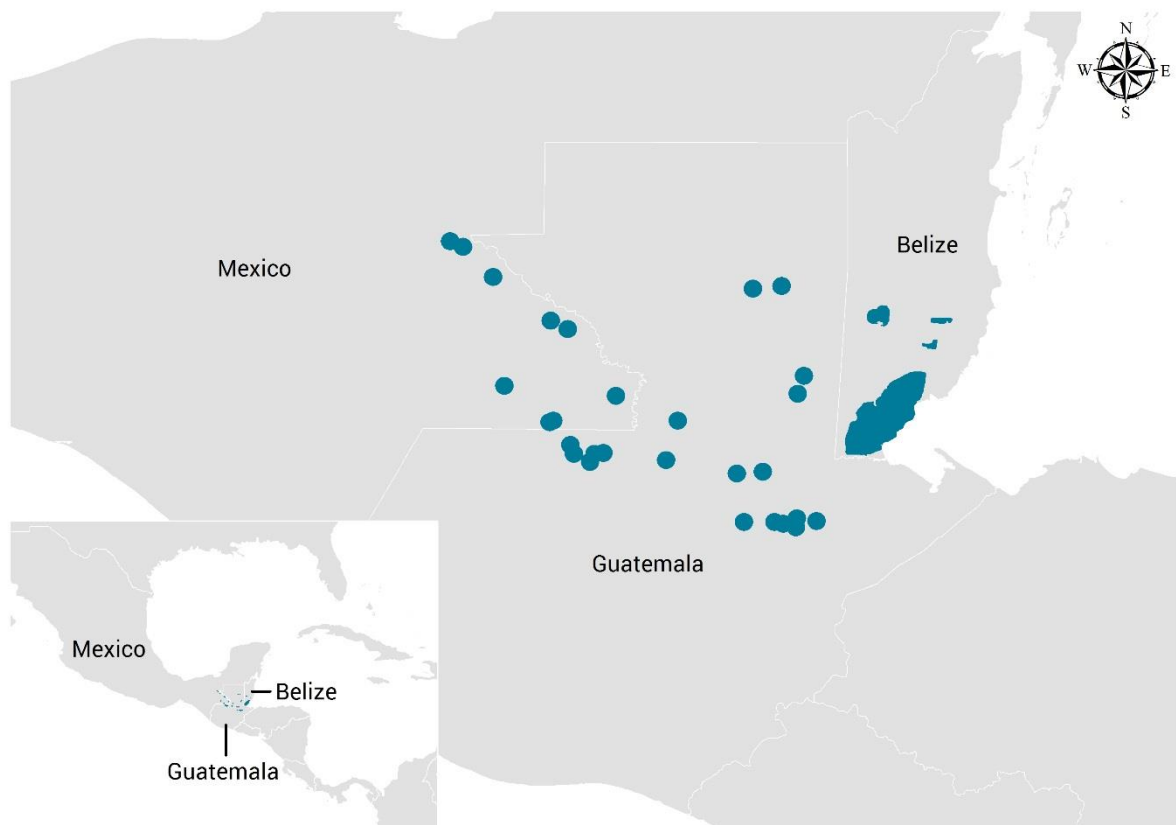


Figura 1: Distribución de *Dalbergia stevensonii*

Fuente: Datos de densidad poblacional de *Dalbergia stevensonii* en Belice digitalizados de Cho (2016); datos de presencia de *D. stevensonii* en Guatemala digitalizados de la Fundación Naturaleza para la Vida (2016b); datos de ocurrencia de *D. stevensonii* en México digitalizados de CONABIO (2015 en de Stefano *et al.*, 2016).

Situación y tendencias de la población: La mayoría de la población mundial de *D. stevensonii* se encuentra en el Distrito de Toledo, al sur de Belice (Gill *et al.*, 2013). Las estimaciones recientes de densidad oscilaron entre ~7 individuos por hectárea (≥ 5 cm de DAP) en Belice (Cho, 2016), y 4.52 individuos por



hectárea (>10 cm de DAP) en Guatemala (OIMT-CITES, 2015). Al momento de redactar este informe no se disponía de estimados de población de la especie en México.

La Lista Roja de la UICN de Especies Amenazadas (UICN, 2019) todavía no ha evaluado *D. stevensonii*, sin embargo, (Vivero *et al.*, 2006) propuso una categoría de Vulnerable en la Lista Roja mundial.

Amenazas: La deforestación y la degradación causada por la expansión agrícola, la ganadería y el crecimiento de la población humana se consideran las principales amenazas para *D. stevensonii* en toda su área de distribución (CoP 16 Prop. 62). Estas presiones se ven agravadas por la especificidad del hábitat y la limitada extensión del hábitat restante en todos los países del área de distribución (CoP 16 Prop. 62).

La especie también se cosecha como un valioso palo de rosa y madera para instrumentos musicales (Jenkins *et al.*, 2012; Agencia de Investigación Ambiental, 2016). Aunque su disponibilidad en el comercio internacional está ahora limitada (Gill *et al.*, 2013), la especie ha sido comercializada, principalmente desde Belice, desde los 1800 (Heinzman *et al.*, 2015). La cosecha para el comercio de muebles decorativos se aceleró durante el período 2000-2014 (Treanor, 2015), lo que redujo significativamente las existencias comerciales (Cho, 2016). Hay noticia de tala ilegal de *D. stevensonii* en Belice (Agencia de Investigación Ambiental, 2014), Guatemala (TRÁFICO, 2018) y México (de Stefano *et al.*, 2016). La demanda permanente de madera *D. stevensonii* ejerce una presión adicional sobre los rodales silvestres restantes (CoP 14 Prop. 32).

La resistencia y recuperación de *D. stevensonii* se ve obstaculizada por las características vitales intrínsecas; la especie crece lentamente y es propensa a altos niveles de semillas abortadas (Jenkins *et al.*, 2012). El desarrollo de frutos y semillas es sensible a daños por insectos y fitopatógenos (Herrera *et al.*, 2016). Además, la fenología estacional de la especie es susceptible a los cambios en el clima y a los fenómenos meteorológicos no estacionales, lo que indica que es probable que el cambio climático tenga un impacto adverso en el reclutamiento (Gutiérrez y Dorgay, 2017).

Panorama general del comercio y la gestión:

Comercio histórico

El valioso duramen de *D. stevensonii* ha sido apreciado en el comercio internacional por su coloración, densidad y cualidades tonales desde los años 1800 (Heinzman *et al.*, 2015). En 2012, Jenkins *et al.* informó que la especie tenía un valor promedio de mercado de 11 004 USD por metro cúbico de madera aserrada y 77 471 USD por metro cúbico de material para instrumentos².

La eliminación de la albura de bajo valor provoca un alto grado de desperdicio o descarte de la madera cortada, y la preferencia por el grano más recto, en particular para la fabricación de xilófonos y marimbas, puede causar descartes de hasta el 80% (CoP 16 Prop. 62). Hasta los momentos, no se han encontrado factores de conversión para la especie.

A menudo la especie se comercializa bajo el nombre común de "Palo de rosa de Honduras", refiriéndose a Belice (anteriormente Honduras Británica), el líder histórico en el comercio internacional de *D. stevensonii* (Wainwright y Zempel, 2018). La demanda de *D. stevensonii* como una especie para muebles hongmu ("madera roja") ha aumentado drásticamente en los últimos años (Treanor, 2015; Agencia de Investigación Ambiental, 2016), lo que ha llevado a la pérdida de aproximadamente el 50 por ciento de las reservas comerciales en Belice entre 2008 y 2012 (Cho, 2016). Varios fabricantes de guitarras recomendaron además el uso de *D. stevensonii* como sustituto de *D. nigra*, después de la inclusión de esta última en el Apéndice I de la CITES (CoP 16 Prop. 62).

² Madera aserrada para la fabricación de instrumentos



Inclusión en la CITES

D. stevensonii se incluyó en el Apéndice II de la CITES el 12 de junio de 2013, la inclusión se aplica a troncos, madera aserrada, láminas de chapa de madera y madera contrachapada. La población de Guatemala ya se había incluido en el Apéndice III el 12 de febrero de 2008. El género *Dalbergia* apareció en el Apéndice II (excepto *Dalbergia* spp. incluido en el apéndice I) el 2 de enero de 2017³. Actualmente no existen cupos publicados en la página web de la CITES, ni suspensiones para la especie.

Ya en la CoP14 de la CITES en 2007, se había propuesto la inclusión de *D. stevensonii* en el Apéndice II. Sin embargo, se retiró la propuesta y se recomendó a los Estados del área de distribución y de importación que aumentaran el intercambio de información sobre el estado de la población, las tendencias y el comercio de la especie (Gill *et al.*, 2013).

Análisis del comercio de *D. stevensonii*, post-inclusión en la lista

Según la Base de Datos de Comercio de la CITES, las exportaciones directas mundiales de *D. stevensonii* para el período 2013-2017 consistieron principalmente en madera aserrada de origen silvestre exportada de Guatemala con fines comerciales (un total de 736.38 m³ notificados por los exportadores y 364.26 m³ notificados por los importadores), así como en troncos y madera exportada de Belice, preconvencción, también con fines comerciales, (un total de 576,9.6 m³ notificados por Belice y 425,87 m³ notificados por los importadores) (Fig. 2). Durante el mismo período, México no notificó ninguna exportación, aunque los Estados Unidos de América (en adelante, los Estados Unidos) notificaron la importación de un espécimen de origen silvestre (sin unidad de medida) procedente de México con fines científicos.

Durante 2013-2017, según los exportadores, la mayoría (93.4%) de las exportaciones directas de *D. stevensonii* de origen silvestre fueron exportadas por Guatemala (736.38 m³ de madera aserrada y 60 m³ de troncos), con un pico de exportación en 2015. El 6.6% restante del comercio directo de origen silvestre, indicado en metros cúbicos, se originó en Belice (56.35 m³ de madera). Sin embargo, Belice señaló la exportación de grandes cantidades de madera preconvenio (617.46 m³ de maderos y madera aserrada, presumiblemente silvestres, ya que Belice no tiene plantaciones *D. stevensonii*). La mayor parte de los maderos preconvencción (76.5%) y toda la madera aserrada preconvencción se exportó en 2013, de ahí en adelante los volúmenes de madera preconvencción disminuyeron abruptamente (Fig. 3). Guatemala y México no comunicaron ninguna exportación preconvencción.

China importó las mayores cantidades de *D. stevensonii* de origen silvestre durante el período 2013-2017, seguida por los Estados Unidos y Alemania, según informaron tanto los exportadores como los importadores.

³ La Anotación #15 de la CoP17 añade: "Se incluyen todas las partes y derivados, excepto: a) Hojas, flores, polen, frutos y semillas; b) Exportaciones No comerciales de un peso total máximo de 10 kg por envío; c) Partes y derivados de *Dalbergia cochinchinensis* que estén cubiertos por la Anotación # 4; d) Partes y derivados de *Dalbergia* spp. originarios y exportados de México, que estén cubiertos por la Anotación # 6"



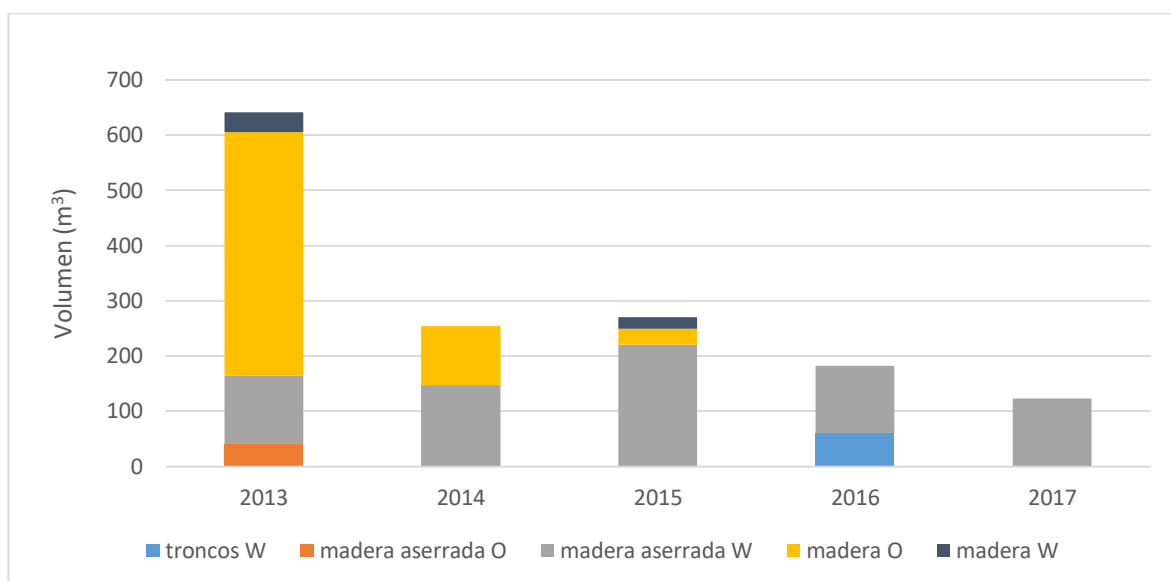


Figura 2: Exportaciones directas de madera de origen silvestre (W) y preconversión (O) de *Dalbergia stevensonii* con fines comerciales procedentes de Belice, Guatemala y México, 2013-2017, según datos de los exportadores. Belice no ha presentado informes anuales para los años 2016-2017, y México no ha presentado informe anual para el año 2017.

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 10/12/2018

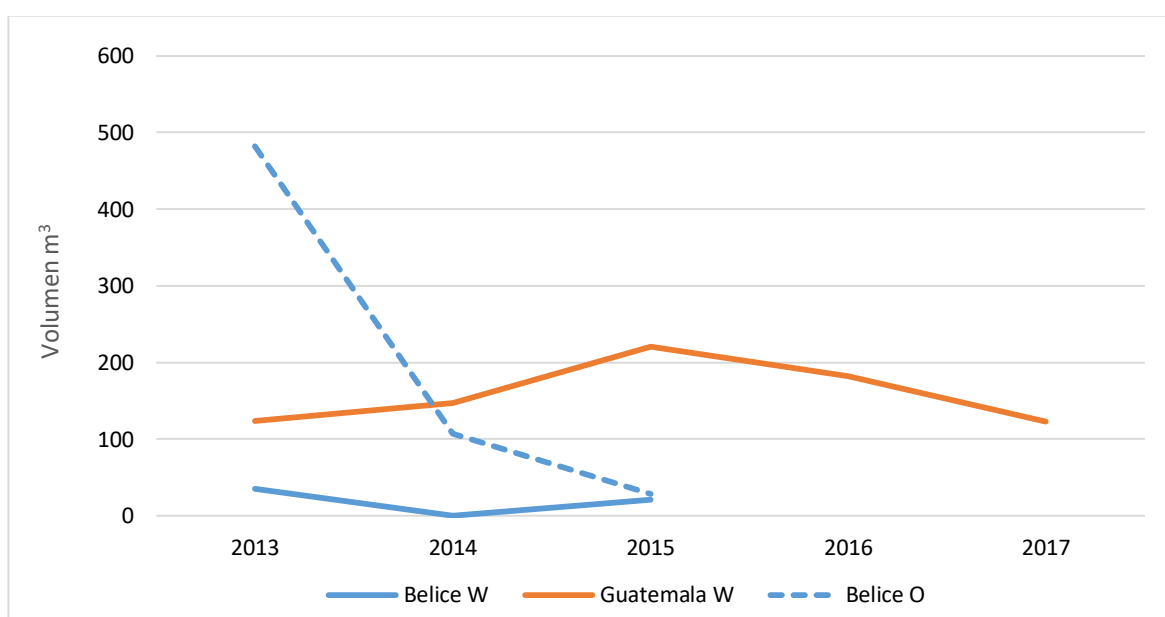


Figura 3: Exportaciones directas de madera de origen silvestre (W) y preconversión (O) *Dalbergia stevensonii* con fines comerciales procedentes de Belice y Guatemala, 2013-2017, según datos de los exportadores. Belice no ha presentado informes anuales correspondientes a los años 2016-2017.

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 10/12/2018



D. Evaluación por país

Belice

Distribución: Se ha sugerido que *D. stevensonii* fue otrora localmente común en todo Belice (Agencia de Investigación Ambiental, 2016), pero a principios del Siglo XX la población parecía estar "limitada a Toledo" (Standley y Record, 1936). La población actual de la especie se concentra en el Distrito de Toledo al sur del país (Gill *et al.*, 2013). El tipo de bosque de hoja ancha preferido por la especie cubre aproximadamente 423 000 hectáreas de Toledo, la mitad situada en los bosques húmedos y semi húmedos de tierra baja en la parte sur oriental de la localidad y la otra mitad en las zonas más secas de montaña al noroeste de la localidad (Cho, 2016). Chudnoff (1984) señaló que la especie se encuentra en "parches bastante grandes a lo largo de los ríos, pero también en zonas interfluviales más secas; sobre todo entre los ríos Sarstoon y Monkey".

Situación y tendencias de la población: Belice es el hogar de 10 especies de *Dalbergia* (según Species+⁴), y tiene la mayor población conocida de *D. stevensonii* en el mundo (Gill *et al.*, 2013). Recientemente, el Departamento Forestal de Belice reconoció la necesidad de un dictamen científico no perjudicial para *D. stevensonii* y, como resultado, de junio 2014 a marzo 2017 se llevó a cabo un proyecto Iniciativa Darwin, co-dirigido por la Universidad de Oxford, el Departamento Forestal de Belice y la Universidad de Belice (Cho, 2015). Como parte de este proyecto, el Departamento Forestal de Belice (Cho, 2016) llevó a cabo un estudio de población exhaustivo para el período 2014-2016, que abarcó 173 766 hectáreas de bosque. La población de la especie dentro del área estudiada se estimó en aproximadamente 1.3 millones de ejemplares de ≥ 5 cm de DAP (aproximadamente siete por hectárea). Dado que el área en cuestión representa aproximadamente la mitad del hábitat estimado disponible para la especie en Toledo, se supone que la población nacional supere los 1,3 millones de ejemplares.

El estudio de 2014-2016 incorporó datos preexistentes de parcelas de muestreo permanentes, planos de inventario forestal realizados en 2008 y 2011-2014, registros históricos de tala en áreas de extracción que datan de 1920, y registros botánicos de áreas protegidas (Cho, 2016). Cho (2016) señala que estos datos se complementaron después con estudios de población de 272 parcelas de muestras (136 hectáreas de bosque) que representaban una intensidad de muestreo del 0.113%; en base a inventarios forestales anteriores en Belice, esta proporción se consideró suficiente para producir una estimación fiable de densidad de población por hectárea. La ubicación de las 272 parcelas de muestreo dentro del rango estimado de la especie priorizó áreas de tierras bajas manejadas de forma sostenible donde la especie es recolectada para la exportación y, secundariamente, áreas donde la especie está sujeta a una tala selectiva no sostenida (Cho, 2016). Las poblaciones de tierras bajas en estas dos categorías de manejo de la tierra se consideraron de mayor prioridad que las poblaciones de montaña equivalentes, ya que el bosque de tierras bajas es más fácilmente accesible y está menos protegido que las áreas de montaña en el Distrito de Toledo (Cho, 2016). Se informó que la población de tierras bajas de Toledo ha sufrido una reducción de aproximadamente el 17.3% "en los últimos años" como resultado de la explotación forestal insostenible e ilegal 2008-2013 (Cho, 2016). Cho (2016) señaló que esta reducción afectaba predominantemente al "subsector comercializable" de la población, que perdió aproximadamente un 50%, pasando de 318 017 individuos (1,8 por hectárea) antes de 2008 a 153 786 individuos (0,9 por hectárea) en 2016. En el mismo período, la pérdida de ejemplares de talla inferior a la comercial (<30 cm DAP) en tierras bajas, se ubicó aproximadamente en un 5.8%, de ~953 161 ejemplares (5,5 por hectárea) a ~ 900 000 (5,2 por hectárea), debido a la tala descontrolada para postes de cercas o madera pequeña exportable (Cho, 2016). A pesar de la sustancial caída en el subsector comercial de la población de tierras bajas de *D. stevensonii*, la cantidad relativamente alta de individuos en las clases de menor talla indicó

⁴ PNUMA 2019. Pagina web de Species + Nairobi, Kenia. Recopilado por PNUMA-WCMC, Cambridge, R.U. Disponible en: www.speciesplus.net. [Consultado el: 29/01/2019].



un alto potencial de reclutamiento, con una estructura general de población en tierras bajas que muestra una típica curva de J invertida en las clases de talla (ver Fig. 4) (Cho, 2016). Se consideró que la población de montaña sólo había sufrido "reducciones insignificantes en el subsector comercializable" durante el período 2008-2013 (Cho, 2016). El Departamento Forestal de Belice (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019) señaló que se encuentran poblaciones saludables en y alrededor de las comunidades indígenas.

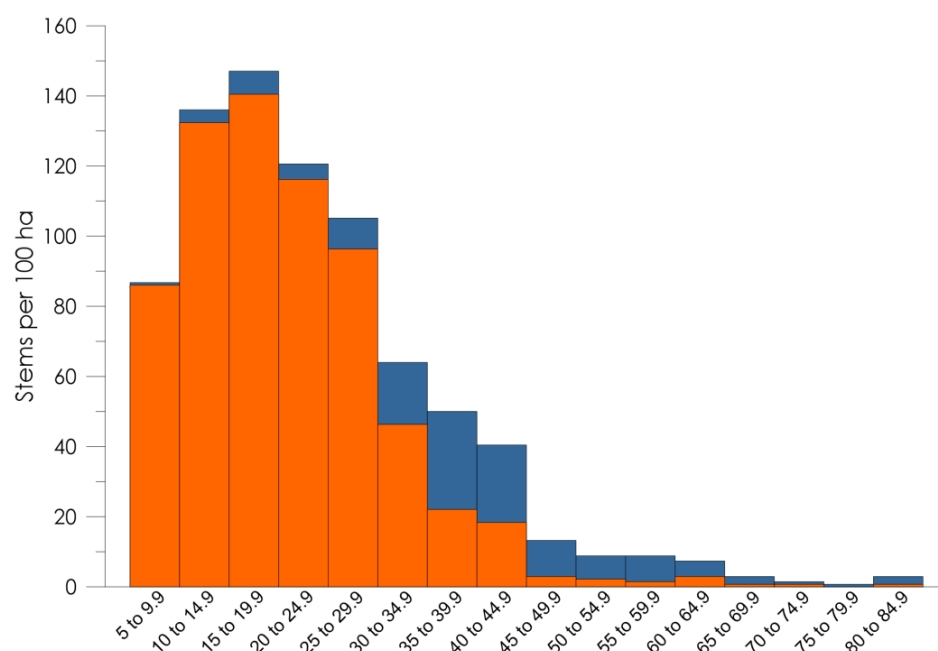


Figura 4: Estructura de la población de tierras bajas de *Dalbergia stevensonii* en un promedio de 100 hectáreas de bosque en Toledo, Belice antes de la tala no controlada alrededor de 2008 (azul), y una vez detenida la tala no controlada en 2013 (naranja).

Fuente: Cho (2016) (permiso pendiente)

Antes del estudio de 2014-2016, la propuesta de Belice para incluir la especie en el Apéndice II de CITES mencionaba un estimado de 2012 (metodología desconocida) que ubicaba a la población comercialmente viable en el Distrito de Toledo en 140 000 m³, lo que parece representar una disminución del 13% desde 2009/2010 (Gill *et al.*, 2013).

Amenazas: En 2011, se indica que la superficie forestal total de Belice era de 1 393 000 ha, de las cuales 599 000 ha son bosques primarios, con una tasa de deforestación del 0,68% en 2005-2010 (Blaser *et al.*, 2011). Se señala que el Distrito de Toledo pierde aproximadamente 2020 hectáreas de bosque anualmente (Agencia de Investigación Ambiental, 2014). La alta tasa de crecimiento de la población humana y la expansión de la red de carreteras en el distrito mejoraron el acceso a las zonas boscosas, quedando así estas sometidas a una mayor presión de los asentamientos y la expansión agrícola (Gill *et al.*, 2013).

Se considera que la principal amenaza para *D. stevensonii* en Belice es la conversión de tierras en zonas del área de distribución de la especie dado que no se gestionan de forma sostenible para la producción de madera ni se protegen (Cho, 2016). No obstante, el Fondo de Conservación de Ya'axché señaló incursiones de Guatemala a través de la frontera oeste de la Reserva Forestal del Río Columbia en 2013-2015 generando cortes continuos de "pequeños claros" para la agricultura, ganadería y producción de marihuana, como señal de que las áreas protegidas en Toledo también están sujetas a algunos cambios en el uso de la tierra (Gutiérrez, 2016).



Además del cambio de uso de la tierra, la tala selectiva es también reconocida como una amenaza a largo plazo para *D. stevensonii* en Belice, y se consideró la mayor amenaza para la especie en 2007-2012, cuando la tala insostenible alcanzó su punto máximo en el país (Gill *et al.*, 2013). Gill (*in litt.*, 2012 en CoP 16 Prop. 62) señaló además que durante ese período se extrajo un "gran número" de árboles mayores cargadores de semillas. El Departamento Forestal de Belice (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019) señaló que durante la cosecha anterior no sostenible, una gran proporción del árbol se había dejado en el bosque después de la conversión a 'flitches' (troncos cuadrados, descortezados) y se estimó una eficiencia de conversión (árbol a flitch) del 24%. En 2011, el Departamento Forestal de Belice rechazó una solicitud de permiso para desarraigar tocones de *D. stevensonii* para su exportación (Gill *et al.*, 2013). Aunque el motivo de la negativa no está claro, es posible que haya sido debido a que la especie es conocida por rebrotar de los tocones.

El *D. stevensonii* de Belice ha sido una importante exportación comercial desde principios del siglo XIX (Gill *et al.*, 2013) y fue la principal especie tonal para varios instrumentos de percusión, incluyendo el xilófono (PC18 Doc. 16.1.3.). Desde la década de 1930 en adelante, se exportó la especie como madera dura decorativa (Heinzman *et al.*, 2015). Un inventario de 1978 reveló que la mayoría de las existencias de *D. stevensonii* en la Reserva Forestal del río Columbia en el Distrito de Toledo habían sido extraídas (Gill *et al.*, 2013).

También se busca cada vez más *D. stevensonii* para muebles de palo rosa como una especie oficial hongmu reconocida por la Norma Nacional Hongmu de China (Treanor, 2015). Wainwright y Zempel (2018) afirmaron que la reducción de las reservas de palo rosa del sudeste asiático junto con un "cambio en la política arancelaria" impulsaron el boom de la cosecha, aumentando así la competitividad del palo de rosa no originario del sudeste asiático. La extracción de la especie de Toledo aumentó de forma constante a partir de 2007, alcanzando su máximo en febrero de 2012 (Gill *et al.*, 2013). Gran parte de la cosecha fue provocada por la demanda asiática de madera de palo de rosa (Jenkins *et al.*, 2012; Agencia De Investigación Ambiental, 2014). Gill *et al.* (2013) señaló importaciones chinas de >6000 m³ de palo de rosa de Belice sin especificación de especies en 2010-2012.

Aunque ahora la especie es de disponibilidad limitada en el comercio internacional (ver las secciones de *Comercio* y *Manejo*), se informó que la recolección ilegal para el mercado chino (Agencia de Investigación Ambiental, 2016) representa una amenaza. Hay información de incursiones transfronterizas de madereros ilegales de Guatemala desde Chiquibul y la Reserva Forestal del río Columbia (Ministerio de Agricultura, Silvicultura, Pesca, Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2016). Jenkins *et al.* (2012) señaló que, en julio de 2011, la Alianza de Líderes Mayas había manifestado su preocupación por la tala ilegal en Toledo y había declarado estar al tanto de tres sitios activos de recogida/compra de palisandro en el distrito. En 2012-2013, residentes de Golden Stream, Toledo acusaron múltiples casos de tala ilegal de palo de rosa (Maya Leaders Alliance y Cultural Survival, 2013). La "falta de trazabilidad de las especies que se encuentran fuera de las áreas protegidas y la falta de definición del uso tradicional de subsistencia por parte de las comunidades indígenas" también representan una amenaza para *D. stevensonii* en Belice, según Lee Mcloughlin de Wildlife Conservation Society-Belice (Mcloughlin, L., com. pers. 23 de noviembre de 2018). Mcloughlin añadió que hay un abuso "significativo" del sistema de pequeños permisos (ver *Gestión*).

La finalización de la Autopista Sur en 2009 hizo que los bosques de Toledo fueran más accesibles y el transporte de madera desde el punto de recolección hasta el punto de exportación es ahora "mucho más fácil" (CoP 16 Prop. 62). Además, la Agencia de Investigación Ambiental (2014) expresó su preocupación por el hecho de que el cupo de exportación del país para las existencias preconvencción, fijado en 400 000 pies de tabla, planteaba una "gran fisura para la lista CITES", ya que las existencias no eran seguras y estaban sujetas a fugas y su sustitución por madera recién cortada.

Comercio: Belice presentó informes anuales correspondientes a los años 2013-2015, pero todavía no se han recibido los de 2016 y 2017. Belice nunca ha publicado cupos de exportación para *D. stevensonii*.

Según la Base de Datos de Comercio de CITES, el comercio directo de *D. stevensonii* de Belice 2013-2017 consistió predominantemente en troncos de madera y madera aserrada preconvencción (un total de 617.46 m³ notificados por Belice y 453.85 m³ según los importadores) (véase la Tabla 1). Las exportaciones de material



silvestre consistieron en menores cantidades de madera, troncos y madera aserrada (56.35 m³ notificado por Belice y 173.88 m³ según los importadores).

En total, la mayor parte del comercio directo tuvo lugar en 2013 (517.32 m³ notificados por Belice y 463.22 m³ según los importadores). Aunque Belice aún no ha presentado informes anuales para el período 2016-2017, el comercio notificado por los importadores mostró una disminución de ~ 96 por ciento entre 2013 (463.22 m³) y 2017 (18.02 m³). Los propios informes de Belice indican una disminución de ~ 91 por ciento entre 2013 (517.32 m³) y 2015 (49.31 m³). Todo el comercio en *D. stevensonii* fue con fines comerciales.

China fue el principal importador 2013-2014, mientras que todo el comercio 2015-2017 fue a la Unión Europea (en adelante UE) (Países Bajos y España) y los Estados Unidos. La mayoría del comercio que tuvo lugar durante la moratoria de recolección y exportación 2013-2016 de Belice fue en artículos preconvencción; sin embargo, Estados Unidos acusó una importación de 14 m³ de madera aserrada de origen silvestre en 2014 y Belice señaló la exportación de 21.01 m³ de madera de origen silvestre a España en 2015, aunque no está claro si estos permisos fueron emitidos antes o durante la moratoria.

La mayoría del comercio indirecto de *D. stevensonii* originario de Belice consistía en tallas silvestres, con fines comerciales, reexportadas en 2017 por Alemania a los Estados Unidos (1129.84 kg señaladas por Alemania y 1130 kg por los Estados Unidos).

Anteriormente, (1999-2012), Belice exportó aproximadamente 26 000 m³ de palo de rosa, de los cuales se supone que la mayoría sería *D. stevensonii* (Gill *et al.*, 2013).



Tabla 1: Exportaciones directas de *Dalbergia stevensonii* de Belice en 2013-2017. Belice aún no ha presentado informes anuales de los años 2016-2017. [Clave para los códigos Fuente: 'O' = pre Convención; 'W' = origen silvestre; 'I' = decomisado o confiscado. Todas las unidades están en metros cúbicos, y el código para Propósito es 'T' (propósitos comerciales) para todos los envíos.]

Importador	Plazo	Fuente	Indicador	2013	2014	2015	2016	2017	Total
China	troncos	O	Importador	335.07	90.8				425.87
			Exportador						
		W	Importador	94.5					94.5
			Exportador						
	madera aserrada	O	Importador						
			Exportador	40.5					40.5
	madera	O	Importador						
			Exportador	428.25	56				484.25
		W	Importador	0.3					0.3
			Exportador	2.16					2.16
Alemania	madera aserrada	W	Importador	13.35					13.35
			Exportador						
	madera	O	Importador						
			Exportador	13.22					13.22
Países Bajos	madera aserrada	O	Importador			27.98			27.98
			Exportador						
		W	Importador				8.7	17.97	26.68
			Exportador						
	madera	O	Importador						
			Exportador		51.1	28.29			79.39
España	madera	W	Importador						
			Exportador			21.01			21.01
Estados Unidos	madera aserrada	I	Importador	10					10
			Exportador						
		W	Importador	10	14		15	0.05	39.05
			Exportador						
	madera	O	Importador						
			Exportador	0.01	0.09	0.01			0.10
		W	Importador						
			Exportador	33.18					33.18

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 05/12/2018

Gestión:

Gestión previa de la especie

Tras una rápida disminución de las existencias, Belice prohibió las exportaciones de madera en bruto de *D. stevensonii* en 1992 bajo el Estatuto Reglamentario N° 87, pero la prohibición se levantó en 1996 (Agencia de investigaciones Ambientales, 2014).

En 2001, el Huracán Iris causó serios daños en las poblaciones de *D. stevensonii* del norte de Toledo. A raíz de ello, se informó que el Departamento Forestal de Belice había concedido permisos de tala de salvamento sin



restricción alguna sobre el tamaño o el número de ejemplares que podían ser explotados (Fauna y Flora Internacional, 2007 en Gill *et al.*, 2013).

D. stevensonii se incluyó en el Primer Programa de la Ley de Bosques de Belice de 2003, donde se exige una licencia para cortar la especie dentro de las reservas forestales, las tierras nacionales y las tierras privadas incluidas en la Ley (CoP 16 Prop. 62). Sin embargo, Gill (*in litt.*, 2012 en CoP 16 Prop. 62) informó que la cosecha en tierras comunitarias se practicaba principalmente con licencias de corto plazo o pequeños permisos "muy difícil de controlar o gestionar", y que "en 2011-12, parece haber habido un permiso-para-todos para extraer tanto palo de rosa como fuera posible por lo que la situación escapó a la capacidad e de control del Departamento Forestal".

En marzo de 2012, el ministro de Silvicultura, Pesca y Desarrollo Sostenible decretó una moratoria sobre la cosecha y exportación de *D. stevensonii*, anulando todas las licencias preexistentes para la recolección de la especie (Gill *et al.*, 2013). Se permitió que las exportaciones continuaran durante un breve período después de que se anunciara la moratoria, y se exportaron 1378 m³ entre febrero y julio de 2012 con la última exportación legal fechada el 24 de agosto de 2012 (Gill *et al.*, 2013). Gill *et al.* (2013) proyectaba que, de haber permitido que la cosecha continuara a tasas pre moratoria, la especie se habría extinguido comercialmente en Belice en 2033.

Belice propuso la inclusión de *D. stevensonii* en el Apéndice II de CITES en la 16ª Conferencia de las Partes en marzo de 2013, y la inclusión entró en vigor para troncos, madera aserrada, láminas de chapa de madera y madera contrachapada el 12 de junio de 2013.

Gestión actual de la especie

La moratoria de cosecha y exportación de *D. stevensonii* se levantó en 2016 para permitir el comercio internacional restringido de la madera cosechada bajo licencias forestales de largo plazo (McLoughlin, L., com. pers. 23 de noviembre 2018). Se han emitido licencias que permiten 40 años de actividad forestal (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). McLoughlin declaró que "el comercio internacional legal de palo de rosa, producto de licencias forestales de largo plazo... está bien gestionado dadas las fuertes restricciones impuestas en 2016 con el fin de la moratoria establecida en 2012", pero también señaló que hay "una cantidad indeterminada de comercio interno ilegal, que puede cruzar las fronteras, especialmente en el sur, donde la vigilancia es limitada" (McLoughlin, L., com. pers. 23 de noviembre 2018).

Anteriormente también se permitía la tala bajo licencias de un año y pequeños permisos que permitían la extracción de madera por un valor de hasta 50 Bze para la venta o uso doméstico (Martínez, 2012). No obstante, El Plan de Acción Nacional para la Biodiversidad 2016-2020 de Belice estableció la intención de reducir o eliminar gradualmente las licencias forestales a corto plazo y los permisos menores, citando "recursos humanos y financieros limitados para el monitoreo" e incentivos limitados para que los concesionarios "no tomen atajos", lo que conduce a prácticas insostenibles (Ministerio de Agricultura, Silvicultura, Pesca, Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2016).

Cho (2016) elaboró un borrador de DENP como parte de un proyecto financiado por la Iniciativa Darwin del Reino Unido, que ahora está siendo utilizado por la Autoridad Administrativa de Belice. El borrador de DENP incluyó una revisión del estado de la población de *D. stevensonii* en Belice, incluyendo estimaciones de densidad de población, distribución de población, uso de la tierra con designación de producción comercial y bosques de protección, y amenazas a la especie (Cho, 2016). Sin embargo, se señaló que el DENP estaba incompleto al faltarle algunos aspectos (incluyendo una evaluación de la gestión de la especie con modelo de rendimiento sostenido y ciclo de corte solamente de copas) (Cho, 2016). Cho (2016) señaló que el 32 por ciento del área de distribución de la especie en Toledo se encuentra en áreas designadas para la producción de



madera de rendimiento sostenido y que los leñadores seleccionan los individuos para la cosecha basándose en un tamaño mínimo de corte "auto determinado" de 30 cm DAP dada la favorable relación entre duramen y albura que se presenta a esta altura. Cho (2016) observó que faltaba la aplicación de la talla mínima de corte.

Cho (2016) declaró que el 26 por ciento del área de distribución de la especie estaba en riesgo de conversión de tierras en áreas de bosque privado y comunitario que no son gestionadas por el gobierno u ONG conservacionistas. En consecuencia, el Departamento Forestal de Belice informó que estaba trabajando con tres grupos de forestería comunitarios (Conejo Creek, Santa Teresa y Boom Creek), así como con la Reserva Forestal de Chiquibul, para proporcionar capacidad técnica para ayudar con el manejo sostenible a nivel comunitario (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). Se han concedido licencias forestales a largo plazo con ciclos de tala de 20 a 40 años en estas cuatro zonas, en las que se utilizan criterios de sostenibilidad numéricos (por ejemplo, los diámetros de tala mínimos y máximos son de 35 cm dbh y 70 cm dbh respectivamente, la tasa de mortalidad es de 20 árboles semilleros por cada 100 ha, las existencias residuales deben ser de 50 árboles/100 ha, es decir, 25 cm DBH o más) (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). Estos criterios fueron desarrollados usando datos de parcelas de muestra permanentes monitoreadas desde 1993 (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

En los censos previos a la cosecha, los árboles son documentados, mapeados y etiquetados, y luego designados en una de las cinco "categorías funcionales": árboles futuros, árboles semilleros, árboles de reserva (en zonas de amortiguamiento, no cosechados), árboles de reserva (>70cm) y árboles de cultivo (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). La AC CITES de Belice (*en litt.* al PNUMA-WCMC, 2019) señaló que a nivel comunitario, el sistema de manejo incluye modelos de crecimiento, mortalidad y modelización de rendimientos [el modelo de rendimiento proporcionado por la AC CITES de Belice indicó un diámetro mínimo de corte de 40 cm para el palo de rosa]. La cuota de aprovechamiento se basa en la acumulación real del rendimiento a lo largo del ciclo de corte- luego se establece una cuota de exportación en un 10% más baja para tener en cuenta alguna madera de peor calidad (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

Se asigna un guardabosques a cada concesionario para la temporada (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). Cada árbol para la cosecha se verifica contra una lista aprobada, y se aplica una penalización por la extracción de un "árbol de reserva" (equivalente a tres veces el volumen equivalente sustraído de la cuota de exportación) (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). Las auditorías poscosecha se llevan a cabo dentro de los dos meses posteriores a la tala para evaluar el cumplimiento de las condiciones establecidas en el plan de operaciones y evaluar los daños causados por las operaciones de tala en un área de muestra (por ejemplo, técnicas de tala, tamaño de las aberturas del dosel) (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

Se observó la existencia de sistemas de trazabilidad para el seguimiento de la madera recolectada como parte del plan operativo anual para rastrear "desde el tocón hasta el puerto", mediante el cual los árboles son rastreados desde el tocón hasta el aserradero, y la documentación se transmite en el punto de venta. Los embarques son inspeccionados tres veces para 1) verificar la forma, especie y calidad del producto, 2) verificarlo contra las listas de empaque y sellarlo temporalmente en los contenedores, y 3) verificar los permisos, y liberarlo en la inspección en puerto (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

El Instituto Sarstoon Temash para la Gestión Indígena (SATIIM), una colaboración transfronteriza entre comunidades beliceñas y guatemaltecas, se ha asociado recientemente con Global Forest Watch (GFW) para crear una red de vigilancia y patrullaje forestal en la cuenca del río Sarstoon Temash y áreas aledañas que, liderada por la comunidad, recogerá datos sobre perturbaciones tales como tala ilegal, documentará cambios forestales y aportará actualizaciones al Departamento Forestal de Belice y a GFW (SATIIM, 2016).



Se señaló la existencia de un plan de manejo para la comunidad de Conejo Creek (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019), que fue producido por STIIM. Según el sitio web de STIIM, el Plan de Manejo Sostenible del Bosque Comunitario de Conejo tiene un ciclo de 20 años, mientras que el de Santa Teresa tiene un ciclo de 25 años (STIIM, 2019).

El Fondo de Conservación Ya'axché y Fauna y Flora Internacional también están trabajando en colaboración con las comunidades locales del Distrito de Toledo para promover el desarrollo sostenible y la reducción de prácticas dañinas a la tierra (Gutiérrez y Dorgay, 2017).

Se estima que el 42% del área de distribución de *D. stevensonii* en Toledo se encuentra en áreas protegidas donde la extracción de recursos está prohibida (Cho, 2016). La especie se encuentra en la Reserva Golden Stream Corridor, Reserva Natural Bladen, Parque Nacional Sarstoon Temash, Santuario de Vida Silvestre Cockscomb Basin, Reserva Deep River, Reserva Forestal Maya Mountain North, y Reserva Forestal Columbia River (CoP 14 Prop. 32). Se conoció que tanto la Reserva Golden Stream Corridor como el Santuario de Vida Silvestre Cockscomb Basin presentan un alto nivel de protección (CoP 14 Prop. 32). Se considera que la parte Oriental de la Reserva Natural de Bladen está bien protegida, mientras que su lado occidental está sujeto a incursiones transfronterizas de tala ilegal (Gill *et al.*, 2013).

Actualmente no hay plantaciones de *D. stevensonii* en Belice, y toda la cosecha es de poblaciones silvestres (Cho, 2016). Después del huracán Iris en 2001, el Fondo de Conservación Ya'axché estableció un plan de siembra con semillas cosechadas, el cual tuvo poco éxito (Gill *et al.*, 2013), sin embargo, el Fondo sigue investigando sobre la ecología de *D. stevensonii* en la Reserva Golden Stream Corridor (Gutiérrez y Dorgay, 2017).

Guatemala

Distribución: *D. stevensonii* está catalogada como una de las principales especies forestales de Guatemala (INAB, 2006), y se encuentra en los departamentos de Alta Verapaz, El Quiché, Izabal y Petén (Gill *et al.*, 2013).

En Petén, *D. stevensonii* se encuentra a alturas de 120-580 metros sobre el nivel del mar, en bosques subtropicales muy húmedos y bosques de tipo subtropical (Fundación Naturaleza para la Vida, 2016b). La especie se encuentra comúnmente en bosques primarios y secundarios, pero también en pastizales y áreas agrícolas (Fundación Naturaleza para la Vida, 2016b). Se sabe que la especie se encuentra en la Reserva de Biosfera Maya en Petén (CoP 16 Prop. 62).

En la región de la Franja Transversal del Norte (FTN) (incluye Alta Verapaz e Izabal), se observó que la especie habita un bosque pantanoso siempreverde de tierra baja que se mantiene inundado estacional o permanentemente, a altitudes de 0-850 metros sobre el nivel del mar (Fundación Naturaleza para la Vida, 2016b). Herrera *et al.* (2016) declaró que la especie crece en suelos cársticos en Petén y la FTN a altitudes de 50-350 metros sobre el nivel del mar. Herrera *et al.* (2016) indica además que las mayores poblaciones de la especie en la FTN se encuentran en el Parque Nacional Laguna Lachuá en Cobán, Alta Verapaz.

En respuesta a la Notificación CITES a las Partes Nº. 2010/27, la Autoridad Científica CITES de Guatemala notificó plantaciones únicas y mixtas de *D. stevensonii*, pero no dio información sobre el volumen del caso (PC19 Doc. 16.1 (Ap. 1)). Herrera *et al.* (2016) especifica que estas plantaciones se producen en Petén y Alta Verapaz pero añade que, como el crecimiento de la especie en monocultivo es "extremadamente lento", la madera comercial "proviene principalmente de poblaciones naturales".

Situación y tendencias de la población: *D. stevensonii* es una de las 16 especies de *Dalbergia* presentes en Guatemala (según Species+). En 2015, representantes del Departamento de Manejo Forestal y



Fauna Silvestre informaron a la Autoridad Administrativa CITES de Guatemala que el género *Dalbergia* estaba en declive en el país debido a la agricultura insostenible, los incendios forestales, la tala ilegal y el crecimiento de la población humana (SRG 73/7/3d). Añadieron que, antes de 2012, el género no había sido estudiado a nivel de la población de especies, y que *D. stevensonii* era la única especie de *Dalbergia* presente a "nivel de colonia" en Guatemala (SRG 73/7/3d).

Basado en el análisis de SIG, la Fundación Naturaleza para la Vida (FNPV) (2016) señaló que el área de distribución nativa de *Dalbergia* spp. en Guatemala ha disminuido entre un 60% y 80% entre 1991 y 2012, y el área de distribución nativa de *D. stevensonii* ha disminuido en un 27.48%, de 1 099 313 hectáreas en 1991 a 797 256 hectáreas en 2012.

Se han avistado cuatro poblaciones de *D. stevensonii* en la región de la FTN, que oscilan entre 44 y 800 ejemplares, de los cuales sólo el 5 por ciento tenía un DAP de 60-100 cm (FAUSAC-FNPV, 2015 en CoP 17 Prop. 55). Herrera *et al.* (2016) señala que, en general, las poblaciones silvestres de *D. stevensonii* en Petén y la FTN existen como pequeños bosques o como árboles dispersos en fincas de ganado o en las plantaciones de cardamomo. Sin embargo, los autores también notaron algunas poblaciones silvestres de *D. stevensonii* que alcanzan >100 individuos repartidos en explotaciones agrícolas en estas regiones (Herrera *et al.*, 2016).

En mayo de 2014, tras la inclusión de *D. stevensonii* en el Apéndice II CITES, la FNPV, en colaboración con el Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) y con financiación del Programa OIMT-CITES, inició un proyecto titulado: *Estudio de población y abundancia* de especies de *Dalbergia retusa* y *D. stevensonii* en sus áreas de distribución natural en Guatemala. Tenía como objetivo recopilar datos cuantitativos suficientes para fundamentar la gestión forestal sostenible y la conservación de las dos especies (Fundación Naturaleza para la Vida, 2016b). El proyecto incluyó la medición de individuos >10 cm de DAP en 101 parcelas de muestra de una hectárea, cada una dividida en cuatro sub parcelas cardinales de 20 por 50 m (Gobierno de Guatemala, 2014). En febrero de 2016, los resultados preliminares de 65 muestreos reportaron una densidad poblacional estimada de 4,52 individuos por hectárea de *D. stevensonii*, e indicaron que los individuos grandes de >40 cm de DAP eran escasos (0,16 individuos por hectárea) (OIMT-CITES, 2015). Esta escasez de individuos grandes puede tener implicaciones para el reclutamiento, Gutierrez (2016) pues se observó que la proporción de árboles de *D. stevensonii* en condiciones reproductivas aumenta con la clase de tamaño, de donde la importancia de árboles más grandes para la producción de semillas.

El informe final del proyecto FNVP, declaró, usando los resultados de 101 parcelas de muestreo, que el área basal promedio de *D. stevensonii* es 0.1387-0.3153 m² por hectárea, con un error de muestreo del área basal del 38.9% (Fundación Naturaleza para la Vida, 2016b). Además, el proyecto estableció nueve parcelas de seguimiento permanente de *D. stevensonii*, *D. retusa* y *D. tucurensis* para la evaluación a largo plazo de la tasa de crecimiento de la especie, la fenología, patología y la adaptabilidad (OIMT-CITES, 2016).

D. stevensonii está clasificado como en Peligro (EN ab (ii, iii)) en la Lista Roja Nacional de Guatemala, utilizando los criterios y categorías de la versión 3.1 de la Lista Roja de la UICN (Vivero *et al.*, 2006). La especie también está incluida en la Categoría 2 del CONAP, que incluye especies restringidas a un solo tipo de hábitat (CONAP, 2009). El uso comercial de especies de la Categoría 2 del CONAP requiere un plan de gestión técnica que sólo será aprobado si garantiza la supervivencia de la especie (CONAP, 2009). La explotación de especies de Categoría 2 dentro de áreas protegidas requiere una evaluación adicional de impacto ambiental (CONAP, 2009).

Amenazas: Herrera *et al.* (2016) describió la situación de *D. stevensonii* en Guatemala como "crítica", y enumeró las siguientes amenazas a la especie en Petén y la FTN:

- 1) Explotación, incluida la tala ilegal y la extracción de tocones y raíces de árboles cosechados, lo que impide el rebrote de tocones;
- 2) Daño por insectos a frutos y semillas, afectando la germinación;



- 3) Condiciones climáticas adversas, exacerbadas por el cambio climático, que causan disminución de la floración e impiden la formación saludable de frutos y semillas;
- 4) Daño fitopatológico a hojas y flores;
- 5) Falta de un diámetro mínimo de corte establecido científicamente para definir las prácticas de cosecha.

La degradación y conversión de los bosques constituye una grave amenaza (véase el *Estado de la Población y las Tendencias* supra). Hay indicios de que la cubierta forestal en Guatemala ha disminuido del 38% en 2001 al 35,5% en 2006, como resultado de una intensa explotación forestal que afecta sobre todo el área de distribución nativa de *Dalbergia* spp., y por lo tanto a *D. stevensonii*, en Petén e Izabal (Hernandez, 2016).

Prácticas agrícolas como tala y quema y las fincas de ganadería aparecen como factores impulsores de la deforestación en Petén (CoP 16 Prop. 62). Allen (2012 en Gill *et al.*, 2013) señala que las amenazas a *D. stevensonii* dentro de la Reserva de Biosfera Maya, Petén, también incluyen la invasión por grupos organizados de tala ilegal y la deforestación para la construcción de pistas de aterrizaje para el transporte de drogas.

La tala ilegal, destinada principalmente a los mercados asiáticos, se considera una amenaza constante para las poblaciones silvestres de *D. stevensonii* en Guatemala (CoP 17 Prop. 55; TRÁFICO, 2018). Durante el período 2011-2014, se confiscaron en Guatemala 38 envíos y camiones con un total de 906 m³ de troncos, retazos (tacos, troncos descortezados) y tablas de *D. stevensonii*, *D. retusa* y *Dalbergia* spp. sin identificar, bajo el nombre común de "rosul" (CoP 17 Prop. 55). Más recientemente, en enero de 2018, funcionarios aduaneros de Hong Kong confiscaron 29 toneladas de palisandro Guatemalteco, supuestamente *D. stevensonii* (TRAFFIC, 2018). El CONAP colabora con el Instituto Nacional Forestal, el Ministerio Público y la División de Protección de la Naturaleza de la Policía Nacional Civil para llevar a cabo actividades de aplicación de la ley y operaciones de decomiso de madera ilegal (SRG 73/7/3d).

Comercio: El comercio de Guatemala se analizó para los años 2008-2017, ya que la especie de *D. stevensonii* de Guatemala fue incluida en el Apéndice III de CITES en 2008. Guatemala ha presentado informes anuales correspondientes a los años 2008-2017. El país no ha publicado nunca cupos de exportación para *D. stevensonii*.

Según la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo de *D. stevensonii* en Guatemala en 2008-2017 comprendía principalmente madera aserrada y troncos silvestres para fines comerciales (un total de 1057.88 m³ señalados por Guatemala y 812.76 m³ según los importadores).

La mayor parte del comercio directo 2008-2017 formado por madera aserrada y troncos de origen silvestre fueron exportados a China con fines comerciales (620.77 m³ notificados por Guatemala y 344.15 m³ notificados por China). China comunicó además la importación en 2016 de 59.7 m³ de troncos reproducidos artificialmente (de plantación). En general, el comercio directo fue variable a lo largo del período de estudio, pero alcanzó su punto máximo en 2015, cuando Guatemala acusa 220.9 m³ y los importadores notificaron 212.67 m³ (véase la Tabla 2).

La mayor parte del comercio indirecto en 2008-2017 de *D. stevensonii* originario de Guatemala consistía en tallas silvestres para fines comerciales reexportadas en 2017 desde Alemania a los Estados Unidos (30 403 kg señalados por los Estados Unidos y 2032.6 kg indicados por Alemania), y madera aserrada reexportada desde Alemania a Japón en 2008-2011 para fines comerciales (38 775 kg según Japón y 28 377 kg según Alemania).

D. stevensonii también se cosecha en Guatemala para uso doméstico (por ejemplo, muebles y tablas para casas y cercas (Fundación Naturaleza para la Vida, 2016b).



Tabla 2: Exportaciones directas de *Dalbergia stevensonii* de Guatemala, 2008-2017. [Clave para los códigos Fuente: "A" = reproducido artificialmente; "W" = de origen silvestre. Todas las unidades están en metros cúbicos.]

Importador	Plazo	Fuente	Propósito	Indicador	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Total
Belice	madera aserrada	W	T	Importador											
				Exportador									15.6		15.6
China	troncos	A	T	Importador									59.72		59.72
				Exportador											
		W		Importador							19.91	33.19	35		88.10
				Exportador									60		60
				Importador										61.97	61.97
				Exportador											
	madera aserrada	W	T	Importador						11	18.24	144.94	19.9		194.08
				Exportador			40.5	87.63		71.79	127.41	151.38	20.09	61.97	560.77
República Dominicana	madera aserrada	W	T	Importador											
				Exportador							17.22				17.22
Francia	madera aserrada	W	T	Importador									11.26		11.26
				Exportador			6						11.26		17.26
Alemania	madera aserrada	W	T	Importador	57.55	41.8	16.51		22.48	8.59	11.02	24.88	33.8	25.3	241.93
				Exportador			16.51	9.43		9.14	1.98	34.68	36	12.77	120.51
Japón	madera aserrada	W	-	Importador	8										8
				Exportador											
			T	Importador					37.15	6.64		9.18	6.44		59.41
				Exportador						6.65		9.2	6.44		22.29
Países Bajos	madera aserrada	W	T	Importador										22.9	22.9
				Exportador										24.55	24.55
España	madera aserrada	W	T	Importador	5	2.27	9								16.27
				Exportador			9								9
Estados Unidos	madera aserrada	W	T	Importador	19	2.00	21	25.36	31.31	1	0.47	0.49		8.21	108.84
				Exportador			14.97	77.46		36.19	0.5	25.64	32.33	23.59	210.68

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 06/12/2018



Gestión: El manejo de la cosecha de especies de árboles *Dalbergia* sigue las pautas estándar para bosque de hoja ancha en Guatemala, tal como se especifica en un manual técnico de 2007 elaborado por el Instituto Nacional de Bosques (INAB) y CONAP (INAB y CONAP, 2007). Las directrices especifican un ciclo mínimo de corte de 20 años en el bosque de hoja ancha, aunque no está claro si este plazo es suficiente para permitir que los individuos de *D. stevensonii* alcancen una talla comercial. En el manual se enumeran los siguientes requisitos para determinar la intensidad de la cosecha:

- Para las "especies preciosas" con mayor demanda comercial, la intensidad de corte no debe superar el 80% de la superficie basal disponible, teniendo en cuenta el número de individuos que quedan para futuras cosechas.
- Para especies con poblaciones significativas de individuos muy grandes (>90 cm DAP), se puede cortar el 65% del área basal disponible.
- Cuando la proporción de la zona basal recuperable para un segundo ciclo de corte sea baja, se podrá cortar $\leq 20\%$ de la zona basal no recuperable, siempre que no se supere la cosecha total permisible (80% de la zona basal) y siempre que "otros mecanismos" garanticen la sostenibilidad y la recuperación del bosque.
- A la hora de determinar la intensidad de corte, los valores de referencia sobre el aumento diamétrico y mortalidad deben tomarse de estudios de parcelas de investigación locales reconocidos por el INAB y el CONAP o, si ello no es posible, de otras investigaciones regionales válidas.
- La proporción de área basal recuperable debe determinarse de acuerdo con las fórmulas producidas por INAB y CONAP, tal como se definen en la curva de distribución diamétrica del bosque bajo manejo (INAB y CONAP, 2007).

El diámetro mínimo de corte utilizado debe permitir la regeneración de la especie, y tener en cuenta el tamaño en "madurez óptima" y el estado fitosanitario favorable (INAB y CONAP, 2007).

En 2011, el grupo de trabajo CITES sobre la Caoba y los Árboles Neotropicales señaló que los planes de seguimiento de la explotación maderera de *D. stevensonii* en Guatemala abarcan un período de 30-40 años, sin un diámetro mínimo de corte determinado (PC19 Doc. 16.1 (Rev. 1)).

Según Adrian Josué Gálvez Morales, Autoridad Científica CITES para especies maderables en el CONAP, los cupos de cosecha, ciclos de corte y la intensidad de corte para las especies de madera dura se establecen en una base individual para cada masa o bloque de bosque, de acuerdo a las características de las poblaciones individuales de cosecha, siguiendo un inventario forestal y censo comercial (Galvez Morales, A., com. pers. 12 de diciembre 2018). Las cuotas se autorizan mediante licencias de explotación emitidas por el INAB en bosques estatales y plantaciones fuera de áreas protegidas y por el CONAP dentro de áreas protegidas (Galvez Morales, A., com. pers. 12 de diciembre 2018). En el caso de especies incluidas en los Apéndices de CITES, el INAB y el CONAP llevan a cabo evaluaciones adicionales sobre el terreno del cumplimiento de las directrices sobre legalidad y sostenibilidad (Galvez Morales, A., com. pers. 12 de diciembre 2018). No se pudo localizar ningún plan de vigilancia específico para cada bloque forestal.

Tras la inclusión de *D. stevensonii* en el Apéndice II CITES, y de un taller de 2013 sobre el Programa OIMT-CITES para la Aplicación de la Inclusión de Especies Maderables Tropicales en los Apéndices de la CITES, Guatemala ejecutó dos proyectos de Mayo 2014 a octubre 2016: 1) *Vigilancia de Población y Abundancia de Dalbergia retusa* y especies de *D. stevensonii* en sus áreas de distribución natural en Guatemala y 2) *Establecimiento de un laboratorio forense para la identificación y descripción de la madera en la implementación de procedimientos legales y sistemas de trazabilidad para productos incluidos en los Apéndices CITES* (OIMT-CITES, 2015; Fundación Naturaleza para la Vida, 2016a). El primer proyecto produjo estimaciones de densidad y un mapa de distribución de *D. stevensonii* en Guatemala (véase las secciones *Distribución* y *Estado de la Población y Tendencias* más arriba), y el segundo estableció un laboratorio de identificación de la madera y un manual de referencia técnica para apoyar los procesos legales, permitir la trazabilidad de la madera y combatir la tala ilegal de las especies incluidas en los Apéndices CITES, como *D. stevensonii* (Fundación Naturaleza para la Vida, 2016a, 2016b).



Se informa que actualmente el CONAP está trabajando para establecer directrices específicas de gestión forestal para especies *Dalbergias* en bosques naturales, plantaciones y sistemas agroforestales, como parte de un proyecto CITES para la *Generación de capacidades de gestión técnica y directrices para preparar dictámenes de extracción no perjudicial para las especies del género Dalbergia* en Guatemala, el Salvador y Nicaragua, que comenzará en 2019 (Galvez Morales, A., com. pers. 12 de diciembre 2018).

Hay noticia de una plantación de *D. stevensonii* en Guatemala, cuya madera aserrada exportada fue importada por la UE (exportada utilizando el código fuente W), que utiliza el recepado en lugar de la tala (Autoridad Científica de Alemania, com. pers. al PNUMA-WCMC, 2019).

Herrera et al. (2016) notó que en las poblaciones silvestres de *D. stevensonii* ubicadas en fincas en Petén y la FTN (ver *Estado de la Población y Tendencias* arriba), el dueño de la finca "generalmente solicitaba permiso para cosechar debido al valor de la madera" agregando que tales poblaciones "estaban sujetas al robo y a la tala ilegal".

Se sabe que *D. stevensonii* se encuentra en la Reserva de Biosfera Maya (CoP 16 Prop. 62) y en el Parque Nacional Laguna Lachúa (Herrera et al., 2016). Sin embargo, en la Reserva de Biosfera Maya la especie está en riesgo por invasión, tala ilegal y conversión de tierras (CoP 16 Prop. 62). La zonificación de extracción se determina según la categoría de área protegida; se permite la cosecha fuera de las áreas protegidas con categorías de gestión de tipo I y II y dentro de las zonas centrales de áreas protegidas con categoría de gestión de tipo VI (CoP 16 Prop. 62). Herrera et al. (2016) recomendó que el Parque Nacional Laguna Lachúa fuera un área focal para la conservación de la especie en Guatemala.

México

Distribución: *D. stevensonii* se considera naturalmente escasa en México, donde está restringida al bosque tropical perennifolio en el estado de Chiapas, a 152- 495 m sobre el nivel del mar (de Stefano et al., 2016). De Stefano et al. (2016) relata que la especie es conocida en sólo ocho localidades, y estimó su área de distribución nacional a un total de sólo 3600 hectáreas. La especie se encuentra en los municipios de Benemérito de las Américas y Ocosingo, así como en la Reserva de Biosfera Montes Azules en la Selva Lacandona (de Stefano et al., 2016).

Situación y tendencias de la población: Veinticuatro, veintidós y veinte especies de *Dalbergia* son nativas de México, según Species+, el registro nacional de la CONABIO (CONABIO, 2019) y Cervantes et al. (2019) respectivamente. Actualmente no se dispone de información sobre el tamaño, densidad y tendencias de la población de *D. stevensonii* en México (de Stefano et al., 2016), aunque de Stefano et al. (2016) afirma que las altas tasas de deforestación y tala selectiva en Chiapas colocan a la especie en franco declive.

En 2015, la Autoridad Científica CITES de México (CONABIO) celebró un taller para evaluar el riesgo para las especies maderables de *Dalbergia* a nivel nacional según los métodos y criterios de la lista oficial de especies amenazadas del país (NOM-059-SEMARNAT-2010) (PC22 Doc. 22.4). El taller recomendó que *D. stevensonii* se incluyera en la lista de especies en Peligro (Categoría P) (de Stefano et al., 2016), y el listado se adoptó en agosto 2018 (Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales de México, 2018).

No existen plantaciones de *D. stevensonii* en México, sin embargo la especie ha sido propuesta para plantaciones forestales "in situ" y proyectos para promover la regeneración natural de la especie dentro de su área de distribución como parte del proyecto federal "Sembrando Vida" (AC CITES de México in litt. al PNUMA-WCMC, 2019).

Amenazas: Cervantes et al. (2019) afirman que las poblaciones mexicanas del género *Dalbergia* han sido "severamente disminuidas" debido a la sobreexplotación, el comercio ilegal y la fragmentación y pérdida del



hábitat forestal. Debido a la distribución restringida y a los limitados hábitats disponibles para *D. stevensonii*, la deforestación se considera la principal amenaza para la especie en México (de Stefano *et al.*, 2016). Según informaciones, entre 1960 y 2005, la tasa de deforestación en el estado de Chiapas era más alta que en el resto del país (González-Espinosa, 2005). Entre 1978 y 2000, la deforestación anual en el sureste de México se estimó en 190 000 hectáreas, y en 2010 el bosque restante era un mosaico de fragmentos de bosques primarios y secundarios intercalados con áreas de pasto ganadero y agricultura de tala y quema (Díaz-Gallegos *et al.*, 2010). Global Forest Watch (2014) informó que Chiapas perdió 520 000 hectáreas de cobertura arbórea, una disminución del 11 por ciento, durante el período 2001-2017 (aunque hay que notar que estos datos no distinguen el tipo de cobertura arbórea). La Alianza para el Trópico Sostenible (2018) resalta que los subsidios para aumentar la productividad agrícola son un 70% mayor que los incentivos para la conservación y la producción sostenible en la región. Sólo queda el 33% del bosque tropical perennifolio del país (Challenger y Dirzo, 2009 en de Stefano *et al.*, 2016). Soto-Pinto *et al.* (2012) afirma que la Selva Lacandona ha sufrido una severa deforestación desde la década de 1970. El rápido crecimiento de la población humana y la consiguiente presión de la expansión agrícola han resultado en la conversión de dos tercios de la Selva Lacandona a tierras agrícolas de baja productividad (Natura Mexicana, 2018).

Además de la conversión de tierras, la Reserva de Biosfera Montes Azules también está amenazada por asentamientos esporádicos, incendios forestales y tala selectiva (Carabias-Lilo *et al.*, 2000 in de Stefano *et al.*, 2016). La especie está sujeta a una limitada recolección legal en el medio silvestre, y está amenazada por la tala ilegal en toda su área de distribución (de Stefano *et al.*, 2016).

No se tienen los datos cuantitativos sobre el impacto de la explotación ilegal en la población mexicana de *D. stevensonii* (Jenkins *et al.*, 2012). De Stefano *et al.*, (2016) señala que la dificultad de asegurar un comercio legal y sustentable de *D. stevensonii* se ve agravada por la dificultad de identificar la madera de palo rosa a nivel de especie. En su informe Bienal de aplicación de CITES para 2013-2014, México acusó la confiscación de 93 m³ de madera de *Dalbergia* bajo el nombre comercial "granadillo" en los puertos de Lázaro Cárdenas en Michoacán y Puerto Progreso en Yucatán, que habrían sido destinados a la exportación a China y Taiwan. Aunque la madera confiscada no fue identificada a nivel de especie, se describió como "madera de corazón color marrón a púrpura rojizo con rayas negruzcas, y albura amarillenta", que podría describir a *D. stevensonii* o *D. granadillo*.

Comercio: Al momento de redactar el presente informe, México ha presentado informes anuales correspondientes a los años 2013-2016. México nunca ha publicado cupos de exportación para *D. stevensonii*.

Según la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo de *D. stevensonii* en México 2013-2017 consistió en un espécimen de origen silvestre (sin unidades dadas), para fines científicos, importado por los Estados Unidos en 2014.

Según la Base de Datos de Comercio CITES, la mayor parte del comercio indirecto 2013-2017 en *D. stevensonii* originario de México tuvo lugar en 2017, con sólo 0.17 m³ de madera aserrada comercializados en 2013 y no hubo nada más en 2014-2016. Este comercio consistía predominantemente en productos de madera preconvencción (sin unidades) con fines comerciales, reexportados por Japón al Reino Unido, Taiwan, República de Corea, Australia y los Países Bajos.

Gestión: El manejo y la explotación de las especies nacionales en peligro de extinción listados en la NOM-059-SEMARNAT-2010 sólo podrá llevarse a cabo de conformidad con la Ley General de Vida Silvestre y la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales de México, 2018). En resumen, los Artículos 85 y 87 de La ley General de Vida Silvestre, establecen respectivamente que la explotación de especies en riesgo sólo puede ser autorizada cuando "se da prioridad a la recolección y captura para actividades de restauración, repoblación, re introducción e investigación científica", y cuando se han tomado medidas para contrarrestar declives, y presentado por un experto tanto un plan de manejo como un estudio poblacional con estimaciones de tasas de natalidad y muerte (Gobierno de México, 2000). El artículo 87 de la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección del Medio Ambiente



establece que el uso económico de la fauna y flora silvestres sólo se autoriza cuando "los individuos garanticen su reproducción o desarrollo controlado en cautividad o semi cautiverio o cuando la tasa de explotación sea inferior a la de la renovación natural de las poblaciones"(Gobierno de México, 1988).

Antes de la inclusión de *D. stevensonii* en la NOM-059-SEMARNAT-2010, la recolección de la especie en México estaba regulada por la Ley General de Desarrollo Sostenible de Bosques y Suelos, que establecía las directrices para los programas de manejo forestal (FMPs), especificando que los FMPs deben contener información, verificada antes de la autorización de la cosecha, sobre la especie, los métodos de muestreo, la estimación de las tasas de cosecha sujetas a las poblaciones reales notificadas, las medidas de gestión y cualquier tratamiento silvícola utilizado (CONABIO, 2018).

CONABIO (2018) identificó los siguientes pasos para *D. stevensonii* en México:

- 1) Validar con expertos registros de herbario para verificar la localización de poblaciones de *D. stevensonii*;
- 2) Realizar un estudio de la densidad de población y de la estructura y composición del hábitat;
- 3) Iniciar el seguimiento a largo plazo de la población para determinar las tasas de crecimiento, reclutamiento y regeneración natural.

Además, se informó que desde 2016, CONABIO ha estado coordinando un proyecto en curso titulado *Análisis de la población y aspectos significativos de la polinización de Dalbergia granadillo y Dalbergia stevensonii*, cuyo objetivo es proporcionar información sobre las poblaciones de la especie para apoyar los procesos de toma de decisiones relacionados con el uso sostenible de la madera y la aplicación de CITES en México (Camarena, 2016). CONABIO declaró su participación en tres proyectos en curso centrados en *D. stevensonii* en México:

- 1) Un estudio de la situación poblacional y mecanismos de polinización en tres fases de *D. granadillo* y *D. stevensonii*. Las fechas de entrega de los resultados del proyecto fueron: en septiembre 2016 (fase 1), mayo 2017 (fase 2) y noviembre 2018 (fase 3).
- 2) Una publicación (sin fecha conocida) titulada: *El género Dalbergia en México: desafíos y oportunidades de conservación*.
- 3) Compilación de información para mejorar el desarrollo de protocolos para la formulación de DENP para especies arbóreas prioritarias de los géneros *Dalbergia* y *Swietenia*. Los resultados del proyecto se esperan en enero 2019.

En 2019, Cervantes *et al.* publicaron una lista de control actualizada de las especies mexicanas de *Dalbergia*, para ayudar a su conservación. Los autores afirmaron que la ausencia de una lista de verificación de este tipo había "estancado previamente la regulación y el manejo" de las especies de *Dalbergia* en México (Cervantes *et al.*, 2019).

D. stevensonii está presente en la Reserva de Biosfera Montes Azules, un área protegida que abarca 331 300 hectáreas de bosque tropical húmedo; aunque la Reserva está bajo protección legal, también está sujeta a alguna perturbación (ver *Amenazas* más arriba) (Parks Watch, 2004). La región en general ha sido el foco del Programa de Desarrollo Rural Sostenible del Corredor Biológico Mesoamericano de México desde 2008 (The World Bank, 2010). El programa, coordinado por el Gobierno de Chiapas, el Ministerio de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), y la Autoridad Científica CITES de México (CONABIO), opera en más de 120 400 hectáreas en tres áreas focales, incluyendo Benemérito de las Américas y Ocosingo, donde se sabe que hay *D. stevensonii*, trabajando en pro del uso sostenible de la tierra con la comunidad *ejidal* local propietaria de los derechos colectivos de la tierra (The World Bank, 2010). A partir de 2010, el Banco Mundial expuso resultados que incluyen la "estabilización" de 20 000 hectáreas mediante la promoción y conservación del uso de la tierra y la conectividad biológica y 422 hectáreas de tierras agrícolas bajo la producción sostenible y de alto rendimiento de maíz sin usar tala y quema o rotación de cultivos. Adicionalmente, entre 2008 y 2013, Natura Mexicana llevó a cabo un Esquema de pago por servicios ecológicos (PSE) con comunidades *ejidales* de la zona,



protegiendo de la deforestación 14 000 hectáreas de bosque durante cinco años, y donde la mayoría de los miembros de la comunidad optaron por renovar sus contratos de PSE en 2013-2014 (Cameron, 2015).

E. Referencias

- Autoridad Científica CITES de Alemania, 2019. com. pers. a Danial Wolf, 29/01/2019.
- Autoridad Científica CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 15 mayo 2019
- Autoridad Científica CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 19 mayo 2019
- Blaser, J., Sarre, A., Poore, D. y Johnson, S. 2011. *Status of tropical forest management 2011*. International Tropical Timber Organisation, Yokohama, Japan. 420 pp.
- Camarena, I. 2016. *A case for listing 13 timber species of Dalbergia native to Mexico and Central America under CITES Appendix II*. 13 pp.
- Cameron, B. 2015. *Forests, farms, and the future of the Lacandon Jungle: Payments for environmental services in Mexico 2007-2014*. Recuperado de: <http://successfultropicalsocieties.princeton.edu/>.
- Cervantes, A., Linares, J. and Quintero, E. 2019. An updated checklist of the Mexican species of *Dalbergia* (Leguminosae) to aid in its conservation efforts. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90: e902528.
- Cho, P. 2015. *Darwin Initiative Main Project Annual Report 1 - Biodiversity conservation through poverty alleviation: enabling sustainable forestry in Belize (21-009)*. Oxford, UK.
- Cho, P.P. 2016. *The non-detriment finding (NDF) methodology and results for Dalbergia stevensonii in Belize in accordance with the Convention on International Trade in Endangered Species (CITES)*. 47 pp.
- Chudnoff, M. 1984. *Dalbergia stevensonii*, Family: Leguminosae, Honduras Rosewood (Technology Transfer Fact Sheet). In: *Tropical Timbers of the World*. USDA Forest Service. Agriculture Handbook No. 607. USDA Forest Service, Madison, WI.
- CONABIO 2015. *Registros de sitios de colecta de Dalbergia stevensonii, escala 1:4000000*. Ciudad de México, México.
- CONABIO 2018. *Solicitud de información para el Taller regional de Autoridades Científicas CITES "Intercambio de experiencias, guías y buenas prácticas en la elaboración de Dictámenes de Extracción no Perjudicial para especies CITES"*. 10 pp.
- CONABIO 2019. Enciclovida. Recuperado de: <http://enciclovida.mx/> [Accedido: 09/05/2019]
- CONAP 2009. *Lista de especies amenazadas de Guatemala (LEA) y listado de especies de flora y fauna silvestres CITES de Guatemala, Segunda Edición. Documento técnico 67 (02-2009)*. Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP). Guatemala. 122 pp.
- Díaz-Gallegos, J.R., Mas, J.-F. y Montes, A. V. 2010. Patterns and trends of deforestation of tropical forest in Southeast Mexico. *Singapore Journal of Tropical Geography*, 31(2): 180–196.
- Environmental Investigation Agency 2014. *Rosewood and the ongoing illegal logging crisis in Belize*. London, UK. 7 pp.
- Environmental Investigation Agency 2016. *The hongmu challenge: A briefing for the 66th meeting of the CITES Standing Committee, January 2016*. London, UK. 10 pp.
- Fundacion Naturaleza para la Vida 2016a. *Establecimiento de un laboratorio forense para la identificación y descripción de maderas para la aplicación de los procesos legales y de los sistemas de trazabilidad de los productos incluidos en CITES. Convenio OIMT-CITES Actividad A*. 77 pp.
- Fundacion Naturaleza para la Vida 2016b. *Inventario de la población y abundancia de las especies de Dalbergia retusa y D. stevensonii en las áreas de ocurrencia natural de Guatemala*.
- Gálvez Morales, A.J., Guatemala Autoridad Científica CITES para las especies maderables, CONAP, com. pers. 12 diciembre 2018.
- Gill, D., Oldfield, S., Pinelo, G. y Scott, G. 2013. *Ref. CoP16 Prop. 62 - Inclusion of Dalbergia stevensonii in Appendix II. Proponent: Belize*.
- Global Forest Watch 2014. *Tree Cover Loss in Chiapas, Mexico*. Recuperado de: <https://www.globalforestwatch.org/> [Accedido: 29/01/2019]
- González-Espinosa, M. 2005. Forest use and conservation implications of the Zapatista rebellion in Chiapas, Mexico. *European Tropical Forest Research Network Newsletter*, 43(44): 74–76.
- Government of Guatemala 2014. *Activity Document: Population and abundance survey for Dalbergia retusa and D. stevensonii species in their natural range areas in Guatemala*. 1 pp.
- Gutierrez, S.M. 2016. *Ya'axché Conservation Trust 2015 biodiversity synthesis report*. Punta Gorda, Toledo District, Belize. 64 pp.



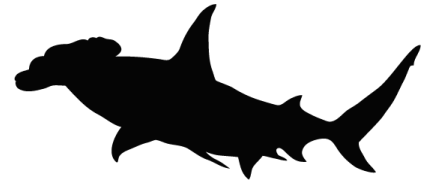
- Gutierrez, S.M. y Dorgay, E. 2017. *Ya'axché Conservation Trust 2016 biodiversity synthesis report*. Punta Gorda, Toledo District, Belize.
- Heinzman, R., Reining, C. y Balick, M.J. 2015. Goods from the woods: The harvest of timber and non-timber forest products in Belize. In: Balick, M.J. and Arvigo, R. (Eds.). *Messages from the gods: A guide to the useful plants of Belize*. Oxford University Press, USA. 1–29.
- Hernandez Lopez, J.A. 2016. *Estudio botánico y fenológico de las especies Swietenia macrophylla King., Swietenia humilis Zucc., y especies arbóreas del genero Dalbergia, presente en el departamento Alta Verapaz, Izabal y áreas aledañas, durante el periodo de abr.* Universidad de San Carlos de Guatemala. 48 pp.
- Herrera, S.M.E., Saravia, M.J.M., Castillo, M.J.J., López, B.E., de León, W.G.A., Morales, T.M., Liquez, C.A., Choxom, E.P. y Mazariegos, P.I.R. 2016. *Manual para la identificación y descripción botánica y de la madera de las especies forestales de Guatemala incluidas en el Listado II de CITES*. 140 pp.
- INAB 2006. *Listado de las principales especies forestales de Guatemala*. Recuperado de: <https://www.yumpu.com/it/document/view/8722939/listado-de-las-principales-especies-forestales-de-guatemala>. [Accedido: 12/11/2018].
- INAB y CONAP 2007. *Lineamientos tecnicos de manejo forestal sostenible*. Guatemala de la Asuncion. 45 pp.
- ITTO-CITES 2016. Program for implementing CITES listings of tropical tree species: May 2016 Newsletter. *ITTO-CITES Program*, 2(12): 1–20.
- ITTO-CITES 2015. Program for implementing CITES listings of tropical tree species: October 2015 Newsletter. *ITTO-CITES Program*, 2(10): 1–14.
- IUCN 2019. *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*. Recuperado de: <https://www.iucnredlist.org/species/7121/22159785>. [Accedido: 29/01/2019].
- Jenkins, A., Bridgland, N., Hembery, R., Malessa, U., Hewitt, J. and Hin Keong, C. 2012. *Precious woods: exploitation of the finest timber*. 62 pp.
- Longwood, F.R. 1962. *Present and potential timbers of the Caribbean*. Agriculture Handbook No. 207. 167 pp.
- Maya Leaders Alliance and Cultural Survival 2013. *United Nations universal periodic review (UPR) joint stakeholder submission on Belize*. 1-14 pp.
- Martinez, H.S.L. 2012. Analysis of forest degradation and its underlying causes in the Toledo district of Belize. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica. 43 pp.
- McCloughlin, L., Wildlife Conservation Society-Belize, com. pers. 23 noviembre 2018
- Mendelssohn, I.A., Byrnes, M.R., Kneib, R.T. y Vittor, B.A. 2017. Coastal habitats of the Gulf of Mexico. In: Ward, C. (Ed.) *Habitats and biota of the Gulf of Mexico: Before the Deepwater Horizon oil spill*. Springer, New York, USA.
- Ministry of Agriculture Forestry Fisheries the Environment and Sustainable Development 2016. *National biodiversity strategy and action plan, Belize*. Belmopan, Belize. 149 pp.
- Ministry of the Environment and Natural Resources of Mexico 2018. *Official Mexican Standard NOM-059-SEMARNAT-2010*. Recuperado de: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5534594&fecha=13/08/2018. [Accedido: 29/11/2018].
- Natura Mexicana 2018. *Conservacion y desarrollo sustentable en la Selva Lacandona*. Recuperado de: <http://www.bibliotecanatura.org/conservacion-y-desarrollo-sustentable-en-la-selva-lacandona/index.php>. [Accedido: 29/11/2018].
- ParksWatch 2004. *Park Profile - Mexico: Montes Azules Biosphere Reserve*. 27 pp.
- Sarkar, S., Sánchez-Cordero, V., Londoño, M.C. y Fuller, T. 2009. Systematic conservation assessment for the Mesoamerica, Chocó, and Tropical Andes biodiversity hotspots: a preliminary analysis. *Biodiversity and Conservation*, 18(7): 1793–1828.
- SATIIM 2016. *Global Forest Watch has teamed up with SATIIM to create the region's first binational, Maya-led forest monitoring system in southern Belize and eastern Guatemala*. Recuperado de: <https://www.satiim.org.bz/global-forest-watch-has-teamed-up-with-satiim-to-create-the-regions-first-binational-maya-led-forest-monitoring-system-in-southern-belize-and-eastern-guatemala/>. [Accedido: 30/11/2018].
- SATIIM 2019. <http://www.satiim.org.bz/community-based-sustainable-forest-project/> [Accedido 28/05/2019].
- Smith, S. 2016. *Ya'axché Conservation Trust 2015 annual report*. Punta Gorda, Toledo District, Belize. 43 pp.
- Soto-Pinto, L., Castillo-Santiago, M.A. y Jiménez-Ferrer, G. 2012. Agroforestry systems and local institutional development for preventing deforestation in Chiapas, Mexico. In: Moutinho, P. (Ed.). *Deforestation around the world*. IntechOpen. 333–350.



- Standley, P.C. y Record, S. 1936. The forests and flora of British Honduras. *Botanical Series*, 12(350).
- de Stefano, R.D., Manriquez, G.I., Linares, J.L., Quintanar-Isaias, A., Rodriguez, R.R. y Vazquez, J.S.S. 2016. *Evaluacion del riesgo de extincion de Dalbergia stevensonii Standl. de acuerdo al numeral 5.7 de la NOM-059-SEMARNAT-2010*. 18 pp.
- Sustainable Tropics Alliance 2018. *Chiapas, Mexico*. Recuperado de:
<http://www.sustainabletropics.org/chiapas-mexico/>. [Accedido: 29/11/2018].
- The Government of Mexico 2000. *Ley General de Vida Silvestre*.
- The Government of Mexico 1988. *Ley General del Equilibrio Ecologico y la Proteccion al Ambiente*.
- The World Bank 2010. *Implementation, completion and results report for a Mexico Mesoamerican biological corridor project*. 129 pp.
- TRAFFIC 2018. Seizures and prosecutions. *TRAFFIC Bulletin*, 30(1): 1–48.
- Treanor, N.B. 2015. *China's hongmu consumption boom: analysis of the Chinese rosewood trade and links to illegal activity in tropical forested countries*. 1-48 pp.
- PNUMA-WCMC 1998. *Contribution to an evaluation of tree species using the new CITES listing criteria*.
 Compiled by UNEP-WCMC on behalf of the CITES Management Authority of the Netherlands. 440 pp.
- Vivero, J.L., Szejner, M., Gordon, J. y Magin, G. 2006. *The red list of trees of Guatemala*.
- Wainwright, J.D. y Zempel, C.L. 2018. The colonial roots of forest extraction: rosewood exploitation in southern Belize. *Development and Change*, 49(1): 37–62.
- Wiemann, M.C. y Ruffinatto, F. 2012. *Separation of Dalbergia stevensonii from Dalbergia tucurensis*. Madison, WI. Wolf, D., Oldfield, T.E.E. and McGough, N. 2018. *CITES non-detriment findings for timber: A nine-step process to support CITES Scientific Authorities making science-based non-detriment findings (NDFs) for timber/tree species listed in CITES Appendix II. Version 3.0*. Bundesamt für Naturschutz. Bonn, Germany. 71 pp.



Sphyrna spp.



A. Resumen y Recomendaciones

Características de la especie

Sphyrna lewini, *Sphyrna mokarran* y *Sphyrna zygaena* fueron incluidos en el Apéndice II CITES en 2013, con entrada en vigor retrasada a 18 meses. La inclusión entró en vigor el 14/09/2014. Las tres especies tienen una distribución circunglobal y una compleja historia de vida costera-pelágica, con juveniles encontrados en hábitats de bajura y adultos hallados en aguas profundas. La estructura poblacional de las tres especies está insuficientemente definida, pero ciertos datos moleculares sugieren que mientras las hembras pueden mostrar fidelidad de sitio a determinadas costas o archipiélagos, los machos viajan largas distancias y facilitan así el flujo de genes a través de las extensiones oceánicas. Las tres especies se caracterizan por su crecimiento lento, baja fecundidad y larga longevidad, aunque estos parámetros varían en función de la población muestreada.

S. lewini, *S. mokarran* y *S. zygaena* son muy susceptibles a la sobre explotación y son vulnerables a una amplia gama de artes de pesca (como las redes de arrastre, redes de cerco con jareta, redes de enmalle y palangres). Las especies se capturan tanto en la pesca dirigida como la pesca incidental, y las tres tienen una tasa de mortalidad en buque muy alta (más del 90% en varios estudios). Al igual que otros elasmobranquios, no se dispone de muchos datos sobre declives y desembarques de las tres especies, principalmente porque: a) hasta hace poco, las capturas de tiburones no solían notificarse a nivel de especie, y b) las especies capturadas de manera incidental tienden a no notificarse. *S. lewini* es la especie para la que la mayoría de datos están disponibles, y la mayoría de los estudios indican que la población ha sufrido importantes descensos tanto en el Atlántico Noroccidental como en el Pacífico Oriental.

En América Central y el Caribe, la mayoría de los tiburones se captura directa o indirectamente por la pesca artesanal local a pequeña escala. Muchas de estas pescas suceden en lo que se cree que son áreas de vivero, y principalmente captan juveniles. Dentro de la región, se ha informado que Costa Rica y Panamá son los países más importantes en términos de volumen de desembarques de tiburones y tamaño de la flota; sin embargo, según la Base de Datos de Comercio CITES, sólo Costa Rica, El Salvador, Nicaragua y México exportaron productos de *Sphyrna* spp. en cantidad relevante de 2014 a 2016.

Directrices, problemas y recomendaciones

La inclusión de especies de tiburones en los Apéndices CITES es una novedad relativamente reciente, y mucho se ha debatido acerca de las mejores prácticas para el desarrollo de los DENP de especies por lo general altamente migratorias, que utilizan aguas bajo la jurisdicción de múltiples Partes, y pueden ser recolectadas en áreas fuera de la jurisdicción nacional, tales como alta mar. Además, los datos sobre las especies marinas suelen ser escasos y pueden variar entre las poblaciones de especies de amplia distribución.

Se ha publicado una serie de documentos de orientación para ayudar a las Partes a definir un DENP sólido para especies de tiburones (por ejemplo García Núñez, 2008; Mundy-Taylor *et al.*, 2014; Fisheries Agency of Japan, n.d). En la 70ª reunión del Comité Permanente CITES, celebrada en octubre de 2018, también se introdujo una hoja de trabajo electrónica para ayudar a las Autoridades Administrativas y Científicas CITES a elaborar DENP para las especies de tiburones y rayas incluidas en los apéndices de la CITES, que está previsto que se despliegue en 2019. La hoja de trabajo se basa en la guía de Dictámenes de Extracción No Perjudicial para especies de Tiburón de Mundy-Taylor *et al.*, (2014) y puede utilizarse para desarrollar DENP para especímenes listados en Apéndice II CITES capturados en (a) aguas territoriales y/o ZEE de un Estado, y (b) en alta mar. Ayuda a las Partes a hacer una evaluación guiándolas a través de los parámetros específicos del historial de vida de una especie, datos de población y medidas de gestión que deben tenerse en cuenta al completar un



DENP, e incluye un proceso gradual para decidir si se puede hacer un DENP positivo. La guía también incluye una serie de recursos útiles, así como datos biológicos específicos de la especie por defecto que pueden utilizarse si no se dispone de los propios de esa ubicación. Los talleres regionales de los países miembros de OSPESCA escogieron la guía de Mundy Taylor *et al.*, (2014) por tener una mejor base de los elementos necesarios en la elaboración de un DENP para especies de tiburones (CRACCITES-Costa Rica, 2017). En 2016, Simpfendorfer y Rigby (2016a) publicaron una plantilla siguiendo la guía Mundy-Taylor *et al.* (2014) para el DENP del *Sphyrna lewini* en el Océano Pacífico. La plantilla incluye sugerencias de fuentes que pueden usarse para calcular la capacidad biológica intrínseca, así como medidas de gestión globales y regionales; pero los estudios citados tratan principalmente de poblaciones del Indo-Pacífico en vez de poblaciones del Pacífico Oriental. La futura hoja de trabajo electrónica de DENP para tiburones y rayas poblará automáticamente las características de la historia de vida específica de la región, tomadas de la literatura científica.

Los DENP deben ser dinámicos y actualizarse a medida que se disponga de nuevos datos. Según Mundy-Taylor *et al.* (2014), un buen DENP sólido se logra cuando:

- (1) Existe una buena comunicación entre las Autoridades Pesqueras y las Autoridades CITES internas de cada Parte y entre ellas.
- (2) Hay cooperación internacional que incluye el desarrollo de DENP conjuntos para las poblaciones compartidas.
- (3) Existe un desarrollo colaborativo de evaluaciones de poblaciones y de DENP para las masas de tiburones de alta mar a través de la pertenencia a los ORP.
- (4) Las partes adoptan enfoques similares que permiten que los DENP sean equivalentes y comparables, y alientan activamente la revisión por pares y el intercambio de metodologías para el DENP.

La siguiente tabla describe los retos generales para hacer un DENP que se han encontrado presentes en la región objeto de este examen, las medidas adoptadas hasta la fecha, y los esfuerzos que parecen ser aún necesarios.

Datos	
Parámetros de historia de vida	Se sabe que los parámetros de la historia de vida (utilizados en las evaluaciones de población, así como en el proceso de DENP para determinar la vulnerabilidad biológica intrínseca) de <i>S. lewini</i> , incluidas las tasas de crecimiento y la periodicidad reproductiva, varían con respecto a la población muestreada. Aunque la guía para DENP de Mundy-Taylor <i>et al.</i> (2014) incluye una lista de datos biológicos específicos por defecto de las especies, estos pueden no reflejar las características de las poblaciones locales. Es importante, en la medida de lo posible, basar los cálculos en datos recopilados de las poblaciones más relevantes para los países de América Central y el Caribe; sin embargo, la falta de estimaciones de parámetros importantes en la historia de vida de <i>S. mokarran</i> y <i>S. zygaena</i> sigue siendo una barrera para entender la dinámica de la población de estas especies. La futura hoja de trabajo electrónica del DENP para tiburones y rayas (producido por Mar Alliance, Blue Resources Trust y el Gobierno de Alemania) completará automáticamente las características del ciclo vital de la región tomadas de la literatura científica, pero sigue habiendo importantes lagunas en los datos.



Estimaciones de capturas	Evaluar la severidad de la presión pesquera sobre las poblaciones de especies concretas es un paso esencial en el logro de un DENP robusto. Sin embargo, actualmente no se dispone de estimaciones precisas del total de capturas de tiburones (desembarcados, liberados y descartados en el mar), tanto en las pescas dirigidas como fuera de ellas, y tienden a no ser específicas de cada especie. De los países incluidos en este informe, sólo Belice y Costa Rica acusaron tener datos históricos específicos por especie de capturas de tiburones por sus flotas industriales, y sólo Guatemala y Nicaragua admitieron tener datos históricos específicos por especie de sus flotas artesanales (Siu y Aires-da-Silva, 2016). Si se quiere comprender plenamente la presión pesquera sobre <i>Sphyrna</i> spp. en la región, los programas de seguimiento deberían cubrir ambas flotas industriales y artesanales. Los observadores deben tener también la capacidad de distinguir entre las especies de <i>Sphyrna</i>. Varios países han planteado en el presente informe su limitada capacidad para identificar tiburones sobre el terreno como una cuestión que debe abordarse con urgencia (AC28 Inf. 12; Unidad de Pesca de Alta Mar de Belice, 2015; FAO, 2018). Un método sugerido para asegurar la identificación fiable de la especie es implementar medidas para que el tiburón martillo llegue a tierra con sus cefalofos todavía adheridos (Anon., 2014).
Supervisión del esfuerzo	Si bien las tendencias de población se pueden evaluar de diversas maneras para completar un DENP, en general se considera que las inferencias basadas en medidas que incluyen la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) son más sólidas que los datos de los desembarques. Sin embargo, se considera que algunas medidas de esfuerzo son mejores que otras; por ejemplo, en la pesca con redes de cerco, la longitud y el tiempo de calado de las redes se considera una medida de esfuerzo mucho mejor que los días de pesca (FAO, 2018). Los países deben garantizar que, de ser posible, futuras evaluaciones de poblaciones estén respaldadas por medidas de CPUE que se creen que mejor reflejan el estado de la población objeto de estudio.
Normalización	Elaborar los DENP con datos y procesos estandarizados permite una mejor comparación de los datos de desembarque y abundancia entre los países. La posesión de estos datos aumentará a medida que los miembros de OSPESCA (Belice, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Nicaragua, República Dominicana, Honduras y Panamá) armonicen los formularios de recolección de datos para los desembarques y el muestreo biológico, y ya hay esfuerzos para armonizar los procedimientos del DENP. En enero de 2015, por ejemplo, se celebró en ciudad de Guatemala un Taller sobre la Armonización de Procedimientos del DENP para las Especies de Tiburones y Rayas en el Apéndice II de CITES en los países SICA (AC28 Inf. 12). Los formularios de recopilación de datos normalizados, así como el acceso a datos centralizados (como los desarrollados por los países de OSPESCA), pueden también ayudar a países (como Belice) cuyos datos sobre la captura de tiburones se ven limitados a la información de las descargas de los buques en puertos extranjeros.
Factores de conversión	Según Mundy-Taylor <i>et al.</i> (2014), mejorar el uso de factores de conversión fiables entre peso vivo, peso muerto desembarcado y peso de producto comercializado sería de gran ayuda a las autoridades para evaluar con mayor precisión las presiones del comercio sobre las poblaciones de tiburones, y es también un aspecto clave para garantizar la trazabilidad. Se puede exigir, por ejemplo, verificar que las cantidades notificadas de partes de derivados correspondan al número de ejemplares asignados en la cuota o al total de capturas autorizadas, o que verifiquen que las aletas desecadas para exportación coincidan con el producto fresco comprado. El uso de factores de



	conversión uniformes en toda la región es un componente clave del manejo de otras especies marinas (como <i>Strombus gigas</i>, véase Prada <i>et al.</i>, 2017), y deben aplicarse los mismos principios a las partes y derivados de tiburones; sin embargo, se puede encontrar poca información sobre los factores de conversión actualmente utilizados por los países incluidos en este examen, las metodologías utilizadas para desarrollarlos y si se están llevando a cabo esfuerzos regionales de normalización. La diferencia de tamaño entre las tres especies de la lista de <i>Sphyrna</i> spp. también destaca la necesidad de que algunos factores de conversión sean específicos de cada especie (como por ejemplo, el peso medio de las aletas). México señala que utiliza factores de conversión como medida de trazabilidad a lo largo de sus líneas de producción de aleta de tiburón (AC de Mexico CITES <i>in litt.</i> al PNUMA-WCMC, 2018); la metodología de cálculo para estos factores así como las lecciones aprendidas podrían ser compartidas.
GESTIÓN	
MdE de tiburones	El MdE de tiburones CEM contiene un plan de conservación cuyo objetivo es lograr y mantener un estado de conservación favorable para los tiburones migratorios. Aunque Costa Rica, República Dominicana, Honduras y Panamá son Partes de la CEM, sólo Costa Rica es signataria del MdE de tiburones. La República Dominicana, Honduras y Panamá podrían considerar la posibilidad de ser signatarios para una mejor acción de conservación coordinada en toda el área de distribución de las especies.
Poblaciones compartidas	Cuando las especies se encuentran en aguas de más de un Estado y/o en alta mar (como es el caso de <i>S. lewini</i>, <i>S. mokarran</i> y <i>S. zygaena</i>), los DENP pueden desarrollarse y expedirse a nivel regional, con un adecuado OPR (como una OROP) que actúe como una Autoridad Científica Internacional para poblaciones de alta mar (Mundy-Taylor <i>et al.</i>, 2014). Un OPR así podría, por ejemplo, llevar a cabo una evaluación de poblaciones y/o establecer un DENP para poblaciones comprendidas en su dominio, y establecer un Total Anual de Capturas (TAC) admisible que se asignaría en forma de cuotas a sus CPC (Mundy-Taylor <i>et al.</i>, 2014). En 2009, el Panel Asesor de Expertos de la FAO para la Evaluación de Propuestas de Enmienda a los Apéndices I y II de la CITES sobre Especies Acuáticas Explotadas Comercialmente señaló que, para el Atlántico Noroccidental, los DENP de <i>S. lewini</i> podrían basarse en las evaluaciones de especies de Hayes <i>et al.</i>, (2009) y Jiao <i>et al.</i>, (2009) (aunque dichas evaluaciones tienen ya 9 años). Mundy-Taylor <i>et al.</i> (2014) recomienda que las Autoridades Científicas consulten con el OPR correspondiente si se ha acordado un DENP Regional – de no haberlo, se recomienda recabar el asesoramiento científico del OPR para el desarrollo de un DENP estatal. Mundy-Taylor <i>et al.</i> (2014) sugiere que, en caso de que el ORP todavía no haya generado resultados en la gestión de tiburones, las Partes (en su calidad de CPC de OPR) podrían considerar solicitar acción inmediata.
Unidades de gestión	A pesar de que <i>S. lewini</i>, <i>S. mokarran</i> y <i>S. zygaena</i> son similares en cuanto a ser especies de larga vida, de crecimiento lento, de reproducción lenta, las diferencias entre las tres especies en otros parámetros de vida y comportamiento (como la agrupación) conllevan una diferente vulnerabilidad de población y susceptibilidad ante los diversos artes de pesca (Abercrombie <i>et al.</i>, 2005). Algunos autores consideran que su manejo como grupo combinado no considera estas diferencias adecuadamente (Abercrombie <i>et al.</i>, 2005).



	Del mismo modo, la conectividad entre diferentes poblaciones de la misma especie es transcendental para estimar la tendencia poblacional, así como los niveles de captura sostenible. Daly-Engel <i>et al.</i>, (2012) señala particularmente que, mientras un enfoque en el ADNmt de las hembras puede apoyar la tesis de una gestión de conservación sobre la costa, los machos pueden ser capturados lejos de su lugar natal y en ambas puntas del mismo circuito migratorio. Los estudios de marcadores únicos que utilizan solo un sitio heredado, bien sea de la madre o biparental, pueden confundir las unidades de gestión, por lo que es importante usar estudios de varios sitios, cuando sea posible, para identificar el origen de los especímenes (Daly-Engel <i>et al.</i>, 2012). También es importante definir más a fondo la estructura de población de cada especie (particularmente <i>S. mokarran</i> en el Pacífico Oriental) para garantizar la correcta escala de las evaluaciones. Las Directrices de Japón para DENP de Especies Acuáticas recomiendan que, en la medida de lo posible, se elabore un DENP para cada población genéticamente independiente (Agencia de Pesca de Japón, n.d). Costa Rica ha señalado que la mejor manera de llevar a cabo una evaluación del estado de población de tiburones martillo listados en CITES sería en el marco de la CIAT (CRACCITES-Costa Rica, 2017).
Evaluaciones de población	Como resultado de los deficientes informes, y la falta de registros específicos por especie, la información sobre tendencias de la población de <i>Sphyrna</i> spp. es escasa. A medida que los informes estandarizados y los datos específicos por especies se hagan más fácilmente accesibles (por ejemplo, mediante el uso de los modelos de informe de OSPESCA), las evaluaciones de poblaciones futuras tendrán fundamentos más sólidos; sin embargo, hasta ese momento (se estima que la información necesaria para una evaluación poblacional formal es al menos de 15 a 20 años), se ha alentado a las Autoridades Científicas que desarrollan los DENP a adoptar un enfoque preventivo acorde con el Principio 15 de la Declaración de Río sobre Ambiente y Desarrollo y con las conclusiones del Taller FAO/CITES de Genazzano (Mundy-Taylor <i>et al.</i>, 2014). A falta de información de larga data, México y Costa Rica han utilizado el Análisis de Productividad y Susceptibilidad (véase Ocean Science Trust, 2017), en combinación con una valoración de riesgos de gestión siguiendo la metodología de Lack <i>et al.</i> (2014), como un método rápido para evaluar la vulnerabilidad de ciertas poblaciones (Benítez <i>et al.</i>, 2015; AC CITES de Costa Rica, 2018). El Salvador ha realizado estas evaluaciones para <i>Carcharhinus falciformis</i>, <i>Alopias pelagicus</i> y <i>A. superciliosus</i>, pero no está claro si se han realizado para <i>S. lewini</i>. Como los otros dos exportadores regionales de productos de tiburón de acuerdo con la base de datos de CITES, Nicaragua y El Salvador podrían considerar la realización de un análisis similar para apuntalar sus DENPs para tiburones martillo.
Prohibiciones	La realización de DENP positivos o condicionales positivos requiere que las Partes garanticen la adopción de medidas de gestión adecuadas para mitigar las presiones sobre las poblaciones de especies. El proyecto de plan de acción regional para la conservación y manejo de tiburones en la zona COPACO (<i>entre otros</i> Belice, Costa Rica, República Dominicana, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá) ha identificado varias medidas de gestión de tiburones que pueden aplicarse sin necesidad de evaluación de población. Estas incluyen: ○ Límite de captura para <i>S. zygaena</i> y prohibición de captura, mantenimiento a bordo, desembarco y comercialización de



	<i>S. lewini</i> y <i>S. mokarran</i> (esta prohibición ya está en vigor para los miembros de la CICA (Belice, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá)) ○ Temporada de veda para la pesca de tiburón durante los meses de parto de la mayoría de las especies (mayo-agosto). Esto ya funciona en México y en El Salvador, pero también podría ser considerado por Nicaragua. ○ Establecimiento de tamaños mínimos, propiamente dirigido a prevenir la captura de los recién nacidos y los juveniles durante su tiempo de cría en zonas costeras (en Costa Rica ya hay restricciones de tamaño mínimo, pero al parecer no en México ni Nicaragua) ○ La prohibición de trazas de alambre en las pesquerías de palangre, de anzuelo y de línea. No está claro qué métodos de vigilancia se utilizan actualmente para evaluar la eficacia de estas medidas en los países en que se aplican; sin embargo, el seguimiento a largo plazo (sobre todo a través de medidas independientes de pesca) será esencial para aplicar la gestión adaptativa de poblaciones.
Mortalidad en buque	La alta tasa de mortalidad de las tres especies en los buques significa que es poco probable que los tiburones martillo capturados en palangres puedan ser liberados con vida. Esto es algo que deben tener en cuenta las medidas de gestión, así como las evaluaciones de vulnerabilidad de cada especie. Estados Unidos respondió a esta cuestión vinculando las cuotas de tiburones martillo con las cuotas de "grandes tiburones costeros" (GTC) (que incluyen los tiburones toro y limón), y cerrando ambas cuotas al alcanzar una de ellas (Anon., 2014). Gulak <i>et al.</i> (2015) sugirió que una limitación en el tiempo de inmersión de los aparejos podría mejorar la supervivencia del tiburón martillo en las pesquerías donde no son una especie objetivo; pero también señaló que lograr esto podría resultar en una reducción inaceptable del rendimiento. Es necesario investigar más a fondo si limitaciones como estas podrían ser financieramente viables en las pesquerías de la región, teniendo en cuenta el tiempo medio de enganche para las especies objetivo.
Aplicación:	Se ha observado la ocurrencia de pesca ilegal, no declarada y no reglamentada (INDNR) en aguas de distribución de las tres especies de <i>Sphyrna</i> consideradas en este examen, incluso en algunas zonas protegidas, aunque no se conoce la magnitud de esta actividad. Hay noticias de comercio internacional desde Panamá, a pesar de no haberse emitido permisos de exportación CITES. La guía de DENP de Mundy-Taylor <i>et al.</i> (2014) señala el nivel de cumplimiento de las medidas en vigor como uno de los aspectos de gestión a ser evaluados. Se observó que varios países incluidos en este examen se esfuerzan por aplicar efectivamente las reglamentaciones pesqueras y que tal vez se necesiten nuevos compromisos para reforzar la capacidad de aplicación de esas medidas.
Trazabilidad	Las Autoridades CITES tienen que confiar en que los especímenes para los que se están buscando permisos han sido correctamente identificados. Para que se cumpla este requisito cuando se exportan productos procesados (y que, por lo tanto, están sujetos a una serie de aspectos de identificación revisados en este informe), las Partes deben contar con sistemas sólidos de trazabilidad y cadenas de custodia. Aunque hay poca información sobre los sistemas de trazabilidad de <i>Sphyrna</i> spp. actualmente en vigor en los países objeto de este examen, destacamos un informe de Lehr (2016) sobre trazabilidad de productos de tiburón listados en la CITES de Costa Rica, encargado por la Secretaría CITES. Lehr (2016) considera que los actuales procedimientos de control de la flota de palangre de mediano y gran tamaño aplican plenamente las recomendaciones de trazabilidad de dicho informe sobre el tema. Se



	alienta a las Partes a tomar en cuenta el informe a la hora de diseñar sus propios sistemas, ya que incluye una serie de recomendaciones relativas a la trazabilidad.
--	---

B. Características de las especies

Nota taxonómica

Según el *Catálogo de Peces* (la referencia estándar CITES para todos los peces excepto el *Hipocampo*), el género *Sphyrna* comprende nueve especies (Eschmeyer *et al.*, 2018). *S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena* son las únicas especies de Sphyrnidae incluidas en los apéndices CITES.

Sphyrna lewini

Biología: *S. lewini* (cornuda común) es un tiburón martillo grande, considerado la especie más abundante de los Sphyrnidae (Ebert y Stehmann, 2013). Es una especie costera-pelágica que se encuentra en mares templado-cálidos y tropicales, y es notable por formar grandes cardúmenes a lo largo de su vida (Ebert y Stehmann, 2013). *S. lewini* se considera un depredador general y oportunista, alimentándose principalmente de cefalópodos, teleósteos (Torres-Rojas *et al.*, 2006; Ebert y Stehmann, 2013) y otros elasmobranquios como las rayas (*Dasyatis* spp.) (Baum *et al.*, 2007a). Los jóvenes tienen una dieta similar, alimentándose principalmente de crustáceos, cefalópodos y pequeños teleósteos, tales como los gobios (Bush, 2003; Torres-Rojas *et al.*, 2010).

S. lewini es vivíparo (Compagno, 1984), con una gestación que se estima dura entre 8 a 12 meses (Hazin *et al.*, 2001; White *et al.*, 2008). La periodicidad reproductiva de la especie es confusa, algunos estudios indican que las *S. lewini* hembras paren cada año (Cortés *et al.*, 2010), y otros estiman que las hembras paren cada dos años (Hazin *et al.*, 2001; White *et al.*, 2008). Otros datos de la historia de vida de la especie (incluidos los necesarios para evaluar su vulnerabilidad biológica intrínseca, como edad y tamaño en que los individuos alcanzan la madurez, tamaño medio de la camada y tasa de mortalidad natural) varían dependiendo de la población muestreada. La tasa de crecimiento de *S. lewini* en el Atlántico Norte occidental, por ejemplo, parece ser más lenta que la de las poblaciones del Océano Pacífico (Ebert y Stehmann, 2013). En la tabla 1.1 se presenta un resumen de la gama de parámetros de vida que se han calculado para la especie, destacando (en gris) los estimados a partir de poblaciones en aguas más relevantes para este examen. En general, *S. lewini* es una especie longeva, de crecimiento relativamente lento y de reproducción lenta (Piercy *et al.*, 2007; White *et al.*, 2008), parámetros que la hacen intrínsecamente vulnerable a la sobreexplotación (Maguire *et al.*, 2006; Baum *et al.*, 2007a; White *et al.*, 2008). Varias fuentes sitúan a la especie en la categoría de la FAO de baja productividad (<0.14/año) (CoP 16 Prop. 43; Cortés *et al.*, 2015). Las especies con estos atributos, y además estructuras espaciales complejas (véase la sección *Distribución*), tienen también una baja relación población-reclutamiento y largos tiempos de recuperación de población cuando se pesca en exceso (Unidad de Pesquerías de Alta Mar de Belice, 2015).



Tabla 1.1: Resumen de parámetros vitales de *S. lewini*. TL = longitud total, H = hembra, M = macho.

Parámetros vitales	Valor	Ubicación	Fuente
Tasa de crecimiento (von Bertalanffy k)⁵	0.16 cm/año H 0.13 cm/año M (Asume formación bianual de banda de crecimiento)	Michoacán, México (Pacífico Oriental)	Anislado-Tolentino y Robinson-Mendoza, 2001
	0.10 cm/año H 0.12 cm/año M (Asume formación bianual de banda de crecimiento)	Costa sur de Sinaloa, México (Pacífico Oriental)	Anislado-Tolentino <i>et al.</i> , 2008
	0.09 cm/año H 0.13 cm/año M (Asume formación anual de banda de crecimiento)	Golfo de México y Atlántico noroeste	Piercy <i>et al.</i> , 2007
	0.05 cm/año H 0.05 cm/año M (Asume formación anual de banda de crecimiento)	Sur de la costa brasileña (Atlántico Sur)	Kotas <i>et al.</i> , 2011
	0.25 cm/año H 0.22 cm/año M (Asume formación bianual de banda de crecimiento)	Taiwan Noreste, Provincia de China ⁶	Chen <i>et al.</i> , 1990
	223 cm LT H 170 cm LT M	Michoacán, México (Pacífico Oriental)	Anislado-Tolentino y Robinson-Mendoza, 2001
	220 cm LT H 180 cm LT M	Golfo de Tehuantepec, México (Pacífico Oriental)	Bejarano-Alvarez <i>et al.</i> , 2011a
Tamaño en la madurez	250 cm LT H 180 cm LT M	Golfo de México	Branstetter, 1987
	240 cm LT H 180-200 cm LT M	Nordeste de Brasil y Sudoeste del Atlántico Ecuatorial	Hazin <i>et al.</i> , 2001

⁵ El método más comúnmente utilizado para calcular la edad de un tiburón es mirar los pares de bandas en las vértebras del ejemplar. Mientras que algunos estudios asumen que *S. lewini* forma dos pares de bandas por año (i.e., Chen *et al.*, 1990), la mayoría de los estudios calculan la tasa de crecimiento en el supuesto de que se forma una banda por año (i.e., Piercy *et al.*, 2007; Kotas *et al.*, 2011). Aceptar un crecimiento anual del anillo en lugar del crecimiento bianual se traduce en (a) estimaciones de crecimiento más lento y (b) estimados más altos para la edad de madurez de la especie.

⁶ En lo sucesivo denominada Taiwan POC.



Parámetros vitales	Valor	Ubicación	Fuente
	210 cm LT H	Taiwan del Noreste POC	Chen <i>et al.</i> , 1988 en
	198 cm LT M		Hazin <i>et al.</i> , 2001
	228.5 cm LT H	Indonesia	White <i>et al.</i> , 2008
	175.6 cm LT M		
	200 cm LT H	Australia Septentrional	Stevens y Lyle, 1989
	140-160 cm LT M		
Edad de madurez	5.8 años H	Michoacán, México	Anislado-Tolentino y
	4.3 años M	(Pacífico Oriental)	Robinson-Mendoza,
			2001b
	17 años H	Golfo de México	Branstetter, 1987
	10 años M		
Longevidad observada	18.6 años H (335.6 cm LT)	Michoacán, México	Anislado-Tolentino y
	8.8 años M (244.3 cm LT)	(Pacífico Oriental)	Robinson-Mendoza,
			2001
	30.5 años H (234cm LT)	Golfo de México y	Piercy <i>et al.</i> , 2007
	30.5 años M (241cm LT)	Atlántico noroeste	
	31.5 años H (217 cm LT)	Sur de la costa brasileña	Kotas <i>et al.</i> , 2011
	29.5 años M (234 cm LT)		
	14 años H (331 cm LT)	Taiwan del Noreste POC	Chen <i>et al.</i> , 1990
	10.6 años M (301cm LT)		
Tamaño de la camada	14-40	Golfo de Tehuantepec, México	Bejarano-Alvarez <i>et al.</i> , 2011a
		(Pacífico Oriental)	
	>30	Golfo de México	Branstetter, 1987
	2-25	Pacífico Oriental de Colombia	Tapiero, 1997
	2-21	Nordeste de Brasil y Sudoeste del Atlántico Ecuatorial	Hazin <i>et al.</i> , 2001
	14-41 (media = 25)	Indonesia	White <i>et al.</i> , 2008
	12-38	Taiwan del Noreste POC	Chen <i>et al.</i> , 1988 en
			Hazin <i>et al.</i> , 2001
	13-23	Australia Septentrional	Stevens y Lyle, 1989

La tasa de mortalidad natural de *S. lewini* ha sido estimada en 0,107/año para la población del Golfo de México (usando la estimación de tasa de crecimiento de Branstetter (1987) (Chen y Yuan, 2006), y 0,126/año para la población costera de Australia (Harry, 2011). Esta última estimación utilizó la fórmula de Jensen (1996) de *Mortalidad Natural* = $1,6 k$, donde k es la tasa de crecimiento tope de von Bertalanffy. Ambas estimaciones suponen que *S. lewini* forma un par de bandas por año. Chen y Yuan (2006) calculan la tasa intrínseca de incremento de población en el Golfo de México como 0.086/año. Las estimaciones de este parámetro de Taiwan COP, basadas en dos pares de bandas por año, arrojan un índice más alto de 0,205/año (Liu y Tsai, 2011).



Distribución y estructura poblacional: *S. lewini* tiene una distribución circunglobal en mares costeros cálidos y tropicales entre 46°N y 36° S (Fig. 1) (Compagno, 1984). Se encuentra sobre plataformas continentales e insulares y en aguas profundas adyacentes, desde aguas intermareales y superficiales hasta profundidades de 275m, y se ha visto entrando en bahías y estuarios cerrados (Compagno, 1984). Se sabe que algunas poblaciones adultas forman grandes cardúmenes en los montes marinos (Ebert y Stehmann, 2013).



Figura 1: Distribución de *S. lewini*. Fuente: Unión internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), (Baum *et al.* 2007a)

Según la evaluación de la UICN la especie, *S. lewini* se encuentra en Belice, Costa Rica, República Dominicana, El Salvador, Honduras, México, Nicaragua y Panamá, mas no en Guatemala (Baum *et al.*, 2007a). Sin embargo, el PAR-Tiburones de Centroamérica (ver sección *Gestión*) considera que el rango de la especie incluye a Guatemala (OSPESCA, 2011a), y hay registros de pescas de *S. lewini* capturados por la pesquería artesanal del país (Ruano e Ixquiac, 2007). Las áreas de parto y cría conocidas de *S. lewini* incluyen (pero no se limitan a) las aguas costeras de Oaxaca (Pacífico Oriental) (Bejarano-Alvarez *et al.*, 2011), Bahía de Toro (Atlántico Noroeste) (Castro, 1993), Costa Atlántica de Florida (Adams y Paperno, 2007), el Norte del Golfo de California, y Bahía Almejas en la costa del Pacífico de Baja California Sur (Baum *et al.*, 2007a). El Golfo de Tehantepec (Pacífico) se considera un sitio de reunión para las hembras grávidas (CONAPESCA-INP, 2004); que también son a menudo capturadas en primavera/verano en la bahía de Kino, frente a la costa de Sonora (CONAPESCA-INP, 2004).

Generalmente *S. lewini* se considera como una especie altamente activa (Compagno, 1984). Estudios moleculares han demostrado que los machos son mucho más activos que las hembras (Daly-Engel *et al.*, 2012). El *S. lewini* macho no muestra ninguna diferencia genética de población, ya sea entre cuencas oceánicas o dentro de ellas, por lo que se cree que viaja largas distancias y facilita el flujo de genes en los amplios océanos (Daly-Engel *et al.*, 2012). Sin embargo, se desconoce la frecuencia de estas migraciones, (Daly-Engel *et al.*, 2012); y a pesar de la evidencia de que ocurren, Daly-Engel *et al.* (2012) encontró cierta diferenciación genética entre las poblaciones de *S. lewini* en el Golfo de México y el Atlántico occidental.



En contraste, se cree que la *S. lewini* hembra muestra fidelidad de sitio a líneas costeras, archipiélagos o áreas de cría particulares (Daly-Engel *et al.*, 2012). La evaluación de especie de la UICN señaló haber identificado al menos cinco poblaciones genéticamente distintas de *S. lewini*: Atlántico Noroccidental, Mar Caribe, Atlántico Suroccidental, Atlántico Oriental, y Pacífico Indo-Occidental (D. Chapman y M. Shivji, Nova Southeastern University data en Baum *et al.*, 2007a). Para el momento en que se publicó la evaluación de especie de UICN, los límites entre cada población no se habían definido plenamente y hacía falta realizar más muestreos en el Mar Caribe (Baum *et al.*, 2007a). Se informó que la frontera entre las poblaciones caribeñas y el Golfo de México estaría ubicada en algún lugar entre Texas y el norte de Belice (D. Chapman y M. Shivji, información inédita de Nova Southeastern University en Baum *et al.*, 2007a). NOAA reconoció seis segmentos distintos de población para *S. lewini* en 2013: Atlántico noroccidental y Golfo de México; Atlántico centro y sudoeste; Pacífico Indo-occidental; Pacífico Central; y Pacífico Oriental (NOAA, 2013) (Figura 2).

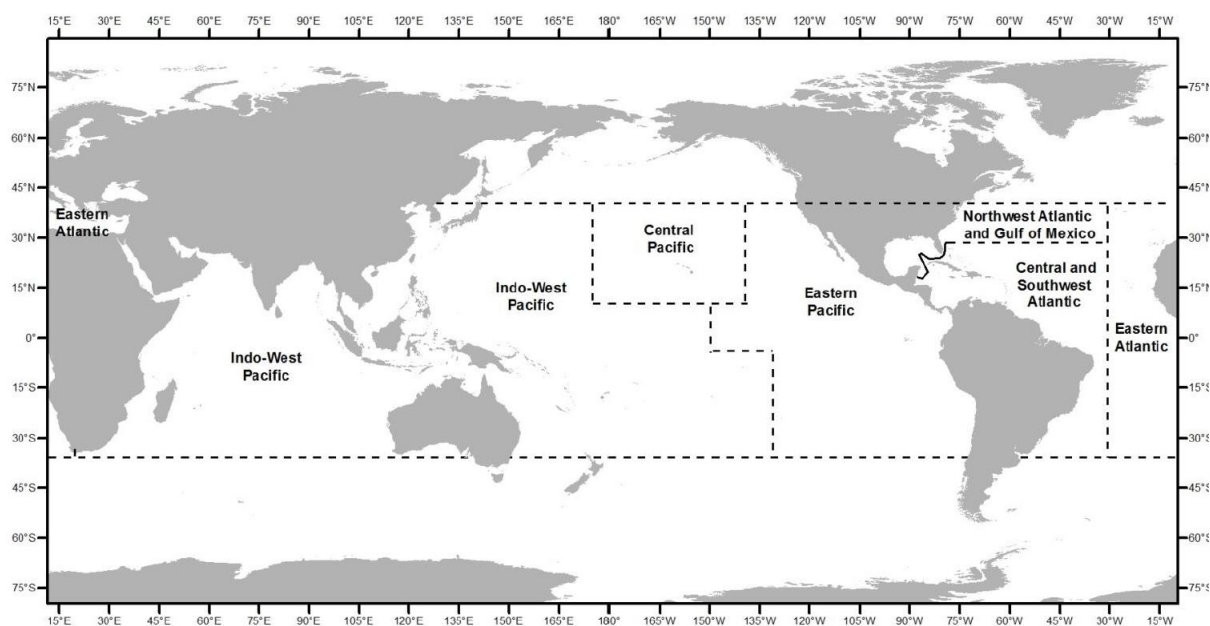


Figura 2: Resumen de límites de los distintos segmentos de población de *S. lewini* según lo informado por NOAA, 2013 (reproducido con permiso)

Además de estas diferencias sexuales, *S. lewini* presenta niveles de movilidad variables dependiendo de si son juveniles o adultos. Los *S. lewini* juveniles se encuentran en hábitats costeros donde permanecen residentes por varios años antes de irse costa fuera cuando crecen (Compagno, 1984; Hoyos-Padilla *et al.*, 2014). La depredación natural de juveniles es alta (por otros carcarrinidos así como adultos de *S. lewini*) (Baum *et al.*, 2007a).

Situación y tendencias de la población: *S. lewini* se clasificó como en Peligro, con una tendencia de población desconocida, según una evaluación de 2007 de la UICN, que de paso se encuentra en la lista de evaluaciones pendientes de actualización (Baum *et al.*, 2007a). La evaluación se realizó a raíz de los importantes descensos registrados en muchas zonas del área de distribución de la especie, el aumento de su captura por sus valiosas aletas, la débil resistencia de la especie a la explotación y la intensa presión por la pesca ilegal tanto en la costa como costa afuera (Baum *et al.*, 2007a). *S. lewini* también se ha evaluado a nivel de subpoblación individual. Las presentes en (1) el Atlántico centro-occidental y noroccidental y (2) el Pacífico Oriental Central y Sud oriental, así como las subpoblaciones más pertinentes para la región de este examen, fueron clasificados como en Peligro en base a la alta y continua presión de pesca, así como de los descensos observados e inferidos (Baum *et al.*, 2007b, 2007c). Nance *et al.* (2011) utilizó información microsatelital para estimar un tamaño de población efectiva en el Pacífico Oriental de 34.995-43.551 individuos de *S. lewini*, mientras que Hayes *et al.* (2009) obtuvo un tamaño de población virgen no pescada (en 1981) para la población del Atlántico noroccidental y el Golfo de México de entre 142 000 y 169 000 individuos. En



contraste, Hayes *et al.* (2009) estimó que esta última población había caído a ~25,000-28,000 individuos en 2005. Duncan *et al.* (2006) también utilizó datos moleculares para calcular la masa efectiva de población mundial de *S. lewini* hembras que luego, Miller *et al.* (2014) transformó en estimación total de población efectiva asumiendo una proporción de 1:1 por sexo y multiplicando por dos el estimado de Duncan *et al.* (2006). Como señalaron los autores, se pretende que estos sean indicadores cualitativos en lugar de estimaciones precisas, y para algunas poblaciones el tamaño de muestra es baja. El tamaño de población efectiva mundial de *S. lewini* se estimó en 94 000 individuos (suponiendo un lapso de generación de 16,7 años), y 280 000 individuos (suponiendo un tiempo de generación de 5,7 años).

En la Tabla 1.2 se resumen los datos disponibles de tendencia poblacional y abundancia de *S. lewini* basados en datos no moleculares, con énfasis en las tendencias observadas en el Atlántico Noroccidental y Central y el Pacífico Oriental. Dadas las dificultades para diferenciar entre las especies de *Sphyrna* en el campo (Baum *et al.*, 2007d), así como los informes históricos no específicos de especie, muchas de estas estimaciones son para el género *Sphyrna* y aplican por lo tanto también para *S. mokarran* y *S. zygaena*. La mayoría de las estimaciones coinciden en que las capturas de *S. lewini* disminuyeron sustancialmente entre los años 80 y mediados de los años 2000. Por ejemplo, Hayes *et al.* (2009) constató que a principios de los años 80 hubo capturas máximas de 40 000 individuos en el Atlántico NO y el Golfo de México; esto cayó a 2600-6000 en 2002-2005 (FAO, 2010). Sin embargo, en respuesta a la CoP 16 Prop. 43, el Panel Asesor de Expertos de la FAO para la Evaluación de Propuestas señaló que los recientes niveles de captura eran producto de medidas de gestión cada vez más estrictas, y no debían considerarse un reflejo fiable de abundancia (FAO, 2010).

Aunque hay una serie de estimados de tendencia poblacional en el Atlántico NW, la cobertura de las zonas de pesca pertinentes a los países de este examen se considera limitada (FAO, 2018). También hay importantes lagunas de información sobre tendencia poblacional en el Pacífico Oriental (FAO, 2010).

Tabla 1.2: Datos de tendencia poblacional de *Sphyrna* spp. y de *S. lewini* en el Atlántico Noroeste, Central y Suroeste, así como los Océanos Pacífico Oriental y Sur.

Año	Ubicación	Especie	Datos	Tendencia	Fuente
Atlántico NO					
1972-2003	Atlántico NO (costa de Carolina del Norte)	<i>S. lewini</i>	Estudio independiente de pesquería (estudio de investigación de la UNC) (Captura Por Unidad de Esfuerzo (CPUE))	98% de disminución*	Myers <i>et al.</i> , 2007
1986-2000	Atlántico NO	Tiburón martillo (principalmente <i>S. lewini</i>)	Bitácora de flotas EEUU de palangre pelágicos dirigidas al pez espada y el atún (CPUE)	89% de disminución*	Baum <i>et al.</i> , 2003 ⁷
			Información de flotas EEUU de palangre pelágicos dirigidas al pez espada y el atún (CPUE)	76% de disminución*	Camhi <i>et al.</i> , 2009

⁷ Las conclusiones de este estudio se han calificado como conflictivas, porque la evaluación "sólo utilizó un único índice de abundancia relativa (los cuadernos de pesca con palangre pelágico), ignoró datos que habrían producido diferentes conclusiones, y despreció factores que quizás sesgaron los resultados" (Hayes *et al.*, 2009)



Año	Ubicación	Especie	Datos	Tendencia	Fuente
1981-2005	Atlántico NO y Golfo de México	<i>S. lewini</i>	Datos de capturas anuales recogidos por el Servicio Nacional de Pesca Marítima (modelo de producción excedente)	Disminución del 83% (sin embargo, la evaluación indicó que las cifras iban aumentando de 1995 a 2005)	Hayes <i>et al.</i> , 2009 ⁸
1980-2005	Atlántico NO y Golfo de México	Tiburón martillo complejo (compuesto de <i>S. lewini</i> , <i>S. mokarran</i> y <i>S. zygaena</i>)	Modelo de producción excedente	91-93% de disminución	Jiao <i>et al.</i> , 2009
Pacífico Oriental					
1992-2002	Pacífico Oriental (área protegida cerca de Islas Cocos)	<i>S. lewini</i>	Avistamiento visual en buceo	71% de disminución	FAO, 2010
1993-2013	Pacífico Oriental (área protegida cerca de Islas Cocos)	<i>S. lewini</i>	Avistamiento visual en buceo	45% de disminución	White <i>et al.</i> , 2015
Atlántico SO					
2000-2008	Atlántico SO (frente a la costa de Brasil)	<i>S. lewini</i>	Red de enmalle de superficie CPUE (no estandarizada) Red de enmalle de fondo CPUE (no estandarizada)	>80% de disminución >80% de disminución	FAO, 2010
2000-2008	Atlántico SO (frente a la costa de Brasil)	<i>S. lewini</i>	Palangre de superficie CPUE (no estandarizada)	Sin tendencia Esta pesquería cerró después de 2008 porque la escasa abundancia de tiburones martillo ya no justificaba la pesca (FAO, 2010)	FAO, 2010
1992-2002	Atlántico SO (frente a la costa de Brasil)	<i>S. lewini</i> & <i>S. zygaena</i> (juntos)	Pesca con redes de enmalle CPUE (no estandarizada) Pesca con palangre CPUE (no estandarizada) Pesca recreativa CPUE (no estandarizada)	Sin tendencia Aumento de 1993-2000, disminución de 2000-2002 Sin tendencia	Vooren <i>et al.</i> , 2005

⁸ El Panel Asesor de Expertos de la FAO para la Evaluación de Propuestas a la CITES consideró que esta era la estimación más sólida para el Atlántico NO (FAO, 2010).



Amenazas: La pesca es la principal amenaza para la especie. *S. lewini* coexiste con otras especies pelágicas de alto valor (FAO, 2010), y se saca tanto como objetivo como por captura incidental, dentro de Zonas Económicas Exclusivas (ZEE), así como en alta mar.

Se sabe que la especie es sensible a múltiples artes de pesca diferentes, como redes de arrastre, redes de cerco y redes de enmalle (Hayes *et al.*, 2009; Hazin *et al.*, 2001; Baum *et al.*, 2007a); sin embargo, se considera que es más sensible a los palangres de fondo fijo y pelágicos (Unidad de Pesquerías de Alta Mar de Belice, 2015; Queiroz *et al.*, 2016). La susceptibilidad de los individuos a diferentes pesquerías cambia a medida que maduran; muchos juveniles son capturados en pesquería artesanal costera de tiburón que tienden a concentrarse en áreas de cría (Castillo-Géniz *et al.*, 1998; Ebert y Stehmann, 2013; Ruiz Alvarado y Mijangos López, 1998), mientras que adultos grandes se captan como capturas incidentales en pesquerías pelágicas de atún y pez espada (Castillo-Géniz *et al.*, 1998; Ebert y Stehmann, 2013; Ruiz Alvarado y Mijangos López, 1998; White *et al.*, 2008; Ebert y Stehmann, 2013). También se observa desequilibrio por sexo en las capturas, probablemente como resultado de la compleja dinámica espacial de la especie (véase sección *Distribución*) (Tavares y Arocha, 2008; Hazin *et al.*, 2001; Branstetter, 1987; CONAPESCA-INP, 2004). El hábito de agrupación de *S. lewini* hace a la especie vulnerable a la captura en grandes cantidades; y puede hacerla parecer más abundante en los datos de desembarque (Baum *et al.*, 2007a).

Aparentemente la pesca artesanal captura los tiburones martillo pequeños principalmente por su carne, ya que se considera que tiene mejor sabor y que es más fácil de preparar y conservar para consumo posterior que la carne de individuos más grandes (Ministerio de Medio Ambiente de Panamá, 2017). En Centroamérica la mayor parte de carne de tiburón se consume localmente (FAO, 2018). Los *S. lewini* grandes, por otro lado, son valorados por sus grandes aletas, que a su vez cargan un alto número de agujas (un indicador de calidad en el mercado de aletas de tiburón (Marshall y Barone, 2016) (Abercrombie *et al.*, 2005; Baum *et al.*, 2007a). Las aletas se exportan principalmente a Asia, donde se comercializan y consumen como un marisco de lujo (Shea y To, 2017; FAO, 2010). Otras partes y derivados del tiburón martillo son la piel y el aceite de hígado (Camhi *et al.*, 2009).

Uno de los mayores centros de comercio para el comercio mundial de aletas de tiburón es la Región Administrativa Especial de Hong Kong de China⁹ (Fields *et al.*, 2018), donde dos análisis detallados de la composición de aletas por especie en el mercado han demostrado qué especies se comercializan con mayor frecuencia. Clarke *et al.* (2006) estimó que entre 1,3 y 2,7 millones de *S. zygaena* y *S. lewini* están presentes en el comercio de aletas de tiburón cada año, sobre la base de datos de subasta de 1999-2001. Un estudio más reciente concluyó que en 2014-2015 el volumen de comercio de aletas en los mercados de la RAE de Hong Kong había caído por 30-50% desde el último estudio; aún así, *S. lewini* y *S. zygaena* siguen estando entre las especies más comercializadas (Fields *et al.*, 2018). *S. lewini*, *S. zygaena* y *S. mokarran* representaron el 4,08%, 3,44% y 0,85% de las 3943 muestras analizadas respectivamente (Fields *et al.*, 2018). Aunque no se conocía el origen geográfico de las muestras; Fields *et al.* (2018) consideró posible que mantener semejantes niveles de tiburón martillo en el mercado resultaba más fácil si había cambios en las fuentes geográficas de aletas o expansión de las zonas pesqueras.

S. lewini tiene una tasa de mortalidad en buque muy alta: más del 91% según un estudio de buques palangreros de fondo de US (70% pequeños, 95,2% juveniles, 90,9% adultos, N = 455 individuos) (Morgan y Burgess, 2007), 62,9% según el estudio de palangreros de fondo en la misma región de Gulak *et al.* (2015) y 100 % en experimentos de palangreros de fondo en costas de Brasil (Afonso *et al.*, 2011 en Gulak *et al.*, 2015). Gulak *et al.* (2015) encontró que la variable más importante que determina la tasa de mortalidad por enganche de la especie es el tiempo en el anzuelo, con modelos que predicen una mortalidad del 50% en término de 4h. La profundidad de pesca también se discutió como un posible factor de aumento de la mortalidad, pero el estudio no alcanzó a ver un efecto significativo. Del mismo modo, aunque ya se ha sugerido que el tipo de anzuelo pueda influir en la tasa de mortalidad del tiburón en la pesca comercial, Gulak *et al.* (2015) no encontró una relación directa en el tipo de anzuelo o en sus modelos, (el meta-análisis de Godin *et al.* (2012)

⁹ De aquí en adelante referida como la RAE Hong Kong



sugiere, para la especie de tiburón en general, que el anzuelo circular puede reducir la mortalidad en buque en comparación con el de forma J).

En 2015, se incluyó a *S. lewini* en una evaluación de riesgo ecológico de tiburones pelágicos capturados con palangre en pesquerías del Atlántico (Cortes *et al.*, 2015). En la evaluación se ponderó la vulnerabilidad de la especie (i.e. la medida en que el impacto de una pesquería sobre una especie superará su capacidad biológica para renovarse a sí misma) en base a su productividad (la tasa intrínseca de aumento de población) y susceptibilidad (el producto de la probabilidad de encontrar una población, la probabilidad de capturarla con los artes de pesca, y la mortalidad posterior a la captura). De las 20 especies evaluadas, *S. lewini* quedó como la segunda menor vulnerabilidad; sin embargo, cabe señalar que cada evaluación de riesgo sólo se aplica a una pesquería en particular en un lugar determinado, y que el tiburón generalmente se considera mucho más vulnerable que otras especies objetivo con tasas de crecimiento más rápidas y mayor fecundidad. El estudio tampoco consideró la alta tasa de mortalidad en buque y después de ser liberados (Gallagher y Klimley, 2018). En otras evaluaciones, como la realizada por la AC CITES de Costa Rica con la flota mediana y grande del país en vías de su DENP para la especie, se ubicó a *S. lewini* en una categoría de alto riesgo (AC CITES de Costa Rica, 2018).

La pesca ilegal, no declarada y no reglamentada (INDNR) de *Sphyrna* spp. se produce en aguas de toda la zona de distribución, incluso alrededor de las Galápagos (Carr *et al.*, 2013), Australia septentrional, el Océano Índico occidental (Baum *et al.*, 2007a) y el Pacífico tropical oriental (Miller *et al.*, 2014; Benítez *et al.*, 2015), incluso en áreas protegidas como la AMP de Isla de Cocos en Costa Rica (White *et al.*, 2015). Miller *et al.* (2014) señaló que las medidas regulatorias limitadas en el Pacífico Oriental, podían generar un aumento en las amenazas de la pesca INDNR.

Además de los efectos de la explotación directa, el desarrollo mal controlado de hábitats costeros y marinos ha sido señalado como una amenaza para los sitios de cría de Condriktios (CZMAI, 2014).

Sphyrna mokarran

Biología: *S. mokarran* (cornuda gigante) es el más grande de los tiburones martillo (Last y Stevens, 2009 en Simpfendorfer, 2014), con adultos maduros que suelen medir alrededor de 4 m (Ebert y Stehmann, 2013). Se trata de una especie costera-pelágica que aparece tanto en la costa como costa afuera, abarcando profundidades entre 1-80 m (Ebert y Stehmann, 2013). *S. mokarran* prefiere los arrecifes de coral continentales e insulares (Ebert y Stehmann, 2013), aunque varios estudios de seguimiento demuestran que viaja más de 1,200 km en alta mar (Hammerschlag *et al.*, 2011). Se cree que la especie es más solitaria que *S. lewini* y *S. zygaena* (Abercrombie *et al.*, 2005).

Hay notablemente menos estimados de parámetros vitales de *S. mokarran* que de *S. lewini*, pero los datos disponibles indican que la especie tiene una tasa de crecimiento más rápida y madura a una edad más temprana que otras especies de *Sphyrna* (Ebert y Stehmann, 2013). Como otros peces martillo, *S. mokarran* también tiene una fecundidad relativamente alta en comparación con otros tiburones (Baum *et al.*, 2007a), con un tamaño medio de camada de 15 crías (Cortes *et al.*, 2015). En general, sin embargo, *S. mokarran* sigue siendo una especie de crecimiento lento, reproducción lenta y larga vida, lo que la hace vulnerable a la sobreexplotación. Se supone que su tasa intrínseca de aumento de población es baja, y probablemente similar a la de *S. lewini* (Simpfendorfer y Rigby, 2016b), pero actualmente no hay estimaciones específicas de la especie.

Al parecer el *S. mokarran* macho crece más rápido y alcanza la madurez sexual con menor tamaño que la hembra (Ebert y Stehmann, 2013; Stevens y Lyle, 1989). Al igual que *S. lewini*, *S. mokarran* es vivíparo (Ebert y Stehmann, 2013) y cría una vez cada dos años, con un período de gestación de 10-11 meses (Stevens y Lyle, 1989). El tamaño de la camada oscila entre 6 y 42 crías (Ebert y Stehmann, 2013). La tasa de crecimiento (von Bertalanffy *k*) para la especie en el Golfo de México y el Atlántico NO se ha estimado en 0,11 cm/año para la



hembra y 0,16 cm/año para el macho, con una formación de banda anual (Piercy *et al.*, 2010). La Tabla 1.3 resume las estimaciones del tamaño y la edad en que machos y hembras alcanzan la madurez.

Tabla 1.3: Tamaño y edad de madurez estimados para *S. mokarran*.

Parámetros vitales	Valor	Ubicación	Fuente
Tamaño en la madurez	210 cm LT H 225 cm LT M	Australia Septentrional	Stevens y Lyle, 1989
	250-300 cm LT H 234-269 cm LT M	Indeterminado	Ebert y Stehmann, 2013
	227.9 cm L _{TE} ¹⁰ M 227.9 cm L _{TE} M	Australia Oriental	Harry, 2011
Edad de madurez	5-6 años (mediana)	Indeterminado	Ebert y Stehmann, 2013
	20 (mediana)	Indeterminado	Cortes <i>et al.</i> , 2015

El *S. mokarran* más viejo capturado en el Golfo de California y el Pacífico central mexicano medía 424 cm LT, y se estimó que tenía 45 años (Tovar-Ávila y Gallegos-Camacho, 2014).

La única estimación de tasa de mortalidad natural que se pudo encontrar para *S. mokarran* se calculó a partir de los datos de la Pesquería de Peces de Aleta de la Costa Este de Queensland (Harry, 2011). Se obtuvo con la fórmula de Jensen (1996) de $Mortalidad\ Natural = 1,6\ k$, donde k es la tasa de crecimiento tope de von Bertalanffy. Lo mismo sucede con la única estimación del potencial intrínseco de recuperación de la especie que se pudo encontrar, que fue de 0.043/año (Harry, 2011).

Distribución y estructura poblacional: *S. mokarran* es una especie costera-pelágica con una distribución circuntropical (Compagno, 1984) entre las latitudes 40N y 35S (Denham *et al.*, 2007) (Figura 3). Se encuentra más comúnmente en la plataforma continental y sólo rara vez entra en los estuarios y el mar abierto (Simpfendorfer, 2014). La evaluación de la UICN para las especies enumera todos los países en esta revisión, excepto México como países de ocurrencia (Denham *et al.*, 2007); sin embargo, se han visto *S. mokarran* en varias zonas pesqueras mexicanas (Benítez *et al.*, 2015) y la ZEE de México ocupa un lugar destacado en el mapa de distribución de la evaluación.

¹⁰ L_{TE} = longitud total estirada





Figura 3: Distribución de *S. mokarran*. Fuente: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), Denham *et al.* (2007).

S. mokarran es migratoria, algunas poblaciones siguen las tibias corrientes de agua hacia los polos en el verano (Ebert y Stehmann, 2013; Denham *et al.*, 2007). Sin embargo, hay poca información publicada sobre cualquier aspecto detallado de sus movimientos (Denham *et al.*, 2007). Entre las áreas de cría conocidas está una zona costera de manglares frente al sur de Belice (Denham *et al.*, 2007).

El análisis del ADN mitocondrial y nuclear encontró que las poblaciones de *S. mokarran* en Australia (Indopacífico) y el Atlántico occidental eran genéticamente distintas, pero las muestras no incluyeron el Atlántico Oriental, el Pacífico Central ni el Pacífico Oriental (Testerman, 2014). Al igual que con *S. lewini*, las diferencias en la estructura poblacional a partir de los análisis del ADN mitocondrial y nuclear de *S. mokarran* evidencian la dispersión mediada por los machos (Testerman, 2014). En las capturas también se revelaron diferencias por sexo (Harry, 2011).

Situación y tendencias de la población: En una evaluación de la UICN de 2007 (que deberá ser actualizada) se clasificó a *S. mokarran* como en Peligro, con tendencia a la disminución de la población (Denham *et al.*, 2007), basado en descensos estimados >50% en estudios disponibles. *S. mokarran* sufre los mismos problemas de falta de información específica de especie que *S. lewini*, y a menudo puede ser agrupado con *S. lewini* en los datos de pesca por una identificación errada (Denham *et al.*, 2007). Por lo tanto, hay muy pocas estimaciones de tendencias específicas de la especie.

Los datos de cuaderno de pesca pelágica de EEUU estimaron una disminución de *S. mokarran* de más del 90% entre 1992 y 2000; sin embargo, este base de datos ha sido criticado por presentar datos inexactos (Denham *et al.*, 2007). El estudio de Dudley y Simpfendorfer (2006) de *S. mokarran* capturado en redes de tiburones frente a Kwa-Zulu Natal (un método independiente de vigilancia de pesca) estimó que entre 1978 y 2003 la especie perdió un 79%. Aparte de estas estimaciones, las tendencias de población de *S. mokarran* deben deducirse de estimaciones para el género *Sphyrna*, descritas en la sección *Estado de la población mundial* y



tendencia para *S. lewini*. Basado en comparaciones de estudios dependientes de pesquería y no pesquería y datos de colecciones ictiológicas, Perez-Jiménez (2014) declaró que la especie puede haber sido extirpada del Golfo de California.

Amenazas: Como el más grande de los tiburones martillo, *S. mokarran* es un objetivo favorito debido a sus grandes aletas (que, al igual que *S. lewini*, tienen una gran cantidad de agujas de aleta) (Denham *et al.*, 2007). En 2007, los precios de aleta de la especie en Guatemala eran USD 50 por libra, y se considera que ha aumentado por efecto de los compradores asiáticos (Denham *et al.*, 2007). Se dice que la carne de *S. mokarran* es menos apetecible que la de otros tiburones martillo (Ebert y Stehmann, 2013).

S. mokarran no es un objetivo directo en el Atlántico noroccidental, pero con frecuencia se pesca como captura incidental en la pesca de altura con palangre pelágico, palangre de fondo y redes en el Atlántico noroccidental y el Golfo de México (Ebert y Stehmann, 2013; Denham *et al.*, 2007). En el Pacífico, la captura también es incidental en la pesca con palangre (Denham *et al.*, 2007). *S. mokarran* también tiene una de las tasas de mortalidad en buques más alta entre especies de tiburón (más del 90% según los datos de pesca con palangre de EEUU (Morgan y Burgess, 2007), 56% según el estudio de pesca con palangre de Gulak *et al.*, (2015) en la misma región, y 100 % según el estudio de la pesquería comercial con palangre en Australia (Butcher *et al.*, 2015). Gulak *et al.* (2015) encontró que al igual que con *S. lewini*, el tiempo pasado en el anzuelo es un factor significativo que afecta la tasa de mortalidad de *S. mokarran*. Los autores también destacaron el papel de la longitud de línea en la influencia de la tasa de mortalidad, sus modelos predicen que la mortalidad se produciría antes cuando se utilizan líneas más largas (posiblemente porque aumenta la probabilidad de enredarse o da al tiburón una mayor distancia para correr y luchar contra la línea, aumentando así el estrés) (Gulak *et al.*, 2015). No obstante, se piensa que dado el bajo número de *S. mokarran* incluidos en el estudio se puede causar un falso positivo para esta relación (Gulak *et al.*, 2015).



Sphyrna zygaena

Biología: *S. zygaena* es el segundo tiburón martillo más grande después de *S. mokarran* (Testerman, 2014), con individuos que alcanzan una longitud total máxima de c. 370-400 cm (Ebert y Stehmann, 2013). Al igual que *S. lewini* y *S. mokarran* es un depredador generalista, cuya dieta consiste principalmente de cefalópodos y teleósteos (aunque se sabe que los individuos más grandes se comen otros tiburones más pequeños como el cazón espinoso (*Squalus megalops*) (Smale, 1991). La especie tiende a encontrarse en la superficie o cerca de ella en aguas relativamente poco profundas, en contraste con *S. lewini* y *S. mokarran*, que se extenderán a mayor profundidad (Ebert y Stehmann, 2013).

Hay menos estimaciones de los parámetros vitales de *S. zygaena* que para *S. lewini* (Rosa *et al.*, 2017), ya se ha destacado la necesidad de contar con mejores datos para realizar evaluaciones de población (Coelho *et al.*, 2011). La especie también es vivípara, y se cree que tiene una periodicidad reproductiva de 1 año (Cortes *et al.*, 2015). Se estima que el tamaño medio de la camada es mayor que el de *S. lewini* y *S. mokarran*, con 33,5 crías (Cortes *et al.*, 2015). Un estudio de *S. zygaena* capturado por palangreros en el océano Pacífico Ecuatorial Oriental estimó una tasa de crecimiento de $k = 0,06$ cm/año para los machos, y $k = 0,07$ cm/año para las hembras (Coelho *et al.*, 2011). Rosa (2017) estimó la tasa de crecimiento en $k = 0.09$ /año tanto para machos como hembras en el Océano Atlántico.

Al igual que *S. lewini*, *S. zygaena* crece a un mayor ritmo en los primeros cuatro años de su vida, después de lo cual la tasa de crecimiento se desacelera (Coelho *et al.*, 2011). Se piensa que los machos maduran en los 210-240 cm, en tanto que las hembras maduran a un mínimo de 304 cm (Ebert y Stehmann, 2013). En una evaluación de riesgo ecológico de los tiburones pelágicos del Atlántico capturados en pesca con palangre, Cortés (2015) utilizó un estimado de 9 años como edad media de madurez de la especie.

No se encontraron estimaciones de mortalidad natural ni de tasa de aumento de población de *S. zygaena*.

Distribución y estructura poblacional: *S. zygaena* es una especie costera-pelágica y semioceánica (Compagno, 1984), que se encuentra en los océanos templados y subtropicales de todo el mundo (Simpfendorfer y Rigby, 2016b) (Figura 4). Generalmente se considera que tiene una distribución más moderada que *S. lewini* y *S. mokarran* (Simpfendorfer y Rigby, 2016b). Hay informes de la especie en aguas tropicales pero son irregulares, probablemente resultado de la confusión con *S. lewini*, se necesita corroborar la ocurrencia de la especie en estas aguas (Compagno, 1984; Simpfendorfer y Rigby, 2016b). *S. zygaena* se encuentra más comúnmente en aguas costeras, aguas poco profundas sobre las plataformas continentales e insulares, pero también se encuentra en alta mar a una profundidad de al menos 200 m (Ebert y Stehmann, 2013).

De los países objeto del presente examen, sólo México figura en la lista de la UICN como país de incidencia (Casper *et al.*, 2005).





Figura 4: Distribución de *S. zygaena*. Fuente: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), Casper *et al.*, 2005

Testerman (2014) encontró evidencia de fuertes diferencias genéticas entre las poblaciones de *S. zygaena* en el Atlántico e Indo-Pacífico, y también evidencia de estructuración genética matrilineal en ocho cuencas oceánicas (Atlántico Norte Occidental, Atlántico Sur Occidental, Océano Índico Occidental, Pacífico Sur Occidental, Pacífico Norte Occidental, Pacífico Norte Oriental, Pacífico Tropical Oriental y Pacífico Sur Oriental). Esto sugiere que las hembras son menos móviles que los machos, y que la especie puede tener patrones de migración específicos del sexo similares a *S. lewini*. Testerman (2014) sostuvo que las ocho poblaciones deberían considerarse distintas unidades de gestión para fines de conservación y ordenación pesquera, pero también señaló la necesidad de estudios genéticos específicos con animales de género y edad conocidos para delinear a cabalidad la estructura genética en el Atlántico Oriental y Occidental. La dispersión limitada también está apoyada por estudios de marcaje de *S. zygaena* frente a la costa de África meridional, que encontraron que la mayoría de los movimientos son relativamente cortos y restringidos a la plataforma continental (Diemer *et al.*, 2011).

Al igual que *S. lewini* y *S. mokarran*, se cree que los juveniles de *S. zygaena* permanecen durante varios años en áreas de cría, yéndose a alta mar a medida que maduran.

Situación y tendencias de la población: La UICN clasifica a *S. zygaena* como Vulnerable, con una tendencia a la disminución de población, evaluación que necesita actualización (Casper *et al.*, 2005). Se señaló que era necesario seguir investigando las amenazas, tendencias demográficas, las capturas y parámetros vitales en toda su zona de distribución para determinar quizás una categoría superior en el futuro. Se dispone de pocos datos específicos sobre las tendencias de población por las razones ya descritas en las secciones *S. lewini* y *S. mokarran* de este informe; sin embargo, se cree que *S. zygaena* se confunde a menudo con *S. lewini* (Casper *et al.* 2005; Diemer *et al.*, 2011; Camhi *et al.*, 2009).



Las declinaciones de *S. zygaena* se han inferido del estimado de Baum *et al.* (2003) de una mengua en la abundancia de *Sphyrna* spp. (*S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena*) del 89% entre 1986 y 2000. Basado en datos estandarizados de CPUE de un estudio de investigación de UNC en el Atlántico Noroccidental, Myers *et al.* (2007) calculó que la especie había disminuido un 99% entre 1972 y 2003.

No se encontraron evaluaciones de tendencias a largo plazo específicas de *S. zygaena* para el Pacífico Oriental.

Amenazas: Al igual que *S. lewini* y *S. mokarran*, *S. zygaena* tiene aletas grandes y valiosas muy buscadas por los mercados asiáticos de aletas de tiburón (Abercrombie *et al.*, 2005). También es capturado por las pesquerías dirigidas o no, y es vulnerable a una amplia gama de artes, como palangres pelágicos, redes de enmalle, redes de cerco con jareta y redes de arrastre pelágico y de fondo (Casper *et al.*, 2005). Como es lógico por sus patrones de migración, los juveniles tienden a ser capturados principalmente en pesquerías cercanas a la costa, mientras que los adultos los encuentran las pesquerías pelágicas (Testerman, 2014).

En un estudio sobre la pesca comercial con palangre en Australia, se calculó que la mortalidad en buque de *S. zygaena* era del 100% (Butcher *et al.*, 2015).

C. Comercio mundial

Desembarques y comercio mundial y regional

Por lo general, los datos sobre el comercio y desembarques de tiburones y rayas son escasos. Esto se debe a varias razones entre las que pueden resaltar:

- (i) el hecho de que los tiburones a menudo se capturan como captura incidental y la captura incidental rara vez se registra a nivel de especie en las estadísticas de pesca (Clarke *et al.*, 2006; Oliver *et al.*, 2015),
- (ii) la capacidad para identificar especies es generalmente pobre, por ello la composición de las descargas tiende a reportarse a un nivel taxonómico alto (CIEM, 2017),
- (iii) muchas especies de tiburones carecen de su propio código aduanero en sistemas de uso internacional (FAO, 2010), y
- (iv) los datos de desembarque de capturas de los buques en puertos extranjeros no siempre se comparten con el país de origen (Unidad de Pesquerías de Alta Mar de Belice, 2015).

Como resultado, los datos de producción de *S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena* por lo general se ocultan entre estimados sin especie específica, e incluso éstos pueden verse afectados por causas de subregistro. Aunque los miembros Esfirnidos pueden separarse fácilmente de otros taxones de tiburón por sus distintivos cefalofos, las dificultades con la identificación de especies suelen dar lugar a que todos los tiburones martillo se agreguen en una sola categoría, comúnmente señalado como *Sphyrna* spp. o simplemente "tiburón martillo".

En esta sección se ofrece una visión general de los datos de producción de capturas y comercio de *S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena* a escala mundial y regional (los datos de comercio CITES específicos por país están en la Sección 3). Cuando es posible, el informe analiza material específico de la especie; pero encarando la alta probabilidad de que algunos desembarques se reporten en altos niveles taxonómicos, se contemplan también las descargas declaradas como "*Sphyrna* spp." y "tiburón martillo". También se discuten temas de identificación, así como la necesidad de establecer factores de conversión sólidos con el fin de tener una comprensión exacta del número de individuos representadas por la medida de sus partes y derivados.



Producción de Captura Mundial de la FAO

La producción mundial de captura de la FAO (i.e. el volumen de capturas de peces desembarcados) para los tiburones martillo se muestra en la Figura 5. Estos datos indican que el Atlántico fue la fuente más grande de capturas de tiburón martillo 1997-2016 (Figura 4). Entre 2007-2016, los tres países que reportaron la mayor captura de Sphyrnidae (a nivel familiar) fueron Indonesia (24 457 T), Senegal (10 576 T), y México (10 664 T).

Sin embargo, es importante señalar que estas cifras se consideran una subestimación significativa porque: a) muchos países apenas han comenzado a notificar datos de captura de tiburón martillo y b) debido a la cuenta recortada de la especie de tiburón en general y en particular de las capturas incidentales (Simpfendorfer y Rigby, 2016b; Oliver *et al.*, 2015; Clarke *et al.*, 2006). Además, hay diferencias sustanciales entre las cifras de la FAO y los datos derivados de mercado sobre el comercio de aletas de tiburón. Por ejemplo, el estudio de Clarke *et al.* (2006) de la biomasa de tiburones capturados en todo el mundo para el comercio de aletas de tiburón (derivado de los datos del mercado) estimó que, entre 1996 y 2000, 49 000-90 000 toneladas de tiburón martillo se destinaron al comercio de aletas cada año. Esto es más de un orden de magnitud mayor que el promedio anual de capturas mundiales para tiburón martillo durante el mismo período de acuerdo con los datos de la FAO (3508 T) (Simpfendorfer y Rigby, 2016b).



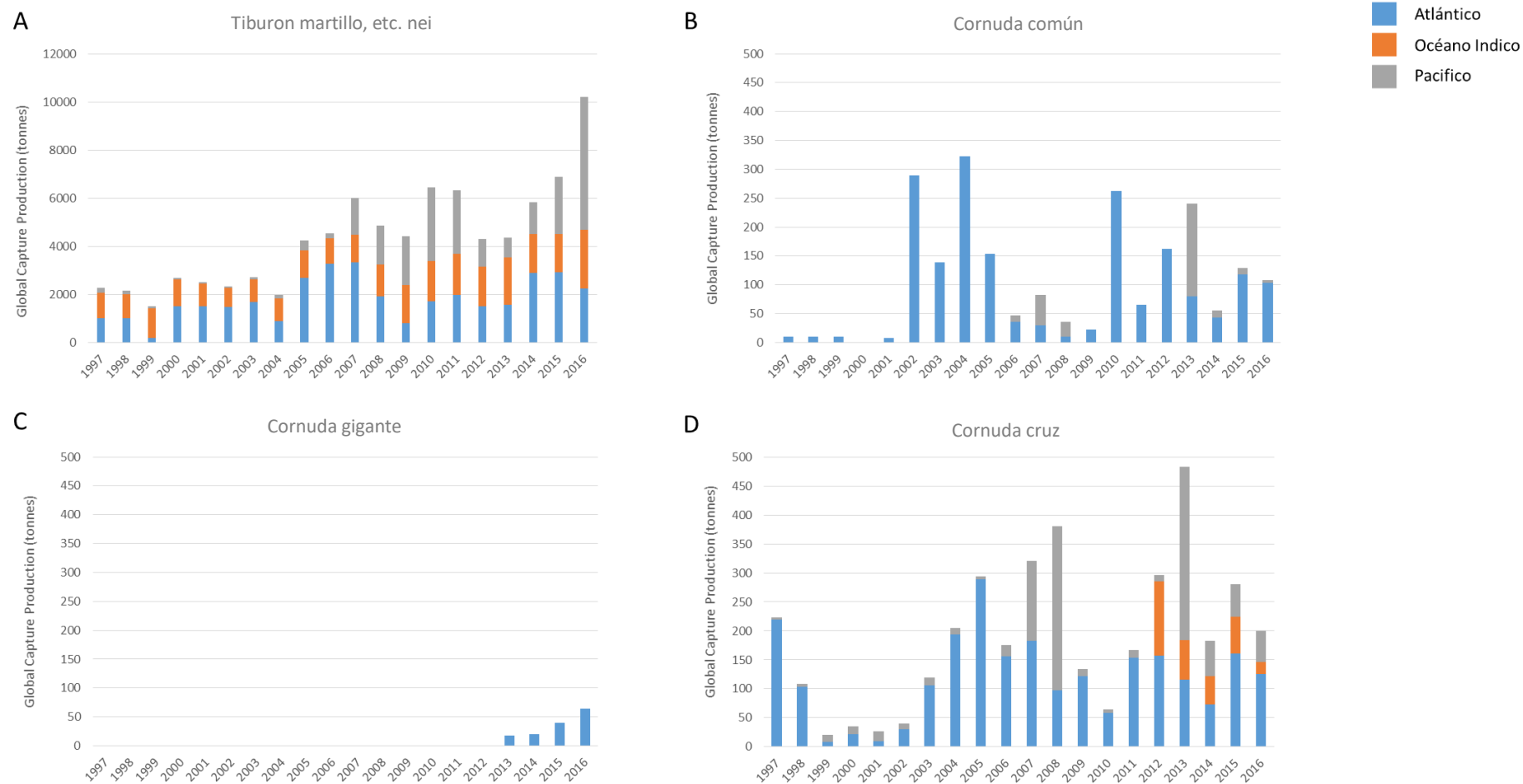


Figura 5: Producción mundial de captura FAO declaradas como "Tiburón Martillo, etc. nei"¹¹, 'cornuda común' (supuesto *S. lewini*), 'cornuda gigante' (supuesto *S. mokarran*), y 'cornuda cruz' (supuesto *S. zygaena*).

¹¹ nei-no incluido en otra parte



Base de Datos de comercio CITES

Mientras que *S. lewini* fue incluido en el Apéndice III por Costa Rica el 25/09/2012, *S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena* apenas se incluyeron en el Apéndice II en septiembre de 2014. En consecuencia, están disponibles sólo cuatro años de datos comerciales (2014-2017) y dos años completos de información, ya que los datos de 2017 no estaban completos al momento de la redacción. Según la Base de Datos de comercio CITES, la exportación mundial de *Sphyrna* spp. silvestre con fines comerciales 2014-2017 incluídas aletas y carne señaladas por peso (aletas): 79 012 kg notificados por los exportadores y 53 626 kg según los importadores. Hong Kong SAE fue el mayor importador de *Sphyrna* spp. mundialmente 2014-2017. Costa Rica, el Salvador, México y Nicaragua fueron los únicos países abarcados en este examen que notificaron exportaciones directas de *Sphyrna* spp. con fines comerciales. La figura 5 muestra el peso de aletas de *Sphyrna* exportadas directamente por estas cuatro Partes, según los datos facilitados por los exportadores. México es el principal exportador de *Sphyrna* spp. dentro de América Central. Sobre la base de sólo dos años completos de datos comerciales de la CITES, no es posible inferir ninguna tendencia en las exportaciones.

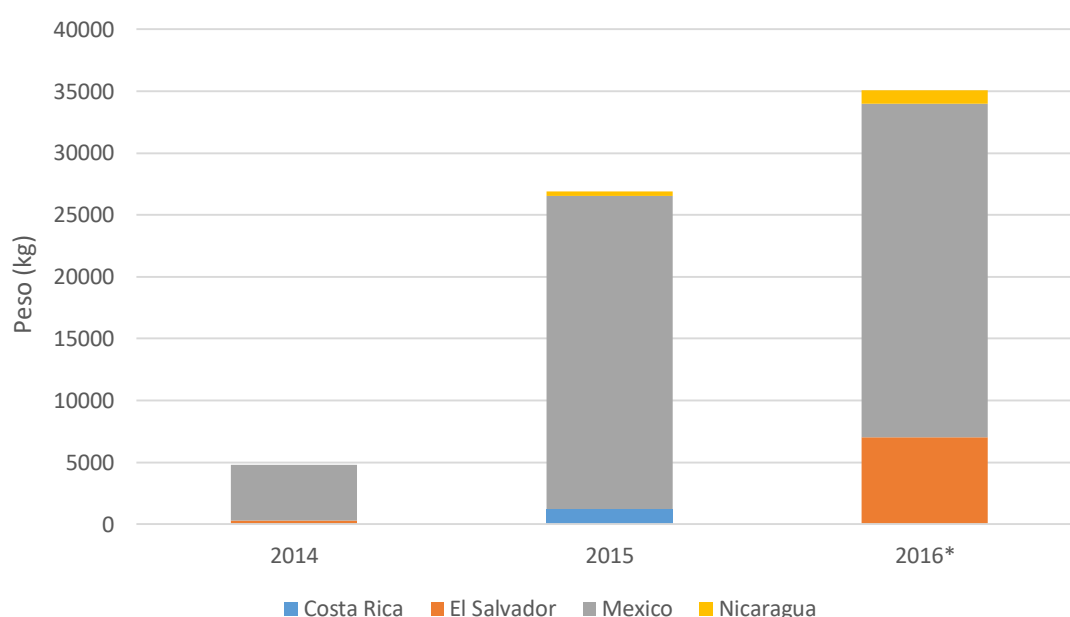


Figura 6: Peso estimado de aletas de *Sphyrna* spp. silvestres exportadas en el período 2014-2016 con fines comerciales de las Partes CITES incluídas en este examen, según los informes de los exportadores. * indica años para los cuales los datos comerciales están incompletos; al momento de redactar el presente informe (enero de 2019) Belice aún no había presentado el Informe anual CITES para 2016. El peso total mostrado incluye datos de tres conversiones de aletas que fueron reportadas por la cantidad de unidades comercializadas en kilogramos (434 aletas *S. lewini* exportadas desde El Salvador en 2014, y 50 aletas *S. lewini* y 50 aletas *S. mokarran* exportadas desde Nicaragua en 2016). Basamos las conversiones en el peso medio de las aletas *S. lewini* reportadas en Kim *et al.*, (2007) que se calculó en 0,69 kg. No se pudo encontrar estimados del peso promedio de las aletas de *S. mokarran*, por lo que se utilizó el mismo peso promedio; cabe mencionar sin embargo, que es probable que sea una subvaloración para esta especie más grande.

Datos de la CIAT

Como miembros de la CIAT (Comisión Interamericana del Atún Tropical) (véase sección *Gestión*), Belice, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua y Panamá deben presentar informes anuales sobre capturas, esfuerzo por tipo de aparejo, desembarque y comercio de tiburones por especie (CIAT, 2005). La figura 7 muestra los datos de capturas accidentales de pesquerías con redes de cerco, del Océano Pacífico Oriental (OPO) obtenidos de la biblioteca de datos de dominio público de la CIAT para los últimos diez años (2008-2017). Panamá y México aportaron el mayor número de descargas de *Sphyrna* durante este período (un



total de 936 y 923 individuos respectivamente), por su parte Nicaragua acusó descarga de 129 individuos *Sphyrna*. No hay ningún dato en ese período de parte de Belice, Honduras, El Salvador y Guatemala.

Los datos aportados de tiburones martillo retenidos por los buques de palangre en OPO son igualmente irregulares. Sólo Belice y Panamá han acusado capturas de tiburones martillo; Belice informó cero tiburones martillo retenidos por buque industrial de palangre en el OPO 2009-2017. No hay datos aportados por Panamá 2008-2015, pero se acusaron cero capturas en 2016, y 11.03 TM de tiburones fueron retenidos en 2017.



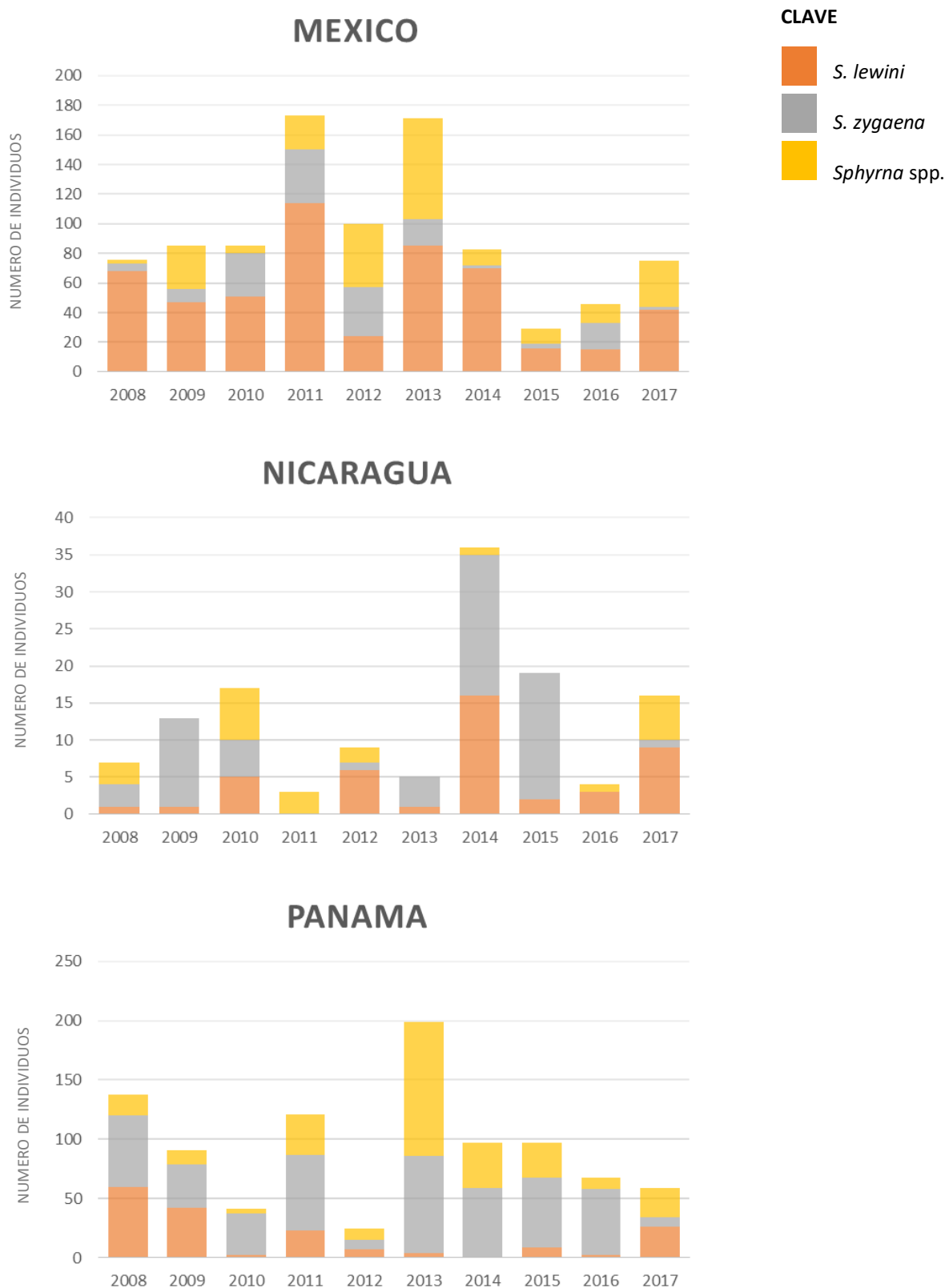


Figura 7: Datos proporcionados por los miembros de la CIAT incluidos en esta revisión sobre la captura accidental de tiburón martillo por cerqueros en OPO, 2008-2017. Las capturas de tiburón martillo pueden notificarse potencialmente a nivel de especie (*S. lewini* y *S. zygaena*), a nivel de género (*Sphyrna* spp.) o en un más amplio "tiburones varios". Los datos de este último nivel se excluyen, por ende los totales pueden no ser totalmente representativos de la cantidad de *Sphyrna* spp. capturados.



Identificación

Ebert y Stehmann (2013) y Pérez-Jiménez (2014) consideran que *S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena* son identificables a nivel de especie a partir de su morfología. El borde anterior del cefalofo de *S. lewini*, por ejemplo, tiene una prominente cavidad en la línea media que es única a la especie (CEC, 2017). Sin embargo, es difícil identificar individuos por especie en el campo (CIEM, 2017), y se reconoce que es común la confusión entre *S. lewini*, *S. mokarran*, *S. zygaena*, y otras especies de *Sphyrna* y *Eusphyra* (Mundy-Taylor y Crook, 2013; Simpfendorfer y Rigby, 2016b; Casper *et al.* 2005; Tavares y Arocha, 2008; Diemer *et al.*, 2011).

La identificación, además, se complica mucho cuando el ejemplar ya no está completo, y hay que tomar una decisión a partir de piezas y derivados como aletas y carne (Mundy-Taylor y Crook, 2013; CEC, 2017). Las aletas secas en particular presentan dificultades (Mundy-Taylor y Crook, 2013), aunque se ha observado que los comerciantes de China y Hong Kong SAE pueden identificar de forma fiable aletas en el comercio en pequeños grupos de especies (incluido un grupo mixto de *S. lewini* y *S. zygaena*) (Clarke *et al.*, 2005). Se han creado guías visuales para ayudar a resolver este problema (p.e. Castellanos Betancourt *et al.* 2013; Marshall y Barone, 2016; Abercrombie y Hernández, 2017), y en 2014 la FAO lanzó iSharkFin; una aplicación gratuita que utiliza el aprendizaje automático para identificar aletas de fotografías (Marshall y Barone, 2016).

No hay una manera fácil para que las autoridades fronterizas identifiquen visualmente la carne y el cartílago a nivel de especie (CEC, 2017); sin embargo, Cardeñosa *et al.* (2018) publicó hace poco un protocolo de PCR en tiempo real, in situ, rápido (<4 horas), para identificar especies de tiburones listados por CITES (incluidas las tres especies de *Sphyrna*) a partir de muestras de tejidos, a un costo de USD 0,94 por muestra. Este tipo de recursos ayudará a fortalecer la capacidad en esta área, lo cual fue señalado como una necesidad urgente en varios países centroamericanos en PAN-Tiburones (Comisión Nacional para la Conservación y Ordenación de Tiburones, 2010; Unidad de Pesquerías de alta Mar de Belice, 2015).

Sin embargo, se ha observado que los aspectos similares entre derivados de los *Sphyrna* listados o no en CITES son tales que algunos autores han sugerido que se amplíe la inclusión en el Apéndice II para cubrir a todos los miembros del género *Sphyrna* y *Eusphyra*, con arreglo al Criterio A del anexo 2b (la cláusula de semejanza) de la Resolución Conf. 9.24 (Apo. CoP14) (AC30 Inf. 14).

Factores de Conversión

Los productos de tiburón a menudo se comercializan en partes, como aletas y carne, y por lo tanto es difícil relacionar la cantidad de derivados en el comercio con la cantidad de tiburones capturados. Para calcular esto se requiere el uso de un factor de conversión, que implica algunas suposiciones sobre a) si se usaron todas las aletas del tiburón, b) el peso medio de la especie, c) la relación entre la masa de aleta y la masa corporal, y d) la cantidad de masa que se pierde debido al procesamiento. Lehr (2015) señaló que las autoridades científicas deberían establecer los factores de conversión, idealmente en coordinación con otras partes. Un DENP de Costa Rica para *Sphyrna* spp. estipula que entre el peso de aleta húmeda y el de aleta deshidratada se utiliza un factor de conversión del 38% para verificar que las aletas secas para exportación corresponden al producto fresco adquirido; un paso importante en las medidas de trazabilidad descritas en su DENP para *Sphyrna* (CRACCITES-Costa Rica, 2017). México también ha realizado estudios para identificar los tiempos de secado de las aletas y los factores de conversión entre derivados, priorizando los estudios que son específicos de la región y tienen grandes tamaños de muestra (AC CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). El país utiliza los siguientes factores de conversión para los derivados de *Sphyrna* spp:



Tabla 1.4: Factores de conversión utilizados por México para *Sphyrna* spp.

Species	% AF:TT	% AF:TC	% AF:AS	Fuente
<i>Sphyrna lewini</i>	2.85	1.66	40 (NMFS, 1993 en Biery y Pauly 2012)	Cortés & Neer (2006)
<i>Sphyrna mokarran</i>	2.94	1.96		Cortés & Neer (2006), Biery y Pauly (2012)
<i>Sphyrna zygaena</i>	8.79	5.77		Neves dos Santos y García (2008)

AF: aleta fresca, AS: aleta seca, TT: troncho de tiburón, TC: tiburón completo

No se pudo encontrar información sobre factores de conversión utilizados por otros países.

Gestión

Como conjunto de especies con una distribución circunglobal, el área de distribución de *S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena* incluye zonas bajo la gestión de tratados y legislaciones nacionales, regionales e internacionales. También puede haber zonas donde se encuentren las tres especies fuera de jurisdicción de gobierno nacional, regional o internacional (como ciertas zonas de alta mar).

Cada Estado incluido en el examen tendrá una ZEE hasta 200 millas náuticas (370 km) de su costa, dentro de la cual el Estado asume jurisdicción sobre la exploración y explotación de los recursos marinos. Además, los Estados pueden ser miembros de ORP tales como la OROP. Los países miembros de estos organismos internacionales comparten un interés práctico o financiero en conservar las poblaciones de peces en una región determinada. Las OROP pueden cubrir grandes áreas geográficas; y como especies parcialmente migratorias, *S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena* quedan bajo la cobertura de los llamados OROP del atún, cuyas áreas representan el 91% de los océanos del mundo (Pew Trust, 2012). Además, los Estados pueden ser signatarios de organizaciones de ordenación pesquera distintas de OROP; la mayoría de los Estados examinados en el presente documento, por ejemplo, son miembros de la Organización de Pesca y Acuicultura de Centroamérica (OSPESCA).

En esta sección se ofrece un panorama general de la legislación y tratados pertinentes que operan a nivel regional e internacional. Los esbozos de legislación nacional pueden verse en la sección *Exámen por País*. En el Anexo 1 se incluye un resumen de los Estados incluidos en este examen sujetos a cada tratado revisado en la presente sección.

Gestión Internacional

Convención de las Naciones Unidas para el Derecho del Mar (UNCLOS)

La CNUDM se considera el principal convenio marco para la gestión de los océanos del mundo (Fischer *et al.*, 2012). La familia Sphyrnidae está incluida en el Anexo I (como especie altamente migratoria) (Asamblea General de Naciones Unidas, 1982).

En virtud de la CNUDM, los Estados costeros y otros Estados que pesquen en la región especies listadas deben cooperar directamente o a través de organizaciones internacionales competentes, con miras a asegurar la conservación y promover el objetivo de utilización óptima de esas especies en toda la región, tanto dentro de la ZEE como fuera de ella (Asamblea General de Naciones Unidas, 1982). Cuando no exista una organización internacional apropiada, se pedirá cooperación al Estado costero y otros Estados que capturen esas especies en la región para establecer ese tipo de organización y participen en su labor (Asamblea General de Naciones Unidas, 1982).

Convención sobre las Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS/CEM)



S. lewini y *S. mokarran* entraron en el Apéndice II del CEM en 2014. La Convención alienta a los Estados del área de distribución de especies incluidas en el Apéndice II a concertar Acuerdos mundiales o regionales para la conservación y ordenación de especies individuales o grupos de especies afines. Con este fin, *S. lewini* y *S. mokarran* (y, a partir de diciembre de 2018, *S. zygaena*) están cubiertos por el Memorándum de Acuerdo CEM (MdA) sobre la Conservación de Tiburones Migratorios (CEM, 2016). Aunque no es obligatorio, el MdE contiene un plan de conservación cuyo objetivo es lograr y mantener un estado de conservación favorable para los tiburones migratorios. Aún siendo Costa Rica, República Dominicana, Honduras y Panamá Partes de la CEM, sólo Costa Rica es signataria del MdE de tiburones.

Plan de Acción Internacional de la FAO para la Conservación y Gestión de los Tiburones (PAI-Tiburones)

El PAI-tiburones se adoptó en 1999 bajo los auspicios del Código de Conducta de la FAO para la Pesca Responsable (Fischer *et al.*, 2012). Su objetivo es garantizar la conservación y gestión de los tiburones y su utilización sostenible a largo plazo, con especial hincapié en la mejora de la captación de datos sobre capturas y desembarques específicos por especie, y la vigilancia y gestión de la pesca de tiburones (Fischer *et al.*, 2012). El plan aplica a los Estados costeros en cuyas aguas se capturen tiburones y a los Estados cuyos buques capturen tiburones en alta mar. El PAI-Tiburones alienta a los Estados a elaborar y aplicar Planes Nacionales de acción para la conservación y gestión de los tiburones (PAN-Tiburones), y sugiere cómo deberían estructurarse esos planes y qué deberían incluir. La implementación del PAI-Tiburones es voluntaria; sin embargo, todos los países en este examen han desarrollado PAI-Tiburones (FAO, 2018), y también se ha publicado un Plan de Acción Regional para la conservación y Gestión de los Tiburones (PAR-Tiburones) para Centroamérica.

Gestión Regional

Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera (OROP)

En la Tabla 2.1 se enumeran las OROP en las que un país participante de este análisis es Parte Contratante o Parte no Contratante cooperante (denominados colectivamente CPC), y se ofrece un panorama de las evaluaciones de población de las tres especies de *Sphyrna* examinadas en este informe. Además, se resaltan las medidas relevantes presentes en las resoluciones y recomendaciones de cada OROP.

Las tres OROP más importantes para la pesca de tiburón martillo en los países participantes son la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (CICAA), la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) y la Comisión de Pesca del Atlántico Centro-Occidental (COPACO). Las tres han aplicado algún tipo de prohibición de cortar aletas que intenta obligar a los pescadores a utilizar plenamente sus capturas de tiburones, pero la manera de prohibir el corte de aletas en vigor en la CICAA y la CIAT ha sido criticada por contener lagunas que, según se afirma, han facilitado el corte de aletas ilegal. Las mismas prohibiciones estipulan que los CPC "*no deben tener a bordo aletas que sumen más del 5% del peso de los tiburones a bordo hasta el primer punto de desembarque*"; sin embargo, el texto no especifica si este límite aplica al peso de los tiburones enteros o procesados, y de las aletas húmedas o secas (OCEANA, 2013). También permite que las aletas y los cuerpos se desembarquen por separado, lo que se considera que hace "prácticamente imposible" su aplicación (OCEANA, 2013). Varias ONG proponen restricciones más fuertes que requieran el desembarco del tiburón completo, con sus aletas adheridas naturalmente (OCEANA, 2013); este tipo de exigencias ha sido adoptada por COPACO y todos los miembros de OSPESCA.



Tabla 2.1: Resumen de las medidas de OROP pertinentes para el uso sostenible de *Sphyrna* spp.

OROP	Países	Situación de las poblaciones de <i>Sphyrna</i> spp.	Medidas
Comisión internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (CICAA)	Miembros: Belice, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá Cooperadores: Costa Rica	Estatus desconocido; sin evaluación de población (CIEM, 2017)	Prohibiciones: Queda prohibido mantener a bordo, transbordar, desembarcar, vender u ofrecer en venta cualquier parte o canales enteras de tiburones de la familia Sphyrnidae (excepto <i>Sphyrna tiburo</i>) (CICAA, 2010). Los tiburones martillo capturados por los buques deberán ser liberados inmediatamente y sin daño alguno, en la medida de lo posible, cuando sean llevados junto al buque. Los tiburones martillo capturados para el consumo local por CPC ¹² de desarrollo costero, están exentos siempre que estas CPC proporcionen los datos de Tarea I y de Tarea II (CICAA, 2010). Medidas para aletas de tiburón: Las CPC deberían adoptar medidas necesarias para exigir a los pescadores que utilicen plenamente sus capturas de tiburones (CICAA, 2004). Se entiende por utilización completa la retención en el buque pesquero de todas las partes del tiburón excepto cabeza, tripas y pieles, hasta el punto del primer desembarque (CICAA, 2004). Los buques no deberán tener a bordo aletas que sumen más del 5% del peso de los tiburones a bordo, hasta el primer punto de desembarque (CICAA, 2004). Captura incidental: Se alienta la liberación de tiburones vivos (especialmente juveniles) capturados incidentalmente y que no se usen para alimentación y subsistencia (CICAA, 2004). Informar: Las CPC están obligadas a comunicar el número de descartes y liberaciones de tiburón martillo, indicando su estado (vivo o muerto) de conformidad con los requisitos de información de CICAA. PAI-Tiburones: Los miembros de CICAA deben aplicar plenamente los PAI-Tiburones (CICAA, 2003).

¹² Partes y no partes cooperantes, entidades pesqueras cooperantes u organizaciones regionales de integración económica

OROP	Países	Situación de las poblaciones de <i>Sphyrna</i> spp.	Medidas
			Recopilación de datos e investigación: Se alienta a las CPC, cuando sea posible, a investigar para buscar formas de hacer más selectivos los aparejos de pesca e identificar las zonas de cría de tiburones (CICAA, 2010).
Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central (CPPOC)	Partes No Contratantes Cooperantes: El Salvador, México, Panama	Desconocido, sin evaluación de población	Medidas para aletas de tiburón: Los Miembros de la comisión, los no Miembros Cooperantes y los territorios participantes (MCP) deben tomar las medidas necesarias para exigir que sus pescadores utilicen plenamente las capturas retenidas de tiburones (CPPOC, 2010). Se entiende por utilización completa la retención en el buque pesquero de todas las partes del tiburón excepto cabeza, tripas y pieles, hasta el punto del primer desembarque o transbordo (CICAA, 2004). Los buques no deben llevar a bordo aletas que sumen más del 5% del peso de los tiburones a bordo hasta el primer punto de desembarque. Los MCP que no exijan la descarga conjunta de aletas y canales en el punto de primer desembarque deben tomar las medidas necesarias para garantizar el cumplimiento de la proporción del 5% mediante la certificación, el seguimiento por un observador u otras medidas apropiadas. Alternativamente, los MCP podrán exigir que sus buques descarguen los tiburones con aletas adheridas a la canal o que no descarguen las aletas sin la canal correspondiente. Captura incidental: El PAN-Tiburones debe incluir medidas para minimizar los desperdicios y descartes de capturas de tiburón y fomentar la liberación en vivo de capturas incidentales (CPPOC, 2010). En las pesquerías de atunes y especies afines que no están dirigidas a los tiburones, se alienta la liberación en vivo de los tiburones capturados incidentalmente (CPPOC, 2010). Informar: Los MCP deben presentar estadísticas anuales de capturas y esfuerzo pesquero en tiburón martillo (entre otras especies) por tipo de arte, incluidos los datos históricos disponibles (CPPOC, 2010). PAI Tiburones: Los MCP deben implementar el PAI-Tiburón, e informar a la Comisión sobre su implementación del PAI y PAN-Tiburón (CPPOC, 2010).

OROP	Países	Situación de las poblaciones de <i>Sphyrna</i> spp.	Medidas
			Recopilación de datos e investigación: Se alienta a los MCP a apoyar la investigación y el desarrollo de estrategias para evitar capturas no intencionales de tiburones (por ejemplo, disuasores químicos, magnéticos y metales raros de la tierra) (CPPOC, 2010).
Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT)	Miembros: Belice, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, México, Nicaragua, Panamá No Miembros Cooperantes: Honduras	Estatus desconocido, sin evaluación de población	Prohibiciones: Las CPC deberían prohibir a sus buques palangreros en pesca de atún o pez espada en áreas de la convención, el uso de "líneas de tiburones" (líneas individuales conectadas a la línea de flotación o directamente a los flotadores y utilizadas para pescar tiburones) (CIAT, 2016). Medidas para aletas de tiburón: Las CPC deberían adoptar medidas necesarias para exigir a sus pescadores que utilicen plenamente toda captura retenida de tiburones (CICAA, 2004). Se entiende por utilización completa la retención en el buque pesquero de todas las partes del tiburón excepto cabeza, tripas y pieles, hasta el punto del primer desembarque (CICAA, 2005). Los buques no deberán tener a bordo aletas que sumen más del 5% del peso de los tiburones a bordo, hasta el primer punto de desembarque (CICAA, 2005). Los MCP que no exijan la descarga conjunta de aletas y canales en el punto de primer desembarque deben tomar las medidas necesarias para garantizar el cumplimiento de la proporción del 5% mediante la certificación, el seguimiento por un observador u otras medidas apropiadas (CICAA, 2005). Captura incidental: Se alienta la liberación de los tiburones vivos (especialmente juveniles) capturados incidentalmente y que no se utilizan para alimentación y subsistencia (CIAT, 2005), y debe hacerse de la manera descrita en la Resolución C-16-05 (CIAT, 2016). Informar: Las CPC deben presentar informes anuales sobre capturas, esfuerzo por tipo de aparejo, desembarco y comercio de tiburones por especies (CIAT, 2005).

OROP	Países	Situación de las poblaciones de <i>Sphyrna</i> spp.	Medidas
			PAI-Tiburón: La CIAT exige a las CPC que establezcan y apliquen PAN-Tiburón (CIAT, 2005). Recopilación de datos e investigación: Se alienta a las CPC, cuando sea posible, a investigar para buscar formas de hacer más selectivos los aparejos de pesca e identificar las zonas de cría de tiburones (CICAA, 2005). En 2006, la CIAT, en cooperación con científicos de las CPC y, de ser posible, la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central, acordó proporcionar asesoramiento preliminar sobre el estado de poblaciones de especies clave de tiburones (CIAT, 2005). En la resolución C-16-05 sobre gestión de especies de tiburón se pidió, <i>entre otras cosas</i>, al personal científico de la CIAT elaborar un plan de trabajo para completar una evaluación de población de <i>S. lewini</i>, <i>S. zygaena</i> y <i>S. mokarran</i> (CIAT, 2016).
Comisión de Pesca del Atlántico Centro Occidental (COPACO)	Belice, Costa Rica, República Dominicana, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá (Miembros)	Estados Unidos, a través de NOAA, es el único miembro de COPACO que ha llevado a cabo una evaluación de población de <i>S. lewini</i> en parte de la zona de COPACO (FAO, 2018). En la evaluación se concluyó que, en el caso del Atlántico NO y el Golfo de México, la amenaza más grave era la elevada mortalidad en buque, con una utilización excesiva por parte de la pesca industrial/comercial y recreativa como riesgo moderado (Miller <i>et al.</i>, 2014).	La 8ª Sesión del Grupo Asesor Científico de la COPACO se celebró en noviembre de 2017. Durante la reunión, se discutieron las siguientes recomendaciones relevantes de los grupos de trabajo de COPACO, para su revisión final y aprobación por parte de la COPACO 17 en 2018. (1) Recomendación COPACO/17/2018/6 "sobre la gestión de pesca y conservación de tiburones y rayas en la zona COPACO" incluye recomendaciones para miembros de COPACO, <i>entre otros</i>: • Implementar el "Plan de Acción Regional para la Conservación y Gestión de Tiburones y Rayas en el Área COPACO" aprobado, según corresponda • Preparar sus PAN-Tiburón en línea con los PAI-Tiburón • Realizar investigaciones para diseñar artes de pesca más selectivos • Llevar a cabo investigaciones sobre los parámetros biológicos y ecológicos clave, historia de vida y rasgos conductuales, patrones de migración, así como sobre la identificación de posibles zonas de apareamiento, parto y cría de las especies de tiburón más comunes en el área COPACO.

OROP	Países	Situación de las poblaciones de <i>Sphyrna</i> spp.	Medidas
		En el Pacífico Oriental, la sobreutilización de la pesca industrial/comercial y artesanal, así como el impacto de la pesca INDNR, la elevada mortalidad en buque y el agrupamiento de la especie se clasificaron como riesgos altos, y la falta de mecanismos reglamentarios adecuados se clasificó como un riesgo moderado (Miller <i>et al.</i>, 2014). Se consideró que la población del Atlántico NO y del Golfo de México tiene un bajo riesgo de extinción ahora y en un futuro previsible, en tanto que la población del Pacífico Oriental tiene un alto riesgo de extinción ahora y en un futuro previsible (Miller <i>et al.</i>, 2014).	En la recomendación se pide además a los miembros de COPACO que son partes no Contratantes de la CICA proporcionar anualmente a COPACO sus estimados de desembarques y descartes de tiburones vivos y muertos y toda otra información disponible (incluyendo la del observador) (2) Recomendación COPACO/17/2018/7 "sobre la remoción de aletas de tiburón a bordo de los buques que faenen en la zona de COPACO" incluye recomendaciones para los miembros, <i>entre otros</i>: • Prohibir la remoción de aletas de tiburón en el mar, y exigir que todos los tiburones sean desembarcados con sus aletas adheridas naturalmente hasta el primer punto de desembarque de tiburones. Las aletas de tiburón pueden ser cortadas parcialmente y dobladas contra la canal, pero no deben ser retiradas. • Fomentar la liberación de tiburones vivos capturados incidentalmente y que no se utilizan para alimentación y/o subsistencia (3) Recomendación COPACO/17/2018/8 "sobre un enfoque de precaución a la pesca de especies amenazadas de tiburón y raya en la zona COPACO" incluye recomendaciones para los miembros, <i>entre otros</i>: • Restringir a los buques de su pabellón la pesca dirigida de ejemplares de la familia Sphyrnidae (excepto <i>Sphyrna tiburo</i>)
Comisión del Atún del Océano Índico (IOTC)	Belice	<i>S. lewini</i> : Se determinó que el estado de la población en 2017 era incierto (IOTC, 2017b). Se recomendó a la IOTC adoptar un enfoque prudente mediante la	Medidas para aletas de tiburón: Las CPC deben adoptar medidas necesarias para exigir a sus pescadores usar plenamente toda captura retenida de tiburones (IOTC, 2017a). Se entiende por utilización completa la retención en el buque pesquero de todas las partes del tiburón excepto cabeza, tripas y pieles, hasta el punto del primer desembarque (IOTC, 2017a). Si los tiburones se desembarcan frescos, las CPC deben prohibir la remoción de aletas a

OROP	Países	Situación de las poblaciones de <i>Sphyrna</i> spp.	Medidas
		aplicación de algunas medidas de gestión para <i>S. lewini</i>, y que alentara a las CPC a cumplir los requisitos de registro (IOTC, 2017b).	bordo de los buques (IOTC, 2017a). Si los tiburones se desembarcan congelados, las CPC deben exigir que sus buques no lleven a bordo aletas que sumen más del 5% del peso de los tiburones a bordo, hasta el primer punto de desembarque (IOTC, 2017a). Las CPC que no exijan que aletas y canales se descarguen unidas en el primer punto de desembarco deberán garantizar la proporción del 5% por certificados, vigilancia de un observador u otra medida pertinente (IOTC, 2017a) Las aletas de tiburón pueden ser parcialmente cortadas y dobladas contra la carcasa del tiburón (IOTC, 2017a). Captura incidental: Se alienta la liberación de tiburones vivos (especialmente juveniles y hembras preñadas) capturados incidentalmente y que no se usen para alimentación y subsistencia (IOTC, 2017a). Informar: Las CPC deben presentar informes anuales de captura de tiburón, incluyendo toda la información disponible, estimaciones y estado de los descartes (vivos o muertos) y frecuencias de tamaño (IOTC, 2017a). Recopilación de datos e investigación: Las CPC deberían llevar a cabo investigaciones para: a) identificar diseños de artes de pesca más selectivos, b) mejorar el conocimiento de parámetros biológicos y ecológicos clave, datos vitales y de conducta, patrones de migración de especies clave de tiburón; c) identificar las áreas clave de apareamiento, parto y cría de tiburones; y d) mejorar las prácticas de manejo de tiburones vivos para maximizar la supervivencia post-liberación (IOTC, 2017a). El Comité Científico de la IOTC debe revisar anualmente la información proporcionada por las CPC y, de ser necesario, asesorar a la Comisión sobre las formas de fortalecer la conservación y gestión de tiburones en la pesquería de la IOTC (IOTC, 2017a).

OSPESCA (Organización del Sector Pesquero y Acuícola del Istmo Centroamericano del Sistema de Integración Centroamericano (SICA))

Belice, Costa Rica, El Salvador, Panamá, Guatemala, Honduras y Nicaragua son todos miembros de OSPESCA, un órgano regional de pesca cuya competencia abarca las aguas nacionales, aguas interiores y ZEE de sus Estados Miembros. Ha adoptado una serie de reglamentos pertinentes a la gestión de tiburones y ha publicado un PAR-Tiburón en 2011.

PAR-Tiburón: Plan de Acción Regional para la Ordenación y Conservación de los Tiburones en Centroamérica (PAR-TIBURÓN): El objetivo de PAR-TIBURON es garantizar la gestión sostenible del tiburón en la región Centroamericana mediante la adopción de objetivos estratégicos comunes (OSPESCA, 2011a). El plan perfila las ocho vías a través de las cuales se podría lograr este objetivo, y dibuja para cada una el objetivo principal, las actividades a llevar a cabo y los indicadores de éxito. Las ocho avenidas son:

- Investigación
- Vigilancia y control
- Fomento de la capacidad
- Intercambio de información
- Coordinación Intergubernamental
- Legislación
- Uso y comercio
- Gestión financiera

En el plan se señala, *entre otros*, que:

- (1) La ejecución del PAR-Tiburón debe tener en cuenta que los contextos pesqueros del Pacífico y del Caribe Centroamericano, pertenecen a diferentes ecosistemas con diferentes atributos;
- (2) La región debe considerar la creación o remodelación de un Centro Regional de Investigación y Capacitación en Recursos Pesqueros, capaz de supervisar todas las acciones relacionadas con los asuntos regionales del tiburón y otras pesquerías;
- (3) La región debe considerar la conformación de un grupo de técnicos especializados en la evaluación y seguimiento de pesquerías de tiburón y especies altamente migratorias;
- (4) Los datos disponibles sobre la captura y el esfuerzo en pesquerías de tiburón son insuficientes en la mayoría de ellas. Hay falta de información de desembarque en puertos debidamente controlados, factor éste que debe cambiar con urgencia;
- (5) Siguen faltando datos sobre esfuerzo pesquero y ubicación precisa de capturas, así como registros de sexo, duración y composición por edad de capturas;
- (6) El conocimiento de capturas en zonas costeras es generalmente escaso, incluso en hábitats críticos de cría de tiburones, a menudo en golfos como el Golfo de Fonseca, Golfo de Honduras, Golfo de Nicoya, Golfo Dulce, Golfo de Panamá y Golfo de San Miguel;
- (7) Sigue siendo difícil coordinar la recopilación de información sobre especies transfronterizas, especialmente en aguas internacionales, se requiere pues un trabajo coordinado con la CICA;
- (8) Se recomienda la gestión conjunta de la población de tiburones de El Salvador, Honduras y Nicaragua en el Golfo de Fonseca; al igual que entre Belice, Guatemala y Honduras en el Golfo de Honduras;
- (9) Los fondos económicos para seguimiento, investigación y gestión del tiburón son escasos en casi todos los países, por ello hay que buscar alternativas financieras.



Además, el informe destaca la necesidad de capacitar al personal en la región como una de las acciones más urgentes requeridas (OSPESCA, 2011a). En términos de desarrollo de DENP sólidos para *Sphyrna* spp. lo más importante son las medidas que se tomen para garantizar la recopilación de datos coordinada y normalizada, aumentar los datos específicos por especie, proteger adecuadamente las zonas de cría y el principio de coexistencia de poblaciones compartidas.

Aleteo: OSPESCA adoptó la Regulación OSP-05-11 en noviembre de 2011, que prohíbe el cercenamiento de aletas de tiburón y es legalmente vinculante (OSPESCA, 2011b). La regulación establece que los tiburones deben ser desembarcados con sus aletas todavía naturalmente adheridas a todo el cuerpo o a una porción del cuerpo del tiburón. Este sistema se considera más fácil de implementar que la relación de peso entre aletas y tiburones utilizada por algunas OROP, y muchos países lo ven como el objetivo estándar de cómo cumplir la prohibición del corte de aletas de tiburón (Marshall y Barone, 2016).

Seguimiento e Investigación: Desde 2012, los miembros de OSPESCA han trabajado para armonizar los formularios de recolección de datos para desembarques y el muestreo biológico (FAO, 2018). También se ha implementado un programa de capacitación sobre procedimientos de dictámenes de extracción no perjudicial CITES para tiburones incluidos en el Apéndice II, con apoyo del Departamento del Interior de los EEUU (FAO, 2018). En una reunión reciente del grupo de trabajo sobre conservación y gestión de los tiburones de COPACO/OSPESCA/CRFM/CITES/CFMC, OSPESCA señaló que en América Central sólo se habían realizado investigaciones limitadas sobre los tiburones, con diferentes niveles de calidad y cobertura entre los países en los datos sobre captura y esfuerzo. Se señaló la necesidad crítica de evaluaciones de poblaciones de tiburones, así como de definiciones estándar para los diferentes tipos de flotas pesqueras (artesanal, de pequeña escala, industriales), (FAO, 2018).

Aplicación y Trazabilidad: Reconociendo la necesidad de intensificar y fortalecer los esfuerzos para hacer frente a la pesca INDNR, en 2010 los miembros de OSPESCA adoptaron el Reglamento OSP 03-10 para la creación y aplicación gradual de un sistema regional de vigilancia y control por satélite de los buques pesqueros (OSPESCA 2010). Se esperaba que estuviera totalmente implementada en un plazo de seis meses a partir de la adopción del Reglamento (OSPESCA 2010).

Plan de acción para América del Norte: Comercio sostenible de Tiburones

En 2017, la Comisión para Cooperación Ambiental (CCA) publicó un plan de acción para ocho especies de tiburones prioritarias nativas de América del Norte que eran comercializadas por más de uno de los tres países de América del Norte (CCA 2017). El documento incluye siete acciones recomendadas para promover la conservación de las especies prioritarias de tiburones en México y asegurar su comercio legal y sostenible en toda América del Norte, desarrolladas a través de un proceso de consulta con las partes interesadas, así como con las Autoridades CITES de Canadá, México y los Estados Unidos (CCA 2017). En la Sección *Evaluación por país* correspondiente a México se detallan las recomendaciones más pertinentes para la elaboración de DENP

COPACO PAR-Tiburón

En 2017, se publicó un borrador de plan regional de gestión de tiburones y rayas para los países del área COPACO (FAO, 2018), que incluye a todos los países en esta revisión, excepto El Salvador.

Protocolo sobre Áreas Especialmente Protegidas y Vida Silvestre (Protocolo SPAW)

Belice, Panamá y República Dominicana son Partes contratantes del protocolo SPAW, según el cual, las Partes están obligados a adoptar medidas para proteger, conservar y gestionar de manera sostenible áreas y especies enumeradas en los Anexos del Protocolo SPAW. *S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena* están en el Anexo III; se trata de especies cuya explotación está permitida, pero debe regularse "para garantizar y mantener la población en un nivel óptimo". República Dominicana cita el protocolo SPAW en el preámbulo de su vaga prohibición de captura y comercio de todas las especies de tiburón y raya en aguas de su jurisdicción (Ver sección *Evaluación por País*), señalando que el artículo 10 del protocolo establece el deber de regular y, si es el



caso, prohibir la captura, retención o muerte, comercio y perturbación de estas especies (Resolución 023/2017) (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2017).

D. Evaluación por país

Descripción

En Centroamérica y el Caribe, la mayoría de los tiburones son capturados directa o indirectamente por la pesca artesanal local en pequeña escala, donde constituyen un importante recurso económico (Comisión Nacional para la Conservación y Ordenación de los Tiburones, 2010; CoP17 Inf. 84). Un estudio realizado en 2010 sobre la pesquería artesanal Centroamericana reveló que esta actividad era más frecuente en el Océano Pacífico que en el Mar Caribe y las aguas continentales (OSPESCA, 2011a). Terceros países también operan pesca industrial en algunos países de la región (OSPESCA, 2011a).

Los *S. lewini* juveniles y neonatos son especialmente explotados en la pesca dirigida en el Pacífico Oriental Central y Sureste (Miller *et al.*, 2014) (por ejemplo, en aguas alrededor de Isla de Cocos de Costa Rica en el Pacífico Oriental (Baum *et al.*, 2007a), así como en el Golfo de México (Castillo-Géniz *et al.*, 1998)). Se capturan tanto en pesquerías específicas como en capturas incidentales en arrastreros de camarón y en pesquerías costeras dirigidas a teleósteos (Baum *et al.*, 2007a). Se considera que la presión sobre estas poblaciones aumenta a medida que se agotan las pesquerías costeras tradicionales en América Central (Baum *et al.*, 2007a).

Costa Rica y Panamá se señalan como los países más importantes en cuanto a volumen de desembarques de tiburones y tamaño de la flota (FAO, 2018). La mayoría de la carne de tiburón tiende a ser consumida localmente, en tanto que las aletas se exportan (FAO, 2018).

Cabe señalar que dentro del examen de cada país, la sección de amenazas se enfoca solamente en los impactos de la pesca en ese país.

Belice

Situación y tendencias de la población: No se encontró información específica sobre el estado de la especie/tendencias en pesquerías de tiburón en Belice, sin embargo, la especie está en peligro a nivel mundial (*S. lewini* y *S. mokarran*) o Vulnerable con tendencia a disminución de población (*S. zygaena*).

Amenazas: La pesquería de tiburones de Belice es principalmente artesanal y aplica en aguas costeras, aguas interiores de la laguna de barrera de coral, y alrededor de tres atolones del país (Anon, 2014). En general los tiburones han crecido en valor comercial en los últimos años, y son blanco de captura por su carne, piel, cartílago, dientes, aletas, mandíbulas y otros órganos (Unidad de Pesquerías de Alta Mar de Belice, 2015). En 2007, se observó que la demanda del mercado de productos de tiburón había aumentado en los países vecinos de Guatemala, Honduras y México, así como en Asia; esto, en combinación con la falta de regulaciones específicas para tiburones, causó la disminución de población y cambios en la distribución de las especies de tiburones del país (Graham, 2007 en CZMAI, 2014). Sin embargo, se considera que la captura de tiburones en Belice ha disminuido desde que adoptó estrictas políticas de gestión para su flota de palangre (FAO, 2018). En 2017, se informó que había cesado la búsqueda específica de tiburones (FAO, 2018). Pescadores originarios de Guatemala, Honduras y México faenan regularmente en aguas beliceñas, concentrándose en tiburones antes de la temporada de Cuaresma (CZMAI, 2014). Se cree que en Belice se consume poca carne de tiburón; al parecer, una gran proporción de la captura de tiburón del país se contrabandea ilegalmente a países vecinos (Anon, 2014).



Los principales artes pesqueros utilizados en estas pesquerías a pequeña escala son las redes de trasmallo y líneas de mano (Anon, 2014). El Departamento de Pesca de Belice ha identificado cinco sitios principales de desembarque de tiburones capturados en aguas nacionales: Robinson Point, Colson Point, Scipio Caye y Rocky Point (Departamento de Pesca de Belice, 2017). En general, sin embargo, los desembarques de tiburones capturados en aguas nacionales han tendido a dispersarse, lo que dificulta su cuantificación (Departamento de Pesca de Belice, 2017). Según el Departamento de Pesca, en 2016 se desembarcaron 24 383 lb (c. 11 250 kg) de carne de tiburón (Departamento de Pesca de Belice, 2017). De estos desembarques, el 10.9% fueron *S. lewini* y el 7% *S. mokarran* (Departamento de Pesca de Belice, 2017). En cuanto al número de pescadores, la pesca artesanal de tiburones en el país es mucho menor que la de langosta y caracol; en 2017, se expidieron 65 permisos con desembarques concentrados en cinco permisos de exportación (Departamento de Pesca de Belice, 2017).

Belice también tenía una pesquería de alta mar ubicada principalmente en el Pacífico Oriental, donde la mayoría de los buques capturaron tiburones como su especie objetivo (Unidad de Pesquerías de Alta Mar de Belice, 2015; Departamento de Pesca de Belice, 2017). Los datos de esta área para el período 2001-2013 indican que el tiburón martillo no fue la especie más importante capturada; los únicos registros de descargas en la zona fueron de 17 T en 2007, y 3 T en 2008 (Unidad de Pesquerías de Alta Mar de Belice, 2015). Sin embargo, se considera que capturas de esta pesquería han disminuido desde que Belice adoptó políticas de ordenación estrictas para su flota palangrera (FAO, 2018). En 2017, se informó de que la pesca específica de tiburones había cesado (FAO, 2018).

Se observó que la falta de datos, así como el escaso personal independiente y preparado en identificación de especies de tiburones, llevaron a un insuficiente conocimiento de la pesquería doméstica y de alta mar de tiburones en Belice (Unidad de Pesquerías de Alta Mar de Belice, 2015). Una de las principales razones de esto fue que los buques de pesca del país no descargan en los puertos locales, por lo que los datos sobre capturas, desembarque y esfuerzo de esta flota son inexactos (Unidad de Pesca de Alta Mar de Belice, 2015; Departamento de Pesca de Belice, 2017). A cambio, el país depende en gran medida de otros Estados para obtener y proporcionar esa información.

Comercio: Según la Base de Datos sobre Comercio CITES, no ha habido comercio directo o indirecto de *Sphyrna* spp. con fines comerciales desde Belice 2014-2016. Un bajo número de especímenes silvestres se exportaron a EEUU con fines científicos en 2015 (16 especímenes de *S. lewini* y cinco especímenes de *S. mokarran*, según Belice). EEUU acusó importaciones de 29 600 kg de aletas fuente I (confiscadas o decomisadas) de Belice en 2014 (Tabla 3.1), lo que indica un reciente comercio sustancial e ilegal en el país.

Tabla 3.1: Exportaciones directas de *Sphyrna* spp. de Belice, 2014-2016. Al momento de redactar el presente informe (enero de 2019) todavía no se han recibido los informes anuales de Belice de 2016 y 2017.

Taxón	Importador	Plazo	Unidd	Propósito	Fuente	Señalado por	2014	2015	2016	Total
<i>Sphyrna lewini</i> .	Estados Unidos	aletas	kg	T	I	Exportador			-	
						Importador	29600			29600
		especímenes	-	S	I	Exportador			-	
						Importador		6		6
					W	Exportador		16	-	16
						Importador				
<i>Sphyrna mokarran</i>	Estados Unidos	especímenes	-	S	I	Exportador			-	
						Importador		2		2
					W	Exportador		5	-	5
						Importador				

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 06/11/2018



Gestión: Dentro de sus aguas territoriales, la pesquería nacional de tiburones de Belice la maneja el Departamento de Pesca de Belice (bajo el Ministerio de Silvicultura, Pesca y Desarrollo Sostenible), la pesca en alta mar la conduce la Unidad de Pesca de Alta Mar de Belice (Ministerio de Finanzas) bajo la ley de Pesca de Alta Mar de 2013.

Prohibiciones: Belice estableció una temporada de veda para la pesca de tiburones entre el 1 de agosto y el 31 de octubre (Departamento de Pesca de Belice, 2017).

PAN-Tiburón: Belice publicó un PAN-Tiburón borrador en 2015 (Unidad de Pesquerías de Alta Mar de Belice, 2015) y una versión actualizada en 2017 (Departamento de Pesca de Belice, 2017, que establece los requisitos legales para su flota pesquera y está plenamente integrado en su legislación nacional (FAO, 2018). El plan identifica una serie de áreas clave que deben ser abordadas con el fin de mantener una pesca sostenible de tiburones, a saber:

- (1) El desarrollo de una guía identificativa de campo, para ampliar los conocimientos básicos, capacidad y habilidades para identificar las capturas de tiburones a nivel de especie
- (2) Elaboración de protocolos de recolección y seguimiento de datos
- (3) Mejor capacitación y equipamiento para el personal en técnicas de recolección y seguimiento de datos.

En 2016, se reactivó el Grupo Nacional de Trabajo sobre Tiburones del país y se le dio la responsabilidad de revisar una actualización del PAN-Tiburón de Belice (Nunez, 2017). El plan actualizado se finalizó en diciembre de 2018, pero aún no se ha publicado (R. Graham *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

Aleteo: Como miembro de OSPESCA, Belice prohíbe el corte de aletas tiburón mediante el reglamento OSP-05-11, que estipula que los tiburones deben ser desembarcados con sus aletas naturalmente adheridas.

Seguimiento: La vigilancia de la pesca en alta mar en Belice se lleva a cabo de conformidad con el Reglamento de Seguimiento, Control y Vigilancia S.I. Nº. 39 de 2014. Se informa que el programa de observación del país cubre al menos el 5% de la flota anualmente. Toda captura (incluidos los descartes de tiburones) debe notificarse a través del libro de registro de palangre y el sistema de bitácora electrónica aprobado por Belice, este último tiene por objeto permitir la presentación diaria de capturas de un buque en tiempo real (Unidad de Pesca de Alta Mar de Belice, 2015). La inspección de los desembarques de tiburones se logra mediante una combinación de Inspectores designados en algunos puertos y el establecimiento de un MdE de Cooperación Pesquera con las Autoridades Pesqueras competentes de otros Estados (Unidad de Pesquerías de Alta Mar de Belice, 2015). Todos buques licenciados deberán tener una unidad transceptora móvil operativa instalada (Departamento de Pesca de Belice, 2017).

Desde 2013, el Departamento de Pesca de Belice también ha recopilado datos biológicos/morfométricos de captura y esfuerzo de varios lugares de desembarque y cooperativas pesqueras (Departamento de Pesca de Belice, 2017).

Áreas protegidas: El Departamento de Pesca de Belice ha designado Áreas Marinas Protegidas (AMP) y Áreas de Tiburones Protegidas (ATP) para proteger las especies vulnerables (Unidad de Pesca de Alta Mar de Belice, 2015). Los palangres y redes están prohibidos dentro de la zona AMP del país (CZMAI, 2014). En 2014, hubo noticias de la lucha del personal de reserva marina para lograr una aplicación eficaz de regulaciones en la AMP, al parecer pescadores de los países vecinos faenaban con redes y palangres dentro de los límites AMP (CZMAI, 2014).

Otras medidas: Belice cuenta con un sistema de licencias para buques pescando en aguas nacionales y el alta mar que se aplica tanto a los pescadores a pequeña escala como a los pescadores industriales (Departamento de Pesca de Belice, 2017). Estas licencias restringen el número y tipo de embarcaciones, las zonas de operación y las especies que pueden ser objeto de pesca (Unidad de Pesquerías de Alta Mar de Belice, 2015), y se expiden a sujeción de condiciones que incluyen la presentación de informes de capturas y el cumplimiento de la normativa nacional (Belize High Seas Fisheries Unit, 2015; Belize Fisheries Department, 2017). Belice también cuenta con un Plan de Política de Flota, que no permite ninguna expansión de sus pesquerías cuando se



capturan tiburones directa o incidentalmente (Unidad de Pesquerías de Alta Mar de Belice, 2015). La flota pesquera en alta mar está limitada a 75 buques que operan en el Atlántico y el Pacífico Oriental, y sólo aquellos que se dedican a la pesca con palangre pueden obtener permiso para capturar tiburones (FAO, 2018). Sin embargo, se informó que la Ley de Pesquerías de Alta Mar de 2013 no contiene ninguna norma específica relativa a la gestión de tiburones en alta mar distinta de las adoptadas por las OROP de las que Belice es Parte, y de los requisitos de Parte de CITES (Unidad de Pesquerías de Alta Mar de Belice, 2015).

Desde que la inclusión de *Sphyrna* spp. entró en vigor, se ha notado un aumento en la aplicación de leyes respecto a pesca de tiburones (Anon, 2014). Además, se informó que Belice está aumentando su capacidad en materia de identificación de especies, y que su Administración de Pesquerías está trabajando en estrecha colaboración con científicos para evaluar el estado de población de tiburones (Anon, 2014).

Dictámenes de extracción no perjudicial: En octubre 2017, el Departamento de Pesca de Belice convocó un Taller Nacional de Tiburones, que incluyó la preparación de un DENP para *S. lewini* y *S. mokarran* (Unidad de Pesca de Alta Mar de Belice, 2017). Este DENP todavía no ha sido completado.

Costa Rica

El tiburón martillo se encuentran principalmente en tres golfos en Costa Rica: el Golfo de Nicoya, el Golfo de Papagayo y el Golfo Dulce (Anon, 2014). Costa Rica incluyó a *S. lewini* en el Apéndice III CITES el 25/09/2012.

Situación y tendencias de la población: La tasa normalizada de captura de tiburones en la ZEE de Costa Rica acusó una disminución del 60% entre 1991-2000 (Arauz *et al.*, 2004 en Baum *et al.*, 2007a), pero no hay datos sobre la tendencia específica de las especies de *Sphyrna* spp. Sin embargo, todas las especies están mundialmente amenazadas (véase más arriba).

Amenazas: La pesquería de tiburones de Costa Rica opera principalmente desde puertos en la costa pacífica del país (Siu y Aires-da-Silva, 2016; CRACCITES-Costa Rica, 2017). En 2015, Siu y Aires-da-Silva (2016) ubicaron el tamaño de la flota en 6579 barcos, de los cuales 6100 eran buques artesanales o de pequeña escala (Siu y Aires-da-Silva, 2016); sin embargo, el DENP de 2017 de Costa Rica para *Sphyrna* spp. indica que hay notablemente menos buques (menos de 2500). En 2014, el país identificó el 68% de su flota pesquera como pequeña escala, el 23% mediana escala, el 6% avanzado y el 3% semi-industrial (Anon, 2014).

Los 443 palangreros del país buscan principalmente grandes peces pelágicos en el Pacífico Oriental; el 70% del peso de capturas incidentales de 2009-2012 corresponde a tiburones (Cubero-Pardo y Martínez-Cascante, 2013). Los principales artes de pesca de la flota mediana y grande del país son palangres de superficie y redes de trasmallo (Anon, 2014; CRACCITES-Costa Rica, 2017), mientras que los artes principales de la flota artesanal son redes de trasmallo y redes de enmalle (Anon, 2014).

Los tiburones también constituyen un gran porcentaje de las capturas de la flota artesanal del país en el Atlántico Norte (Villalobos-Rojas *et al.*, 2014) y el Pacífico Oriental. Un estudio de desembarques de tiburones y rayas de la pesquería artesanal de Tárcoles, en la boca del Golfo de Nicoya, por ejemplo, indica que el 6,1% de los desembarques de tiburones y rayas era de *S. lewini* (Lopez-Garro *et al.*, 2009). Muchos de los criaderos identificados en el país (como el Peñón, en el Golfo de Nicoya) son zonas de pesca populares de elasmobranchios, pescados casi siempre con redes de enmalle (Zanella *et al.*, 2009; Miller *et al.*, 2014). Importantes áreas de cría conocidas incluyen la desembocadura del Río Tárcoles, el Humedal Nacional Terraba-Sierpe y el Golfo Dulce (CRACCITES - Costa Rica, 2017). En Tárcoles, se captura *S. lewini* durante todo el año, con un pico de capturas entre abril y mayo que consiste básicamente de neonatos.

La proporción de capturas de tiburón *S. lewini* aumenta entre marzo y mayo, presumiblemente en sincronía con la temporada de cría de la especie (CRACCITES-Costa Rica, 2017). Los principales artes de pesca de la flota



artesanal son, según se informa, línea de mano, redes de enmalle y palangres de fondo y de superficie (CRACCITES-Costa Rica, 2017).

Además de su flota nacional, Costa Rica tenía anteriormente un número bastante grande de palangreros extranjeros desembarcando sus capturas en el país. Un promedio de 36 embarcaciones extranjeras con palangre descargaron sus capturas entre 2004 y 2010; la mayor parte (81%) de Belice, seguida por TaiwanPOC, Camboya e Indonesia (Siu y Aires-da-Silva, 2016). A partir de 2010 bajó el número de buques como resultado de la disminución del precio de las aletas en el mercado asiático, cambios en la legislación de corte de aletas (ver sección *Gestión*), aumento en el costo de combustible, y medidas nacionales más estrictas de control de actividad de estos buques (Siu y Aires-da-Silva, 2016; CRACCITES-Costa Rica, 2017). En 2015, no se supo de ningún palangrero extranjero desembarcando sus capturas en el país (Siu y Aires-da-Silva, 2016).

Comercio: Según la Base de Datos sobre Comercio CITES, el comercio directo en *Sphyrna* spp. de Costa Rica 2014-2017 comprende principalmente aletas y especímenes de *S. lewini* y *S. zygaena*, exportados a la RAE de Hong Kong con fines comerciales en 2014 y 2015 (Tabla 3.2). No se ha registrado ningún comercio de *S. lewini* desde que la especie está incluida en el Apéndice III. En 2015, el comercio de aletas de *Sphyrna* spp. con fines comerciales alcanzó 1200 kg según los exportadores y 946 kg según los importadores. No hay noticia de comercio en 2016 o 2017, ni tampoco de comercio indirecto de *Sphyrna* spp. originaria de Costa Rica en 2014-2017.

Tabla 3.2: Exportaciones directas de *Sphyrna* spp. desde Costa Rica, 2014-2016. Costa Rica ha presentado todos los informes anuales para el período 2014-2017.

Taxón	Importador	Plazo	Unidad	Propósito	Fuente	Señalado por	2014	2015	2016	2017	Total
<i>Sphyrna lewini</i>	Colombia	especímenes	-	S	W	Exportador	8				8
						Importador					
	El Salvador	especímenes	kg	S	W	Exportador				0.02	0.02
						Importador					
	Hong Kong RAE	aletas	kg	T	W	Exportador		342.05			342.05
						Importador		297.83			297.83
		especímenes	kg	T	W	Exportador	167.85				167.85
						Importador					
	Perú	aletas	-	E	W	Exportador					
						Importador			5		5
<i>Sphyrna zygaena</i>	Hong Kong RAE	aletas	kg	T	W	Exportador		858.1			858.1
						Importador		648.22			648.22
		especímenes	kg	T	W	Exportador	323.2				323.2
						Importador					
	Perú	aletas	-	E	W	Exportador					
						Importador			10		10
	Estados Unidos	aletas	-	S	W	Exportador		6			6
						Importador					

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 06/11/2018

Según datos de los mayoristas del Centro Nacional de Abastecimiento de Costa Rica, alrededor del 2% del peso de productos de tiburón comercializados "en los últimos 6 años" (presumiblemente entre 2010 y 2016) se identificó como tiburón martillo (CRACCITES - Costa Rica, 2017). No se tienen datos específicos de las exportaciones de tiburón por especie de antes de la inclusión de *Sphyrna* spp. en los apéndices CITES; sin embargo, la exportación de cuerpos de tiburón bajó de un pico de más de 8000 toneladas métricas de carne en 2003 a menos de 1000 toneladas en 2014 (CRACCITES-Costa Rica, 2017). Aún así, la exportación de aleta de tiburón ha fluctuado (ver Figura 9).



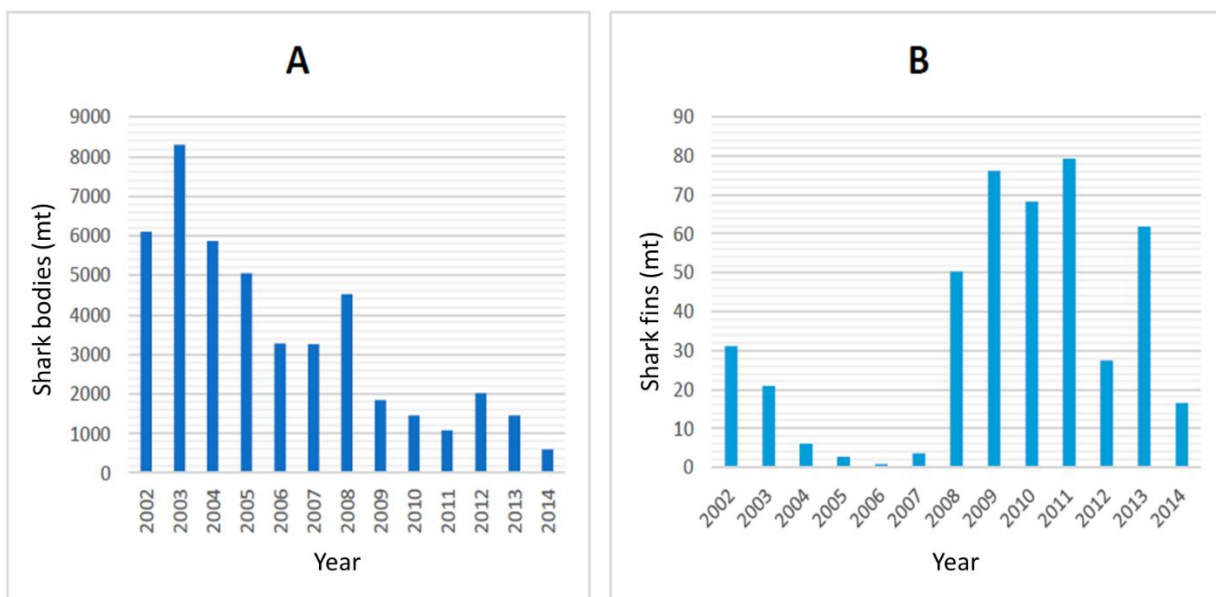


Figura 9: Exportaciones de tiburón (todas las especies) de Costa Rica 2002-2014, de acuerdo a datos presentados a INCOPECA y al Banco Central de Costa Rica. Fuente: CRACCITES-Costa Rica, 2017 (permiso pendiente).

Gestión: Las pesquerías de Costa Rica se manejan desde INCOPECA (Siu y Aires-da-Silva, 2016).

PAN-Tiburón: Costa Rica adoptó su PAN- Tiburón en 2010, para implementarse en un período de 5 años (Comisión Nacional para la Conservación y Ordenación de los Tiburones, 2010). El plan tiene seis objetivos estratégicos, a saber:

- (1) Promover hábitos y prácticas de pesca responsable que apoyen la pesca sostenible, conservación y uso de especies de tiburones.
- (2) Empezar investigaciones científicas para mejorar el conocimiento de las estadísticas biológica, ecológica y pesquera de la población de tiburones
- (3) Mejorar la coordinación y eficacia de gestión entre los diferentes actores involucrados en la captura y conservación de tiburones
- (4) Ajustar el marco legal existente de acuerdo a las necesidades de uso sostenible y conservación
- (5) Desarrollar una plataforma de coordinación internacional para la captura y conservación de tiburones, con un enfoque regional y ecosistémico
- (6) Priorizar, mejorar y expandir, a través de una efectiva coordinación entre las instituciones involucradas, el cumplimiento, control y vigilancia de la regulación pesquera y el uso de los tiburones y sus hábitats.

Aleteo: Como miembro de OSPESCA, Costa Rica prohíbe el corte de aletas tiburón con la Regulación OSP-05-11, que estipula que los tiburones deben ser desembarcados con sus aletas naturalmente adheridas. El aleteo de tiburón ha sido regulado previamente por una serie de leyes nacionales, el más reciente (AJDIP139-2008) exigía que los pescadores desembarcaran los tiburones con sus aletas intactas y naturalmente adheridas.



Vigilancia: Desde 2004, Costa Rica ha observado desembarcos de medianos y grandes palangreros, incluyendo extranjeros, en los cuatro principales puertos de descarga de tiburones del país, según los términos de la Regulación 415/2003 (Siu y Aires-da-Silva, 2016). Antes de 2004, los desembarques se registraban genéricamente como "tiburones", pero desde 2004 se clasifican por especie (Siu y Aires-da-Silva, 2016). En 2012, los inspectores de pesca de Costa Rica adoptaron los formularios de inspección de OSPESCA, que facilitan el registro de los desembarques por especie y por pabellón del buque (Siu y Aires-da-Silva, 2016). Los datos históricos de descargas se han transferido a una base de datos compartida desarrollada por CIAT y OSPESCA (Siu y Aires-da-Silva, 2016). Desde 2015, se registró también longitud y género de los tiburones descargados en Puntaneras agregándose a la base de datos central de INCOPESCA (Siu y Aires-da-Silva, 2016). El PAN-Tiburones de Costa Rica, señala que ha logrado tasas de inspección del 100% para los buques que desembarcan tiburones (Comisión Nacional para la Conservación y Ordenación de los Tiburones, 2010).

En 2016, Lehr (2016) emprendió un estudio sobre la aplicación del Sistema de Documentación de Capturas OSPESCA y la trazabilidad de productos de tiburón incluidos en CITES en Costa Rica. Se considera que los procedimientos de control actuales para la flota de palangre de mediano y gran tamaño aplican a cabalidad las recomendaciones de trazabilidad de su informe (Lehr, 2016) presentado en la 69ª Reunión del Comité Permanente CITES (SC69 Doc. 50). El informe sugiere que, la documentación exhaustiva de venta de "tiburón" para la flota artesanal del país en general, debe ser complementada con un estudio basado en muestras de la composición de capturas, idealmente por región de captura, con el fin de medir el impacto de esa flota en la población de tiburones. En base de estos datos, Costa Rica tal vez pueda decidir, a la luz de ese impacto, si necesita un sistema de trazabilidad y qué tipo de sistema sería (Lehr, 2016).

Áreas protegidas: El decreto Nº 41056 estableció el "santuario de Golfo Dulce para tiburones martillo", en el cual se prohíbe la pesca, captura, uso, transferencia, transporte y venta de tiburones martillo. La pesca con fines comerciales también está prohibida en parques nacionales, monumentos naturales y reservas biológicas (Gobierno de Costa Rica, 2005).

Otras medidas: AJDIP/105-2013 estableció un límite de tamaño de captura para *Sphyrna lewini* basado en el tamaño de la primera madurez (esto se define como el tamaño mínimo al que el 50% de los ejemplares ha alcanzado la madurez) (INCOPESCA, 2013), sin embargo, el tamaño límite real no está claro.

Dictámenes de extracción no perjudicial: Costa Rica ha publicado los DENP para *S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena*; en 2015, 2017 y 2018 (CRACCITES - Costa Rica, 2015, 2017; AC CITES de Costa Rica, 2018). Los tres DENP fueron negativos, lo que significa que el comercio no sería conforme con el Artículo IV de la convención. El DENP de 2018 señalaba, entre otros, que un alto porcentaje de desembarques de *Sphyrna* en Costa Rica consistía en juveniles y que actualmente no había temporada de veda para proteger la especie, excepto en ciertas áreas del Golfo Dulce (AC CITES de Costa Rica, 2018). También indicaba que una evaluación de riesgo ecológico realizada para tiburón martillo concluyó que todas las especies, pero en particular *S. lewini*, estaban en alto riesgo de sobre explotación (AC CITES de Costa Rica, 2018).

Cada DENP también incluía recomendaciones de medidas que debían adoptarse antes de poder ponerse en práctica un DENP positivo o condicional positivo. Aunque se han logrado avances sustanciales, los DENP de 2018-2019 resaltaron una serie de áreas que requieren mayor atención (AC CITES de Costa Rica, 2018). Estas son:

- (1) La necesidad de adoptar el formulario normalizado de muestreo biológico de CIAT a fin de disponer de la información necesaria para establecer medidas de gestión regional y nacional.
- (2) Que INCOPESCA continúe con su programa de seguimiento de especies pelágicas
- (3) Que el Gobierno de Costa Rica persista en el esfuerzo para implementar su programa de observador a bordo
- (4) Que INCOPESCA revise su PAN-Tiburones, dando prioridad a las especies listadas por CITES



(5) Que INCOPESCA declare temporadas de veda y otras restricciones en áreas clave y en momentos clave para la reproducción de la especie, incluyendo una prohibición sobre el uso de palangres de fondo. Zanella *et al.*, (2009) recomienda restringir el uso de redes de enmalle y palangres de fondo en la región de Peñón, así como Zanella & López-Garro (2015) recomienda implementar una temporada de veda de junio a agosto en el Pique Fijo, Los Bajos y la Ciénaga (Golfo Dulce) coincidiendo con la época de más partos.

(6) En vista de las noticias sobre la disminución de desembarques, es necesario realizar un análisis histórico del número de buques pesqueros nacionales faenando y desembarcando en Costa Rica.

(7) La necesidad de INCOPESCA de llevar a cabo un inventario de reservas de aletas de *Sphyrna* spp. y controlar el mercado a nivel nacional.

(8) La necesidad de reforzar los intentos de formación y capacitación de los inspectores de pesca, en particular respecto a identificación de especie y a límites legales mínimos de tamaño para capturas.

(9) Que la Autoridad Científica del país consiga la actualización necesaria de sistemas informáticos que le permitan digitalizar la información contenida en los cuadernos de pesca.

República Dominicana

Situación y tendencias de la población: No se encontró información específica sobre el estado de la especie/tendencias en pesquerías de tiburón en República Dominicana, sin embargo, la especie está en peligro a nivel mundial (*S. lewini* y *S. mokarran*) o Vulnerable con tendencia a disminución de población (*S. zygaena*).

Amenazas: Se ha informado que República Dominicana no tiene una pesquería de tiburones, pero generalmente se pescan tiburones como captura incidental en pesquerías artesanales de pequeña escala (Anon., 2014).

Comercio: República Dominicana ha presentado todos los informes anuales para el período 2014-2017. Según la Base de Datos de Comercio CITES, no hubo comercio directo de *Sphyrna* spp. desde República Dominicana 2014-2017. No hay información de comercio indirecto de *Sphyrna* spp. originario de República Dominicana 2014-2017.

Gestión: La pesquería de tiburones del país está regulada por el Consejo Dominicano de Pesca y Acuicultura (CODOPESCA).

PAN-Tiburón: Según informe de la primera reunión del grupo de trabajo sobre conservación y manejo de tiburones de COPACO/OSPESCA/CRFM/CITES/CRMC, todos los miembros de OSPESCA prepararon PAN-Tiburones entre 2005 y 2008 (FAO, 2018); sin embargo, no se pudo encontrar ningún plan nacional para República Dominicana. En 2014, el país señaló que había adoptado varias iniciativas de PAR-Tiburones de OSPESCA, como su prohibición de cortar aletas y el establecimiento de áreas protegidas (Anon, 2014).

Prohibiciones: En 2017, la República Dominicana prohibió indefinidamente la captura y comercio de todas las especies de tiburones y rayas dentro de sus aguas de jurisdicción (Resolución 023/2017) (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2017). La prohibición incluye la retención de tiburones capturados accidentalmente, y también cubre las exportaciones e importaciones de todas las partes y derivados (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2017).

Aleteo: Como miembro de OSPESCA, República Dominicana prohíbe el corte de aletas tiburón con la Regulación OSP-05-11, que estipula que los tiburones deben ser desembarcados con sus aletas naturalmente adheridas.



Dictámenes de extracción no perjudicial: Según la Base de Datos de Comercio CITES, no ha habido comercio de *Sphyrna* spp. desde República Dominicana. Sin embargo, el informe de la primera reunión del grupo de trabajo sobre conservación y manejo de tiburones de la COPACO/OSPESCA/CRFM/CITES/CRMC señaló que un grupo de trabajo de las Autoridades Administrativas y Científicas de CITES consideró que había suficiente información para condicionar un DENP para la especie (recomendando mejorar la información y la gestión (Anon, 2014)).

El Salvador

Situación y tendencias de la población: No se encontró información específica sobre el estado de la especie/tendencias en pesquerías de tiburón en El Salvador, sin embargo, la especie está en peligro a nivel mundial (*S. lewini* y *S. mokarran*) o Vulnerable con tendencia a disminución de población (*S. zygaena*).

Amenazas: En 2014, se informó que la flota pesquera de El Salvador constaba de cuatro buques atuneros, cuatro palangreros y 46 buques camareros, mientras que su flota pesquera artesanal constaba de 8300 embarcaciones (Anon, 2014). Los principales artes de pesca utilizados por la flota artesanal costera son los trasmallos y los palangres de superficie (AC CITES de El Salvador *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019), mientras que los buques pesqueros que operan a más de 40 millas de la costa utilizan principalmente palangres de superficie, siendo Sphyrnidae una de las principales familias objetivo (AC CITES de El Salvador *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). Los tiburones en El Salvador se desembarcan en siete puertos principales: El Tamarindo (La Unión), Puerto El Triunfo (Usulután), San Luís La Herradura, Isla Tasajera (La Paz), Puerto de la Libertad (La Libertad) Puerto Artesanal de Acajutla (Sonsonate) y Garita Palmera (Ahuachapán) (CoP17 Inf. 84).

Sphyrna spp. se capturan tanto en la pesca buscada como en la incidental (CoP17 Inf. 84; AC CITES de El Salvador *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). Se informó que *Sphyrna* spp. representaba el 2% de las capturas industriales (Anon, 2014), mientras que *S. lewini* por sí sola representaba el 12% de las capturas artesanales (Anon, 2014).

Se ha señalado que el país tiene el mayor volumen de captura de juveniles *S. lewini* en la región (CRACCITES-Costa Rica, 2017). El pico de captura de *Sphyrna* spp. se da de abril a junio, lo que coincide con la temporada de parición en la costa salvadoreña (CoP17 Inf. 84).

Comercio: Según la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas de *Sphyrna* spp. desde El Salvador consta principalmente de aletas de *S. lewini* exportadas a la RAE Hong Kong con fines comerciales (Tabla 3.3). La cantidad de aletas exportadas alcanzó su punto máximo en 2016 según El Salvador (7039 kg) y en 2017 según Hong Kong, RAE (1687 kg). Las exportaciones también se marcaron a nivel de género por El Salvador en 2015.

No hay información de comercio indirecto de *Sphyrna* spp. originario de El Salvador 2014-2017.



Tabla 3.3: Exportaciones directas de *Sphyrna* spp. de El Salvador, 2014-2017. El Salvador ha presentado todos los informes anuales para el período 2014-2017.

Taxón	Importador	Plazo	Unidad	Propósito	Fuente	Señalado por	2014	2015	2016	2017	Total
<i>Sphyrna lewini</i> .	Hong Kong RAE	aletas	kg	T	W	Exportador			7039.21	675.95	7715.16
						Importador		402.88	1109.71	1686.7	2796.41
			-	T	W	Exportador	434				434
						Importador					
		vivo	kg	T	W	Exportador		1024.7			1024.7
						Importador					
		colas	-	T	W	Exportador	108				108
						Importador					
<i>Sphyrna mokarran</i>	Hong Kong RAE	aletas	kg	T	W	Exportador					
						Importador				65.9	65.9
<i>Sphyrna</i> spp.	Hong Kong RAE	vivo	kg	T	W	Exportador		58.27			58.27
						Importador					

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 21/11/2018

Gestión:

PAN-Tiburón: El Salvador produjo un PAN-Tiburones en 2008 y lo actualizó en 2012 (Anon, 2014). Sin embargo, el documento no parece estar disponible al público.

Prohibiciones: La Resolución Nº 11, Vol. 402, publicada en 2014, introdujo temporadas de veda desde mediados de mayo hasta mediados de julio, con el fin de proteger los *Sphyrna* spp. neonatos (CoP17 Inf. 84).

Seguimiento: Como miembro de OSPESCA, El Salvador está utilizando el protocolo de recolección y seguimiento de datos de la región (Anon, 2014). El país está trabajando con un consultor para desarrollar códigos arancelarios relativos a tiburones para sustituir los actuales, que sólo se refieren a los tiburones como un grupo general (Anon, 2014).

Aleteo: Como miembro de OSPESCA, El Salvador prohíbe el corte de aletas tiburón con la Regulación OSP-05-11, que estipula que los tiburones deben ser desembarcados con sus aletas naturalmente adheridas. A nivel nacional, el aleteo está prohibido por el Decreto Nº 199, que establece que la separación de las aletas de los cuerpos está prohibida en todas sus formas hasta el momento del primer desembarco (Asamblea Legislativa de la República de El Salvador, 2012). La exportación e importación de aletas de tiburón está prohibida, a menos que el país de origen haya emitido un certificado que confirme que las aletas no son producto de la práctica del aleteo (Asamblea Legislativa de la República de El Salvador, 2012).

Dictámenes de extracción no perjudicial: Un representante de CENDEPESCA señaló que El Salvador consideraba que se dispone de suficiente información para establecer una captura total admisible para *Sphyrna* spp. (Anon, 2014). El Salvador emitió un dictamen de no perjuicio condicional positivo para *S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena* en 2017 (CRACCITES-Costa Rica, 2017), sin embargo, no se pudo acceder al documento, por lo que no es posible esbozar la justificación científica del DENP. En 2017 el país utilizó un análisis de productividad y susceptibilidad para informar los niveles de riesgo delineados en sus DENPs condicionales positivos para *Carcharhinus falciformis* (tiburón sedoso), *Alopias superciliosus* y *A. vulpinus* (tiburones zorro) (AC CITES de El Salvador in litt. al PNUMA-WCMC, 2019). Estos DENPs condicionales positivos (válidos por 18 meses) incluyeron las siguientes recomendaciones para las pesquerías de tiburones del país en general (AC CITES de El Salvador in litt. al PNUMA-WCMC, 2019):

(1) Mejorar la comunicación entre autoridades y academia para permitir el intercambio de la información disponible.



- (2) Buscar estrategias que permitan el análisis sistemático de la información disponible en las bitácoras de la flota artesanal.
- (3) Incrementar la capacidad y los incentivos para la entrega de formularios de desembarque completos (qué identificación a nivel de especie).
- (4) Desarrollar acuerdos internos para facilitar el flujo de información entre las agencias gubernamentales y permitir la trazabilidad y los análisis de sostenibilidad.
- (5) Incrementar el personal del MARN y de las oficinas regionales de pesca, con el fin de promover el cumplimiento de la normativa.
- (6) Considerar el desarrollo de indicadores que establezcan líneas de base y permitan evaluar el impacto de medidas como las temporadas de veda.
- (7) Considerar la posibilidad de implementar medidas tales como cuotas, tallas mínimas y zonas de no pesca.
- (8) Vigilar la aplicación de las medidas que restringen el aleteo y la pesca de juveniles/neonatos.
- (9) Realizar campañas de capacitación y difusión para promover la aplicación de las medidas mencionadas.

Se destacó que la falta de capacidad para llevar a cabo los DENPs es un problema constante en el país (AC CITES de El Salvador com. pers. 2019).

Guatemala

Situación y tendencias de la población: No se encontró información específica sobre el estado de la especie/tendencias en pesquerías de tiburón en Guatemala, sin embargo, la especie está en peligro a nivel mundial (*S. lewini* y *S. mokarran*) o Vulnerable con tendencia a disminución de población (*S. zygaena*). Un informe de 2015 sobre la actualización del plan de manejo del Refugio de Vida Silvestre Punta de Manabique recomendó que las tres especies de tiburón martillo deberían ser incluidas en la lista de especies en peligro de extinción del CONAP (Alianza de Derecho Ambiental y Agua, 2015); pero no está claro si esto ha ocurrido.

Amenazas: En 2016, la flota pesquera de Guatemala en el Pacífico Oriental consistía de 31 buques camaroneros de mediana y gran escala, tres atuneros grandes de cerco, 18 palangreros de mediana escala, cinco palangreros/redes de enmalle de pequeña escala, y 4 860 barcos artesanales de pequeña escala (Siu y Aires-da-Silva, 2016). Dentro de la ZEE guatemalteca, se reportó que los tiburones son capturados principalmente por palangreros artesanales y por pequeñas embarcaciones dedicadas a buscarlos (Siu y Aires-da-Silva, 2016). Desde 2005, los tiburones también han sido objetivo de los palangreros industriales de tamaño mediano (Siu y Aires-da-Silva, 2016); un gran número de tiburones adicionalmente son capturados como captura incidental en las pesquerías de redes de enmalle y trasmallo artesanales (Siu y Aires-da-Silva, 2016).

Las pesquerías de tiburones de Guatemala en el Océano Pacífico y el Mar Caribe tienen diferentes escalas y se caracterizan por tener diferentes artes de pesca (C. Avalos com. pers. 2019). En el Océano Pacífico, el país permite la operación de buques de pequeña, mediana y gran escala, y el principal tipo de arte son los palangres (C. Avalos com. pers. 2019). En contraste, sólo los pescadores artesanales y en pequeña escala pueden operar en el Mar Caribe (C. Avalos com. pers. 2019). Mientras que el principal año de pesca utilizado por los pescadores artesanales frente a la costa caribeña son también los palangres, las principales artes de pesca artesanal son las redes de enmalle y las redes de trasmallo (C. Avalos com. pers. 2019).



Un proyecto emprendido por la ONG Fundación Mundo Azul, que tiene como objetivo caracterizar los desembarques de Condriktios en el país, ha estado en marcha desde 2015 y sigue en curso (C. Avalos, com. pers. 2019).

Los resultados preliminares de dos comunidades en la costa caribeña de Guatemala encontraron que *S. lewini* era la segunda especie de tiburón más común capturada en pesquerías que utilizaban principalmente palangres de superficie, palangres de fondo y redes de trasmallo (C. Avalos com. pers. 2019). *S. mokarran* también fue capturado, pero en volúmenes mucho más bajos (C. Avalos com. pers. 2019). El proyecto también ha estado monitoreando los desembarcos de Condriktios en dos comunidades de la costa del Pacífico desde 2017. *S. lewini* fue la especie de tiburón más común capturada incidentalmente en las dos comunidades muestreadas, representando 291 de los 1596 individuos registrados; sin embargo, todavía faltan datos sobre las especies más comunes capturadas por las comunidades que se dirigen activamente a la pesca de Condriktios (C. Avalos com. pers. 2019). Una gran proporción de *S. lewini* capturados en ambas costas fueron neonatos y juveniles (76% de los machos y 96% de las hembras en las dos comunidades muestreadas en la costa del Caribe, y 95% de los individuos capturados en las dos comunidades muestreadas en la costa del Pacífico), lo que indica que la pesquería parece estar basada en zonas de cría de la especie (C. Avalos com. pers. 2019). Estos datos preliminares están en línea con trabajos anteriores publicados, que encontraron que *S. lewini* fue una de las cinco especies principales capturadas por las pesquerías guatemaltecas en el Pacífico Oriental de 1997-1998 (Ruiz Alvarado y Mijangos López, 1998). Se observó que las capturas máximas de la especie ocurrieron de mayo a julio (Ruiz Alvarado y Mijangos López, 1998) y de mayo a agosto (C. Avalos com. pers. 2019).

Comercio: Según la Base de Datos de Comercio CITES, no ha habido comercio directo o indirecto de *Sphyrna* spp. desde Guatemala en 2014-2017. Guatemala ha presentado todos los informes anuales para el período 2014-2017.

Gestión: La gestión de la pesca en Guatemala está a cargo de la Dirección de Pesca y Acuicultura (DIPESCA).

PAN-Tiburón: Guatemala ha elaborado un PAN-Tiburón, sin embargo, el documento no parece estar disponible al público.

Prohibiciones: Existen temporadas de veda para la costa caribeña del país (Gobierno de Guatemala, 2019). La temporada de veda para la pesca de tiburones de 2019 se extenderá del 15 de agosto al 15 de septiembre (Gobierno de Guatemala, 2019).

Vigilancia: DIPESCA ha recopilado datos sobre desembarques por especie y esfuerzo de palangre de palangreros medianos y pequeños en varios de los principales puertos de descarga de tiburones del país. Antes de 2015, el esfuerzo se medía en términos de días de pesca, en tanto que ahora se mide por número de anzuelos dispuestos (Siu y Aires-da-Silva, 2016). Los formularios de OSPESCA se utilizan desde 2014, lo que facilita el registro de descargas por especie y por pabellón del buque (Siu y Aires-da-Silva, 2016). Aunque se considera que el alcance de inspección de la flota palangrera mediana es alto, el control de descargas de buques artesanales y de pequeña escala es casual; por lo tanto, no existen series de datos coherentes a largo plazo para desembarques de tiburones de estas pesquerías (Siu y Aires-da-Silva, 2016). Aparte de los datos de desembarques, DIPESCA no tiene ningún otro programa para dar seguimiento a la pesca y/o la biología de los tiburones (Siu y Aires-da-Silva, 2016), sin embargo, un proyecto reciente emprendido por la ONG Fundación Mundo Azul tiene como objetivo caracterizar los desembarques de Condriktios en el país. También se informó que se ha acumulado una gran cantidad de datos a través de programas de colaboración con universidades (Siu y Aires-da-Silva, 2016).

Corte de aletas: Como miembro de OSPESCA, Guatemala prohíbe el corte de aletas tiburón con la Regulación OSP-05-11, que estipula que los tiburones deben ser desembarcados con sus aletas naturalmente adheridas.



Otras medidas: El Acuerdo Gubernamental N° 223-2005 prohíbe la pesca comercial en el océano Pacífico hasta 20 millas náuticas de la costa de Guatemala, y restringe los tipos de aparejos y el número de anzuelos que se pueden utilizar para la pesca comercial de tiburones. La pesca de tiburones requiere una licencia cuyos requisitos se establecen en el Artículo 55 del Decreto N° 08-2002 (Ley General de Pesca y Acuicultura).

Honduras

Situación y tendencias de la población: No se encontró información específica sobre el estado de la especie/tendencias en pesquerías de tiburón en Honduras, sin embargo, la especie está en peligro a nivel mundial (*S. lewini* y *S. mokarran*) o Vulnerable con tendencia a disminución de población (*S. zygaena*).

Amenazas: Honduras no tiene historia como pescador de tiburones (Anon, 2014). Entre 1997 y 2007, se expidieron varios permisos para la comercialización internacional y nacional de tiburones, principalmente para su exportación a la RAE de Hong Kong y China (Anon, 2014). Antes de que el país declarara sus aguas territoriales como santuario de tiburones (véase Gestión), el 98% del comercio nacional de tiburones se conformaba de *Carcharhinus limbatus*.

Comercio: Según la Base de Datos de Comercio CITES, no ha habido comercio directo o indirecto de *Sphyrna* spp. desde Honduras en 2014-2017. Honduras ha presentado todos los informes anuales para el período 2014-2017.

Hay noticias de comercio ilegal de productos y derivados (Anon, 2014).

Gestión:

PAN-Tiburón: Honduras ha elaborado un PAN-Tiburón en 2005 (Anon, 2014), sin embargo, el documento no parece estar disponible al público. La AC CITES de Honduras indicó que su PAN-Tiburón estaba planeado para ser revisado y actualizado en 2019 (AC CITES de Honduras com. pers. 2019).

Prohibiciones: En junio de 2011, Honduras declaró sus aguas territoriales santuario de tiburones y prohibió toda pesca de tiburones en aguas bajo su jurisdicción (Decreto N° 107/2011 (República de Honduras, 2011)). En 2016 se actualizó la ley para indicar que los tiburones capturados accidentalmente podían ser utilizados, pero que su captura debía ser notificada a las autoridades pertinentes, que tienen la obligación de investigar (Decreto N° 26/2016 (República de Honduras, 2016)). El acuerdo 001-15 confirmó la prohibición indefinida de pesca de toda especie de tiburón, señalando además que la captura, posesión, comercialización nacional y exportación de partes y derivados está prohibida, al igual que la importación de cualquier especie de tiburón, sin importar su país de origen (Secretaría de Estado en los Despachos de Agricultura y Ganadería, 2015).

A pesar de esta legislación, hay informes que indican que la pesca de tiburones sigue en curso frente a la costa de La Mosquitia, especialmente de enero a marzo (Carrere, 2018). Al parecer, la carne se vende únicamente en el mercado interno, pero no parece existir un sistema de control o de cuotas para capturas incidentales (Carrere, 2018).

Corte de aletas: Como miembro de OSPESCA, Honduras prohíbe el corte de aletas tiburón con la Regulación OSP-05-11, que estipula que los tiburones deben ser desembarcados con sus aletas naturalmente adheridas.

México

Situación y tendencias de la población: Un taller realizado en 2015 sobre Evaluación de Productividad, Susceptibilidad y Gestión de los Tiburones Mexicanos Incluidos en el Apéndice II CITES señaló



que la situación de las tres especies de *Sphyrna* en México era incierta (Benítez *et al.*, 2015). Se observó que *S. lewini* estaba potencialmente sobreexplotado en la zona pesquera desde la costa de Jalisco hasta el final de la costa de Guerrero, y los pocos datos disponibles más la información anecdótica de los pescadores indicaban tendencias decrecientes en la captura. La información disponible del programa de investigación de INAPESCA en Puerto Chiapas de 1996 a 2010 también indica descensos en la captura de *S. lewini* en las costas de Oaxaca y Chiapas (Benítez *et al.*, 2015).

Amenazas: La pesquería de tiburones de México se puede dividir en tres sectores: 1) una pesquería artesanal integrada por botes de menos de 10,5 m de eslora, que en 2006 supuso la captura de aprox. 40% de la producción nacional, (2) una pesquería mediana con barcos entre 10 y 27m de eslora faenando principalmente en las aguas costeras de Tamaulipas y Veracruz, Sonda de Campeche y Quintana Roo, en el Golfo de California y el Golfo de Tehuantepec, y la costa del Pacífico, y (3) una pesquería de aguas profundas, compuesta por buques de >27m, que opera en aguas costeras y oceánicas dentro de la ZEE del Pacífico de México (Secretaría de Agricultura ganadería desarrollo rural pesca y alimentación, 2007). En 2006, se informa que las dos últimas pesquerías reúnen aprox. 60% de producción nacional de tiburones (Secretaría de Agricultura ganadería desarrollo rural pesca y alimentación, 2007). Se estima que el 62% de la producción proviene del océano Pacífico, y el resto proviene del Golfo de México y el Mar Caribe (Secretaría de Agricultura ganadería desarrollo rural pesca y alimentación, 2007).

La *Sphyrna* spp. se encuentra entre las especies más comunes capturadas en múltiples regiones, y los Sphyrnidae es una de las dos familias de tiburones de mayor importancia comercial para la pesca del país (CONAPESCA-INP, 2004). En 2004, el 90% de la producción nacional de elasmobranquios se destinó al consumo humano, siendo los principales productos exportados aletas y pieles (CONAPESCA-INP, 2004). La captura artesanal de *S. lewini* consiste básicamente de juveniles (Pérez-Jiménez *et al.*, 2005; Bizzarro *et al.*, 2009; Miller *et al.*, 2014).

Sphyrna spp. es una de las principales especies capturadas en:

- El Golfo de California, incluyendo las aguas frente a Sonora, Sinaloa, y Nayarit (*S. lewini* y *S. zygaena*) (CONAPESCA-INP, 2004))
- Costa oeste de Baja California (*S. lewini*) (CONAPESCA-INP, 2004)
- Aguas de la costa de Jalisco-Colima-Manzanillo, en el Pacífico central (*S. lewini* y *S. zygaena*) (CONAPESCA-INP, 2004)
- El Golfo de Tehuantepec (datos históricos de descargas entre 1996-1998 ubican a *S. lewini* en el segundo lugar de captura de tiburón en la pesquería artesanal, representando el 36% de la captura de muestra del estudio) (Soriano-Velasquez *et al.*, 2002 en Baum *et al.* 2007a)
- Aguas no costeras del Pacífico (*S. lewini* y *S. zygaena*) (CONAPESCA-INP, 2004)
- El Golfo de México (*S. lewini* y *S. mokarran*), en particular las aguas de Tamaulipas, Tabasco, Campeche y Quintana Roo (CONAPESCA-INP, 2004).

La producción nacional de elasmobranquios 1978-2002 fue de un promedio de 27 314,7 T por año (CONAPESCA-INP, 2004). No se dispone de datos históricos de esfuerzo, y el uso de agrupaciones comunes como "tiburones" significa que hay pocos datos de cambios en abundancia por especie en aguas mexicanas (CONAPESCA-INP, 2004). Además, Saldaña-Ruiz *et al.*, (bajo revisión, en CEC, 2017) señalan discrepancias entre los desembarques de tiburones según datos de la FAO y los que estimaron revisando la literatura, donde los datos de la FAO muestran una importante subestimación en las descargas (CCA, 2017).

En 2015, la AC CITES de México llevó a cabo un análisis de productividad y susceptibilidad de las tres especies de tiburón martillo en seis zonas de pesca diferentes (Benítez *et al.*, 2015). En general, *S. mokarran* resultó la especie más sensible a los buques pequeños y medianos en el Atlántico (Benítez *et al.*, 2015). En el Pacífico, *S. mokarran* quedó como la especie más vulnerable a la flota pesquera de gran tamaño, y *S. zygaena* resultó la más vulnerable a la flota pesquera pequeña (Benítez *et al.*, 2015).



Comercio: Según la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas de *Sphyrna* spp. en 2014-2017 comprendió principalmente aletas silvestres comercializadas con fines comerciales (95 143 kg según México y 42 745 kg según los importadores) (Tabla 3.4). Los principales importadores fueron China, según los datos facilitados por México, y Hong Kong RAE, según los indicados por el importador; un análisis de permisos apunta que probablemente se trate en gran parte del mismo comercio. En sus informes anuales de 2016 y 2017, México notificó exportaciones de aletas a importadores desconocidos, lo que dificulta interpretar los patrones comerciales; sin embargo, un análisis de permisos indicó que al menos 7844 kg de aletas *S. lewini* y 13 677 kg de aletas de *S. zygaena* exportadas por México a un destino desconocido aparecen en permisos que también se señalaron como importaciones por Hong Kong, RAE.



Tabla 3.4: Exportaciones directas de *Sphyrna* spp. desde México, 2014-2017. México ha presentado todos los informes anuales para 2014-2017. Todas las cantidades redondeadas a números enteros, cuando posible.

Taxón	Importador	Plazo	Unidad	Propósito	Fuente	Señalado por	2014	2015	2016	2017	Total
<i>Sphyrna lewini</i>	China	aletas	kg	T	W	Importador					
						Exportador	4244	5230			9474
	Hong Kong RAE	aletas	kg	T	W	Importador		6507	6403	3503	16412
						Exportador		73			73
	Estados Unidos	cráneos	-	P	I	Importador		3			3
						Exportador					
	Desconocido	aletas	kg	H	W	Importador					
						Exportador				296	296
				T	W	Importador					
						Exportador			6720	12522	19242
<i>Sphyrna mokarran</i>	China	aletas	kg	T	W	Importador					
						Exportador	250	8898			9148
	Hong Kong RAE	aletas	kg	T	W	Importador		3261			3261
						Exportador					
	Desconocido	aletas	kg	T	W	Importador					
						Exportador			141	141	282
<i>Sphyrna zygaena</i>	Chile	aletas	kg	T	W	Importador					
						Exportador		878			878
	China	aletas	kg	T	O	Importador					
						Exportador	340				340
					W	Importador					
						Exportador		3639			3639
	Hong Kong, RAE	aletas	kg	T	W	Importador		6670	10425	5978	23073
						Exportador		6604			6604
	Estados Unidos	cuerpos	-	P	I	Importador		1			1
						Exportador					
		huesos	-	P	I	Importador				1	1
						Exportador					
		medicina	-	P	I	Importador			2		2
						Exportador					
		cráneos	-	P	I	Importador		2			2



Taxón	Importador	Plazo	Unidad	Propósito	Fuente	Señalado por	2014	2015	2016	2017	Total
	Desconocido	aletas	kg	T	W	Exportador					
						Importador					
						Exportador			19299	26503	45802

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 16/05/2019



No se registró ningún comercio indirecto de *Sphyrna* spp. originaria de México entre 2014 y 2017.

Los datos de la autoridad CITES de Aplicación de la Ley (PROFEPA) de México muestran los volúmenes de comercio de cada especie autorizada a través de permisos CITES de 2014 a mayo 2018 (Tabla 3.5). Las discrepancias entre ambos datos pueden ser el resultado de que algunos permisos no se utilizan en su totalidad, o de que los titulares los cancelan después de autorizados, es decir, no todo lo autorizado por los permisos CITES se exporta. México podrá presentar sus informes en base a los permisos expedidos. Aunque PROFEPA no ha informado de ningún comercio de *S. mokarran* desde 2015, la Base de Datos de Comercio CITES informó la exportación de 141.12 kg en 2016.

Tabla 3.5: Exportaciones de aleta seca de tiburón (kg) según datos de verificación de frontera de la Autoridad CITES para el Cumplimiento de la Ley (PROFEPA) de México. La data de 2018 va de enero a mayo. Fuente: AC CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2018.

Especie	2014	2015	2016	2017	2018	Suma	Media anual*
<i>Sphyrna lewini</i> .	2747.0	5092.9	5053.6	3758.1	759.1	17410.6	3482.1
<i>Sphyrna mokarran</i>	0.0	3355.8	0.0	0.0	0.0	3355.8	671.2
<i>Sphyrna zygaena</i>	0.0	7842.2	7805.4	10623.4	1688.0	27959.0	5591.8

Gestión: La agencia responsable de gestión, vigilancia y control de la pesca en México es la Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca (CONAPESCA) (Fischer *et al.*, 2012). Los recursos acuáticos mexicanos están regulados por la Ley General de Pesca y Acuicultura Sostenible (México, 2007). No existen medidas de gestión específicas para cada especie, pero sí una serie de medidas de gestión para los tiburones en general (Benítez *et al.*, 2015). Se considera que los riesgos de gestión para tiburones son mayores en la flota pequeña del país que en su flota mayor (Benítez *et al.*, 2015).

PAN-Tiburón: México publicó su PAN-Tiburón en 2004 (CONAPESCA-INP, 2004). Sus objetivos son:

- (1) Garantizar la sostenibilidad de capturas de tiburones y rayas
- (2) Identificar las amenazas a las poblaciones de elasmobranquios
- 3) Identificar y proteger los hábitats críticos, así como las especies particularmente vulnerables o amenazadas.
- 4) Determinar y elaborar marcos eficaces para investigación, gestión y educación entre todos los interesados
- (5) Reducir al mínimo la captura incidental de tiburones, rayas y atunes en otras pesquerías, así como los desperdicios y descartes de capturas.
- 6) Promover la plena utilización.
- (7) Contribuir a la protección de la diversidad biológica y la estructura y función del ecosistema
- (8) Mejorar la información biológica de las especies de tiburón, así como la información sobre capturas, esfuerzo, desembarques y comercio por especies
- 9) Establecer un sistema de información.

Además, en 2017, la Comisión de Cooperación Ambiental (en asociación con los gobiernos de Estados Unidos de América, Canadá y México y sus respectivas Autoridades CITES), publicó un plan de acción para el comercio sostenible de los tiburones incluidos en el Apéndice II CITES (CEC, 2017). Dicho plan describe 17 actividades que deben priorizarse para poder garantizar el comercio sostenible de las especies de tiburón en América Central. Se incluyen, *entre otras*:

- (1) Fomento de la capacidad en el sector pesquero mexicano, con el objetivo de mejorar la identificación de especies y la presentación de informes específicos por especie;



- (2) Mejora de sistemas de recopilación de datos sobre pesca;
- (3) Realización de análisis de la cadena comercial;
- (4) Apoyo al desarrollo de Códigos Armonizados de Descripción de Mercancías específicos por especie;
- (5) Actualización del PAN-Tiburón de México (publicado en 2004) para incluir medidas pertinentes de CIAT y CICAA;
- (6) Evaluar la eficacia de las temporadas de veda en vigor y, en caso necesario, modificarlas. Evaluar además la posibilidad de otras medidas de gestión, como límite de tamaño y capturas totales admisibles, así como el cierre de zonas que son hábitats esenciales.
- (7) Actualización de la Lista Nacional de Pesca de México para incluir a *Sphyrna* como un grupo separado.
- (8) Completar planes de gestión para pesquerías de elasmobranquios en el Océano Pacífico, Golfo de México y Mar Caribe.

Prohibiciones: La regulación NOM-029-PESC-2006 estipula que la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación establecerá lapsos de veda por zonas para captura de tiburones y rayas durante los principales períodos de reproducción, nacimiento y crecimiento de las especies (Secretaría de Agricultura, ganadería desarrollo rural pesca y alimentación, 2007). El proceso para definir los lapsos de veda fue descrito originalmente en la Regulación NOM-029-PESC-1993 (Secretaría de Pesca, 1994), desde entonces ha sido modificado varias veces para adaptar las zonas cerradas a lo largo de la costa del Pacífico y el Golfo de México. Actualmente la pesca de tiburones está prohibida en el Pacífico desde el 1 de mayo hasta el 31 de julio, y en el Golfo de México y el mar Caribe desde el 1 de mayo hasta el 30 de junio (CEC, 2017). Adicionalmente la pesca de tiburones está prohibida en Tabasco, Campeche y Yucatán entre el 1 y el 29 de agosto (CEC, 2017).

Corte de aletas: La regulación NOM-029-PESC-2006 prohíbe el uso exclusivo de aletas y el desembarco de aletas sin cuerpos a bordo (Secretaría de Agricultura, ganadería desarrollo rural pesca y alimentación, 2007).

Vigilancia: La regulación NOM-PESC-029-2006 exige que todos los buques reporten datos de captura y esfuerzo a INAPESCA (Secretaría de Agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación, 2007); sin embargo, al momento de redactar, los desembarques de *Sphyrna* spp. aparecen reportados a nivel de género (CEC, 2017). En la actualidad, México está llevando a cabo una "Recopilación de Información Específica de Capturas y Esfuerzo por Especie, con Énfasis en Especies de Tiburones listadas en CITES" (AC CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2018), cuyos objetivos son: 1) compilar datos a nivel de especie; 2) realizar un análisis de desafíos y oportunidades; y 3) desarrollar una estrategia de capacitación. Una vez terminado el proyecto a mediados de 2019, se espera presentar una propuesta para la normalización de estadísticas de producción pesquera generadas por CONAPESCA a nivel de especie (AC CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2018). La AC CITES de México, en colaboración con expertos de gobierno, instituciones académicas y ONGs, ha establecido también Zonas de Pesca frente a las costas Pacífico y Atlántico del país que tienen por objeto analizar la información disponible sobre uso y ordenación de pesca para la formulación de los DENP. También se utilizan cálculos de conversión para determinar si los volúmenes de aletas exportadas están en consonancia con el volumen de tiburones desembarcados y en cada etapa de la cadena de producción (AC CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2018).

Otras medidas: La pesca de tiburones requiere una licencia (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación 2007), y el número de licencias disponibles permanece constante (AC CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

México también ha establecido un volumen máximo de capturas incidentales por buque faenando en la pesca selectiva de tiburones y rayas en aguas del Pacífico bajo su jurisdicción. Los buques no pueden descargar



capturas incidentales (es decir, especies no buscadas como atún o dorado) en un volumen superior al 30% del total de capturas (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, 2008).

Dictámenes de extracción no perjudicial: Se informó que el proceso de dictámenes de extracción no perjudicial en México implica avanzar a través de un flujo de trabajo que tiene en cuenta (1) si los artículos para la exportación son legales y rastreables, (2) si existen suficientes medidas de gestión, dada la vulnerabilidad de la especie calculada por el análisis de productividad y susceptibilidad (APS), así como la evaluación del riesgo de gestión de acuerdo con la metodología de Lack et al. (2014), y (3) si el volumen de artículos para la exportación es consistente con el número de tiburones reportados en los avisos de llegada, usando los factores de conversión listados en la sección de Comercio Global de este informe (AC CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). Existe una base de datos para monitorear cuántos DENPs han sido emitidos, las decisiones tomadas para cada solicitud, y las razones dadas en los casos en que las solicitudes fueron denegadas (AC CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

Nicaragua

Situación y tendencias de la población: No se encontró información específica sobre el estado de la especie/tendencias en pesquerías de tiburón en Nicaragua, sin embargo, la especie está en peligro a nivel mundial (*S. lewini* y *S. mokarran*) o Vulnerable con tendencia a disminución de población (*S. zygaena*).

Amenazas: En 2015, la flota de Nicaragua consistía en aprox. 4330 embarcaciones artesanales que utilizaban principalmente redes de enmalle (36%), seguidos de redes de mano (20%), redes fijas (15%) y palangres (7%) y una flota industrial de 50 buques (Siu y Aires-da-Silva, 2016). Los tiburones son el objetivo principal tanto de la flota artesanal como industrial; sin embargo, la diversidad y proporción de las especies capturadas es poco conocida porque: a) el sistema de inspección de desembarques del país para la flota industrial no registra las descargas de tiburones a nivel de especie, y b) no hay estudios sobre la pesca de tiburones en Nicaragua (Siu y Aires-da-Silva, 2016). La pesquería de tiburones del país se considera menos importante económicamente que otras pesquerías, como las de camarón y langosta (Siu y Aires-da-Silva, 2016). En 2015, Nicaragua señaló que una caída en el precio de las aletas había hecho que la pesca selectiva de tiburón disminuyera considerablemente (AC28 Inf. 12.)

Los desembarques de tiburones en la costa caribeña del país entre 1992 y 2005 fueron inferiores a 100 millones de libras anuales (~45.3 millones de kg), excepto en 1995 (293 millones de lb (~132.9 millones de kg)), 2001 (134 millones de lb (~60.8 millones de kg)) y 2005 (129 millones de lb (~58.5 millones de kg)) (Zarate y Hearn, 2008). En el Pacífico, los desembarques de tiburón durante este período han fluctuado, manteniéndose por encima de 100 millones de lb (~45.3 millones de kg) al año (Zarate y Hearn, 2008). Se desconoce la proporción de tiburón martillo en estas cifras, sin embargo, Zarate y Hearn (2008) observaron que la pesca de tiburón tendía a dirigirse a los Carcharhinidae, y en un documento presentado al Comité de Fauna de la CITES en 2015 se señala que los pescadores nicaragüenses no capturan ninguna especie actualmente incluida en el Apéndice II de CITES (AC28 Inf. 12).

Comercio: Según la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio directo de *Sphyrna* spp. en Nicaragua 2014-2017 consiste en *S. lewini*, *S. mokarran*, y aletas de *Sphyrna* spp. exportadas a Hong Kong RAE con fines comerciales (Tabla 3.6). De acuerdo a Nicaragua, se trató de un total de 398 kg de aletas de *Sphyrna* exportados a Hong Kong en el año 2015 (294 kg según los importadores), 1039 kg y 100 aletas marcadas como unidades exportadas en 2016 (564 kg y 0 aletas según los importadores), y 62 kg de aletas en 2017 (62 kg señalado por los importadores). No hubo comercio indirecto de *Sphyrna* spp. originaria de Nicaragua 2014-2017.



Tabla 3.6: Exportaciones directas de *Sphyrna* spp. desde Nicaragua, 2014-2017. Nicaragua ha presentado todos los informes anuales para el período 2014-2017.

Taxón	Importador	Plazo	Unidad	Propósito	Fuente	Señalado por	2014	2015	2016	2017	Total
<i>Sphyrna lewini</i> .	Hong Kong RAE	aletas	kg	T	W	Exportador		217.27	953.41		1170.68
						Importador		294.34	387.41		681.75
						Exportador			50		50
						Importador					
<i>Sphyrna mokarran</i>	Hong Kong RAE	aletas	kg	T	W	Exportador			86	62.16	148.16
						Importador			177	62.16	239.16
						Exportador			50		50
						Importador					
<i>Sphyrna</i> spp.	Hong Kong RAE	aletas	kg	T	W	Exportador		180.43			180.43
						Importador					

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 06/11/2018

Gestión: La pesca de tiburones de Nicaragua se maneja desde el Instituto Nicaragüense de Pesca y Agricultura (INPESCA) (Siu y Aires-da-Silva, 2016).

PAN-Tiburón: Según informe de la primera reunión del grupo de trabajo sobre conservación y manejo de tiburones de COPACO/OSPESCA/CRFM/CITES/CRMC, todos los miembros de OSPESCA prepararon PAN-Tiburones entre 2005 y 2008 (FAO, 2018); sin embargo, no se pudo encontrar una copia del PAN-Tiburón de Nicaragua.

Corte de aletas: Como miembro de SICA, Nicaragua prohíbe el corte de aletas tiburón con la Regulación OSP-05-11, que estipula que los tiburones deben ser desembarcados con sus aletas naturalmente adheridas.

Vigilancia: INPESCA recopila regularmente datos de descargas en los principales sitios de desembarque del país, utilizando los formularios estandarizados de Centroamérica para las inspecciones de desembarques (AC28 Inf. 12). Desde 2005, la base de datos de desembarques del INPESCA registra las descargas de tiburones de la flota artesanal por especie; sin embargo, las descargas de buques industriales todavía se clasifican a nivel genérico de "tiburones" (Siu y Aires-da-Silva, 2016).

Dictámenes de extracción no perjudicial: No pudo encontrarse información específica sobre los dictámenes de extracción no perjudicial para la exportación.

Panamá

Situación y tendencias de la población: Aunque la falta de datos ha sido un obstáculo persistente para evaluar las poblaciones, desde 2009 varios estudios (así como aportes anecdóticos de pescadores) han llevado a la conclusión de que hay sobre explotación de *Sphyrna* spp. en aguas panameñas (Anon., 2014). En concreto, se observa una ausencia de adultos junto con disminuciones en el número de recién nacidos y de juveniles (Anon., 2014).

Amenazas: La pesquería intensiva de tiburones en Panamá comenzó en la década de 1980, pero no fue hasta la década de 1990 que tanto la pesca artesanal como la industrial empezaron a capturar tiburones en grandes cantidades (Ministerio de Ambiente de Panamá, 2017). Todavía se considera que la información relativa a producción y esfuerzo de pesca de tiburones sigue siendo inespecífica y escasa, pero para 2018 se esperaba un estudio de la flota pesquera de tiburones del país (FAO, 2018). *Sphyrna* spp. son las especies más comunes de tiburones capturados de manera incidental en la pesquería artesanal del país (FAO, 2018). Varios estudios han concluido que *S. lewini* representó el 49% de los ejemplares atrapados en los manglares de David en la costa Pacífica del país, el 57% de las capturas en un estudio del Golfo de Chiriquí, y el 68% de las capturas en un estudio de los principales puertos de la costa Pacífica de Panamá (Ministerio de Ambiente de Panamá, 2017). *S. lewini* conforma aprox. el 13% de las capturas de tiburones de la flota pesquera industrial de Panamá (Harper et al., 2014).



La pesquería de tiburón martillo del país se centra principalmente en los juveniles y recién nacidos (Arriati, 2011 en Miller *et al.*, 2014; Anon., 2014). Se considera que la carne de los tiburones más pequeños tiene mejor sabor, es fácil de conservar y se vende rápidamente; por otro lado, los individuos grandes son retenidos principalmente por el alto valor de sus aletas (Ministerio de Ambiente de Panamá, 2017). Se indicó que las aletas de tiburón se vendían incidentalmente, y todos los demás productos de tiburón se vendían en raras ocasiones (FAO, 2018).

Entre 2007 y 2011, la cantidad de tiburones capturados por las pesquerías industriales de Panamá cayó drásticamente (Tabla 3.7). Los datos de descarga de la pesca artesanal no incluyen una categoría separada para los elasmobranquios, y como tales están agrupados en una categoría de "otras especies". Los datos sobre la cantidad de carne y aletas exportadas son escasos; sin embargo, Panamá se considera uno de los principales centros de procesamiento de productos de tiburón en América Latina y el Caribe (Mundy-Taylor y Crook, 2013).

Tabla 3.7: Cantidad de tiburones descargados por la flota pesquera industrial panameña, 2007-2011 (T)

2007	2008	2009	2010	2011
2777	3655	5403	591	411

Comercio: Según la Base de Datos de Comercio CITES, no hubo comercio directo o indirecto de *Sphyrna* spp. desde Panamá 2014-2016; el informe anual de Panamá correspondiente a 2017 no se ha recibido al momento de redacción del presente documento (enero de 2019). Sin embargo, según un taller de las Autoridades CITES, se informó que el país exporta aletas secas de tiburón a por lo menos 15 países, entre ellos Hong Kong RAE, Taiwan POC y Estados Unidos (Anon., 2014). Se indicó que al menos una empresa exporta cuerpos a África (Anon., 2014).

Gestión:

PAN-Tiburón: Panamá publicó su primer PAN-Tiburón en 2010, y presentó una versión actualizada en 2017 (Ministerio de Ambiente de Panamá, 2017). La implementación del plan se rige por la Ley 9 de 16 de marzo de 2006, que también estipula que el plan debe ser revisado cada cuatro años. El plan actual tiene cinco objetivos:

- (1) Alentar y facilitar procesos para el desarrollo del conocimiento, investigación y vigilancia de tiburones y rayas, sus hábitats críticos y su pesca
- (2) Fortalecer la capacidad de regulación, gestión y manejo para asegurar el uso sostenible y la conservación de tiburones y rayas en Panamá. Esto incluye la revisión del marco legislativo actual para la pesca de tiburones y considerar la implementación de tamaño mínimo de capturas, vedas temporales o espaciales, y captura total permisible basadas en el principio de precaución.
- (3) Contar con un programa de control y vigilancia destinado a garantizar el cumplimiento de las normas y reglamentos vigentes a fin de reducir la ilegalidad
- (4) Velar por que la información sobre iniciativas para conservación y uso sostenible de tiburones y rayas llegue a la población en general, haciendo hincapié en el gobierno y los sectores de pesca.
- (5) Lograr la financiación necesaria y el fortalecimiento institucional para la ejecución de los proyectos y actividades del PAN-Tiburones.

Corte de aletas: Como miembro de SICA, Panamá prohíbe el corte de aletas de tiburón por la Regulación OSP-05-11, que estipula que los tiburones deben ser desembarcados con sus aletas naturalmente adheridas. Anteriormente, la Ley 9 ya prohibía el corte de aletas en aguas de la jurisdicción de Panamá. Se permitió a los barcos artesanales con motores fuera de borda de hasta 70 caballos de fuerza transportar aletas separadas de



los cuerpos, siempre que correspondieran al 5% o menos del peso de carne de tiburón descargada. De conformidad con la Ley 9 (Artículo 6), las importaciones de aletas de tiburón que no estén parcialmente adheridas de forma natural requieren un certificado de la autoridad pertinente del país de origen confirmando que no son producto de aleteo.

Vigilancia: Panamá tiene aprox. 350 puertos de desembarco, de los cuales el 95% se encuentra en la costa Pacífico del país (Anon., 2014). En 2014, el país señaló que no cuenta con personal suficiente para vigilar adecuadamente todas estas zonas (Anon., 2014).

Otras medidas: La Ley 9 estipula que el esfuerzo pesquero de tiburones no debe aumentarse, y prohíbe la emisión de nuevas licencias de pesca de tiburones o la autorización de nuevos barcos, salvo en caso de sobre producción de tiburones (Artículo 7). En 2010, el Decreto 486 prohibió el uso de todo tipo de palangres por buques comerciales e industriales en aguas bajo la jurisdicción de Panamá. El uso de palangres se limitaba a buques con un tonelaje registrado bruto inferior a 6 T, que hubiesen recibido permiso de la Autoridad de Recursos Acuáticos de Panamá.

Dictamen de extracción no perjudicial: Panamá emitió un dictamen de no perjuicio condicional negativo para *S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena* en octubre 2015 (CRACCITES-Costa Rica, 2017). No pudimos acceder al documento.

E. Referencias

- Abercrombie, D. y Hernandez, S. 2017. *Identifying shark fins: implementing and enforcing CITES*. Abercrombie and Fish, Marine Biological Consulting. Suffolk NY. 21 pp.
- Abercrombie, D.L., Clarke, S.C. y Shivji, M.S. 2005. Global-scale genetic identification of hammerhead sharks: Application to assessment of the international fin trade and law enforcement. *Conservation Genetics*, 6(5): 775–788.
- Autoridad Científica CITES de El Salvador *in litt.* al PNUMA-WCMC, 7 marzo 2019. *Consejo para la exportacion e introduccion procedente del mar (DENP) para las especies de tiburón del genero Alopias spp. en El Salvador/ Consejo para la exportacion e introduccion procedente del mar (DENP) para Carcharhinus falciformis en El Salvador*
- Autoridad Científica CITES de Mexico *in litt.* al PNUMA-WCMC, 19 marzo 2019.
- Adams, D.H. y Paperno, R. 2007. Preliminary assessment of a nearshore nursery ground for the scalloped hammerhead off the Atlantic coast of Florida. *American Fisheries Society Symposium*, 50: 165–174.
- Afonso, A., Hazin, F., Carvalho, F., Pacheco, J., Hazin, H. y Kerstetter, D. 2011. Fishing gear modifications to reduce elasmobranch mortality in pelagic and bottom longline fisheries off Northeast Brazil. *Fisheries Research*, 108: 336–343.
- Alianza de Derecho Ambiental y Agua 2015. Proyecto: "Actualización del plan de manejo de la pesca para el Refugio de Vida Silvestre Punta de Manabique, RVSPM": Informe final. Guatemala.
- Anislado-Tolentino, V., Gallardo-Cabello, M., Amezcua-Linares, F., Robinson-Mendoza, C., Cabello, M.G., Linares, F.A. y Mendoza, C.R. 2008. Age and growth of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834) from the Southern coast of Sinaloa, México. *Hidrobiológica*, 18(1): 31–40.
- Anislado-Tolentino, V. y Robinson-Mendoza, C. 2001. Edad y crecimiento del tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Griffith y Smith, 1834) en el Pacífico Central de México. *Ciencias Marinas*, 27: 501–520.
- Anon 2014. *Informe del Tercer Taller Regional de Fortalecimiento de Capacidades sobre Dictámenes de Extracción No Perjudicial para Autoridades de CITES y Pesca de Centroamérica y República Dominicana*. Recuperado de: [https://cites.org/sites/default/files/eng/USDOJ - Informe del Tercer Taller de CITES DENP - Guatemala 2014_03.pdf](https://cites.org/sites/default/files/eng/USDOJ-Informe%20del%20Tercer%20Taller%20de%20CITES%20DENP-Guatemala%202014_03.pdf). [Accedido 20 December 2018]
- Arauz, R., Cohen, Y., Ballesteros, J., Bolaños, A. y Perez, M. 2004. Decline of shark populations in the Exclusive Economic Zone of Costa Rica. In: *Proceedings of the International Symposium on Quantitative Ecosystem Indicators for Fisheries Management*. Paris, France.
- Arriati, R. 2011. *Impacto de la pesquería artesanal en la disminución de las poblaciones de tiburones en el Pacífico Oriental de Panamá*. Proyecto "Plan piloto de Monitoreo de los Desembarques de Tiburones y Rayas en el Pacífico Oriental Panameño". Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá.
- Asamblea Legislativa de la República de El Salvador 2012. *Decree 199*.



- Autoridad Científica CITES de Costa Rica 2018. *Dictamen de Extracción No Perjudicial 2018-2019 para las especies de género Sphyrna presentes en Costa Rica e incluidas bajo el Apéndice II de la Convención Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) de Costa Rica*. Puntarenas, Costa Rica.
- Baum, J., Clarke, S., Domingo, A., Ducrocq, M., Lamónaca, A.F., Gaibor, N., Graham, R., Jorgensen, S., Kotas, J.E., Medina, E. et al. 2007a. *Sphyrna lewini*, scalloped hammerhead. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2007. Recuperado de: <http://www.iucnredlist.org/details/39385/0>.
- Baum, J., Clarke, S., Domingo, A., Ducrocq, M., Lamónaca, A., Gaibor, N., Graham, R., Jorgensen, S., Kotas, J., Medina, E. et al. 2007b. *Sphyrna lewini* (Eastern Central and Southeast Pacific subpopulation). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2007.
- Baum, J., Clarke, S., Domingo, A., Ducrocq, M., Lamónaca, A., Gaibor, N., Graham, R., Jorgensen, S., Kotas, J., Medina, E. et al. 2007c. *Sphyrna lewini* (Northwest and Western Central Atlantic subpopulation). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2007.
- Baum, J., Clarke, S., Domingo, A., Ducrocq, M., Lamónaca, A., Gaibor, N., Graham, R., Jorgensen, S., Kotas, J., Medina, E. et al. 2007d. *Sphyrna lewini* (Northwest and Western Central Atlantic subpopulation).
- Baum, J.K., Myers, R.A., Kehler, D.G., Worm, B., Harley, S.J. and Doherty, P.A. 2003. Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. *American Association for the Advancement of Science*, 299(5605): 389–392.
- Bejarano-Alvarez, M., Galvan-Magana, F. y Ochoa-Baez, R.I. 2011. Reproductive biology of the scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* (Chondrichthyes: Sphyrnidae) off south-west Mexico. *Aqua: International Journal of Ichthyology*, 17(1): 11.
- Belize High Seas Fisheries Unit 2015. *National plan of action: conservation and management of sharks on the high seas*. Recuperado de: <http://www.fao.org/3/a-be841e.pdf>. [Accedido 16 November 2018]
- Belize High Seas Fisheries Unit 2017. *BHSFU co-sponsors Non-Detriment Finding (NDF) workshop on sharks*. Recuperado de: <https://www.facebook.com/pg/Belize-High-Seas-Fisheries-Unit-120913905143880/posts/>. [Accedido 24 January 2019]
- Belize Fisheries Department, 2017. *National Plan of Action for the Conservation and Management of Sharks 2017-2022*.
- Benítez, H., López, G. y Rivera Téllez, E. 2015. *Taller de Evaluación de Productividad, Susceptibilidad y Manejo de tiburones mexicanos listados en el Apéndice II de la CITES. Informe de Resultados*. Mexico, D.F. 37 pp. Recuperado de: <https://www.biodiversidad.gob.mx/planeta/cites/taller/PsaMrisk2015/Informe%20FINAL%20V3.3.pdf>. [Accedido 12 December 2018]
- Biery, L. y Pauly, D. 2012. A global review of species-specific shark-fin-to-body-mass ratios and relevant legislation. *Journal of Fish Biology*, 80, 1643-1677.
- Bizzarro, J.J., Smith, W.D., Márquez-Farías, J.F., Tyminski, J. y Hueter, R.E. 2009. Temporal variation in the artisanal elasmobranch fishery of Sonora, Mexico. *Fisheries Research*, 97(1–2): 103–117.
- Branstetter, S. 1987. Age, growth and reproductive biology of the silky shark, *Carcharhinus falciformis*, and the scalloped hammerhead, *Sphyrna lewini*, from the northwestern Gulf of Mexico. *Environmental Biology of Fishes*, 19(3): 161–173.
- Bush, A. 2003. Diet and diel feeding periodicity of juvenile scalloped hammerhead sharks, *Sphyrna lewini*, in Kane'ohe Bay, O'ahu, Hawai'i. *Environmental Biology of Fishes*, 67: 1–11.
- Butcher, P., Peddemors, V., Mandelman, J., McGrath, S. y Cullis, B. 2015. At-vessel mortality and blood biochemical status of elasmobranchs caught in an Australian commercial longline fishery. *Global Ecology and Conservation*, 3: 878–889.
- Camhi, M., Valenti, S. V., Fordham, S. V., Fowler, S.L. y Gibson, C. 2009. *The conservation status of pelagic sharks and rays: Report of the IUCN Shark Specialist Group Pelagic Shark Red List Workshop*. Newbury, UK. Available at: <https://portals.iucn.org/library/node/9392>. [Accedido 26 November 2018]
- Cardeñoso, D., Quinlan, J., Shea, K.H. y Chapman, D.D. 2018. Multiplex real-time PCR assay to detect illegal trade of CITES-listed shark species. *Scientific Reports*, 8(1): 16313.
- Carr, L. a., Stier, A.C., Fietz, K., Montero, I., Gallagher, A.J. y Bruno, J.F. 2013. Illegal shark fishing in the Galápagos Marine Reserve. *Marine Policy*, 39: 317–321.
- Carrere, M. 2018. *Honduras: cientos de tiburones son capturados diariamente en el santuario que los protege*. Recuperado de: <https://es.mongabay.com/2018/09/oceanos-pesca-de-tiburones-en-honduras/>. [Accedido: 13 December 2018].
- Casper, B.M., Domingo, A., Gaibor, N., Heupel, M.R., Kotas, E., Lamónaca, A.F., Pérez-Jiménez, J.C., Simpfendorfer, C.A., Smith, W.D., Stevens, J.D. et al. 2005. *Sphyrna zygaena*, smooth hammerhead. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2005.



- Castellanos Betancourt, J.C., Ramírez Santiago, C.E. y Castillo Géniz, J.L. 2013. *Catálogo de aletas, tronchos y cabezas de tiburones en el Pacífico Mexicano*. Recuperado de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/116179/Catalogo_Tiburones.pdf [Accedido: 15 May 2019]
- Castillo-Géniz, J.L., Márquez-Farías, J.F., Rodríguez De La Cruz, M.C., Cortés, E. y Cid Del Prado, A. 1998. The Mexican artisanal shark fishery in the Gulf of Mexico: Towards a regulated fishery. *Marine and Freshwater Research*, 49(7): 611–620.
- Castro, J.I. 1993. The shark nursery of Bulls Bay, South Carolina, with a review of the shark nurseries of the southeastern coast of the United States. *Environmental Biology of Fishes*, 38(1–3): 37–48.
- Chen, C., Leu, T. y Joung, S. 1988. Notes on reproduction in the scalloped hammerhead, *Sphyrna lewini* in northeastern Taiwan waters. *U. S. Fish. Bull.*, 86(389–393).
- Chen, C.T., Leu, T.C., Joung, S.J. y Lo, N.C.H. 1990. Age and growth of the scalloped hammerhead, *Sphyrna lewini*, in northeastern Taiwan waters. *Pacific Science*, 44(2): 156–170.
- Chen, P. y Yuan, W. 2006. Demographic analysis based on the growth parameter of sharks. *Fisheries Research*, 78(2–3): 374–379.
- Clarke, S.C., McAllister, M.K. y Michielsens, C.G.J. 2005. Estimates of shark species composition and numbers associated with the shark fin trade based on Hong Kong auction data. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 35: 453–465.
- Clarke, S.C., McAllister, M.K., Milner-Gulland, E.J., Kirkwood, G.P., Michielsens, C.G.J., Agnew, D.J., Pikitch, E.K., Nakano, H. y Shivji, M.S. 2006a. Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets. *Ecology letters*, 9(10): 1115–26.
- CMS 2016. *Memorandum of Understanding on the Conservation of Migratory Sharks*. Recuperado de: <https://www.cms.int/sharks/en/page/sharks-mou-text>. [Accedido: 15/11/2018].
- Coastal Zone Management Authority and Institute (CZMAI) 2014. State of the Belize Coastal Zone Report 2003-2013. 179pp. Recuperado de: http://maralliance.org/wp-content/uploads/2016/07/pubs_research_2014_02.pdf. [Accedido 24 January 2019]
- Coelho, R., Fernandez-Carvalho, J., Amorim, S. y Santos, M.N. 2011a. Age and growth of the smooth hammerhead shark, *Sphyrna zygaena*, in the Eastern Equatorial Atlantic Ocean, using vertebral sections. *Aquatic Living Resources*, 24(4): 351–357.
- Comisión Nacional para la Conservación y Ordenación de los Tiburones 2010. *Plan de Acción Nacional para la Conservación y Ordenación de los Tiburones en Costa Rica (PANT-CR)*. San Jose, Costa Rica. 42 pp.
- Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA) 2017. Plan de acción de América del Norte para un comercio sustentable de especies de tiburón. Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, 54 pp.
- Compagno, L.J. V 1984. *FAO species catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date*. FAO, Rome.
- CONAPESCA-INP 2004. *Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de Tiburones, Rayas y Especies Afines en México*. Mazatlán, México. 84 pp.
- Consejo de Representantes de Autoridades Científicas CITES de Costa Rica (CRACCITES - Costa Rica) 2015. *Dictamen de extracción no perjudicial (DENP) para el tiburón martillo común (Sphyrna lewini) y las dos especies semejantes (S. zygaena y S. mokarran) de Costa Rica incluidas bajo el Apéndice II de la Convención Sobre el Comercio Internacional de Especies*. San José, Costa Rica.
- Consejo de Representantes de Autoridades Científicas CITES de Costa Rica (CRACCITES - Costa Rica) 2017. *Dictamen de Extracción No Perjudicial (DENP) para el tiburón martillo común (Sphyrna lewini) y las dos especies semejantes (S. zygaena y S. mokarran) de Costa Rica, incluidas bajo el Apéndice II de la Convención Sobre el Comercio Internacional de Especies*. San José, Costa Rica.
- Cortés, E., Arocha, F., Beerkircher, L., Carvalho, F., Domingo, A., Heupel, M., Holtzhausen, H., Santos, M.N., Ribera, M. y Simpfendorfer, C. 2010. Ecological risk assessment of pelagic sharks caught in Atlantic pelagic longline fisheries. *Aquatic Living Resources*, 23(1): 25–34.
- Cortés, E., Domingo, A., Miller, P., Forselledo, R., Mas, F., Arocha, F., Campana, S., Coelho, R., da Silva, C., Hazin, F. et al. 2015. Expanded ecological risk assessment of pelagic sharks caught in Atlantic pelagic longline fisheries. *SCRS/2012/167 Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 71(6): 2637–2688.
- Cortés, E. y Neer, J. A. (2006). Preliminary reassessment of the validity of the 5% fin to carcass weight ratio for sharks. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 59(3): 1025–1036.
- Cubero-Pardo, P. y Martínez-Cascante, D.A. 2013. *Análisis de la pesquería de atún en la Zona Económica Exclusiva del Pacífico de Costa Rica. Informe técnico de resultados derivados de bases de datos generadas por la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) 2002 a 2011*. 60 pp. Recuperado de: <https://docplayer.es/6657936-Analisis-de-la-pesqueria-de-atun-en-la-zona-economica-exclusiva-del->



- pacifico-de-costa-rica.html. [Accedido 16 November 2018]
- Daly-Engel, T.S., Seraphin, K.D., Holland, K.N., Coffey, J.P., Nance, H.A., Toonen, R.J. y Bowen, B.W. 2012. Global phylogeography with mixed-marker analysis reveals male-mediated dispersal in the endangered scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*). *PLoS ONE*, 7(1).
- Denham, J., Stevens, J.D., Simpfendorfer, C.A., Heupel, M.R., Cliff, G., Morgan, A., Graham, R., Ducrocq, M., Dulvy, N.D., Seisay, M. *et al.* 2007. *Sphyrna mokarran*, great hammerhead. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2007.
- Diemer, K.M., Mann, B.Q. y Hussey, N.E. 2011. Distribution and movement of scalloped hammerhead *Sphyrna lewini* and smooth hammerhead *Sphyrna zygaena* sharks along the east coast of southern Africa. *African Journal of Marine Science*, 33(2): 229–238.
- Dudley, S.F.J. y Simpfendorfer, C.A. 2006. Population status of 14 shark species caught in the protective gillnets off KwaZulu-Natal beaches, South Africa, 1978–2003. *Marine and Freshwater Research*, 57(2): 225–240.
- Duncan, K.M., Martin, A.P., Bowen, B.W. y De Couet, H.G. 2006. Global phylogeography of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*). *Molecular Ecology*, 15(8): 2239–51.
- Ebert, D.A. y Stehmann, M.F.W. 2013. *Sharks, batoids and chimaeras of the North Atlantic*. *FAO Species Catalogue for Fishery Purposes No. 7*. FAO, Rome. 523 pp.
- Eschmeyer, W.N., Fricke, R. y Laan, R. van der 2018. *Catalog of Fishes (version of 5 November 2018)*. Recuperado de: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. [Accedido: 15 November 2018].
- FAO 2018. *Report of the first meeting of the WECAFC/OSPESCA/CRFM/CITES/CFMC working group on shark conservation and management, Barbados, 17-19 October 2017*. 110 pp. Recuperado de: <http://www.fao.org/documents/card/es/c/18718EN/>. [Accedido 15 November 2018]
- FAO 2010. *Report of the third FAO Expert Advisory Panel for the Assessment of Proposals to Amend Appendices I and II of CITES Concerning Commercially-exploited Aquatic Species*. 150 pp. Recuperado de: <http://www.fao.org/docrep/013/i1899e/i1899e.pdf>. [Accedido 16 November 2018]
- Fields, A.T., Fischer, G.A., Shea, S.K.H., Zhang, H., Abercrombie, D.L., Feldheim, K.A., Babcock, E.A. y Chapman, D.D. 2018. Species composition of the international shark fin trade assessed through a retail-market survey in Hong Kong. *Conservation Biology*, 32(2): 376–389.
- Fischer, J., Erikstein, K., D'Offay, B., Guggisberg, S. y Barone, M. 2012. *Review of the implementation of the international plan of action for the conservation and management of sharks*. *FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 1076*. FAO, Rome. 120 pp.
- Fisheries Agency of Japan n.d. *NDF Guidelines for Aquatic Species*. Recuperado de: https://cites.org/sites/default/files/eng/prog/shark/docs/NDF_Guideline_for_Aquatic_Species.pdf [Accedido 29 November 2018].
- Gallagher, A.J. y Klimley, A.P. 2018. The biology and conservation status of the large hammerhead shark complex: the great, scalloped, and smooth hammerheads. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28(4): 777–794.
- García-Núñez, E.N. 2008. *Tiburones: conservación, pesca y comercio internacional*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, Spain. 117 pp.
- Godin, A.C., Carlson, J.K. y Burgener, V. 2012. The effect of circle hooks on shark catchability and at-vessel mortality rates in longlines fisheries. *Bulletin of Marine Science*, 88(3): 469–483.
- Government of Costa Rica 2005. *Ley 8436: Ley de Pesca y Acuicultura*.
- Government of Mexico, 2007. *Ley General De Pesca y Acuicultura Sustentables*.
- Gulak, S.J.B., de Ron Santiago, A.J. y Carlson, J.K. 2015. Hooking mortality of scalloped hammerhead *Sphyrna lewini* and great hammerhead *Sphyrna mokarran* sharks caught on bottom longlines. *African Journal of Marine Science*, 37(2): 267–273.
- Hammerschlag, N., Gallagher, A.J., Lazarre, D.M. y Slonim, C. 2011. Range extension of the endangered great hammerhead shark *Sphyrna mokarran* in the Northwest Atlantic: Preliminary data and significance for conservation. *Endangered Species Research*, 13(2): 111–116.
- Harper, S., Guzman, H.M., Zylich, K. y Zeller, D. 2014. Reconstructing Panama's total fisheries catches from 1950 to 2010: Highlighting data deficiencies and management needs. *Marine Fisheries Review*, 76(1–2): 51–65.
- Harry, A. 2011. *Life histories of commercially important tropical sharks from the Great Barrier Reef World Heritage Area*. PhD Thesis. James Cook University.
- Hayes, C.G., Jiao, Y. y Cortés, E. 2009. Stock Assessment of Scalloped Hammerheads in the Western North Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. *North American Journal of Fisheries Management*, 29(5): 1406–1417.
- Hazin, F., Fischer, A. y Broadhurst, M. 2001a. Aspects of reproductive biology of the scalloped hammerhead



- shark, *Sphyrna lewini*, off northeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 61(2): 151–159.
- Hoyos-Padilla, E.M., Ketchum, J.T., Klimley, A.P. and Galván-Magaña, F. 2014. Ontogenetic migration of a female scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* in the Gulf of California. *Animal Biotelemetry*, 2(17).
- IATTC 2016. *Resolution C-16-05 on the management of shark species*.
- IATTC 2005. *Resolution C-05-03 on the conservation of sharks caught in association with fisheries in the Eastern Pacific Ocean*.
- ICCAT 2004. *Recommendation 04-10 concerning the conservation of sharks caught in association with fisheries managed by ICCAT*.
- ICCAT 2010. *Recommendation 10-08 on hammerhead sharks (family Sphyrnidae) caught in association with fisheries managed by ICCAT*.
- ICCAT 2003. *Resolution 03-10 on the shark fishery*.
- ICES 2017. *Report of the Working Group on Elasmobranchs (2017)*. 1043 pp. Recuperado de: [http://www.ices.dk/sites/pub/Publication Reports/Expert Group Report/acom/2017/WGEF/01 WGEF-Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes.pdf](http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2017/WGEF/01%20WGEF-Report%20of%20the%20Working%20Group%20on%20Elasmobranch%20Fishes.pdf).
- INCOPECSA 2013. *AJDIP/105-2013 Junta Directiva Comunicado de Acuerdo*.
- IOTC 2017a. *Resolution 17/05 on the conservation of sharks caught in association with fisheries managed by IOTC*.
- IOTC 2017b. *Status of the Indian Ocean Scalloped Hammerhead Shark (SPL: Sphyrna lewini)*. 2 pp.
- Jensen, A. 1996. Beverton y Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(4): 820–822.
- Jiao, Y., Hayes, C. y Cortés, E. 2009. Hierarchical Bayesian approach for population dynamics modelling of fish complexes without species-specific data. *ICES Journal of Marine Science*, 66(2): 367–377.
- Kim, S., An, D., Moon, D. y Hwang, S. 2007. *Estimation of ratio of fin weight to body weight of sharks in the eastern Pacific Ocean in 2006*. Recuperado de: [https://www.iatcc.org/Meetings/Meetings2007/May/_English/SAR-8-12f-Ratio-of-shark-fin-to-body-weight-\(Korea\).pdf](https://www.iatcc.org/Meetings/Meetings2007/May/_English/SAR-8-12f-Ratio-of-shark-fin-to-body-weight-(Korea).pdf).
- Kotas, J.E., Mastrochirico, V. y Petrere Junior, M. 2011. Age and growth of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini* (Griffith and Smith, 1834), from the southern Brazilian coast. *Brazilian Journal of Biology*, 71(3): 755–61.
- Lack, M., Burgener, M. y Okes, N. 2014. *Development of a rapid management-risk assessment method for fish species through its application to sharks*. Report to the Department of Environment, Food and Rural Affairs. Defra, UK. 108 pp.
- Last, P. y Stevens, J. 2009. *Sharks and Rays of Australia*. CSIRO Publishing, Melbourne, Australia.
- Lehr, H. 2016. *Catch documentation and traceability of shark products in Costa Rica*. 37 pp.
- Lehr, H. 2015. *Traceability study in shark products*. Recuperado de: <https://cites.org/sites/default/files/eng/prog/shark/docs/BodyofInf11.pdf>. [Accedido 23 November 2018]
- Liu, K. y Tsai, W. 2011. *Catch and life history parameters of pelagic sharks in the Northwestern Pacific*. Taiwan. 19–21 pp.
- Lopez-Garro, A., Arauz-Vargas, R., Zanella, I. y Le Foulgo, L. 2009. Analisis de las capturas de tiburones y rayas en las pesquerías artesanales de Tarcoles, Pacifico Central de Costa Rica. *Revista Ciencias Marinas Y Costeras*, 1: 145–157.
- Maguire, J., Sissenwine, M., Csirke, J. y Grainger, R. 2006. *The state of the world highly migratory, straddling and other high seas fish Efts, and associated species*. 77 pp.
- Marshall, L.J. y Barone, M. 2016. *SharkFin Guide: identifying sharks from their fins*. FAO, Rome, Italy. 144 pp.
- Miller, M., Carlson, J., Cooper, P., Kobayashi, D., Nammack, M. y Wilson, J. 2014. *Status Review Report: Scalloped Hammerhead Shark (Sphyrna lewini)*. Recuperado de: <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/17835>. [Accedido 14 January 2019]
- Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2017. *Resolution 023-2017*.
- Ministry of the Environment of Panama 2017. *Plan de acción nacional para la conservación y ordenación de las pesquerías de tiburones y rayas en Panamá (Juan M. Posada, Shirley Binder, Haydee Medina, Anna Núñez y Robert Duarte, Eds)*. Panama City, Panama. 34 pp.
- Morgan, A. y Burgess, G.H. 2007. At-vessel fishing mortality for six species of sharks caught in the Northwest Atlantic and Gulf of Mexico. *Gulf and Caribbean Research*, 19(2): 123–129.
- Mundy-Taylor, V. y Crook, V. 2013. *Into the deep: Implementing CITES measures for commercially-valuable sharks and manta rays*. TRAFFIC, Cambridge, UK. 116 pp.
- Mundy-Taylor, V., Crook, V., Foster, S., Fowler, S., Sant, G. y Rice, J. 2014. *CITES Non-detriment Findings*



- Guidance for Shark Species*. Recuperado de: <https://cites.org/sites/default/files/common/com/ac/27/E-AC27-Inf-01.pdf>. [Accedido 13 November 2018]
- Myers, R.A., Baum, J.K., Shepherd, T.D., Powers, S.P. y Peterson, C.H. 2007. Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science*, 315: 1846–1850.
- Nance, H.A., Klimley, P., Galván-Magaña, F., Martínez-Ortíz, J. y Marko, P.B. 2011. Demographic processes underlying subtle patterns of population structure in the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*. *PLoS ONE*, 6(7).
- Neves dos Santos, M. y Garcia, A. 2008. New data on the ratio between fin and body weights for shark species caught by the Portuguese surface longline fleet. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 62, 1592–1601.
- NOAA 2013. Endangered and threatened wildlife and plants; proposed Endangered, Threatened, and Not Warranted listing determinations for six distinct population segments of scalloped hammerhead sharks. *Federal Register*, 78(66): 20718–20753.
- Nunez, D. 2017. *Belize will endorse establishment of ray sanctuary during shark workshop*. Recuperado de: <https://www.ambergristoday.com/news/2017/10/02/belize-endorse-ray-sanctuary-during-shark-workshop>. [Accedido 28 January 2019]
- Ocean Science Trust 2017. *Overview of Productivity Susceptibility Analysis (PSA) What is a PSA?* Recuperado de: <http://www.oceansciencetrust.org/wp-content/uploads/2017/06/PSA-Overview-2pager.pdf>. [Accedido 14 December 2018]
- OCEANA 2013. *Sharks in ICCAT: unmanaged, unprotected, and unreported*. Recuperado de: http://oceana.org/sites/default/files/euo/OCEANA_2013_Sharks_in_ICCAT_ENG.pdf. [Accedido 8 November 2018]
- Oliver, S., Braccini, M., Newman, S.J. y Harvey, E.S. 2015. Global patterns in the bycatch of sharks and rays. *Marine Policy*, 54: 86–97.
- OSPESCA 2010. *Reglamento OSP 03-10 para Creación e Implementación Gradual de un Sistema Regional de Seguimiento y Control Satelital de Embarcaciones Pesqueras de los Estados del Istmo Centroamericano*. 32pp. Recuperado de: <http://www.redpescaindnr.gob.pe/assets/files/caf54815de915909135cc65c9032ae9e.pdf>. [Accedido 30 January 2019]
- OSPESCA 2011a. *Plan de Acción Regional para la Ordenación y Conservación de los Tiburones en Centroamérica (PAR-TIBURON)*. 26 pp. Recuperado de: <https://www.scribd.com/document/78777620/Plan-de-Accion-Regional-para-la-Ordenacion-y-Conservacion-de-los-Tiburones-en-Centroamerica-PAR-TIBURON>. [Accedido 16 November 2018]
- OSPESCA 2011b. *Reglamento OSP-05-11 para prohibir la práctica del aleteo del tiburón en los países parte del SICA*. Recuperado de: <http://www.fao.org/3/a-br381s.pdf>. [Accedido 16 November 2018]
- Pérez-Jiménez, J.C. 2014. Historical records reveal potential extirpation of four hammerhead sharks (*Sphyrna* spp.) in Mexican Pacific waters. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24(2): 671–683.
- Pérez-Jiménez, J.C., Sosa-Nishizaki, O., Furlong-Estrada, E., Corro-Espinosa, D., Venegas-Herrera, A. y Barragán-Cuencas, O. V. 2005. Artisanal shark fishery at ‘Tres Marias’ Islands and Isabel Island in the Central Mexican Pacific. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 35: 333–343.
- Pew Trusts 2012. FAQ: What is a Regional Fishery Management Organization? Available at: <https://www.pewtrusts.org/en/research-and-analysis/fact-sheets/2012/02/23/faq-what-is-a-regional-fishery-management-organization>. [Accedido 17 November 2018]
- Piercy, A., Carlson, J. y Passerotti, M. 2010. Age and growth of the great hammerhead shark, *Sphyrna mokarran*, in the north-western Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. *Marine and Freshwater Research*, 61: 992–998.
- Piercy, A.N., Carlson, J.K. y Passerotti, M.S. 2007. Age and growth of the great hammerhead shark, *Sphyrna lewini*, in the north-western Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. *Marine and Freshwater Research*, 58: 34–40.
- Prada, M.C., Appeldoorn, R.S., Juan, S. y Rico, D.P. 2017. *Regional queen conch fisheries management and conservation plan*. 70 pp.
- Queiroz, N., Humphries, N.E., Mucientes, G., Hammerschlag, N., Lima, F.P., Scales, K.L., Miller, P.I., Sousa, L.L., Seabra, R. y Sims, D.W. 2016. Ocean-wide tracking of pelagic sharks reveals extent of overlap with longline fishing hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(6): 1582–1587.
- Republica de Honduras 2016. *Decree No. 26-2016*.
- Republica de Honduras 2011. *Decreto 107-2011*.
- Rosa, D., Coelho, R., Fernandez-Carvalho, J. y Santos, M.N. 2017. Age and growth of the smooth hammerhead,



- Sphyrna zygaena*, in the Atlantic Ocean: comparison with other hammerhead species. *Marine Biology Research*, 13(3): 300–313.
- Ruano, S.R. y Ixquiac, M.J. 2007. *Comercialización eficiente de los productos de pesca artesanal. Clasificación de las principales especies capturadas con respecto a las temporalidades de pesca, cantidad y los precios de venta de primera mano en playa*. Guatemala. 50 pp.
- Ruiz Alvarado, C., Ixquiac Cabrera, M. de J., Baldetti Herrera, C. y Martinez, J. 2000. *Evaluación del potencial de explotación del recurso tiburón en las costas del Pacífico de Guatemala*. Guatemala. 98 pp.
- Ruiz Alvarado, C.L. y Mijangos López, N. 1998. *Estudio sobre la pesquería del tiburón en Guatemala. Guatemala. Case studies of the management of elasmobranch fisheries*. Rome, Italy. 16 pp.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación 2008. *Acuerdo mediante el cual se establece el volumen de captura incidental permitido en las operaciones de pesca de tiburón y rayas en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos ubicadas en el Océano Pacífico*.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación 2007. *Norma Oficial Mexicana NOM-029-PESC-2006, Pesca responsable de tiburones y rayas. Especificaciones para su aprovechamiento*.
- Secretaría de Estado en los Despachos de Agricultura y Ganadería 2015. *Acuerdo No.001-15*.
- Secretaría de Pesca 1994. *03-16-94 Aviso por el que se da a conocer el establecimiento de épocas y zonas de veda para la pesca de diferentes especies de la fauna acuática en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos*.
- Shea, K.H. y To, A.W.L. 2017. From boat to bowl: Patterns and dynamics of shark fin trade in Hong Kong — implications for monitoring and management. *Marine Policy*, 81(April): 330–339.
- Simpfendorfer, C y Rigby, C. 2016a. Pacific Non-Detriment Finding Template for the Scalloped Hammerhead, *Sphyrna lewini*. 35 pp. Recuperado de: <https://cites.org/sites/default/files/eng/prog/shark/docs/Pacific%20NDF%20template%20for%20Scalloped%20Hammerhead%20S.%20lewini.pdf>. [Accedido 20 January 2019]
- Simpfendorfer, C. y Rigby, C. 2016b. *Summary of information for the consideration of non-detriment findings for scalloped, great and smooth hammerhead and giant and reef manta rays*. Queensland, Australia. 67 pp.
- Simpfendorfer, C.A. 2014. *Information for the development of Non Detriment Findings for CITES listed sharks*. (July). Recuperado de: <https://cites.unia.es/cites/file.php/1/files/cites-listed-sharks.pdf>. [Accedido 11 November 2018]
- Siu, S. y Aires-da-Silva, A. 2016. *Un inventario de fuentes de datos en Centroamérica sobre las pesquerías de tiburones que operan en el océano Pacífico oriental*. La Jolla, California. 41 pp.
- Smale, M.J. 1991. Occurrence and feeding of three shark species, *Carcharhinus brachyurus*, *C. obscurus* and *Sphyrna zygaena*, on the eastern Cape Coast of South Africa. *South African Journal of Marine Science*, 11(1): 31–42.
- Soriano-Velassquez, S., Solis-Navay, A., Ramirez-Santiago, C., Cid del Prado, A. y Castillo-Geniz, L. 2002. *La pesquería de Tiburón del Golfo de Tehuantepec. Sustentabilidad y Pesca Responsable en México: Evaluación y Manejo 1999-2000 Instituto Nacional de la Pesca*.
- Stevens, J.D. y Lyle, J.M. 1989. Biology of three hammerhead sharks (*Eusphyra blochii*, *Sphyrna mokarran* and *S. lewini*) from northern Australia. *Marine and Freshwater Research*, 40(2): 46–129.
- Tapiero, L. 1997. *Contribución al conocimiento de la biología y dinámica poblacional de Sphyrna lewini (Pisces: Chondrichthyes) en el Pacífico colombiano*. Univ. Valle, Cali. 143 pp.
- Tavares, R. y Arocha, F. 2008. Species diversity, relative abundance and length structure of oceanic sharks caught by the Venezuelan longline fishery in the Caribbean Sea and western-central Atlantic. *Zootecnia Tropical*, 26(4): 489–503.
- Testerman, C.B. 2014. *Molecular ecology of globally distributed sharks*. PhD Thesis. Nova Scotia University.
- Torres-Rojas, Y., Hernández-Herrera, A. y Galván-Magaña, F. 2006. Feeding habits of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*, in Mazatlán waters, southern Gulf of California, Mexico. *Cybiurn*, 30(4): 85–90.
- Torres-Rojas, Y.E., Hernández-Herrera, A., Galván-Magaña, F. y Alatorre-Ramírez, V.G. 2010. Stomach content analysis of juvenile, scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* captured off the coast of Mazatlán, Mexico. *Aquatic Ecology*, 44(1): 301–308.
- Tovar-Ávila, J. y Gallegos-Camacho, R. 2014. Oldest estimated age for *Sphyrna mokarran* (Carcharhiniformes: Sphyrnidae) in the Mexican Pacific. *Hidrobiológica*, 24(2): 163–165.
- United Nations General Assembly 1982. *United Nations Convention on the Law of the Sea (UNCLOS)*.
- Villalobos-Rojas, F., Herrera-Correal, J., Garita-Alvarado, C., Clarke, T. y Beita-Jiménez, A. 2014. Actividades pesqueras dependientes de la ictiofauna en el Pacífico Norte de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*,



- 62(January): 119–138.
- Vooren, C.M., Klippel, S. y Galina, A.B. 2005. Biología e status de conservação dos tubarões-martelo *Sphyrna lewini* e *S. zygaena*. In: Vooren, C. and Klippel, S. (Eds.). *Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil*. Porto Alegre, Igaré, Brazil. 262.
- CPPOC 2010. *Conservation and Management Measure 2010-07*.
- White, E.R., Myers, M.C., Flemming, J.M. y Baum, J.K. 2015. Shifting elasmobranch community assemblage at Cocos Island-an isolated marine protected area. *Conservation Biology*, 29(4): 1186–1197.
- White, W.T., Bartron, C. y Potter, I.C. 2008. Catch composition and reproductive biology of *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith) (Carcharhiniformes, Sphyrnidae) in Indonesian waters. *Journal of Fish Biology*, 72(7): 1675–1689.
- Zanella, I. y López-Garro, A. 2015. Abundancia, reproducción y tallas del tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Carcharhiniformes: Sphyrnidae) en la pesca artesanal de Golfo Dulce, Pacífico de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 63(April): 307–317.
- Zanella, I., López, A. y Arauz, R. 2009. Caracterización de la pesca del tiburón martillo, *Sphyrna lewini*, en la parte externa del Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Revista de Ciencias Marinas y Costeras*, 1: 175–195.
- Zarate, P. y Hearn, A. 2008. *Estado de Conservación de los Tiburones de Nicaragua, Costa Rica, Panamá, Colombia y Ecuador*. Puerto Ayora, Ecuador. 35 pp.



Strombus gigas



A. Resumen y Recomendaciones

	Resumen de las características de la especie: vulnerable a la sobrepesca debido a su lento crecimiento, naturaleza sedentaria, maduración tardía y agregación en aguas poco profundas para desovar. ECS: Todos los países incluidos en esta evaluación no están incluidos actualmente en el proceso del Examen del Comercio Significativo de la CITES.	RECOMENDACIONES
REGIONAL	- Para aumentar la transparencia de los dictámenes de extracción no perjudicial (DENPs), se recomienda que los Estados del área de distribución publiquen evaluaciones de las poblaciones y las metodologías utilizadas para calcular la biomasa de las poblaciones, los rendimientos sostenibles y las cuotas de exportación, y que compartan sus dictámenes de extracción no perjudicial para ayudar a mejorar la capacidad regional de gestión de la especie. Para informar a los DENPs, se debe implementar un monitoreo poblacional a largo plazo. - Se recomienda que los Estados del área de distribución de <i>S. gigas</i> hagan uso de la Decisión 17.287 de la CITES (si es adoptada por la CoP18), la cual especifica que, " si los Estados del área de distribución de <i>S. gigas</i> lo solicitan, el Comité Permanente deberá ofrecer asesoría sobre la formulación de dictámenes de extracción no perjudicial para el comercio de <i>S. gigas</i>, la investigación para apoyar la pesca y el comercio sostenible del caracol pala y otras cuestiones técnicas". - Si se hacen tales solicitudes, el Comité de Fauna podría revisar la información disponible relacionada con los umbrales críticos para asegurar la reproducción de la especie a nivel nacional o regional, y hacer recomendaciones sobre el uso de dichos umbrales en el proceso de dictámenes de extracción no perjudicial. Un umbral de pauta en las pautas actuales de DENP para la concha reina no es aceptado por los Estados del área de distribución. - Se recomienda que los Estados del área de distribución consideren el uso de umbrales de captura relacionados con el grosor de labio de la concha (por ejemplo, > 10-15 mm) para garantizar la protección de los juveniles y la seguridad de las poblaciones de desove, junto con otras medidas como el peso limpio en el mercado. - Parece que se necesitan más esfuerzos de colaboración con el fin de abordar el comercio ilegal transfronterizo de <i>S. gigas</i> en la región; las patrullas conjuntas y un sistema compartido de vigilancia (rastreo satelital) fueron sugeridos por la AC CITES de Honduras. - Investigaciones adicionales (por ejemplo, sobre la genética poblacional de los stocks, y la conectividad y dispersión de la población) también podrían ser beneficiosas para la gestión de las poblaciones en toda la región.	



BELICE

Se presenta a lo largo de todo el arrecife de Belice y tres atolones en alta mar. Evaluaciones de población en 2012 del arrecife entero indicaron densidades de 337 individuos/ha, con una tendencia creciente de abundancia, pero en 2018 la densidad promedio había disminuido a 248,5 individuos/ha. Mientras que un experto consideró que se estaban capturando juveniles en Belice, Belice belice se refiere a individuos cosechados como "subadultos". Otros estudios en una reserva marina sugirieron una población en declive con un bajo porcentaje de adultos, y una disminución del tamaño medio de la concha en algunas zonas de pesca, lo que significa cierto impacto del comercio. La recolección ilegal por buques nacionales e extranjeros (al parecer incluyendo el uso de carnes de tamaño inferior a 85 g), se observa como un problema general. Las exportaciones directas de 2008-2017 consistieron principalmente en carne (2.8 millones de kg), según los datos informados por Belice. No se han publicado cupos de exportación. Se han desarrollado factores de conversión. Entre las medidas de gestión se incluyen: desarrollo preliminar de una red de reservas marinas con zonas de exclusión de capturas, una legislación que prohíbe la captura durante las temporadas de veda y en las zonas de exclusión, prohibición de la pesca con artes de buceo, concesión de licencias a pescadores (para un máximo de dos áreas), aplicación de capturas nacionales y cupos para las zonas de uso general, restricciones de talla y peso mínimos (17,8 cm longitud de concha o peso limpio de carne de mercado de 3oz (85g)) y recopilación de estadísticas de capturas y desembarques. Aparentemente las zonas de exclusión han tenido un efecto limitado en una reserva. Se está elaborando un DENP.

Publicar las evaluaciones completas de población de 2014, 2016 y 2018 para permitir que las tendencias poblacionales se evalúen a lo largo del tiempo, incluyendo las metodologías utilizadas para los muestreos. Continuar la vigilancia bianual. Evaluar series temporales de datos de captura y esfuerzo, así como estudios independientes de las pesquerías.

Considerar la presentación de un cupo de exportación anual para la especie para su publicación en el sitio web de la CITES. Intentar cuantificar los niveles de cosecha para el consumo nacional.

Desarrollar planes de recuperación para las áreas de sobrepesca (incluyendo quizás las Reservas Marinas de Cayos de Sapodilla y Glovers Reef).

Aplicación: Combatir la cosecha ilegal con medidas que incluyan posiblemente el fortalecimiento de patrullas (p. ej., atacando sitios conocidos de pesca ilegal como los cayos de Sapodilla), y exigiendo que los buques pesqueros de *S. gigas* de más de 10 metros estén equipados con Sistema de Vigilancia de Buque.

No se ha visto el plan nacional de gestión o un DENP. Una vez desarrollado, se alienta a Belice a compartir su DENP, por ejemplo, en el sitio web de la CITES.



COSTA RICA	Presente frente a la costa Este. Limitada información disponible sobre situación de la población, ya de por sí disminuida. No hay información de amenazas actuales, pero en el pasado hubo noticias de pesca ilegal. No se informó de exportaciones directas en 2008-2017. Se ha puesto en marcha una temporada de veda permanente y se prohíbe la captura y venta.	Por los momentos no se prevé comercio internacional. Sin embargo, si se reanudara la cosecha o el comercio, se deberían diseñar e implementar estudios de abundancia y distribución para conformar un DENP potencial. Debe establecerse un programa nacional de vigilancia de población a largo plazo. No está claro si el comercio ilegal continúa, pero de ser así, también haría falta reforzar las medidas de cumplimiento.
REPÚBLICA DOMINICANA	Presente en las costas norte y sur, así como mar adentro. No se dispone de datos recientes de abundancia o densidad; las estimaciones de densidad en el Parque Nacional Jaragua en 1997 fueron bajas (4.3 adultos y 53 juveniles por hectárea) y también habían disminuido a niveles bajos en el Parque Nacional del Este (0.6 adultos y 14.4 juveniles por hectárea) en 2000. Los históricos descensos reseñados se atribuyen a la sobre explotación (una amenaza clave), dejando un bajo porcentaje de adultos en algunas áreas. La recolección ilegal y la contaminación son otras amenazas. El comercio directo de productos de <i>S. gigas</i>, 2008-2017 comprendía sólo dos conchas de origen silvestre, aunque los importadores notificaron una cantidad de tallas mayor confiscadas del país (1542). La especie se cosecha principalmente para uso doméstico. Se han desarrollado factores de conversión. Las medidas de gestión incluyen la prohibición de cosecha de juveniles o de individuos en edad de reproducción activa, restricciones de tamaño y peso mínimos (de 20 cm o un peso limpio de 227 g), y una temporada de veda con prohibición incluida de transporte, comercio y exportación de carne. No está claro si existe un plan de gestión. Los métodos de pesca con compresor están permitidos excepto en las zonas de reserva de pesca. El limitado cumplimiento de las normas de pesca se menciona en una evaluación. No se dispone de un DENP, ya que no se dispone de datos de población suficientes para permitir capturas sostenibles.	El comercio internacional no está actualmente previsto. Sin embargo, si la cosecha o el comercio se reanudaran, se deben diseñar y aplicar estudios exhaustivos de abundancia y distribución que incluyan estimaciones fiables de densidades de adultos y juveniles en las zonas de pesca comercial. Estos se deben repetir regularmente. Considerar la implementación de una restricción de cosecha relacionada con el grosor mínimo de labio (por ejemplo, $\geq 10\text{-}15$ mm). Considerar prohibir la pesca con equipo de buceo. Desarrollo de un plan nacional de gestión de la especie. Desarrollar planes de recuperación para áreas sometidas a sobrepesca (incluyendo quizás el Parque Nacional del Este y el Parque nacional Jaragua). Aplicación: Combatir la cosecha ilegal con medidas que incluyan quizás el fortalecimiento de patrullas, y exigiendo que los buques pesqueros de <i>S. gigas</i> de más de 10 metros estén equipados con Sistema de Vigilancia de Buque.



GUATEMALA	Presente frente a la costa atlántica. No hay estudios recientes, pero un estudio de 2010 reveló muy baja densidad de juveniles y total ausencia de adultos. La pesca ilegal es la amenaza clave, con un autor afirmando que se producen exportaciones comerciales ilegales (sin permisos CITES) a Belice. Las exportaciones directas de conchas y tallas 2008-2017 fueron muy bajas (<20). Ocasionalmente se cosecha la especie para uso doméstico. No se han aplicado medidas de gestión específicas para cada especie.	Se deben diseñar y aplicar estudios exhaustivos de abundancia y distribución que incluyan estimaciones fiables de densidades de adultos y juveniles en las zonas de pesca comercial. Aplicación: Combatir la cosecha ilegal con medidas que incluyan quizás el fortalecimiento de patrullas, y exigiendo que los buques pesqueros de <i>S. gigas</i> de más de 10 metros estén equipados con Sistema de Vigilancia de Buque.
HONDURAS	Se presenta a lo largo de varios bancos marinos frente a la costa Norte. La sobreexplotación del pasado ha afectado a la población. Sin embargo, el DENP de 2017 proporcionó una cifra de 192 adultos/ha. Un estudio realizado en 2017-2018 también obtuvo una edad media de 3.5 a 4 años (fase adulta) en zonas de pesca. El comercio ilegal podría ser una amenaza. Las exportaciones directas de 2008-2017 consistieron principalmente en carne de origen silvestre (1.48 millones de kg de carne notificada por Honduras y 1.31 millones por los importadores). Se publicó un cupo de exportación anual de 210 000 kg para el período 2008-2016, que se sobrepasó en 2011 y 2016. La cuota de exportación aumentó a 360 000 kg en 2017, con 59 000 kg adicionales para consumo doméstico. Se han desarrollado factores de conversión. Las medidas de gestión han incluido una moratoria al comercio previa, aplicación de estudios de abundancia, elaboración de un plan de ordenación (que utiliza datos de estudios para concluir que la especie no está sobreexplotada), concesión de licencias a buques pesqueros que deben tener un sistema de vigilancia por satélite con un inspector a bordo para que controle los datos de CPUE obtenidos y un número limitado de buzos, implantación de medidas de CPUE (peso por inmersión por buque), tamaño mínimo y restricciones de peso (21 cm o peso limpio de 125 g) así como restricción del grosor de labio en 18 mm, plantas de transformación autorizadas que deben informar regularmente, temporada de veda y prohibición de pesca	Honduras identificó la designación de zonas adicionales de no captura como un objetivo para proteger el 20% del hábitat crítico. Puede que se necesiten medidas de cumplimiento de cupos de exportación. Compartir experiencias en la implementación de una restricción del tamaño del grosor de labio. Considerar ideas para establecer cuotas de cosecha para los individuos, no para la carne. Deberían continuarse los estudios anuales para evaluar la densidad de especies y evaluar los impactos de las cosechas. Involucramiento adicional con las partes interesadas (por ejemplo, cooperativas pesqueras) con el objetivo de mejorar la eficacia de las intervenciones de gestión. Cierre de pesquerías entre junio y septiembre para armonizar las vedas en toda la región. Honduras también identificó la necesidad de mejorar los procedimientos administrativos (tales como los registros de bitácora) así como la divulgación, incluyendo la creación de capacidad tanto de los propietarios de los buques como de los capitanes. Aplicación: reforzar las patrullas para abordar las amenazas del comercio ilegal, incluida la colaboración con los países vecinos para abordar las actividades ilegales transfronterizas. Honduras también identificó otras necesidades de capacidad para los inspectores.



	en algunas zonas. Honduras ha producido un DENP basado en las Directrices adoptadas por el 2do grupo de trabajo técnico de concha. Entre los principales factores de riesgo se incluyen la falta de AMP y la prevalencia de la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada.	Abordar estos factores permitiría a Honduras trabajar hacia un DENP más robusto.
MÉXICO	Se presenta en poblaciones segregadas frente a la costa Oriental con pesquerías apostadas en los Estados de Quintana Roo y Yucatán. Estudios seguidos de 1989 a 2018 en Banco Chinchorro mostraron densidades fluctuantes, pero siempre superiores a los 100 indiv/ha necesarios para asegurar la reproducción, con una densidad de 0.042 indiv/m² en 2018. Poblaciones en Quintana Roo han mostrado signos de recuperación. La pesca excesiva ha sido la principal amenaza histórica, y también se ha informado de capturas ilegales. Las exportaciones directas de 2008-2017 consistieron principalmente de 40 640 conchas. La carne se consume localmente. Se han desarrollado factores de conversión. Las medidas de gestión incluyen: el cierre total de pesquerías frente a las costas de Yucatán y cierres sujetos a las evaluaciones anuales de biomasa emitidas por INAPESCA en Quintana Roo, y restricciones mínimas de tamaño (20 cm) y peso limpio (125 g). En el Banco Chinchorro, las cosechas están sujetas a un requisito de grosor de labio de 15 mm. Se ha desarrollado un flujo de trabajo nacional para producir un DENP para la especie.	Implementar estudios estandarizados de seguimiento de abundancia y distribución en todas las zonas de presencia en el país para permitir la comparación de datos de densidad. Estos deberían completarse anualmente e incluir estimaciones fiables de densidad de adultos y juveniles en las zonas de pesca comercial. Desarrollar planes de recuperación para toda área en sobrepesca (incluyendo Banco Chinchorro). Compartir experiencias en la implementación de una restricción del tamaño del grosor del labio. Considerar la posibilidad de prohibir la pesca con equipo de buceo. Considerar prohibir la pesca con equipo de buceo. Desarrollo de un plan nacional de gestión de especies. Aplicación: Combatir la cosecha ilegal con medidas que incluyan quizás el fortalecimiento de patrullas, exigiendo que los buques pesqueros de <i>S. gigas</i> de más de 10 metros estén equipados con Sistema de Vigilancia de Buque.
NICARAGUA	Presente frente a la costa Este. Datos de estudios de 2009 revelaron densidades moderadamente altas (176-267 indiv/ha), con densidades de juveniles altas (1715 indiv/ha). En un estudio realizado en 2015 no hubo evidencia de pesca excesiva. Nicaragua es el principal exportador de la región. La exportación directa de 2008-2017 consistió básicamente en carne de origen silvestre, con 4.67 millones de kg. La cuota de exportación de 589 670 kg en 2013-2016 fue excedida todos los años; y aunque en 2017 se aumentó a 635 035 kg, también se vio rebasada. La recolección	Se necesitan medidas de gestión de cuotas de exportación para evitar la sobreexportación. Se debe seguir con los estudios exhaustivos de abundancia y distribución que incluyan estimaciones fiables de densidades de adultos y juveniles en las zonas de pesca comercial. Y deben repetirse regularmente. Considerar prohibir la pesca con equipo de buceo. Compartir experiencias en la implementación de una restricción del tamaño del grosor de labio. Considerar ideas para establecer cuotas



	ilegal y el comercio se reconocen como un problema. Se han desarrollado factores de conversión. Las medidas de gestión incluyen: un plan nacional de gestión con el objetivo de recopilar datos de CPUE y evaluar las poblaciones, concesión de licencias para pesca de <i>S. gigas</i>, temporadas de veda durante las cuales no se permite la captura, procesamiento ni almacenamiento, y restricciones mínimas de tamaño (20 cm), peso limpio (172g de carne procesada) y grosor de labio (9.5 mm). En un informe anterior de la FAO se indica que la aplicación de la ley es todo un desafío, pues los buzos retiran las conchas bajo el agua. También se señala la existencia de sistemas de vigilancia por satélite con base en los buques.	de cosecha para los individuos, no para la carne. No está claro si existe un documento DENP (no se ha visto). Una vez desarrollado, se alienta a Nicaragua a compartir su DENP, por ejemplo, en el sitio web de la CITES. Nicaragua entonces podría trabajar en pro de una evaluación más sólida basada en las directrices existentes del DENP (por ejemplo, mediante la inclusión de factores de mortalidad, influencia de la conectividad regional y abundancia de población, migración, cambios en calidad de hábitat, etc.) Aplicación: Combatir la captura ilegal con medidas que incluyan el fortalecimiento del patrullaje y la aplicación de normas de pesca.
PANAMA	Presente frente a la costa Este. Se dispone de información limitada sobre la situación de la población. En 2010 se informó de una zona con muy baja densidad de población; 1,43 individuos/ha con un 80% de juveniles. Panamá señaló que hasta la fecha no ha habido señales de recuperación de la población. Se observó que la sobreexplotación había sido la principal amenaza. No hay exportaciones directas de Panamá 2008-2017, y sólo se informó de 555 derivados importados en 2010 de Panamá. Se indica que hay una estación de veda permanente para la especie, aunque no está claro cuándo entró en vigor. También rige una prohibición general de captura de recursos marinos con equipos de buceo, y las áreas protegidas son reservas de no captura o tienen temporadas de veda.	Por los momentos no se prevé comercio internacional. Sin embargo, si se reanudara la cosecha o el comercio, se deberían diseñar e implementar estudios de abundancia y distribución para conformar un DENP potencial. Debe establecerse un programa nacional a largo plazo de vigilancia de población.

B. Características de la especie

Nota taxonómica: La sistemática de la familia *Strombidae* ha sufrido recientemente varias revisiones taxonómicas basadas en análisis morfológicos (Simone, 2005) y análisis genéticos (Latiolais *et al.*, 2006). Landau *et al.* (2008) propuso la inclusión de *Strombus gigas* en el género *Lobatus*, luego se publicó un análisis en MolluscaBase (2018). Actualmente no existe una nomenclatura estándar CITES para esta especie, y este



cambio de género no se propone a la CITES CoP18 (Notificación 2018/100). MolluscaBase (2018a) considera que *Eustrombus gigas* es un sinónimo adicional de *L. gigas*.

Biología: *S. gigas* es un gran molusco de 30.4 cm de longitud máxima (García-sais *et al.*, 2012), presente en hábitats de pastos marinos y arena poco profundos en la región del Gran Caribe (Prada *et al.*, 2009). Se caracteriza por su gran caparazón en espiral con múltiples aristas en el ápice de la concha, así como un labio de concha robusto en individuos maduros (Appeldoorn y Baker, 2013). La dieta de *S. gigas* se compone de diferentes especies de epífitos adheridos a pastos marinos y algas, los juveniles se alimentan de detritos de varias plantas incluyendo *Thalassia testudinum* (Stoner y Waite, 1991). También se sabe que los adultos se alimentan de diferentes tipos de algas filamentosas (Creswell, 1994 en Appeldoorn y Baker, 2013; Ray y Stoner, 1995). La preferencia de hábitat de la especie fue reportada para variar según su etapa de vida, con la concha adulta generalmente ocurriendo en aguas más profundas (Appeldoorn y Baker, 2013). *S. gigas* tiene dos etapas de vida, una fase inicial planctónica caracterizada por larvas microscópicas de nado libre, y una fase bentónica asociada al fondo marino (Prada *et al.*, 2017).

El apareamiento en *S. gigas* se ve afectado por una serie de variables ambientales, incluyendo fotoperíodo, oleaje, características del hábitat tales como tamaño de grano de sedimento y formas de lecho (Stoner y Ray-Culp, 2000; Aranda *et al.* 2014), y temperatura del agua (Randall, 1964). El desove se produce normalmente entre abril y octubre, pero los períodos varían según la ubicación geográfica (Appeldoorn y Baker, 2013). Las hembras almacenan huevos durante varias semanas antes de poner cargas de huevecillos individuales (un promedio de 400 000 [Davis, 2005] a 750 000 huevos [Appeldoorn, 1997]) en una llanura de arena gruesa (Randall, 1964). Las hembras reproductivamente activas pueden poner entre 7 y 13 masas de huevos por temporada (Prada *et al.*, 2017). Los huevos eclosionan después de tres a cinco días (Davis, 1998 en Prada *et al.*, 2017) y permanecen en su fase planctónica por lo general durante 14-28 días, o un máximo de 60 días (d'Asaro, 1965). La longevidad de *S. gigas* se estima en 20 años (Appeldoorn, 1994 en Appeldoorn y Baker, 2013). Se observó que la mortalidad natural en *S. gigas* es mucho mayor en juveniles que en adultos, y el tamaño de la concha juega un importante papel en la defensa de la especie (Appeldoorn y Baker, 2013).

Es importante destacar que se piensa que las poblaciones de *S. gigas* no desovan ni se reproducen si la densidad de población de los individuos adultos está por debajo de una densidad crítica. En 1995, un estudio de *S. gigas* en dos localidades de los Cayos Exuma, Bahamas, encontró que no hubo apareamiento cuando las densidades de adultos eran inferiores a 56 individuos por hectárea y no hubo desove cuando las densidades de adultos eran inferiores a 48 individuos por hectárea (Stoner y Ray Culp, 2000). Reproducción luego aumentó proporcionalmente con la densidad hasta alcanzar una asíntota a unos 200 individuos/ha (Stoner y Ray Culp, 2000). Estudios posteriores han observado que el umbral crítico para la reproducción varía a través del espacio y el tiempo. Stoner *et al.* (2012a) reportaron que la densidad más baja a la que se observó el apareamiento en los Cayos Exuma en 2011 fue de 74 adultos maduros por hectárea, mientras que en las Islas Berry y la Isla Andros (también en las Bahamas), los umbrales críticos por debajo de los cuales no se observó el apareamiento fueron 47 y 64 adultos maduros por hectárea respectivamente (Stoner *et al.* 2012a).

El crecimiento en la concha de *S. gigas* tiene dos fases, con individuos alcanzando la longitud máxima de la concha antes de la maduración. Individuos entonces empiezan a engrosar su concha a medida que maduran (Appeldoorn 1988; Stoner *et al.*, 2012).

Los *S. gigas* juveniles tienen sus propios requisitos de hábitat, típicamente en áreas con densidad media de pastos marinos a una profundidad inferior a 15 m (Appeldoorn y Baker, 2013). Por otro lado, los adultos prefieren planicies de algas y arena y sustratos duros de restos de coral a la vez que toleran una gama más amplia de condiciones ambientales que los jóvenes (Appeldoorn y Baker, 2013). Por lo general los adultos se encuentran a profundidades de hasta 30 m (Appeldoorn, 1988), aunque se han llegado a ver a 59 m (Appeldoorn y Baker, 2013). El tamaño del hábitat hogar de *S. gigas* varía según la edad y la ubicación geográfica, y se ha calculado en 0.0027 hectáreas (ha) en Florida (Delgado y Glazer, 2007), 0.15-0.5 ha en las islas Turcas y Caicos (Hesse, 1979) y 0.6-1.2 ha en Barbados (Phillips *et al.*, 2010).

Los individuos alcanzan la madurez sexual en alrededor de tres años y medio a cuatro años (Appeldoorn y Baker, 2013; Prada *et al.*, 2017). A medida que los individuos empiezan a madurar, el labio de la concha



desarrolla un volante que alcanza su forma final después de tres meses. Un estado de madurez se ha registrado en ejemplares con un grosor de labio entre 8–26 mm (Stoner *et al.*, 2012; Prada *et al.*, 2017).

En base a las características biológicas, se considera que la especie es particularmente vulnerable a la pesca excesiva debido a su lento crecimiento, su presencia en aguas poco profundas, su maduración tardía y la tendencia a agruparse en aguas bajas para desovar (Theile, 2005).

Distribución: *S. gigas* se presenta en todo el Mar Caribe y el Golfo de México, con una distribución que se extiende desde las Bermudas y los Estados Unidos (Florida Keys y Flower Garden Banks, Texas) a través de las islas del Caribe y las costas caribeñas de América Central y del sur hasta Venezuela (Fig. 1). Se había indicado la presencia de la especie frente a la costa de Brasil (Theile, 2001); sin embargo, no se encontró más información sobre su presencia o situación poblacional en Brasil, Guyana, Guyana francesa y Suriname y su situación en estos países requiere validación (National Marine Fisheries Service, 2014).



Figura 1. Distribución de *Strombus gigas*

Fuente: Servicio Nacional de Pesca Marina 2014. Concha Reina o Botuto, *Strombus gigas* (Linnaeus 1758) informe de situación.

Situación y tendencias de la población: En 1994, la UICN evaluó la especie como Amenazada Comercialmente, categoría ya fuera de uso, y desde entonces no ha sido evaluada (AC26 / PC 20 Doc. 7). En 2003, se informó que la presión de la pesca intensiva había causado un fuerte descenso de la población llegando casi a un colapso de la misma, lo que había dado lugar al cierre total o temporal de la pesquería de *S. gigas* en varios lugares (entre ellos México; AC19 Doc. 8.3). A pesar de su inclusión en el Apéndice II en 1992, se señaló que la mayoría de las poblaciones de *S. gigas* seguían cayendo y que algunas poblaciones locales corrían el riesgo de fallas en el reclutamiento (por ejemplo, en partes de Belice, República Dominicana, Honduras y Panamá; AC19 Doc. 8.3). También se observó que la creciente presión de la pesca comercial y doméstica había reducido las poblaciones de *S. gigas* en gran parte de su área de distribución, lo que dio lugar a una disminución de las cosechas anuales en el Caribe (Fanning *et al.*, 2011). Se indica que la recuperación de la población de *S. gigas*, luego de haber sido cosechada más allá del umbral crítico de



reproducción (56 indiv/ha; Stoner y Ray-Culp, 2000), es muy lenta en Florida y otras regiones del Caribe (SC66 Doc. 31 anexo 2). La liberación en Florida, México, Puerto Rico y las Bahamas de *S. gigas* criados en viveros no ha servido para reconstruir poblaciones (Stoner *et al.*, 2011).

Las estimaciones recientes de densidades de *S. gigas* se tomaron de doce Estados del área de distribución en todo el área; la densidad oscila entre 1.4 adultos por ha en Barbados y Panamá (tomado en 2010), a 242.9 adultos por ha en Santa Lucía, tomado en 2008 (Prada *et al.*, 2017). En cuanto a población juvenil, los estimados de densidad oscilan entre 3.7 individuos por ha en Antigua y Barbuda, tomada en 2002, y 254.4 individuos en San Vicente y las Granadinas, tomada en 2013 (Prada *et al.*, 2017).

A lo largo del área de distribución de esta especie, la conectividad de población, la dispersión y reclutamiento de larvas está impulsado por la hidrodinámica y los patrones de corrientes (Appeldoorn y Baker, 2013). Se indica que el transporte de larvas se produce a través de una inmigración corriente arriba (Posada *et al.*, 1997 en National Marine Fisheries Service, 2014) y reclutamiento local (Appeldoorn, 1997). Las poblaciones de adultos en aguas profundas facilitan un importante reclutamiento para las poblaciones de aguas poco profundas y se consideran esenciales como refugio de las poblaciones desovadoras (Appeldoorn, 1997). Sin embargo, hay poca documentación sobre estos stocks de aguas profundas. Las poblaciones en Barbados, Bermudas y Florida en el límite geográfico del área de distribución de la especie, tienen un bajo nivel reproductivo y se observan potencialmente aisladas de cualquier corriente fuente de larvas (Appeldoorn y Baker, 2013).

Prada y Appeldoorn (2014) señalan que debido a la complejidad biológica de la especie, la falta de series cronológicas de datos de captura y esfuerzo, la falta de estudios regulares de la especie y la pesca ilegal, el estado de *S. gigas* a nivel regional no puede ser estimado de manera efectiva.

Amenazas: La pesca insostenible de *S. gigas* es la amenaza más importante para esta especie en toda su área de distribución (Theile, 2001; National Marine Fisheries Service, 2014). A partir de la década de 1980 aumentó rápidamente la pesca comercial de *S. gigas* (Paris *et al.*, 2008), impulsada por la creciente demanda del mercado internacional de carne de botuto y perlas (Fanning *et al.*, 2011). Aunque se cosecha principalmente por la carne, las conchas se utilizan para joyería y curiosidades turísticas (TRAFFIC Europe y IUCN, 2003). También hay un pequeño comercio de perlas de *S. gigas* (TRAFFIC Europe y IUCN, 2003) y, más recientemente, el opérculo de la concha, que se importa mucho desde China donde se utiliza en la medicina tradicional China (Prada y Appeldoorn, 2014).

Otras amenazas para *S. gigas* incluyen varios tipos de degradación de hábitat, como el efecto indirecto de la reducción de la capa de pasto marino, que actúa a menudo como importante zona incubadora para *S. gigas* (Servicio nacional de Pesca Marina, 2014). Se observó que los hábitats de pastos marinos se reducen por varios factores, entre ellos la proliferación de algas causado por la eutrofización, los huracanes, el tráfico de embarcaciones recreativas o comerciales, fondeos y obras costeras como el dragado (National Marine Fisheries Service, 2014). El aumento de sedimentación causado por afluencias costeras amenaza a *S. gigas* al alterar la estructura del sustrato preferido (National Marine Fisheries Service, 2014). También se indica que la acidificación de los océanos afecta a constructores de conchas como *S. gigas*, en particular las poblaciones de aguas profundas (Doney, 2006).

Se han visto grandes cantidades de carne de *S. gigas* supuestamente recolectada y comercializada ilegalmente (Theile, 2005), y hay noticia de que un gran número de *S. gigas* se pierden anualmente por los pescadores furtivos (FAO, 2007). La cosecha ilegal de *S. gigas* se ha señalado en Belice (Chan *et al.*, 2013), Costa Rica (Anon., 1996 in AC19 Doc 8.3), Guatemala (Gonzalez-Bernat y Clifton, 2017), Honduras (Prada *et al.*, 2009) y Nicaragua (Prada *et al.*, 2009).

A pesar de las medidas de conservación y las políticas internacionales de gestión, varios países han informado que las poblaciones de *S. gigas* han mostrado una recuperación deficiente (Paris *et al.*, 2008). Esta débil recuperación se atribuye a las reducidas densidades de adultos (es decir, reproductores) que limitan la reproducción de *S. gigas* (FAO, 2007). Esto indica que una vez que la densidad de *S. gigas* alcanza niveles tan bajos y críticos, las acciones de conservación pueden resultar insuficientes para permitir la recuperación.



Panorama del comercio: *S. gigas* se incluyó en el Apéndice II CITES el 11/06/1992. Según la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio de *S. gigas*, 2008-2017, fue básicamente de carne de origen silvestre con fines comerciales. Las exportaciones directas de carne de *S. gigas* indicadas por peso durante este período ascendieron a 15.3 millones de kg, según datos de países exportadores. El comercio respectivo indicado por los importadores ascendió a 18.7 millones de kg. Las conchas de *S. gigas* ocuparon la exportación más alta reseñada por cantidad, 1,8 millones según los países exportadores y 0.7 millones según los importadores. Durante este período, Belice, Honduras y Nicaragua exportaron las mayores cantidades de carne de origen silvestre. Las exportaciones de Belice, Honduras y Nicaragua fueron variables en ese lapso, aunque con una tendencia siempre creciente, particularmente de Nicaragua (Fig. 2).

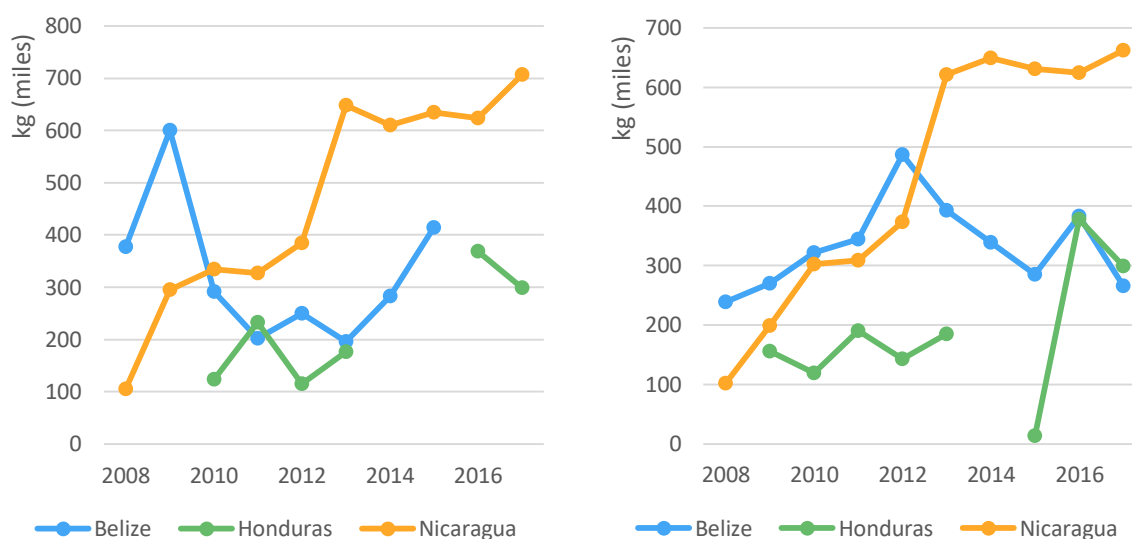


Figura 2: Comercio directo de carne de *Strombus gigas* silvestre exportada con fines comerciales (incluido el comercio notificado sin propósito o código de origen especificado), 2008-2017, según lo notificado por Belice, Honduras y Nicaragua (izquierda) y según los importadores (derecha).

La pesca de *S. gigas* se lleva a cabo principalmente por flotas industriales y artesanales (Fanning *et al.*, 2011). Hay informes de flotas industriales que operan desde Jamaica, Honduras, Nicaragua, Colombia y República Dominicana (Fanning *et al.*, 2011), y flotas artesanales de Jamaica, Colombia, Cuba, Honduras, Nicaragua, Belice, Islas Turcas y Caicos, y las Bahamas (Appeldoorn y Baker, 2013). El principal producto derivado exportado de *S. gigas* es la carne blanca, seguida de conchas y perlas (Prada *et al.*, 2017).

Se dice que en el pasado ha habido dificultades para hacer coincidir las cuotas comerciales nacionales con las existencias disponibles en los países del área de distribución (Appeldoorn y Baker, 2013). Sin embargo, se señaló que la mayoría de las áreas ahora tienen vigilancia sistemática de la densidad de población y/o esfuerzo de captura (Appeldoorn y Baker, 2013). Fanning *et al.* (2011) señaló que la densidad es uno de los criterios que más afectan la productividad de *S. gigas*, y que un objetivo crucial de gestión basada en el ecosistema es mantener la densidad de adultos a un nivel que garantice una reproducción exitosa. Al cierre de un taller de expertos en *S. gigas*, en 2012, se recomendó una densidad preventiva de 100 adultos por hectárea dentro del área de desove para una reproducción exitosa (Prada y Appeldoorn, 2014), aunque tales densidades sólo pueden determinarse si se realizan estudios en el momento de las agregaciones de desove.

Otra recomendación importante para la gestión ecológica incluye el mantenimiento de zonas de cría y hábitats con agua de alta calidad (Fanning *et al.*, 2011). La larvicultura, cría de cultivo y mantenimiento de huevecillos de *S. gigas* es una práctica bien establecida (Lovatelli and Sarkis, 2011). Se observa que *S. gigas* alcanza tamaño de mercado en 20 meses en jaulas dentro de estanques en tierra (Lovatelli y Sarkis, 2011). Sin embargo, antes de 2011, no se había hecho ningún esfuerzo a gran escala de resiembra en criaderos de *S.*



gigas debido a los altos costos de producción de las crías (por ej., 0,20 USD por una semilla de 2 cm a 0,75 USD por una de 7-9 cm; Lovatelli y Sarkis, 2011).

Sinopsis de directrices de gestión y recomendaciones:

En esta sección se presenta un panorama general de los debates sobre *S. gigas* en el contexto CITES y los progresos logrados a través del Grupo de Trabajo de la Concha Reina. Las medidas específicas de gestión se describen en los informes de los diversos países, pero las medidas reguladoras y la gestión sostenible de pesca de *S. gigas* han variado considerablemente en el área de distribución y han tenido éxito en diversos grados en cuanto a aplicación, cumplimiento y seguimiento (según AC28 Inf. 30). Incluyen:

- Vedas temporales o permanentes;
- Longitud mínima de concha y/o grosor de labio volante;
- Peso mínimo de carne limpia o no limpia;
- Establecimiento de santuarios / Áreas Marinas Protegidas (AMP);
- Cuotas de captura por zona o por tiempo;
- Cuotas de exportación y prohibición de exportaciones;
- Sistemas de licencias específicas para cada especie para pescadores y buques;
- Prohibición o limitación de métodos o artes de pesca (buceo, hooka):
- Cuotas individuales intransferibles para buques industriales que se basan en evaluaciones sólidas de las poblaciones, las capturas y el esfuerzo;
- Zonas exclusivas para pescadores artesanales.

Dado que la longitud de la concha no se correlaciona con la madurez, se ha considerado que una longitud mínima de concha para la cosecha no es una buena medida de gestión para evitar la cosecha de juveniles; en cambio, el grosor de labio se considera un indicador preferencial de la madurez de un individuo (Stoner et al., 2012; Foley y Takahashi (2017). Se considera que la relación entre el grosor de labio, la edad y la madurez varía según la ubicación geográfica, pero en el Caribe, Stoner *et al.* (2012) también sugirieron que se necesitaban urgentemente cambios en los criterios de cosecha para la especie, con un grosor mínimo de labio de no menos de 15 mm. Peel et al (2014) y Boman et al (2018) también sugirieron un grosor mínimo de labio de ≥ 15 mm; Foley y Takahashi (2017) recomendaron un grosor mínimo de labio de 16 mm.

Una de las desventajas de la aplicación de un límite de tamaño del grosor de los labios es que el cumplimiento es difícil de controlar, ya que las conchas se suelen desechar en el mar. Foley y Takahashi (2017) encontraron que el peso limpio de mercado de las hembras de *S. gigas* (algo que puede medirse después de que los individuos hayan sido desembarcados) estaba significativamente correlacionado con el índice gonadosomático de un individuo (una medida de madurez sexual), y sugirieron usar el peso limpio de mercado junto con el grosor de labio como una medida para informar a su gestión. Su muestra de *S. gigas* de la Reserva Marina de Puerto Honduras, Belice, encontró que el peso limpio de mercado en el que el 50% de las hembras estaban maduras era 199 g (Foley y Takahashi 2017). Los autores recomendaron que se aplicara inicialmente un límite de tamaño de 150 g de peso limpio de mercado, que luego podría modificarse como parte de los planes de manejo adaptativo.

La gestión de *S. gigas* en cada país examinado está sujeta a una serie de convenios y acuerdos internacionales, así como a las normas establecidas por los Órganos Regionales de Pesca (ORP) y las Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera (OROP). En la Tabla 1 se detallan estos datos.



Tabla 1: Resumen de pertenencia de los países en cuestión a convenciones internacionales y a OROP pertinentes para el uso sostenible de *S. gigas*.

Convención	País
CITES ¹³ -Apéndice II	Miembros: Belice, Costa Rica, República Dominicana, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá
Protocolo sobre Fuentes y Actividades en Tierra del Convenio de Cartagena ¹⁴	Miembros: Belice, República Dominicana, Honduras y Panamá
Protocolo de Derrames de Petróleo del Convenio de Cartagena ¹⁴	Miembros: Belice, Costa Rica, República Dominicana, Guatemala, Honduras y Panamá
Protocolo sobre Áreas Especialmente Protegidas y vida Silvestre del Convenio de Cartagena (SPAW) ¹⁴ - Anexo III	Miembros: Belice, República Dominicana, Honduras, México, Nicaragua y Panamá
OROP	
Organización de Pesca y Acuicultura de Centroamérica (OSPESCA) ¹⁵	Miembros: Belice, Costa Rica, República Dominicana, Guatemala, Honduras, Nicaragua y Panamá
Mecanismo Regional de Pesca del Caribe (MRPC) ¹⁶	Miembros: Belice Socio: República Dominicana
Comisión de Pesca del Atlántico Centro Occidental (COPACO) ¹⁷	Miembros: Belice, Costa Rica, República Dominicana, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua y Panamá

Historia de la CITES

El Comité de Fauna incluyó a *S. gigas* en el proceso de Examen del Comercio Significativo (ECS) en 1994, al notar que la cosecha y el comercio internacional de esta especie habían sido responsables de que poblaciones locales menguaran gravemente (Acta Resumida AC12). En el AC17 en 2001 se incluye nuevamente para todos los Estados del área de distribución.

En el AC19, el comercio de *S. gigas* de 21 Estados del área de distribución (entre ellos Costa Rica, Guatemala, México y Panamá) fue categorizado como 'preocupación menor', y estos Estados del área de distribución fueron eliminados del examen (acta resumida AC19). Se llegó a la conclusión de que el comercio era "de Urgente Preocupación" en República Dominicana, Haití y Honduras y "de Posible Preocupación" en otros 13 países, incluyendo Belice y Nicaragua, (acta resumida AC19) por lo que se hicieron recomendaciones a estos países. Tras su incumplimiento, la Notificación 2003/057 recomendó a la AC generar la suspensión del comercio en Haití, mientras que República Dominicana y Honduras habían acordado suspender la emisión de permisos de exportación de *S. gigas* a partir del 29 de septiembre 2003. Belice, República Dominicana, Honduras y Nicaragua fueron retirados del proceso en 2006, a la vez que se recomendaba suspender el comercio de Granada (Notificación 2006/034). Las suspensiones para Granada y Haití siguen vigentes.

¹³ CITES 2019. Lista de Partes contratantes. Disponible en: <https://cites.org/eng/disc/parties/chronolo.php>. [Consultado el: 28/01/2019].

¹⁴ Programa Ambiental del Caribe y Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente 2019. Convención de Cartagena y sus Protocolos. Disponible en: <http://www.cep.unep.org/cartagena-convention>. [Consultado el: 28/01/2019].

¹⁵ OSPESCA 2019. Organización del Sector Pesquero y Acuícola del Istmo Centroamericano, OSPESCA. Disponible en: <http://www.fao.org/fishery/rfb/ospesca/en>. [Consultado el: 28/01/2019].

¹⁶ MRPC 2019. Mecanismo Regional de Pesca del Caribe. Disponible en: http://www.crfm.int/index.php?option=com_content&view=article&id=3&Itemid=101. [Consultado el: 28/01/2019].

¹⁷ COPACO 2019. Comisión de Pesca del Atlántico Centro Occidental (COPACO). Disponible en: <http://www.fao.org/fishery/rfb/weaafc/en>. [Consultado el: 28/01/2019].



Tras la CoP17, *S. gigas* fue seleccionado para el proceso del Examen de Comercio Significativo por cumplir el criterio de "alto volumen" (AC29 Doc. 13.3 anexo 2 (Rev. 1)), sin embargo el CF no escogió la especie para su inclusión en el proceso.

Grupo de Trabajo de la Concha Reina y Decisiones de CoP CITES al respecto

En reconocimiento de la necesidad de una gestión coordinada de concha reina o botuto (*S. gigas*) por parte de científicos, pescadores y gestores, se han celebrado tres reuniones del grupo de trabajo de COPACO/CPMC/OSPESCA/MRPC (octubre 2012, noviembre 2014 y octubre-noviembre 2018).

En la primera reunión del Grupo de Trabajo de Concha Reina (Miami, Estados Unidos, 22 a 24 de mayo 2012), se prepararon recomendaciones para apoyar la elaboración de un plan regional de gestión y conservación de *S. gigas* (CGPC¹⁸/OSPESCA/COPACO/MRPC Grupo de Trabajo de Concha Reina, 2012). También se recomendó que los Estados del área de distribución de *S. gigas*, junto con CITES y FAO trabajen estrechamente para mejorar y normalizar los datos y estadísticas comerciales, así como el uso de factores de conversión aceptados regionalmente para la carne y derivados de *S. gigas* (por ej. perlas, conchas y opérculos; CGPC/OSPESCA/COPACO/MRPC Grupo de Trabajo de Concha Reina, 2012).

En 2013, en la CoP16, se adoptaron una serie de decisiones interrelacionadas (Decisiones 16.141-16.148) sobre la cooperación regional en gestión y comercio de *S. gigas*. Entre otras cosas, se pidió a los Estados del área de distribución que, en la medida de lo posible, adoptaran las recomendaciones formuladas por el Grupo de Trabajo de Concha Reina de Miami (GTCR), en su forma revisada por CGPC/OSPESCA/COPACO/MRPC (2012), participar en la elaboración de planes nacionales, regionales y subregionales para la gestión y conservación de la especie y compartir información sobre asuntos de prácticas y aplicación de DENP, explorar formas de mejorar la trazabilidad de especies objeto de comercio y colaborar en el desarrollo y aplicación de programas conjuntos de investigación a nivel subregional para apoyar la elaboración de dictámenes de extracción no perjudicial, y desarrollar y aplicar factores de conversión.

Documentos AC28 Doc. 19 y CoP17 Doc. 72 reseñan los avances regionales en la Aplicación de las Decisiones de la CoP16. En cuanto a la elaboración de planes nacionales, regionales y subregionales (acorde con la decisión 16.142), se recomendó la inclusión de criterios de sostenibilidad, como la necesidad de licencias para pescadores artesanales, el aumento de la frecuencia de inmersión por apnea y la adopción de normas estrictas para las técnicas de submarinismo. En relación con la Decisión 16.144 sobre la exploración de opciones de trazabilidad, se confirma la importancia de conocer todos los componentes de la cadena de valor para asegurar el seguimiento absoluto del proceso del producto, y se destacan los sellos de certificación que garantizan la sostenibilidad del producto. Se necesitan proyectos piloto. También se destacó la necesidad de directrices para la elaboración de dictámenes de extracción no perjudicial (AC28 Doc. 19).

La segunda reunión del grupo de trabajo de la concha reina se celebró en Ciudad de Panamá (18 al 20 de noviembre 2014) y se centró en el desarrollo del Plan Regional de Conservación y Gestión de Pesca de Concha Reina (CGPC/OSPESCA/COPACO/MRPC Grupo de Trabajo de Concha Reina, 2014). AC28 Inf. 30 señala que se convino en que las medidas del proyecto de plan de gestión y conservación de la Concha Reina más eficaces en cuanto a sostenibilidad serían:

- Una prohibición regional absoluta entre los meses de junio y septiembre.
- Restricciones a la posesión de Concha Reina durante la prohibición
- Mejores programas de vigilancia y control de captura y esfuerzo
- Limitar el tamaño mínimo de concha
- Concesión de licencias a pescadores, procesadores y exportadores
- Adopción de regulaciones para el buceo independiente y promoción del uso de apnea
- Prohibición del uso de métodos destructivos de pesca
- Organización de patrullas de vigilancia
- Uso de sistemas de vigilancia satelital (sugerido para embarcaciones >10m)

¹⁸ Consejo de Gestión de Pesca del Caribe (CGPC)



- Desarrollo de programas de educación y sensibilización para diferentes usuarios
- Adopción de mecanismos y protocolos a nivel subregional para evaluar la Concha Reina.
- Identificación y protección de las zonas de cría y de cultivo
- Limitar la captura a lo largo de zonas establecidas por los gobiernos nacionales y los planes de ordenación y conservación a nivel nacional
- Definición de cadenas de valor
- Desarrollo e implementación de un sistema digital para la introducción de datos de captura y esfuerzo
- Incorporar progresivamente estrategias de cogestión.

También se acordó utilizar los factores de conversión regionales armonizados elaborados por FAO (acorde con la Decisión 16.143). Sin embargo, CoP17 Doc. 72 señala que "los países y territorios que ya hayan establecido su factor de conversión nacional deberían seguir aplicándolo para calcular el peso vivo", e invita a los Estados del área de distribución de *S. gigas* a considerar el desarrollo de su propio factor de conversión debido a la variabilidad espacial y características de la especie. También se acordó el uso de un modelo normalizado para los dictámenes de extracción no perjudicial (CoP17 Doc. 72) refrendado después por OSPESCA y el MRPC y ya incluido en el sitio web CITES. La reunión acordó que los miembros de COPACO deberían preparar y compartir sus DENP así como implementar el plan regional. La CoP17 llegó a la conclusión de que el siguiente paso sería la aplicación efectiva a nivel nacional y subregional de medidas sobre factores de conversión, planes nacionales de acción para la gestión y conservación de la concha reina, en los que se incluyan criterios de sostenibilidad, y programas de educación y divulgación más amplios destinados a los consumidores de concha reina, centrados en la captura responsable, el comercio y el consumo, así como en aumentar la trazabilidad (CoP17 Doc. 72).

Plan Regional de Gestión y Conservación de la Concha Reina

El plan regional fue adoptado por COPACO en su 16ª sesión en 2016 (Comisión de Pesca del Atlántico Centro-Occidental, 2016). En él se esbozan un total de catorce medidas de gestión a corto, mediano y largo plazo para la intervención o armonización a nivel regional (Prada et al., 2017).

Medidas de gestión a corto plazo:

- Categorías armonizadas y simplificadas de factores de conversión de carne de concha reina. Para aplicar esto, en primer lugar, todos los datos de captura de *S. gigas* deben consignarse en peso vivo/nominal (es decir, animal con concha). En segundo lugar, a falta de factor de conversión nacional, la FAO ha propuesto los siguientes factores de conversión regionales: Carne sucia (i.e. animal sin concha) 5.3; limpio al 50% (i.e. sin opérculo ni bolsa visceral) 7.9; y limpio al 100% (sólo carne blanca) 13.2 (Prada et al., 2017).
- Mejora de la recopilación y el procesamiento de datos sobre capturas y esfuerzo, así como de programas de vigilancia mediante el establecimiento de un grupo consultivo regional encargado de analizar dichos datos. Asimismo, mediante el diseño de estudios eficaces de *S. gigas*, mejorar los mecanismos de informes de pesca, recopilar el historial de pesca de *S. gigas*, aplicar factores de conversión y determinar las cantidades de productos de *S. gigas* consumidos localmente, evaluar los cambios en técnicas de pesca y la eficiencia del esfuerzo de captura y mejorar las bases de datos digitales nacionales y subregionales existentes.
- Una veda regional sincronizada (del 1 de junio al 30 de septiembre) para *S. gigas*.
- Dictámenes de extracción no perjudicial (DENP) para la exportación de carne de concha reina y sus derivados. Una directriz estandarizada de DENP se aceptó en una reunión del Grupo Regional de Concha Reina en 2014 (Grupo de Trabajo de Concha Reina, 2014).
- Concesión de licencias a todos los pescadores, procesadores y exportadores de concha reina.
- Adopción de normas más estrictas sobre técnicas de submarinismo.
- Patrullaje organizado con acuerdos bilaterales y multilaterales entre los Estados del área de distribución y a nivel subregional.
- Uso ampliado de Sistema de Vigilancia por Satélite (SVS) para embarcaciones de eslora superior a 10 metros.
- Programas continuos de educación y divulgación para las partes interesadas.



Medidas de gestión a mediano plazo:

- Elaboración de plan nacional de conservación y ordenación de concha reina, centrado en un enfoque ecosistémico de pesca y siguiendo las directrices del Plan Regional de Conservación y Gestión de Pesca de Concha Reina.
- Trazabilidad de la concha reina a lo largo de la cadena de valor.
- Elaborar acuerdos de colaboración necesarios para generar mapas de hábitat a la escala requerida para una mejor gestión de pesca.
- Adopción de mecanismos subregionales para evaluar el potencial pesquero de concha reina utilizando factores dependientes e independientes de pesca.

Medida de gestión a largo plazo:

- Inclusión progresiva de estrategias de participación mediante la definición de un marco jurídico para la gestión de pesca.

En la CoP17 se adoptó una serie de nuevas decisiones (Decisiones 17.285 -17.290), en las que se pide a los Estados del área de distribución colaborar en la aplicación del plan regional, elaborar planes nacionales de gestión, organizar consultas a nivel nacional, fomentar la concienciación, aumentar la participación de todos los interesados en la aplicación de las medidas y contribuir al cumplimiento futuro a nivel nacional, subregional y regional. Se solicitó reunir más datos de peso de *S. gigas* según el grado de procesamiento para mejorar los factores de conversión, así como estudiar formas de mejorar la trazabilidad (por ej., certificados de captura, sistemas de etiquetado y aplicación de técnicas genéticas). Se promovieron programas de investigación conjuntos a nivel subregional o regional para apoyar la formulación de dictámenes de extracción no perjudicial. Se pidió al Comité de Fauna prestar asesoría sobre DENP y examinar el proceso para definir cupos "científicos".

En la AC29 se examinó el punto de cuotas "Científicas" publicadas por Honduras (que reflejan las capturas científicas obtenidas de la vigilancia y evaluación de poblaciones). Se espera que la exportación de estas capturas cubra los costes de investigación y análisis relativos al estatus de las poblaciones (AC29. Doc. 26). El CF concluyó que no existen cupos "científicos", y que todos los cupos de exportación para especímenes silvestres de especies del Apéndice II (como es el caso de *S. gigas*) deben estar respaldados por un DENP. En la SC70, se acordó que la Decisión 17.286, relativa a trazabilidad, y la Decisión 17.289, por la que se encarga a la Secretaría colaborar con la FAO, CGPC, OSPESCA, COPACO y MRPC para aumentar la capacidad de las Partes para aplicar el Plan de Conservación y Gestión de Pesca Regional de Concha Reina y aplicar la orientación del DENP, debían impulsarse y examinarse en la CoP18.

La tercera reunión del grupo de trabajo CGPC/OSPESCA/COPACO/MRPC se convocó para promover la aplicación del Plan de Conservación y Gestión de Pesca Regional de Concha Reina (CGPC/OSPESCA/COPACO/MRPC Grupo de Trabajo de la Concha Reina, 2018). Tuvo lugar del 30 de octubre al 1º noviembre 2018 en Ciudad de Panamá, Panamá (SC70 Doc. 60).

Objetivos específicos incluidos:

- Examinar la aplicación del Plan de Conservación y Gestión de Pesca Regional de Concha Reina por parte de los Estados del área de distribución de *S. gigas* e identificar los desafíos o medidas necesarias para avanzar en el plan.
- Seguir evaluando la situación de sus pesquerías nacionales y examinar otros argumentos pertinentes para la gestión de *S. gigas*, tales como: aplicación de factores de conversión para uniformar los informes de datos.
- Revisar los programas de investigación en apoyo de la creación de DENP y el intercambio de información sobre cuestiones de aplicación y colaboración regional/bilateral en la lucha contra la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada (INDNR) de *S. gigas*.



- Desarrollo de herramientas para evaluar la trazabilidad de *S. gigas*. Acordar el mandato y un plan de trabajo revisado para llevar las futuras actividades del grupo de trabajo y contribuir al logro de su objetivo.

Los resultados de la reunión consistieron en informar sobre los avances en la aplicación de las decisiones relevantes de CITES y COPACO en próximos encuentros, incluyendo el Grupo Asesor Científico de COPACO (GAC; noviembre 2018), la sesión de COPACO (abril/mayo 2019), la CoP18 (mayo/junio 2019) y el AC31 (enero 2020). El informe del Taller no estaba disponible al momento de redactar el presente balance.

Orientaciones sobre dictámenes de extracción no perjudicial

Van Eijs (2015) desarrolló las primeras directrices DENP para *S. gigas* (AC28 Inf. 30 Anexo 6), presentadas al 2^{do} grupo técnico de trabajo de conchas. Las directrices se presentan en una tabla para que la AC la complete durante el proceso DENP. La orientación se estructura en 10 categorías (por ej., historia de vida y características biológicas y resiliencia, situación nacional, gestión del recurso e impacto de las cosechas para producir una vista general de dónde se requiere mejor información, fuerzas del comercio y del mercado, marco jurídico). Otras subcategorías siguen de cerca la lista de verificación de la UICN, pero también están alineadas con cuestiones que tienen directa o indirectamente un impacto en la explotación sostenible de la especie. Se pretende que la información aportada por las AC a la tabla se exprese como una serie de indicadores, que pueden proceder de la investigación científica o de otras fuentes, y que pueden generar decisiones y acciones de gestión (por ej., más investigación y mejor vigilancia, un sistema de control y retroalimentación, que, a su vez, alimentarán una gestión más sólida). Allí donde la información no sea completa para una evaluación rápida y/o temprana de riesgo, las categorías de información específicas que se consideran más importantes son las siguientes: identificación de la especie, exactitud de los datos, densidad de población y adultos por ha, distribución nacional, abundancia nacional, volumen de exportación, impacto social de explotación del recurso, plan de gestión, medidas de ordenación, confianza en la eficacia de la gestión pesquera, cuota de captura, pesca INDNR, confianza en la vigilancia (AC28 Inf. 30 anexo 6).

Umbrales de densidad crítica

La cuestión de si el umbral de Stoner y Ray-Culp (2000) de 56 individuos adultos/ha debe ser utilizado como un punto crítico por encima del cual deben mantenerse los stocks de *S. gigas* sigue siendo objeto de debate. AC19 Doc. 8.3 (Rev. 1) señala que el trabajo de Stoner y Ray-Culp (2000) "destaca la importancia de mantener la densidad de población por encima de este nivel crítico para evitar el fracaso del reclutamiento". AC28 Inf. 30 (borrador del informe del grupo de trabajo CFMC/OSPESCA/COPACO/CRFM sobre el caracol rosado) proporciona un proyecto de directrices para los dictámenes de extracción no perjudicial y, como indicador de "densidad de población y adultos por hectárea", señala que 56 adultos/ha es el "punto de referencia mínimo de la CITES". Sin embargo, cabe señalar que estas directrices, que incluyen el umbral de densidad, no han sido aceptadas por todos los Estados del área de distribución (AC CITES de Belice com. pers. 2019; AC CITES México com. pers. 2019) y no están respaldadas por la Convención. Otros puntos de referencia han sido recomendados, incluyendo uno de 100 individuos adultos/ha en el informe del grupo de trabajo de expertos sobre concha reina (que tuvo lugar en Miami en 2012) (CFMC, 2012); pero cabe señalar que algunos países plantearon objeciones (CFMC, 2012; AC CITES de Belice com. pers. 2019; AC CITES de México com. pers. 2019). Algunos países han argumentado que los umbrales deberían ser establecidos por cada estado del área de distribución (AC CITES de Belice com. pers. 2019; AC CITES de México com. pers. 2019).

Se sabe que los umbrales mínimos para la reproducción son variables (véase Stoner et al. 2012a), y representan sólo los mínimos absolutos que se necesitan para que se produzca la reproducción. El punto en el que la relación entre la densidad y las tasas de reproducción se nivela también varía geográficamente (Stoner et al. 2012a), lo que pone de relieve la necesidad de que la gestión sea específica del contexto. No obstante, los puntos de referencia de amplio espectro pueden ser útiles en situaciones en las que no se dispone de datos históricos o en las que no se dispone de recursos suficientes para aplicar medidas de seguimiento en profundidad. Se necesitan estudios adicionales para caracterizar la variabilidad de los umbrales críticos para la reproducción sobre todo el área de distribución de *S. gigas*.



C. Evaluación por país

Belice

Distribución: *S. gigas* está presente a todo lo largo de los 250 km del sistema de arrecifes (Finch *et al.*, 2008; de Belice y Azueta, 2012 in Appeldoorn and Baker, 2013) y en los atolones Glover (Tewfik *et al.*, 2017), Lighthouse (Truelove *et al.*, 2017) y Turneffe (Jagbir, 2015).

Situación y tendencias de la población: En 2003, se informó que la densidad de población de *S. gigas* en Belice había descendido drásticamente debido a la pesca excesiva, y que a pesar de la restricción nacional de tamaño se estaban cosechando ejemplares cada vez más pequeños (AC19 Doc. 8.3 (Ap. 1)). Se ha observado que en el pasado la sobreexplotación había reducido notablemente las poblaciones de *S. gigas* (Appeldoorn y Baker, 2013; MRAG, 2013). Estudios de 2006 a 2008 sugieren que *S. gigas* habría sido extinguido localmente a raíz de la pesca excesiva severa desde el Cayo Noreste, (Cigliano and Kliman, 2014) un área dentro del Sistema de Reserva de la Barrera de Coral de Belice.

El Departamento de Pesca de Belice realiza un estudio nacional de concha cada dos años para evaluar las poblaciones naturales de *S. gigas* (MRAG, 2013). Las evaluaciones de poblaciones se obtienen a través de estudios de transectos lineales a lo largo de toda la extensión de la Barrera de Arrecife de Belice y se extrapolan a áreas de pesca conocidos, determinados por el DPB (MRAG, 2013). Los estudios se centran en caladeros principales de concha y se llevan a cabo tanto dentro como fuera de las ocho reservas marinas de Belice (MRAG, 2013). Los estudios de densidades de *S. gigas* entre 1996 y 2010 reportaron aumentos notables, con individuos por hectárea registrados en 14.3 en 1996, 38.9 en 2003, 44.0 en 2004, 109.6 en 2006, 88.3 en 2008, 332 en 2010 (MRAG, 2013) y 337 en 2012. Las poblaciones fueron consideradas "sanas y robustas" (Belize Fisheries Department, 2013). En 2018, la densidad media de concha/ha fue estimada nacionalmente en 248.51 individuos/ha (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019) (no se dieron cifras para densidades medias de concha en 2014 y 2016). Las densidades en 2018 fueron muy variables entre las áreas muestreadas, oscilando entre 18,7 individuos/ha reportados en el área "cinco" frente a la costa sur del país (que incluye Punta Ycacos, Cayo Serpiente Medio, Cayo Serpiente del Sur y Cayo Stuart), y 526.4 individuos/ha reportados en el área "uno" de la costa norte de Belice (que incluye Caye Cauker, Caye Chapel, Punta Azul y San Juan) (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). Tres de las ocho áreas muestreadas tenían densidades de concha/ha por debajo de 88 individuos/ha (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

Belice informó que su cosecha era basada en la recolección de subadultos (AC CITES de Belice com. pers. 2019). En 2018, se estimó que el 8% de la población de *S. gigas* del país tenía un año de edad, el 35% tenía dos años, el 40% tenía tres años y el 17% tenía más de 4 años (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). Se informó que la longitud promedia de las conchas 2006-2018 se había mantenido relativamente estable, en un rango de 133,5-158,7 mm años (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). Basado en estos parámetros, el AC CITES de Belice consideró que su pesquería de concha permanecía fuerte y viable años (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019); sin embargo, Tewfik (com. pers. al PNUMA-WCMC, 2019) ha argumentado que los límites de tamaño basados en la longitud del caparazón usados por Belice promovían el crecimiento y la sobrepesca de reclutamiento.

Encuestas realizadas en 2003 y 2004 confirmaron la presencia en aguas profundas de Belice de poblaciones de *S. gigas* no explotadas y reproductivamente activas, y un alto reclutamiento en los arrecifes (MRPC, 2007). Se piensa que estas poblaciones promovieron la recuperación de las poblaciones observadas entre 2003 y 2004 mediante la provisión de grandes reclutamientos anuales de *S. gigas* desde poblaciones aguas arriba en las zonas de aguas profundas de la costa de Belice y Honduras (Mitton *et al.*, 1989 in Appeldoorn and Baker, 2013). Sin embargo, la documentación de estos stocks de *S. gigas* en aguas profundas en Belice sigue siendo difícil de obtener y se informó que su apoyo al reclutamiento de la pesquería de aguas poco profundas había sido exagerado (Tewfik, com. pers. al PNUMA-WCMC, 2019).



Se informa que cada año se realizan estudios en las AMP, antes y después de la apertura de pesca (MRAG, 2013). Los detalles específicos de los estudios en AMP están disponibles en la literatura científica.

Entre 2006 y 2008 se llevó a cabo un estudio en la Reserva Marina de Cayo Sapodilla (RMCS), al extremo sur de la Barrera de Coral de Belice, en ocho sitios de aguas poco profundas (<5 m) (cinco en zonas de conservación y tres en zonas de uso general) (Cigliano and Kliman, 2014). Se observó un total de 1778 individuos (1.4% adultos, 5.6% subadultos y 93.0% juveniles), la densidad de *S. gigas* en los diferentes grupos de edad se modificó de 0-75 adultos por ha y 0-214 subadultos por ha, a 0-3785 juveniles por ha (Cigliano and Kliman, 2014). En 2006, se observaron agregaciones de adultos en seis de los ocho sitios, pero en 2008 ya no estaban, mientras que sólo un sitio mostró el patrón opuesto ganando adultos donde antes no había (Cigliano and Kliman, 2014). La tendencia al declive, en contraste con los datos del Departamento de Pesca de Belice, se atribuyó al aumento de la explotación en la zona de la RMCS (Cigliano and Kliman, 2014). Un estudio en la RMCS en 2009 observó 693 individuos de *S. gigas* en un área de 7 200 metros cuadrados (equivalente a 962.5 individuos por ha; Chan *et al.*, 2013). Chan *et al.* (2013) señaló que la densidad era 3.9 veces mayor en la zona de conservación (287.5 adultos y 1212.5 juveniles por ha) que en la zona de uso general (58.3 adultos y 529.2 juveniles por ha). La densidad también fue mayor en hábitats de densos pastos marinos y sobre fondo de arena que en praderas ralas (Chan *et al.*, 2013). Más del 85% y 90% de los individuos de *S. gigas* vistos en las tres zonas de RMCS eran juveniles, según lo indican Cigliano and Kliman (2014) y Chan *et al.* (2013) respectivamente. Durante los estudios realizados en Cayo Noreste entre 2006 y 2008, se observó que *S. gigas* habría sido localmente extinguida por la pesca excesiva severa (Cigliano and Kliman, 2014). Sin embargo, no hay evidencia reseñada de ninguna disminución poblacional en Belice desde 2006 (BCFU [2010] en SOFRECO [2013] en AC28 Inf. 30).

Entre 2008 y 2011, se realizaron estudios cuatro veces al año en el Parque Nacional del Pájaro Risueño (PNPR), Gladden Spit y Silk Cayes Marine Reserva (GSSCMR) y la reserva Marina Cayo Sapodilla (RMCS) (Hagan, 2012). Entre 2008-2009 se encontraron tasas de presencia significativamente más altas de *S. gigas* en la parte protegida del PNPR que fuera de la reserva, aunque en GSSCMR la densidad bajó a lo largo de los años en la zona de no captura y se mantuvo constante en la zona de uso general, en la RMCS se observó una marcada disminución (que también tiene zonas de uso) (Hagan, 2012).

Estudios de *S. gigas* se han llevado a cabo en el arrecife de Glover de 2007 a 2013 (Tewfik *et al.*, 2017). Estos estudios revelaron que la densidad y la biomasa aumentaron en la zona de reserva, pero no se observó una tendencia significativa en la zona de uso general (Tewfik *et al.*, 2017). Sin embargo, el grosor de labio de la concha madura disminuyó con el tiempo en ambas zonas, la concha inmadura disminuyó en densidad y biomasa con el tiempo, y la longitud media de la concha disminuyó con el tiempo (Tewfik *et al.*, 2017), lo que puede indicar sobrepesca. También se informó que la disminución de la longitud media de la concha de los adultos maduros con labios (2004-2018) es motivo de preocupación, ya que esto probablemente afectará la fecundidad y el reclutamiento de los adultos, especialmente a la luz de las bajas densidades de adultos (Tewfik *et al.*, en prensa).

Amenazas: Tewfik *et al.*, en prensa reportó que la principal amenaza para *S. gigas* en Belice era la sobreexplotación de juveniles, debido al límite bajo de la longitud de la concha y los límites de tamaño de la peso limpio de mercado, a diferencia del espesor de labio y el peso asociado en los últimos 40 años. La histórica sobrepesca de *S. gigas* antes de 1977, tanto industrial como artesanal intensiva (Appeldoorn and Baker, 2013), llevó las poblaciones al agotamiento, y encima, grandes cantidades (70%; Gibson *et al.* [1983]) de las capturas legales consistieron en juveniles (Appeldoorn and Baker, 2013). Los datos de desembarques recogidos entre 1995 y 2015 mostraron que la producción de captura aumentó gradualmente hasta alcanzar en 2012 un pico de 1,1 millones de libras (aprox. 499 000 kg). La cosecha ilegal, por parte sobre todo de buques extranjeros durante la temporada de veda de *S. gigas*, significa una amenaza en Belice (Ministry of Agriculture Forestry Fisheries the Environment and Sustainable Development, 2016). La captura ilegal de *S. gigas* dentro de las áreas marinas protegidas también se reconoce como un problema general (Chan *et al.*, 2013), visto en la RMCS (Hagan, 2012). Aunque no hay datos sobre el alcance de la pesca INDNR, no se considera significativa (MRAG, 2013).



El aumento de acidificación de los océanos y la desmejorada salud de los arrecifes se señalan también como amenazas clave para *S. gigas* (Ministry of Agriculture Forestry Fisheries the Environment and Sustainable Development, 2016). Los pastos marinos se alteran por efecto del dragado, sedimentación y enriquecimiento de nutrientes producto de la agricultura (Gillet, 2003). Las perforaciones petroleras en alta mar también se han señalado como una amenaza para *S. gigas* y sus hábitats asociados (Palomares and Pauly, 2011), pero en 2017 se estableció una moratoria a la exploración petrolera y otras operaciones de petróleo en toda la zona marítima de Belice mediante la Ley de Operaciones Petroleras de 2017 (Moratoria de Zona Marítima) (UNESCO World Heritage Convention, 2019).

Comercio: Belice ha presentado informes anuales CITES para los años 2007-2015, pero todavía no para 2016-2017 al momento de escribir el informe (enero 2019). Belice nunca ha publicado cupos anuales de exportación de *S. gigas*.

Según la base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas de *S. gigas* de Belice, 2008-2017, consistieron principalmente en carne de origen silvestre para fines comerciales, con 2,8 millones de kg notificados por Belice y 3,2 millones de kg notificados por los importadores (Tabla 2). El comercio de carne de origen silvestre con fines comerciales alcanzó su punto máximo en 2009, según Belice (Fig. 3) y en 2012 según los importadores (Fig. 4). Estados Unidos fue el principal importador de carne de origen silvestre con fines comerciales, tomando el 92% del comercio según Belice (Fig. 3), y el 99% según los importadores (Fig. 4). También se señalan niveles relativamente altos de comercio de conchas silvestres, y Belice acusa niveles considerablemente mayores (104 983) que los importadores (14 551).

El comercio indirecto de *S. gigas* originario de Belice comprendía principalmente carne y conchas de origen silvestre con fines comerciales.

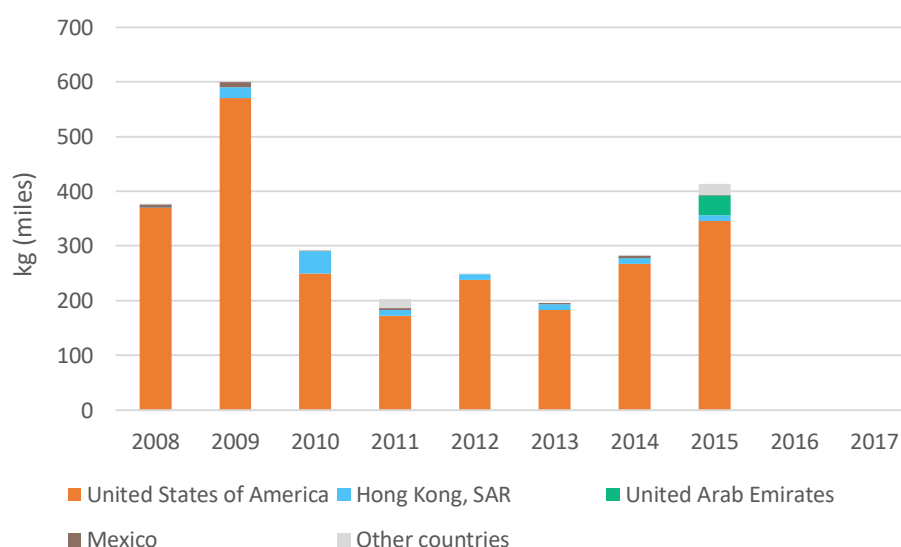


Figura 3: Exportaciones directas de carne silvestre de *Strombus gigas* procedente de Belice con fines comerciales, por país de destino, 2008-2017, según lo informado por Belice.



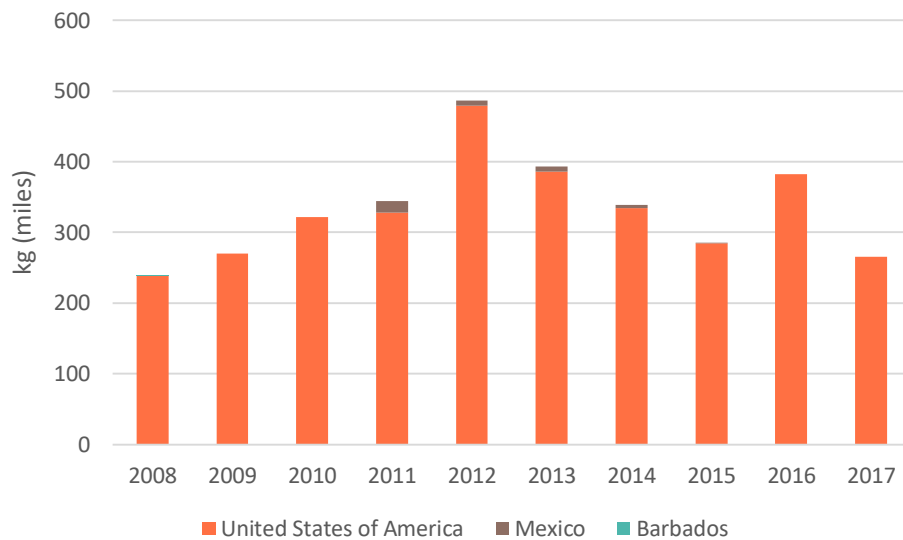


Figura 4: Importaciones directas de carne de origen silvestre de *Strombus gigas* procedentes de Belice con fines comerciales, por país de importación, 2008-2017, según los datos facilitados por los importadores.

La explotación comercial de *S. gigas* en Belice comenzó a principios de la década de 1960 (Gongora, 2006). Desde entonces, *S. gigas* se ha convertido en una de las mayores exportaciones de Belice (Chan *et al.*, 2013) y en 2017 tuvo un valor > 4,2 millones de USD (>7,3 millones de dólares beliceños; The Statistical Institute of Belize, 2018). En 2017, se estimaba que Belice tenía aproximadamente 800 barcos pequeños y 2000-2759 pescadores usando sólo métodos de apnea para cosechar *S. gigas* (Prada *et al.*, 2017). La producción anual de carne *S. gigas* en 2013 se calculó en 439 toneladas (limpia al 85%), lo que equivale a 5.5 millones de USD, el 98% se exporta (Prada *et al.*, 2017). Se indica que entre el 90% y el 95% de la captura de *S. gigas* en Belice se entrega a cooperativas pesqueras y la captura no declarada es probablemente pequeña (Azueta, 2012 in Appeldoorn and Baker, 2013; MRAG, 2013).



Tabla 2: Exportaciones directas de *Strombus gigas* desde Belice, 2008-2017. Belice no ha presentado informes anuales para 2016 y 2017 al momento de redactar el presente informe (enero de 2019). Se han excluido del cuadro los bajos niveles de comercio de polvo y joyas, el comercio con fines científicos (S), personales (P) y circos y exposiciones itinerantes (Q). Las cantidades se han redondeado a números enteros, cuando posible.

Término	Unidad	Propósito	Fuente	Indicado por	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Total
cuerpos	kg	T	W	Exportador	1		2						-	-	3
				Importador											
	-	T	W	Exportador	1644								-	-	1644
				Importador											
tallas	-	T	I	Exportador									-	-	
				Importador	800										800
			W	Exportador									-	-	
				Importador	579	38	35		196	258	932				2038
derivados	-	T	W	Exportador	42		1634	1002	1791				-	-	4469
				Importador	773	1176	2796	166	104	1496	1603	2947			11061
			-	Exportador			188						-	-	188
				Importador											
			W	Exportador			554						-	-	554
				Importador											
carne	kg	T	D	Exportador									-	-	
				Importador										2295	2295
			I	Exportador									-	-	
				Importador	4568	31080	9307	2				111		10149	55217
			O	Exportador									-	-	
				Importador				3632							3632
			W	Exportador	377015	600294	281839	202403	249306	195809	283304	413324	-	-	2603293
				Importador	238929	270236	321950	344355	486524	393152	338494	285605	382712	265378	3327334
			-	Exportador	2		9082						-	-	9085
				Importador											
			W	Exportador								2	-	-	2
				Importador											
			-	Exportador	4							2	-	-	6
				Importador				2							2



Término	Unidad	Propósito	Fuente	Indicado por	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Total
carne (cont.)	-	T	I	Exportador									-	-	
				Importador							3		12		15
			W	Exportador	29000	1217	382	492	57		8866	16838	-	-	56852
				Importador	20										20
perla	-	T	W	Exportador						3156	2373		-	-	5529
				Importador								27	1704	2186	3917
conchas	kg	T	W	Exportador									-	-	
				Importador			43493								43493
	-	T	I	Exportador									-	-	
				Importador	100		64	43	7	6000					6214
			W	Exportador	24		111		5500	12000		87348	-	-	104983
				Importador	142		116	2643	2360	8241	44	70	912	23	14551
indeterminado	kg	-	-	Exportador				13					-	-	13
				Importador											
	-	T	W	Exportador									-	-	
				Importador					94						94
			-	Exportador			2	9573					-	-	9575
				Importador											

Fuente Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 27/01/2019



Gestión: Múltiples aspectos de las pesquerías de Belice se gestionan a través de la Ley de Recursos Pesqueros, cuya versión revisada se propone para su promulgación en ley en 2019 (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). El proyecto de ley revisado incluye disposiciones para varias medidas regulatorias que son relevantes para la pesquería de *S. gigas*, incluyendo medidas para facilitar la vigilancia y aplicación de la ley, disposiciones para la co-gestión de áreas de pesca, y requisitos para la definición de planes de manejo de pesquerías 2019 (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

Belice estableció por primera vez un plan de gestión para luchar contra la explotación insostenible de *S. gigas* en 1977, lo que ha dado lugar a un aumento gradual de densidad de población (MRAG, 2013).

El último plan nacional de manejo integral de la especie se publicó en 2014, con el objetivo de lograr un uso sostenible (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). El manejo adaptativo se lleva a cabo a través del ajuste de las regulaciones de cosecha en respuesta a un número de indicadores, incluyendo (1) la longitud promedio de la concha comparada con el promedio de 10 años, (2) la densidad individuos, con una referencia límite de 88 conchas/ha, (3) la captura total reportada de la temporada anterior comparada con el promedio de 10 años, y (4) la CPUE de la temporada temprana, CPUE de la temporada tardía, y la relación entre las dos (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). A continuación se describen las medidas de gestión específicas aplicadas en el país.

Cuotas: El Reglamento de Pesca de 2005 establece que la cuota de captura no superará el 70% del RMS y que las exportaciones no superarán el 95% de la cuota (MRAG, 2013).

La asignación de cuota de carne *S. gigas* en Belice se calcula utilizando el volumen histórico de producción, la membresía de las cooperativas pesqueras, la capacidad de procesamiento y almacenamiento de los pescadores individuales en cuatro zonas cooperativas (Norte, Nacional, Placencia y Río Grande) (Belize Fisheries Department, 2013). La biomasa de concha nacional se calcula en base a abundancia por emplazamiento, (en 2010, 4 079 834 lbs), con RMS en 1 019 959 lbs, y biomasa explotable preventiva (75% del RMS) en 764 969 lbs (MRAG, 2013). La extrapolación amplia de densidad por área está implicada en el cálculo de la abundancia absoluta y, por tanto, del RMS (MRAG, 2013).

La cuota total de *S. gigas* asignada a las cuatro cooperativas de pescadores registradas y funcionales en la temporada 2012-2013 ascendió a ~ 726 000 kg (1.06 millones de libras; Belize Fisheries Department, 2013). Desde 2005, la captura total permisible se divide entre las cooperativas pesqueras para un período de nueve meses (MRAG, 2013). El Departamento de Pesca de Belice mantiene muy buenas relaciones con las cooperativas pesqueras de concha (MRAG, 2013). MRAG (2013) sugirió que se introdujera un sistema para asignar cuotas de manera equitativa (por ej., basado en la historia de producción, tiempo de afiliación, participación en seguimiento e historial de cumplimiento). Belice señaló que los límites de captura basados en resultados de vigilancia tenían en cuenta los principios de precaución de la FAO (AC28 Doc 19). El MRAG (2013) considera que la cuota de captura fundada en la abundancia de conchas es eficiente, pero acusa problemas por la captura ilegal.

Tewfik (com. pers. al PNUMA-WCMC, 2019) señaló cierta preocupación en relación con las metodologías específicas utilizadas para calcular la biomasa del stock y los rendimientos sostenibles, que fueron discutidas y revisadas con la Autoridad de Gestión de CITES de Belice durante un taller organizado por el Departamento de Pesca en 2018.

Vigilancia: Desde 1996 se realizan cada dos años sondeos nacionales sobre abundancia utilizados luego para evaluación de poblaciones (MRAG, 2013). La metodología incluye realizar un censo visual por buceo (una forma de pesca independiente) a lo largo de dos transectos lineales de 100 m en cada estación de muestreo. Todos los *S. gigas* encontrados en los transectos se miden individualmente (tamaño de la concha) (CoP17 Inf. 19). Los datos de estos transectos se envían al Departamento de Pesca de Belice, que lleva a cabo análisis para establecer la estructura de población de acuerdo con clase de tamaño, densidad de biomasa y abundancia de poblaciones de *S. gigas* de Belice (CoP17 Inf. 19). El MRAG (2013) sugirió que se podría revisar el diseño del sondeo para incluir transectos más cortos con una mayor cobertura de hábitats, profundidades y toda la población, incluyendo adultos de aguas profundas, con análisis de abundancia y estructura por edad entre



hábitats y profundidad para comprender mejor la población en zonas de pesca y no pesca y la eficacia de reservas marinas.

Aunque se dispone de datos de descarga desde 1977, las medidas de CPUE sólo están disponibles desde 2009 (CoP17 Inf. 19). Los datos de desembarques se recogen de dos cooperativas pesqueras con sede en la Ciudad de Belice, que representan entre las dos el 95% de la producción nacional de carne de *S. gigas* (CoP17 Inf. 19). Aunque la CPUE fluctúa a lo largo de la temporada de pesca (comenzando con un valor promedio de 30 piezas/día/pescador en octubre antes de disminuir gradualmente a 10-15 piezas/día al final de la temporada de pesca en mayo/junio), Belice señala que los datos de 2009-2016 mostraron que la CPUE se había mantenido constante (CoP17 Inf. 19). En MRAG (2013) se sugiere intentar mejorar los esfuerzos para reflejar la cantidad real de pescadores que realizan las capturas declaradas. Otra forma de evaluar la sostenibilidad es por el peso medio de carne limpia al 85% (es decir, masa de carne de mercado limpio), dato recogido en el Departamento de Pesca de Belice (CoP17 Inf. 19). Los datos de 2012 a 2015 indicaron un peso medio relativamente constante de 113g-142g por ejemplar durante los cuatro años, lo que se sugirió como prueba de que no había sobreexplotación de especie (CoP17 Inf. 19). Tewfik *et al.* (*en prensa*) recomiendan una masa de carne de 192 g, utilizando un nivel de madurez del 50% que se asocia con un caracol de labio de 10 mm.

Según el Departamento de Pesca de Belice (Belize Fisheries Department, 2019a, b, d, e, f) el seguimiento de la concha se ha llevado en la Reserva Marina y Forestal de Cayo Caulker, la Reserva Marina de Bacalar Chico, el arrecife de Glover, Cayo South Water y Cayo Sapodilla.

Trazabilidad: Ac28 Doc. 19 observó que la implementación de cupos de captura para las cooperativas de pesca ha dado beneficios en la trazabilidad de la carne, ya que deben comunicar detalles de capturas y desembarques por pescador al Departamento de Pesca de Belice para su procesamiento y análisis. De esta manera, el Departamento ha reunido información suficiente para vincular zonas de captura al pescador que las utiliza. Otra posible acción futura sobre trazabilidad bajo consideración en Belice es un sello en el envase de la carne que indicara fecha y zona en que se ha capturado la concha (AC28 Doc. 19). El MRAG (2013) sugiere mejorar las prácticas de manejo de datos en Belice (para capturas, exportaciones, licencias y registro), de modo que se pueda disponer de ellos en tiempo real en lugar de recolectar datos durante las visitas a las plantas.

Factores de conversión: Belice tiene criterios claramente definidos para cada etapa de procesamiento de *S. gigas*. La concha no procesada se define como la concha que ha sido removida de la cáscara con todos los órganos unidos, y tiene un peso mínimo de 213g (7.5 oz) (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). La concha parcialmente procesada (filete limpio para el mercado) se define como la concha que ha sido removida de la cáscara y de la cual el opérculo, los intestinos, la probóscide, la cabeza, los tallos de los ojos, la porción ventral del tejido del manto y algo de piel oscura y gruesa en el pie han sido removidos, y tiene un peso mínimo de 85g (3oz) (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). La concha completamente procesada (filete de concha) se define como la concha que ha sido removida de la cáscara y de la cual todos los órganos han sido totalmente removidos del pie, y tiene un peso mínimo de 78g (2 ¾ oz) (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

Medidas de cosecha mínima : Tanto el tamaño mínimo como restricciones de peso están vigentes (Government of Belize, 2003; CoP17 Inf. 19). Está prohibido cosechar *S. gigas* con una longitud total de concha de menos de siete pulgadas (17,8 cm), un peso sin procesar de 213g, un peso de procesado al 85% de 85 g (es decir, masa de carne de mercado limpio), o un peso de carne 100% limpia de 78 g (CoP17 Inf. 19). La FAO (2015) señaló que este límite de tamaño (aplicado a la población subadulta) se ha calificado como efectivo (AC28 Inf.30), pero Tewfik (com. pers. al PNUMA-WCMC, 2019) señaló que los actuales límites de tamaño basados en la longitud de la concha promueven sobrepesca de crecimiento y la sobrepesca de reclutamiento. Otras medidas de control incluyen la prohibición de la posesión o la venta de la carne de concha rebanada en Belice (AC28 Inf. 30; AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019), que desalienta la cosecha de la concha subdimensionada.



Zonificación y temporadas cerradas: La temporada de veda anual para *S. gigas* se extiende del 1 de julio al 30 de septiembre (Gobierno de Belice, 2003; CoP17 Inf. 19; AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019), o en el punto en que la cuota nacional de concha es realizada (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). Belice aplica un enfoque espacial a las pesquerías conocido como Derechos de Uso Territorial para la Pesca (DUTP) (CoP17 Inf. 19). El país ha designado nueve reservas marinas de usos múltiples, cada una de las cuales se divide en una zona de uso general (80%), una zona de conservación (15%) y una zona de preservación (5%) (Atlas of Marine Protection, 2019). Dentro de las reservas, la pesca comercial sólo puede practicarse en zona de uso general; en zonas de conservación y preservación está prohibida la extracción (Chan *et al.*, 2013). De estas ocho zonas de acceso controlado (que pueden incluir una reserva marina y una zona de exclusión incrustada), los pescadores deben elegir dos para utilizar como su área principal de cosecha (CoP17 Inf. 19); otra zona de acceso gestionado de aguas profundas (Zona 9) está abierta a todos los pescadores con licencia comercial (Tewfik, *et al.*, en prensa). El enfoque se probó por primera vez en las reservas marinas de Puerto Honduras y Arrecife Glover en julio de 2011, tras lo cual se amplió para cubrir todas las aguas de Belice en 2016 (CoP17 Inf. 19). Actualmente se está considerando una propuesta para ampliar las zonas de no pesca al 10% del área de la reserva (AC CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

Dentro del sistema de nueve reservas marinas, se ha informado de las zonas de no-captura van teniendo un efecto positivo en las poblaciones de *S. gigas*, con una densidad que pasó de 88,3 individuos por ha en 2008 a 337 individuos por ha en 2012 (Belize Fisheries Department, 2013). Los estudios realizados entre 2003 y 2010 encontraron que la densidad de *S. gigas* era mayor en las zonas de no captura y de aguas profundas que en las de aguas poco profundas (MRAG, 2013), lo que sugiere que la zona de no captura están funcionando como práctica de conservación. Tewfik (com. pers. al PNUMA-WCMC, 2019) señaló que las reservas funcionan en términos de desbordamiento y reclutamiento, sin embargo, se ha observado que el alto esfuerzo pesquero (especialmente en los límites de las reservas) y la caza furtiva en áreas de no pesca tienen graves impactos negativos en la efectividad de las áreas de no pesca. De forma similar, Foster *et al.* (2016) señalaron que los datos poblacionales de *S. gigas* en zonas de uso general y de no captura en la Reserva Marina de Port Honduras mostraban que las zonas de no captura tenían un efecto limitado en la mejora de estas pesquerías.

Acosta *et al.* (2018) señalaron que la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) es mayor en las zonas protegidas que en las zonas de pesca, pero no se detectó ningún cambio significativo en CPUE o el tamaño de concha después de 15 años de zonas marinas protegidas entre 2001 y 2016. Tewfik (com. pers. al PNUMA-WCMC, 2019) notó que la CPUE podría proporcionar un entendimiento limitado sobre el efecto de la captura sobre las poblaciones, dada la naturaleza multiespecífica de la captura por parte de muchos pescadores de Belice. Se sugirió que el seguimiento de la biomasa (masa de carne limpia de mercado) de cada concha cosechada y la proporción de concha madura (concha de labios) en las zonas de pesca podría proporcionar una mejor medida (es decir, un indicador) para evaluar la eficacia de las medidas de ordenación.

Artes de Pesca: La Regulación de Pesca de Belice prohíbe la pesca de *S. gigas* con equipo de submarinismo (Government of Belize, 2003). Se considera necesario como medida para reducir la mortalidad de los desovadores en aguas profundas (AC28 Inf. 30). Sin embargo, Tewfik (com. pers. al PNUMA-WCMC, 2019) señaló que los buceadores libres eran capaces de cosechar *S. gigas* a profundidades mayores de 18 m y que persiste la ambigüedad en cuanto a la definición de las poblaciones de aguas profundas. Además, se reportó que se había observado el uso ilegal de SCUBA en la recolección de conchas maduras en el arrecife anterior en algunas áreas (Tewfik, com. pers. al PNUMA-WCMC, 2019).

Áreas protegidas: De las reservas marinas de Belice que protegen *S. gigas*, cinco están bajo control estatal (MRAG, 2013). Hay leyes vigentes que prohíben la extracción de cualquier elemento marino de las zonas de conservación o de no captura (Chan *et al.*, 2013). Entre las reservas marinas importantes para *S. gigas* se cuentan la RMCS (establecida en 1996 principalmente para proteger la pesca de *S. gigas* en el sur de Belice, y se destaca por ser un vivero crucial para la especie (Cigliano and Kliman, 2014)), la Reserva Marina Gladden Spit y Silk Cayes, la Reserva Marina y Forestal Cayo Caulker y la Reserva Marina Atolón Turneffe, señalada como un terreno de cría muy importante para la especie (Belize Fisheries Department, 2019g). Existe un proyecto piloto para otorgar derechos de administración a los pescadores en dos reservas (Arrecife de Glover y Puerto Honduras), lo cual ha reducido la pesca ilegal (Departamento de Pesca de Belice, 2013).



Tres AMP son administradas por una ONG 'Asociación Ambiental del Sur' (AAS) - Parque Nacional Pájaro Risueño(PNPR) en cogestión con el Departamento Forestal de Belice, y Reserva Marina Gladden Spit y Silk Cayes (RMGSSC) y la Reserva Marina Cayo Sapodilla (RMCS), en cogestión con el Departamento de Pesquerías de Belice (Hagan, 2012). El PNPR de 4095 ha es zona totalmente de no-captura, y se ha sugerido que dado los encuentros de conchas, el eficaz cumplimiento en PNPR promueve la dispersión de larvas a reservas adyacentes dando así un efecto de 'derrame', pero que este efecto era mucho menos en la RMGSSC, donde menos de 2% de la reserva es zona de no-captura.

Acceso a la pesquería: De acuerdo con el MRAG (2013), el Plan de Gestión de 2007 propuso implantar control de acceso y esfuerzo, con un máximo de 2000 pescadores participando en la pesquería de conchas y un tope de 800 embarcaciones. Sin embargo, la pesca de libre acceso todavía existe en Belice, sin restricciones sobre el número de personas autorizadas a pescar (Foley, 2012; Ministerio de Agricultura, 2016).

Aplicación: En 2003, el Gobierno de Belice modificó su Reglamento de Pesca, publicado por primera vez en 1977, detallando los criterios reguladores de *S. gigas* (Government of Belize, 2003). Todos los buques pesqueros beliceños que faenen comercialmente *S. gigas* requieren una licencia (CoP17 Inf. 19), que debe renovarse anualmente (CoP17 Inf. 19). Se observa que el patrullaje dentro de la Reserva Marina y Forestal de Cayo Caulker aumenta durante la temporada de veda (Belize Fisheries Department, 2019c). Dentro del Departamento de Pesquería de Belice, la Unidad de Observancia de Conservación (UOC) es responsable de la aplicación de la ley y lleva a cabo inspecciones de embarcaciones, pescadores y establecimientos comerciales (MRAG, 2013). La Unidad de Captura de Pesca (UCP) del Departamento de Pesquería de Belice inspecciona las exportaciones de conchas mediante una selección aleatoria del 5 al 10% de las cajas (que contienen ~ 4,5-22,7 kg de carne de caracola; MRAG, 2013). La posesión de carne de concha por debajo de los límites legales especificados genera una multa de ~ 10-15 USD (20 dólares beliceños; FAO, 2007). Los oficiales de pesquería también visitan las cooperativas durante el pulido de la concha para revisar el cumplimiento de las normas de tamaño mínimo (MRAG, 2013). Si bien se señaló que se están controlando actividades como pesca ilegal, no declarada y no reglamentada, Belice indica la necesidad de recursos adicionales para seguir combatiendo esas actividades (AC28 Doc. 19).

Los guardaparques de AAS patrullan dos veces al día las reservas y un equipo de vigilancia combate las actividades de pesca ilegal día y noche tanto en las reservas como en las zonas de separación entre ellas (Hagan, 2012).

DENP: Si bien Belice acepta que no se ha completado un DENP, los elementos del estudio submarino bianual y la metodología utilizada para el establecimiento de un TAC se consideran coherentes con las directrices para desarrollar un DENP, y el país espera desarrollar su primer DENP para la temporada de pesca 2018/19 de Concha Reina (AC30 Doc. 22 Anexo 1).

Costa Rica

Distribución: En Costa Rica, *S. gigas* se presenta frente a la costa Este del país, con espacios específicos como el Parque Nacional Cahuita (Robinson, 1987) y entre las costas de Cahuita y Gandoca (Espinosa y Ortea, 2014).

Situación y tendencias de la población: Al parecer se dispone de poca información sobre el estado de población de *S. gigas* en Costa Rica (Servicio Nacional de Pesca Marina, 2014). Antes de 2003, se observó que la población de *S. gigas* en Costa Rica estaba disminuyendo (AC19 Doc. 8.3 (Rev. 1)); sin embargo, según el informe de 2014 del Servicio Nacional de Pesca Marítima, no se han realizado estudios de población.

Amenazas: Se conoce que *S. gigas* sufre una pesca menor de subsistencia en Costa Rica (Anon., 1996 en AC19 Doc. 8.3 (Ap. 1)).



Comercio: Costa Rica ha presentado informes anuales para todos los años 2008-2017; el país nunca ha publicado cupos de exportación CITES para *S. gigas*.

No se notificaron exportaciones directas o indirectas de *S. gigas* originarias o procedentes de Costa Rica en el período 2008-2017.

Gestión: En 1989, el Gobierno de Costa Rica introdujo medidas reguladoras (Decreto N° 19 203 MAG, Artículo 1; Gobierno de Costa Rica, 1989) para prohibir permanentemente la cosecha y exportación de *S. gigas*. Esta ley fue ratificada en 2000 para incluir la prohibición de captura y venta de *S. gigas* en aguas territoriales (Gobierno de Costa Rica, 2000). *S. gigas* recogido como captura incidental puede utilizarse para el consumo personal, pero no para la venta (Mora, 2012 en Servicio Nacional de Pesca Marina, 2014). Costa Rica tiene varias áreas marinas protegidas frente a su costa atlántica (PNUMA-WCMC, 2019b) y se sabe que hay *S. gigas* dentro del Parque Nacional Cahuita (Robinson, 1987).

República Dominicana

Distribución: *S. gigas* se presenta en las zonas costeras Sur y Norte y mar adentro en la República Dominicana. Específicamente en locaciones al sur y suroeste como Alto Bello, Pedernales, alrededor de Isla Beata, Parque Nacional Jaragua y Parque Nacional del Este en el sureste (MRAG, 2013). Al norte hay locaciones que incluyen los Bancos Plata y Navidad (Appeldoorn y Baker, 2013).

Situación y tendencias de la población: No se han realizado estudios de abundancia regulares en República Dominicana, por lo que no hay series de información de densidad en el tiempo para evaluar tendencias (MRAG, 2013). Un estudio del Parque Nacional del Este, realizada entre 1996 y 1997, reveló que tanto las poblaciones juveniles como las de adultos *S. gigas* habían disminuido en un orden de magnitud con 4.5 adultos y 282 juveniles por ha calculados en 1996, cayendo a 1.6 adultos y 22.5 juveniles por ha en 1997 (Delgado *et al.*, 1998). Las densidades en el mismo lugar se redujeron aún más en 2000, con 0.6 adultos y 14.4 juveniles calculados por ha (Torres y Sullivan Sealey, 2002). Los estudios de densidad realizados en el Parque Nacional Jaragua, en 1997, revelaron que el 89% de conchas observadas eran juveniles con una densidad total de 4,3 adultos y 53 juveniles por ha (Posada *et al.*, 2000).

En 2003, la densidad de población *S. gigas* en República Dominicana era tan baja que se temía el fracaso de reclutamiento en la pesca local (AC 19 Doc. 8.3 (Ap. 1)).

Amenazas: Es sabido que las pesquerías comerciales tempranas en República Dominicana, 1955-1970, no fueron sostenibles (Appeldoorn y Baker, 2013). La pesca industrial en República Dominicana se enfocó primero en los Bancos Plata y Navidad (Appeldoorn y Baker, 2013) y se vieron volúmenes de desembarque extremadamente altos entre 1992 y 2005 (por ej., un pico de 3140 toneladas métricas de carne sin procesar se reportó en 1992; Mateo y Tejeda, 2008). Posada *et al.* (1999) observó que la estructura de edad de *S. gigas* en el Parque Nacional Jaragua reflejaba una alta presión pesquera (i.e., altos porcentajes de juveniles y bajo porcentaje de adultos observados en aguas poco profundas). Posada *et al.* (1999) señaló que la densidad de adultos encontrada en aguas más profundas (i.e., 53 por ha) está cerca del nivel mínimo requerido para la reproducción con éxito (descrito como 56 individuos/ha por Stoner y Ray-Culp [2000]).

Se informó de que la pesca INDNR es probablemente alta (MRAG, 2013), y la Autoridad Científica de CITES señaló que ha habido problemas con la pesca INDNR en las Islas Turcas y Caicos (AC CITES de la República Dominicana, com. pers. 2019). Se observó que las poblaciones de *S. gigas* en el Parque del Este fueron diezgadas por las aguas residuales, el turismo y el alto contenido de sulfatos y fosfatos de los campos de golf (MRAG, 2013).

Se observó que la mayoría de las *S. gigas* en la República Dominicana se consumen localmente o se exportan ilegalmente (MRAG, 2013). También se ha señalado que la demanda nacional está aumentando al mismo tiempo que el turismo (AC CITES de la República Dominicana, com. pers. 2019).



Comercio: República Dominicana ha presentado informes anuales para los años 2008-2017; el país nunca ha publicado cupos de exportación CITES para *S. gigas*.

De acuerdo a la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio de *S. gigas* en República Dominicana, 2008-2017, consistió principalmente en 1542 tallas fuente I (incautados/confiscados) con fines comerciales, según lo informado por el importador, solo Estados Unidos (Tabla 3). Las únicas exportaciones notificadas por República Dominicana en el período 2008-2017 consistían en dos conchas de origen silvestre con fines personales exportados a Suiza en 2012.

El comercio indirecto de *S. gigas* originario de República Dominicana 2008-2017 comprendía únicamente dos kilogramos de carne de origen "I" (incautada/decomisada) reexportada vía Haití en 2013, según Estados Unidos, único importador.

Tabla 3: Exportaciones directas de *Strombus gigas* desde República Dominicana, 2008-2017. Las cantidades se han redondeado a números enteros, cuando posible.

Término	Unidad	Propósito	Fuente	Indicado por	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Total
tallas	kg	T	I	Exportador											
				Importador				2							2
	-	Q	O	Exportador											
				Importador					4						4
		T	I	Exportador											
				Importador	246	1241	55								1542
carne	kg	P	I	Exportador											
				Importador				7	<1		93	1		1	103
		T	I	Exportador											
				Importador	109					113	1				223
conchas	-	P	I	Exportador											
				Importador			5			42	1	2	18		68
		U		Exportador											
				Importador			4								4
		W		Exportador					2						2
				Importador								1			1
		T	I	Exportador											
				Importador			10		10		4				24
		-	I	Exportador											
				Importador	11	16									27

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 27/01/2019

Antes del 2000, *S. gigas* representaba el recurso pesquero más importante de República Dominicana, siendo explotado tanto para consumo local como para exportación (Pérez, 2004). Tradicionalmente, las principales pesquerías de *S. gigas* se encontraban en el sur alrededor de Isla Beata y el Canal de Catuano, situado entre la Isla Saona y el continente, pero como estas pesquerías se agotaron, la pesca se extendió a las costas norte y noreste del país (Mateo y Tejeda, 2008). A medida que la pesca industrial causaba el declive de las poblaciones de *S. gigas*, los barcos de República Dominicana podían ser vistos pescando en otros estados (Appeldoorn y Baker, 2013).

Tras el cierre de la pesquería de Jamaica en 2001-2002, los desembarcos en República Dominicana aumentaron notablemente (AC26 / PC20 Doc. 7).

La producción anual de carne limpia *S. gigas*, en 2011, se estimó en 355 toneladas (Prada *et al.*, 2017).

Gestión: A raíz de la inclusión de República Dominicana en el proceso ECS de CITES, el país suspendió el comercio de *S. gigas*. La suspensión se levantó en 2006. En 2015 se informó que República Dominicana no estaba activa en el comercio internacional (AC28 Doc. 19).

Cuotas: En 2006, República Dominicana implantó una cuota cero para la carne de *S. gigas*.



Vigilancia y trazabilidad: En 2004, el Gobierno de República Dominicana promulgó una ley (Nº 307-04) por la que se establecía el Consejo Dominicano de Pesca y Acuicultura (CODEPESCA; Gobierno de República Dominicana, 2004). En 2017, se estima que República Dominicana tiene aproximadamente 247 embarcaciones pequeñas y 40 barcos industriales y entre 1680-2018 pescadores, con métodos de pesca con compresor para la cosecha de *S. gigas* (Prada *et al.*, 2017). AC28 Doc. indica que CODOPESCA lleva a cabo actividades de control, seguimiento y vigilancia a través de expertos e inspectores que toman los registros de desembarque en las diferentes pesquerías de la especie. MRAG (2013) señaló que el seguimiento a corto y largo plazo de la pesquería había sido difícil de aplicar dados los limitados recursos financieros y humanos por lo que no se dispone de datos fiables sobre capturas o esfuerzo pesquero.

Medidas de cosecha mínima: La ley Nº 307-04 de 2004 prohíbe la captura de *S. gigas* juveniles (Gobierno de República Dominicana, 2004). Se prohíbe la posesión, procesamiento y comercialización de *S. gigas* con un peso inferior a 227 gramos (g) de carne (0,5 libras) y/o menos de 20 cm de longitud de concha (i.e., desde el ápice hasta el canal sifonal de su concha; Artículo 59). También prohíbe la captura de individuos reproductivos, con huevos adosados, o durante la temporada de desove (Artículo 61).

Zonificación y temporadas cerradas: En 1999, a raíz de las recomendaciones CITES sobre cosecha sostenible de *S. gigas* (véase la notificación a las Partes Nº 1999/50), el Gobierno de República Dominicana estableció una veda del 1º de julio al 31 de octubre de cada año, y prohibió el comercio de carne de esta especie durante ese período (Decreto Nº 269-99; Pérez, 2004). El decreto prohibió el transporte, venta o exportación de carne de *S. gigas* durante la temporada de veda y la prohibición permanente de captura en hábitats críticos, incluyendo el Canal de Catuano, entre Punta Aljibe y Punta Balajú en el Parque Nacional Este y en la costa sureste de Isla Beata (Pérez, 2004).

Artes de Pesca: La ley de 2004 (Nº 307-04) prohíbe el uso de compresores y el buceo nocturno como artes de pesca en las zonas de reservas pesqueras (Ley Nº 307-04, Artículo 64; Gobierno de República Dominicana, 2004).

Áreas protegidas: República Dominicana tiene múltiples áreas marinas protegidas (PNUMA-WCMC, 2019c), con *S. gigas* presente en el Parque Nacional Jaragua y Parque Nacional del Este en el sureste (MRAG, 2013).

Aplicación: Mateo y Tejeda (2008) señalaron que en República Dominicana se daba un cumplimiento limitado de las normas pesqueras y que éstas no se aplicaban debidamente. Mateo y Tejeda (2008) hicieron varias recomendaciones para fortalecer el recurso de *S. gigas* en República Dominicana incluyendo:

- realización de evaluaciones completas de poblaciones y pesquerías de *S. gigas*
- establecimiento de un sistema permanente de seguimiento de datos sobre capturas y esfuerzo en las principales zonas de pesca, y su validación con datos independientes
- garantizar la recopilación de los datos pesqueros necesarios para implementar la política pesquera de República Dominicana
- aplicación de un índice estandarizado del esfuerzo pesquero por unidad en todas las pesquerías
- implementación de un plan de recuperación para las zonas sobreexplotadas
- utilización de una base de datos de pesca compatible con otras bases de datos regionales o nacionales

DENP: La AC CITES de la República Dominicana informó que todavía no era posible realizar un DENP para *S. gigas* porque no hay suficientes datos poblacionales para permitir establecer niveles de captura sostenibles (AC CITES de la República Dominicana, com. pers. 2019).



Guatemala

Distribución: Esta especie se encuentra frente a la costa atlántica de Guatemala, específicamente desde el extremo occidental de la península Punta de Manabique hasta la desembocadura del río Motagua en la frontera con Honduras (Reyes, 2010).

Situación y tendencias de la población: Un estudio de *S. gigas* realizado en 2010, contó un total de 395 juveniles (entre 4,5 y 7,0 cm de longitud total) en 43 sitios sobre un área de 34,027 hectáreas, a profundidades de 0 a 30 m (Reyes, 2010). No se observaron adultos, y el mayor número de juveniles se encontró en llanuras de barro y, en menor medida, en zonas de coral, arena y pasto marino (Reyes, 2010).

Amenazas: Se observó que la pesca ilegal de *S. gigas* en Guatemala es producto de una deficiente regulación del recurso pesquero (Gonzalez-Bernat y Clifton, 2017).

Comercio: Guatemala ha presentado informes anuales para todos los años 2008-2017; el país nunca ha publicado cupos de exportación CITES para *S. gigas*.

Según la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas de *S. gigas* de Guatemala, 2008-2017, consistían en niveles bajos de conchas y tallas, principalmente con fines no comerciales (Tabla 4). Las conchas se exportaban principalmente a Francia y Estados Unidos, mientras que todas las tallas se exportaban a Estados Unidos.

El comercio indirecto en *S. gigas* originario de Guatemala 2008-2017 comprendía niveles muy bajos de conchas de origen silvestre y preconvencción para exposiciones y fines comerciales, según se informa en 2011.

Tabla 4: Exportaciones directas de *Strombus gigas* desde Guatemala, 2008-2017. Todo el comercio se señala en cifras.

Término	Propósito	Fuente	Indicado por	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Total
tallas	E	W	Exportador			3								3
			Importador											
conchas	P	W	Exportador	1	6			3						10
			Importador											
	Q	C	Exportador											
			Importador			3								3
		O	Exportador											
			Importador										2	2
	S	O	Exportador											
			Importador				2							2
	T	W	Exportador				2						2	4
			Importador											

Fuente: Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 27/01/2019

Gestión: El Acuerdo Ministerial No. 52-2019 estableció una veda para *S. gigas* frente a la costa caribeña del 1 de julio al 30 de septiembre (Gobierno de Guatemala, 2019). Theile (2005) señaló que *S. gigas* se recolecta sólo ocasionalmente por pescadores artesanales en Guatemala y no se exporta del país. Sin embargo, según Reyes (2010), *S. gigas* se mercadeaba ampliamente con Belice, durante las temporadas cerrada y abierta de Belice, desde el puerto Guatemalteco de Puerto Barrios. Guatemala tiene múltiples áreas marinas protegidas frente a su costa atlántica (PNUMA-WCMC, 2019d), aunque se desconoce si *S. gigas* está presente en esas áreas.

Debido a los mínimos niveles de pesca de *S. gigas*, no se informó de que Guatemala hubiera implementado restricciones de tamaño (Pérez, 2009).



Honduras

Distribución: *S. gigas* se distribuye en varios bancos marinos de la costa de Honduras, incluyendo los bancos pesqueros del arrecife de Alagardo, Gorda, Middle, Misteriosa, Oneida, Parche de Coral, Rosalinda, Rosario y Vivorios (AC30 Inf. 10). Otras localidades incluyen los bancos de Trueno Knoll, Media Luna, Arrecife Lagarto y Cayos Vivorillos (AC19 Doc. 8.3 (Rev. 1)).

Situación y tendencias de la población: Cuando se escogió *Strombus gigas* para el ECS en 2003 (AC19 Doc. 8.3 (Rev. 1)), se señaló que la información sobre su población en Honduras se limitaba a un único estudio de evaluación de población realizado en 1996 en Cayos Cochinos (Tewfik *et al.*, 1998); una zona que nunca había sido objeto de pesca industrial de *S. gigas* y que había sido declarada Reserva Biológica en 1993. Aun así, Tewfik *et al.* (1998) encontró una densidad general de 14.6 individuos por ha en un área de estudio de 15 330 ha; muy por debajo de la densidad mínima requerida para la reproducción (56 individuos/ha; Stoner y Ray-Culp [2000]). En ese momento no se contaba con información de los bancos utilizados por la pesquería comercial de *S. gigas* (AC19 Doc. 8.3 (Rev. 1)). Se consideró que la densidad de población de *S. gigas* en Honduras era tan baja que las pesquerías locales corrían el riesgo de que fracasara el reclutamiento (AC19 Doc. 8.3 (Rev. 1)).

Ehrhardt y Galo (2005) examinaron la densidad de *S. gigas* en los bancos de pesca Rosalinda y Gorda (supuestamente la más representativa de las áreas pesqueras de *S. gigas* en Honduras) desde noviembre de 2003 hasta mayo de 2004. Las densidades en áreas poco profundas (de 54 a 80 pies [16.5-24.4 m] bajo el nivel del mar) variaban entre 100-200 individuos por ha y entre 400- 450 individuos por ha en áreas de más de 80 pies (>24.4 m) bajo el nivel del mar (Ehrhardt y Galo, 2005).

Green *et al.* (2001) volvieron a investigar la AMP de Cayos Cochinos (Green *et al.*, 2011), pero no usaron los datos recolectados para calcular un número promedio de individuos/ha para permitir una comparación directa. Las encuestas de 2009 a 2011, usando tres transectos de 50 m, encontraron que los números medios de concha encontrados variaron entre 0.0-9.0 individuos/transecto en 2009, 0-13.0 individuos/transecto en 2010 y 0-13.3 individuos/transecto en 2011 pero las densidades variaron a través de los sitios dentro de la AMP (Green *et al.*, 2011).

Estudios realizados entre 2005 y 2017 revelaron que la densidad de *S. gigas* en los bancos de pesca de Gorda, Oneida y Rosalinda aumentó entre 2005 y 2012 y disminuyó de 2015 a 2016 en todos los sitios (Dirección General de Pesca/Secretaría de Agricultura y Ganadería. Gobierno de Honduras, 2018). Estudios en Middle Bank, Misteriosa y Rosario, de 2015 a 2018, revelaron tendencias mixtas con densidades en aumento en Rosario, la densidad más alta en Misteriosa en 2016 y la menor densidad en Middle Bank en 2016 (Dirección General de Pesca/Secretaría de Agricultura y Ganadería. Gobierno de Honduras, 2018). El DENP de 2017 de Honduras señaló una densidad [presumiblemente promedio] de 192 individuos adultos/ha.

Según un estudio de 4 meses, de 2017-2018 las poblaciones de *S. gigas* en los bancos de pesca de Honduras contaban entre 3.5 y 4 años de edad y estaban en su etapa adulta (Dirección General de Pesca/Secretaría de Agricultura y Ganadería. Gobierno de Honduras, 2018).

El informe del DENP de Honduras señaló un promedio nacional de 192 individuos adultos por ha con transectos ubicados cada tres millas náuticas para el análisis de abundancia nacional (AC de Honduras, 2017).

Amenazas: La explotación histórica de *S. gigas* en Honduras ha sido alta; las exportaciones alcanzaron su punto máximo a finales de la década de 1990 y principios de la de 2000 (DIGEPESCA, 2017). Las exportaciones anuales alcanzaron más de 1000 toneladas métricas en 2003 (AC30 Inf. 10), como señal de que el país tenía uno de los mayores depósitos de la región del Caribe (AC19 Doc. 8.3 (Rev. 1)). Tewfik *et al.* (1998) señaló la pesquería artesanal como factible responsable de las bajas densidades de juveniles y adultos *S. gigas* en la zona de Cayos Cochinos en 1996 (14.6 individuos/ha, SD= 36.15); pero la reseña no encontró información para las áreas usadas por la pesca comercial de *S. gigas*.



Se ha informado que la cosecha y el comercio ilegal de *S. gigas* son un problema importante en Honduras (Theile, 2005; Prada *et al.*, 2008), y continúan las incautaciones (AC CITES de Honduras *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). La pesca ilegal de Nicaragua en aguas hondureñas también fue señalada como un problema (AC CITES de Honduras *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

Comercio: Honduras ha presentado todos los informes anuales 2008-2017. Honduras publicó un cupo anual de exportación de 210 000 kg de carne de 2008 a 2016, y 360 000 kg de carne en 2017 (Tabla 5); no se ha publicado cupo de exportación para 2018. La cuota parece haberse superado en 2011 por 22 366 kg según Honduras y en 2016 en 158 564 kg según Honduras y en 167 649 kg según los importadores. Sin embargo, existe una discrepancia entre los cupos publicados en la Secretaría CITES y los que la AC CITES de Honduras asume como vigentes en 2016. DIGEPESCA informó que la cuota de exportación para 2016 es de 310 toneladas (DIGEPESCA, 2017; AC30 Inf. 10).

Tabla 5: Cupos de exportación de Carne *Strombus gigas* de Honduras 2008-2018 y exportaciones directas mundiales de carne *S. gigas* de origen silvestre¹⁹ comunicadas por Honduras y los países de importación 2008-2017. Las cantidades se han redondeado a números enteros, cuando posible.

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Cuota (carne en kg)	210 000	210 000	210 000	210 000	210 000	210 000	210 000	210 000	210 000 ²⁰	360 000
Comunicado por Honduras			123 949	232 366	115 374	175 625			368 564	298 952
Comunicado por los importadores		155 683	119 203	190 678	142 487	184 482		13 154	377 649	299 484

Fuente Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 27/01/2019

Según la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas de *S. gigas* de Honduras 2008-2017 consistían principalmente en carne, con 1.48 millones de kg reseñados por Honduras y 1.31 millones de kg reseñados por los importadores (Tabla 6). Todo el comercio indicado por los importadores fue de origen silvestre con fines comerciales, mientras que el 85% de lo indicado por Honduras no tiene un propósito o código fuente explícito. Un análisis de permisos sugiere que gran parte de la carne admitida por Honduras sin un propósito o código fuente se exportó bajo permisos admitidos por los importadores como de origen silvestre con fines comerciales. Además, Honduras acusó la exportación de 56 778 kg de carne de conchas criadas en viveros en 2010, sin embargo, no se encontraron detalles de instalaciones de cría en viveros en el país. Prácticamente toda la carne de *S. gigas* fue importada por Estados Unidos (>95%; Fig. 5 y Fig. 6).

Las exportaciones fueron variables entre 2008-2017 alcanzando un máximo de más de 360.000 kg en 2016, según exportador e importadores (Fig. 5 y Fig. 6). Todo el comercio 2008-2015 se mantuvo por debajo de 230 000 kg al año; Honduras no acusó ninguna exportación en 2008, 2009, 2014 o 2015, mientras que los importadores no acusaron comercio en 2008 o 2014.

Honduras también señaló la exportación de 185 706 kg de conchas silvestres con fines comerciales en 2009 (Tabla 6), de los cuales el 83% fue importado por Estados Unidos.

El comercio indirecto de *S. gigas* originario de Honduras 2008-2017 consistió básicamente en carne de origen silvestre con fines comerciales, los reexportadores acusaron 33255 kg y los importadores 29581 kg.

¹⁹ incluye el comercio reportado sin una fuente específica

²⁰ DIGEPESCA informó que la cuota de exportación para 2016 es de 310 toneladas (DIGEPESCA, 2017; AC30 Inf. 10).



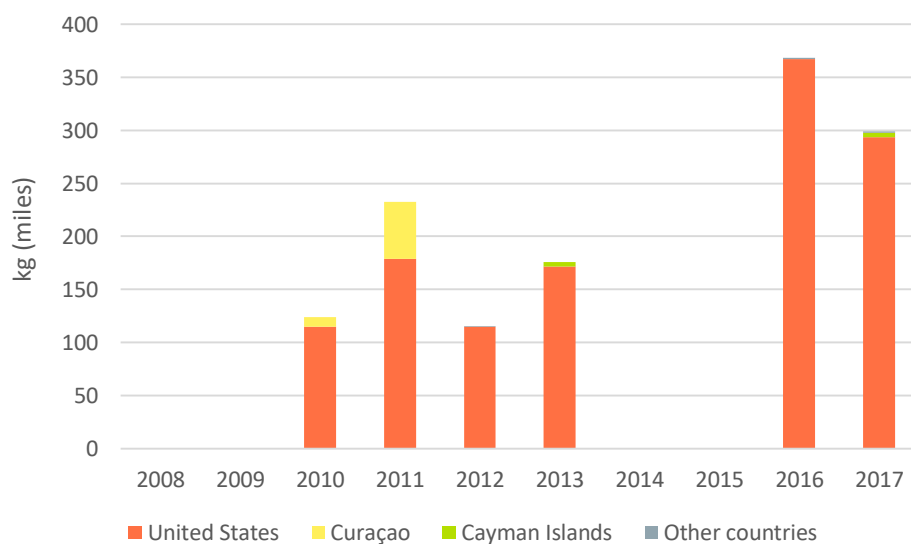


Figura 5: Exportaciones directas de carne de origen silvestre de *Strombus gigas* con fines comerciales (incluido el comercio sin código fuente o finalidad) de Honduras, 2008-2017, según lo informado por Honduras.

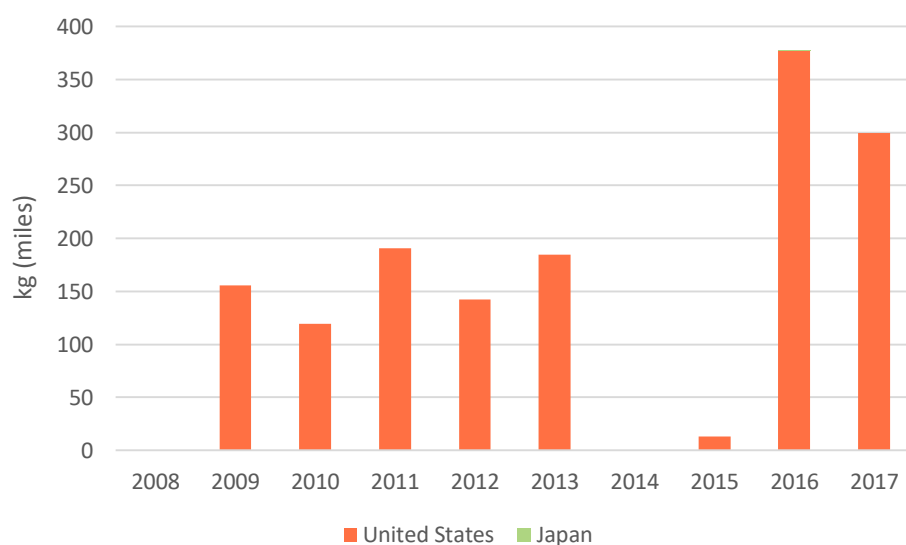


Figura 6: Importaciones directas de carne de origen silvestre *Strombus gigas* procedente de Honduras, 2008-2017, comunicadas por los importadores.



Tabla 6: Exportaciones directas de *Strombus gigas* desde Honduras, 2008-2017. Las cantidades se han redondeado a números enteros, cuando posible. Honduras señaló que las discrepancias entre los datos reportados por los importadores y los reportados por los exportadores se explican parcialmente por el hecho de que Honduras reporta el comercio aprobado vs. el comercio real (AC CITES de Honduras, com. pers. 2019).

Término	Unidad	Propósito	Fuente	Indicado por	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Total
derivados	kg	T	W	Exportador							977				977
				Importador											
		-	-	Exportador									247	2573	2820
				Importador											
vivos	kg	T	W	Exportador											
				Importador		11786									11786
carne	kg	P	I	Exportador											
				Importador			23						12		35
		T	C	Exportador			56778								56778
				Importador											
			I	Exportador											
				Importador		23443	17098		9231					21	49793
		W		Exportador			13636			175625					189261
				Importador		155683	119203	190678	142487	184482		13154	377649	299484	1482819
		-	-	Exportador			110312	232366	115374				368564	298952	1125568
				Importador											
		-	-	Exportador				22347					393		22740
				Importador											
conchas	kg	T	W	Exportador		185706									185706
				Importador											
		-	P	Exportador											
				Importador	6		2				19				27
			W	Exportador											
				Importador			1								1
		T	W	Exportador	3000										3000
				Importador											
especímenes	kg	S	W	Exportador						37					37
				Importador											
		-	S	Exportador	8										8
				Importador						316					316

Fuente Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 27/01/2019



Gestión: Honduras ha implementado varias medidas de gestión para manejar la cosecha de *S. gigas*. A partir del proceso de ECS, la población de *S. gigas* de Honduras se clasificó como "Preocupación Urgente" en 2003, y se plantearon una serie de acciones a corto plazo para ser completadas en seis meses, incluyendo: una moratoria voluntaria, designación de áreas de pesca comercial, la necesidad de levantar estudios de densidad de *S. gigas* en estas áreas, identificar y analizar tendencias de descargas, establecer pesos mínimos y cuotas preventivas (AC19 WG3 Doc. 1 Anexo 1). Las medidas a más largo plazo incluían un programa de recopilación de datos sobre la pesca (capturas y esfuerzo pesquero) y un programa de seguimiento para proporcionar estimaciones fiables de densidades de adultos y menores.

Honduras estableció una moratoria a las exportaciones de la pesquería comercial de *S. gigas* (acuerdo Ministerial 820-03; Gobierno de Honduras, 2003). Además estableció un plan de investigación basado en la pesca científica para abordar las lagunas de información, cuyos primeros resultados se publicaron en Ehrhardt y Galo (2005) (véase la sección *Población y tendencias*). El estudio informo que, a partir de los datos de peso limpio de *S. gigas* recogidos entre noviembre 2003 y mayo 2004, las poblaciones se estaban explotando a niveles sostenibles aproximadamente máximos (i.e., cuando la mortalidad por pesca es similar a la mortalidad natural) (Ehrhardt y Galo 2005). En consecuencia, en 2006 Honduras fue retirado del proceso ECS.

Honduras ha establecido un plan de gestión para *S. gigas*, según el cual los datos recogidos 2006-2015 sobre densidad y abundancia de *S. gigas* demuestran que la especie no está sobreexplotada. También se concluye que la capacidad reproductiva no está afectada por la densidad de población, y que las capturas comprenden únicamente adultos. El plan de gestión era supuestamente adaptativo, sin embargo, se cree que la limitada participación de los interesados es un factor que puede repercutir en la eficacia del plan de gestión (AC de Honduras, 2017).

Aunque la moratoria se mantuvo en vigor hasta 2017, el comercio se reanudó en 2006 como parte del *Proyecto Caracol* del Gobierno de Honduras, desarrollado con CITES con el fin de proporcionar una visión real de la situación de *S. gigas* y mejorar el manejo de su pesquería (DIGEPESCA, 2017). Como parte del *Proyecto Caracol*, se establecieron 'cupos científicos' anuales a través de los cuales los buques podían recoger datos sobre la CPUE, densidad y abundancia de *S. gigas* (DIGEPESCA, 2017). Las cuotas fueron fijadas anualmente en Acuerdos Ministeriales y se reparten entre un número determinado de buques pesqueros industriales (véase la sección *Cuotas*). Desde 2018, las "cuotas científicas" se han denominado cupos de exportación comercial (Gobierno de Honduras, 2018), pero todavía se establecen a través del mismo mecanismo de Acuerdos Ministeriales.

Los Acuerdos Ministeriales también incluyen requisitos para implementar planes de gestión para *S. gigas*, los cuales deben tener en cuenta las recomendaciones de la FAO respecto a límites de captura, establecimiento de zonas de pesca, regulación de tallas aprobadas de cosecha, temporadas de veda y aplicación de factores de conversión aprobados por COPACO/MRPC. A continuación se detallan los aspectos relevantes de estas normas (junto con otras medidas de gestión pertinentes).

DENP: Honduras ha completado un DENP expedito para la exportación de la especie, basado en las directrices acordadas en el 2^{do} Grupo de Trabajo de Concha. Se observó un alto nivel cualitativo de datos biológicos y ecológicos relativos al estado del recurso (AC de Honduras, 2017). Sin embargo, el DENP también señaló que no se habían establecido acuerdos de permanencia, y que la pesca INDNR había tenido un impacto notable en el recurso (AC de Honduras, 2017).

Cuotas: Honduras ha declarado que su principal objetivo de las cuotas de cosecha es asegurar que las cosechas de *S. gigas* sean ecológicamente viables y económicamente rentables sin causar daños a las existencias de *S. gigas* (AC30 Doc. 22 Anexo 1). Se informó que las cuotas son establecidas teniendo en cuenta abundancias relativas, densidades, modelos de crecimiento y rendimiento máximo sostenible (AC30 Doc. 22 Anexo 1), aunque no se pudo encontrar la metodología exacta empleada para calcularlas.

El país estableció inicialmente una cuota científica de 210 toneladas métricas (en 2006) a repartir entre cuatro buques pesqueros industriales (AC30 Doc. 22 Anexo 1); sin embargo, en la 2^{da} reunión de COPACO en 2014, se acordó que Honduras aumentaría poco a poco su cuota. En 2016, el país estableció un cupo científico de 310



toneladas métricas de *S. gigas* para exportación y un cupo comercial adicional de 90.9 toneladas métricas para comercio y consumo interno (un total de 400.9 toneladas métricas). Esta última cuota se repartió entre 12 buques. En 2017, se concedió licencia para conchas a un buque adicional y la cuota se aumentó de nuevo a aprox. 419 toneladas métricas (AC30 Inf. 10), donde 360 toneladas métricas eran el cupo científico asignado a certificados CITES y aprox. 59 toneladas métricas eran la cuota comercial reservada para abastecer los mercados nacionales (AC30 Inf. 10; AC30 Doc. 22 Anexo 1). En 2018 Honduras estableció un cupo de exportación comercial de 360 toneladas métricas, a ser distribuidas entre 13 embarcaciones, y 130 000 onzas adicionales de filete 100% limpio para su mercado nacional (Gobierno de Honduras 2018; Acuerdo Ministerial 139-2018). Se permite a los buques un máximo de cinco viajes de pesca para extraer la cuota total (Gobierno de Honduras 2018; Acuerdo Ministerial 139-2018).

A la vista del crecimiento de los mercados de opérculos y recortes, se señaló que Honduras estaba considerando la posibilidad de establecer cuotas para estos derivados (AC CITES de Honduras com. pers. 2019).

Seguimiento y trazabilidad: Honduras comenzó su seguimiento a la pesquería de *S. gigas* tras establecer el cupo científico bajo el *Proyecto Caracol*. El plan de gestión del país del año 2017 (el último que se pudo consultar) incluye objetivos para continuar los esfuerzos de construir sobre datos independientes de pesquerías que detallan densidades y abundancia relativa de la población de *S. gigas*, relaciones morfométricas y composición de capturas de acuerdo al sexo, peso y tamaño de los individuos (DIGEPESCA, 2017). Las acciones incluyen la intención de, *entre otras cosas*, actualizar anualmente la metodología de seguimiento del programa teniendo en cuenta el desarrollo de la pesquería comercial de *S. gigas*, y establecer una base de datos para mantener los hallazgos del programa (DIGEPESCA, 2017). Los buques con cuota asignada de *S. gigas* deben llevar un Sistema de Vigilancia por Satélite para asegurar la trazabilidad (DIGEPESCA, 2017) y cada buque debe también tener un inspector a bordo para controlar su actividad y registrar los datos de CPUE (DIGEPESCA, 2017), quien puede tomar muestras de caracol entero (Gobierno de Honduras, 2018). El propietario (o su representante) del buque con cuota asignada debe también enviar informe mensual de producción a la unidad de estadística de DIGEPESCA, indicando el nombre de la planta de transformación a la que ha vendido su producto (DIGEPESCA, 2017). Se implementaron programas de vigilancia, tanto en las plantas de procesamiento como en el mar, para garantizar que la cosecha de *S. gigas* no fuera perjudicial ni causara daños a la especie (AC30 Doc. 22 Anexo 1). La confianza en los datos pesqueros se reconoce como alta (AC de Honduras, 2017).

Las restricciones se establecen en el Acuerdo Ministerial correspondiente. Los productos de *S. gigas* para el mercado nacional e internacional sólo deben proceder de plantas de procesamiento autorizadas que estén registradas en DIGEPESCA (DIGEPESCA, 2017). Las plantas procesadoras deben presentar informes mensuales a DIGEPESCA detallando, *entre otras cosas*, cantidad de producto vendido, identidad de los compradores y origen del producto (DIGEPESCA, 2017).

Factores de conversión: Los factores de conversión a utilizar se especifican en Acuerdos Ministeriales relativos a *S. gigas*; por ejemplo, el Acuerdo Ministerial N° 933-16 establece un factor de conversión de 2.2046 lb de carne limpia por kg para la temporada 2016-17 (DIGEPESCA, 2017). Los datos para establecer futuros factores de conversión se recogen durante el proceso de pesca de *S. gigas*, que se limita a una fase de pesca exploratoria de cuatro días seguida de once días de pesca comercial, según se detalla en el correspondiente Acuerdo Ministerial. Durante los cuatro días iniciales de pesca exploratoria, se recoge una serie de muestras de concha reina que será analizada por técnicos en exportación que registran el peso de las muestras cuando están 50%, 65%, 85% y 100% limpias (definiciones de estos porcentajes se pueden encontrar en AC30 Inf. 10). En la temporada 2017-2018, se calculó que a partir de un peso promedio nominal (por ej., concha y carne) de 2177.79 g, un filete limpio al 50% equivale a 203,20 g (factor de conversión de 10,72) y un filete limpio al 100% equivale a 111,98 g (factor de conversión de 19,45), lo que representa poco más del 5% de todo el ejemplar (AC30 Inf. 10).

Medidas de cosecha mínima: También se establecen en los Acuerdos Ministeriales. El tamaño mínimo de captura para la temporada 2018-2019 fue de 210 mm de longitud, un grosor de labio de 18 mm y un peso de carne fileteada 100% limpia de 118 gramos (Gobierno de Honduras 2018; Acuerdo Ministerial 139-2018). En



consecuencia, la cosecha de juveniles está prohibida (Gobierno de Honduras 2018; Acuerdo Ministerial 139-2018).

Zonificación y temporadas cerradas: La veda para la pesca de *S. gigas* en Honduras en 2018 se extendió del 1 de marzo al 30 de junio (Acuerdo No. 001-2018; Gobierno de Honduras, 2018). Los Acuerdos Ministeriales definen las áreas donde puede ocurrir la pesca industrial (DIGEPESCA, 2017), e incluyen vedas temporales y permanentes de zonas particulares para la pesca de *S. gigas*. Por ejemplo, el Acuerdo Ministerial 139-2018 impuso una prohibición temporal de pesca dentro de ciertas zonas de Cayos de la Mosquitia en respuesta a los registros de un bajo número de individuos/ha. Cayo Gorda, un hábitat crítico de *S. gigas*, fue designado como un área donde toda la pesca está permanentemente prohibida y a través de la cual los buques no pueden viajar (Gobierno de Honduras, 2018; Acuerdo Ministerial 139-2018). El Acuerdo 139-2018 también estipuló que se debían definir más áreas de no pesca a través de un proceso participativo, con el fin de alcanzar la meta de proteger el 20% del hábitat crítico en los caladeros de Honduras.

Artes de pesca: El único aparejo de pesca aprobado para *S. gigas* es la recolección manual mediante buceo (Gobierno de Honduras 2018; Acuerdo Ministerial 139-2018). Los buques con licencia bajo Proyecto Caracol también tienen prohibido llevar a bordo Bisulfato de Sodio, redes u otros artes de pesca no relacionados con su actividad (Gobierno de Honduras 2018; Acuerdo Ministerial 139-2018). Los buques tampoco podrán tener más de 30 buzos y 30 cayuqueros (Gobierno de Honduras 2018; Acuerdo Ministerial 139-2018).

Áreas protegidas: La zona de Cayos Cochinos fue declarada reserva biológica en 1993 y desde entonces está prohibida la recolección de *S. gigas* (Tewfik *et al.*, 1998). También se señaló que la pesca en la Reserva Marina de Sandy Bay estaba prohibida (Morales, *in litt* 2003 en AC19 Doc. 8.3 (Rev. 1)). En 2016, se estableció una prohibición de pesca específicamente para asegurar el éxito reproductivo de *S. gigas* en el área protegida Cayo Gorda (Acuerdo Ministerial 933-16; Acuerdo Ministerial 139-2018). El DENP compilado por la AC de Honduras indicó la escasez de AMP (2017).

Aplicación: Se reseñó que la Secretaría de Agricultura y Ganadería (SAG) de Honduras había elaborado una propuesta para hacer cumplir la legislación nacional relativa a CITES (AC22 Inf. 4). Esta propuesta, en colaboración con la Armada y la Dirección de Marina Mercante Nacional, se centró específicamente en la regulación de la flota pesquera de Honduras (AC22 Inf. 4). El AC CITES de Honduras señaló que estaba trabajando para establecer un grupo de trabajo interinstitucional, incluyendo la policía, la oficina del fiscal, DIGIPESCA y CITES, para mejorar los controles y reducir la incidencia de la pesca INDNR (AC CITES de Honduras *in litt.* a PNUMA-WCMC, 2019).

México

Distribución: *S. gigas* se presenta en la costa este de México, con pesquerías observadas en los estados de Quintana Roo y Yucatán (UICN *et al.*, 1996). Algunos sitios específicos son el Arrecife de Alacranes en el Banco Campeche en el estado de Yucatán, el atolón de Banco Chichorro, la Isla de Cozumel y Xel-Ha (Peel *et al.*, 2014) en el estado de Quintana Roo (Pérez-Enriquez *et al.*, 2011).

Situación y tendencias de la población: México acoge grandes poblaciones reproductivas de *S. gigas* (Stoner, 1997). París *et al.* (2008) señala que las poblaciones de *S. gigas* del Caribe Mexicano y la Península del Norte de Yucatán están segregadas, de hecho, las del Arrecife de Alacranes están particularmente aisladas.

Las densidades de *S. gigas* han tenido un seguimiento permanente desde 1989 hasta 2018 en Banco Chinchorro, pero aunque el seguimiento se ha realizado en otros sitios pesqueros se han variado los métodos y los intervalos de vigilancia, por lo que las cifras no son directamente comparables (Autoridad Científica CITES Mexicana (AC), 2018). En Banco Chinchorro la densidad de *S. gigas* (medida en individuos por m²) ha fluctuado en los últimos 29 años (AC Mexicana CITES, 2018). De una densidad inicial de 0.157 en 1989, declinó a 0.086 en 1996, cayendo luego rápidamente a 0.008 en 1997 y 0 en 2000 (Basurto *et al.*, 2011). De 2000 a 2005 crece



gradualmente a 0.070, luego se levantó bruscamente en 2007 a 0.155, cayendo de nuevo a 0.011 en 2009. La densidad aumentó a 0.073 en 2011 (Basurto *et al.*, 2011), bajó a 0,054 en 2015, y subió a 0,074 en 2016 (AC Mexicana CITES, 2018).

Los estudios de *S. gigas* en Cozumel, al sureste de México, revelaron densidades de 89 individuos por ha en 1989, seguidas por 830 individuos por ha en 1995 (Martínez Vásquez, 1995 en Tewfik y Guzmán, 2003). La abundancia de *S. gigas* 'veligers' (i.e., larvas planctónicas) se estudió en Banco Chinchorro desde agosto 1997 hasta julio 1998; la más alta abundancia se encontró en Penélope (7.42 veligers/10 m³) y la más baja en cayo Lobos (<0.01 veligers/10 m³; de Jesús Navarrete, 2001). Peel *et al.* (2010) demostró que la abundancia total de *S. gigas* en el área de Xel-Ha, aumentó cuatro veces durante el período de 2004 a 2010, destacando la importancia de estas áreas para la rehabilitación de esta especie.

Amenazas: Se ha dicho que la población de *S. gigas* en Banco Chinchorro, México, ha sido sobreexplotada y está en riesgo de colapso (de Jesús-Navarrete, 2003). Los pescadores legales de esta especie en México indican que la pesca ilegal representa una amenaza; sin embargo, no hay datos publicados sobre los volúmenes de pesca ilegal (AC Mexicana CITES, 2018). La captura en México se destina al consumo nacional y las conchas se exportan (AC28 Inf. 30).

Comercio: México ha presentado todos los informes anuales de los años 2008-2016, pero al momento de redacción (enero de 2019) todavía no se ha recibido el informe anual de 2017. México nunca ha publicado cupos de exportación para *S. gigas* en el sitio web de la CITES.

Según la Base de Datos de Comercio CITES, las exportaciones directas de *S. gigas* de México, 2008-2017, consistieron predominantemente en 40 640 conchas de origen silvestre para fines comerciales, según lo informado por México (Tabla 7). Prácticamente todo este comercio se exportó a Estados Unidos en 2011 y 2012 (Fig. 7); Estados Unidos sólo informó la importación de 7845 conchas silvestres en 2012, con otras 7845 conchas de origen "I" también en 2012. La Autoridad Científica CITES de México (2018) indica que sólo se ha realizado una exportación legal de *S. gigas* silvestre en los últimos 7 años (exportación de 3000 kg de pulpa a Estados Unidos en 2018). La mayoría de los productos de *S. gigas* se consumen a nivel nacional (Gobierno de México, 2016).

Las exportaciones indirectas de *S. gigas* originarias de México 2008-2017 comprendieron niveles muy bajos de conchas, tallas y derivados.



Figura 7: Exportaciones directas de conchas silvestres de *Strombus gigas* de México con fines comerciales, 2007-2016, según México.



Tabla 7: Exportaciones directas de *Strombus gigas* desde México, 2008-2017. Cantidades redondeadas al número entero más próximo, si procede. México aún no ha presentado el informe anual para 2017.

Término	Unidad	Propósito	Fuente	Indicado por	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Total
cuerpos	-	P	I	Exportador										-	
				Importador						1					1
tallas	-	E	O	Exportador					3			1		-	4
				Importador					3						3
		P	I	Exportador										-	
				Importador	1										1
		T	I	Exportador										-	
				Importador	29						24				53
joyería	-	T	I	Exportador										-	
				Importador										2	2
carne	kg	P	I	Exportador										-	
				Importador										1	1
	-	P	I	Exportador										-	
				Importador						1					1
conchas	-	E	O	Exportador	2	5		5		1				-	13
				Importador	2										2
		P	I	Exportador										-	
				Importador	6	16	24	43	15	18	68	19	10	34	253
		Q	O	Exportador					1					-	1
				Importador				5			1				6
		W		Exportador										-	
				Importador		5									5
		T	I	Exportador										-	
				Importador	95	3	20	3	7845			1			7967
				W			1400	26160	13080					-	40640
				Importador					7845						7845

Fuente Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 27/01/2019

Gestión: En 2015, se aprobó una ley que establece que en el dictamen técnico del Instituto nacional de Pesca y Acuicultura (Dictamen Técnico N° R/L/INAPESCA/DGAIPP/116/2017), algunas especies del género *Strombus*, incluyendo *S. gigas*, fueron reasignadas al género *Lobatus* (Gobierno de México, 2017). México ha implementado las siguientes medidas de gestión para la especie:

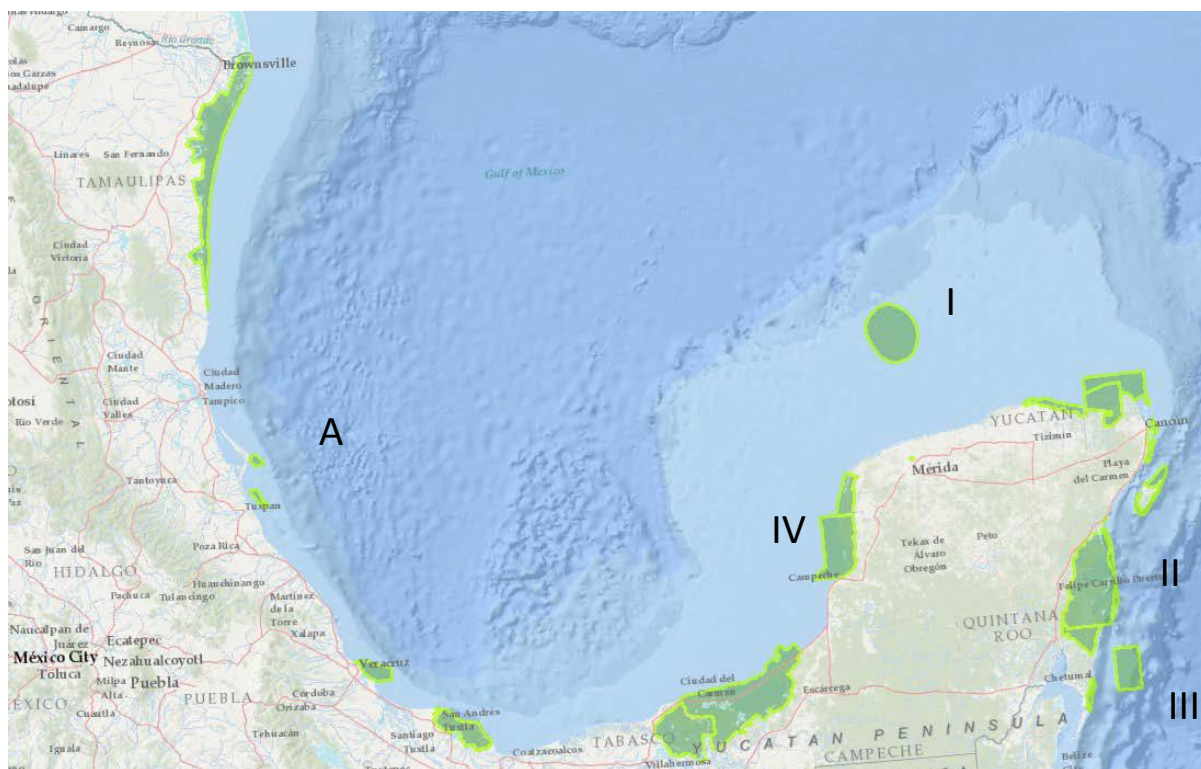
Cuotas: En 1996, se establecieron cuotas de cosecha en las zonas de Banco Chinchorro y Banco de Cozumel en el estado de Quintana Roo (AC26/PC20 Doc. 7, Anexo 5).

Vigilancia y trazabilidad: Chávez y Constanza-Mora (2009) recomiendan evaluar las densidades de *S. gigas* cada año para asesorar a las autoridades pesqueras antes de abrir cada temporada de pesca aplicando así los principios de manejo adaptativo. INAPESCA monitorea la densidad de *S. gigas* en el banco Chinchorro anualmente (AC CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). Las densidades preliminares para 2015, 2016 y 2018 fueron reportadas en 0.054 individuos/m² (equivalentes a 540 individuos/ha), 0.074 individuos/m² (740 individuos/ha), y 0.042 individuos/m² (420 individuos/ha) respectivamente (AC CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

Medidas de cosecha mínima: En 1996, se estableció un límite de tamaño (longitud mínima de concha 200 mm; Peel *et al.* 2014) en las áreas Banco Chinchorro y Banco de Cozumel en el estado de Quintana Roo (AC26/PC20 Doc. 7, Anexo 5). En 2016, se publicó una ley que estableció un criterio de cosecha de tamaño mínimo de concha de 20 cm (Gobierno de México, 2016; AC30 Doc. 22 Anexo 1). Las cosechas de Banco Chinchorro también están sujetas a un requisito de espesor mínimo del labio de 1,5 cm (AC CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

Zonificación y temporadas cerradas: El siguiente mapa muestra las restricciones espaciales y temporales para la cosecha de *S. gigas* en México (AC CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019):





Clave:

A. Tamaulipas, Veracruz y Tabasco. No hay información, pero no se considera que *S. gigas* sea muy abundante.

I. Yucatán. Prohibición permanente (La explotación de *S. gigas* en aguas costeras del estado de Yucatán fue prohibida permanentemente en 1993 (Gobierno de México, 2016)).

II. Quintana Roo. Cierre estacional anual del 1 de mayo al 31 de octubre en todo el estado.

III. Banco Chinchorro. Prohibición permanente en vigor en 2012-2017. En 2018, se levantó la prohibición permanente y se impuso una prohibición estacional durante todo el mes de febrero y del 1 de mayo al 30 de noviembre. La captura está sujeta a mayores restricciones en la zona de "Barlovento", que es una zona de reclutamiento de la especie.

IV. Campeche. Cierre estacional del 1 de enero al 14 de marzo y del 16 de julio al 31 de diciembre (pendiente de validación).

Figura 8: Restricciones espaciales y temporales para la cosecha de *S. gigas* en México. Fuente: AC CITES de México in litt. al PNUMA-WCMC, 2019

Áreas protegidas: Esta especie se encuentra en varias áreas marinas protegidas de la costa atlántica de México (PNUMA-WCMC, 2019e), incluyendo el Parque Nacional Arrecife Alacranes, la Reserva de la Biosfera Banco Chinchorro (Pérez-Enriquez *et al.*, 2011) y el Parque Natural de Xel-Ha (Peel *et al.*, 2010).



Aplicación: La pesca de *S. gigas* requiere un permiso (AC CITES de México *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). Se observó que la prohibición de pesca de *S. gigas* en el arrecife Alacranes había dado lugar a un aumento en la cosecha ilegal (Rodríguez-Gil com. pers en Chávez y Constanza-Mora, 2009).

DENP: México informó que antes de la cosecha de *S. gigas*, y en ausencia de un DENP, el Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA) formula recomendaciones sobre la biomasa basadas en el Plan Regional de Gestión y Conservación de la Pesca de Concha Reina (AC30 Doc. 22 Anexo 1). México ha producido un flujo de trabajo para la emisión de DENPs para *S. gigas*, que incluye pasos para (1) verificar el origen del envío, (2) revisar los DENPs anteriores emitidos para la especie, (3) revisar la cuota, los criterios y los métodos de extracción, (4) recopilar información de fondo sobre la conservación y el uso de la especie, incluyendo el estado de conservación de la especie y los impactos de otras amenazas, (5) tener en cuenta los impactos potenciales de la pesca INDNR, (6) considerar la calidad de la información y, por último, (7) en caso de que sea necesario, ajustar los volúmenes capturados, y formular recomendaciones para la gestión de la especie. La etapa 3 (revisión de la cuota, los criterios y los métodos de extracción) incluye la verificación de lo siguiente

- (i) Que los especímenes recolectados son adultos (el grosor del labio es >8mm)
- (ii) Que la densidad de individuos en el área de donde fueron cosechados fue superior a 100 individuos/ha.
- (iii) Que el volumen extraído está por debajo de la captura máxima sostenible, que se fija en el 8% de la población.
- (iv) Que el método de captura era selectivo y mínimamente invasivo (por ejemplo, buceo libre).
- (v) Que cuando se conoce la tendencia de la población, ésta se mantiene estable o esta aumentando
- (vi) Considerar información nueva y adicional sobre la captura y la biología de la especie.

Nicaragua

Distribución: *S. gigas* se presenta frente a la costa Oriental de Nicaragua (Ehrhardt y Galo, 2005).

Localidades específicas incluyen: áreas a pocos kilómetros al este de las islas Maíz y Maicito, alrededor de los Cayos Miskitos y Pearl (i.e., Askill, King y Man of War; Pérez, 2004).

Situación y tendencias de la población: La densidad de población en Nicaragua se ubicó en 123 individuos por ha, en bancos pesqueros de la plataforma continental Honduras-Nicaragua (Ehrhardt y Galo, 2005). Estudios consecutivos se llevaron a cabo en 2005, 2009 y 2011 (Navarro y Castellón, 2012). Los resultados del estudio de 2009 mostraron que la densidad de *S. gigas* adultos oscila entre 176 y 267 individuos por ha dependiendo del mes (abril, julio o noviembre), ubicación y profundidad (10 - 30m; Navarro y Castellón, 2012). En julio se observaron densidades de juveniles tan altas como 1715 individuos por ha (Navarro y Castellón, 2012).

Amenazas: La pesca se da en la plataforma continental Honduras-Nicaragua (Ehrhardt y Galo, 2005). La cosecha y el comercio ilegal de *S. gigas* se reconoce como un problema importante en Nicaragua, representando aproximadamente el 20% del comercio legal (Prada *et al.*, 2009).

Comercio: Nicaragua ha presentado todos los informes anuales 2008-2017. Nicaragua publicó cupos anuales de exportación de carne, opérculos, conchas y tallas para el período 2008-2017 (Tabla 8). No se han publicado cupos de exportación para 2018.

Al parecer la cuota de carne fue superada en 2009 y 2012 según Nicaragua e importadores, en 2013 y 2017 solo según Nicaragua y en 2014 según los importadores solamente (Tabla 8). Información adicional contenida en los informes anuales de Nicaragua sugiere que algunas exportaciones notificadas por Nicaragua en 2009



provenían de cupos de años anteriores (2007 y 2008). Además, dada la falta de comercio declarado por los importadores como pieles, es posible que los importadores hayan notificado ese comercio como carne, lo que provoca que las cantidades notificadas de carne estén infladas. No se excedieron las cuotas para conchas, opérculos ni tallas.

Según la Base de Datos de Comercio CITES, el comercio de *S. gigas* de Nicaragua, 2008-2017, consistió principalmente en 4.66 millones de kg de carne de origen silvestre para fines comerciales, según lo informado por Nicaragua y 4.47 millones de kg reportados por los importadores (Tabla 9). Estados Unidos fue el importador de más del 93% de este comercio, según Nicaragua (Fig. 8), y todos los intercambios comerciales notificados por importadores equivalentes (Fig. 9). El comercio de carne de origen silvestre con fines comerciales, según informaron tanto Nicaragua como los importadores, aumentó de 2008 a 2014 manteniéndose relativamente constante en años siguientes. En 2004, se informó que el volumen de *S. gigas* consumido en el país era desconocido (García, 2004).

Las exportaciones indirectas de *S. gigas* originarias de Nicaragua 2008-2017 consistieron principalmente en 1143915 kg de carne reportada sin un propósito o código fuente, de los cuales el 98% fue reexportada a través de Honduras a los Estados Unidos, según Honduras. En el año 2017, Honduras también reportó que 18960 kg de carne originaria de Nicaragua estaban en tránsito internacional.

Tabla 8: Cupos CITES de exportación de carne, opérculos, conchas y tallas de *Strombus gigas* de Nicaragua 2007-2017 (incluidos los cupos "científicos") y exportaciones directas mundiales de carne, opérculos*, conchas y tallas* de *Strombus gigas*, según Nicaragua y los países de importación 2008-2017. Cantidades redondeadas al número entero más próximo, si procede.

Cuota	2008	2009	2010**	2011	2012**	2013	2014	2015	2016	2017
Carne (kg)	158757	158757	340194	385859	340194	635029	635029	635124	635029	680394
Comunicado por Nicaragua	105212	295173	334094	327502	389403	647714	609727	635036	623475	691407
Comunicado por los importadores	102144	198745	302527	308859	373267	621669	649232	630644	625144	662024
Conchas (#)	750000	1050000	2250000	2550000	2250000	4200000	4200000	3900000	3900000	4200000
Comunicado por Nicaragua	100	14020	6000	12000					7837	
Comunicado por los importadores		20		12000				5		
Recortes (kg)	71138	71138	150822	170931	150822	281534	281534	281576	281576	281539
Comunicado por Nicaragua	6033	5378	8233	7190	17645	57017	32474	47376	28604	18934
Comunicado por los importadores										2040
Opérculos (#)	750000	1050000	2250000	2550000	2250000	3900000	3900000	4200000	4200000	4200000
Comunicado por Nicaragua		35538								
Comunicado por los importadores										
Opérculos (kg)						300000	300000			
Comunicado por Nicaragua								343		
Comunicado por los importadores										

* El comercio reportado por Nicaragua como "pinzas" se asume como opérculos y como "piel" se asume como tallas, información adicional obtenida de los informes anuales de Nicaragua.

** El cupo no se publicó en el sitio web CITES, pero se señaló en la información complementaria de Nicaragua en su informe anual.

Fuente Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 27/01/2019



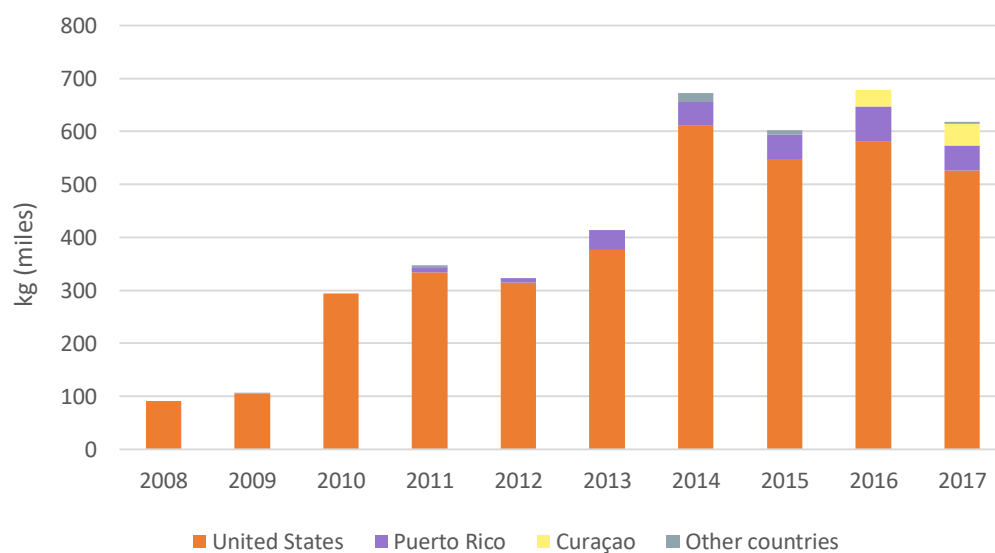


Figura 9: Exportaciones directas de carne de origen silvestre *Strombus gigas* procedente de Nicaragua, 2007-2016, comunicadas por Nicaragua.

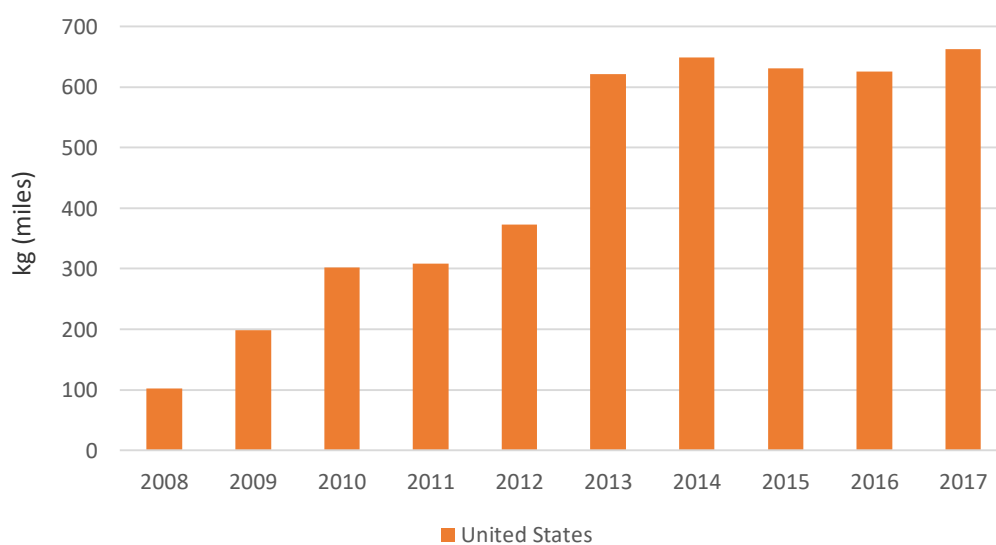


Figura 10: Exportaciones directas de carne de origen silvestre *Strombus gigas* con fines comerciales, procedente de Nicaragua, 2007-2016, comunicadas por los importadores.



Tabla 9: Exportaciones directas de *Strombus gigas* desde Nicaragua, 2008-2017. Los niveles bajos de comercio de conchas para uso personal se excluyeron de la tabla. Las cantidades se han redondeado a números enteros, cuando posible.

Término	Unidad	Propósito	Fuente	Indicado por	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Total
cuerpos	kg	T	W	Exportador											
				Importador					33566	36287					69853
pinzas	kg	T	W	Exportador								343		120	463
				Importador											
	-	T	W	Exportador		35538									35538
				Importador											
carne	kg	T	C	Exportador						28576					28576
				Importador											
			I	Exportador											
				Importador								327	11340		11667
			W	Exportador	105212	295173	334094	327502	389403	647714	609727	635036	623475	691407	4658745
				Importador	102144	198745	302527	308859	373267	621669	649232	630644	625144	662024	4474254
conchas	kg	T	W	Exportador								2			2
				Importador		14000									14000
	-	T	U	Exportador											
				Importador			6000								6000
		W	W	Exportador	100	14020	6000	12000					7837		39957
				Importador		20		12000							12020
piel	kg	T	W	Exportador	6033	5378	8233	7190	17645	57017	32474	47376	28604	18934	228883
				Importador										2040	2040

Fuente Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 27/01/2019



La pesquería de *S. gigas* en Nicaragua se reconoce como el tercer recurso pesquero comercial más importante en el país, con 6501 toneladas desembarcadas en 2011 con un valor calculado de 4.8 millones de dólares (Singh-Renton y McIvor, 2015). El país cuenta con pesquerías industriales y artesanales extensivas dedicadas a la exportación de esta especie (Appeldoorn y Baker, 2013). En 2017, se estima que Nicaragua tiene aproximadamente 70 embarcaciones pequeñas, 22 barcos industriales y 1650 pescadores con métodos de pesca con compresor para la cosecha de *S. gigas* (Prada *et al.*, 2017). La producción anual de *S. gigas* en 2013, se estimó en 640 toneladas, de las cuales el país exportó el 90% (Prada *et al.*, 2017).

Gestión: Nicaragua publicó en 2004 un Plan de Acción nacional para gestionar la explotación de *S. gigas* (Pérez y Barnutti, 2004), que entró en vigor en 2005 (Singh-Renton y McIvor, 2015). Tras la inclusión de Nicaragua en el proceso ECS de CITES, el país dio pruebas de haber establecido un plan de acción para la gestión de la concha reina, informe anual de cuotas, legislación sobre tamaño mínimo y restricción de peso, y muestreo de *S. gigas* (AC22 Inf. 4). En respuesta a ello se llegó a la conclusión de que Nicaragua había adoptado medidas adecuadas para aplicar las recomendaciones y fue retirada del proceso ECS (AC22 Inf. 4). En un informe más reciente de la FAO, Collado (2012) consideró que *S. gigas* no estaba siendo sobreexplotada, dado que no había disminución en la tendencia de CPUE. Nicaragua ha implementado varias medidas de gestión:

Cuotas: El Gobierno de Nicaragua estableció cuotas anuales de cosecha para *S. gigas*, lo que se considera como una medida cautelar (Collado, 2012).

Acceso a la pesquería: Se han establecido controles participativos mediante una licencia y una entrada limitada, aunque sin una entrada limitada, y se consideró que esas medidas podían mejorar las relaciones entre las partes interesadas a largo plazo (Collado (2012). También funciona un límite de captura por buque (Collado (2012)).

Factores de conversión: Nicaragua ha indicado los siguientes factores de conversión: En 2007 propuso 5.5 para el peso "sucio" vivo sin procesar, 10.2 para el peso 50% limpio al peso vivo y 17.0 para el 100% limpio al peso vivo, calculado a partir de una muestra de 712 individuos (Navarro, 2007).

Vigilancia y trazabilidad: El Plan de Acción 2004 de Nicaragua para el manejo de la explotación de *S. gigas* incluyó una propuesta para desarrollar dos programas de investigación: uno para levantar una evaluación de poblaciones de *S. gigas* a través de la pesca exploratoria, y otro para recolectar estadísticas de CPUE para la pesca dirigida y llevar a cabo un seguimiento periódico de las plantas procesadoras. Se observó que los datos disponibles para este programa de investigación incluían el volumen total de carne almacenada en las plantas de procesamiento, así como el peso de la carne procesada y exportada (AC22 Inf. 22). En 2006, se indicó que Nicaragua tenía previsto adoptar un enfoque similar al de Honduras para medir densidad y establecer cupos de cosecha y exportación (AC22 Inf. 22). Se han levantado estimados de abundancia de *S. gigas* en 2002, 2004, 2005, 2009 y 2011 (Appeldoorn y Baker, 2013; Navarro 2012 en Appeldoorn y Baker, 2013) (ver sección *Estado y tendencias de la población*). En 2012, se señaló el aumento en el esfuerzo pesquero observado en los últimos diez años (Collado, 2012). El informe también señala el uso en la pesca comercial de sistemas de vigilancia de buques por satélite y observadores a bordo para afianzar el cumplimiento (Collado, 2012).

Medidas de cosecha mínima: En 2004, el Gobierno de Nicaragua impulsó una legislación que prohíbe la captura, procesamiento o almacenamiento de *S. gigas* con un tamaño de concha menor de 200 mm de longitud sifonal, o un peso menor de 172 g de carne procesada (Acuerdo N° 359/04, Artículo 28; Gobierno de Nicaragua, 2004). Sin embargo, se observó que no había restricciones de tamaño mínimo vigentes para *S. gigas* (Collado, 2012).

Zonificación y temporadas cerradas: En 2004, la legislación estableció una temporada de veda para cosechar *S. gigas* del 1° de junio al 30 de septiembre 2004. Durante la veda, está estrictamente prohibido capturar, procesar, almacenar y comercializar tanto *S. gigas* jóvenes como adultos (Acuerdo N° 359/04, Art. 45; Prada *et al.*, 2017). En 2015, un informe de la FAO recopiló las siguientes herramientas de gestión para la pesca de *S. gigas* en Nicaragua: cierre de áreas de cría, vedas temporales para fines específicos (por ej., agregaciones de desove) y temporadas de pesca definidas (Singh-Renton y McIvor, 2015).



Áreas protegidas: Nicaragua tiene varias áreas marinas protegidas frente a su costa atlántica, con poblaciones de *S. gigas* avistadas en las cercanías de la Reserva Biológica Franja Costera Inmediata y Cayos Miskitos (PNUMA-WCMC, 2019f). Sin embargo, hay que validar la presencia de *S. gigas* dentro del área protegida y detalles de su plan de gobierno y gestión. Según Collado (2012) no existen áreas marinas protegidas donde la pesca esté prohibida.

Artes de Pesca: No hay restricciones de tipos de aparejos (Collado, 2012).

Aplicación: Las restricciones de Nicaragua sobre longitud mínima de concha y grosor de labio son difíciles de aplicar porque los buzos sacan la carne del caracol bajo el agua (FAO, 2007). Se señaló que el seguimiento y la vigilancia durante la temporada de veda son débiles (FAO, 2007). Según García (2004), en ese momento Nicaragua no tenía capacidad para controlar la pesca y el tráfico ilegal, tanto propio como de los países vecinos. No se obtuvo información reciente sobre los conflictos de cumplimiento.

Panamá

Distribución: *S. gigas* se presenta frente a la costa este de Panamá, específicamente en Bocas del Toro en el noreste de Panamá (Tewfik y Guzmán, 2003).

Situación y tendencias de la población: En Bocas del Toro, la densidad de *S. gigas* adultos se ubicó en 1.43 individuos por ha, con estudios realizados en un área de 43,2 ha de aguas poco profundas (<10 m) entre febrero y septiembre de 2000 (Tewfik y Guzmán, 2003). Se observó un total de 45 individuos, donde el 80% eran juveniles (Tewfik y Guzmán, 2003). Se ha reportado la persistencia de bajas densidades de *S. gigas* a pesar del establecimiento de las prohibiciones discutidas en la sección de Gestión (AC CITES de Panamá *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

Amenazas: La sobreexplotación de *S. gigas* en Panamá ha causado una de las densidades de población más bajas registradas en la región (Tewfik y Guzmán, 2003). Se ha observado que *S. gigas* aparece junto a *S. costatus* (caracol blanco o lanceta) en el Mar Caribe (AC CITES de Panamá *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). Aunque se comen ambas especies, no se puede distinguir la carne procesada de las dos especies Caribe (AC CITES de Panamá *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019).

Comercio: Panamá ha presentado los informes anuales de los años 2008-2016, pero al momento de redacción (enero de 2019) todavía no se ha recibido el informe anual de 2017. Panamá nunca ha publicado cupos de exportación CITES para *S. gigas*.

Según la Base de Datos de Comercio CITES, Panamá no reportó ninguna exportación directa de *S. gigas* 2008-2017. Los importadores notificaron bajas cantidades de derivados silvestre para fines comerciales en 2010 y conchas de fuente I (decomisadas/confiscadas) en 2008, 2012 y 2013 (Tabla 10). No se indicó ningún comercio indirecto de *S. gigas* originario de Panamá en el período 2008-2017.



Tabla 10: Exportaciones directas de *Strombus gigas* desde Panamá, 2008-2017. Todo el comercio se señala en cifras.

Término	Propósito	Fuente	Indicado por	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Total
derivados	P	W	Exportador											
			Importador			50								50
	T	W	Exportador											
			Importador			505								505
conchas	P	I	Exportador											
			Importador					2	18					20
	-	I	Exportador											
			Importador	73										73

Fuente Base de Datos de Comercio CITES, PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido, descargada el 27/01/2019

Gestión: Se observó que Panamá sólo tiene pesca a pequeña escala de *S. gigas*.

El país cerró las pesquerías de *S. gigas* entre 2004 y 2009 (Appeldoorn y Baker, 2013), y en 2015 estableció otra moratoria de 5 años que prohibió la pesca, posesión o comercio de la especie (AC CITES de Panamá *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). Se informó que la pesca de *S. gigas* sólo se permite para fines (AC CITES de Panamá *in litt.* al PNUMA-WCMC, 2019). En 2015 un informe de la FAO recopiló las siguientes herramientas de gestión para varias especies en Panamá (incluyendo *S. gigas*): áreas marinas protegidas donde está prohibida la pesca, reservas marinas donde a veces se permite la pesca, cierres temporales para propósitos específicos (por ej., agregaciones de desove), y restricciones de artes en el tamaño del buque, tamaño del motor, tamaño y tipo de arte (Singh-Renton y McIvor, 2015). Panamá tiene varias áreas marinas protegidas en la costa atlántica, con poblaciones de *S. gigas* avistadas en las cercanías del parque nacional marino Isla Bastimentos (PNUMA-WCMC, 2019g). Sin embargo, hay que validar la presencia de *S. gigas* dentro del área protegida y detalles de su plan de gobierno y gestión. Se ha prohibido el uso de equipos de buceo para la recolección de recursos marinos (Georges y Oxenford, 2014).

D. Referencias

- Acosta, C., Frank, A., Howard, K. y Robertson, D. 2018. *Variable impacts of marine reserves on Caribbean spiny lobster and queen conch 3 populations: A 15-year before-after control-impact (BACI) study*. Highland Heights, Kentucky. 1–25 pp.
- Appeldoorn, R.S. 1988. Age determination, growth, mortality and age of first reproduction in adult queen conch, *Strombus gigas* L., off Puerto Rico. *Fisheries Research*, 6: 363–378.
- Appeldoorn, R.S. 1997. *Deep Water Spatial Variability in the morphology of Queen Conch and its implication for management regulations*. in: CFRAMP (ed.) *Lobster and Conch subproject specification and training workshop. 9 to 12 October 1995, Kingston, Jamaica. CARICOM Fishery Res.* In Lobster and Conch subproject specification and training workshop (Vol. 9).
- Appeldoorn, R.S. 1994. *Spatial variability in the morphology of queen conch and its implications for management regulations*. Pages 145-157 in: RS Appeldoorn and B Rodriguez (eds.) *Queen conch biology, fisheries, and mariculture*. Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezue. Caracas, Venezuela. 145–158 pp.
- Appeldoorn, R.S. y Baker, N.E. 2013. *A literature review of the Queen Conch, Strombus gigas*. Mayaguez, Puerto Rico.
- Aranda, D.A., Chávez Villegas, J.F., Sánchez Crespo, M. 2014. Is the queen conch *Strombus gigas* (Mesogastropoda: Strombidae) a species with the Allee effect? *Revista de Biología Tropical*, 62: 207-213.
- Autoridad Científica CITES de Belice *in litt.* al PNUMA-WCMC, 7 marzo 2019
- Autoridad Científica CITES de Honduras *in litt.* al PNUMA-WCMC, 7 marzo 2019
- Autoridad Científica CITES de Panamá *in litt.* al PNUMA-WCMC, 7 marzo 2019
- Autoridad Científica CITES de Panamá *in litt.* al PNUMA-WCMC, 7 marzo 2019



- Azueta, J. 2012. *Response to the Petition made to the US Department of Commerce to list the queen conch, Strombus gigas, as 'threatened' or 'endangered' under the Endangered Species Act. Submitted to NMFS Oct 16 2012.*
- Basurto, M., Cervera, K. y Medina, M. 2011. *Evaluación de la abundancia de Strombus gigas en Banco Chinchorro y calculo de la cuota de pesca para la temporada 2011-2012.* 11.
- Belize Fisheries Department 2019a. *Bacalar Chico Marine Reserve.* Recuperado de: <http://www.fisheries.gov.bz/bacalar-chico/>. [Accedido: 25/01/2019].
- Belize Fisheries Department 2019b. *Caye Caulker.* Recuperado de: <http://www.fisheries.gov.bz/caye-caulker/>. [Accedido: 25/01/2019].
- Belize Fisheries Department 2019c. *Caye Caulker.*
- Belize Fisheries Department 2019d. *Gladden Spit & Silk Cayes Marine Reserve.* Recuperado de: <http://www.fisheries.gov.bz/gladden-spit-silk-caye/>. [Accedido: 25/01/2019].
- Belize Fisheries Department 2019e. *Glover's Reef.* Recuperado de: <http://www.fisheries.gov.bz/glovers-reef/>. [Accedido: 25/01/2019].
- Belize Fisheries Department 2019f. *Sapodilla Caye.* Recuperado de: <http://www.fisheries.gov.bz/sapodilla-caye/>. [Accedido: 25/01/2019].
- Belize Fisheries Department 2019g. *South Water Caye.* Recuperado de: <http://www.fisheries.gov.bz/south-water-caye/>. [Accedido: 25/01/2019].
- Belize Fisheries Department 2013. *The situation of the Queen Conch (Strombus gigas) stock of Belize.* Belize City, Belize.
- Belize Fisheries Department 2019h. *Turneffe Atoll Marine Reserve.* Recuperado de: <http://www.fisheries.gov.bz/turneffe-atoll-marine-reserve/>. [Accedido: 25/01/2019].
- Boman, E.M., Graaf, M. de, Nagelkerke, L.A.J., Stoner, A.W., Bissada, C.E., Avila-Poveda, O.H., Baqueiro-Cardenas, E.R. y Smaal, A.C. 2018. Variability in size at maturity and reproductive season of queen conch *Lobatus gigas* (Gastropoda: *Strombidae*) in the Wider Caribbean Region. *Fisheries Research*, 201: 18–25.
- CFMC/OSPESCA/COPACO/CRFM 2012. *Caribbean countries advise CITES on Queen Conch.* Panama City, Panama.
- CFMC/OSPESCA/COPACO/CRFM Working Group on Conch Queen 2012. *Report of the first meeting of the CFMC/OSPESCA/COPACO/CRFM Working Group on Queen Conch.* Panama City, Panama.
- CFMC/OSPESCA/COPACO/CRFM Working Group on Conch Queen 2014. *Second meeting of the CFMC/OSPESCA/COPACO/CRFM/CITES Working Group on Queen Conch.* Panama City, Panama.
- CFMC/OSPESCA/COPACO/CRFM Working Group on Conch Queen 2018. *Third meeting of the CFMC/OSPESCA/COPACO/CRFM/CITES working group on Queen Conch.* Panama City, Panama.
- Chan, I., Tseng, L.C., Dahms, H.U. y Hwang, J.S. 2013. Population and growth of queen conch (*Lobatus gigas* Linnaeus, 1758) in the Sapodilla Cayes Marine Reserve of Belize. *Zoological Studies*, 52(1): 1–8.
- Chávez, E.A. y Constanza-Mora, S. 2009. *Conceptual framework for estimating annual quotas in Mexican queen conch (Strombus gigas).*
- Cigliano, J.A. y Kliman, R.M. 2014. Density, age structure, and length of queen conch (*Strombus gigas*) in shallow-water aggregations in the Sapodilla Cayes Marine Reserve, Belize. *Caribbean Journal of Science*, 48(1): 18–30.
- Collado, Y. 2012. Country review Nicaragua, In: Singh-Renton, S. and McIvor, I. 2015. *Review of current fisheries management performance and conservation measures in the WECAFC area.* FAO Fisheries and Aquaculture Technical paper 587, Bridgetown, Barbados, FAO. 293 pp.
- Creswell, R. 1994. *An historical overview of queen conch mariculture.* Pages 223-230 in: RS Appeldoorn and B Rodriguez (eds.) *Queen conch biology, fisheries, and mariculture.* Caracas, Venezuela. 223–230 pp.
- D'Asaro, C.N. 1965. Organogenesis, development, and metamorphosis in the queen conch, *Strombus gigas*, with notes on breeding habits. *Bulletin of Marine Science*, 15: 359–416.
- Davis, M. 2005. *Species profile Queen Conch, Strombus gigas.*
- Davis, M. 1998. *The effects of natural foods, temperature and salinity on the length of larval life for the tropical gastropod Strombus gigas.*
- Delgado, G. y Glazer, R. 2007. Interactions between translocated and native queen conch *Strombus gigas*: evaluating a restoration strategy. *Endangered Species Research*, 3: 259–266.
- Delgado, G.A., Chiappone, M., Gerales, F.X., Pugibet, E., Sullivan, K.M., Torres, R.E. y Vega, M. 1998. *Abundance and size frequency of queen conch in relation to benthic community structure in Parque*



- Nacional del Este, Dominican Republic. Proceedings of the 50th Gulf and Caribbean Fisheries Institute. 31 pp.
- DIGEPESCA 2017. *Plan de Manejo: Pesquería de caracol gigante Strombus gigas del Caribe de Honduras*. Dirección General de Pesca / Secretaría de Agricultura y Ganadería Gobierno de Honduras 2018. *Análisis de resultados obtenidos en el proyecto de investigación y evaluación para el monitoreo de las poblaciones de caracol gigante (Strombus gigas) en temporada 2017-2018 y su pesquería en Honduras*. Tegucigalpa, Honduras.
- Doney, S.C. 2006. The dangers of ocean acidification. *Scientific American*, 294(3): 58–65.
- Ehrhardt, N.M. y Galo, M. 2005. *Informe sobre los resultados de las investigaciones relacionadas con el caracol Strombus gigas y su pesquería en Honduras*. 1–37.
- Espinosa, J. y Ortea, J. 2014. Moluscos del Mar Caribe de Costa Rica: desde Cahuita hasta Gandoca. *Avicennia*, 1–77.
- Fanning, L., Mahon, R. y McConney, P. 2011. Towards Marine Ecosystem-Based Management in the Wider Caribbean. *Amsterdam University Press*, 6: 425.
- FAO 2007. *Report of the regional workshop on the monitoring and management of queen conch, Strombus gigas, Kingston, Jamaica, 1-5 May 2006*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- FAO Western Central Atlantic Fishery Commission 2015. *Draft report of the second meeting of the CFMC/OSPESCA/WECAFC/CRFM working group on queen conch, Panama City, Panama, 18–20 November 2014*. FAO Fisheries and Aquaculture Report No. 1097, Bridgetown, Barbados.
- Finch, J.R.A.E., Garcia, C., Neal, D., Stockbridge, J., Association, S.E., Creek, J.T. y Town, P.G. 2008. *Comparing conch (Strombus gigas) and Lobster (Panulirus argus) populations at two Marine Protected Areas in Belize: Status and lessons for the future*. Gosier, Guadeloupe.
- Foley, J.R. y Takahashi, M. 2017. Shell Lip Thickness Is the Most Reliable Proxy to Sexual Maturity in Queen Conch (*Lobatus gigas*) of Port Honduras Marine Reserve, Belize; Informing Management to Reduce the Risk of Growth Overfishing. *Frontiers in Marine Science*, 4(June): 1–17.
- Foster, N.L., Mosher, M., Daly, A., Heller, A. y Walker, Z. 2016. *Management plan Port Honduras Marine Reserve 2011 - 2016*.
- Garcia, R.E. 2004. *The Status of the Fishery for Queen Conch, Strombus gigas, in Nicaragua*.
- Georges, J. y Oxenford, H. 2014. *CERMES Technical Report No 23 Fishing and marketing of queen conch (Strombus gigas) in Tobago*.
- Gibson, J., Strandsine, S. y González, K. 1983. *The status of the conch industry of Belize*.
- Gillet, V. 2003. The Fisheries of Belize. *Fisheries Centre Research Reports* 11 (6): 141–147.
- Gongora, M. 2006. Preliminary analysis of growth of queen conch, *Strombus gigas*, in San Pedro Belize. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 47: 824–834.
- Gonzalez-Bernat, M.J. y Clifton, J. 2017. “Living with our backs to the sea”: A critical analysis of marine and coastal governance in Guatemala. *Marine Policy*, 81: 9–20.
- Green, S., Bicknell, J., Saunders, J., Curtis, A., Jind, S. y Logan, M. 2011. *Cayos Cochinos marine science report – 2011*.
- Hesse, K.O. 1979. Movement and migration of the queen conch, *Strombus gigas*, in the Turk and Caicos Islands. *Bulletin of Marine Science*, 29(3): 303–311.
- IUCN, TRAFFIC y WCMC 1996. *Review of significant trade in animal species included in CITES Appendix II: detailed reviews of 24 species. Final report to the CITES Animals Committee*. IUCN Species Survival Commission, TRAFFIC Network, World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK.
- Jagbir, Y. 2015. *Mapping Fishing Activities in the Multi-use Turneffe Atoll Marine Reserve, Belize*.
- de Jesús-Navarrete, A. 2003. Changes in the queen conch (*Strombus gigas* L.) population structure at Banco Chinchorro, Quintana Roo, Mexico, 1990–1997. *Bulletin of Marine Science*, 73(1): 219–229.
- de Jesús-Navarrete, A. 2001. Distribución y abundancia de Larvas Veligeras de *Strombus gigas* en Banco Chinchorro Quintana Roo, Mexico. *Proceedings of the 52nd Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 174–211.
- Landau, B.M., Kronenberg, G.C. y Herbert, G.S. 2008. A large new species of *Lobatus* (Gastropoda: Strombidae) from the Neogene of the Dominican Republic, with notes on the genus. *The Veliger*, 50(1): 31–38.
- Latiolais, J.M., Taylor, M.S., Roy, K. y Hellberg, M.E. 2006. A molecular phylogenetic analysis of strombid gastropod morphological diversity. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 41(2): 436–444.
- Lovatelli, A. y Sarkis, S. 2011. *A regional shellfish hatchery for the Wider Caribbean: Assessing its feasibility and*



sustainability.

- Martinez Vasquez, D. 1995. *¿Que pasa con las poblaciones de caracol en Cozumel?*
- Mateo, J. y Tejeda, J.C. 2008. The queen conch, *Strombus gigas*, resource in the Dominican Republic. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 60: 519–524.
- McDonald, G., Harford, B., Arrivillaga, A., Babcock, E.A., Carcamo, R., Foley, J., Fujita, R., Gedamke, T., Gibson, J., Karr, K. et al. 2017. An indicator-based adaptive management framework and its development for data-limited fisheries in Belize. *Marine Policy*, 76(November): 28–37.
- Mexican CITES Scientific Authority 2018. *Request for information for the Regional Workshop of CITES Scientific Authorities 'Exchange of experiences, guides and good practices in the preparation of Non-Detriment Findings for CITES species'*.
- Ministry of Agriculture Forestry Fisheries the Environment and Sustainable Development 2016. *National Biodiversity Strategy and Action Plan, Belize*. Belmopan, Belize.
- Mitton, J.B., Carl, J., Berg, J. y Orr, K.S. 1989. Population structure, larval dispersal, and gene flow in the queen conch, *Strombus gigas*, of the Caribbean. *The Biological Bulletin*, 177(3): 356–362.
- MolluscaBase 2018a. *Eustrombus gigas (Linnaeus, 1758)*. Accedido mediante: *World Register of Marine Species* at: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=419693> on 2018-12-21.
- MolluscaBase 2018b. *Lobatus gigas (Linnaeus, 1758)*. Recuperado de: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=564730>. [Accedido: 13/09/2018].
- Mora, J. 2012. *Situación of the Strombus Gigas in the Costa Rica Caribbean*. CFMC/OSPESCA/WECAFC/CRFM Working Group on Queen Conch. Panama City, Panama.
- Morales, L. 2003. *Secretaria de Agricultura y ganaderia, Direccion General de Pesca y Acuicultura, Honduras*, in litt. to TRAFFIC Europe August 2001 and June 2003.
- MRAG 2013. *Support to improve and harmonize the scientific approaches required to inform sustainable management of queen conch (Strombus gigas) by CARIFORUM States. Final Technical Report*. London.
- National Marine Fisheries Service 2014. *Queen Conch, Strombus gigas (Linnaeus 1758) Status Report*.
- Navarro, R.B. 2007. *Mejora de la situacion y tendencias de las capturas del caracol reina en la region Caribe* FAO/OSPESCA: *Informe de Nicaragua sobre la determinación de los factores de conversión del caracol rosado Strombus gigas de sus diferentes grados de elaboración al p*. Recuperado de: http://inpesca.gob.ni/images/doc/cipa/mar_caribe/caracolrosadodelcaribe.pdf.
- Navarro, R.B. y Castellon, R.S. 2012. *Informe nacional de Nicaragua. Taller regional sobre el seguimiento y la ordenacion del caracol Strombus gigas (CFMC/OSPESCA/COPACO/CRFM) Queen conch Working Group*. Panama Cit.
- Palomares, M.L.D. y Pauly, D. 2011. *Too precious to drill: the marine biodiversity of Belize*. Fisheries Centre. University of British Columbia. 179 pp.
- Paris, C.B., Aranda, D.A., Perez, M.P. y Kool, J. 2008. Connectivity of queen conch, *Strombus gigas*, populations from Mexico. *Proceedings of International Coral Reef Symposium*, (14): 439–443.
- Peel, J., Sáenz, R. y May, E. 2010. *Importancia de Una Área Natural Protegida en el Caribe Mexicano en la Conservación y Manejo de Una Especie Amenazada, el Caracol Rosa, Strombus gigas*. San Juan, Puerto Rico.
- Peel, J.R., Del, M. y Mandujano, C. 2014. Impact of minimum catch size on the population viability of *Strombus gigas* (Mesogastropoda: Strombidae) in Quintana Roo, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 62(4): 1343–1352.
- Pérez-Enriquez, R., Garcia-Rodriguez, F.J., Mendoza-Carrion, G. y Padilla, C. 2011. Geographical variation in the genetic diversity and composition of the endangered queen conch *Strombus gigas* (mesogastropoda: Strombidae) from Yucatán, México. *Revista de Biología Tropical*, 59(3): 1115–1126.
- Perez, A. 2009. Fisheries management at the tri-national border between Belize, Guatemala and Honduras. Elsevier. 195–200 pp.
- Perez, J.G.M. 2004. Fisheries management in Dominican Republic: The role of International cooperation for responsible fisheries. *IIFET Japan Proceedings*,
- Pérez, M. 2004. *Plan de accion para el manejo de la explotacion del caracol (Strombus gigas) en el Caribe Nicaraguense*.
- Perez, M. y Barnutti, R. 2004. *Plan de accion para el manejo de la explotacion del caracol Strombus gigas en el Caribe Nicaraguense*. Recuperado de: <http://inpesca.gob.ni/images/Plan de Accion para el manejo del caracol Strombus gigas de Nicaragua.pdf>.
- Phillips, M.A., Gooding, C.E.B. y Oxenford, H.A. 2010. *Preliminary investigation of the movements, density, and*



- growth of juvenile queen conch in a nursery area in Barbados. (December 2014).
- Posada, J.M., Garcia-Moliner, G. y Oliveras, I.N. 1997. *Proceedings of the International Queen Conch Conference*.
- Posada, J.M., Mateo, I.R. y Nemeth, M. 2000. *Distribution and abundance of Queen Conch, Strombus gigas on shallow waters of the Jaragua National Park, Dominican Republic*. Proceedings of the 51st Gulf and Caribbean Fisheries Institute. 15 pp.
- Posada, J.M., Mateo, I.R. y Nemeth, M. 1999. Occurrence, abundance, and length frequency distribution of Queen Conch, *Strombus gigas* (Gastropoda) in shallow waters of the Jaragua National Park, Dominican Republic. *Caribbean Journal of Science*, 35(1–2): 70–82.
- Prada, M., Castro, E., Taylor, E., Puentes, V., Appeldoorn, R. y Daves, N. 2009. *Non detriment findings for the queen conch in Colombia*. San Andres Island, Colombia.
- Prada, M.C. y Appeldoorn, R.S. 2014. *Regional Queen Conch fisheries management and conservation plan (draft)*. San Juan de Puerto Rico.
- Prada, M.C., Appeldoorn, R.S., Juan, S. y Rico, D.P. 2017. *Regional queen conch fisheries management and conservation plan*.
- Queen Conch Working Group 2014. *Summary of the regional queen conch fisheries management and conservation plan: Measures*.
- Randall, J.E. 1964. Contributions to the biology of the queen conch, *Strombus gigas*. University of Miami-Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science. 246–295 pp.
- Ray, M. y Stoner, A.W. 1995. Growth, survivorship, and habitat choice in a newly settled seagrass gastropod, *Strombus gigas*. *Marine Ecology Progress Series*, 123(1–3): 83–94.
- Reyes, A.S. 2010. *Final consultancy report: Distribution and abundance of the Queen Caracol (Strombus gigas) in the Guatemalan Caribbean region*. Guatemala.
- Robinson, D.G. y M.M. 1987. Los moluscos marinos de la costa Atlántica de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 35(2): 375–400.
- Scientific Authority of Honduras. 2017. *Formato de Evaluación Rápida para Determinar el Estado de Conservación del Caracol Rosado*. Available from:
https://cites.org/sites/default/files/eng/prog/queen_conch/docs/NDF%20QC%202017%20Honduras.pdf
 Accedido: 18/2/2019.
- Simone, L.R.L. 2005. Comparative morphological study of representatives of the three families of *Stromboidea* and the *Xenophoroidea* (Mollusca, Caenogastropoda), with an assessment of their phylogeny. *Arquivos de Zoologia*, 37(2): 141.
- Stoner, A. 1997. The status of the queen conch, *Strombus gigas*, research in the Caribbean. *Marine Fisheries Review*, 59: 14–22.
- Stoner, A., Davis, M. y Booker, C. 2011. *Surveys of queen conch populations and reproductive biology at Lee Stocking Island and the Exuma Cays Land and Sea Park, The Bahamas*. Community Conch, Washington, D.C.
- Stoner, A.W., Mueller, K.W., Brown-Peterson, N.J., Davis, M.H. y Booker, C.J. 2012. Maturation and age in queen conch (*Strombus gigas*): Urgent need for changes in harvest criteria. *Fisheries Research*, 131–133: 76–84.
- Stoner, A.W., Davis, M.H. y Booker C. J. 2012a. Negative consequences of allee effect are compounded by fishing pressure: comparison of queen conch reproduction in fishing grounds and a marine protected area. *Bulletin of Marine Science*, 88: 89–104.
- Stoner, A.W. y Ray-Culp, M. 2000. Evidence for Allee effects in an over-harvested marine gastropod: Density-dependent mating and egg production. *Marine Ecology Progress Series*, 202: 297–302.
- Stoner, A.W. y Waite, J.M. 1991. Trophic biology of *Strombus gigas* in nursery habitats: Diets and food sources in seagrass meadows. *Journal of Molluscan Studies*, 57(4): 451–460.
- Tewfik, A., Babcock, E.A., Gibson, J., Perez, V.R.B. y Strindberg, S. 2017. Benefits of a replenishment zone revealed through trends in focal species at Glover's Atoll, Belize. *Marine Ecology Progress Series*, 580: 37–56.
- Tewfik, A. y Guzman, H.M. 2003. Shallow-water distribution and population characteristics of *Strombus gigas* and *S. costatus* (Gastropoda: *Strombidae*) in Bocas Del Toro, Panama. *Journal of Shellfish Research*, 22(December 2003): 789–794.
- Tewfik, A., Guzmán, H.M. y Jácome, G. 1998. Assessment of the queen conch *Strombus gigas* (Gastropoda: *Strombidae*) population in Cayos Cochinos, Honduras.



- Tewfik, A. , Babcock, E. A., Appeldoorn, R.S, y Gibson, J. (en prensa). Declining size of adults and juvenile harvest threatens sustainability of a tropical gastropod, *Lobatus gigas*, fishery. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.
- Tewfik, A. Alexander Tewfik. com. pers al PNUMA-WCMC. 19 febrero 2019 y 27 febrero 2019.
- The Government of Belize 2003. *Fisheries Regulation*. Government of Belize, Belmopan, Belize.
- The Government of Costa Rica 1989. *Decreto No 19.203 MAG - Prohíbe captura y comercialización de la langosta y del cambute*. 3 pp.
- The Government of Costa Rica 2000. *Decreto No 29.184/S/MAG - Prohíbe la extracción y comercialización de moluscos bivalvos*. The Government of Costa Rica. 238–240 pp.
- The Government of Guatemala. *Acuerdo Ministerial No. 52-2019*.
- The Government of Honduras 2018. *Acuerdo No. 1.2018 Establece periodo de pesca, vedas y condiciones para la pesca diversas*. The Government of Honduras, Tegucigalpa, Honduras. 6–11 pp.
- The Government of Honduras 2018. Ministerial Agreement No. 139-2018. The Government of Honduras, Tegucigalpa, Honduras. 1-11 pp.
- The Government of Honduras 2003. *Acuerdo No. 39-03 - Veda para especies de crustaceos y moluscos que indica*. The Government of Honduras, Tegucigalpa, Honduras. 39 pp.
- The Government of Mexico 2017. *Acuerdo por el que se modifica el similar por el cual se establecen periodos de veda para la pesca comercial de caracol rosado o blanco (Strombus gigas) en aguas de jurisdicción federal correspondientes al litoral del Estado de Quintana Roo, publicado el . 3 pp.*
- The Government of Mexico 2016. *Norma Oficial Mexicana NOM-013-SAG/PESC-2016: Para regular el aprovechamiento de las especies de caracol en aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe*. The Government of Mexico. 1–7 pp.
- The Government of Nicaragua 2004. *Acuerdo No 359/04 - Normativa para la pesca y la acuicultura en Nicaragua*. The Government of Nicaragua. 24 pp.
- The Government of the Dominican Republic 2004. *Ley No. 307-04 que crea el Consejo Dominicano de Pesca y Acuicultura (CODOPESCA)*. The Government of the Dominican Republic.
- The Statistical Institute of Belize 2018. *Annual Exports & Imports, 2003 - 2017*. Recuperado de: <http://sib.org.bz/statistics/merchandise-trade/#1495036112628-ddca0a2b-6e57>. [Accedido: 20/09/2018].
- Theile, S. 2001. *Queen conch fisheries and their management in the Caribbean*. TRAFFIC Europe, Cambridge, UK.
- Theile, S. 2005. Status of the Queen Conch *Strombus gigas* stocks, management and trade in the Caribbean: a CITES review. In: *Proceedings of the 56th annual Gulf and Caribbean Fisheries Institute*. TRAFFIC Europe, Brussels, Belgium. 675–694.
- Torres, R.E. y Sullivan Sealey, K.M. 2002. *Abundance, size frequency, and spatial distribution of queen conch (Strombus gigas) in Southeastern Dominican Republic: A four-year population study in Parque Nacional del Esta*. 53rd Gulf and Caribbean Fisheries Institute. 9 pp.
- TRAFFIC Europe y UICN 2003. Annex to document AC19 Doc. 8.3 Progress on the implementation of the review of significant trade (Phases IV and V).
- Truelove, N.K., Box, S.J., Aiken, K.A., Blythe-Mallett, A., Boman, E.M., Booker, C.J., Byfield, T.T., Cox, C.E., Davis, M.H., Delgado, G.A. *et al.* 2017. Isolation by oceanic distance and spatial genetic structure in an overharvested international fishery. *Diversity and Distributions*, 23(11): 1292–1300.
- PNUMA-WCMC 2019a. *Protected Area Profile for Belize from the World Database of Protected Areas*. Recuperado de: <https://www.protectedplanet.net/country/BZ>. [Accedido: 24/01/2019].
- PNUMA-WCMC 2019b. *Protected Area Profile for Costa Rica from the World Database of Protected Areas*. Recuperado de: <https://www.protectedplanet.net/country/CR>. [Accedido: 24/01/2019].
- PNUMA-WCMC 2019c. *Protected Area Profile for Dominican Republic from the World Database of Protected Areas*. Recuperado de: <https://www.protectedplanet.net/country/DO>. [Accedido: 24/01/2019].
- PNUMA-WCMC 2019d. *Protected Area Profile for Guatemala from the World Database of Protected Areas*. Recuperado de: <https://www.protectedplanet.net/country/GT>. [Accedido: 24/01/2019].
- PNUMA-WCMC 2019e. *Protected Area Profile for Mexico from the World Database of Protected Areas*. Recuperado de: <https://www.protectedplanet.net/country/MX>. [Accedido: 24/01/2019].
- PNUMA-WCMC 2019f. *Protected Area Profile for Nicaragua from the World Database of Protected Areas*. Recuperado de: <https://www.protectedplanet.net/country/NI>. [Accedido: 24/01/2019].
- PNUMA-WCMC 2019g. *Protected Area Profile for Panama from the World Database of Protected Areas*.



Recuperado de: <https://www.protectedplanet.net/country/PA>. [Accedido: 24/01/2019].
UNESCO World Heritage Convention 2019. *Belize Barrier Reef Reserve System - 2018*. Recuperado de:
<https://whc.unesco.org/en/soc/3807>. [Accedido: 30/01/2019].
Western Central Atlantic Fishery Commission 2016. *16th session of the Western Central Atlantic Fishery
Commission (WECAFC) – a first step towards better fisheries governance in the region*. Guadeloupe.



Anexos

Anexo 1

Tabla 1: Resumen de las afiliaciones de los países a los ORP y a los Acuerdos Ambientales Multilaterales. Los países marcados con una X pueden ser miembros o no miembros cooperantes.

País	ORPs					CEM	CEM MdA tiburones	SPAW	OSPESCA
	CICAA	CPPOC	CIAT	IOTC	COPACO				
Belice	X		X	X	X	X			X
Costa Rica			X		X	X	X		X
República Dominicana					X	X		X	X
El Salvador	X	X	X						X
Guatemala	X		X		X			X*	X
Honduras	X				X	X			X
México	X	X	X		X			X	
Nicaragua	X		X		X				X
Panamá	X	X	X		X	X		X	X

* Signatario pero no ratificado

Anexo 2

Tabla 1: Propósito de la transacción

Code	Description
B	Cría en cautividad o reproducción artificial
E	Educativo
G	Jardín botánico
H	Trofeo de caza
L	Aplicación de la ley / judicial / forense
M	Médico (inclusive la investigación biomédica)
N	Reintroducción o introducción en el medio silvestre
P	Objeto personal
Q	Circo y exhibición itinerante
S	Científico
T	Comercial
Z	Parque zoológico

Tabla 2: Procedencia de los especímenes

Code	Description
W	Especímenes recolectados en el medio silvestre
R	Especímenes criados en granjas: especímenes de animales criados en un medio controlado, recolectados como huevos o juveniles en el medio silvestre, donde habrían tenido una muy baja probabilidad de sobrevivir hasta la edad adulta.
D	Animales del Apéndice I criados en cautividad con fines comerciales en establecimientos incluidos en el Registro de la Secretaría, de conformidad con la Resolución Conf. 12.10 (Rev. CoP15), y plantas del Apéndice I reproducidas artificialmente con fines comerciales, así como sus partes y derivados, exportados con arreglo a las disposiciones del párrafo 4 del Artículo VII de la Convención.
A	Plantas reproducidas artificialmente en consonancia con la Resolución Conf. 11.11 (Rev. CoP17), así como sus partes y derivados, exportadas con arreglo a las disposiciones del párrafo 5 del Artículo VII (especímenes de especies incluidas en el Apéndice I que hayan sido reproducidos artificialmente con fines no comerciales y especímenes de especies incluidas en los Apéndices II y III)
C	Animales criados en cautividad en consonancia con la Resolución Conf. 10.16 (Rev.), así como sus partes y derivados, exportados con arreglo a las disposiciones del párrafo 5 del Artículo VII
F	Animales nacidos en cautividad (F1 o generaciones posteriores), que no se ajusten a la definición "criados en cautividad" contenida en la Resolución Conf. 10.16 (Rev.), así como sus partes y derivados
I	Especímenes confiscados o decomisados
O	Especímenes preconvencción
U	Origen desconocido (debe justificarse)
X	Especímenes capturados en "el medio marino fuera de la jurisdicción de cualquier Estado".