



CONVENCIÓN SOBRE LAS ESPECIES MIGRATORIAS

Distribución: General

PNUMA/CMS/ScC18/Doc.7.2.16
11 Junio 2014

Original: Español

18ª REUNIÓN DEL CONSEJO CIENTÍFICO
Bonn, Alemania, 1-3 de julio de 2014
Punto 7.2 del orden del día

PROPUESTA PARA LA INCLUSION DEL TIBURÓN MARTILLO COMÚN (*Sphyrna lewini*) EN EL APÉNDICE II DE LA CMS

Sumario

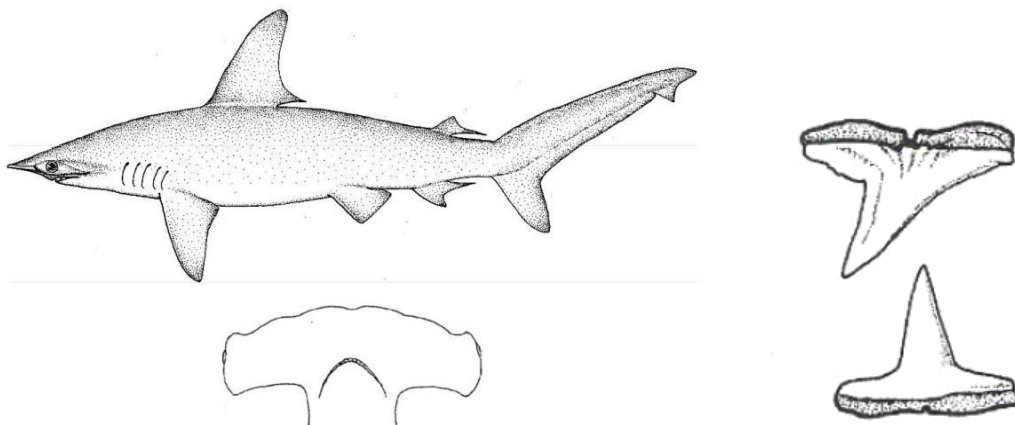
El Gobierno de Costa Rica y el Gobierno de Ecuador han enviado una propuesta para la inclusión del Tiburón martillo común (*Sphyrna lewini*) en el Apéndice II de la CMS en la 11ª Reunión de la Conferencia de las Partes (COP11), 4-9 Noviembre 2014, Quito, Ecuador.

Tras esta nota se puede encontrar la versión no editada de la propuesta tal y como se ha recibido de los países proponentes, para que el Consejo Científico la pueda conocer lo antes posible. Una vez que esté lista la versión editada definitiva será publicada en la página web en lugar de esta.

**PROPUESTA PARA INCLUIR EN LOS APÉNDICES DE LA
CONVENCIÓN SOBRE LA CONSERVACIÓN DE LAS ESPECIES MIGRATORIAS DE
ANIMALES SILVESTRES (CMS)**

Resumen: El tiburón martillo común (*Sphyrna lewini*) está clasificado como en peligro de extinción a nivel global en la Lista Roja de la UICN. El principal problema de conservación que enfrenta esta especie es la merma en sus poblaciones. Este problema, motivado por el alto valor económico de sus aletas y el consumo de su carne, ha provocado la sobrepesca de la especie durante todas las etapas de su ciclo de vida. *Sphyrna lewini* es una especie de tiburón circumglobal oriundo de las aguas costeras cálidas, templadas y tropicales. Su naturaleza altamente migratoria, crecimiento lento y período de gestación prolongado ponen a esta especie común como pesca incidental en riesgo en alta mar, en sitios de congregación oceánica y a través de zonas de reproducción costera. Dadas las actuales presiones pesqueras, además de una falta de estrategias de ordenación de parte de las OROP, las altas tasas de captura del *Sphyrna lewini* plantean una amenaza grave a la supervivencia de la especie. Debido a la dificultad de distinguir entre las especies del género, las estimaciones de las tendencias en abundancia a menudo se agrupan como un complejo. Los análisis de tendencias de abundancia de datos de tasas de captura para el complejo pez martillo del *Sphyrna lewini*, incluido el *Sphyrna mokarran* y el *Sphyrna zygaena*, han registrado grandes disminuciones, desde 60%-99% durante los últimos años. Debido a la actual situación del *S. lewini*, que incluye sobreutilización, incapacidad de los actuales mecanismos regulatorios y otras amenazas naturales o provocadas por el hombre, es necesario incorporar a la especie en el Apéndice II de la CMS a fin de comenzar a recuperar sus poblaciones.

- A. PROPUESTA:** Incorporación del tiburón martillo común, *Sphyrna lewini*, en el Apéndice II de la Convención sobre la conservación de las especies migratorias de animales silvestres CMS
- B. PROPONENTES:** Gobierno de Costa Rica y Gobierno de Ecuador



C. DECLARACIÓN DE RESPALDO

1. Taxonomía

- 1.1 Clase:** Chondrichtios, Subclase: Elasmobranchii
1.2 Orden: Carcharhiniformes
1.3 Familia: Sphyrnidae
1.4 Género/Especie: *Sphyrna lewini*
1.5 Nombres comunes: Inglés: Tiburón martillo común
 Francés: Requin-marteau halicorne
 Español: Tiburón martillo común
 Alemán: Bogenstirn-Hammerhai
 Italiano: Squalo martello smerlato
 Portugués: Tubarão-martelo-recortado

2. Datos biológicos

El tiburón martillo común es el segundo tiburón martillo más grande, con un largo total máximo de alrededor de 12 a 13,8 pies (370 a 420 cm) (Compagno, 1984). Al nacer, las crías miden un promedio de 1,38 a 1,8 pies (42 a 55 cm) de largo (Compagno, 1984). El cuerpo del tiburón es fusiforme, con una primera aleta dorsal grande y una segunda aleta dorsal más pequeña y aletas pélvicas. Los dientes frontales del tiburón martillo común son rectos, mientras que los restantes tienen coronas oblicuas (a diferencia del tiburón martillo o cornuda gigante, que tiene dientes serrados) (figura 2).

2.1 Distribución

S. lewini es una especie de tiburón circunglobal que habita en los mares costeros cálidos templados y tropicales de los océanos Atlántico, Pacífico e Índico entre 46°N y 36°S. En el Océano Atlántico occidental, la especie se encuentra desde la región del Atlántico central de Estados Unidos hasta Uruguay, incluido el Golfo de México y el Mar Caribe. En el Atlántico oriental, se distribuye a través del Mar Mediterráneo hasta Namibia. Sperone et al. (2012) documentó la extensión de la distribución de la especie hasta el Mediterráneo central, costa afuera del sur de Italia. La distribución en el océano Indo-Pacífico incluye Sudáfrica y el Mar Rojo, a través del Océano Índico tanto en las costa oriental como occidental de la India, a lo largo de las costas occidental, septentrional y oriental de Australia, y extendiéndose hacia el Pacífico occidental hasta llegar a Japón y en dirección oeste hasta Tahití y Hawái. *S. lewini* también es endémico del Océano Pacífico oriental desde las costas del sur de California (Estados Unidos), hasta Ecuador y tal vez incluso hasta las costas del sur de Perú (figura 3).

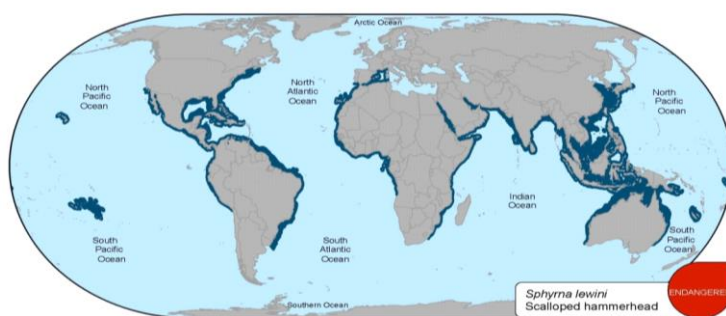


Figura 3. Mapa de la distribución de *S. lewini*. Fuente: UICN

La UICN reconoce cinco subpoblaciones de tiburón martillos comunes distribuidos entre el Pacífico oriental central y el Pacífico suroriental, el Atlántico central oriental, el Atlántico central noroccidental y occidental, el Atlántico suroccidental y el Océano Índico occidental (UICN 2014). Dada su ocurrencia mundial, se encuentra en las siguientes Áreas de Pesca de la FAO: 21, 31, 34, 41, 47, 51, 57, 61, 71, 77 y 87 (figura 4) (CITES, 2013).

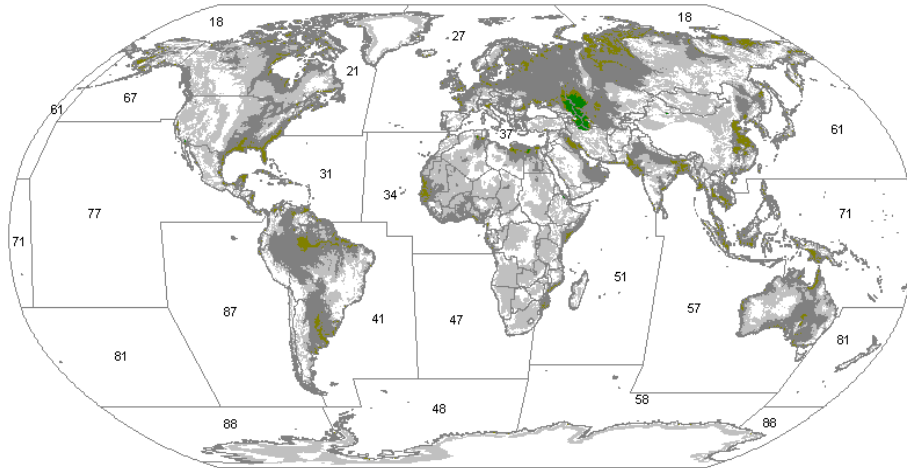


Figura 4. Áreas de pesca de la FAO para *S. lewini*. Fuente: FAO

2.2 Población:

El tiburón martillo común es una especie vivípara y longeva; la edad de los individuos más viejos se estima en 30,5 años, tanto para machos como para hembras (Piercy et al., 2007). Los análisis del ciclo reproductivo apuntan a un período de gestación de 8-12 meses con camadas relativamente grandes, entre 15-31 crías, luego de un período de descanso de un año (Compagno, 1984). Los individuos alcanzan entre 170-198cm en su primera madurez (Castro, 2011).

Océano Atlántico

Múltiples fuentes de datos del Océano Atlántico han demostrado disminuciones considerables en las poblaciones de *S. lewini*. Un índice estandarizado de tasa de capturas de un complejo de tiburones martillo a partir de los datos de las bitácoras de la pesca comercial palangrera pelágica de Estados Unidos entre 1986-2000 y a partir de datos de observación entre 1992-2005, estimaron una caída del 89% (Baum et al., 2003), mientras que los datos de observadores de palangreros pelágicos indican que el *Sphyrna* spp. disminuyó en 76% entre 1992-2005 (Camhi et al., 2009). La Figura 5 es una representación visual de los resultados del estudio sobre el Atlántico noroccidental de Baum et al. (2003).

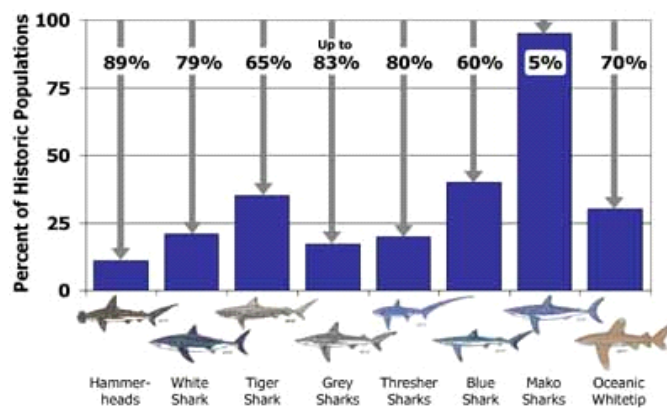


Figura 5. Agotamiento de diversos tipos de tiburones en el Atlántico noroccidental. Fuente: Baum et al. 2003. Disponible en: <http://www.sharklife.co.za>

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada según un estudio independiente y focalizado en los tiburones realizado en las costas de Carolina del Norte (EE.UU.) entre 1972-2003, apunta a una disminución de 98% del *S. lewini* en este período de 32 años (Myers et al., 2007). En las costas de Carolina del Sur (EE.UU.), Ulrich (1996) informó de una disminución del 66% en el tamaño de las poblaciones entre estimaciones de 1983-1984 y 1991-1995. Sin embargo, los análisis de series cronológicas realizados desde 1995 sugieren que la población del Atlántico noroccidental podría haberse estabilizado, pero a un nivel muy bajo (Carlson et al., 2005). Una evaluación del complejo del tiburón martillo en el Océano Atlántico noroccidental, a partir de datos de tendencias de captura y población de múltiples estudios, reveló una disminución del 72% en la abundancia entre 1981-2005 (Jiao et al., 2008).

También en el Océano Atlántico noroccidental, Hayes et al. (2009) realizaron la evaluación más reciente usando dos modelos de excedente de producción. A partir de ese estudio, se estimó que el tamaño de la población en 1981 estaba entre los 142.000 y 169.000 tiburones, pero disminuyó a unos 24.000 en 2005 (una reducción del 83%-85%).

La observación más reciente realizada en la zona occidental del Océano Atlántico del norte y del sur de un tiburón martillo extraño, estrechamente relacionado pero evolutivamente diferente del *S. lewini* sugiere que este nuevo linaje fue anteriormente combinado en los datos y evaluaciones de captura con el *S. lewini* (Quattro et al., 2006; Pinhal et al., 2011; Naylor et al., 2012). En consecuencia, las poblaciones pueden ser incluso inferiores de lo que se ha informado a la fecha.

Una meta-análisis de múltiples series temporales de distintos tipos de artes en el Mar Mediterráneo apunta a disminuciones del complejo del tiburón martillo de hasta 99,9% en diferentes períodos, en un caso desde comienzos del siglo XIX (Ferretti et al., 2008). En otras partes del Océano Atlántico oriental, por lo general no se dispone de datos sobre tendencias en la abundancia. Sin embargo, se revela que en el Atlántico central nororiental y central oriental podrían esperarse tendencias para las poblaciones de tiburones martillo (agrupadas) similares a las documentadas para el Atlántico noroccidental. Esto se debe a que las flotas de palangreros de estas áreas ejercen un esfuerzo de pesca comparable, y se ha visto que el esfuerzo se desplaza desde las aguas del Atlántico occidental hacia el oriental (Buencuerpo et al., 1998).

En el Océano Atlántico suroccidental costa afuera de Brasil, los datos de la pesca centrada en los tiburones martillo indican que la CPUE de redes de enmalle de fondo se redujo en 80% desde 2000-2008 (FAO, 2010). La pesquería dedicada del tiburón martillo se abandonó después de 2008 porque la especie se tornó escasa (CITES, 2013). También en las costas de Brasil, los análisis de la CPUE de las pesquerías costeras indican que las hembras adultas de *S. lewini* disminuyeron entre 60%-90% entre 1993-2001 (Vooren et al., 2005). Sin embargo, la CPUE nominal a partir de los datos de las bitácoras de la pesca comercial para el complejo del tiburón martillo capturados por la flota palangrera del atún de Brasil entre 1978-2007, indicaron una tendencia relativamente estable (CITES, 2013). Esto señala que las disminuciones pueden ser incluso más graves en las zonas costeras donde el *S. lewini* es más común.

Los desembarques industriales del complejo del tiburón martillo (principalmente *S. lewini* y *S. zygaena*) en el Estado de Santa Catarina, al sur de Brasil, alcanzaban las 6,7 t en 1989, llegando a un máximo de 570 t en 1994, debido al rápido desarrollo de la pesca con redes. Luego, se produjo un descenso a 202 t en 1998, 353 t en 2002 y 381 t en 2005 (CITES, 2013). Por último, en 2008 la producción llegó solo a 44 t sin recuperarse nunca a los niveles de 1994. Sin embargo, Vooren et al. (2005) comentaron que las estadísticas de pesca solo se relacionan con los cadáveres desembarcados y por lo tanto, la real extensión de las capturas es desconocida.

En el sudeste de Brasil, las estadísticas de pesca incluyen *S. lewini* y *S. zygaena* en la categoría de “tiburones martillo”, de los cuales alrededor del 80% son *S. lewini* (CITES, 2013). Se observaron reducciones de la CPUE (kg/viaje) de 93% y 96% para esta “categoría”, a partir de buques palangreros y con redes de enmalle de fondo, respectivamente, en el Estado de Santa Catarina (Kotas et al., 2005).

Utilizando el análisis de modelos de covarianza y modelos lineales generalizados aplicados a la pesca con redes de enmalle a lo largo de las costas meridionales de Brasil, Kotas et al. (2008) revelaron una disminución de la captura y de la CPUE de más de 80% para el complejo del tiburón martillo entre 1995 y 2005.

Las muestras de tiburones martillo tomadas entre 1995 y 2008 desde los buques con redes de enmalle y palangreros en operación en los puertos de Itajaí y Ubatuba (al sur y sudeste de Brasil) indican que el *S. lewini* está sufriendo altos niveles de mortalidad a partir de la pesca durante su ciclo vital completo, en otras palabras, desde las zonas de nacimiento (largos totales (LT) de los tiburones martillo entre 50 cm y 60 cm) a través de la placa continental donde viven juveniles y adultos, y sub-adultos (60 cm a 180 cm LT), así como a mar abierto en las laderas y fronteras de la placa continental donde se encuentran adultos (180 a 370 LT). Hasta 2008, las embarcaciones con redes de deriva normalmente atrapaban tiburones martillo de entre 70 cm y 370 cm LT (modo 180 cm) (CITES, 2013). Este modelo insostenible de explotación pesquera en los diferentes tamaños de *S. lewini* (neonatos-juveniles-adultos), provocado por la presión económica de proveer aletas de tiburón martillo en el mercado internacional, es la principal causa en la reducción de las poblaciones de tiburones martillo al sur y sudeste de Brasil.

La pesca industrial en profundidad con redes de enmalle en la zona sur de Brasil es una gran amenaza para el reclutamiento de tiburones martillo costeros. Las muestras de desembarques de esta flota en el puerto de Itajaí, estado de Santa Catarina, entre 2008 y 2009, apuntan a capturas de neonatos y juveniles de *S. lewini* cuyos tamaños (LT) oscilan entre 43,7 cm y 137,5 cm. El tamaño medio de captura fue de 70,2 cm (LT) (n = 1019). Las observaciones biológicas entre 1993 y 2006 de *S. lewini* capturados con redes de enmalle, palangres y redes de cerco en las costas al sur de Brasil indican que los machos de esta especie maduraban a los 140 cm, con el 100% maduro más allá de los 250 cm LT (CITES, 2013). Galina y Vooren (2005) encontraron que el tamaño de la primera reproducción de *S. lewini* era de 192 cm (machos) y de 204 cm (hembras).

El esfuerzo de pesca concentrado en primavera y verano (período de reproducción de la especie), así como en las zonas de parto y agua someras y las zonas de apareamiento en los bancos de las laderas, provocó una disminución rápida de las capturas de *S. lewini* en el sudeste y sur de Brasil hasta fines de 1990 (Kotas 2004; Vooren et al. 2005). Este fenómeno hizo que la pesca de la especie se tornara económicamente inviable (Kotas et al., 2001).

Vooren et al. (2005) observó los desembarcos de la flota industrial en el puerto de Río Grande (Estado de Río Grande do Sul) entre junio de 2002 y julio de 2003, donde encontró *S. zygaena* en el 25% de las capturas de la flota con redes de enmalle y en el 9% de las capturas con redes de cerco. Sin embargo, los autores afirman que la CPUE de los tiburones martillo capturados con redes de enmalle disminuyó drásticamente, desde 0,37 t por salida en 2000 a 0,13 t por salida en 2002.

Océano Pacífico

En México, las poblaciones, las capturas y los desembarques de diversas especies de tiburones han disminuido (Soriano et al 2011). Las capturas de tiburones indican una caída sostenida en los últimos 10 años (DOF, 2012). La tendencia general de producción de tiburones en los estados de Sinaloa y Sonora oscilan, con una tendencia negativa clara (INP 2000). En Sonora, se capturaron un

máximo de 7.000 t en 1980, cifra que disminuyó a 3.000 t en 2000, mientras que en Sinaloa, se atrapó un máximo de 5.000 t en 1980, con una baja a 1.500 t en 2000 (INP 2000).

En el Océano Pacífico mexicano, la CPUE de la flota palangrera de pesca (100 anzuelos de pesca) para el *S. lewini* mostró una tendencia a la baja de 0,19 en 1987 a 0.03 en 1999 (INP 2000). En el golfo de Tehuantepec, las capturas de *S. lewini* disminuyeron de un máximo de 300 t en 1997 a unas pocas toneladas en 2006 (Carta Nacional Pesquera 2010). Desde 2008 a 2010, la captura anual de *S. lewini* en la zona sur del Pacífico mexicano mostró una tendencia a la baja (Soriano et al 2011).

En las costas de América Central, los tiburones martillo grandes solían ser abundantes en aguas costeras pero se informó de su agotamiento en los años setenta (Cook, 1990). En el Pacífico oriental, se descubrió una serie de poblaciones separadas y posiblemente pequeñas de *S. lewini* (Nance et al., 2011). Puesto que las pesquerías de pequeña escala capturan principalmente juveniles, las agregaciones costeras de tiburones juveniles son particularmente vulnerables a los métodos de pesca incluso más simples, situación que es responsable del colapso de las poblaciones cerca de las zonas costeras de Costa Rica, según testimonios de pescadores artesanales (Bystrom & Cardenas-Valenzuela, en imprenta). Por consiguiente, el *S. lewini* es muchísimo menos abundante que en el pasado (Nance et al., 2011). Myers et al. (2007) determinó una disminución del 71% en las poblaciones de *S. lewini* en el Parque Nacional de las Islas Cocos (Costa Rica) entre 1992-2004, pese a que la zona fue designada como una “zona libre de capturas”. En general, la captura de tiburones en Costa Rica muestra una disminución del 60% en términos de la abundancia relativa desde 1991 hasta 2001 (Arauz et al., 2004).

En Colombia, aunque existen datos de captura de la especie en las pesquerías industriales y artesanales, no hay información sobre la CPUE, lo que hace difícil inferir las tendencias de la población; no obstante, es evidente que la mayoría de los individuos capturados (73.7%) son capturados por debajo del tamaño de madurez (200 cm LT) calculado para la especie en el Pacífico colombiano (Tapiero, 1997; Mejía-Falla & Navia, 2011); además, Mejía-Falla & Navia (2010) mencionaron la disminución de juveniles en la pesca de arrastre del camarón entre 1995 y 2004, y no cuentan con informes de la especie en 2007. En el Pacífico colombiano, Mejía-Falla & Navia (2010) descubrieron un colapso casi total de juveniles provocado por la flota nacional de arrastre camaronera entre 1995-2004.

En Ecuador, los registros de capturas combinadas para *S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena* indicaron un máximo de desembarques de aproximadamente 1000 t en 1996, seguido de una disminución hasta 2001 (Herrera et al. 2003). Los desembarques de *S. lewini* atrapados por las flotas artesanales palangreras y de redes de deriva en el Puerto de Manta (que da cuenta de alrededor del 80% de los desembarques en Ecuador) eran de aproximadamente 160 t en 2004, 96 t en 2005 y 82 t en 2006 (Martínez-Ortíz et al., 2007).

La captura incidental de *S. lewini* por buques atuneros que usan redes de cerco en el Pacífico oriental muestran una tendencia a la baja desde una máxima de 1.009 ejemplares en 2002 a 247 ejemplares en 2011 (CIAT, 2012). Por otra parte, los ejemplares de *S. mokarran* llegaron a un máximo de 189 en 2003 y disminuyeron a 21 en 2011, mientras que *S. zygaena* alcanzaron los 1.205 en 2004 y disminuyeron a 436 en 2011 (CIAT, 2012).

Una evaluación independiente de capturas de tiburón en el Programa de Control de Tiburones de Queensland –diseñado para examinar las tendencias a largo plazo (set de datos de 44 años) en las poblaciones de tiburones– descubrió que las tasas de captura de los tiburones martillo había disminuido en más de 85% desde el inicio del programa (set de datos de 44 años). Los resultados preliminares de este estudio apuntan a una disminución general a largo plazo de tiburones martillo en las regiones de Cairns y Townsville, donde se centró el estudio (Simpfendorfer, 2005). Noriega

et al. (2011) analizaron datos de 1996-2006 para pescas con redes de enmalle y líneas cebadas en bidones (*drum line*) en Australia nororiental, en el marco del Programa de Control de Tiburones de Queensland, y descubrieron una merma considerable en el largo total de hembras *S. lewini* y un aumento en la CPUE.

Océano Índico

Entre 1978 y 2003, la CPUE de *S. lewini* en redes para tiburones instaladas en las playas de Kwa-Zulu Natal, Sudáfrica, se redujo considerablemente de aproximadamente 5,5 tiburones/km red/año a unos 2 tiburones/km red/año (Dudley & Simpfendorfer, 2006). Estos datos de las tendencias indicaron una disminución de ~ 64% durante un período de 25 años. Dudley & Simpfendorfer (2006) también informó de grandes capturas de *S. lewini* neonatos por parte de arrastreros camaroneros en el banco de Tugela, Sudáfrica, desde alrededor de 3.288 ejemplares en 1989 a 1.742 en 1992.

Si bien se han realizado pocas evaluaciones formales de las poblaciones de tiburones martillo en Australia occidental, se observó una disminución del 50%-75% en la CPUE del tiburón martillo en las pesquerías costeras del tiburón del norte en Australia occidental para 2004-2005, en comparación con las cifras de 1997-1998 (Heupel & McAuley 2007).

En el caso del Océano Índico, faltan datos, no existe una evaluación cuantitativa de las poblaciones ni indicadores de pesca para el *S. lewini*. En consecuencia, el estado de las poblaciones es altamente incierto. A menudo atrapado en una serie de pesquerías del Océano Índico, el *S. lewini* es vulnerable a ellas, especialmente la pesca con redes de enmalle. Las pesquerías costeras a menudo explotan a los recién nacidos que se encuentran en los sitios costeros someros de cría. Si se mantiene o se aumenta el actual esfuerzo pesquero, ocurrirán más disminuciones en la biomasa y la productividad. (CAOI, 2005).

2.3 Hábitat

El tiburón martillo común es un tiburón pelágico costero y semi-oceánico. La especie se encuentra sobre las placas continentales e insulares, así como en las aguas profundas adyacentes (Ebert et al., 2013). El Tiburón martillo común se distribuye desde las zonas costeras intermareales y los estuarios hasta las aguas costa afuera a profundidades de hasta 900 pies (275 metros) (Castro, 2011). Lo juveniles viven en zonas costeras y migran hacia aguas más profundas a medida que crecen, mientras que se han visto agregaciones de adultos en montes submarinos e islas oceánicas (Hearn et al., 2010).

2.4 Migraciones

S. lewini es una especie agrupada de migración estacional en partes de su distribución, a menudo formando cardúmenes de grandes cantidades de individuos en islas pequeñas y montes submarinos antes de salir mar adentro (Ketchum et al., 2014). El *S. lewini* es la única especie de pez martillo que se sabe forma cardúmenes. Los individuos en desarrollo realizan migraciones horizontales desde las bahías costeras a los hábitats pelágicos (Ketchum et al., 2014). Las crías de la especie tienden a permanecer en las zonas costeras, cerca del fondo, registrándose altas concentraciones durante el verano en estuarios y bahías (Clarke, 1971; Bass et al., 1975). La especie se segrega por sexo y en el Golfo de México y el norte de Australia, se observaron hembras preñadas, de una longitud mayor a 1,5m, las que migraban hacia áreas costeras someras para parir, mientras que los machos, inferiores a 1 m de largo, se encuentran a lo largo de la placa continental. Además de la migración a través de la placa, se ha observado movimiento de tiburones martillos a lo largo de la placa en Sudáfrica y la zona norte de Australia. Se registró la migración de grandes cardúmenes de

tiburones juveniles a latitudes más altas durante el verano (Stevens & Lyle, 1989), lo cual apoya las conclusiones de Duncan et al (2006) respecto de que las poblaciones de sitios de reproducción vinculadas por líneas costeras continuas tienen una alta conectividad. Hay una conectividad de *S. lewini* en el Pacífico oriental entre la Isla Malpelo, Colombia, la Isla Cocos, Costa Rica y las Islas Galápagos, Ecuador, según Bessudo et al.(2011), quien registró la migración de individuos entre Malpelo y Cocos (627 km) y entre Cocos y las Islas Galápagos (710 km) un mes después.

3. Datos sobre las amenazas

3.1 Amenazas directas a la población

Debido a que el género *Sphyrna* contiene tres especies, es difícil diferenciar entre *S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena*. En efecto, una fusión de registros de captura y estimaciones de tendencias en la abundancia registra a los tiburones martillo como un complejo. Los análisis de las tendencias de la abundancia regional de los datos de tasas de captura específicos para el *S. lewini* y este complejo de tiburones martillo han revelado disminuciones considerables en la abundancia, desde 83%-85% en los últimos años, con estimaciones locales de hasta 99% (Hayes et al., 2009).

Aunque algo de la captura del *S. lewini* tiene que ver con su carne, normalmente juveniles por parte de pescadores artesanales costeros, la especie es altamente cotizada por el mercado de las aletas de tiburón debido al tamaño de su aleta y al gran número de rayos en sus aletas (i.e. ceratotrichia) (Rose, 1996). Los individuos se capturan en una variedad de pesquerías, incluidas operaciones comerciales de pequeña escala, pesquerías costeras industrializadas (buques de arrastre camaroneros), y operaciones pelágicas costa afuera. Los tiburones martillo generalmente no son una especie objetivo sino que sufren altos niveles de pesca incidental y mortalidad en los buques (Morgan & Burgess, 2007). Los aumentos recientes en el esfuerzo general de los palangres, junto con el crecimiento considerable de las pesquerías de redes de cerco, han provocado incrementos notables en la mortalidad de los peces durante las últimas dos décadas (Williams & Terawasi, 2011). Las Figuras 6 y 7 muestran los desembarques totales de la familia junto con dos especies individuales, incluidos el *S. lewini*.

Especies	Desembarcos mundiales (toneladas)										2010
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	
(<i>Sphyrnidae</i> spp.)	2053	2282	2101	1773	1038	3131	3574	4963	4541	4306	5786
<i>Sphyrna lewini</i>	262	515	798	425	492	328	224	202	158	109	336
<i>Sphyrna zygaena</i>	37	27	40	119	207	298	183	321	380	134	65

Figura 6. Desembarcos mundiales de Sphyrnidea spp, *S. lewini* y *S. zygaena*. Fuente: Estadísticas de captura de la FAO para 2000-2009

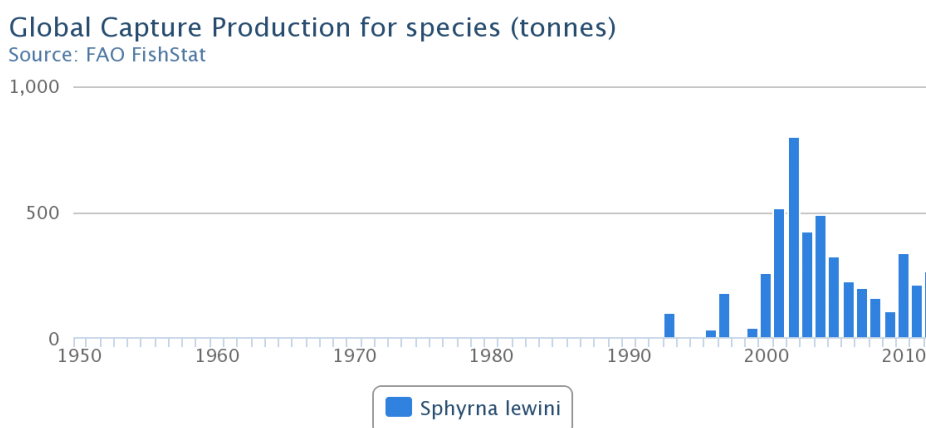


Figura 7. Producción mundial de capturas para *S. lewini*. Fuente: FAO FishStat

Océano Atlántico

En el Océano Atlántico noroccidental, *S. lewini* es la pesca objetivo e incidental de las pesquerías de palangreros de fondo y pelágicos, así como de pesquerías costeras con redes de enmalle. En Estados Unidos, los titulares de licencias de palangres para tiburones informaron que los tiburones martillo componían la mayoría de sus capturas de especies migratorias (Departamento de Comercio de Estados Unidos, 2011). En Belice, hubo una pesca intensiva de tiburones martillo por parte de las pesquerías palangreras en los años ochenta y principios de los noventa (CITES, 2013). Las entrevistas con los pescadores indican que la abundancia y el tamaño de la familia de los Sphyrnidos ha disminuido de manera dramática en los últimos 10 años como resultado de la sobreexplotación, lo que detuvo por completo la pesquería del tiburón con base en Belice (CITES, 2013). Sin embargo, la presión de la pesca del tiburón martillo sigue siendo alta a través de la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada (INDNR) (CITES, 2013). De hecho, la pesca INDNR del tiburón es una inquietud mundial y la práctica distorsiona las estadísticas de capturas (Fisher et al., 2012).

En Brasil *S. lewini* enfrenta presiones de pesca en toda su distribución y en todas sus etapas vitales por parte de operaciones pesqueras tanto en la costa como en la placa continental que se dirigen a los juveniles (Vooren & Lamónaca 2003; Vooren et al. 2005; Kotas et al., 2005; Doño, 2008) y por pesquerías más industrializadas cuya captura incluye adultos en los márgenes de la placa continental (Zerbini & Kotas, 1998; Kotas et al., 2008;). Como resultado de esta presión de pesca combinada, la abundancia del *S. lewini* en la región ha disminuido considerablemente (Kotas et al., 1998; Vooren et al., 2005).

S. lewini es atrapado tanto por pesqueros artesanales costeros como por pesquerías europeas costa afuera que operan a lo largo de la costa de África Occidental. Un estudio sobre las tasas de pesca incidental realizado en los buques arrastreros congeladores europeos que persiguen peces pelágicos pequeños en las costas de Mauritania entre 2001 y 2005, mostró que el complejo tiburón martillo representaba el 42% de la pesca incidental total durante este período (Zeeberg et al., 2006). El Taller Subregional para la Ordenación Sustentable de Tiburones y Rayas en África Occidental (26-28 de abril de 2000 en San Louis) advirtió la alta amenaza que enfrentan los tiburones en la región de África Occidental y una merma considerable en la CPUE de tiburones y rayas totales. Walker et al. (2005) también observó la inquietud respecto del *S. lewini* en las costas de Mauritania, cuya pesquería captura exclusivamente juveniles. El aumento de la focalización en los tiburones comenzó en los años setenta, cuando una comunidad pesquera ghanesa se instaló en Gambia y creó una red comercial a través de la región que estimulaba a los pescadores locales a capturar tiburones

para exportarlos a Ghana. En los años ochenta, muchos pescadores se especializaban en atrapar tiburones, provocando el declive de las poblaciones totales de la especie (Walker et al., 2005).

S. lewini también es frecuentemente atrapado por las pesquerías de redes de arrastre y redes de enmalle a lo largo de la costa de África Occidental desde Mauritania hasta Sierra Leona (CITES, 2013). En 1975, se introdujo en Sierra Leona una pesquería artesanal especializada en especies de carcharhinidos y sphyrnidos y desde entonces, las presiones de pesca han sido permanentes (CITES, 2013). Mauritania acaba de comenzar a informar las capturas a la FAO y el nivel de 2010 es el más alto informado por un país desde 2003.

Océano Pacífico

A lo largo del Océano Pacífico oriental, los juveniles de *S. lewini* son explotados de manera intensiva en pesquerías dirigidas y también constituyen la pesca incidental de los arrastreros camaroneros y pesquerías costeras enfocadas en los peces teleósteos. Un aspecto preocupante es el aumento en la presión pesquera por parte de las flotas palangreras internacionales en el Pacífico central oriental y el Pacífico suroriental, motivado por una creciente demanda por aletas. Además, a medida que las pesquerías tradicionales y costeras de América Central se agotan, las flotas nacionales aumentan la presión en los sitios de agregación de adultos como las Islas Cocos y las Islas Galápagos, o en las laderas de la placa continental donde se pueden obtener altas tasas de captura de juveniles (Vargas & Arauz, 2001).

En México, *S. lewini* es una de las principales especies de tiburones atrapadas en las pesquerías artesanales (Rustrian, 2010). En Oaxaca, se considera la especie de tiburón más importante en términos comerciales y domina las capturas de la región, con un 64% del total en la flota artesanal (Bejarano-Alvarez, 2007). En Michoacán, los tiburones martillo representan el 70% de las capturas de tiburones y los esfuerzos se dirigen a los juveniles y hembras preñadas en las zonas de reproducción. Puesto que las poblaciones de tiburones martillo son sensibles a los cambios en estructura y tamaño, Anislado-Tolentino (2001) sugirió que el *S. lewini* ha reducido su tamaño en la primera madurez, una consecuencia natural que es además un indicador de la sobrepesca. Anislado-Tolentino (2001) también reveló que la tasa de explotación era 0,66, indicando que la captura de los tiburones martillo supera a la mitad de la población, llevando a la sobreexplotación en la región.

Sobre la base de la información provista por cada país, *S. lewini* representó el 51% del total de las capturas de tiburón, principalmente neonato, en 2009 en América Central. Durante la realización de este estudio, se reveló que las mayores capturas de *S. lewini*, especialmente juveniles, fueron en El Salvador. En 2009, Siu Navarro (2012) concluyó que la pesca en las zonas de cría tenía un efecto negativo en la “biomasa” de la especie.

En Colombia, la especie se captura regularmente en pesquerías con redes de deriva, aunque también se captura con redes de mano y palangres, y en las pesquerías de arrastre camaroneras durante todas las etapas de su vida, lo que indica una enorme amenaza a la especie (Mejia-Falla & Navia, 2011).

Océano Índico

S. lewini son a menudo el objetivo de las pesquerías semi-industriales, artesanales y recreativas y la pesca incidental de las operaciones industriales (pesquerías de palangre pelágicas del atún y el pez espada y con redes de cerco) en el Océano Índico. Hay poca información sobre las pesquerías antes de los años setenta, y algunos países se niegan a recopilar datos sobre tiburones. Otros sí recopilan datos, pero no los informan a la Comisión del Atún del Océano Índico. Parece ser que en muchos países capturas considerables de tiburones no han sido registradas y muchos de los registros de pesca probablemente no muestran las cifras reales de la captura del tiburón. *S. lewini* se captura en

diversas pesquerías del Océano Índico Occidental, Los países con operaciones importantes dirigidas a la especie son Maldivas, Kenya, Mauricio, Seychelles y la República Unida de Tanzania, donde los tiburones están considerados totalmente sobreexplotados (Young, 2006).

S. lewini es una de las cinco especies dominantes de la captura del tiburón en Omán. Henderson et al. (2007) encuestó los sitios de desembarque en Omán entre 2002 y 2003 e informó mermas considerables en las capturas de *S. lewini* en 2003, mientras que las entrevistas informales con los pescadores revelan una tendencia general de disminución en las capturas del tiburón durante los últimos años, particularmente especies pelágicas grandes (Henderson et al., 2007). *S. lewini* fue una de las principales especies de tiburones atrapadas por palangreros extranjeros con licencia para operar en aguas mozambiqueñas en 2010 y por parte de la flota de palangreros establecida en la Isla Reunión (CAOI 2011).

La presión pesquera es intensa en las costas de todo el sudeste asiático y los juveniles y neonatos son muy explotados, donde altas cifras de tiburones inmaduros se capturan en otras zonas (SEAFDEC, 2006). En las costa de Indonesia, *S. lewini* es un objetivo y la pesca incidental de diversas pesquerías palangreras, de redes de enmalle enfocadas en el atún y de arrastre en diversas zonas de la región (White et al., 2006; SEAFDEC, 2006). También se informa de buques extranjeros que persiguen a los tiburones en las aguas al este de Indonesia (Clarke y Rose 2005). Dada las marcadas bajas en la abundancia de la especie en zonas para las cuales se cuenta con datos, existen motivos para sospechar que también se han producido disminuciones en otras zonas del Océano Índico y el Pacífico occidental, donde la presión de la pesca es alta.

India respondió a la solicitud de consulta de Estado de distribución de Estados Unidos y aportó la siguiente información. *S. lewini* es atrapado con redes de flotadores y de enmalle de fondo, palangres flotadores y reinal en India. Se utiliza fresco y seco-salado para consumo humano, el hígado se procesa para obtener aceite y las aletas tienen un alto valor de exportación. Durante 2000-2002, *S. lewini* dio cuenta del 8,1% del total de desembarques de tiburones en el puerto pesquero de Cochin, con tamaños que fluctúan entre los 1,2 a 1,5 m. Desde 2007-2011 *S. lewini* constituyó el 8,1% al 16,1% del total de desembarques de tiburones en Cochin con una disminución general del tamaño con el tiempo. Los actuales desembarques muestran una tendencia al alza, pero con grandes cantidades de tiburones pequeños, lo cual constituye un signo de sobreexplotación.

3.2 Destrucción de hábitat

Los ecosistemas costeros que sirven de sitios de cría para diversas especies de tiburones, entre ellos tiburones martillo, enfrentan tanto amenazas ambientales como antropogénicas a su integridad (Knip et al., 2010). Las amenazas ambientales incluyen fluctuaciones en temperatura y salinidad debido al aumento en las temperaturas del agua y otros factores del cambio climático (Masselink et al., 2008) mientras que las prácticas de pesca (Pauly et al., 1998) y la degradación y pérdida del hábitat provocadas por la instalación de asentamientos humanos, incluido el dragado, la construcción, la contaminación y la deforestación, están entre las principales amenazas provocadas por el hombre a las poblaciones de tiburones costeros (Suchanek, 1994; Vitousek et al., 1997). Además, esta disminución de los grandes tiburones de los ecosistemas costeros ha provocado una cascada trófica con enormes consecuencias ecológicas (Baum & Myers, 2004).

3.3 Amenazas indirectas (contaminantes del ecosistema)

Los altos niveles de contaminantes del ecosistema (policlorobifenilos (PCB), compuestos organoclorados y metales pesados) que se bioacumulan y se biomagnifican a altos niveles tróficos, están asociados con la infertilidad en los tiburones (Stevens et al. 2005). Los altos niveles de OH-PCB clorados predominaban en los *S. lewini* en las aguas costeras de Japón (Nomiya et al.,

2011). Escobar-Sanchez et al. (2010) descubrieron que los niveles de mercurio en *S. zygeana* tomados del Pacífico mexicano estaban dentro de los niveles de seguridad alimentaria. Sin embargo, en un estudio más reciente de Maz-Courrau et al. (2012), los niveles de mercurio en *S. zygeana* de la península de Baja California superaban el límite especificado por el Gobierno mexicano para consumo humano.

3.4 Amenazas directas con las migraciones

La reubicación de *S. lewini* en las áreas a mar abierto dejan al tiburón martillo común en una situación de mucha vulnerabilidad ante la pesca (Ketchum et al., 2014). *S. lewini* se capturado como objetivo y como pesca incidental en las pesquerías nacionales dentro de las Zonas Económicas Exclusivas y en pesquerías multinacionales en alta mar. Los patrones de migración de las especies entre zonas costeras someras y zonas a mar abierto de aguas profundas hacen que sean vulnerables a una variedad de tipos de artes utilizados por diferentes pesquerías ya sea pequeñas o comerciales a gran escala.

Debido a que el *S. lewini* normalmente migra entre las ZEE de diferentes Estados hacia alta mar, ninguna parte de una población determinada se puede beneficiar plenamente de las medidas de ordenación que un Estado único de la distribución decida adoptar en sus aguas. Por su parte, las protecciones regionales aplicadas por algunas organizaciones regionales de ordenación pesquera (OROP) reducirán algunas de las amenazas provenientes de flotas palangreras y de red de cerco destinadas al atún y al pez espada, pero estas medidas no ofrecen protección total frente a la totalidad de las operaciones de pesca que se llevan a cabo en la región.

3.5 Uso nacional e internacional

La carne de juveniles de *S. lewini*, a menudo comercializada con nombres de otros peces locales, es de consumo común en América Central. Según Vannuccini (1999), los países para los cuales hay registros de consumo de carne de tiburón martillo (usualmente salada o ahumada) son México, Mozambique, Filipinas, Seychelles, España, Sri Lanka, China (Taiwán), Tanzania y Uruguay. Las mandíbulas y dientes de la especie también se recogen y venden como curiosidades marinas. Otro producto extraído es el aceite de hígado (CITES, 2013). Sin embargo, el factor más importante que impulsa la pesca de la especie es la demanda internacional de aletas de tiburón.

Corte de aletas o aleteo

Las aletas del tiburón martillo son particularmente apreciadas en el mercado internacional debido a su gran tamaño y alto número de aguas (ceratotrichia) (Rose, 1996). Según las guías japonesas de aletas (Nakano, 1999), las aletas de *S. zygaena*, morfológicamente similares a las del *S. lewini*, son delgadas y en forma de media luna, con una aleta dorsal cuya altura supera la base. Debido al mayor valor asociado con las aletas triangulares más grandes de los tiburones martillo, los comerciantes las separan de las aletas de carcharhinidos, las que normalmente se juntan en un solo grupo. Una evaluación del mercado de la aleta de tiburón realizado en Hong Kong RAE reveló que diversas categorías del mercado chino contienen aletas de especies de tiburón martillo: “Bai Chun” (*S. lewini*), “Gui Chun” (*S. zygaena*), “Gu Pian” (*S. mokarran*), y la categoría general “Chun Chi”, que contiene *S. lewini* y *S. zygaena* en un coeficiente estimado de 2:1, respectivamente. Las pruebas de DNA realizadas a aletas de tiburón obtenidas del mercado de Hong Kong revelaron que aproximadamente el 6% de las aletas identificadas eran del complejo del tiburón martillo (Clark et al., 2006b). A partir de esta información, los científicos estimaron que entre 1,3 millones y 2,7 millones de tiburones martillo común y cornudas cruz son explotados para el comercio de aletas todos los años, una cantidad equivalente a una biomasa de 49.000–90.000t (Clarke et al., 2006a).

La pesca del tiburón martillo para fines recreativos también se da en algunas zonas costeras, incluida la totalidad de la línea costera del sudeste de Estados Unidos y el sur de Brasil entre noviembre y marzo (verano).

Comercio ilegal

Existe poca regulación del comercio de esta especie y se desconoce la extensión de las actividades del comercio ilegal. Aunque *S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena* están en el Apéndice II de CITES, la implementación se retardó 18 meses (septiembre de 2014) y cinco países plantearon reservas (Canadá, Guyana, Japón, Yemen) (CITES, 2014).

La mayoría de los reglamentos de las OROP y algunas leyes nacionales prohíben el aleteo de los tiburones en alta mar (deshacerse del cadáver y traspasar las aletas en el mar). Salvo por el aleteo de tiburones en el mar, que está prohibido por la mayoría de los reglamentos de las OROP y algunas leyes nacionales, hay poco control del comercio de esta especie (sin embargo, vea la disposición de 2010 CICA más abajo). Otros países han aplicado prohibiciones abiertas contra el comercio de tiburones. Por ejemplo, Bahamas prohíbe la venta, importación y exportación de tiburones, partes de tiburones y productos de tiburones dentro de sus aguas. Las Maldivas y las Islas Marshall también prohíben el comercio de la especie, mientras que Honduras declaró una moratoria en la pesca del tiburón en sus aguas territoriales. Además, Guam y la Mancomunidad de las Islas Marianas del Norte (territorios de Estados Unidos) ambos prohíben la venta o el comercio de aletas de tiburón en sus aguas. A los miembros de la CICA no les está permitido retener, traspasar, desembarcar, almacenar, vender u ofrecer a la venta cualquier parte o el cadáver completo de un tiburón martillo de la familia *Sphyrnidae* (salvo *S. tiburo*). Aunque los Estados costeros en desarrollo están eximidos de esta prohibición, deben velar porque los *Sphyrnidae* no ingresen al comercio internacional. Por lo tanto, no debería haber actividades comerciales a partir de las pesquerías en el marco de la CICA. Hasta la fecha, el Comité de Cumplimiento de la CICA no ha revisado la implementación de la medida por parte de las Partes involucradas. Ninguna de las Partes de la CICA ha informado acerca de la implementación de la medida, de manera que se desconoce cuánto de su comercio internacional puede ser infractor. Es muy posible que ni los países exportadores ni importadores de estos productos hayan adoptado regulaciones nacionales para controlar o impedir dicho comercio. Además, no todos los posibles países importadores son partes de la CICA y pueden no estar al tanto de que deben cumplir la medida ni se les exige hacerlo.

Las actividades de pesca INDNR registran tiburones martillo. Por ejemplo y según consta, había alrededor de 120 buques palangreros operando ilegalmente en las aguas costeras occidentales del Océano Índico antes de 2005 y se espera que esta cifra aumente (CAOI 2005). Estos buques estaban principalmente tras *Sphyrna* spp y *Rhynchobatus djiddensis* por sus aletas (Dudley y Simpfendorfer, 2006). En otras áreas del Océano Índico también se informa pesca ilegal de parte de buques industriales y aleteo de tiburones (Young, 2006).

También ha habido un gran aumento de pesca INDNR en el norte de Australia en los últimos años (J. Stevens, pers. obs.). Lack & Sant (2008) compilaron una evaluación sobre pesca ilegal (no declarada, no regulada) de tiburones martillo a partir de la bibliografía disponible. Los autores descubrieron que el *Sphyrna* spp. y el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) eran las especies citadas con mayor frecuencia en la pesca ilegal. Las actividades más recientes relacionadas con la pesca ilegal, en 2011, cadáveres de tiburones ballena encontrados en el Santuario Natural de Malpelo (Colombia).

En Belém, norte de Brasil, en mayo de 2012, una operación de vigilancia requisó una carga no declarada de más de 7 toneladas de aletas de diversas especies, sin sus respectivos cadáveres. En las fotografías del decomiso es posible distinguir aletas “largas” tomadas de tiburones martillo.

4. Estado y necesidad de protección

4.1 Estado de protección nacional

En 1998, el Instituto Brasileño del Ambiente y Recursos Renovables Naturales (IBAMA) tomó la primera medida para controlar el aleteo (cortar la aleta y deshacerse del cadáver de los tiburones martillo) (Portaria IBAMA 121, 24/08/1998), que implicó la prohibición de la práctica en todos los buques que operan en aguas brasileñas (Kotas et al., 2005; Kotas et al., 2000). Puesto que la aplicación de la ley resultó compleja, se recomendó el desembarco de los cadáveres con las aletas adosadas al cuerpo (tanto del tiburón martillo como de otras especies de tiburones). En 2004, se publicó el Memorandum Normativo MMA N° 05 que establece la lista de animales amenazado por la extinción y las especies sobreexplotadas en Brasil. *S. lewini* y *S. zygaena* forman parte del listado de especies sobreexplotadas.

Honduras declaró sus aguas nacionales como un “Santuario de tiburones” el 18 de julio de 2011, prohibiendo la captura de todas las especies de tiburones y la práctica de aleteo.

S. lewini debería beneficiarse de leyes promulgadas por la Polinesia Francesa (2006), Palau (2003, 2009), Maldivas (2010), Honduras (2011), Las Bahamas (2011), Tokelau (2011) y las Islas Marshall (2011) que prohíben la pesca del tiburón en sus ZEE. Otros países cuentan con áreas protegidas donde no se permite la pesca del tiburón, como las Islas Cocos Island (Costa Rica), el Santuario de Malpelo (Colombia) y la Reserva Marina de las Islas Galápagos (Ecuador). Algunos países, como Estados Unidos, Chile y Costa Rica exigen que el tiburón sea descargado con sus aletas naturalmente adosadas. La prohibición del aleteo en los tiburones implementada por 21 países, la Unión Europea y nueve OROP también podría ayudar a reducir algo de la mortalidad de los tiburones (Camhi et al., 2009).

En Estados Unidos, el *S. lewini* se administra como parte del Complejo de Grandes Tiburones Costeros del Atlántico con una evaluación separada de las poblaciones. Está sobreexplotado o en vías de serlo (NMFS, estado de la población en el cuarto trimestre de 2011). Una nueva evaluación de las poblaciones en el Atlántico noroccidental se publicó en abril de 2011. Conforme a la ley Magnuson Stevens, hay un plazo de 2 años para implementar un plan de recuperación para poner fin a la sobrepesca. La evaluación de las poblaciones estimó una captura total permisible (CTP) de 2.853 tiburones martillo comunes al año (o 69% de la captura de 2005) permitiría una probabilidad del 70% de recuperar el MSY en 10 años. Por su parte, el *S. mokarran* y el *S. zygaena* también son parte del Complejo de Grandes Tiburones Costeros del Atlántico, pero se evalúan a nivel del complejo. El estado de sobrepesca y en vías de sobrepesca de este complejo es desconocido en el 4to trimestre de 2011 (NMFS, estado de las poblaciones en el cuarto trimestre de 2011). Para las tres especies hay cuotas, acceso limitado, vedas temporales y especiales, límites a los bolsos para fines recreacionales y el requisito de que todos los tiburones sean descargados de los buques con sus aletas naturalmente adosadas. El aleteo en aguas de EE.UU. se prohibió en diciembre de 2001 con la aprobación de la Ley de Prohibición del Aleteo de Tiburones. La exigencia de desembarcar los tiburones con sus aletas naturalmente adosadas se adoptó en enero de 2011 con la aprobación de la Ley de Conservación del Tiburón. En agosto de 2011, Estados Unidos publicó el reglamento final para prohibir la retención de la cornuda gigante, la cornuda cruz y el tiburón martillo común capturados en relación con las pesquerías de la CICA.

En una medida para ayudar a detener el aleteo ilegal que se lleva a cabo en Galápagos, el Gobierno Ecuatoriano promulgó un decreto en 2004 prohibiendo la exportación de aletas de Ecuador. Las medidas de ordenación en Marruecos incluyen un límite total de cosecha de 5%, requisitos de bitácora, prohibición de manipular los tiburones a bordo y prohibición del aleteo y la extracción de aceite. En 1998, el IBAMA de Brasil hizo un primer intento de controlar el aleteo (IBAMA Portaria

121 del 24 de agosto de 1998), prohibiendo la práctica en todos los buques que operan en aguas brasileñas (Kotas et al., 2000; Kotas et al., 2005). La implementación de esta ley resultó difícil y otra promulgada con posterioridad exigió el desembarque de los cadáveres con las aletas adosadas en el caso de los tiburones martillo y otras especies de tiburones. Esta nueva ley fue promulgada en 2004, el Memorandum Normativo MMA N° 05. Brasil también implementó restricciones mínimas de tamaño en el caso de *S. lewini* y *S. zygaena*.

En Ecuador, a través del Decreto Ejecutivo N° 486 emitido en julio de 2007 y reformado en febrero de 2008, el país emitió reglamentos para la captura incidental de tiburones, su comercio y exportación en Ecuador continental, donde prohibió: la pesca directa de tiburones, el uso de artes y sistemas de pesca que se utilicen específicamente para atrapar tiburones y la práctica del aleteo. Además, estableció la política de conservación y ordenación de recursos de tiburones a través de la implementación del Plan Nacional de Acción para la Conservación y Ordenación de Tiburones en Ecuador.

4.2 Estado de protección internacional

Los tiburones martillo están en el Anexo I de UNCLOS y deberían someterse a sus disposiciones en relación con la ordenación de la pesca en aguas internacionales. Otro aspecto importante es el Plan de acción internacional para la conservación y ordenación de los tiburones (IPOA-Tiburones) que recomienda a las OROP llevar a cabo evaluaciones regulares de poblaciones de tiburones y que los Estados miembros cooperen en planes conjuntos y regionales de ordenación de los tiburones. Los países que están implementando IPOA-Tiburones son Argentina, Brasil, Francia, Japón, Malasia, México, Nueva Zelandia, Portugal, España, Tailandia, el RU, y Estados Unidos. Sin embargo y tal como sucede con otros tiburones, los reglamentos internacionales para los tiburones martillo son limitados y pocos países regulan la pesca del tiburón martillo. Está prohibido retener a bordo, transbordar, desembarcar, almacenar, vender u ofrecer a la venta cualquier parte de un cadáver entero de tiburón martillo de la familia *Sphyrnidae* dentro de las pesquerías cubiertas por la zona de la CICAA (2010) (salvo *S. tiburo*). Aunque los Estados costeros en desarrollo están eximidos de esta prohibición, deben velar porque los tiburones martillo no ingresen al comercio internacional. Las OROP han adoptado prohibiciones del aleteo, que requieren el consumo de todo el tiburón capturado y estimulan la liberación viva de tiburones capturados como pesca incidental. Si se cumple a cabalidad, esta medida podría reducir el número de tiburones martillo exterminados exclusivamente para obtener sus aletas. Las regulaciones de parte de las OROP solo pertenecen a las entidades que son partes contratantes y a las pesquerías que caben dentro del alcance de la Convención; por lo tanto, la captura y comercio de los tiburones martillo se encuentra en gran medida sin ordenación y sin regulación.

En 2008, la Comunidad Europea propuso la prohibición a la retención de todas las especies de tiburones martillo en el marco de la CICAA, pero la medida enfrentó dos oposiciones y no fue aprobada. La mayoría de las OROP han implementado prohibiciones al aleteo que, de aplicarse plenamente, podrían reducir el número de tiburones martillo exterminados exclusivamente para conseguir sus aletas. Las OROP con prohibiciones del aleteo son: CICAA, CGPM, CAOI, CIAT, NAFO, SEAFO, WCPFC, CCAMLR, y CPANE. En noviembre de 2011, los 8 países miembros del Sistema de Integración de América Central (SIAC: Belice, Costa Rica, República Dominicana, El Salvador, Guatemala, Honduras, Nicaragua y Panamá) adoptaron una regulación obligatoria común que declara ilegal el aleteo de tiburones. A diferencia de las prohibiciones del aleteo aplicadas por muchos países, esta Regulación OSP-05-11 (vigente desde el 1 de enero de 2012) se aplica no sólo a buques nacionales e internacionales que capturan y desembarcan tiburones en los países del SIAC, sino también a buques que pescan en aguas internacionales y que llevan el pabellón de algún país parte del SIAC. Los gobiernos miembros solo pueden permitir el desembarque de tiburones con sus aletas adosadas naturalmente al cadáver o a una parte del cadáver del tiburón. En 2011, la CICAA

adoptó la recomendación de exigir a todas las partes que no informan datos específicos sobre tiburones entregar un plan de mejoramiento de recopilación de datos a la SCRS en julio de 2012 (Recomendación 11-08). A la fecha, el Comité de Cumplimiento de la CICAA no había revisado la implementación de esta medida por parte de las partes contratantes. Ninguna de las partes de la CICAA ha informado sobre su implementación nacional, de modo que se desconoce en qué medida su comercio internacional incumple los requisitos. Es posible que los países importadores y exportadores de estos productos no hayan implementado reglamentos nacionales para controlar o impedir tales actividades comerciales.

Además, no todos los países potencialmente importadores son parte de la CICAA y pueden no conocer esta medida ni estar sujetos a su cumplimiento. La resolución 08/04 de la CAOI requiere bitácoras que registren la captura de embarcaciones palangreras y la Recomendación 11/06 amplía ese requisito a todos los buques pesqueros con redes de cero, redes de enmalle y cañeros. La CAOI rechazó una prohibición a la retención de tiburones martillo.

S. lewini, *S. mokarran* y *S. zygaena* se incorporaron al Apéndice II de CITES en marzo de 2013, pero la implementación de la medida aún no comienza.

El Consejo de la Unión Europea adoptó una propuesta de modificar la Regulación (EC) N° 1185/2003 sobre la remoción de aletas de tiburones. Desde el 6 de junio de 2013, las aletas de tiburón deben permanecer adosadas y a bordo de los buques.

4.3 Necesidades adicionales de protección

La pesca global extensiva, el desarrollo costero y el crecimiento de la población humana todos plantean amenazas aparentemente insuperables para la supervivencia del *S. lewini*. Se requieren medidas de políticas preventivas y proactivas para atenuar la aguda disminución en las poblaciones de estas especies ocurrida durante las últimas décadas. La inclusión de *S. lewini* en el Apéndice II constituiría una declaración inequívoca de preocupación por esta especie y un compromiso en pro de estrategias de recuperación de sus poblaciones.

5. **Estados de la distribución**

5.1 Estados de la distribución partes

Angola (Angola); Antigua y Barbuda; Australia (Queensland, Australia occidental); Benin; Camerún; Cabo Verde; Congo; Costa Rica; Côte d'Ivoire; Cuba; Djibouti; Ecuador; Egipto; Guinea Ecuatorial; Eritrea; Francia (Guyana Francesa, Guadalupe, Nueva Caledonia); Gabón; Gambia; Ghana; Guinea; Guinea-Bissau; Honduras; India; Irán; Liberia; Mauritania; Nigeria; Pakistán; Panamá; Holanda (Aruba); Filipinas; Reino Unido (Anguila, Islas Caimán); Sao Tomé y Príncipe; Arabia Saudita; Senegal; Sudáfrica; Togo; Uruguay; Yemen.

5.2 Estados de la distribución no partes

Bahamas; Bahréin; Barbados; Belice; Brasil; China; Colombia; Dominica; República Dominicana; El Salvador; Granada; Guyana; Haití; Indonesia; Irak; Jamaica; Japón; Kuwait; Maldivas; México; Myanmar; Namibia; Nicaragua; Omán; Qatar; San Kitts y Nevis; Santa Lucía; San Vicente y las Granadinas; Sierra Leona; Surinam; Taiwán, Provincia de China; Tailandia; Trinidad y Tobago; Emiratos Árabes Unidos; Estados Unidos (Alabama, California, Delaware, Florida, Georgia, Islas de Hawái., Luisiana, Maryland, Mississippi, Nueva Jersey, Carolina del Norte, Puerto Rico, Carolina del Sur, Texas, Virginia); Venezuela, República Bolivariana; Viet Nam.

6. Comentarios de los Estados de la distribución

7. Comentarios adicionales

8. Referencias

- Anislado-Tolentino, V. and C. Robinson-Mendoza. 2001. Age and growth for the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini* (Griffith and Smith, 1834) along the Central Pacific coast of México. *Ciencias Marinas* 27:501–520.
- Arauz, R., Y. Cohen, J. Ballester, A. Bolaños & M. Pérez. 2004. Decline of Shark Populations in the Exclusive Economic Zone of Costa Rica. International Symposium on Marine Biological Indicators for Fisheries Management. UNESCO, FAO. París, Francia. Marzo, 2004.
- Bass, A.J., D'Aubrey, J.D. and N. Kistnasamy. 1975. Sharks of the east coast of southern Africa. III. The families Carcharinidae (excluding *Mustelus* and *Carcharhinus*) and Sphyrnidae. South African Association for Marine Biological Research. Oceanographic Research Institute Investigational Report 38: 1-100.
- 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. *Science* 299: 389-392.
- Baum, J.K. & Myers, R.A. 2004. Shifting baselines and the decline of pelagic sharks in the Gulf of México. *Ecology Letters* 7: 135–145.
- Bejarano-Alvarez, O.M. 2007. Biología reproductiva del tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Griffith y Smith, 1834) en Salina Cruz, Oaxaca, México. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Maestro Tesis. 29 Mayo, 2007.
- Bessudo, S. & German Andres Soler & A. Peter Klimley & James T. Ketchum & Alex Hearn & Randall Arauz. 2011. Residency of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) at Malpelo Island and evidence of migration to other islands in the Eastern Tropical Pacific. *Environ Biol Fish* 91: 165–176.
- Buencuerpo, V., Rios, S. and Moron, J. 1998. Pelagic sharks associated with the swordfish, *Xiphias gladius*, fishery in the eastern North Atlantic Ocean and the Strait of Gibraltar. *Fishery Bulletin* 96:667–685.
- Bystrom, A. & P. Cardenas-Valenzuela. En imprenta. Percepción de los pescadores artesanales del distrito de Bejuco (Guanacaste, Costa Rica) sobre la sostenibilidad del uso de líneas de fondo. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*.
- Camhi, M.D., S.V. Valenti, S.V. Fordham, S.L. Fowler and C. Gibson. 2009. The Conservation Status of Pelagic Sharks and Rays: Report of the IUCN Shark Specialist Group Pelagic Shark Red List Workshop. IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group. Newbury, UK. x + 78p.
- Carlson, J.K., I.E. Baremore, and D.M. Bethea. 2005. The direct shark gillnet fishery, catch and bycatch 2004. National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center, PCB-05-01. Panama City, FL.
- Carta Nacional Pesquera. 2010 Diario Oficial de la Federación 2 de diciembre, 2010. SAGARPA Acuerdo por el que se da a conocer la Carta Nacional Pesquera.
- Castro, J. 2011. The sharks of North America. Oxford University Press. New York. 613 pp.
- Clarke, T.A. 1971. The ecology of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*, in Hawaii. *Pacific Science* 25: 133-144.
- Clarke, S. and Rose, D.A. 2005. Regional Fisheries and Trade. In: Fowler, S. L., Cavanagh, R. D., Camhi, M., Burgess, G. H., Cailliet, G. M., Fordham, S. V., Simpfendorfer, C. A. and Musick, J. A. (eds), *Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes*. Status Survey. , pp. 24-29. IUCN/ SSC Shark Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Clark, S.C. et al. 2006(a). Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets. *Ecology Letters* 9(10):1115–1126.
- Clark, S.C. et al. 2006(b). Identification of shark species composition and proportion in the Hong Kong shark fin market based on molecular genetics and trade records. *Conservation Biology* 20(1):201-211.
- Comisión del Atún para el Océano Índico (CAOI). 2005. Information on shark finning fisheries. IOTC-2005-S9-08[EN]. IOTC, Victoria, Seychelles.
- Comisión del Atún para el Océano Índico (CAOI). 2011. Report of the Seventh Session of the IOTC Working Party on Ecosystems and Bycatch. Lankanfinolhu, North Malé Atoll, Republic of Maldives, 24-27 Octubre 2011. IOTC-2011-WPEB07-R[E]: 99 pp.

- Compagno, L.J.V., FAO species catalogue. Vol. 4. 1984 Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2. Carcharhiniformes. FAO Fish.Synop. 125 (4): 545-546.
- Convención Interamericana del Atún Tropical (CIAT). 2012. Información estadística del número de tiburones martillo comunes capturados en viajes de observación de redes de cerco en EPO, buques clase 6. Fecha de preparación de los datos: 15 de junio de 2012.
- Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres (CITES). 2010. Proposal to include Hammerhead, Sandbar, and Dusky Sharks in Appendix II. Fifteenth meeting of the Conference of Parties, 13-25 Marzo 2010. Mayo 13, 2014. <http://www.cites.org/eng/cop/15/prop/E-15-Prop-15.pdf>
- Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres (CITES). 2013. Proposal to include scalloped hammerhead sharks and lookalike species in Appendix II. CoP16. Bangkok, Tailandia.
- Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres (CITES). 2014. Reservation entered by parties. Mayo 16, 2014. <http://cites.org/eng/app/reserve.php>
- Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres (CITES). 2013. Proposal to include Hammerhead Sharks in Appendix II. Sixteenth meeting of the Conference of Parties, 3-14 Marzo 2013.
- Cook, S. 1990. Trends in Shark Fin Markets: 1980, 1990, and Beyond. Chondros, 15 Marzo. Pg 3. Cortés E. 1999. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. ICES Journal of Marine Science 56:707-17.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2012. Acuerdo por el que se modifica el 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, publicado el 16 de marzo de 1994 para establecer los periodos de veda de pulpo en el Sistema Arrecifal Veracruzano, jaiba en Sonora y Sinaloa, tiburones y rayas en el Océano Pacífico y tiburones en el Golfo de México.
- Doño, F. 2008. Identificación y caracterización de áreas de cría del tiburón Martillo (*Sphyrna* spp.) en las costas de Uruguay. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad de la República de Uruguay.
- Dudley, S. and Simpfendorfer, C. 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: 225-240.
- Duncan KM1, Martin AP, Bowen BW, DE Couet HG. 2006. Global phylogeography of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*). Mol Ecol. 15(8):2239-2251.
- Ebert, D.A.; S. Fowler & L Compagno. 2013. Sharks of the World Wild Nature Press, Plymouth. 528 pp.
- Escobar-Sánchez, O., F. Galván-Magaña & R. Rosiles-Martínez. 2010. Mercury and Selenium Bioaccumulation in the Smooth Hammerhead Shark, *Sphyrna zygaena* Linnaeus, from the Mexican Pacific Ocean. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 84(4): 488-491.
- Ferretti, F., R.A. Myers, F. Serena and H.K. Lotze. 2008. Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea. Conservation Biology 22:952-964.
- Fischer, J., Erikstein, K., D'Offay, B., Barone, M. & Guggisberg, S. 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. Roma, FAO. 120 pp.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (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. Roma, 7-12 Diciembre 2009. FAO Fisheries Report. No. 925. Roma, FAO. 144 p
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2014. Major fishing areas. Mayo 13, 2014. <http://www.fao.org/fishery/area/search/en>
- Galina, A.B. and Vooren, C.M. 2005. Captura de fêmeas grávidas de *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834) com rede de emalhe na costa do Rio Grande do Sul, durante o verão de 2004/2005. In: II Congresso Brasileiro de Oceanografia, 9-12 de outubro de 2005 (Resumos). Vitória, ES.
- Hayes, C.G., Y. Jiao & E. Cortes. 2009. Stock assessment of scalloped hammerhead sharks in the Western North Atlantic Ocean and Gulf of México. North American Journal of Fisheries Management.
- Hearn, A., J. Ketchum, A.P. Klimley, E. Espinoza & C. Peñaherrera. 2010. Hotspots within hotspots? Hammerhead shark movements around Wolf Island, Galapagos Marine Reserve. Marine Biology. Vol 157(9):1899-1915.
- Henderson, A.C., J.L. McIlwain, H.S. Al-Oufia, and S. Al-Sheilaa. 2007. The Sultanate of Oman shark fishery: Species composition, seasonality and diversity. Fisheries Research 86: 159-168.

- Herrera, Marco., Patricia Zarate and Nikita Gaibor. 2003. Los tiburones en la pesquería del Ecuador. Instituto Nacional de Pesca, Ecuador y Estación Científica Charles Darwin. Unpublished report
- Heupel, M. R. and McAuley, R. B. 2007. Sharks and Rays (Chondrichthyans) in the North-west Marine Region. Report to Department of the Environment and Water Resources, National Oceans Office Branch. Hobart, Tasmania.
- Instituto Nacional de Pesca (INP). 2000. Sustentabilidad y pesca responsable en México: Evaluación y Manejo. Instituto Nacional de la Pesca, Sagarpa. 111 pp.
- International Union for the Conservation of Nature (IUCN). 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 3.1. Abril 21, 2014. <http://www.iucnredlist.org/>
- James T. Ketchum, Alex Hearn, A. Peter Klimley, César Peñaherrera, Eduardo Espinoza, S. Bessudo, Germán Soler, Randall Arauz. 2014. Inter-island movements of scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*) and seasonal connectivity in a marine protected area of the eastern tropical Pacific. *Marine Biology* 161(4): 939-951.
- Jiao, Y., C. Hayes, and E. Cortés. 2008. Hierarchical Bayesian approach for population dynamics modelling of fish complexes without species-specific data. *ICES Journal of Marine Science* 66: 367 - 377.
- Knip, D.M., M.R. Heupel & C.A. Simpfendorfer. 2010. Sharks in nearshore environments: models, importance, and consequences. *Marine Ecology Progress Series* 402: 1-11.
- Kotas, J.E., Santos, S. dos, Guedes de Azevedo, V., Meneses de Lima, J.H., Neto, J.D. and Lin, C.F. 2000. Observations of shark bycatch in the monofilament longline fishery off southern Brazil and the National Ban on Finning. Abstract available at: <<http://www.pacfish.org/sharkcon/documents/kotas.html>>.
- Kotas, J.E., M. Petrere Jr., dos Santos, S., G. de Azevedo, M. da Rocha Gamba, P.C. Conolly, R.C. Mazzoleni, M. Hostim-Silva, J. Pereira. 2001. Driftnets in southern Brazil. Capítulo da tese de doutoramento. Escola de Engenharia de São Carlos. CRHEA – USP. 66 p.
- KOTAS, J.E. 2004. Dinâmica de populações e pesca do tubarão-martelo *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834), capturado no mar territorial e zona econômica exclusiva do sudeste-sul do Brasil. PhD Thesis. São Paulo University – USP. 375 p.
- Kotas, J.E., Petrere, M., Jr., Azevedo, V.G. de, Santos, S. 2005. A pesca de emalhe e de espinhel-de-superfície na Região Sudeste-Sul do Brasil. Série documentos Revizee: Score Sul. 72 p.
- Kotas, J.E., Petrere, M.Jr., Fiedler, F., Mastrochirico, V. & Sales, G. 2008. A pesca de emalhe-de-superfície de Santa Catarina direcionada à captura dos tubarões-martelo, *Sphyrna lewini*(Griffith & Smith 1834) e *Sphyrna zygaena* (Linnaeus 1758). *Atlântica*, Rio Grande, 30(2) 113-128.
- Lack, M. and Sant, G. (2008). Illegal, unreported and unregulated shark catch: A review of current knowledge and action. Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts and TRAFFIC, Canberra.
- Martínez-Ortíz J, F Galván-Magaña, M Carrera-Fernández, D Mendoza-Intriago, C Estupiñán-Montaño & L Cedeño-Figueroa. 2007. Abundancia estacional de Tiburones desembarcados en Manta - Ecuador / Seasonal abundance of Sharks landings in Manta - Ecuador. En: Martínez-Ortíz J. & F. Galván-Magaña (eds). Tiburones en el Ecuador: Casos de estudio / Sharks in Ecuador: Case studies. EPESPO - PMRC. Manta - Ecuador. 9 - 27.
- Masselink G, Austin M, Tinker J, O'Hare T & Russell P. 2008). Cross-shore sediment transport and morphological re- sponse on a macrotidal beach with intertidal bar morpho- logy, Truc Vert, France. *Mar Geol* 251:141–155
- Maz-Courrau, A., C. López-Vera, F. Galván-Magaña, O. Escobar-Sánchez, R. Rosíles-Martínez, A. Sanjuán-Muñoz.2012. Bioaccumulation and Biomagnification of Total Mercury in Four Exploited Shark Species in the Baja California Peninsula, México. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 88(2) 129-134.
- Mejía-Falla, P.A. y A.F. Navia. 2010. Efectos de la pesca de arrastre sobre la estructura del ensamblaje de elasmobranchios costeros del Pacífico colombiano. En: Memorias del II Encuentro colombiano sobre conductos. Cali, Colombia. 64 p.
- Mejía-Falla, P.A. y Navia, A.F. 2011. Estadísticas pesqueras de tiburones y rayas en el Pacífico colombiano. Documento Técnico Fundación SQUALUS No FS0111. 70 p.
- Morgan A. and G.H. Burgess. 2007. At-vessel fishing mortality for six species of sharks caught in the northwest Atlantic and Gulf of México. *Gulf and Caribbean Research* 19(2):1-7.
- Myers, R.A., J.K. Baum, T.D. Shepherd, S.P. Powers, and C.H. Peterson. 2007. Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science*, 30 Marzo 2007, 315: 1846-1850.
- Nakano, H. 1999. Characterization of morphology of shark fin products. A guide of the identification of shark fin caught by the tuna longline fishery. Fisheries Agency of Japan.

- Nance, H.A., Klimley, P., Galvan-Magana, F., Martinez-Ortiz, J., Marko, P.B. 2011. Demographic processes underlying subtle patterns of population structure in the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*. *Plos One* 6 (7): 1-12.
- Naylor, G.J.P. et al. 2012. A DNA sequence-based approach to the identification of shark and ray species and its implications for global elasmobranch diversity and parasitology. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 367:1-262.
- Nomiyama, K., Y. Uchiyama, S. Horiuchi, A. Eguchi, H. Mizukawa, S.H. Hiratac, R. Shinohara, S. Tanabe. 2011. Organohalogen compounds and their metabolites in the blood of Japanese amberjack (*Seriola quinqueradiata*) and scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) from Japanese coastal waters. *Chemosphere* 85(3): 315-321.
- Noriega, R. et al. 2011. Trends in annual CPUE and evidence of sex and size segregation of *Sphyrna lewini*: Management implications in coastal waters of northeastern Australia. *Fisheries Research*, 110 (3): 472-477.
- Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, Torres F (1998) Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860–863
- Piercy, A.N., Carlson, J.K., Sulikowski, J.A. and Burgess, G. 2007. Age and growth of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*, in the north-west Atlantic Ocean and Gulf of México. *Marine and Freshwater Research* 58: 34-40.
- Pinhal, D., Shivji, M.S., Vallinoto, M., Chapman, D.D., Gadig, O.B.F., and Martins, C. 2011. Cryptic hammerhead shark lineage occurrence in the western South Atlantic revealed by DNA analysis. *Mar Biol*, Online First, 23, Diciembre 2011.
- Quattro, J.M. Evidence of cryptic speciation within hammerhead sharks (genus *Sphyrna*). *Marine Biology*. 148:1143-1155.
- Rose, D. A. 1996. Shark fisheries and trade in the Americas, Volume 1: North America. Traffic, Cambridge, U.K
- Rustrian, J.Z. 2010. Edad y crecimiento del tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Griffith and Smith 1834) en la Costa Sur de Oaxaca, México. Instituto Politecnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Maestro Tesis, 21 Septiembre, 2010.
- Shing, C.A.C. 1999. Shark fisheries in the Caribbean: the status of their management including issues of concern in Trinidad and Tobago, Guyana and Dominica. FAO Fisheries Technical Paper (FAO) no. 378.
- Simpfendorfer, C.A., Cavanagh, R.D., Tanaka, S. and Ishihara, H. 2005. Northwest Pacific. In: Fowler, S. L., Cavanagh, R. D., Camhi, M., Burgess, G. H., Cailliet, G. M., Fordham, S. V., Simpfendorfer, C. A. and Musick, J. A. (eds), *Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes*. Status Survey. pp. 150-160. IUCN/ SSC Shark Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Soriano-Velasquez, S.R., J.L. Castillo Geniz, D. Acal Sánchez, H. Santana Hernández, J. Tovar Ávila, C. Ramirez Santiago, L. González Ania, A. Liedo Galindo, y D. Corro Espinosa. 2011 Dictamen Técnico para Considerar Zonas Específicas para la Aplicación de vedas de tiburón y rayas en el Pacífico Mexicano. Instituto Nacional de la Pesca. SAGARPA. Abril 2011.
- Southeast Asian Fisheries Development Center (SEAFDEC). 2006. Report on the Study on Shark Production, Utilization and Management in the ASEAN Region 2003-2004. Southeast Asian Fisheries Development Center Bangkok, Thailand.
- Sperone, E. et al. 2012. Spatiotemporal patterns of distribution of large predatory sharks in Calabria (central Mediterranean, southern Italy). *Acta Adriatica* 53:13-24.
- Stevens, J.D. and J.M. Lyle. 1989. The biology of three hammerhead sharks (*Eusphyrna blochii*, *Sphyrna mokarran* and *S. lewini*) from Northern Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 40: 129-146.
- Stevens, J. 2005. *Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes* (eds S.L. Fowler, R.D. Cavanagh, M. Camhi, G.H. Burgess, G.M. Cailliet, S.V. Fordham, C.A. Simpfendorfer and J.A. Musick). IUCN/SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. x + 461 pp.
- Suchanek TH (1994) Temperate coastal marine communities—biodiversity and threats. *Am Zool* 34:100–114
- Tapiero, L. 1997. Contribución al conocimiento de la biología y dinámica poblacional de *Sphyrna lewini* (Pisces: Chondrichthyes) en el Pacífico colombiano. Tesis Biol., Univ. Valle, Cali. 143 pp.
- Ulrich, G.F. 1996 “Fishery independent monitoring of large coastal sharks in South Carolina (1993-1995), final report” U.S. NOAA and Interjurisdictional Fisheries Act NA47FI0347-01.
- United States Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Office of Sustainable Fisheries, Highly Migratory Species Management Division, “Draft Environmental Assessment, Regulatory Impact Review, and Initial Regulatory Flexibility Analysis for a Proposed Rule to Implement the 2010 International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas Recommendations on Sharks,” Abril 2011.

- Vannuccini, S. 1999. Shark utilization, marketing and trade. FAO Fisheries Technical Paper No. 389. FAO. Roma. 470 pp.
- Vargas R., and R. Arauz. 2001. Reporte Técnico de la pesca de palangre de fondo en el talúd continental de Costa Rica. Programa Restauración de Tortugas Marinas PRETOMA. Not published.
- Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM (1997). Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277: 494–499
- Vooren, C.M. & Lamónaca, A.F. 2003. Unpublished results of Project “Salvar Seláquios do Sul do Brasil - SALVAR”, available on request. Research Contract FURG/CNPq-PROBIO 0069-00/02. Rio Grande, Fundação Universidade Federal do Rio Grande - FURG.
- Vooren, C.M., Klippel, S. and Galina, A.B. 2005. Biología e status conservação dos tubarão-martelo *S. lewini* e *S. zygaena*, pp: 97-112. In: Vooren. C. M. and Klippel, S. (eds) Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil. Igaré, Porto Alegre.
- Walker, P., Cavanagh, R.D., Ducrocq, M. and Fowler, S.L. 2005. Northeast Atlantic. In: Fowler, S. L., Cavanagh, R. D., Camhi, M., Burgess, G. H., Cailliet, G. M., Fordham, S. V., Simpfendorfer, C. A. and Musick, J. A. (eds), *Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes. Status Survey*. pp. 71-94. IUCN/ SSC Shark Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- White, W.T., Last, P.R., Stevens, J.D., Yearsley, G.K., Fahmi and Dharmadi. 2006. Economically Important Sharks and Rays of Indonesia. ACIAR Publishing, Canberra, 329.
- Williams, P., and P. Terawasi. 2011. Overview of tuna fisheries in the western and central Pacific Ocean, including economic condition – 2010. WCPFC-SC7-2011/GN WP-1.
- Young, C. 2006. Review of the state of world marine capture fisheries management: Indian Ocean. In: FAO Fisheries Technical Paper, pp. 458. Roma. FAO.
- Zeeberg, J.J., A. Corten & E. de Graaf. 2006. Bycatch and release of pelagic megafauna in industrial trawler fisheries off Northwest Africa. *Fisheries Research* 78: 186–195.
- Zerbini, A.N. and Kotas, J.E. 1998. A Note on Cetacean Bycatch in Pelagic Driftnetting off Southern Brazil. Report of the International Whaling Commission. Cambridge, U.K.

Anexo I

Dinámica de la población de *S. lewini*

Curva de crecimiento (von Bertalanffy k)	0,13 años ⁻¹ (M, Atlántico NOc) 0,09 años ⁻¹ (H, Atlántico NOc) 0,13 años ⁻¹ (M, Pacífico oriental) 0,15 años ⁻¹ (H, Pacífico oriental) 0,22 años ⁻¹ (M, Pacífico occidental) 0,25 años ⁻¹ (H, Pacífico occidental)	Piercy et al, (2007) Tolentino y Mendoza (2001) Chen et al(1990)
Largo en la primera madurez	131 cm FL (M, Atlántico NOc) 180-200cmFL (H, Atlántico NOc) 152 cm FL (M, Pacífico occidental) 161 cm FL (H, Pacífico occidental) 108-123cmFL (M, Australia) 154 cm FL (H, Australia) 138-154cmFL (M, Atlántico SOc) 184 cm FL (H, Atlántico SOc) 135 cm FL (M, Indo-Pacífico) 175-179cmFL (H, Indo-Pacífico)	Tolentino y Mendoza (2001) Chen et al(1988) Stevens y Lyle (1989) Hazin et al(2001) White et al (2008)
Edad en la primera madurez	6 años (M, Atlántico NOc) 15-17 años (H, Atlántico NOc)	CITES, 2013
Vida útil	30,5 años (Atlántico NW) 12,5 años (Pacífico oriental) 14 años(Pacífico occidental)	Piercy et al (2007) Tolentino y Mendoza (2001) Chen et al(1990)
Período de gestación	8-12 meses (Global)	Chen et al(1988) Hazin et al(2001) White et al (2008)
Ciclo reproductivo	2 años	Chen et al(1988) Hazin et al(2001) White et al (2008)
Tamaño promedio camada	Área de distribución normal =12-41 23 (Atlántico NOc) 14 (Atlántico SOc) 25-26 (Indo-Pacífico)	Chen et al(1988) Hazin et al(2001) White et al (2008) Tapiero (1997)
Tasa de crecimiento(r)	0,09 años ⁻¹	Cortés et al (2009)

Anexo II

Tendencias globales de la población de *S. lewini*

Año	Sitio	Conjunto de datos set	Tendencias	Referencia
1972-2003	Atlántico NOc	Estudio independiente de pesquerías (CPUE)	Reducción de 98%*	Myers et al(2007)
1992-2003	Atlántico NOc	Datos a bordo de palangrero pelágico (CPUE)	Reducción de 89%*	Baum et al(2003)
1992-2005	Atlántico NOc	Programa de observación de palangreros comerciales (CPUE)	Reducción de 76%*	Baum et al(2003)
1983-1984y 1991-1995	Atlántico NOc.	Estudio independiente de pesquerías (CPUE)	Reducción de 66%	Ulrich (1996)
1994-2005	Atlántico NOc	Programa de observación de redes de deriva comerciales (CPUE)	Reducción de 25%*	Carlson et al(2005)
1994-2005	Atlántico NOc	Programa de observación de palangreros para tiburones (CPUE)	Aumento de 56%*	Hayes et al(2009)
1995-2005	Atlántico NOc	Estudio independiente de pesquerías (CPUE)	Reducción de 44%*	Ingram et al(2005)
1981-2005	Atlántico NOc	Evaluación de poblaciones (CPUE)	Reducción de 72%*	Jiao et al(2008)
1981-2005	Atlántico NOc	Evaluación de poblaciones (CPUE)	Reducción de 83%*	Hayes et al(2009)
1898-1922 1950-2006 1978-1999 1827-2000	Mediterráneo	Avistamiento de palangreros (CPUE)	Reducción de 99%*	Ferretti et al(2008)
1993-2001	Pacífico SOc	Desembarques	Reducción de 60-90%	Vooren et al(2005)
1992-2004	Pacífico oriental	Avistamientos	Reducción de 71%*	Myers et al(2007)
2004-2006	Pacífico oriental	Desembarques	Reducción de 51%	Martínez-Ortiz et al(2007)
1963-2007	Pacífico occidental	Cerco playero (CPUE)	Reducción de 85%	deJongy Simpfendorfer (2009)
1978-2003	Índico Occidental	Cerco playero (CPUE)	Reducción de 64%*	Dudley y Simpfendorfer(2006)
1997-1998y 2004-2005	Pacífico oriental	Captura (CPUE)	Reducción de 50%-75%	Heupely & McAuley (2007)