

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

13^a REUNIÓN

(por videoconferencia)

16-20 de mayo de 2022

DOCUMENTO SAC-13-11

EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD DE LOS TIBURONES CAPTURADOS EN LAS PESQUERÍAS PELÁGICAS DEL OCEANO PACÍFICO ORIENTAL USANDO EL ENFOQUE EASI-FISH

Shane Griffiths¹, Leanne Fuller¹, Joanne Potts², Simon Nicol²

ÍNDICE

RESUMEN	2
1. INTRODUCCIÓN	2
2. MÉTODOS	4
3. RESULTADOS	13
3.1 Estimaciones de susceptibilidad y un sustituto de mortalidad por pesca (<i>F</i>)	13
3.2 Estado de vulnerabilidad de las especies de tiburones en el OPO	14
4. DISCUSIÓN	15
4.1 Especies de tiburones vulnerables en el OPO	15
<i>Tiburón azul y tiburón mako</i>	15
<i>Tiburones sedosos y punta blanca oceánicos</i>	16
<i>Cornudas</i>	17
<i>Tiburones zorro</i>	19
<i>Cazones picudos, tintoreras, nep</i>	20
<i>Tiburones mesopelágicos</i>	21
4.2 Especies de tiburones menos vulnerables	21
4.3 Advertencias, recomendaciones y directrices para el trabajo futuro	22
4.3.1 Exploración de la eficacia potencial de las medidas de conservación y ordenación	23
4.3.2 Mejorar la captura y el esfuerzo de pesca espacialmente explícitos	24
4.3.3 Estudios biológicos	27
5. CONCLUSIONES	28
AGRADECIMIENTOS	29
REFERENCIAS	30

¹ Comisión Interamericana del Atún Tropical, 8901 La Jolla Shores Drive, La Jolla, California, USA

² Secretaría de la Comunidad del Pacífico, Noumea Cedex, New Caledonia, France

RESUMEN

Los tiburones son una captura común, ya sea como captura incidental u objetivo, en las pesquerías pelágicas industriales y costeras de pequeña escala (es decir, artesanales) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Por lo general, los tiburones son longevos, crecen lentamente y tienen un bajo potencial reproductivo, lo que genera preocupaciones de conservación para muchas especies impactadas por la pesca. En reconocimiento de estas preocupaciones por los tiburones, la CIAT ha implementado una serie de medidas de conservación y ordenación (MCO) desde al menos 2005 para limitar o prohibir la captura de tiburones, o para promover prácticas de manipulación para maximizar su supervivencia posliberación. Debido a la escasez común de datos biológicos y de captura disponibles para la mayoría de las especies de tiburones capturados incidentalmente en las pesquerías pelágicas del OPO, se usó un enfoque de evaluación de riesgos ecológicos (ERE), Evaluación Ecológica del Impacto Sostenible de las Pesquerías, EASI-Fish (En inglés, *Ecological Assessment for the Sustainable Impacts of Fisheries*, EASI-Fish), para cuantificar la vulnerabilidad de las especies de captura incidental a los impactos acumulativos de múltiples pesquerías en el OPO. Este enfoque puede ser utilizado para guiar a los gestores pesqueros para priorizar las especies que pueden requerir acciones inmediatas de ordenación para reducir la mortalidad por pesca, o para resaltar las deficiencias en la información clave que se deben abordar antes de la reevaluación. Se han registrado un total de 49 especies de tiburones que interactúan con las pesquerías pelágicas industriales (de cerco y de palangre) y artesanales (de palangre y de red agallera) en el OPO, de las cuales 32 fueron evaluadas formalmente usando EASI-Fish para el año de referencia, 2019. Las estimaciones de un sustituto de la mortalidad por pesca (\tilde{F}_{2019}) y la biomasa de la población reproductora por recluta (SBR_{2019}) en 2019 rebasaron los puntos de referencia biológicos ($F_{40\%}$ y $SBR_{40\%}$) para 20 especies, clasificándolas como "más vulnerables", incluyendo las cornudas (también conocidas como tiburones martillo, 4 especies), cazones picudos, tintoreras, nep (10 especies), zorros (*Alopias superciliosus* y *A. pelagicus*), mesopelágicos (3 especies) y el tiburón azul (*Prionace glauca*) y el mako de aleta corta (*Isurus oxyrinchus*), ambos de importancia comercial. Las 12 especies restantes fueron clasificadas como "menos vulnerables" (9 especies) o "cada vez más vulnerables" (3 especies); las puntuaciones de fiabilidad de los datos para 7 de estas especies fueron bajas, lo que indica una incertidumbre elevada en los valores de los parámetros del modelo utilizados. Las principales lagunas de conocimiento identificadas fueron la ubicación del esfuerzo de pesca y la captura de tiburones en la pesquería artesanal e información biológica básica de varias especies. La evaluación EASI-Fish proporcionó una primera evaluación integral para priorizar la investigación y la ordenación de las especies de tiburones de captura incidental. La flexibilidad y el marco espacialmente explícito de EASI-Fish pueden usarse en el futuro para explorar de forma rápida y costo-efectiva una gama de posibles MCO hipotéticas que pueden ser implementadas, de forma aislada o combinada, en el OPO para reducir los impactos de la pesca sobre las especies de tiburones particularmente vulnerables identificadas, incluyendo los tiburones sedoso, zorro y cornudas.

1. INTRODUCCIÓN

La ordenación pesquera basada en ecosistemas ha sido un concepto de creciente importancia en la pesca a nivel mundial desde finales de la década de 1990. Ha cobrado impulso en todo el mundo a medida que un conjunto creciente de pruebas revela los impactos ecológicos de la pesca sobre las especies no objetivo, los hábitats y la estructura y función de los ecosistemas en general. Las pesquerías atuneras, en particular, tienen un gran potencial para perturbar los procesos ecológicos de los ecosistemas marinos, ya que extraen grandes biomásas de depredadores que ocupan niveles tróficos altos, incluidas las especies de atunes objetivo y las especies de captura incidental, como los tiburones, que ejercen una presión de depredación descendente sobre los niveles tróficos inferiores.

La Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) ha reconocido formalmente las potenciales

consecuencias ecológicas negativas que pueden surgir como resultado de las actividades de las pesquerías atuneras cuya ordenación tiene a su cargo en todo el Océano Pacífico oriental (OPO). Como resultado, la CIAT ha adoptado formalmente un enfoque ecosistémico para la ordenación de sus pesquerías atuneras a través de la Convención de Antigua (CIAT, 2003), que entró en vigor en 2010, en particular el artículo VII 1(f) “*adoptar, en caso necesario, medidas y recomendaciones para la conservación y administración de las especies que pertenecen al mismo ecosistema y que son afectadas por la pesca de especies de peces abarcadas por la presente Convención...*”.

Aunque muchas pesquerías atuneras y no atuneras han adoptado los principios de sostenibilidad ecológica en sus marcos de ordenación pesquera, pocas han sido capaces de poner en marcha procesos que puedan demostrar que se cumplen estos principios. Esto, por supuesto, no suele ser culpa de los gestores pesqueros o de quienes elaboran las políticas, sino un problema inherente a la comprensión de la gran diversidad taxonómica y de sus biomásas dentro de los ecosistemas marinos y a la enorme complejidad de sus interrelaciones. Además, también persisten problemas más fundamentales relacionados con la disponibilidad de datos suficientemente fiables para modelar y comprender los sistemas ecológicos y, en última instancia, gestionar las pesquerías dentro de este contexto ecológico. Desafortunadamente, a menudo no se dispone de suficiente información fiable sobre la biología y la captura de la mayoría de las especies con las que interactúan las pesquerías, ya sea directa o indirectamente, especialmente las de escaso o nulo valor económico. Por lo tanto, la evaluación de todas las especies impactadas mediante los enfoques tradicionales de evaluación de poblaciones resulta a menudo costosa y poco práctica.

En 2018, la CIAT buscó abordar explícitamente este problema con su inclusión formal como meta de su Plan Científico Estratégico (PCE), “*desarrollar herramientas analíticas para identificar y priorizar especies en riesgo*”. El personal tuvo éxito en el logro de esta meta a través del desarrollo de un enfoque cuantitativo flexible espacialmente explícito de evaluación de riesgos ecológicos o Evaluación Ecológica del Impacto Sostenible de las Pesquerías, en inglés *Ecological Assessment of Sustainable Impacts of Fisheries* (EASI-Fish), específicamente diseñado para cuantificar los impactos acumulativos de múltiples pesquerías en especies de captura incidental con datos limitados (Griffiths *et al.* 2019a).

La utilidad de este enfoque se demostró por primera vez con el propósito de priorizar la vulnerabilidad de 24 especies de captura incidental de teleósteos epipelágicos y mesopelágicos, elasmobranquios, tortugas marinas y cetáceos capturados en las pesquerías atuneras del OPO (Griffiths *et al.* 2019a). EASI-Fish fue aplicado posteriormente a especies de captura incidental individuales en el OPO para explorar la eficacia de posibles medidas de conservación y ordenación (MCO) para la manta mobula (*Mobula mobular*) (Griffiths y Lezama-Ochoa, 2021) y la población de tortuga laúd del Pacífico oriental (*Dermochelys coriacea*), en peligro crítico de extinción (Griffiths *et al.*, 2020; BYC-11-02). Desde entonces, EASI-Fish ha sido adoptado fuera de la CIAT para evaluar los impactos ecológicos de la pesquería de palangre en el Océano Pacífico central (Gilman *et al.*, 2021) y para evaluar la vulnerabilidad de los elasmobranquios capturados incidentalmente en las pesquerías atuneras del Océano Pacífico occidental y central (Phillips *et al.*, 2021).

Como parte de la meta ecológica subsiguiente del PCE de “*evaluar los impactos ecológicos de las pesquerías atuneras*”, el personal ha planeado evaluar gradualmente grupos de especies clave (por ejemplo, tiburones, rayas, tortugas marinas) en el futuro cercano usando el enfoque validado de EASI-Fish para identificar especies vulnerables y priorizarlas para la recolección de datos, la investigación y la ordenación. El primer grupo de especies elegido para la evaluación fue el de los tiburones, dada la gran diversidad taxonómica y la biomasa capturada en las pesquerías atuneras del OPO (Duffy *et al.*, 2016) y porque muchas especies son de captura incidental inevitable y presentan problemas de conservación importantes que deben ser abordados por la CIAT, sus Miembros, y los CPC. Por ejemplo, varias especies

de tiburones capturadas en las pesquerías industriales y artesanales en todo el OPO están incluidas en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) (CITES, 2016) para frenar el comercio internacional ilegal de productos de aletas.

Además, los tiburones son un grupo particularmente vulnerable de especies de captura incidental en el OPO, ya que la mayoría de las especies son longevas, exhiben tasas de crecimiento lentas y un bajo potencial reproductivo, lo cual resultó en que varias especies de tiburones fueran clasificadas entre las más vulnerables de todas las especies de captura incidental en una evaluación preliminar de riesgos ecológicos de la captura incidental en el OPO (Griffiths *et al.*, 2017; Duffy *et al.*, 2019). Aunque algunas especies de tiburones se liberan vivas, ya sea por disposición de las resoluciones de la CIAT (por ejemplo, la [C-11-10](#) para los tiburones punta blanca oceánicos) utilizando mejores prácticas de manipulación y liberación, o debido a su bajo valor económico, se desconocen las tasas de mortalidad posliberación (MPL) de la mayoría de las especies para determinar el alcance total de la mortalidad inducida por la pesca.

El objetivo del presente trabajo fue emprender la primera evaluación cuantitativa de la vulnerabilidad de los tiburones capturados por las pesquerías pelágicas en el OPO usando el enfoque EASI-Fish para identificar las especies vulnerables en 2019 y priorizarlas para la recolección de datos, la investigación y la ordenación. Se eligió el 2019 como año de evaluación porque se consideró el último año de pesca completo representativo de los regímenes de esfuerzo de pesca contemporáneos en el OPO antes de que el esfuerzo de pesca, la recolección y la provisión de datos se vieran significativamente afectados por la pandemia de COVID-19 que comenzó alrededor de marzo de 2020.

2. MÉTODOS

2.1 Definición de la región de la evaluación y de las pesquerías incluidas

La presente evaluación de tiburones se limita al Área de la Convención de la CIAT en el OPO (definida como la región desde la costa del continente americano hasta 150°O, entre 50°S y 50°N) y caracteriza las poblaciones de tiburones y las pesquerías del OPO para 2019. Es posible que algunas especies de tiburones comprendan más de una población en el Océano Pacífico, pero dado que no hay información suficiente para delimitar claramente los límites de las poblaciones para cualquier especie incluida en la evaluación, para los fines del presente estudio se supuso que cada especie representa una sola población homogénea dentro del Área de la Convención de la CIAT. Lo contrario podría ser también cierto para algunas especies pelágicas, por lo que las especies capturadas en el OPO podrían ser parte de una población continua más grande en todo el Océano Pacífico. Aunque se está planeando realizar evaluaciones en el Pacífico entero para algunas especies en colaboración con la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC), se consideró prematura la inclusión de las pesquerías de la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central (WCPFC) en este momento.

Las pesquerías industriales incluyeron la pesquería de buques atuneros palangreros grandes (LSTLFV, por sus siglas en inglés) (en adelante denominada "pesquería palangrera industrial") y dos pesquerías de cerco (clase 6 con capacidad de acarreo >363 t y clases 1-5 ≤363 t). Los datos de estas pesquerías fueron obtenidos de bitácoras de buques o recolectados por observadores científicos a bordo, o fueron remitidos a la CIAT por sus Miembros de conformidad con las resoluciones [C-03-05](#) y [C-19-08](#) y están descritos en el Documento [SAC-08-07b](#). Específicamente, los datos de la pesquería palangrera industrial fueron derivados de los buques de >24 m de eslora total (LOA) incluidos en el Registro Regional de Buques de la CIAT que están autorizados para pescar atún y especies afines, los cuales presentan informes mensuales de captura y esfuerzo de pesca con una resolución de al menos 5° x 5° (aunque unos pocos CPC presentan datos en resolución de 1° x 1°) y de los programas nacionales de observadores científicos que monitorean al menos el 5% del esfuerzo de pesca de los LSTLFV de más de 20 m de eslora total requeridos en virtud de la resolución [C-19-08](#).

Los datos de esfuerzo que caracterizan la pesquería de buques cerqueros de clase 6 fueron recolectados por el programa de observadores del Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD) y los Programas Nacionales en 2019, que cubrieron el 100% del esfuerzo de pesca. Esta pesquería comprende tres subpesquerías distintas basadas en el tipo de lance: i) lances asociados a objetos flotantes naturales o artificiales (OBJ), ii) lances asociados a delfines (DEL), y iii) lances sobre atunes que no están asociados ni a delfines ni a objetos flotantes (NOA).

Hay una gama de buques de cerco más pequeños que operan en el OPO, desde buques de menor tamaño (clases 1–2) que están generalmente confinadas a aguas costeras, a buques comerciales más grandes (clases 3–5) que frecuentemente pescan en alta mar. El APICD no requiere que estos buques más pequeños lleven un observador, excepto en situaciones específicas. De los 75 buques de clases 1-5 que pescaron en el OPO en 2019, solo 10 (13.7%) llevaban un observador. Sin embargo, el Tuna Conservation Group (TUNACONS), un consorcio de compañías atuneras de Ecuador, ha asignado observadores en buques ecuatorianos voluntarios desde 2018, con una cobertura del 12% del número total de viajes reportados para todos los buques de clases 1-5 en el OPO en 2019 (CIAT, datos sin publicar). Los científicos de la CIAT todavía no han determinado si los datos recolectados por TUNACONS a la fecha son representativos de la flota en términos de características de las artes de pesca, composición de la captura y distribución espaciotemporal del esfuerzo. Sin embargo, dada la escasez de información sobre esta pesquería en el pasado, se incluyeron estos datos que se consideran representan la cobertura espacial mínima de la pesquería. Mediante una recolecta oportunista del personal de la CIAT se obtuvieron copias de los registros de las bitácoras resumiendo las actividades de pesca de los buques de clases 1–5 en varios puertos de descarga. La pesquería que comprende los buques de clases 1–5 también puede separarse por tipo de lance como la flota de clase 6, aunque los buques de clases 1-5 (es decir, <363 t) no tienen permitido realizar lances DEL (APICD, 2017). La posición de cada lance para los buques de clases 1–6 se asignó a la celda más cercana de 0.5° x 0.5° para definir cada subpesquería.

Al contrario de las pesquerías industriales cerqueras y palangreras en el OPO, el esfuerzo de las numerosas flotas artesanales que operan en las ZEE de los países del OPO está generalmente mal documentado por las agencias nacionales de pesca. La falta de datos de esfuerzo fiables ha sido la razón principal por la cual las flotas artesanales no se han incluido en evaluaciones EASI-Fish previas de especies de captura incidental en el OPO (Griffiths *et al.*, 2019a; Griffiths *et al.*, 2019b). Sin embargo, los tiburones han demostrado estar bastante afectados por las pesquerías costeras de redes agalleras y de palangre, (Alfaro-Shigueto *et al.*, 2010; Cartamil *et al.*, 2011; Martínez-Ortiz *et al.*, 2015; Sosa-Nishizaki *et al.*, 2020), por lo que se consideró necesario recopilar cualquier fuente de datos disponible sobre el esfuerzo de las pesquerías artesanales para incluirlas en la evaluación.

El programa de investigación a largo plazo de la CIAT, que examinó los efectos de los diferentes tipos de anzuelos en las tasas de captura incidental, proporcionó datos razonablemente detallados sobre el esfuerzo de los buques palangreros artesanales en toda Centroamérica, en parte reportados por Andracka *et al.* (2013). Se dispuso de cierta información a partir de mapas de esfuerzo publicados en artículos científicos (Martínez-Ortiz *et al.*, 2015), informes (por ejemplo, Ayala *et al.*, 2008; Martínez *et al.*, 2017) o mapas de datos de observadores no publicados. Estos mapas se digitalizaron y georreferenciaron y el esfuerzo de pesca se asignó a celdas en una resolución apropiada (usualmente de 0.5° x 0.5°) utilizando el programa QGIS.

Lamentablemente, en algunas áreas en las que se sabe que operan pesquerías artesanales existían vacíos espaciales importantes en los datos sobre capturas y/o esfuerzo. Sin embargo, en muchas de estas áreas se disponía de datos detallados sobre la ubicación de los puertos de pesca de las flotas artesanales. Por ejemplo, Ortíz-Álvarez *et al.* (2020) mapearon los puertos de pesca artesanal desde el norte del Golfo de California, en México, hasta la frontera sur de Colombia, mientras que Alfaro-Shigueto *et al.* (2018)

mapearon los puertos pesqueros de Ecuador y Chile. Dado que estos dos estudios se basaron en entrevistas a pescadores en puerto sobre las características de su operación pesquera y las interacciones con especies protegidas como las tortugas marinas, no hubo datos sobre esfuerzo espacialmente explícito para determinar dónde pescan las embarcaciones de estos puertos. Sin embargo, varias fuentes evidencian que las pesquerías artesanales frecuentemente atraviesan 1 grado de latitud (~111 km) para llegar a sus caladeros de pesca predilectos, aunque muchos viajan mucho más lejos para buscar grandes peces pelágicos en alta mar (ver Martínez-Ortiz *et al.*, 2015). Por ende, fue razonable sponer que, en 2019, hubo una expansión de al menos una unidad dentro de cada celda de 0.5° adyacente a cada puerto.

En algunos Estados costeros del OPO no suele haber una distinción clara entre las embarcaciones artesanales e industriales ya que comúnmente estas primeras son multiaparejo (palangre y redes agalleras) y multiespecíficas, intercambiando sus especies objetivo entre atún, marlín, tiburón y dorado según la temporada (Martínez-Ortiz *et al.*, 2015; Siu y Aires-da-Silva, 2016). A pesar de que algunas de estas embarcaciones artesanales pueden ir mar adentro (por ejemplo, flotas de mediana y gran escala), la mayoría son de menos de 15 m LOA (generalmente llamadas “pangas”) y su operación es más costera. Dado que no se disponía de datos sobre el esfuerzo de estas flotas nacionales por tamaño de buque, estas flotas se clasificaron colectivamente como “artesanales”. En contraste, la pesquería palangrera mexicana nacional de tiburón utiliza buques (frecuentemente >27 m LOA) y aparejos configurados para lances someros similares a aquéllos utilizados por la flota palangrera de alta mar (Sosa-Nishizaki *et al.*, 2020). Por consiguiente, para el propósito de este estudio, esta pesquería palangrera mexicana fue incluida como parte de la flota palangrera industrial.

La mayoría de Estados costeros tiene algún tipo de programa de inspección de descarga, implementado principalmente con fines de cumplimiento (Siu y Aires-da-Silva, 2016). Desafortunadamente, la cobertura por observadores de estas flotas es extremadamente baja y los datos son muy limitados para fines científicos. A pesar que se están desarrollando programas de muestreo para flotas de naciones costeras (ver Oliveros-Ramos *et al.*, 2019), estos datos todavía no están disponibles. Por lo tanto, se consideró que utilizar mapas de alta resolución en publicaciones sobre distribución de esfuerzo era la alternativa más factible para representar la “huella” espacial de estas pesquerías en esta evaluación. Como en el caso de los datos de puertos pesqueros, los mapas de esfuerzo de pesca fueron importados a QGIS, se georreferenciaron y la presencia de un solo lance en cualquier celda de la grilla de 0.5° x 0.5° (5° x 5° o 1° x 1° para la pesquería palangrera industrial) fue considerada como presencia de esfuerzo.

En la Tabla 1 se describen detalladamente los conjuntos de datos incluidos en la evaluación.

2.2 Especies incluidas en la evaluación

Esta evaluación buscó incluir todas las especies de tiburones registradas que han interactuado con las 8 pesquerías consideradas, utilizando todos los datos contenidos en las bases de datos de la CIAT. Éstas incluyen muchas de las fuentes de datos antes mencionadas usadas para derivar el esfuerzo de pesca, específicamente en los casos en que las capturas fueron reportadas por los CPC a la CIAT (por ejemplo, palangre industrial), o registradas por observadores a bordo de buques cerqueros y palangreros, o en puertos de descarga en todas las naciones costeras del OPO (por ejemplo, Oliveros-Ramos *et al.*, 2019).

EASI-Fish y otros métodos de ERE son herramientas que facilitan el proceso de priorización de los taxones que son motivo de preocupación potencial en función de su susceptibilidad a ser capturados por un tipo de arte específico y de la capacidad de sus poblaciones para resistir, o recuperarse de, los impactos de la pesca, lo que está directamente relacionado con su productividad biológica. Por lo tanto, un requisito de estos modelos de ERE es incluir especies únicamente (a diferencia de grupos taxonómicos como “zorros, nep”) en las evaluaciones, dada la gran divergencia que suele haber en la ecología y los ciclos vitales incluso de especies estrechamente relacionadas, como las especies de cornudas del género *Sphyrna*.

Aunque hay muchos registros en las fuentes de datos utilizadas en los que las capturas se reportaron como grupos taxonómicos, fue necesario omitirlos en la evaluación actual. Por lo tanto, es importante señalar que la presencia y la distribución espacial de las capturas de especies incluídas implícitamente en grupos taxonómicos como "cazones picudos, tintoreras, nep", "cornudas, nep", "tiburón Mako, nep", "zorros, nep" probablemente estén subestimadas, especialmente en el caso de las especies naturalmente más escasas dentro del grupo. Por este motivo, se supuso de manera precautoria que cualquier especie registrada en las capturas de las pesquerías pelágicas a partir de cualquier fuente de datos fiable estaba disponible para su captura en cualquier pesquería superpuesta con la distribución de especies prevista, independientemente de que la especie estuviera explícitamente registrada como captura de esa pesquería.

Aunque esta evaluación proporciona una relación completa de las especies que han interactuado con las 8 pesquerías, algunas especies tenían muy pocos registros de presencia espacial para facilitar la construcción de un modelo de distribución de especies (MDE), en el que se basa el modelo EASI-Fish. Por lo tanto, se estableció un umbral arbitrario para excluir cualquier especie representada por menos de 20 registros únicos de pesca, ya que se supuso que era probable que estas especies estuvieran representadas con frecuencias tan bajas, ya que no interactúan frecuentemente con las pesquerías y, por lo tanto, éstas no suponen una amenaza significativa para la sostenibilidad de las poblaciones de estas especies. Sin embargo, se hizo una excepción a esta regla para el jaquetón blanco (*Carcharodon carcharias*) dada su preocupación de conservación en todo el mundo y su inclusión en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN como "Vulnerable". La lista completa de especies de tiburones y el número de eventos de pesca en los que se registraron en cada pesquería se muestra en la Tabla 2.

2.3 Evaluación de la susceptibilidad como un sustituto de mortalidad instantánea por pesca (F)

La vulnerabilidad de cada especie de tiburón se cuantificó usando el enfoque de evaluación de riesgos ecológicos EASI-Fish (Griffiths *et al.*, 2019a). EASI-Fish está compuesto de componentes separados de susceptibilidad y productividad. El componente de susceptibilidad es utilizado para aproximar la tasa de mortalidad instantánea por pesca (F) que se compara con puntos de referencia biológicos (PRB) utilizados en el componente de productividad, específicamente en los modelos de biomasa y rendimiento por recluta estructurados por talla.

EASI-Fish estima la proporción de una clase de talla (j) de una especie que es susceptible a mortalidad por una pesquería x (S_{xj}) en un año dado, y es representada como:

$$S_{xj} = \frac{G_x}{G} (D_x A_{xj} N_{xj} C_{xj} P_{xj}) \quad (\text{Eq. 1})$$

donde G es el número total de celdas de la grilla ocupado por la especie y G_x es el número de celdas de la grilla ocupadas con al menos una unidad de esfuerzo de pesca de la pesquería x en 2019. En este estudio, G se estimó para cada especie utilizando MDE. Los insumos para los MDE fueron datos de presencia únicamente y seis variables ambientales (temperatura superficial del mar promedio anual, profundidad promedio, salinidad promedio, productividad primaria superficial promedio anual, oxígeno molecular disuelto promedio anual y distancia a la costa más cercana).

A fin de garantizar que el área de distribución de una especie esté bien representada en los datos de entrada, se utilizaron registros de presencia del Pacífico entero. La obtención de estos registros fue facilitada por una colaboración con la SPC y para comenzar también el trabajo colaborativo sobre las evaluaciones en el Pacífico entero para ciertas especies de tiburones de captura incidental (Proyecto L.2.d del PCE, SAC-13-01). Los registros de presencia incluían la captura reportada y los registros de observadores para todas las pesquerías en las Áreas de la Convención de la WCPFC y el OPO, así como los registros disponibles de AquaMaps (www.aquamaps.org), que son remitidos por fuentes que no son Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera (OROP), tales como instituciones académicas, donde los datos pueden representar capturas espacialmente explícitas, avistamientos, ubicaciones de marcado, o ubicaciones estimadas a lo largo de las rutas de desplazamiento derivadas de marcas archivadoras y/o satelitales (Tabla 3).

Los MDS se predijeron con una resolución de $0.5^\circ \times 0.5$ y representaron un conjunto de predicciones de cuatro enfoques de modelado: Bioclim, árboles de regresión potenciados (*Boosted Regression Trees*, BRT), Modelos Lineales Generalizados (MLG) y MaxEnt (Fig. 1). En los casos en los que uno o más modelos tuvieron un rendimiento deficiente, se utilizó el modelo con mejor rendimiento y que tuviera una puntuación de Área Bajo la Curva (AUC) de >0.8 y una puntuación de Estadística de Habilidad Verdadera (TSS, *True Skill Statistic*) de >0.7 para definir la distribución de la especie. La apariencia final de la predicción del MDE puede cambiar significativamente dependiendo del umbral sobre el que se utilice la probabilidad de presencia predicha (ψ) para crear valores binarios de presencia de especies. Por ejemplo, en un umbral de 0.4, las probabilidades de presencia predicha por encima y por debajo de 0.4 se predicen como registros de ausencia y presencia, respectivamente. En consecuencia, el valor del umbral seleccionado para los productos del MDE influye en la proporción de la población expuesta a la pesca. Por lo tanto, se buscó incorporar incertidumbre en el MDE ejecutando EASI-Fish utilizando un rango de valores ψ plausibles. Para cada MDE, este rango se determinó superponiendo la distribución de la probabilidad de presencia prevista con la de la probabilidad de pseudoausencia prevista. El valor ψ en el que estas dos distribuciones se intersecaban se seleccionó para definir la distribución más probable de las especies y los límites superiores e inferiores se seleccionaron mediante una inspección visual de las dos distribuciones a ambos lados del punto de intersección (por ejemplo, Fig. 2). Se pueden encontrar más detalles sobre la metodología del MDE en Phillips *et al.* (2021).

El esfuerzo de pesca de cada pesquería en 2019 fue sobrepuesto en las predicciones del MDE para calcular G_x . El porcentaje de superposición de cada pesquería fue calculado dividiendo G_x en G . Los datos de esfuerzo de cerco y artesanal de mapas publicados fueron determinados a una escala de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ como se describe anteriormente. Sin embargo, los datos para la flota de pesquería palangrera industrial estaban disponibles con resolución de $5^\circ \times 5^\circ$ y de $1^\circ \times 1^\circ$, así que, de manera conservadora, se supuso que había al menos una unidad de esfuerzo en cada celda de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ contenida dentro de cada una de estas celdas de grilla que contenían esfuerzo.

Los primeros cuatro parámetros en los paréntesis de la Ecuación 1 (D_x , A_{xj} , N_{xj} , y C_{xj}) comprenden lo que en las evaluaciones de poblaciones generalmente se refiere a “selectividad”, combinando, a menudo de forma implícita, la “disponibilidad de la población” (la probabilidad relativa que un tiburón de clase de talla j se ubique en el área y el momento en que la pesquería está operando) y la “selectividad de contacto” (la probabilidad relativa de que un tiburón de clase de talla j sea retenido una vez entra en contacto con el arte de pesca) (Millar y Fryer, 1999). Ya que las curvas de selectividad no estaban disponibles para la mayoría de las especies de tiburones de captura incidental para cada pesquería, se consideró importante desagregar los componentes de selectividad tanto como fuese posible, como se describe a continuación.

La duración de la temporada de pesca (D_x) es la proporción del año en que la población está disponible para la pesquería x , expresada como el número de días de pesca divididos en 365. En el OPO, entre 2018

y 2020, la resolución [C-17-02](#) ordenó una veda anual de 72 días para los buques de cerco de clases 4-6 (>182 t de capacidad de acarreo), incluyendo una veda de 30 días en el área conocida como el “corralito” (4°N–5°S, 96°–110°O).

La disponibilidad estacional (A_{xj}) es la proporción de la clase de talla j disponible para captura en la pesquería x , dado que algunas especies realizan migraciones extensas entre años, fuera de los límites de la pesquería, donde no están disponibles para interacciones con la misma. Dada la falta de datos de mercado para la mayoría de las especies de tiburones en el OPO para indicar los desplazamientos estacionales fuera de la pesquería, se utilizó un valor precautorio de 1.0 para la clase de talla j en la pesquería x .

La encontrabilidad (N_{xj} , *encounterability* en inglés) es la proporción de la clase de talla j que potencialmente podría encontrarse con el arte de pesca utilizado en la pesquería x , con base en la distribución de las especies en la columna de agua según el rango de profundidad normal del arte. Las profundidades de buceo mínimas, máximas, y promedio de cada especie de tiburón fueron definidas utilizando los resultados de los estudios de marcado electrónico o experimentos de palangre usando registradores de tiempo y profundidad. El rango de profundidad efectiva de pesca para cada pesquería del OPO fue definido como:

- 0–150 m, 0–150 m y 0–200 m para buques de clase 6 que realizan lances DEL, NOA y OBJ, respectivamente. Estos valores se basan en el cuartil superior de las profundidades de red documentadas por López *et al.* (2021) que se utilizaron en los lances DEL, NOA y OBJ en el OPO en 2019, siendo de unos 210 m, 210 m y 280 m, respectivamente, y suponiendo una profundidad efectiva de pesca del 45-75% de la profundidad de red (ver Hall y Roman, 2013).
- 0–120 m para buques cerqueros de clases 1–5 para lances NOA y OBJ (Ernesto Altamirano, CIAT, com. pers.).
- 0–300 m para palangres industriales, lo cual cubre el rango de profundidad tanto de lances ‘someros’ como de lances ‘profundos’ ya que actualmente no se dispone de suficientes datos de esfuerzo remitidos a la CIAT para separar los dos tipos de lance como pesquerías independientes (ver Griffiths *et al.*, 2017),
- 0–100 m para redes agalleras de lances someros de pesquería artesanal que típicamente están dirigidos a la captura de tiburón (Ayala *et al.*, 2008).
- 0–100 m para palangres de lances someros de pesquería artesanal, lo cual cubre el rango de profundidad hasta el anzuelo más profundo tanto de lances someros para ‘dorado’ como para lances más profundos para ‘atún/marlines/tiburones’ (ver Andraka *et al.*, 2013),

La selectividad de contacto (C_{xj}) describe la proporción de la clase de talla j que es retenida una vez encuentra el arte de pesca utilizado por la pesquería x . En ausencia de curvas de selectividad de arte fiables para la mayoría de las especies de tiburones, se supuso una selectividad precautoria *de filo de cuchillo* ($C_{xj} = 1.0$) desde el tiburón más pequeño registrado por los observadores en cada pesquería hasta la clase de talla más grande en el modelo.

La resolución [C-19-04](#) de la CIAT ordena la liberación de algunas especies de tiburones (por ejemplo, el tiburón punta blanca oceánico) en todas las pesquerías. Por tanto, la mortalidad por pesca estaría sobreestimada a menos que se contabilice el componente de la captura que sobrevive a la liberación obligatoria. Esto fue incluido en el modelo como la mortalidad poscaptura (MPC) (P_{xj}), la proporción de la clase de talla j que es capturada por la pesquería x y muere durante, o poco después de, la liberación. No se dispuso de datos de mortalidad posliberación para la mayoría de las especies de tiburones de captura

incidental en el OPO, por lo que se usó un valor precautorio de 1.0 para la pesquería x cuando no se disponía de datos.

Siguiendo la estimación de la susceptibilidad general de la clase de talla j a incurrir en mortalidad por la pesquería x (S_{xj}), se estimó un sustituto de la tasa de mortalidad instantánea por pesca en 2019 (\tilde{F}_{2019}) para para cada especie de tiburón capturada en todas las pesquerías, como sigue:

$$\tilde{F}_{2019} = -\ln \left[1 - \sum_{x=1}^n q_x E_x \left(\frac{\sum_{j=1}^n S_{xj}}{n} \right) \right] \quad (\text{Eq. 2})$$

Aquí, n es el número de clases de talla (en incrementos de 2 cm) que se extienden hasta la talla promedio a la que un tiburón puede crecer si viviera indefinidamente (L_∞). El esfuerzo de pesca (E_x) es el esfuerzo total, escalado de cero a 1, de la pesquería x aplicada en el área G_x en 2019, mientras que el coeficiente de capturabilidad (q_x) es la fracción de la población capturada por una unidad de esfuerzo (E_x) en la pesquería x . En muchas pesquerías con datos limitados, los valores de q y E son desconocidos. Un enfoque precautorio fue utilizado para asumir que ambos parámetros son iguales a 1, lo que significa que todos los tiburones en una celda de la grilla se capturan si todos los demás parámetros de susceptibilidad se cumplen por completo.

Entonces \tilde{F}_{2019} se comparó con los valores de F para los PRB derivados de los modelos por recluta (descritos abajo). Sin embargo, se debe reiterar que, dados los numerosos supuestos conservadores y la probable incertidumbre en los parámetros utilizados en la estimación derivada de \tilde{F}_{2019} , solo se debería considerar un sustituto para F , y potencialmente una sobreestimación. Es por esto que los resultados de EASI-Fish no deberían utilizarse para definir la condición biológica de la población de una especie, en el sentido de una evaluación de la población, sino para cuantificar la vulnerabilidad de las especies.

2.5 Caracterización de la productividad de las especies utilizando modelos por recluta

Se utilizó un modelo de rendimiento por recluta (YPR) para caracterizar las dinámicas biológicas de cada especie de tiburón utilizando el enfoque genérico de Ricker (1975), que Chen y Gordon (1997) adaptaron para las tallas como sigue:

$$YPR = \sum_{j=1}^n \frac{W_j b_j F}{b_j F + M} \left[1 - e^{-(b_j F + M)\Delta T_j} \right] e^{-\sum_{k=1}^{j-1} (b_k F + M)\Delta T_k} \quad (\text{Eq. 3})$$

Aquí, los nuevos reclutas y las clases de talla totalmente reclutadas se denotan con los subíndices j y k , respectivamente. W_j es el peso medio de un tiburón en la clase de talla j , mientras que la selectividad (b_j) es la proporción de la población en la clase de talla j que se captura en todas las pesquerías, representada como:

$$b_j = \sum_{x=1}^n S_{xj} \quad (\text{Eq. 4})$$

En ausencia de estimaciones por edad o talla de la tasa de mortalidad natural instantánea (M) para la mayoría de las especies de tiburones en el OPO, se estimó M mediante ecuaciones empíricas (ver Sección 2.6) y se supuso que era constante en todas las clases de talla. Sin embargo, en los casos en que se disponía de estimaciones de M a partir de evaluaciones de poblaciones (por ejemplo, Clarke *et al.*, 2018; ISC, 2018;

Tremblay-Boyer *et al.*, 2019), se aplicaron a las clases de talla apropiadas o se mantuvieron en todas las clases de talla. Se desglosó F en incrementos de 0.01, desde cero hasta L_∞ de la función de crecimiento especializada de von Bertalanffy (VBGF) que puede representarse como:

$$L_t = L_\infty(1 - \exp[-K(t - t_0)]) \quad (\text{Eq. 5})$$

donde L_t = talla por edad t , L_∞ = la talla asintótica promedio que puede alcanzar un animal si viviera indefinidamente, K = el parámetro de crecimiento de Brody, y t_0 = la edad hipotética a la talla cero. Aunque se trata de un modelo ampliamente aceptado para caracterizar el crecimiento de los teleosteos que desovan al voleo, la VBGF puede subestimar la talla por edad para los tiburones jóvenes. Esto se debe a que muchos tiburones son vivíparos (es decir, dan a luz a crías vivas). La VBGF no toma en cuenta el considerable crecimiento embrionario que se produce antes del nacimiento, que normalmente se caracterizaría por t_0 . Por tanto, se reparametrizó la VBGF sustituyendo la talla de nacimiento (L_0) por t_0 .

$$L_t = L_\infty - (L_\infty - L_0) \exp[-Kt] \quad (\text{Eq. 6})$$

El parámetro ΔT en la Eq. 3 representa el tiempo que le toma a un pez crecer de una clase de talla a la siguiente, representado como:

$$\Delta T_j = \frac{1}{K} \ln \frac{L_\infty - L_j}{L_\infty - L_j - d_j} \quad (\text{Eq. 7})$$

donde K y L_∞ son parámetros de la función de crecimiento de von Bertalanffy (Tabla 4), y d es el ancho de la clase de talla, calculado como $L_{j+1} - L_j$.

El modelo de la biomasa de la población reproductora por recluta (SBR) de Quinn y Deriso (1999) es complementario al YPR y puede ser modificado para adaptarse al análisis de tallas en lugar de clases de edad y representarlo como:

$$SBR = \sum_{j=1}^n W_j m_j \prod_{x=r}^{j-1} e^{-(b_j F + M)} \quad (\text{Eq. 8})$$

donde W_j es el peso promedio de un tiburón en la clase de talla j (L_j) tomado de una relación talla-peso (Tabla 4), m_j es la proporción de hembras maduras en la talla promedio de la clase de talla j , y el operador del producto describe el número de tiburones que sobreviven desde la talla en el reclutamiento (L_r) a L_j . Debido a que el modelo calcula la SBR relativa, el número inicial de hembras reproductoras se estableció en un valor de uno. El valor de m_j para cada especie se tomó de una ojiva de madurez de una hembra, representada en la forma logística:

$$m_j = \frac{1}{1 + e^{(-r(L_j - L_{50}))}} \quad (\text{Eq. 9})$$

donde L_j es la talla promedio de un tiburón en la clase de talla j , L_{50} es la talla a la que el 50% de la población está madura, y r es el parámetro de curvatura. En los casos en los que no se disponía de esta información, se utilizaron estimaciones publicadas de la talla de primera madurez, que suele ser conservadora, ya que se produce en una talla inferior a L_{50} .

2.6 Mortalidad natural

La tasa de mortalidad natural instantánea (M yr⁻¹) es uno de los parámetros más influyentes en los modelos de evaluación de poblaciones, pero es notoriamente difícil de estimar directamente (Kenchington, 2014; Then *et al.*, 2015). En consecuencia, a menudo se utilizan como alternativa ecuaciones empíricas basadas en rasgos del ciclo vital, los parámetros t_{max} y VBGF (L_{∞} , K , t_0). Existen más de 30 estimadores de mortalidad natural, ninguno de los cuales ha demostrado funcionar mejor que otro para todas las especies (Kenchington, 2014). Por lo tanto, es habitual ejecutar modelos de evaluación de poblaciones utilizando un rango de valores de M derivados de múltiples estimadores. Por lo tanto, se calculó M para cada especie utilizando seis estimadores recomendados por Kenchington (2014) y Then *et al.* (2015) (Tabla 5). Se dio prioridad a los valores de M que se estimaron directamente (por ejemplo, a partir de marcado o evaluación de poblaciones), seguidos de los estimadores basados en t_{max} (Hoenig_{nls} y Hoenig_{tmax}) para especies longevas como los elasmobranchios, y finalmente los estimadores basados en K (Jensen, Pauly_{nls}, Pauly_{LKT} and Pauly_{KT}). En los casos en que se carecía de información sobre la longevidad y L_{∞} , la L_{∞} se estimó a partir de la talla máxima registrada (L_{max}), utilizando el método de Froese y Binohlan (Froese y Binohlan, 2000), y se utilizó en el estimador Pauly_{LT} con una temperatura promedio anual del agua de 25°C para el OPO (Fiedler y Talley, 2006).

2.7 Puntos de referencia biológicos (PRB)

Dependiendo del ciclo vital de una especie, se han utilizado varios PRB en modelos de evaluación de poblaciones para valorar la condición de una población en relación con un valor F estimado para un periodo de tiempo en particular o un año específico. EASI-Fish utiliza un enfoque similar, pero es importante enfatizar que sus PRB se utilizan para cuantificar la vulnerabilidad relativa de una población que se espera obstaculice la productividad de vida de un animal —independientemente del tamaño de la población actual— en lugar de determinar la condición de la población. Los modelos YPR asumen que el reclutamiento es constante e independiente del tamaño de la población, equivalente a un valor de inclinación (h) de 1 (Gabriel y Mace, 1999). Por lo tanto, el uso de un valor F en el que se maximiza el rendimiento (F_{MAX}) puede ser demasiado optimista debido a que los tiburones a menudo tienen una fuerte relación de población-reclutamiento (es decir, $h < 1$). Desafortunadamente, la relación población-reclutamiento es difícil de estimar (Lee *et al.*, 2012), y, por lo tanto, los sustitutos taxonómicos basados en grupos a menudo se usan en evaluaciones de poblaciones como resultado.

En una comparación de los PRB usados en EASI-Fish para evaluar especies de captura incidental con ciclos vitales diversos, desde teleosteos hasta mamíferos marinos, Griffiths *et al.* (2019a) sugirieron que $F_{40\%}$ es apropiado para los elasmobranchios y, por lo tanto, se adopta aquí para evaluar las 32 especies de tiburones capturadas en el OPO. Sin embargo, vale la pena señalar que Cortés y Brooks (2018) sugirieron que para las especies longevas que crecen lentamente, como los elasmobranchios, se debería usar un PRB de hasta $F_{80\%}$. Explícitamente, $F_{40\%}$ es el valor de F correspondiente al 40% del coeficiente de potencial de desove (SPR), que es la SBR en el valor de F_{2019} dividido por la SBR si $F=0$. El PRB correspondiente de $SBR_{40\%}$ es el valor de SBR en $F_{40\%}$.

La vulnerabilidad de cada una de las 32 especies de tiburones en 2019 fue determinada utilizando \tilde{F}_{2019} y el valor de SBR correspondiente (SBR_{2019}) relativo a los valores de $F_{40\%}$ y $SBR_{40\%}$ y representado en un “cuadro de fases de vulnerabilidad” de 4 cuadrantes (Fig. 4). Las definiciones de vulnerabilidad de estos cuadrantes son: i) “Menos vulnerable” (verde; $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$ y $SBR_{2019}/SBR_{40\%} > 1$), ii) “cada vez más vulnerable” (naranja; $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} > 1$ y $SBR_{2019}/SBR_{40\%} > 1$), iii) “Más vulnerable” (rojo; $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} > 1$ y $SBR_{2019}/SBR_{40\%} < 1$), y iv) “Cada vez menos vulnerable” (amarillo; $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$ y $SBR_{2019}/SBR_{40\%} < 1$).

2.8 Implementación del modelo

El modelo fue construido en Microsoft Excel, con rutinas personalizadas escritas en Visual Basic para

Aplicaciones (VBA) para realizar simulaciones de Montecarlo con el propósito de generar estimaciones de incertidumbre para parámetros específicos del modelo usando distribuciones previas uniformes que oscilaba entre un valor mínimo y máximo definido. Los modelos YPR y SBR se ejecutaron 10,000 veces usando simulaciones de Montecarlo, utilizando cada vez una muestra aleatoria de la distribución previamente definida para cada parámetro. El promedio, el error estándar (SE), la desviación estándar (Std Dev) y los intervalos de confianza del 95% (IC del 95%) se obtuvieron para los PRB $F_{40\%}$, SBR₂₀₁₉, y SBR_{40%}.

3. RESULTADOS

3.1 Estimaciones de susceptibilidad y un sustituto de mortalidad por pesca (F)

Los Anexos 1 y 2 contienen todos los valores de los parámetros de susceptibilidad que contribuyen a la estimación de la susceptibilidad global (S_{xj}) para cada especie evaluada en EASI-Fish, así como descripciones detalladas de la fuente o la derivación de estos valores.

La pesquería palangrera industrial coincidió con la distribución de las 32 especies en al menos un 9%. Esta pesquería tuvo la mayor superposición de área promedio para 28 de las especies evaluadas, entre el 14% (*Lamna nasus*) y el 98% (*Isurus paucus*). Esta elevada superposición se debió a que el esfuerzo de pesca estaba distribuido en la mayor parte del OPO entre 40°N y 40°S, que es sustancialmente mayor que las otras pesquerías (Fig. 5).

La pesquería palangrera artesanal presentó la mayor superposición de área promedio para 4 especies, todas ellas con distribuciones predominantemente costeras en las que se distribuyó principalmente el esfuerzo de pesca, que osciló entre el 40% (*Rhizoprionodon longurio*) y el 68% (*Sphyrna media*), y otras 14 especies rebasaron el 20%. La pesquería artesanal con redes agalleras tuvo una superposición de área baja (<15%) para la mayoría de las especies evaluadas, siendo las superposiciones más elevadas las de *R. longurio* (26%), *S. media* (19%), *S. corona* (17%) y *Nasolamia velox* (16%).

Ninguna de las pesquerías cerqueras tuvo la mayor superposición con alguna de las especies evaluadas, pero la extensión de la superposición fue elevada para muchas especies. Con respecto a los buques de cerco de clase 6, la superposición de área fue máxima para los lances DEL (0.05-41%) y OBJ (0.07-51%), pero considerablemente menor para los lances NOA (0.06-19%). Las especies con mayor superposición con lances DEL fueron *Carcharhinus limbatus* (41%), *C. obscurus* (37%) y *C. galapagensis* (36%). Las especies con mayor superposición con lances OBJ fueron *Dalatias licha* (51%), *C. porosus* (45%), *C. altimus* (43%), *C. brachyurus*, *S. lewini* y *S. zygaena* (42%). Con respecto a los lances NOA, solo tres especies tuvieron superposiciones de más del 15%, incluyendo *S. media* (19%), *C. porosus* (17%) y *Alopias vulpinus* (16%).

En el caso de los buques cerqueros de clases 1-5, la superposición de área fue sustancialmente menor que en el caso de los buques de clase 6, debido a que el esfuerzo estaba limitado a la región que rodea a las Islas Galápagos (Fig. 6). Los lances OBJ tuvieron la mayor superposición con *C. altimus* (21%), *C. porosus* (20%), *S. media* (20%), *S. mokarran* (17%), *S. corona* y *A. vulpinus* (15%). En el caso de los lances NOA, la superposición de área fue baja para todas las especies, siendo las superposiciones más altas las de *S. media* (8%) y *N. velox* (7%).

Es importante señalar que las especies mencionadas con la mayor superposición en la pesquería cerquera se capturan con poca frecuencia, si es que se capturan, y puede reflejar las distribuciones muy limitadas de estas especies en el OPO con respecto a la amplia distribución del esfuerzo.

Al tomar en cuenta otros factores de susceptibilidad (por ejemplo la encontrabilidad, la selectividad de contacto, etc.) para evaluar los impactos acumulativos de las 8 pesquerías incluidas en la evaluación, las

20 especies con las tasas de mortalidad por pesca más elevadas (\tilde{F}_{2019}), que oscilan entre 0.49 y 1.83 yr⁻¹, fueron las cornudas (*Sphyrna* spp.; 5 especies), los cazones picudos, tintoreras, nep (*Carcharhinus* spp.; 8 especies), los zorros (*A. superciliosus* y *A. vulpinus*), el tiburón ballena (*Rhincodon typus*) y las dos especies de importancia comercial, el mako de aleta corta (*Isurus oxyrinchus*) y el tiburón azul (*Prionace glauca*) (Fig. 6a). Las pesquerías que más contribuyeron a la mortalidad por pesca total de estas especies fueron generalmente las pesquerías palangreras industriales y/o artesanales, así como los lances OBJ o DEL de la pesquería cerquera de clase 6 (Fig. 6 b y c).

3.2 Estado de vulnerabilidad de las especies de tiburones en el OPO

Los valores de los parámetros biológicos y sus fuentes utilizados en los modelos YPR y SBR para cada especie para derivar su estado de vulnerabilidad se muestran en la Tabla 4 y en el Anexo 3, respectivamente, mientras que las estimaciones de EASI-Fish de los PRB de $F_{40\%}$ y $SBR_{40\%}$ se encuentran en la Tabla 6.

Según los valores promedio o estimados de PRB, 20 especies rebasaron los valores umbrales de PRB de $F_{40\%}$ y $SBR_{40\%}$ (ver Fig. 4), lo que resultó en la clasificación de estas especies como "más vulnerables" (Fig. 7; Tabla 6). De las 12 especies restantes, 3 especies (*Isurus paucus*, *Dalatias licha* y *Zameus squamulosus*) rebasaron el valor umbral de PRB de $SBR_{40\%}$ y fueron clasificadas como "cada vez más vulnerables", mientras que 9 especies no rebasaron ninguno de los valores umbrales de PRB y fueron consideradas "menos vulnerables" (Fig. 7; Tabla 6).

De las 20 especies con los valores más altos de \tilde{F}_{2019} (Fig. 6a), 19 fueron clasificadas como "más vulnerables". La figura 7 muestra un grupo distinto de 8 especies con los rangos de vulnerabilidad más altos, que son las cornudas (*S. zygaena*, *S. lewini* y *S. media*), los cazones picudos, tintoreras, nep (*C. falciiformis*, *C. porosus* y *C. limbatus*), el zorro ojón (*A. superciliosus*) y el mako de aleta corta (*Isurus oxyrinchus*). Entre las especies restantes "más vulnerables" destacan el tiburón azul (*P. glauca*), el tiburón punta blanca oceánico (*C. longimanus*), otras dos especies de cornudas (*S. corona* y *S. mokarran*), el zorro pelágico (*A. pelagicus*), el tiburón cocodrilo mesopelágico (*Pseudocarcharias kamoharai*) y una serie de tiburones Carcharhinidae generalmente neríticos como *N. velox*, *C. leucas* y *C. plumbeus* (Fig. 7).

De las 9 especies clasificadas como "menos vulnerables", algunas tuvieron distribuciones neríticas (*Carcharodon carcharias*, *Galeocerdo cuvier*, *R. typus*, *C. galapagensis* y *C. obscurus*) o una distribución en latitudes altas (*L. nasus* y *L. ditropis*) que evitaron una superposición significativa con las pesquerías palangreras y cerqueras de alta mar, o tuvieron distribuciones verticales mesopelágicas (*I. brasiliensis* y *A. vulpinus*) que limitaron sus interacciones con las artes utilizadas en las pesquerías de alta mar con un rango de profundidad de 0-300 m.

Al considerar las puntuaciones de fiabilidad de los parámetros clave de EASI-Fish, se consideró que 7 especies tenían puntuaciones de fiabilidad bajas que podían llevar a una asignación incorrecta a una categoría de vulnerabilidad. Estas especies son *C. altimus*, *N. velox*, *Isistius brasiliensis*, *I. paucus*, *R. longurio*, *D. licha*, *S. media*, *S. corona* y *Z. squamulosus* (Fig. 8). De estas especies, *D. licha*, *Z. squamulosus* e *I. paucus* presentaron barras de error grandes alrededor del valor promedio de vulnerabilidad y fueron las únicas especies que se clasificaron como "cada vez más vulnerables", lo que indica la alta incertidumbre en su estado de vulnerabilidad. Solo *I. brasiliensis* fue clasificada como "menos vulnerable" y representa el único posible falso negativo. El resto de las especies fueron clasificadas como "más vulnerables", lo cual, aunque puede indicar un falso positivo, es una clasificación precautoria deseable que destaca explícitamente la incertidumbre en sus valores de los parámetros de entrada del modelo y puede ayudar a orientar a los gestores de investigación a la hora de priorizar los recursos para recolectar datos adicionales sobre estas especies.

4. DISCUSIÓN

4.1 Especies de tiburones vulnerables en el OPO

Los tiburones han sido uno de los principales focos de atención de diversas medidas de conservación y ordenación desarrolladas por la CIAT para sus pesquerías. Sin embargo, estas medidas se han concentrado principalmente en un reducido número de especies que son objetivo o captura incidental retenida (por ejemplo, el tiburón azul), capturadas con frecuencia (por ejemplo, el tiburón sedoso) en una o más pesquerías, o las que tienen un significativo estado de conservación declarado por organizaciones externas tales como la UICN (por ejemplo, el tiburón punta blanca oceánico y el tiburón ballena). En otras palabras, las especies con los perfiles más altos económicos o de conservación han sido el centro de los esfuerzos de ordenación ya que la ausencia de datos y/o métodos de evaluación fiables ha dificultado la identificación de otras especies potencialmente vulnerables y las respuestas apropiadas de ordenación. La presente evaluación identificó 20 especies que se consideraron “más vulnerables”, algunas de las cuales ya son el objeto de medidas de conservación específicas según las resoluciones de la CIAT, pero muchas no lo son. Las especies más vulnerables identificadas abarcan un amplio espectro de características biológicas y ecológicas que hacen que algunas sean más vulnerables a pesquerías particulares por razones específicas (por ejemplo, alta superposición espacial), mientras que otras son más vulnerables a otras pesquerías por diferentes razones (por ejemplo, selectividad de un rango de talla específica). Como resultado, es poco probable que exista una única estrategia de ordenación “milagrosa” que logre mitigar todos los impactos de la pesca para cada especie (ver Dulvy *et al.*, 2017). El enfoque EASI-Fish empleado en este estudio logró cuantificar los impactos acumulativos de las pesquerías del OPO sobre las especies de tiburones, lo que permitió un enfoque de clasificación para identificar especies que pueden requerir investigación y monitoreo adicionales antes de la reevaluación, o especies que requieren una intervención inmediata de ordenación.

Tiburón azul y tiburón mako

Entre el grupo de especies “más vulnerables” se encuentran las de importancia económica conocida para las pesquerías palangreras tanto industriales como artesanales, a saber, los tiburones azul y mako de aleta corta. Estas pesquerías de palangre no solo tienen la huella más grande de esfuerzo en el OPO, especialmente la pesquería palangrera industrial, y por lo tanto, una mayor probabilidad de superponerse con la distribución de los tiburones azul (*P. glauca*) y mako de aleta corta (*I. oxyrinchus*), sino que también estas especies son objetivo directo u ocupan nichos similares a los de las especies objetivo (es decir, pez espada, patudo, aleta amarilla y atún albacora). En las ERE es común excluir las especies objetivo, ya que la meta principal de una ERE suele ser identificar especies potencialmente vulnerables con pocos datos. Sin embargo, todas las especies de tiburones se incluyeron en la presente evaluación con fines de exhaustividad y transparencia. Tal es la importancia económica de los tiburones azul y mako de aleta corta en las pesquerías palangreras en el OPO y en todo el Pacífico que existen datos biológicos fiables (ver Figura 8) y datos de captura de las pesquerías industriales que han permitido realizar evaluaciones de poblaciones en el Pacífico norte tanto para el tiburón azul (ISC, 2017) como para el mako de aleta corta (ISC, 2018) y en el Pacífico sur para el tiburón azul (Neubauer *et al.*, 2021). Por tanto, no se harán recomendaciones específicas de ordenación a partir de la presente evaluación ya que el ISC y la WCPFC planean continuar evaluando estas especies para que se puedan desarrollar medidas explícitas de ordenación. Sin embargo, una deficiencia importante de estas evaluaciones de poblaciones para estas especies frecuentemente capturadas y económicamente importantes es la falta de datos de captura y talla que se presentan a la CIAT para las flotas artesanales de Centroamérica, lo cual dificulta la capacidad de los científicos de recomendar asesoramiento de ordenación. En un intento de evaluar mejor las poblaciones de tiburones en el OPO, el personal de la CIAT está discutiendo la posibilidad de realizar una evaluación colaborativa del tiburón azul del

Pacífico sur con la Comisión Permanente del Pacífico Sur (CPPS).

Una importante advertencia respecto la evaluación de los tiburones mako se refiere a la usual confusión del mako de aleta larga (*I. paucus*) con el más común *I. oxyrinchus* a lo largo de sus distribuciones globales superpuestas (Levesque, 2007; Mucientes *et al.*, 2013). Este problema también parece existir en la pesquería de cerco del OPO donde el *I. oxyrinchus* se registró en 1,109 lances y el *I. paucus* nunca se ha registrado, pero el “tiburón mako, nep” (*Isurus* spp.) se registró en 329 lances. Dado que el género *Isurus* contiene solo estas dos especies, es posible que estos registros pertenezcan a *I. paucus*. Sin embargo, debido a que los MDE y el EASI-Fish requieren información por especie, quizás no se puedan utilizar estos registros genéricos. Teniendo en cuenta que todo el MDE para el *I. paucus* se basó completamente en los registros de 671 lances realizados por la pesquería palangrera industrial, la omisión de 329 registros de presencia potencial de regiones fuera de donde opera la pesquería de palangre y donde las variables ambientales pueden ser diferentes podría haber comprometido la calidad del mapa de predicción final y, en última instancia, la precisión de la estimación de la mortalidad por pesca. Esto puede explicar la mayor probabilidad de presencia en aguas de alta mar al oeste de aproximadamente 110°O, donde el esfuerzo de palangre es máximo, a pesar de las sugerencias de que el *I. paucus* pueda ser más frecuente en las áreas de la plataforma (Mucientes *et al.*, 2013).

Un problema importante que ha surgido a raíz de la identificación o el reporte erróneos del *I. paucus* en la mayoría de las cuencas oceánicas es la escasez casi total de datos biológicos, a excepción de un estudio reproductivo del norte de Cuba (Ruiz-Abierno *et al.*, 2021). Como resultado, los debates sobre la sostenibilidad del *I. paucus* a menudo se sustentan en un fuerte supuesto de que el crecimiento y la dinámica reproductiva del *I. oxyrinchus*, que ha sido bien estudiado, son un sustituto aceptable para el *I. paucus* (ver Gallagher *et al.*, 2014b; Levesque, 2008). En ausencia de información fiable específica de la especie, también se tuvo que hacer este supuesto en el presente estudio para caracterizar el crecimiento y la longevidad, pero esta incertidumbre se reflejó en puntuaciones bajas de fiabilidad de datos para el *I. paucus* (ver Fig. 8). No obstante, a pesar de sus aparentes similitudes en la dinámica de la población, la vulnerabilidad del *I. paucus* fue sustancialmente menor que para el *I. oxyrinchus*. Esto se atribuyó principalmente a que el *I. paucus* vive en aguas más profundas (0–760 m; Hueter *et al.*, 2017) que el *I. oxyrinchus* y, por consiguiente, tiene una menor encontrabilidad y, por lo tanto, una menor mortalidad por pesca en la pesquería de palangre (0–300 m), que se superpuso con el 93%–98 % de la distribución del *I. paucus*. Aunque varios autores creen que el *I. paucus* vive en aguas más profundas que el *I. oxyrinchus*, (Compagno, 2001; Ebert, 2001; Mucientes *et al.*, 2013), la única información fiable sobre la distribución vertical proviene de dos tiburones marcados con marcas archivadoras en el Océano Atlántico (Hueter *et al.*, 2017), por lo que estas estimaciones de profundidad aplicadas al OPO deben verse con cautela, de ahí la baja puntuación de fiabilidad de los datos. No obstante, los resultados de EASI-Fish indicaron claramente que el *I. paucus* debe considerarse una especie vulnerable que requiere, como mínimo, esfuerzos significativos para mejorar los datos de captura por especie y por región a través de una mejor capacitación de los observadores en la identificación de especies de *Isurus* para aumentar la fiabilidad de los MDE y los estudios que puedan brindar valores fiables de parámetros para el crecimiento y la biología reproductiva.

Tiburones sedosos y punta blanca oceánicos

El tiburón sedoso y el tiburón punta blanca oceánico se identificaron como “más vulnerables”, lo que reiteró su reconocida importancia para la conservación en función de su alta frecuencia como captura incidental en las pesquerías de palangre y cerco y sus tendencias de disminución de las tasas de captura (Lennert-Cody *et al.*, 2019), lo que llevó a la CIAT a implementar medidas de prohibición de retención para el tiburón punta blanca oceánico en todas las pesquerías atuneras industriales del OPO en 2011 (resolución [C-11-10](#)) y en todas las pesquerías de cerco para el tiburón sedoso en 2016 (resolución [C-16-](#)

06). Estas especies también están incluidas en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) para frenar el comercio internacional de sus aletas. Posteriormente, la calidad de sus datos de captura ha mejorado de manera significativa, en especial en la pesquería de cerco (clase 6), que tiene una cobertura por observadores del 100%. Por consiguiente, la CIAT y la WCPFC han hecho intentos iniciales para desarrollar evaluaciones de poblaciones de estas especies en el Océano Pacífico (Clarke *et al.*, 2018; Rice y Harley, 2012; Rice y Harley, 2013; Tremblay-Boyer *et al.*, 2019) con algunos resultados prometedores para mejorar aún más estas evaluaciones en el futuro en caso de que mejoren los datos de captura por especie, particularmente para las flotas artesanales. Uno de los principales problemas con las evaluaciones anteriores ha sido la falta de series de tiempo fiables de datos de captura, CPUE y composición por sexo/talla, que puede superarse mediante la implementación de un estudio de marcado y recaptura por parientes cercanos que proporcione estimaciones de la abundancia absoluta y la mortalidad natural de adultos ([SAC-12-14](#)).

Curiosamente, a pesar de la disminución bien documentada de la población de tiburones punta blanca oceánicos en la mayoría de los océanos del mundo (Baum y Myers, 2004; Clarke *et al.*, 2013; Tolotti *et al.*, 2015; Tremblay-Boyer *et al.*, 2019) se estimó que la vulnerabilidad del tiburón punta blanca oceánico es menor que la del tiburón sedoso en la evaluación actual, a pesar de que ambas especies tienen valores de susceptibilidad y rasgos biológicos similares. Este resultado se debió a la inclusión de estimaciones de mortalidad posliberación (MPL) de 15%- 19 % para los tiburones punta blanca oceánicos derivadas de experimentos de marcado en pesquerías palangreras del Pacífico (Hutchinson *et al.*, 2021; Musyl *et al.*, 2011) para reflejar el mandato de prohibición de retención para los palangreros. Por el contrario, se utilizó el valor predeterminado de mortalidad posliberación del 100% para todas las especies que se supone que tienen importancia económica para la pesquería de palangre (ver los Anexos 1 y 2), incluido el tiburón sedoso. Sin embargo, se aplicaron las estimaciones de mortalidad posliberación al tiburón sedoso en la pesquería de cerco, pero la alta mortalidad por pesca en las pesquerías de cerco DEL y OBJ y las tasas relativamente altas de mortalidad posliberación de 32%–93% estimadas para los individuos liberados de las redes de cerco atuneras (Hutchinson *et al.*, 2015; Poisson *et al.*, 2014) dieron como resultado que la especie fuera la segunda más vulnerable de las 32 especies evaluadas.

Cornudas

Las cinco especies de cornudas (*Sphyrna* spp.) evaluadas se clasificaron como “más vulnerables” y la cornuda cruz (*S. azygaen*) fue la más vulnerable de todas las especies de tiburones evaluadas, mientras que la cornuda común (*S. lewini*), la cornuda cuchara (*S. media*), la cornuda de corona (*S. corona*) y la cornuda gigante (*S. mokarran*) también ocuparon un lugar destacado. Este resultado respalda la creciente evidencia de que las cornudas están experimentando impactos insostenibles debido a la pesca, no solo en todo el OPO (Pérez-Jiménez, 2014; Zanella *et al.*, 2019) sino en todos los océanos del mundo (Pacoureaux *et al.*, 2021). Las cinco especies evaluadas figuran actualmente en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN como “En Peligro Crítico” o “Vulnerable”. Además, en 2013, tres de estas especies (*S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena*) se incluyeron en el Apéndice II de la CITES para controlar el comercio internacional de productos derivados de estas especies.

La mayoría de las especies de cornudas tienen una distribución costera predominante, especialmente los juveniles, que a menudo utilizan los hábitats costeros poco profundos como áreas de cría (Corgos y Rosende-Pereiro, 2022; López-Angarita *et al.*, 2021; Zanella *et al.*, 2019) y algunas especies tienden formar grupos para alimentarse y/o reproducirse en el OPO (Salinas-de-León *et al.*, 2017). Por consiguiente, son muy vulnerables a la pesca artesanal, especialmente a las redes agalleras, ya que la morfología de su cuerpo las hace susceptibles a enredarse y el potencial de supervivencia posliberación es bajo (Gallagher *et al.*, 2014a; Gallagher y Klimley, 2018).

Un resultado particularmente significativo de la presente evaluación fue la identificación de las dos especies de cornudas de menor crecimiento, la cornuda cuchara (*S. media*) y la cornuda coronada (*S. corona*) como “más vulnerables”. En el OPO ambas especies, y la cornuda de corona (*S. tiburo*), que está estrechamente relacionada, tienen una distribución costera sumamente restringida entre México y el norte de Perú, y la *S. corona* es endémica de esta región (Ebert *et al.*, 2021). En una revisión de registros históricos de las aguas del Pacífico mexicano, Pérez-Jiménez (2014) expresó su preocupación por la posible extirpación de estas tres especies de esta región como resultado de décadas de impactos de la pesca, ya que solo tres individuos de *S. media* y *S. tiburo* se registraron de entre más de 207,000 tiburones capturados en estudios realizados entre 1962 y 2010. En los mismos estudios, no encontró ningún registro de *S. corona*, que aparentemente se había registrado por última vez en aguas mexicanas en 1994 (Balart *et al.*, 1996) y más recientemente dentro de toda su distribución en el OPO solo en el sur de Colombia en 2014 (Orozco Guarín, 2014).

Los programas de observadores nacionales y de la CIAT establecidos para las pesquerías de cerco y las pesquerías palangreras industriales y los estudios de las pesquerías artesanales centroamericanas demuestran su importancia en este caso, ya que podemos confirmar que *S. media*, *S. corona* y *S. tiburo* fueron registradas por última vez en el OPO en 2009, 2021 y 2001, respectivamente (datos no publicados de observadores de la CIAT). Sin embargo, dado que solo se han registrado 44 individuos combinados para las tres especies, de más de 500,000 lances cerqueros y palangreros observados, coincidimos con las preocupaciones planteadas por Pérez-Jiménez (2014) sobre la sostenibilidad de la población de estas especies en el OPO. Sin embargo, también es importante considerar las muchas tareas de los observadores a bordo, desde registrar los aspectos operacionales de la pesquería, hasta registrar datos para las especies objetivo de atunes y un conjunto completo de especies de captura incidental de mamíferos marinos, tortugas marinas, tiburones y teleósteos. Por lo tanto, dados los breves periodos en los que los observadores pueden llegar a inspeccionar la captura incidental, la identificación de las especies que se encuentran con menos frecuencia, algunas de las cuales no se encuentran actualmente en las guías de identificación del observador, puede no ser del todo precisa, o estas especies pueden identificarse con una resolución taxonómica más alta (por ejemplo, *Sphyrna* sp.).

Un punto importante de aclaración es que el *S. tiburo* no se evaluó en el presente estudio debido a la presencia de solo dos registros de captura en las pesquerías del OPO, ambos de la pesquería de cerco en 1998 y 2001 (datos no publicados de observadores de la CIAT). Actualmente se desconoce si esta baja frecuencia de interacción se debe a la disponibilidad y selectividad de la especie por las artes de las pesquerías evaluadas, o al aparente estado de reducción de su población. Cualquiera que sea la razón, la evidencia genética reciente que muestra la existencia de una población única en Panamá (González *et al.*, 2019) sugiere que esta especie también debería considerarse como “más vulnerable” en el presente estudio.

Una advertencia importante para la evaluación del *S. media* y el *S. corona* es que casi no existe información biológica para estas especies (ver Orozco Guarín, 2014). Por tanto, se usaron relaciones empíricas (Froese y Binohlan, 2000) para estimar valores de parámetros a fin de caracterizar el crecimiento y la reproducción, que se basaron casi exclusivamente en la talla máxima registrada. Además, las estimaciones de mortalidad natural se derivaron utilizando ecuaciones empíricas que se basan principalmente en parámetros de crecimiento. Se desconoce el nivel de fiabilidad de las estimaciones para estos parámetros biológicos, por lo que se les asignó puntuaciones de fiabilidad de 1. A pesar de esta gran incertidumbre, su vulnerabilidad fue similar a la de otras especies de *Sphyrna* que han sido objeto de estudios biológicos detallados y, por lo tanto, su clasificación como “más vulnerable” aquí es tanto plausible como precautoria. Si estas especies hubieran sido clasificadas como “menos vulnerables”, habrían sido sujetas a una mayor investigación con base en sus puntuaciones extremadamente bajas de fiabilidad y otra

información disponible (ver Pérez-Jiménez, 2014).

Aunque la provisión de datos para las interacciones con tiburones está mejorando continuamente para los CPC de la CIAT (ver la resolución [C-21-06](#) sobre tiburones sedosos), muchos componentes pertinentes de las resoluciones que tienen que ver con las cornudas, además de las tres especies capturadas con mayor frecuencia (*S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena*) siguen siendo recomendaciones (resolución [C-05-03](#)) en lugar de mandatos. Como resultado, la CIAT depende en última instancia de la buena voluntad de los CPC para cumplir con estas solicitudes de datos y de que los Estados costeros implementen medidas apropiadas de ordenación en las pesquerías costeras. Algunos Estados costeros están haciendo un esfuerzo concertado para mejorar la recolección de datos sobre tiburones o para mitigar directamente las capturas de tiburones a través de medidas de ordenación, como la veda estacional de 3 meses para la pesca de tiburones en todas las pesquerías en la ZEE de México (mayo-julio) 2012 (Sosa-Nishizaki *et al.*, 2020) y por la pesca artesanal en Perú (enero-marzo) desde 2016 (Mason *et al.*, 2020).

Tiburones zorro

Dos de las tres especies de tiburones zorro incluidas en la evaluación, el tiburón zorro ojón (*A. superciliosus*) y el tiburón zorro pelágico (*A. pelagicus*), se clasificaron como “más vulnerables”, sobre todo debido a la gran superposición horizontal y vertical de sus distribuciones con la de las pesquerías industriales de palangre y cerco, además de la amplia selectividad de talla de las artes que incorporaron el rango completo de tallas para estas especies. Estos resultados respaldan estudios previos que utilizaron el enfoque APS que clasificó a estas especies entre las especies de captura incidental más vulnerables capturadas por la pesquería de cerco (buques de clase 6) (Duffy *et al.*, 2019) y la pesquería palangrera industrial (Griffiths *et al.*, 2017) en el OPO. Dada su alta susceptibilidad a la captura por parte de una variedad de pesquerías, junto con sus rasgos de ciclo vital de longevidad, crecimiento lento y bajo potencial reproductivo, el *A. superciliosus* y el *A. pelagicus* están catalogados por la UICN como “Vulnerable” y “En Peligro”, respectivamente, y también figuran en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas (CITES) (CITES, 2016) y en el Apéndice II de la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias (CMS) (CMS, 2015).

Por el contrario, el zorro común (*A. vulpinus*) fue clasificado por EASI-Fish como “menos vulnerable”, a pesar de la alta incertidumbre en el valor del estado (ver Fig. 7). Esta especie no se incluyó en la ERE realizada por Duffy *et al.* (2019) para la pesquería cerquera del OPO, pero se clasificó como altamente vulnerable (pero inferior *A. superciliosus* y *A. pelagicus*) en la pesquería palangrera industrial del OPO (Griffiths *et al.*, 2017). Estos resultados de la evaluación de EASI-Fish complementan los de una evaluación de poblaciones realizada sobre la especie en América del Norte en 2018, donde se evaluó frente a puntos de referencia biológicos basados en el rendimiento máximo sostenible (RMS) y se encontró que no estaba sobreexplotada ni experimentando sobrepesca (Teo *et al.*, 2018). La razón de la clasificación de esta especie por EASI-Fish como “menos vulnerable” se relaciona con una menor superposición volumétrica, particularmente con la pesquería palangrera, debido a su distribución más costera y su ocupación de aguas mesopelágicas más profundas. Por ejemplo, la superposición promedio de la distribución predicha de *A. vulpinus* con la de la pesquería de palangre fue del 48 %, en comparación con el 71% y el 73% para el *A. superciliosus* y el *A. pelagicus*, respectivamente. De manera similar, la encontrabilidad con artes de palangre, que se supuso que pescan de 0 a 300 m, fue menor para el *A. vulpinus* ya que su rango de profundidad máximo preferido, las profundidades a las que la especie llegaba en el 80% de sus inmersiones más profundas, fue de 300 a 543 m (Musyl *et al.*, 2011), lo que significa que su distribución normal se extendió hasta 243 m más profundo que el lance de anzuelos supuesto más profundo hecho con palangre. Por el contrario, el *A. pelagicus* es más pelágico con un rango de profundidad más estrecho de 0 a 300 m (Arostegui *et al.*, 2020), que se encuentra completamente dentro del rango de profundidad del arte de palangre, lo que hace que el parámetro de encontrabilidad se cumpla por completo (es decir,

$E_{xj} = 1$).

A pesar de que el *A. vulpinus* tiene una vulnerabilidad comparativamente menor a la pesca industrial en alta mar en comparación con el *A. superciliosus* and *A. pelagicus*, se sabe que esta especie es muy vulnerable a la captura, como objetivo y captura incidental, en la pesca doméstica costera y se captura con frecuencia en la pesca con redes agalleras, con palangre y recreativa desde Estados Unidos (Heberer *et al.*, 2010) y al menos hasta el sur de Perú (González-Pestana *et al.*, 2014). EASI-Fish reflejó correctamente esta diferencia interespecífica en la superposición de pesquerías con una superposición promedio estimada de la pesquería palangrera artesanal con el *A. vulpinus* del 31%, en comparación con el 11% y el 16% para el *A. superciliosus* y el *A. pelagicus*, respectivamente. Sin embargo, el presente estudio solo tuvo acceso a conjuntos de datos limitados que describían la huella del esfuerzo de las pesquerías artesanales en el OPO, y algunos datos requerían la georreferenciación manual de los mapas de esfuerzo publicados para caracterizar mejor la extensión espacial de estas pesquerías. Por lo tanto, las es probable que la superposición estimada de las pesquerías con el *A. vulpinus* y la subsiguiente mortalidad por pesca estimada se hayan subestimado de manera sustancial. Igualmente, es probable que se haya subestimado la vulnerabilidad del *A. superciliosus* y del *A. pelagicus* debido a datos incompletos sobre el esfuerzo de pesca de las flotas artesanales, que en algunas regiones se desplazan cada vez más lejos de la costa para pescar. Por ejemplo, en la pesquería pelágica artesanal de palangre de Ecuador, el *A. pelagicus* es por mucho el elasmobranquio más capturado y comprende el 22% de la captura total de todas las especies de atunes, marlines y elasmobranquios combinados (Martínez-Ortiz *et al.*, 2015).

Cazones picudos, tintoreras, nep

Los cazones picudos y tintoreras (familia Carcharhinidae) se encuentran entre las familias de tiburones con más especies en el OPO y el Océano Pacífico entero. En general, estas especies tienden a ser de crecimiento relativamente rápido, de vida corta y tienen una mayor capacidad reproductiva que los tiburones pelágicos de otras familias (por ejemplo, los lámnidos), y por lo tanto se ha demostrado en ERE realizadas en el OPO (Duffy *et al.*, 2019; Griffiths *et al.*, 2017), en el Océano Atlántico (Arrizabalaga *et al.*, 2011) y en el Índico (Murua *et al.*, 2018) que son más resilientes a los impactos de la pesca (ver también Smith *et al.*, 1998). Sin embargo, de los 12 carcharínidos evaluados, algunos por primera vez en una ERE en cualquier parte del mundo, 10 especies se clasificaron como “más vulnerables”. Aparte del *C. falciformis* y del *C. longimanus* que se discutieron anteriormente en detalle, las especies restantes tienen distribuciones neríticas restringidas en el Pacífico oriental tropical entre el norte de México y Perú, y el *Rhizoprionodon longurio* así como el *Nasolamia velox* son especies endémicas de esta región (Ebert *et al.*, 2021) (ver Fig. 3). Esta distribución es la razón principal que explica su alta vulnerabilidad ya que la huella de la mayor parte de las pesquerías se superpone significativamente con la distribución de estas especies. Además, estas especies ocupan aguas epipelágicas, generalmente a menos de 200 m (Brunnschweiler *et al.*, 2010; Morales *et al.*, 2021; Weigmann, 2016), lo que las ubica dentro de la mayor parte del rango de profundidad de cada pesquería evaluada (es decir, $E_{xj} = 1$).

Los carcharínidos más vulnerables fueron especies de talla reducida que generalmente carecían de parámetros biológicos fiables y, por lo tanto, tenían puntuaciones muy bajas de fiabilidad de datos para la mayoría de los parámetros del modelo. Estas especies incluyen el tiburón poroso (*C. porosus*), el tiburón baboso (*C. altimus*), el cazón trompa blanca (*Nasolamia velox*) y cazón picudo pacífico (*Rhizoprionodon longurio*). Los altos valores de susceptibilidad para la superposición de área con las pesquerías palangreras industriales y artesanales y, en algunos casos, con la pesquería de cerco, junto con la baja productividad de estas especies fueron los principales impulsores de su clasificación como “más vulnerables”.

De estas especies, el *C. porosus* se clasificó como la cuarta más vulnerable de las 32 especies evaluadas, que no se había evaluado previamente mediante una ERE en toda su área de distribución en el Océano

Pacífico o el Atlántico. Ha existido una ambigüedad significativa en la taxonomía de la especie durante la última década con dos estudios (Castro, 2011; Naylor *et al.*, 2012) que confirman que su único sinónimo, el *C. cerdale*, ocurre en el OPO, pero los estudios recientes (Ehemann *et al.*, 2018; Saldaña-Ruiz *et al.*, 2017) siguen usando el *C. porosus*. Independientemente de la nomenclatura válida actual en el OPO, no existe información biológica publicada del OPO, pero se han realizado estudios fiables frente al norte de Brasil sobre edad y crecimiento (Lessa y Santana, 1998) y reproducción (Lessa *et al.*, 1999) que indican que la especie es de crecimiento lento, tiene una vida de al menos 12 años y madura en una fase tardía de la vida, alrededor de los 6 años de edad. La clasificación de esta y de especies similares como “más vulnerables” debería servir como una advertencia temprana de conservación en el OPO dado que la captura del *C. porosus* predominantemente juvenil por las pesquerías costeras de red agallera ha provocado la extirpación de la especie de las regiones noreste y sureste de Brasil, mientras que en el norte de Brasil, donde la especie aparentemente es más abundante, la población ha disminuido en más del 90% en los últimos 10 años (Santana *et al.*, 2020). Además, el *C. porosus* se encontró en relativamente raras ocasiones en las pesquerías evaluadas en el presente estudio (5 registros de las pesquerías artesanales multiaparejo y multiespecíficas de Centroamérica y 33 registros de la pesquería de cerco de clase 6) y dada la disminución de la población observada en Brasil, esto puede indicar que es posible que se necesiten esfuerzos inmediatos de conservación. Considerando que se creía que el OPO albergaba una población más pequeña de *C. porosus* que el Océano Atlántico (Santana *et al.*, 2020), y que ahora se considera que el componente del OPO es una especie completamente diferente (*C. cerdale*), esto debería justificar una investigación urgente, como mínimo, sobre la distribución de esta especie, así como de la biología básica de su población. Esas ambigüedades taxonómicas regionales de los cazones picudos y tintoreras tropicales costeros de talla reducida ya han dado como resultado la extinción de la especie ahora conocida como *C. obsolerus* del Océano Pacífico occidental y central a consecuencia de la sobrepesca (White *et al.*, 2019). Por lo tanto, es imperativo que se realicen esfuerzos de conservación para evitar un destino similar para el *C. cerdale* y los carcharínidos similares de talla reducida en el OPO.

Tiburones mesopelágicos

En este estudio se evaluaron cuatro especies de tiburones mesopelágicos, el tiburón cocodrilo (*Pseudocarcharias kamoharai*) y los tiburones durmientes carochos (*Dalatias licha*), bruja bocachica (*Zameus squamulosus*) y tiburón tollo cigarro (*Isistius brasiliensis*), de los cuales solo el *I. brasiliensis* se clasificó como “menos vulnerable”. Aunque sus distribuciones horizontales eran razonablemente amplias y se superponían significativamente con las pesquerías de palangre y de cerco, solo se registraron en las pesquerías palangreras industriales y artesanales. Esto es probablemente el resultado de su distribución vertical que con frecuencia puede extenderse a más de 1,000 m durante el día donde no son susceptibles de ser capturados por artes de cerco, pero se vuelven susceptibles al palangre cuando migran a aguas epipelágicas durante la noche (Crow *et al.*, 2018; Kindong *et al.*, 2021). Actualmente, la UICN clasifica estas especies como de “Preocupación Menor”, con la excepción del *D. licha* que está “Casi Amenazado”, presumiblemente debido a su ocupación de aguas profundas que limitan sus interacciones con las pesquerías. Su poca frecuencia de captura ha dado lugar a pocas investigaciones sobre su biología y las que se han realizado han tenido dificultades para validar las edades. Esto se debe a que el método tradicional de medir la edad de los tiburones contando los incrementos de crecimiento en las vértebras a menudo no es posible para los tiburones de aguas profundas como el *D. licha* ya que sus vértebras están poco calcificadas, lo que requiere que se usen los lentes oculares y las espinas de las aletas como partes duras alternativas para determinar la edad (Francis *et al.*, 2018). Como resultado, las puntuaciones de fiabilidad para muchos parámetros son razonablemente bajas.

4.2 Especies de tiburones menos vulnerables

Aunque los análisis hechos en el presente estudio clasificaron 9 especies como “menos vulnerables”, es

particularmente importante mencionar en forma breve algunas de las posibles razones de estas clasificaciones para 4 especies enumeradas por la ICUN como “Vulnerables” (*Lamna nasus* y *Carcharodon carcharias*), “Casi Amenazadas” (*Galeocerdo cuvier*), o “En Peligro” (*Rhincodon typus*). La razón principal de la clasificación de estas especies como “menos vulnerables”, con la excepción de *L. nasus*, se debe a sus distribuciones neríticas predominantes que limitan sus interacciones con las pesquerías industriales de cerco y palangre. Sin embargo, estas especies se ven afectadas por las flotas costeras artesanales de palangre y redes agalleras (García-Rodríguez y Sosa-Nishizaki, 2020; Guzmán *et al.*, 2020; Martínez-Ortiz *et al.*, 2015) para las cuales la distribución espacial de los datos de esfuerzo no está bien representada en este estudio y, por lo tanto, es probable que se subestime la vulnerabilidad de estas especies. Además, para el *C. carcharias* en particular, los registros de presencia disponibles pueden estar significativamente subrepresentados para esta especie debido a los deficientes informes de las interacciones (García-Rodríguez y Sosa-Nishizaki, 2020) o la falta deliberada de informes de tiburones retenidos ilegalmente (Madigan *et al.*, 2021).

En el caso de *L. nasus*, su clasificación como “menos vulnerable” se debe principalmente a que su distribución predicha es predominantemente a lo largo de la Corriente de Humboldt al sur de alrededor de 20°S (Fig. 3), donde hay relativamente poca pesca industrial con palangre o cerco (fig. 5), junto con su distribución mesopelágica de más de 300 m (Francis *et al.*, 2015) que se extiende más allá de las profundidades de pesca efectivas de estas pesquerías.

De las cuatro especies mencionadas, es probable que el *R. typus* tenga la máxima interacción con las pesquerías industriales, específicamente con redes de cerco, aunque estas interacciones no son muy comunes (Román *et al.*, 2018). Históricamente, se consideraba que los tiburones ballena atraían a los atunes de forma similar a los objetos flotantes, probablemente como resultado de su gran tamaño y su baja velocidad de movimiento (Fontes *et al.*, 2020), y ocasionalmente buques cerqueros hacían lances sobre ellos de forma similar a otros objetos flotantes. Sin embargo, tales eran, y siguen siendo, las preocupaciones de conservación de esta especie, que la CIAT implementó la resolución [C-16-01](#) y luego la [C-19-06](#) para prohibir los lances deliberados sobre tiburones ballena y utilizar todas las medidas razonables para garantizar la liberación segura de animales encerrados accidentalmente. Como consecuencia de su liberación obligatoria en el OPO, fue importante considerar toda la evidencia disponible relacionada con la mortalidad posliberación de esta especie para que estuviera representada en EASI-Fish. Hasta la fecha, los estudios de marcado de tiburones ballena liberados de redes de cerco comerciales en el Océano Atlántico oriental tropical (11 marcas; Escalle *et al.*, 2018) y en el Mar Árabe (8 marcas; Arrowsmith *et al.*, 2021) demostraron una supervivencia del 100% de los tiburones liberados. Sin embargo, debido a que no se dispone de datos de mortalidad posliberación que provengan específicamente de las pesquerías del OPO que puedan diferir ligeramente en su operación de las pesquerías en otras regiones (por ejemplo, lances sobre manadas de delfines), utilizamos un rango arbitrario de MPL de 10%–20%. Si la verdadera tasa de mortalidad posliberación fuera superior a los valores utilizados, lo que tendría que abordarse mediante un estudio de marcado, la vulnerabilidad de esta especie se habría subestimado.

4.3 Advertencias, recomendaciones y directrices para el trabajo futuro

El presente estudio formó una base sólida a partir de la cual la CIAT puede planificar futuros esfuerzos de investigación, monitoreo, evaluación u ordenación relacionados con los tiburones en el OPO. Pese a usar la mejor información disponible a fin de parametrizar EASI-Fish, la escasez de incluso la información biológica o de captura más rudimentaria para varias especies (ver Fig. 8) significó que los valores de entrada de los parámetros y el estado subsiguiente de vulnerabilidad para algunas especies fueron muy inciertos. Sin embargo, al usar puntuaciones de fiabilidad de datos para los parámetros clave del modelo, la evaluación logró resaltar las brechas clave de conocimiento que deberían servir como base para las

futuras prioridades de trabajo de la CIAT a fin de facilitar la mejora incremental en la fiabilidad de las evaluaciones por especie y sus resultados que, en última instancia, orientan la ordenación. A continuación recomendamos y discutimos algunas de estas prioridades.

4.3.1 Exploración de la eficacia potencial de las medidas de conservación y ordenación

A pesar del compromiso de la CIAT de cumplir los mandatos de la Convención de Antigua para asegurar la sostenibilidad ecológica de todas las especies impactadas por las pesquerías atuneras del OPO, incluso la tarea inicial de priorizar de modo objetivo las especies potencialmente vulnerables es un desafío importante dada la escasez de información biológica y ecológica básica disponible para la mayoría de las especies de tiburones. Sin embargo, con el desarrollo de EASI-Fish hemos podido estimar cuantitativamente la vulnerabilidad de cada especie de tiburón y determinar la forma en que quizás tengan que proceder la CIAT y sus CPC para garantizar la sostenibilidad a largo plazo de estas especies. Para algunas especies clasificadas como “menos vulnerables”, esto puede ser simplemente seguir monitoreando las interacciones dentro de las pesquerías del OPO a través de programas de observadores nacionales o de la CIAT. Sin embargo, para otras especies catalogadas como “más vulnerables” se requieren significativos esfuerzos de investigación y/o monitoreo para llenar vacíos cruciales de datos biológicos y/o ecológicos y para mejorar la información de distribución a fin de optimizar los modelos de distribución de especies, o para desarrollar medidas de ordenación a fin de reducir el potencial de las poblaciones de algunas especies particularmente sensibles a una mayor disminución, extirpación o incluso extinción debido a sus distribuciones endémicas restringidas en el OPO (por ejemplo, *C. cerdale*).

Desarrollar e implementar medidas de conservación y ordenación con el fin de lograr los objetivos de conservación para las especies de tiburones de captura incidental que tienen ciclos vitales y preferencias de hábitat tan diversas en los planos horizontal (por ejemplo, nerítico vs. a pelágico) y vertical (por ejemplo, epipelágico frente a mesipelágico) y, al mismo tiempo, garantizar la viabilidad económica de las pesquerías del OPO es un desafío científico y logístico importante y potencialmente costoso que no es muy probable que se logre con una sola medida “milagrosa” (ver Dulvy *et al.*, 2017). Aunque EASI-Fish se utilizó en este estudio simplemente para priorizar especies vulnerables, su estructura flexible y espacialmente explícita permite la exploración de la eficacia potencial de MCO sobre a la vulnerabilidad de las especies, lo que faculta a los gestores para concentrar sus esfuerzos en la implementación de MCO que muestren el mayor potencial de ser eficaces en el cumplimiento de los objetivos de ordenación para el mayor número de especies de tiburones. Este enfoque exploratorio tuvo éxito recientemente en un proyecto colaborativo completado entre la CIAT y la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (CIT) (BYC-11-01, [BYC-11-02](#)). En este proyecto, EASI-Fish se utilizó para examinar la eficacia potencial de 70 escenarios de ordenación relacionados con la implementación de una serie de posibles medidas enumeradas en la resolución [C-19-04](#) (por ejemplo, uso de anzuelos circulares, cebo de pescado y mejores prácticas de manipulación y liberación) con el propósito de reducir la vulnerabilidad de la población de tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) del Pacífico oriental, que está en peligro crítico de extinción en el OPO. Para ello se desarrolló un MDE mejorado con nuevos datos de alta resolución proporcionados por los participantes de esta colaboración.

En el caso de la captura incidental de tiburones en el OPO, puede haber varias MCO potenciales, tales como vedas espaciales o temporales, si se pueden identificar áreas y periodos particulares donde una especie sea más abundante o susceptible a la captura, como áreas de reproducción, alimentación o cría (ver López-Angarita *et al.*, 2021; Zanella *et al.*, 2019). Por otra parte, se podrían implementar cambios en las configuraciones de las artes de pesca para reducir la selectividad de especies particulares o clases de talla de los tiburones o bien, si no se pueden evitar las interacciones con los tiburones, explorar el potencial de mejores prácticas de manipulación y liberación para reducir la mortalidad por pesca a través de una mejor supervivencia posliberación. Por ejemplo, desde 2002, la CIAT ordenó una veda temporal

de la pesquería de cerco en el OPO para reducir los impactos de la pesca sobre las especies objetivo, que, dependiendo de la condición de las poblaciones objetivo, ha oscilado entre 31 días en 2002 y 2003 (resoluciones [C-02-04](#) y [C-03-03](#)) y 72 días en 2018-2024 (resoluciones [C-17-01](#) y [C-21-04](#)). Además, se ha implementado una veda anual de 30 días del área conocida como el “corralito” (ver resolución [C-02-04](#)) en un esfuerzo por reducir la mortalidad de atunes tropicales juveniles. Con respecto a los tiburones en particular, Perú implementó una veda estacional de pesca para sus pesquerías de pequeña escala en 2016 con el objetivo de reducir la mortalidad de las cornudas juveniles (Mason *et al.*, 2020), mientras que Colombia ha promovido recientemente medidas más severas para prohibir todas las formas de pesca comercial y artesanal de tiburones dentro de su ZEE (Castellanos-Galindo *et al.*, 2021). A pesar de que las vedas espaciales y temporales son estrategias de ordenación potencialmente eficaces, persiste un significativo dilema socioeconómico en el OPO en el sentido de que algunos CPC son Estados en desarrollo, donde es probable que las vedas afecten significativamente los medios de subsistencia de miles de pescadores, lo que en última instancia tendrá impactos en las economías locales y regionales o, por el contrario, puede conducir a la pesca ilegal y no declarada y al comercio clandestino, la criminalidad y la marginación (Castellanos-Galindo *et al.*, 2021; Finkbeiner *et al.*, 2017).

Las interacciones de algunas artes con ciertas especies de captura incidental son inevitables y las vedas espaciales o temporales pueden tener consecuencias socioeconómicas inaceptables en ciertas regiones. Por lo tanto, la única alternativa que puede permitir que las pesquerías tengan interacciones sostenibles con los tiburones es implementar medidas que maximicen la supervivencia posliberación. La CIAT ya ha implementado resoluciones que ordenan o recomiendan la liberación de los tiburones ([C-16-05](#) y [C-19-06](#)), aunque estas resoluciones no son prescriptivas en cuanto a los métodos específicos de liberación. Por consiguiente, la resolución, [C-21-06](#) pide que se realicen investigaciones para mejorar las prácticas de manipulación y liberación de todas las especies de tiburones afectadas. A pesar de que se están realizando algunas investigaciones recientes en el OPO sobre la supervivencia posliberación de elasmobranchios capturados en algunas pesquerías de cerco (Eddy *et al.*, 2016) y pesquerías artesanales de palangre (Schaefer *et al.*, 2021; Schaefer *et al.*, 2019), es evidente que se requieren más estudios, y se recomiendan aquí, para una gama más amplia de especies de tiburones en todas las pesquerías y tipos de lances.

Sin embargo, incluso si se estuvieran realizando los estudios, es probable que tome varios años acumular datos suficientemente fiables para orientar a los gestores. EASI-Fish tiene la ventaja de la exploración rápida de posibles vedas espaciales y temporales y valores plausibles de mortalidad posliberación utilizando estudios previos y/o la opinión de expertos para reducir la vulnerabilidad de una especie, tal como se demostró para la tortuga laúd ([BYC-11-02](#)) y la manta mobula (Griffiths y Lezama-Ochoa, 2021) en el OPO. Por lo tanto, EASI-Fish podría ser una herramienta exploratoria útil para emplear en el periodo intermedio hasta que se completen los estudios de supervivencia posliberación para simular cambios en las medidas existentes o adicionales de ordenación, ya sea de forma aislada o en conjunto, para determinar su eficacia a fin de reducir la vulnerabilidad por especie. Además, este enfoque de escritorio puede simultáneamente guiar los esfuerzos de investigación para considerar la cuantificación de los aspectos potencialmente más eficaces de los procedimientos de manipulación y/o liberación. Como primer paso, se recomienda que estas evaluaciones más profundas se centren en las especies más vulnerables identificadas en el presente estudio, a saber, el tiburón sedoso y las cornudas, algunas de las cuales ya se han identificado como prioritarias para que la CIAT lleve a cabo evaluaciones de poblaciones (resolución [C-16-05](#)).

4.3.2 Mejorar la captura y el esfuerzo de pesca espacialmente explícitos

EASI-Fish se desarrolló en un intento de superar algunos de los problemas importantes para evaluar las especies de atunes de captura incidental que a menudo tienen pocos datos debido a informes deficientes. La premisa básica de EASI-Fish para estimar un sustituto de la mortalidad por pesca es determinar el grado

de superposición tridimensional de una pesquería con la distribución de una especie. Esto requiere una comprensión del alcance total de la distribución del esfuerzo por parte de una pesquería, con la mejor resolución posible, y donde se ubique la especie de interés en la escala de tiempo más fina utilizada en la evaluación, que en EASI-Fish suele ser un intervalo anual. Los datos requeridos por EASI-Fish para describir las distribuciones del esfuerzo de pesca y las especies son fundamentalmente simples, siendo la presencia de una o más unidades de esfuerzo de pesca y la presencia de la especie en cada celda de la grilla a lo largo de la superficie del área de evaluación. En el presente estudio, estos datos se derivaron principalmente de los informes de los pescadores y los avistamientos registrados por los observadores a bordo.

Pesquería palangrera industrial

Un obstáculo constante para que los científicos de la CIAT emprendan análisis científicos detallados sobre la pesquería de palangre es la resolución [C-19-08](#), que obliga a cada CPC a proporcionar una cobertura por observadores mínima del 5% del esfuerzo de sus flotas de palangre. Sin embargo, estos datos a menudo no son representativos de las actividades de la flota (Griffiths *et al.*, 2021), ni cubren la huella espacial completa de la flota. En consecuencia, en el presente estudio se confió mucho en los datos reportados para desarrollar la distribución del esfuerzo para la pesquería de palangre en el OPO. Lamentablemente, los CPC comúnmente notifican datos de esfuerzo de palangre industrial a 5° x 5° (la resolución más baja permitida en virtud de la resolución [C-03-05](#)) y, además, la misma resolución no exige que los CPC notifiquen sobre capturas incidentales de especies no objetivo, es decir, captura incidental, (ver [SAC-12-09](#)). Teniendo en cuenta que las predicciones de los MDE utilizadas en el presente estudio se resolvieron en 0.5°, la discrepancia en la resolución espacial puede tener como resultado una posible sobreestimación de la superposición por un factor de 100. En otras palabras, si un MDE predijo que una especie estaría presente en todas las cien celdas de grilla de 0.5° contenidas dentro de una celda de grilla de 5° en la que se pesca, se supone de manera precautoria que la pesca está presente dentro de cada celda de grilla de 0.5°.

Otro problema relacionado con la resolución espacial de los datos reportados se refiere a la precisión de las ubicaciones de presencia de especies. Debido a que la distribución espacial del esfuerzo de pesca con palangre cubre casi toda el Área de la Convención, puede ser una fuente valiosa de datos para desarrollar MDE debido al amplio gradiente ambiental que cubre la pesquería. Sin embargo, el entorno oceanográfico puede variar significativamente dentro de una celda de grilla de 5° para la cual se reportan datos de captura debido a la influencia de los frentes (Wang *et al.*, 2021), remolinos de mesoescala (Hasson *et al.*, 2019), y otras características ambientales finas y de mesoescala, lo que compromete la posible fortaleza de las relaciones modeladas entre la abundancia relativa de una especie y las variables ambientales.

Para definir mejor la distribución espacial del esfuerzo de pesca y mejorar la utilidad de los datos de captura para la pesquería de palangre, entre otras cosas, para desarrollar MDE para las especies de captura incidental, se requieren datos con una resolución espacial más alta. Aunque recientemente se ordenaron los datos operacionales para la pesquería de palangre en virtud de la resolución [C-19-08](#), la cobertura por observadores a menudo es inferior al 5% requerido, lo que dificulta gravemente la cantidad y la representatividad de los datos disponibles para caracterizar esta pesquería. Como resultado, durante varios años el personal de la CIAT ha recomendado aumentar la cobertura por observadores a por lo menos un 20% (ver Resolución [C-19-08](#); Griffiths *et al.*, 2021), y se reitera aquí, no solo para mejorar la calidad de los datos para la presentación de informes sino también para fines científicos tales como la ERE.

Pesquerías cerqueras

Los datos más fiables de esfuerzo de pesca para el presente estudio provinieron de la flota cerquera

compuesta por buques de clase 6 que tienen una cobertura por observadores del 100% en el OPO y proporcionan ubicaciones precisas del esfuerzo de pesca por tipo de lance. Los datos de captura también tuvieron una alta precisión espacial, aunque como suele ser el caso de los datos de captura incidental de tiburones, la resolución taxonómica reportada fue razonablemente baja para algunos grupos taxonómicos particularmente vulnerables. Por ejemplo, 27,183 de los 113,328 registros (24%) en los que los observadores registraron tiburones no se registraron por especies, sobre todo para los cazones picudos y tintoreras (3.806, un 3%) y cornudas (2.896, un 2%). La omisión requerida de una cantidad tan grande de registros de datos disminuye en gran medida la calidad de los mapas de predicción de especies derivados de los MDE, en particular si estos datos omitidos contenían especies menos comunes, tales como las especies de cornudas pequeñas y cazones picudos y tintoreras, para las cuales un registro de presencia puede ser muy valioso desde un punto de vista puramente de conservación a fin de confirmar que la especie existe. Actualmente, el personal está estudiando herramientas inteligentes de identificación de especies, como aplicaciones para teléfonos inteligentes que emplean inteligencia artificial y pruebas genómicas rápidas para mejorar la identificación de especies de forma rápida y precisa tanto en el campo como a bordo de los buques (Proyecto B.1.a).

A diferencia de la pesquería cerquera industrial, la baja cobertura por observadores es un problema considerable para la pesquería cerquera compuesta por buques más pequeños de clases 1 a 5, donde se requiere una cobertura mínima por observadores del 5% para buques de menos de 24 m de eslora total. En este estudio, los datos de esfuerzo se derivaron principalmente de los lances observados por TUNACONS en forma voluntaria, que cubrieron el 12% del esfuerzo de la flota en 2019 (datos no publicados de la CIAT). Como resultado, es improbable que la composición de la captura sea representativa de la flota y se consideró que la distribución del esfuerzo representaba la cobertura espacial mínima de la pesquería. Sin embargo, la CIAT está trabajando en mejorar la provisión de datos para esta y otras flotas a través de una propuesta de actualización de su resolución de provisión de datos (ver [SAC-12-09](#)), el desarrollo del Formulario Plantados (09-2018), y la implementación de sistemas de monitoreo electrónico (SME) (ver [EMS-01-02](#)).

Pesquerías artesanales de las naciones costeras del OPO

De manera similar a los palangreros industriales y a los cerqueros de clases 1–5, existen pocos datos fiables para las pesquerías artesanales de palangre y redes agalleras en todo el OPO, ya que las agencias pesqueras nacionales las monitorean poco, si es que lo hacen (Salas *et al.*, 2007). Pese a que estas embarcaciones son pequeñas, el tamaño de su flota puede ser grande y se ha demostrado que sus impactos sobre los tiburones y otras especies no objetivo son significativos (Alfaro-Shigueto *et al.*, 2010; Cartamil *et al.*, 2011; Martínez-Ortiz *et al.*, 2015; Sosa-Nishizaki *et al.*, 2020). De ahí la importancia de cumplir con la obligación de reportar a la CIAT la captura y el esfuerzo de estas embarcaciones, tal como lo estipula la resolución [C-03-05](#).

Aunque se utilizó la mejor información disponible para caracterizar la captura y el esfuerzo a partir de registros de observadores limitados así como nuevos datos de estudio del proyecto de muestreo de tiburones en Centroamérica (Oliveros-Ramos *et al.*, 2020), se desconoce en qué medida estos datos representan estas pesquerías. El reciente proyecto de la CIAT-CIT que evalúa la vulnerabilidad de la tortuga laúd en el OPO trabajó directamente con representantes de los Estados costeros para maximizar la cantidad de datos de esfuerzo pertenecientes a las pesquerías artesanales, donde la especie se captura con frecuencia. A pesar de que el proyecto accedió a datos para estas pesquerías, a menudo solo para lances observados que generalmente representan menos del 5% del esfuerzo total, la huella del esfuerzo para las pesquerías artesanales de palangre y redes agalleras fue sustancialmente mayor en comparación con el presente estudio. Como resultado de los datos de esfuerzo para las pesquerías de cerco y las pesquerías artesanales de palangre y redes agalleras que representan una pequeña fracción del esfuerzo total de estas pesquerías, es probable

que se subestime la mortalidad por pesca estimada para cada especie evaluada. Esto es preocupante para algunas especies que tienen una distribución costera restringida, o incluso endémica, que son las más susceptibles a ser capturadas por estas pesquerías, tales como las cornudas de talla reducida (*S. media*, *S. corona* y *S. tiburo*) y cazones picudos, tintoreras, nep (*C. porosus*/*C. cerdale*, *R. longurio* y *N. velox*), ya que es posible que su vulnerabilidad sea aún mayor que la reportada aquí. Se ha reconocido ampliamente que el deficiente monitoreo y/o reporte de las capturas de tiburones en las pesquerías artesanales, a menudo reportadas como “cornudas” o incluso como “tiburones”, ha obstaculizado en gran medida los esfuerzos regionales y globales para evaluar cuantitativamente la condición de las poblaciones de estas especies (Dulvy *et al.*, 2017; Jorgensen *et al.*, 2022).

Es evidente que existe una urgente necesidad de que los Estados costeros establezcan o mejoren los programas de recolección de datos para las flotas artesanales, no solo para facilitar la ordenación de las pesquerías nacionales, sino también para ayudar a la CIAT a cumplir con sus responsabilidades en virtud de la Convención de Antigua, que se ha visto obstaculizada en muchos casos por la falta de datos de estas flotas. En los últimos años, la CIAT colaboró con Miembros centroamericanos de la CIAT en un proyecto financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) para desarrollar un programa de recolección de datos para las pesquerías tiburonerías costeras de pequeña escala (Oliveros-Ramos *et al.*, 2019; Siu and Aires-da-Silva, 2016). Aunque el proyecto desarrolló un programa de muestreo sumamente exitoso que mejoró de manera significativa nuestra comprensión de las pesquerías artesanales, lamentablemente la propuesta del personal para la implementación de un programa de muestreo a largo plazo para las pesquerías tiburonerías en Centroamérica no ha logrado hasta el momento obtener apoyo financiero ([IATTC-98-02c](#)). Actualmente se está desarrollando un proyecto piloto de muestreo posterior en la fase 2 del proyecto FMAM ABNJ para otros países, incluidos Ecuador, Perú y México, que se espera que mejore nuestro conocimiento de la pesca artesanal en esos países (SAC-13-12). Sin embargo, para que la CIAT pueda realizar futuras evaluaciones de poblaciones o vulnerabilidad de especies de tiburones en el OPO según lo acordado por sus Miembros (ver resolución [C-16-05](#)), se requiere una solución a largo plazo para obtener recursos suficientes para facilitar programas de monitoreo continuo. Además, es esencial actualizar la resolución [C-03-05](#) sobre provisión de datos a fin de alinearse con los mandatos descritos en la Convención de Antigua y el PCE de la CIAT para incluir mandatos sobre la notificación, como mínimo, de especies vulnerables (por ejemplo, elasmobranchios) capturadas incidentalmente por las diversas pesquerías que operan en el OPO (ver [SAC-12-09](#)).

4.3.3 Estudios biológicos

Como lo requieren la mayoría de los modelos de poblaciones, EASI-Fish incorpora información sobre el crecimiento y la dinámica reproductiva (por ejemplo, talla de madurez), que se utiliza en modelos por recluta en el componente de productividad de EASI-Fish (Ecuaciones 3 y 8). Lamentablemente, la mayoría de las especies de tiburones de captura incidental en el OPO no han sido objeto de estudios biológicos detallados por varias razones, tales como la baja frecuencia de captura, la ambigüedad taxonómica, la baja importancia económica y la prohibición de retención. Incluso para muchas especies de importancia económica capturadas con frecuencia no hubo datos suficientes del OPO para poblar EASI-Fish, por lo que se utilizó la mejor información biológica disponible para la misma especie estudiada en otras regiones. Aunque EASI-Fish tiene la capacidad de capturar la incertidumbre en los parámetros biológicos, que se refleja en la incertidumbre en el estado de vulnerabilidad, y de identificar la fiabilidad de los datos utilizando el índice de fiabilidad de datos, para algunas especies menos comunes, incluso la información biológica más fundamental (por ejemplo la relación talla-peso) no está disponible. Para algunas especies pequeñas de cornudas (*S. media* y *S. corona*) y cazones picudos, tintoreras, nep (*C. altimus*, *N. velox* y *R. longurio*) e incluso el marrajo carite (*I. paucus*) no se disponía de información por especie para muchos parámetros biológicos, particularmente el crecimiento y la longevidad, que son datos de entrada clave para los estimadores empíricos de la mortalidad natural (ver Then *et al.*, 2015). Por lo tanto, fue necesario

usar valores biológicos para especies estrechamente relacionadas, o en los casos en que había más escasez de datos, se estimó usando un rango de ecuaciones empíricas (por ejemplo, Froese and Binohlan, 2000) que generalizan las características biológicas entre niveles taxonómicos más altos y que por tanto están cargadas de incertidumbre.

Los estudios biológicos son la piedra angular de los modelos de poblaciones que se requieren para comprender la productividad biológica de una especie y su resiliencia potencial a los impactos de la pesca y, por lo tanto, son una necesidad para brindar asesoramiento de ordenación sólido. Lamentablemente, estos estudios fundamentales pueden llevar mucho tiempo y ser costosos, y ahora a menudo se les considera ciencia "rutinaria" que a menudo no logra atraer financiamiento para la investigación (Jorgensen *et al.*, 2022). Sin embargo, de conformidad con el Artículo VII, 1(m) de la Convención de Antigua, la CIAT está obligada a practicar el principio de precaución en los casos en que falte información científica sobre la cual basar las medidas de ordenación. Teniendo en cuenta la gran cantidad de tiburones, y probablemente otras especies de captura incidental que carecen de datos biológicos suficientes para las evaluaciones de poblaciones o de vulnerabilidad, el siguiente paso hacia la ordenación sostenible de estas especies puede involucrar una colaboración del personal científico de la CIAT con sus Miembros y CPC para desarrollar una estrategia a fin de emprender estudios para resolver estas importantes deficiencias de datos biológicos. Esto puede implicar la colaboración con las universidades locales y las agencias pesqueras no solo para reducir los costos de operación sino también para inculcar la capacidad de investigación pesquera en la próxima generación de graduados de ciencias, particularmente en los Estados costeros en desarrollo. Estos estudios rudimentarios fueron increíblemente importantes en el presente estudio para modelar la dinámica reproductiva de especies relativamente poco comunes, incluidas *R. longurio* (Corro-Espinosa *et al.*, 2011) y *S. corona* (Orozco Guarin, 2014). El fomento de capacidad ha sido una meta importante del PCE de la CIAT (Meta Q: Proporcionar oportunidades de capacitación para científicos y técnicos de CPC), y se ha establecido un fondo dedicado para los países en desarrollo con este fin ([CAF-08-03](#)) y se espera que éste desempeñe un papel importante para llenar los vacíos de conocimiento biológico y pesquero clave en un futuro próximo.

5. CONCLUSIONES

Garantizar la sostenibilidad a largo plazo de todas las especies impactadas por las actividades pesqueras constituye la base de los enfoques ecosistémicos a la ordenación pesquera y es un objetivo explícito (Artículo VII 1(f)) de la Convención de Antigua de la CIAT (CIAT, 2003)). Sin embargo, la demostración cuantitativa de la sostenibilidad de las poblaciones de captura incidental en el OPO, similar a las pesquerías atuneras en otros océanos, se ve muy obstaculizada por la frecuente escasez de información relacionada con la biología, la ecología y la captura de la diversidad de especies de captura incidental y la falta de modelos que puedan utilizar estos datos limitados para realizar evaluaciones fiables sobre la sostenibilidad de estas poblaciones de captura incidental. EASI-Fish fue diseñado por el personal de la CIAT a fin de superar muchos de estos problemas para cuantificar los impactos acumulativos de múltiples pesquerías sobre las especies de datos limitados y para determinar de manera transparente el estado de vulnerabilidad de la población de una especie, utilizando puntos de referencia biológicos ampliamente utilizados en la evaluación de poblaciones pesqueras. Aunque EASI-Fish integra modelos de biomasa reproductora y de rendimiento por recluta estructurados por talla, este y otros métodos de ERE no deberían utilizarse como sustituto de la evaluación de poblaciones para valorar la condición de las poblaciones de especies de captura incidental, y ser el punto final para el asesoramiento de ordenación. Sin embargo, cumple un papel importante para facilitar el progreso hacia el logro de la meta de la sostenibilidad ecológica a través de la planificación de futuros esfuerzos de investigación y conservación al priorizar las especies que son las más vulnerables a volverse insostenibles con los actuales regímenes de esfuerzo de pesca.

Este estudio representa la primera evaluación integral de la vulnerabilidad de las especies de tiburones capturadas por las pesquerías pelágicas industriales y artesanales en el OPO. Logramos identificar varias especies prioritarias para que la CIAT considere la implementación de medidas inmediatas de mitigación para especies particularmente vulnerables, tales como las especies endémicas de cornudas y cazones picudos y tintoreras, y una estrategia para una mejor recolección de datos biológicos y de captura a fin de permitir la reevaluación utilizando EASI-Fish, o para la evaluación de poblaciones cuando haya suficientes datos disponibles. Un paso inicial simple y económico para avanzar puede ser usar EASI-Fish para explorar medidas de conservación y ordenación potencialmente eficaces a fin de reducir la vulnerabilidad de las especies prioritarias de tiburones que se ven afectadas por múltiples pesquerías pelágicas en el OPO y que, una vez que se disponga de datos suficientemente fiables, pueden explorarse mediante modelos formales de evaluación de poblaciones, cuyos resultados pueden traducirse en acciones explícitas de ordenación.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a Alexandre Aires-da-Silva, Marlon Román, Salvador Sui, y Paulina Llano por revisar los borradores de este documento.

REFERENCES

- Afonso, A.S., Hazin, F.H.V., 2014. Post-release survival and behavior and exposure to fisheries in juvenile tiger sharks, *Galeocerdo cuvier*, from the South Atlantic. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 454, 55-62.
- Agreement on the International Dolphin Conservation Program (AIDCP), 2017. Agreement on the International Dolphin Conservation Program. Last amended October 2017. Available from: <http://iattc.org/PDFFiles2/AIDCP-amended-Oct-2009.pdf>.
- Alatorre-Ramirez, V.G., Galván-Magaña, F., Torres-Rojas, Y.E., 2013. Trophic habitat of the Pacific sharpnose shark, *Rhizoprionodon longurio*, in the Mexican Pacific. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 93, 2217-2224.
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Bernedo, F., Dutton, P.H., Seminoff, J.A., Godley, B.J., 2011. Small-scale fisheries of Peru: a major sink for marine turtles in the Pacific. *Journal of Applied Ecology.* 48, 1432-1440.
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Darquea, J., Donoso, M., Baquero, A., Doherty, P.D., Godley, B.J., 2018. Untangling the impacts of nets in the southeastern Pacific: Rapid assessment of marine turtle bycatch to set conservation priorities in small-scale fisheries. *Fish. Res.* 206, 185-192.
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Pajuelo, M., Dutton, P.H., Seminoff, J.A., Godley, B.J., 2010. Where small can have a large impact: Structure and characterization of small-scale fisheries in Peru. *Fish. Res.* 106, 8-17.
- Anderson, R.C., Stevens, J.D., 1996. Review of information on diurnal vertical migration in the bignose shark (*Carcharhinus altimus*). *Mar. Freshwater Res.* 47, 605-608.
- Andraka, S., Mug, M., Hall, M., Pons, M., Pacheco, L., Parrales, M., Rendón, L., Parga, M.L., Mituhasi, T., Segura, Á., Ortega, D., Villagrán, E., Pérez, S., Paz, C., Siu, S., Gadea, V., Caicedo, J., Zapata, L.A., Martínez, J., Guerrero, P., Valqui, M., Vogel, N., 2013. Circle hooks: Developing better fishing practices in the artisanal longline fisheries of the Eastern Pacific Ocean. *Biol. Conserv.* 160, 214-224.
- Andrzejaczek, S., Gleiss, A.C., Pattiaratchi, C.B., Meekan, M.G., 2018. First insights into the fine-scale movements of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*. *Front. Mar. Sci.* 5, 483.
- Ardizzone, D., Cailliet, G.M., Natanson, L.J., Andrews, A.H., Kerr, L.A., Brown, T.A., 2006. Application of bomb radiocarbon chronologies to shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*). *Environ. Biol. Fish.* 77, 355-366.
- Arostegui, M.C., Gaube, P., Berumen, M.L., DiGiulian, A., Jones, B.H., Røstad, A., Braun, C.D., 2020. Vertical movements of a pelagic thresher shark (*Alopias pelagicus*): insights into the species' physiological limitations and trophic ecology in the Red Sea. *Endanger. Species Res.* 43, 387-394.
- Arrizabalaga, H., De Bruyn, P., Diaz, G.A., Murua, H., Chavance, P., de Molina, A.D., Gaertner, D., Ariz, J., Ruiz, J., Kell, L.T., 2011. Productivity and susceptibility analysis for species caught in Atlantic tuna fisheries. *Aquat. Living Resour.* 24, 1-12.
- Arrowsmith, L.M., Paidi, C.K., Bloch, F.H., John, S., Choudhury, B.C., Kaul, R., Sequeira, A.M.M., Pattiaratchi, C.B., Meekan, M.G., 2021. First insights into the horizontal movements of whale sharks (*Rhincodon typus*) in the northern Arabian Sea. *Front. Mar. Sci.* 8, e682730.
- Ayala, L., Amoros, S., Cespedes, C., 2008. Catch and by-catch of albatross and petrel in longline and gillnet fisheries in northern Peru. Final Report to the Rufford Small Grants for Nature Conservation,
- Bach, P., Sabarros, P.S., Romanov, E.V., Coelho, R., Guillon, N., Massey, Y., Murua, H., 2021. Third progress report on tag deployments to investigate the post-release mortality of oceanic white sharks discarded by EU purse seine and pelagic longline fisheries in the South West Indian Ocean (POREMO project). 17th Session of the IOTC Working Party on Ecosystems and Bycatch, 6-10 September 2021, Virtual meeting. Document IOTC-2021-WPEB17(AS)-26_Rev1,

- Balart, E.F., Castro-Aguirre, J.L., Auriolos-Gamboa, D., García-Rodríguez, F., Villavicencio-Garayzar, C., 1996. Adiciones a la ictiofauna de Bahía de la Paz, Baja California Sur, México. *Hidrobiológica*. 5, 79-85.
- Baum, J.K., Myers, R.A., 2004. Shifting baselines and the decline of pelagic sharks in the Gulf of Mexico. *Ecology Letters*. 7, 135-145.
- Bessudo, S., Soler, G.A., Klimley, P.A., Ketchum, J., Arauz, R., Hearn, A., Guzmán, A., Calmettes, B., 2011. Vertical and horizontal movements of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) around Malpelo and Cocos Islands (Tropical Eastern Pacific) using satellite telemetry. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 40, 91-106.
- Bishop, S.D.H., Francis, M.P., Duffy, C., Montgomery, J.C., 2006. Age, growth, maturity, longevity and natural mortality of the shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*) in New Zealand waters. *Mar. Freshwater Res.* 57, 143-154.
- Bizarro, J.J., Smith, W.D., Hueter, R.E., Villavicencio-Garayzar, C.J., 2009a. Activities and catch composition of artisanal elasmobranch fishing sites on the eastern coast of Baja California Sur, Mexico. *Bull. South. Calif. Acad. Sci.* 108, 137-152.
- Bizarro, J.J., Smith, W.D., Márquez-Farías, J.F., Tyminski, J., Hueter, R.E., 2009b. Temporal variation in the artisanal elasmobranch fishery of Sonora, Mexico. *Fish. Res.* 97, 103-117.
- Brennan, E.M., 2020. Life History, Biology, Fisheries, and Management for Six Lesser Known Species of Hammerhead Sharks (Family: Sphyrnidae). Faculty of Halmos College of Arts and Sciences. Florida: Nova Southeastern University.
- Brunnschweiler, J.M., Queiroz, N., Sims, D.W., 2010. Oceans apart? Short-term movements and behaviour of adult bull sharks *Carcharhinus leucas* in Atlantic and Pacific Oceans determined from pop-off satellite archival tagging. *J. Fish. Biol.* 77, 1343-1358.
- Campana, S.E., Joyce, W., Fowler, M., Showell, M., 2015. Discards, hooking, and post-release mortality of porbeagle (*Lamna nasus*), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*), and blue shark (*Prionace glauca*) in the Canadian pelagic longline fishery. *ICES J. Mar. Sci.* 73, 520-528.
- Caretta, J.V., Price, T., Petersen, D., Read, R., 2004. Estimates of marine mammal, sea turtle, and seabird mortality in the California drift gillnet fishery for swordfish and thresher shark, 1996–2002. *Marine Fisheries Review*. 66, 21-30.
- Carreón-Zapiain, M.T., Favela-Lara, S., González-Pérez, J.O., Tavares, R., Leija-Tristán, A., Mercado-Hernández, R., Compeán-Jiménez, G.A., 2018. Size, age, and spatial-temporal distribution of shortfin mako in the Mexican Pacific Ocean. *Marine and Coastal Fisheries*. 10, 402-410.
- Cartamil, D., Santana-Morales, O., Escobedo-Olvera, M., Kacev, D., Castillo-Geniz, L., Graham, J.B., Rubin, R.D., Sosa-Nishizaki, O., 2011. The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California, Mexico. *Fish. Res.* 108, 393-403.
- Castellanos-Galindo, G.A., Herrón, P., Navia, A.F., Booth, H., 2021. Shark conservation and blanket bans in the eastern Pacific Ocean. *Conservation Science and Practice*. 3, e428.
- Castillo-Geniz, J.L., Godinez-Padilla, C.L., González-Ania, L.V., Haro-Avalos, H., Mondragón-Sánchez, L.F., Tovar-Ávila, J., 2017. Size and sex of the blue sharks caught by the Mexican longline industrial fleets recorded by on board observers in the Pacific 2006-2015. Meeting of the International Scientific Committee on Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC) Shark Working Group Workshop, 17-24 March, 2017, La Jolla, USA. Document ISC/17/SHARKWG-1,
- Castillo-Geniz, J.L., Godinez-Padilla, C.L., Ortega-Salgado, I., Ajás-Terriquez, H.A., 2016. Programa de Observadores de Tiburón. In: Castillo Géniz J.L., Tovar Ávila J. (Eds.), *Tiburones Mexicanos de Importancia Pesquera en la CITES*. Instituto Nacional de Pesca, México, pp. 56–67.
- Castro, J.I., 2011. Resurrection of the name *Carcharhinus cerdale*, a species different from *Carcharhinus porosus*. *Aqua, International Journal of Ichthyology*. 17, 1-15.

- Chen, C.-T., Liu, K.-M., Chang, Y.-C., 1997. Reproductive biology of the bigeye thresher shark, *Alopias superciliosus* (Lowe, 1839) (Chondrichthyes: Alopiidae), in the northwestern Pacific. *Ichthyol. Res.* 44, 227-235.
- Chen, J.H., 2004. Fishery biology of the dusky shark, *Carcharhinus obscurus* in the Northwest Pacific. Keelung, Taiwan: National Taiwan Ocean University.
- Chen, Y., Gordon, G.N.G., 1997. Assessing discarding at sea using a length-structured yield-per-recruit model. *Fish. Res.* 30, 43-55.
- Chow, Y.J., 2004. Age and growth of smooth hammerhead, *Sphyrna zygaena*, in the northeastern Taiwan waters. Taiwan: National Taiwan Ocean University.
- Clarke, S.C., Harley, S.J., Hoyle, S.D., Rice, J.S., 2013. Population trends in Pacific oceanic sharks and the utility of regulations on shark finning. *Conserv. Biol.* 27, 197-209.
- Clarke, S.C., Langley, A., Lennert-Cody, C., Aires-da-Silva, A., Maunder, M., 2018. Pacific-wide silky shark (*Carcharhinus falciformis*) stock status assessment. 14th Regular Session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 8–16 August 2018, Busan, Republic of Korea. Document WCPFC-SC14-2018/SA-WP-08,
- Compagno, L., 2001. Sharks of the World. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Vol. 2. Bullhead, mackerel and carpet sharks (Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes). FAO species catalogue for fisheries purposes. No. 1. Vol. 2. . Rome: FAO.
- 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 Fish. Synop. No. 125, vol. 4.,
- Compagno, L.J.V., Krupp, F., Schneider, W., 1995. Tiburones. In: Fischer W., Krupp F., Schneider W., Sommer C., Carpenter K.E., Niem V. (Eds.), *Guia FAO para Identificación de Especies para los Fines de la Pesca. Pacífico Centro-Oriental*. 3 Vols. FAO, Rome, pp. 647-744.
- Convention of Migratory Species (CMS), 2015. Notification to the Parties No. 2015/007. Amendment to Appendices I and II of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS). Bonn, Germany: Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS). Available at http://www.cms.int/sites/default/files/document/Appendices_COP11_E.pdf.
- Convention on International Trade in Endangered Species (CITES), 2016. Consideration of proposals for amendment of Appendix I and II. CoP17 Prop. 44. Inclusion of the genus *Mobula* spp. in Appendix II. Geneva, Switzerland: Convention on International Trade in Endangered Species. Available at <https://cites.org/sites/default/files/eng/cop/17/prop/060216/E-CoP17-Prop-44.pdf>.
- Corgos, A., Rosende-Pereiro, A., 2022. Nursery habitat use patterns of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*, in coastal areas of the central Mexican Pacific. *J. Fish. Biol.* 100, 117-133.
- Corro-Espinosa, D., Márquez-Farías, J.F., Muhlia-Melo, A.F., 2011. Size at maturity of the Pacific sharpnose shark *Rhizoprionodon longurio* in the Gulf of California, Mexico. *Cienc. Mar.* 37, 201-214.
- Cortés, E., 2000. Life history patterns and correlations in sharks. *Rev. Fish. Sci.* 8, 299-344.
- Cortés, E., Brooks, E.N., 2018. Stock status and reference points for sharks using data-limited methods and life history. *Fish Fish.* 19, 1110-1129.
- Crow, G.L., Wetherbee, B.M., Humphreys Jr, R.L., Young, R., 2018. Vertical distribution, diet, and reproduction of the velvet dogfish (*Zameus squamulosus*) in waters off Hawaii. *Fish. Bull.* 116, 207-215.
- da Silva, H.M., 1988. Growth and reproduction of the kitefin shark *Dalatias licha* (Bonn, 1788) in Azorean waters. Presented to the International Council for the Exploration of the Sea Denersla Fish Committee , C.M. 1988/G21.
- De Crosta, M.A., 1984. Age determination, growth, and energetics of three species of carcharhinid sharks in Hawaii. *Oceanography*. Manoa, Hawai'i: University of Hawai'i.

- Doherty, P.D., Alfaro-Shigueto, J., Hodgson, D.J., Mangel, J.C., Witt, M.J., Godley, B.J., 2014. Big catch, little sharks: Insight into Peruvian small-scale longline fisheries. *Ecology and Evolution*. 4, 2375-2383.
- Donoso, M., Dutton, P.H., 2010. Sea turtle bycatch in the Chilean pelagic longline fishery in the southeastern Pacific: opportunities for conservation. *Biol. Conserv.* 143, 2672-2684.
- Drew, M., Rogers, P., Huveneers, C., 2017. Slow life-history traits of a neritic predator, the bronze whaler (*Carcharhinus brachyurus*). *Mar. Freshwater Res.* 68, 461-472.
- Drew, M., White, W.T., Dharmadi, Harry, A.V., Huveneers, C., 2015. Age, growth and maturity of the pelagic thresher *Alopias pelagicus* and the scalloped hammerhead *Sphyrna lewini*. *J. Fish. Biol.* 86, 333-354.
- Drymon, M.J., Wells, D.R.J., 2017. Double tagging clarifies post-release fate of great hammerheads (*Sphyrna mokarran*). *Anim. Biotelemetry*. 5, 28.
- Duffy, L., Lennert-Cody, C., Vogel, N., Boster, J., Marrow, J., 2016. Description of reported catch data for non-target species: Does sufficient data exist to produce a comprehensive ecological risk assessment? 8th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 9-13 May 2016, La Jolla, California, USA. Document SAC-07-INF C(d), 1-20.
- Duffy, L.M., Lennert-Cody, C.E., Olson, R.J., Minte-Vera, C.V., Griffiths, S.P., 2019. Assessing vulnerability of bycatch species in the tuna purse-seine fisheries of the eastern Pacific Ocean. *Fish. Res.* 219, 105316.
- Dulvy, N.K., Simpfendorfer, C.A., Davidson, L.N.K., Fordham, S.V., Bräutigam, A., Sant, G., Welch, D.J., 2017. Challenges and priorities in shark and ray conservation. *Current Biology*. 27, R565-R572.
- Ebert, D., 2001. First eastern Pacific records of the longfin mako shark, *Isurus paucus*, Guitar-Manday, 1966. *California Fish and Game*. 87, 117-121.
- Ebert, D.A., Dando, M., Fowler, S., 2021. *Sharks of the world: A complete guide*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Eddy, C., Brill, R., Bernal, D., 2016. Rates of at-vessel mortality and post-release survival of pelagic sharks captured with tuna purse seines around drifting fish aggregating devices (FADs) in the equatorial eastern Pacific Ocean. *Fish. Res.* 174, 109-117.
- Ehemann, N.R., del Valle González-González, L., Chollet-Villalpando, J.G., De La Cruz-Agüero, J., 2018. Updated checklist of the extant Chondrichthyes within the Exclusive Economic Zone of Mexico. *ZooKeys*, 17.
- Ellis, J.R., McCully Phillips, S.R., Poisson, F., 2017. A review of capture and post-release mortality of elasmobranchs. *J. Fish. Biol.* 90, 653-722.
- Escalle, L., Amande, J.M., Filmlalter, J.D., Forget, F., Gaertner, D., Dragorn, L., Mérigot, B., 2018. Update on post-release survival of tagged whale shark encircled by tuna purse-seiner. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*. 74, 3671-3678.
- Estupiñán-Montaño, C., Carrera-Fernández, M., Galván-Magaña, F., 2021. Reproductive biology of the scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*) in the central-eastern Pacific Ocean. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 101, 465-470.
- Fiedler, P.C., Talley, L.D., 2006. Hydrography of the eastern tropical Pacific: a review. *Prog. Oceanogr.* 69, 143-180.
- Finkbeiner, E.M., Frawley, T.H., Peckham, S.H., Crowder, L.B., 2017. Mexico: conservation; alienated, marginalized. *Samudra Report*. 75, 33-36.
- Fontes, J., McGinty, N., Machete, M., Afonso, P., 2020. Whale shark-tuna associations, insights from a small pole-and-line fishery from the mid-north Atlantic. *Fish. Res.* 229, 105598.
- Francis, M., Jones, E.G., Maolagáin, C.Ó., Lyon, W.S., 2018. Growth and reproduction of four deepwater sharks in New Zealand waters. *New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report No. 196*. Wellington, New Zealand: Ministry for Primary Industries.

- Francis, M.P., 2015. Size, maturity and age composition of porbeagle sharks observed in New Zealand tuna longline fisheries. Wellington, New Zealand: New Zealand Fisheries Assessment Report 2015/16. Ministry for Primary Industries.
- Francis, M.P., 2016. Distribution, habitat and movement of juvenile smooth hammerhead sharks (*Sphyrna zygaena*) in northern New Zealand. *New Zeal. J. Mar. Fresh. Res.* 50, 506-525.
- Francis, M.P., Holdsworth, J.C., Block, B.A., 2015. Life in the open ocean: seasonal migration and diel diving behaviour of Southern Hemisphere porbeagle sharks (*Lamna nasus*). *Mar. Biol.* 162, 2305-2323.
- Francis, M.P., Natanson, L.J., Campana, S.E., 2008. The biology and ecology of the porbeagle shark, *Lamna nasus*. In: Camhi M.D., Pikitch E.K., Babcock E.A. (Eds.), *Sharks of the Open Ocean. Biology, Fisheries and Conservation*. Blackwell Publishing, Oxford, pp. 105-113.
- Francis, M.P., Stevens, J.D., 2000. Reproduction, embryonic development, and growth of the porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the southwest Pacific Ocean. *Fish. Bull.* 98, 41-63.
- Froese, R., Binohlan, C., 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity, and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *J. Fish. Biol.* 56, 758-773.
- Froese, R., Pauly, D.E., 2022. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (03/2022).
- Fujinami, Y., Semba, Y., Okamoto, H., Ohshimo, S., Tanaka, S., 2017. Reproductive biology of the blue shark (*Prionace glauca*) in the western North Pacific Ocean. *Mar. Freshwater Res.* 68, 2018-2027.
- Fujita, K., 1981. Oviparous embryos of the pseudocarchariid shark, *Pseudocarcharias kamoharui*, from the central Pacific. *Jpn. J. Ichthyol.* 28, 37-44.
- Gabriel, W.L., Mace, P.M., 1999. A review of biological reference points in the context of the precautionary approach. In: Restrepo V.R. (Ed.), *Proceedings of the Fifth National NMFS Stock Assessment Workshop: Providing Scientific Advice to Implement the Precautionary Approach Under the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act*. U.S. Department of Commerce, Silver Spring, MD, pp. 34-45.
- Gadig, O.B.F., Gomes, U.L., 2002. First report on embryos of *Isistius brasiliensis*. *J. Fish. Biol.* 60, 1322-1325.
- Gallagher, A.J., Hammerschlag, N., Shiffman, D.S., Giery, S.T., 2014a. Evolved for extinction: the cost and conservation implications of specialization in hammerhead sharks. *Bioscience.* 64, 619-624.
- Gallagher, A.J., Klimley, A.P., 2018. The biology and conservation status of the large hammerhead shark complex: the great, scalloped, and smooth hammerheads. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 28, 777-794.
- Gallagher, A.J., Orbesen, E.S., Hammerschlag, N., Serafy, J.E., 2014b. Vulnerability of oceanic sharks as pelagic longline bycatch. *Global Ecology and Conservation.* 1, 50-59.
- García-Rodríguez, E., Sosa-Nishizaki, O., 2020. Artisanal fishing activities and their documented interactions with juvenile white sharks inside a nursery area. *Aquatic. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 30, 903-914.
- Gilman, E., Chaloupka, M., Sieben, C., 2021. Ecological risks of a data-limited fishery using an ensemble of approaches. *Mar. Policy.* 133, 104752.
- Gilmore, R.G., 1993. Reproductive biology of lamnoid sharks. *Environ. Biol. Fish.* 38, 95-114.
- Goldman, K.J., 2002. Aspects of age, growth, demographics and thermal biology of two Lamniform shark species. College of William and Mary, School of Marine Science. Gloucester Point, Virginia: Virginia Institute of Marine Science.
- Goldman, K.J., Musick, J.A., 2006. Growth and maturity of salmon sharks (*Lamna ditropis*) in the eastern and western North Pacific, and comments on back-calculation methods. *Fish. Bull.* 104, 278.
- Gonzalez-Pestana, A., Kouri, C., Velez-Zuazo, X., 2014. Shark fisheries in the Southeast Pacific: A 61-year analysis from Peru. *F1000Research.* 3, 1-30.

- Gonzalez, C., Gallagher, A.J., Caballero, S., 2019. Conservation genetics of the bonnethead shark *Sphyrna tiburo* in Bocas del Toro, Panama: Preliminary evidence of a unique stock. PLoS One. 14, e0220737.
- Griffiths, S.P., Duffy, L., Aires-da-Silva, A., 2017. A preliminary ecological risk assessment of the largescale tuna longline fishery in the eastern Pacific Ocean using Productivity-Susceptibility Analysis. 8th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 8-12 May 2017, La Jolla, California, USA. Document SAC-08-07d., 1-21.
- Griffiths, S.P., Kesner-Reyes, K., Garilao, C., Duffy, L.M., Román, M.H., 2019a. Ecological Assessment of the Sustainable Impacts of Fisheries (EASI-Fish): a flexible vulnerability assessment approach to quantify the cumulative impacts of fishing in data-limited settings. Mar. Ecol. Prog. Ser. 625, 89-113.
- Griffiths, S.P., Lennert-Cody, C., Wiley, B., Fuller, L., 2021. Update on operational longline observer data required under resolution C-19-08 and a preliminary assessment of data reliability for estimating total catch for bycatch species in the eastern Pacific Ocean. 10th Meeting of the IATTC Working Group on Bycatch, 5 May 2021, La Jolla, California, USA. Document BYC-10 INF-D, 22.
- Griffiths, S.P., Lezama-Ochoa, N., 2021. A 40-year chronology of spinetail devil ray (*Mobula mobular*) vulnerability to eastern Pacific tuna fisheries and options for future conservation and management. Aquatic. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst. 31, 2910–2925.
- Griffiths, S.P., Lezama-Ochoa, N., Román, M.H., 2019b. Moving towards quantitative ecological risk assessment for data-limited tuna fishery bycatch: application of “EASI-Fish” to the spinetail devil ray (*Mobula mobular*) in the eastern Pacific Ocean. 9th Meeting of the IATTC Working Group on Bycatch, 11 May 2019, San Diego, California, USA. Document BYC-09-01, 30.
- Griffiths, S.P., Wallace, B., Swimmer, Y., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Oliveros-Ramos, R., 2020. Vulnerability status and efficacy of potential conservation measures for the east Pacific leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) stock using the EASI-Fish approach. 10th Meeting of the IATTC Working Group on Bycatch, 7 May 2020, La Jolla, California, USA. Document BYC-10 INF-B, 41.
- Guzman, H.M., Cipriani, R., Vega, A.J., Morales-Saldaña, J.M., 2020. Fisheries and conservation assessment of sharks in Pacific Panama. Aquatic. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst. 30, 315-330.
- Hall, M., Roman, M., 2013. Bycatch and non-tuna catch in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. FAO Fish. Tech. Pap. 568, 249.
- Harry, A.V., Butcher, P.A., Macbeth, W.G., Morgan, J.A.T., Taylor, S.M., Geraghty, P.T., 2019. Life history of the common blacktip shark, *Carcharhinus limbatus*, from central eastern Australia and comparative demography of a cryptic shark complex. Mar. Freshwater Res. 70, 834-848.
- Harry, A.V., Macbeth, W.G., Gutteridge, A.N., Simpfendorfer, C.A., 2011. The life histories of endangered hammerhead sharks (Carcharhiniformes, Sphyrnidae) from the east coast of Australia. J. Fish. Biol. 78, 2026-2051.
- Hasson, A., Farrar, J.T., Boutin, J., Bingham, F., Lee, T., 2019. Intraseasonal variability of surface salinity in the eastern tropical Pacific associated with mesoscale eddies. J. Geophys. Res. Oceans. 124, 2861-2875.
- Heberer, C., Aalbers, S.A., Bernal, D., Kohin, S., DiFiore, B., Sepulveda, C.A., 2010. Insights into catch-and-release survivorship and stress-induced blood biochemistry of common thresher sharks (*Alopias vulpinus*) captured in the southern California recreational fishery. Fish. Res. 106, 495-500.
- Hernández, H.S., Valdez Flores, J., 2016. Colima. In: Castillo Géniz J.L., Tovar Ávila J. (Eds.), Tiburones Mexicanos de Importancia Pesquera en la CITES. Instituto Nacional de Pesca, México, pp. 46–48.

- Hoffmayer, E.R., Franks, J.S., Driggers, W.B., McKinney, J.A., Hendon, J.M., Quattro, J.M., 2014. Habitat, movements and environmental preferences of dusky sharks, *Carcharhinus obscurus*, in the northern Gulf of Mexico. *Mar. Biol.* 161, 911-924.
- Holmes, B.J., Peddemors, V.M., Gutteridge, A.N., Geraghty, P.T., Chan, R.W.K., Tibbetts, I.R., Bennett, M.B., 2015. Age and growth of the tiger shark *Galeocerdo cuvier* off the east coast of Australia. *J. Fish. Biol.* 87, 422-448.
- Hoolihan, J.P., Luo, J., Abascal, F.J., Campana, S.E., De Metrio, G., Dewar, H., Domeier, M.L., Howey, L.A., Lutcavage, M.E., Musyl, M.K., Neilson, J.D., Orbesen, E.S., Prince, E.D., Rooker, J.R., 2011. Evaluating post-release behaviour modification in large pelagic fish deployed with pop-up satellite archival tags. *ICES J. Mar. Sci.* 68, 880–889.
- Hsu, H.H., Joung, S.J., Hueter, R.E., Liu, K.M., 2014. Age and growth of the whale shark (*Rhincodon typus*) in the north-western Pacific. *Mar. Freshwater Res.* 65, 1145-1154.
- Hsu, H.H., Joung, S.J., Liu, K.M., 2012. Fisheries, management and conservation of the whale shark *Rhincodon typus* in Taiwan. *J. Fish. Biol.* 80, 1595-1607.
- Hueter, R.E., Tyminski, J.P., Morris, J.J., Ruiz Abierno, A., Angulo Valdes, J., 2017. Horizontal and vertical movements of longfin makos (*Isurus paucus*) tracked with satellite-linked tags in the northwestern Atlantic Ocean. *Fish. Bull.* 115, 101-116.
- Hulbert, L.B., Aires-da-Silva, A.M., Gallucci, V.F., Rice, J.S., 2005. Seasonal foraging movements and migratory patterns of female *Lamna ditropis* tagged in Prince William Sound, Alaska. *J. Fish. Biol.* 67, 490-509.
- Hutchinson, M., Siders, Z., Stahl, J., Bigelow, K., 2021. Quantitative estimates of post-release survival rates of sharks captured in Pacific tuna longline fisheries reveal handling and discard practices that improve survivorship. Honolulu, USA: Pacific Islands Fisheries Science Center Data Report DR-21-001, National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Hutchinson, M.R., Itano, D.G., Muir, J.A., Holland, K.N., 2015. Post-release survival of juvenile silky sharks captured in a tropical tuna purse seine fishery. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 521, 143-154.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), 2003. Convention for the strengthening of the Inter-American Tropical Tuna Commission established by the 1949 Convention between the United States of America and the Republic of Costa Rica ("Antigua Convention"). La Jolla, CA: Inter-American Tropical Tuna Commission.
- International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 2013. Stock assessment and future projections of blue shark in the north Pacific Ocean. 13th Meeting of the International Scientific Committee on Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 17-22 July, 2013, Busan, Republic of Korea,
- International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 2017. Stock assessment and future projections of blue shark in the north Pacific Ocean through 2015. 17th Meeting of the International Scientific Committee on Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 12-17 July, 2017, Vancouver, Canada,
- International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 2018. Stock assessment of shortfin mako shark in the north Pacific Ocean through 2016. 18th Meeting of the International Scientific Committee on Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 11-16 July, 2018, Yeosu, Republic of Korea,
- Irvine, S.B., Stevens, J.D., Laurenson, L.J.B., 2006. Surface bands on deepwater squalid dorsal-fin spines: an alternative method for ageing *Centroselachus crepidater*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63, 617-627.
- Jahn, A.E., Haedrich, R.L., 1988. Notes on the pelagic squaloid shark *Isistius brasiliensis*. *Biological Oceanography*. 5, 297-309.

- Jorgensen, S.J., Micheli, F., White, T.D., Van Houtan, K.S., Alfaro-Shigueto, J., Andrzejczek, S., Arnoldi, N.S., Baum, J.K., Block, B., Britten, G.L., Butner, C., Caballero, S., Cardeñosa, D., Chapple, T.K., Clarke, S., Cortés, E., Dulvy, N.K., Fowler, S., Gallagher, A.J., Gilman, E., Godley, B.J., Graham, R.T., Hammerschlag, N., Harry, A.V., Heithaus, M.R., Hutchinson, M., Huveneers, C., Lowe, C.G., Lucifora, L.O., MacKeracher, T., Mangel, J.C., Barbosa Martins, A.P., McCauley, D.J., McClenachan, L., Mull, C., Natanson, L.J., Pauly, D., Pazmiño, D.A., Pisteivos, J.C.A., Queiroz, N., Roff, G., Shea, B.D., Simpfendorfer, C.A., Sims, D.W., Ward-Paige, C., Worm, B., Ferretti, F., 2022. Emergent research and priorities for shark and ray conservation. *Endanger. Species Res.* 47, 171-203.
- Joung, S.-J., Chen, C.-T., 1995. Reproduction in the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, in the waters off northeastern Taiwan. *Copeia*, 659-665.
- Joung, S.-J., Chen, C.-T., Lee, H.-H., Liu, K.-M., 2008. Age, growth, and reproduction of silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, in northeastern Taiwan waters. *Fish. Res.* 90, 78-85.
- Joung, S.-J., Chen, N.-F., Hsu, H.-H., Liu, K.-M., 2016. Estimates of life history parameters of the oceanic whitetip shark, *Carcharhinus longimanus*, in the Western North Pacific Ocean. *Mar Biol Res.* 12, 758-768.
- Joung, S.-J., Liao, Y.-Y., Chen, C.-T., 2004. Age and growth of sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, in northeastern Taiwan waters. *Fish. Res.* 70, 83-96.
- Joung, S.-J., Lyu, G.-T., Hsu, H.-H., Liu, K.-M., Wang, S.-B., 2018. Age and growth estimates of the blue shark *Prionace glauca* in the central South Pacific Ocean. *Mar. Freshwater Res.* 69, 1346-1354.
- Joung, S.J., Chen, J.H., Chin, C.P., Liu, K.M., 2015. Age and growth of the dusky shark, *Carcharhinus obscurus*, in the western North Pacific. *Terrestrial Atmospheric and Oceanic Sciences.* 26, 153-160.
- Kenchington, T.J., 2014. Natural mortality estimators for information-limited fisheries. *Fish Fish.* 15, 533-562.
- Kindong, R., Xia, M., Pandong, N.A., Sarr, O., Wu, F., Tian, S., Dai, X., 2021. All we know about the crocodile shark (*Pseudocarcharias kamoharai*): Providing information to improve knowledge of this species. *Journal for Nature Conservation.* 63, 126039.
- Kohler, N.E., Casey, J.G., Turner, P.A., 1995. Length-weight relationships for 13 species of sharks from the western North Atlantic. *Fish. Bull.* 93, 412-418.
- Kousteni, V., 2021. Morphometric description and biological notes on the rare kitefin shark *Dalatias licha* (Chondrichthyes: Dalatiidae) from the Hellenic waters. *J. Fish. Biol.*
- Lee, H.-H., Maunder, M.N., Piner, K.R., Methot, R.D., 2012. Can steepness of the stock-recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models? *Fish. Res.* 125, 254-261.
- Lennert-Cody, C.E., Clarke, S.C., Aires-da-Silva, A., Maunder, M.N., Franks, P.J.S., Román, M., Miller, A.J., Minami, M., 2019. The importance of environment and life stage on interpretation of silky shark relative abundance indices for the equatorial Pacific Ocean. *Fish. Oceanogr.* 28, 43-53.
- Lessa, R., Andrade, H.A., De Lima, K.L., Santana, F.M., 2016. Age and growth of the midwater crocodile shark *Pseudocarcharias kamoharai*. *J. Fish. Biol.* 89, 371-385.
- Lessa, R., Santana, F., Menni, R., Almeida, Z., 1999. Population structure and reproductive biology of the smalltail shark (*Carcharhinus porosus*) off Maranhão (Brazil). *Mar. Freshwater Res.* 50, 383-388.
- Lessa, R., Santana, F.M., 1998. Age determination and growth of the smalltail shark, *Carcharhinus porosus*, from northern Brazil. *Mar. Freshwater Res.* 49, 705-711.
- Levesque, J.C., 2007. A comprehensive review of the biology and preliminary investigation of interactions with the US pelagic longline fishery for the shortfin (*Isurus oxyrinchus*) and longfin (*Isurus paucus*) mako sharks. Fort Lauderdale, FL: Nova Southeastern University.
- Levesque, J.C., 2008. International fisheries agreement: Review of the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas: Case study—Shark management. *Mar. Policy.* 32, 528-533.

- Lipscombe, R.S., Spaet, J.L.Y., Scott, A., Lam, C.H., Brand, C.P., Butcher, P.A., 2020. Habitat use and movement patterns of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) in eastern Australian waters. *ICES J. Mar. Sci.* 77, 3127-3137.
- Liu, K.-M., Chiang, P.-J., Chen, C.-T., 1998. Age and growth estimates of the bigeye thresher shark, *Alopias superciliosus*, in northeastern Taiwan waters. *Fish. Bull.* 96, 482-491.
- Liu, K., Chen, C., Liao, T., Joung, S., 1999. Age, growth and reproduction of the pelagic thresher shark, *Alopias pelagicus*, in the northwestern Pacific. *Copeia*. 1999, 68-74.
- Liu, W., Dai, X.J., 2008. Reproductive biology characteristics of *Pseudocarcharias kamoharai* in the tropical Eastern Pacific Ocean. *South China Fisheries Science*. 114, 21-25.
- López-Angarita, J., Villate-Moreno, M., Díaz, J.M., Cubillos-M, J.C., Tilley, A., 2021. Identifying nearshore nursery habitats for sharks and rays in the Eastern Tropical Pacific from fishers' knowledge and landings. *Ocean & Coastal Management*. 213, 105825.
- López-Martínez, J., Cabanilla-Carpio, C., Ruiz Choez, W., Arzola-Sotelo, E.A., 2020. Interannual variability of distribution, abundance and population dynamics of the smooth hammerhead *Sphyrna zygaena* (Linnaeus, 1758) in the central-southeast Pacific Ocean. *J. Fish. Biol.* 97, 341-353.
- Lopez, J., Román, M.H., Lennert-Cody, C., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., Vogel, N., 2021. Floating-object fishery indicators: a 2019 report. 5th Meeting of the Ad-Hoc Permanent Working Group on FADs for the IATTC, 6-7 May 2021, La Jolla, California. Document FAD-05 INF-A, 31.
- Lucifora, L.O., Menni, R.C., Escalante, A.H., 2005. Reproduction and seasonal occurrence of the copper shark, *Carcharhinus brachyurus*, from north Patagonia, Argentina. *ICES J. Mar. Sci.* 62, 107-115.
- Madigan, D.J., Arnoldi, N.S., Hussey, N.E., Carlisle, A.B., 2021. An illicit artisanal fishery for North Pacific white sharks indicates frequent occurrence and high mortality in the Gulf of California. *Conservation Letters*. 14, e12796.
- Márquez-Farías, J.F., Corro-Espinosa, D., Castillo-Géniz, J.L., 2005. Observations of the biology of the Pacific sharpnose shark (*Rhizoprionodon longurio*, Jordan and Gilbert, 1882), captured in southern Sinaloa, México. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 35, 107-114.
- Martínez-Ortiz, J., Aires-da-Silva, A.M., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., 2015. The Ecuadorian artisanal fishery for large pelagics: species composition and spatio-temporal dynamics. *PLoS One*. 10, e0135136.
- Martínez, P.B., Pizarro, A.G., Cortés, D.D., Opazo, S.M., Pérez, H.M., Troncoso, F.C., Mieres, L.C., Ortega Carrasco, J.C., 2017. Informe Final. Seguimiento Pesquerías Recursos Altamente Migratorios, 2016. Instituto de Fomento Pesquero, Chile,
- Mason, J.G., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Crowder, L.B., Ardoin, N.M., 2020. Fishers' solutions for hammerhead shark conservation in Peru. *Biol. Conserv.* 243, 108460.
- Millar, R.B., Fryer, R.J., 1999. Estimating the size-selection curves of towed gears, traps, nets and hooks. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 9, 89-116.
- Miller, P., Casaca Santos, C., Carlson, J., Natanson, L., Cortes, E., Mas, F., Hazin, F.H.V., Travassos, P., Macias, D., Ortiz de Urbina, J., 2020. Updates on post-release mortality of shortfin mako in the Atlantic using satellite telemetry. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*. 76, 298-315.
- Morales, N.A., Heidemeyer, M., Bauer, R., Hernández, S., Acuña, E., van Gennip, S.J., Friedlander, A.M., Gaymer, C.F., 2021. Residential movements of top predators in Chile's most isolated marine protected area: Implications for the conservation of the Galapagos shark, *Carcharhinus galapagensis*, and the yellowtail amberjack, *Seriola lalandi*. *Aquatic. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 31, 340-355.
- Moreno, C.A., Arata, J.A., Rubilar, P., Hucke-Gaete, R., Robertson, G., 2006. Artisanal longline fisheries in southern Chile: lessons to be learned to avoid incidental seabird mortality. *Biol. Conserv.* 127, 27-36.

- Mucientes, G., Banon, R., Queiroz, N., 2013. Updated distribution range of longfin mako *Isurus paucus* (Lamniformes: Lamnidae) in the North Atlantic. *J. Appl. Ichthyol.* 29, 1163-1165.
- Murch, A., 2022. Sharks and rays.
- Murua, H., Santiago, J., Coelho, R., Zudaire, I., Neves, C., Rosa, D., Zudaire, I., Semba, Y., Geng, Z., Bach, P., Arrizabalaga, H., Bach, P., Baez, J.C., Ramos, M.L., Zhu, J.F., Ruiz, J., 2018. Updated Ecological Risk Assessment (ERA) for shark species caught in fisheries managed by the Indian Ocean Tuna Commission (IOTC). 21st Meeting of the Scientific Committee of the IOTC, 3-7 December 2018, Mahé, Seychelles. Document IOTC-2018-SC21-14_Rev1, 16.
- Musyl, M.K., Brill, R.W., Curran, D.S., Fragoso, N.M., McNaughton, L.M., Nielsen, A., Kikkawa, B.S., Moyes, C.D., 2011. Postrelease survival, vertical and horizontal movements, and thermal habitats of five species of pelagic sharks in the central Pacific Ocean. *Fish. Bull.* 109, 341-368.
- Nasby-Lucas, N., Dewar, H., Sosa-Nishizaki, O., Wilson, C., Hyde, J.R., Vetter, R.D., Wraith, J., Block, B.A., Kinney, M.J., Sippel, T., Holts, D.B., Kohin, S., 2019. Movements of electronically tagged shortfin mako sharks (*Isurus oxyrinchus*) in the eastern North Pacific Ocean. *Anim. Biotelemetry.* 7, 12.
- Natanson, L.J., Skomal, G.B., 2015. Age and growth of the white shark, *Carcharodon carcharias*, in the western North Atlantic Ocean. *Mar. Freshwater Res.* 66, 387-398.
- Nava Nava, P., Márquez-Farías, J.F., 2014. Size at maturity of the smooth hammerhead shark, *Sphyrna zygaena*, captured in the Gulf of California. *Hidrobiológica.* 24, 129-135. (In Spanish).
- Naylor, G.J.P., Caira, J.N., Jensen, K., Rosana, K.A.M., White, W.T., Last, P.R., 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.* 2012, 1-262.
- Neer, J.A., Thompson, B.A., Carlson, J.K., 2005. Age and growth of *Carcharhinus leucas* in the northern Gulf of Mexico: incorporating variability in size at birth. *J. Fish. Biol.* 67, 370-383.
- Neubauer, P., Large, K., Brouwer, S., 2021. Stock assessment of Southwest Pacific blue shark. 17th Regular Session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 11-19 August 2021, Electronic Meeting. Document WCPFC-SC17-2021/SA-WP-03 (Rev. 1),
- Oliveros-Ramos, R., Lennert-Cody, C.E., Siu, S., Salaverria, S., Maunder, M., Aires-daSilva, A., Carvajal Rodríguez, J., 2020. Pilot study for a shark fishery sampling program in Central America. 11th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 11-15 May 2020, La Jolla, California, USA. Document SAC-11-13, 59.
- Oliveros-Ramos, R., Siu, S., Salaverria, S., Lennert-Cody, C.E., Aires-daSilva, A., Maunder, M.N., 2019. Pilot study for a shark fishery sampling program in Central America. 10th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 13-17 May 2019, San Diego, California, USA. Document SAC-10-16, 33.
- Orozco Guarin, M.A., 2014. Reproductive aspects of the hammerhead shark (*Sphyrna corona*) in the Colombian Pacific. Cali, Colombia: Universidad del Valle.
- Ortiz-Álvarez, C., Pajuelo, M., Grados, D., Abrego, M.E., Rebeca Barragán-Rocha, A., Barrantes, M., Cotto Sánchez, A., Fonseca, L.G., Gadea Espinal, V., Mangel, J.C., Rguez-Baron, J.M., Santidrian-Tomillo, P., Sarti, L., Santana-Hernández, H., Shillinger, G., Prado, M., Wallace, B., Williard, A.S., Zavala-Norzagaray, A.A., Alfaro-Shigueto, J., 2020. Rapid assessments of leatherback small-scale fishery bycatch in internesting areas in the eastern Pacific Ocean. *Front. Mar. Sci.* 6,
- Oshitani, S., Nakano, H., Tanaka, S.H.O., 2003. Age and growth of the silky shark *Carcharhinus falciformis* from the Pacific Ocean. *Fisheries Sci.* 69, 456-464.
- Pacoureau, N., Rigby, C.L., Kyne, P.M., Sherley, R.B., Winker, H., Carlson, J.K., Fordham, S.V., Barreto, R., Fernando, D., Francis, M.P., Jabado, R.W., Herman, K.B., Liu, K.-M., Marshall, A.D., Pollom, R.A.,

- Romanov, E.V., Simpfendorfer, C.A., Yin, J.S., Kindsvater, H.K., Dulvy, N.K., 2021. Half a century of global decline in oceanic sharks and rays. *Nature*. 589, 567-571.
- Pérez-Jiménez, J.C., 2014. Historical records reveal potential extirpation of four hammerhead sharks (*Sphyrna* spp.) in Mexican Pacific waters. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 24, 671-683.
- Phillips, B., Potts, J., Rigby, C., Allain, V., Nicol, S., Griffiths, S., 2021. Applying rapid risk assessment methods to bycatch in the WCPO. 17th Regular Session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 11–19 August 2021, Online meeting. Document WCPFC-SC17-2021/SC17-EB-IP-10,
- Pirog, A., Magalon, H., Poirout, T., Jaquemet, S., 2019. Reproductive biology, multiple paternity and polyandry of the bull shark *Carcharhinus leucas*. *J. Fish. Biol.* 95, 1195-1206.
- Poisson, F., Filmlalter, J.D., Vernet, A.-L., Dagorn, L., 2014. Mortality rate of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) caught in the tropical tuna purse seine fishery in the Indian Ocean. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71, 795-798.
- Quinn, T.J., Deriso, R.B., 1999. Quantitative fish dynamics. New York: Oxford University Press.
- Raeisi, H., Kamrani, E., Walter, C., Patimar, R., Sourinejad, I., 2017. Growth and Maturity of *Carcharhinus dussumieri* (Muller and Hellen, 1839) in the Persian Gulf and Oman Sea. *Turk. J. Fish. Aquat. Sc.* 17, 353-361.
- Rice, J., Harley, S., 2012. Stock assessment of oceanic whitetip sharks in the western and central Pacific Ocean. 8th Regular Session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 7-15 August 2012, Busan, Republic of Korea. Document WCPFC-SC8-2012/SA-WP-06 Rev1,
- Rice, J., Harley, S., 2013. Updated stock assessment of silky sharks in the western and central Pacific Ocean. 9th Regular Session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 6-14 August 2011, Pohnpei, Federated States of Micronesia, WCPFC-SC9-2013/ SA-WP-03,
- Ricker, W., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*. 191, 382.
- Román, M.H., Aires-da-Silva, A., Vogel, N.W., 2018. Whale shark interactions with the tuna purse-seine fishery in the eastern Pacific Ocean: summary and analysis of available data. 8th Meeting of the IATTC Working Group on Bycatch, 10-11 May 2018, San Diego, California, USA. Document BYC-08 INF-A, 13.
- Romine, J.G., Grubbs, R.D., Musick, J.A., 2006. Age and growth of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, in Hawaiian waters through vertebral analysis. *Environ. Biol. Fish.* 77, 229-239.
- Rosa, D., Coelho, R., Fernandez-Carvalho, J., Santos, M.N., 2017. Age and growth of the smooth hammerhead, *Sphyrna zygaena*, in the Atlantic Ocean: comparison with other hammerhead species. *Mar Biol Res.* 13, 300-313.
- Ruiz-Abierno, A., Márquez-Farías, J.F., Trápaga-Roig, M., Hueter, R.E., 2021. Length at maturity of two pelagic sharks (*Isurus paucus* and *Carcharhinus longimanus*) found off northern Cuba. *Bull. Mar. Sci.* 97, 77-88.
- Salas, S., Chuenpagdee, R., Seijo, J.C., Charles, A., 2007. Challenges in the assessment and management of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean. *Fish. Res.* 87, 5-16.
- Saldaña-Ruiz, L.E., Sosa-Nishizaki, O., Cartamil, D., 2017. Historical reconstruction of Gulf of California shark fishery landings and species composition, 1939–2014, in a data-poor fishery context. *Fish. Res.* 195, 116-129.
- Salinas-de-León, P., Hoyos-Padilla, E.M., Pochet, F., 2017. First observation on the mating behaviour of the endangered scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* in the Tropical Eastern Pacific. *Environ. Biol. Fish.* 100, 1603-1608.

- Sánchez-de Ita, J.A., Quiñónez-Velázquez, C., Galván-Magaña, F., Bocanegra-Castillo, N., Félix-Uraga, R., 2011. Age and growth of the silky shark *Carcharhinus falciformis* from the west coast of Baja California Sur, Mexico. *J. Appl. Ichthyol.* 27, 20-24.
- Santana, F.M., Feitosa, L.M., Lessa, R.P., 2020. From plentiful to critically endangered: Demographic evidence of the artisanal fisheries impact on the smalltail shark (*Carcharhinus porosus*) from Northern Brazil. *PLoS One.* 15, e0236146.
- Schaefer, K., Fuller, D., Castillo-Geniz, J.L., Godinez-Padilla, C.J., Dreyfus, M., Aires-da-Silva, A., 2021. Post-release survival of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) following capture by Mexican flag longline fishing vessels in the northeastern Pacific Ocean. *Fish. Res.* 234, 105779.
- Schaefer, K.M., Fuller, D.W., Aires-da-Silva, A., Carvajal, J.M., Martínez-Ortiz, J., Hutchinson, M.R., 2019. Postrelease survival of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) following capture by longline fishing vessels in the equatorial eastern Pacific Ocean. *Bull. Mar. Sci.* 95, 355-369.
- Semba, Y., Aoki, I., Yokawa, K., 2011. Size at maturity and reproductive traits of shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, in the western and central North Pacific. *Mar. Freshwater Res.* 62, 20-29.
- Semba, Y., Nakano, H., Aoki, I., 2009. Age and growth analysis of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, in the western and central North Pacific Ocean. *Environ. Biol. Fish.* 84, 377-391.
- Sepulveda, C.A., Heberer, C., Aalbers, S.A., Spear, N., Kinney, M., Bernal, D., Kohin, S., 2015. Post-release survivorship studies on common thresher sharks (*Alopias vulpinus*) captured in the southern California recreational fishery. *Fish. Res.* 161, 102-108.
- Siu, S., Aires-da-Silva, A., 2016. An inventory of sources of data in central America on shark fisheries operating in the Eastern Pacific Ocean. Metadata report. 7th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 9-13 May 2016, La Jolla, California. Document SAC-07-06b(ii),
- Smith, S.E., Au, D.W., Show, C., 1998. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Mar. Freshwater Res.* 49, 663-678.
- Smith, S.E., Rasmussen, R.C., Ramon, D.A., Cailliet, G.M., 2008. The biology and ecology of thresher sharks (Alopiidae). In: Camhi M.D., Pikitch E.K., Babco E.A. (Eds.), *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation*. Blackwell Science, Oxford, UK, pp. 60-68.
- Smith, W.D., Bizzarro, J.J., Cailliet, G.M., 2009. The artisanal elasmobranch fishery on the east coast of Baja California, Mexico: Characteristics and management considerations. *Cienc. Mar.* 35, 209-236.
- Sosa-Nishizaki, O., García-Rodríguez, E., Morales-Portillo, C.D., Pérez-Jiménez, J.C., Rodríguez-Medrano, M.C., Bizzarro, J.J., Castillo-Géniz, J.L., 2020. Fisheries interactions and the challenges for target and nontargeted take on shark conservation in the Mexican Pacific. *Advances in Marine Biology.* 84, <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2020.1003.1001>.
- Stevens, J.D., Lyle, J.M., 1989. Biology of three hammerhead sharks (*Eusphyra blochii*, *Sphyrna mokarran* and *S. lewini*) from Northern Australia. *Mar. Freshwater Res.* 40, 129-146.
- Sulikowski, J.A., Golet, W., Hoffmayer, E.R., Driggers III, W.B., Natanson, L.J., Carlson, A., Swezey, B.B., 2020. Observing post-release mortality for dusky sharks, *Carcharhinus obscurus*, captured in the US pelagic longline fishery. *Fish. Res.* 221, 105341.
- Tanaka, S., Kitamura, T., Mochizuki, T., Kofuji, K., 2011. Age, growth and genetic status of the white shark (*Carcharodon carcharias*) from Kashima-nada, Japan. *Mar. Freshwater Res.* 62, 548-556.
- Teo, S.L.H., Rodriguez, E.G., Sosa-Nishizaki, O., 2016 Status of common thresher sharks, *Alopias vulpinus*, along the west coast of North America. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-557. La Jolla, CA: National Oceanic and Atmospheric Administration
- Teo, S.L.H., Rodriguez, E.G., Sosa-Nishizaki, O., 2018. Status of common thresher sharks, *Alopias vulpinus*, along the west coast of North America: updated stock assessment based on alternative life history. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-595. La Jolla, CA: National Oceanic and Atmospheric Administration

- Then, A.Y., Hoenig, J.M., Hall, N.G., Hewitt, D.A., 2015. Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. *ICES J. Mar. Sci.* 72, 82-92.
- Tillett, B.J., Meekan, M.G., Field, I.C., Hua, Q., Bradshaw, C.J.A., 2011. Similar life history traits in bull (*Carcharhinus leucas*) and pig-eye (*C. amboinensis*) sharks. *Mar. Freshwater Res.* 62, 850-860.
- Tolotti, M.T., Bach, P., Hazin, F., Travassos, P., Dagorn, L., 2015. Vulnerability of the oceanic whitetip shark to pelagic longline fisheries. *PLoS One.* 10, e0141396.
- Torres, F.J., 1991. Tabular data on marine fishes from Southern Africa. Part 1: Length-weight relationships. *Fishbyte* 9, 50-53.
- Tremblay-Boyer, L., Carvalho, F., Neubauer, P., Pilling, G., 2019. Stock assessment for oceanic whitetip shark in the Western and Central Pacific Ocean. 15th Regular Session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 12–20 August 2019, Pohnpei, Federated States of Micronesia. Document WCPFC-SC15-2019/SA-WP-06,
- Tsai, W.-P., Wu, J.-R., Yan, M.-Z., Liu, K.-M., 2018. Assessment of biological reference points for management of the smooth hammerhead shark, *Sphyrna zygaena*, in the Northwest Pacific Ocean. *Journal of the Fisheries Society of Taiwan.* 45, 29-41.
- Tyminski, J.P., de la Parra-Venegas, R., González Cano, J., Hueter, R.E., 2015. Vertical movements and patterns in diving behavior of whale sharks as revealed by pop-up satellite tags in the eastern Gulf of Mexico. *PLoS One.* 10, e0142156.
- Wang, Y., Liu, J., Liu, H., Lin, P., Yuan, Y., Chai, F., 2021. Seasonal and interannual variability in the sea surface temperature front in the eastern Pacific Ocean. *J. Geophys. Res. Oceans.* 126, e2020JC016356.
- Weigmann, S., 2016. Annotated checklist of the living sharks, batoids and chimaeras (Chondrichthyes) of the world, with a focus on biogeographical diversity. *J. Fish. Biol.* 88, 837-1037.
- Weng, K.C., O'Sullivan, J.B., Lowe, C.G., Winkler, C.E., Dewar, H., Block, B.A., 2007. Movements, behavior and habitat preferences of juvenile white sharks *Carcharodon carcharias* in the eastern Pacific. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 338, 211-224.
- Wetherbee, B.M., Crow, G.L., Lowe, C.G., 1996. Biology of the Galapagos shark, *Carcharhinus galapagensis*, in Hawai'i. *Environ. Biol. Fish.* 45, 299-310.
- White, W.T., Kyne, P.M., Harris, M., 2019. Lost before found: A new species of whaler shark *Carcharhinus obsolerus* from the Western Central Pacific known only from historic records. *PLoS One.* 14, e0209387.
- White, W.T., Last, P.R., Stevens, J.D., Yearsley, G.K., Fahmi, Dharmadi, 2006. Economically Important Sharks and Rays of Indonesia. Canberra, Australia: Australian Centre for International Agricultural Research.
- Whitney, N.M., Crow, G.L., 2007. Reproductive biology of the tiger shark (*Galeocerdo cuvier*) in Hawaii. *Mar. Biol.* 151, 63-70.
- Wintner, S.P., 2000. Preliminary study of vertebral growth rings in the whale shark, *Rhincodon typus*, from the east coast of South Africa. *Environ. Biol. Fish.* 59, 441-451.
- Wu, F., Kindong, R., Dai, X., Sarr, O., Zhu, J., Tian, S., Li, Y., Nsangue, B.T.N., 2020. Aspects of the reproductive biology of two pelagic sharks in the eastern Atlantic Ocean. *J. Fish. Biol.* 97, 1651-1661.
- Zanella, I., López-Garro, A., Cure, K., 2019. Golfo Dulce: critical habitat and nursery area for juvenile scalloped hammerhead sharks *Sphyrna lewini* in the Eastern Tropical Pacific Seascape. *Environ. Biol. Fish.* 102, 1291-1300.

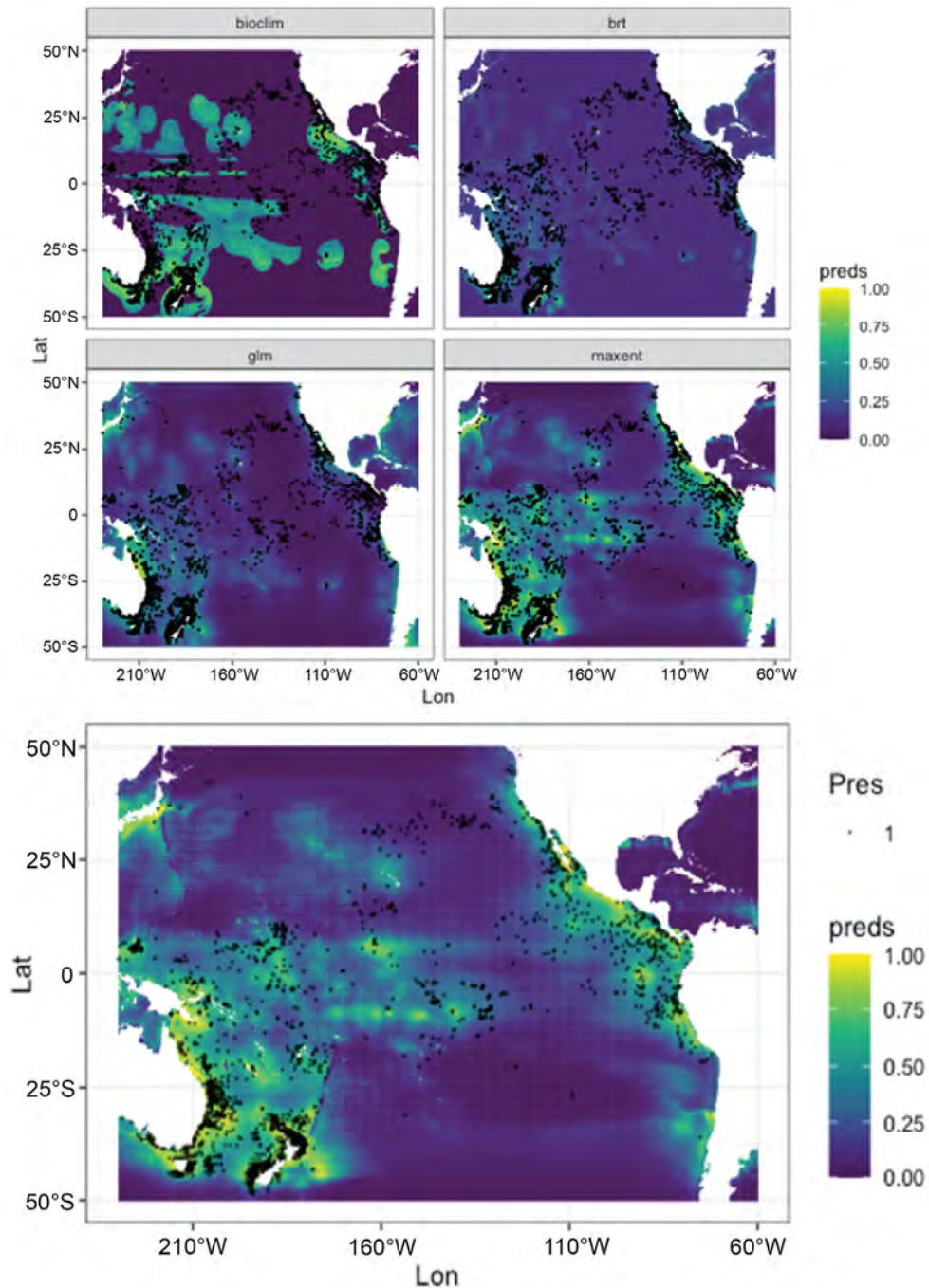


FIGURE 1. Predictions from four species distribution models (SDMs) Bioclim, Boosted Regression Trees (BRT), Generalized Linear Model (GLM) and MaxEnt (top 4 panels) and the final ensemble model (lower panel) using the common thresher (*Alopias vulpinus*) as an example of one species assessed in EASI-Fish. Locations of presence points (Pres) and probability of occurrence (preds) are shown.

FIGURA 1. Predicciones de cuatro modelos de distribución de especies (MDE): Bioclim, árboles de regresión potenciados (*Boosted Regression Trees*, BRT), Modelos Lineales Generalizados (MLG) y MaxEnt (4 paneles superiores) y el modelo conjunto final (panel inferior) utilizando el tiburón zorro pinto (*Alopias vulpinus*) como ejemplo de una especie evaluada en EASI-Fish. Se muestran las ubicaciones de los puntos de presencia (Pres) y la probabilidad de presencia (preds).

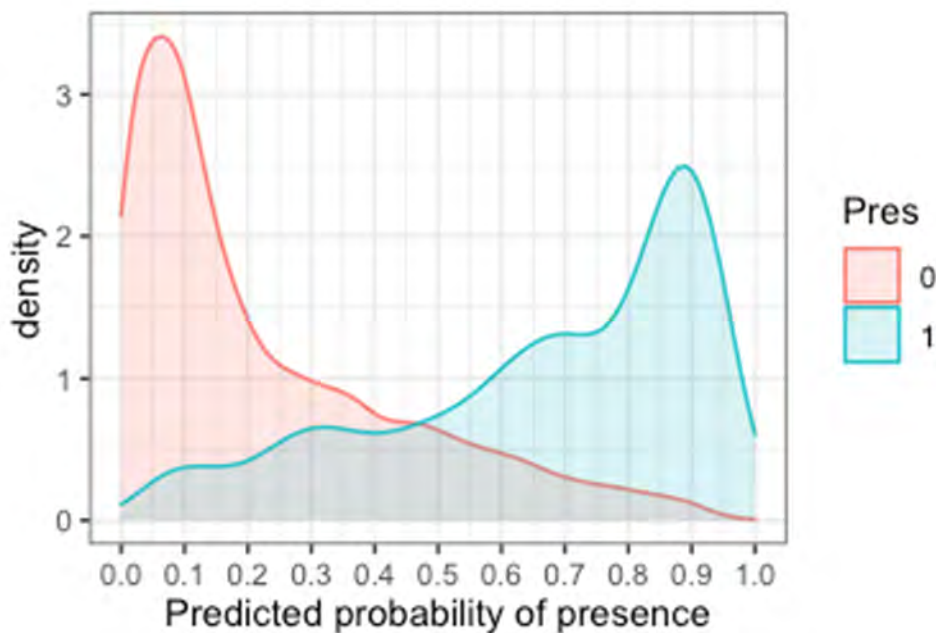
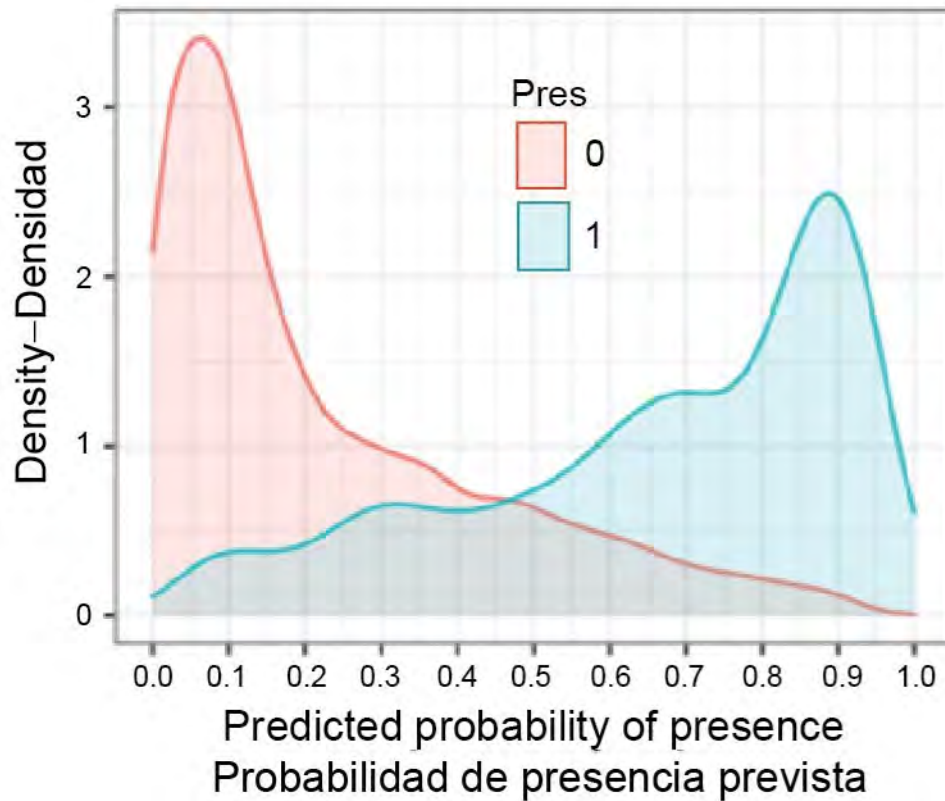


FIGURE 2. Overlaid distributions of the predicted probability of presence for each grid cell using on the ensemble model for presence (Pres = 1) and pseudoabsence (Pres = 0) records using a hypothetical species as an example. The probability of occurrence threshold value (ψ) was calculated at the point of intersection of the two distributions, in this case 0.47.

FIGURA 2. Distribuciones superpuestas de la probabilidad de presencia predicha para cada celda de grilla usando el modelo conjunto para los registros de presencia (Pres = 1) y pseudoausencia (Pres = 0) usando

una especie hipotética como ejemplo. El valor umbral de probabilidad de presencia (ψ) se calculó en el punto de intersección de las dos distribuciones, en este caso 0.47.

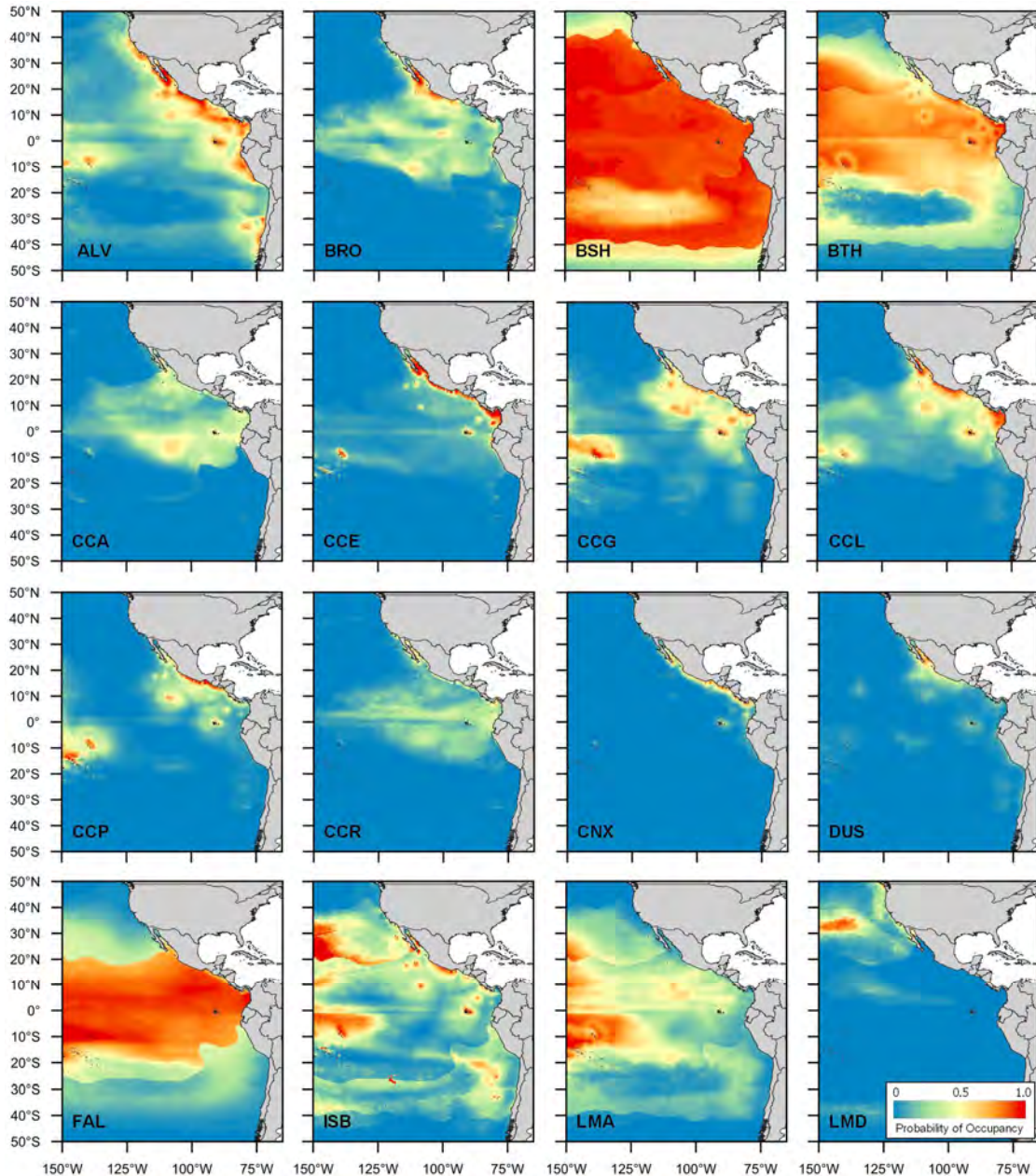


FIGURE 3. Maps showing the predicted distributions of 32 shark species (see Table 3 for species codes) caught in eastern Pacific Ocean pelagic fisheries modelled using presence-only data in an ensemble of species distribution models (Bioclim, Boosted Regression Trees, Generalized Linear Model, and MaxEnt). Colored gradient bar in legend shows probability of occupancy (ψ) of each species in $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ cells.

FIGURA 3. Mapas que muestran las distribuciones predichas de 32 especies de tiburones (ver la Tabla 3 para los códigos de especies) capturadas en las pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental, modeladas usando datos de presencia únicamente en un conjunto de modelos de distribución de especies (Bioclim, árboles de regresión potenciados (*Boosted Regression Trees*), Modelos Lineales Generalizados y MaxEnt). La barra de gradiente de colores en la leyenda muestra la probabilidad de ocupación (ψ) de cada especie en celdas de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$.

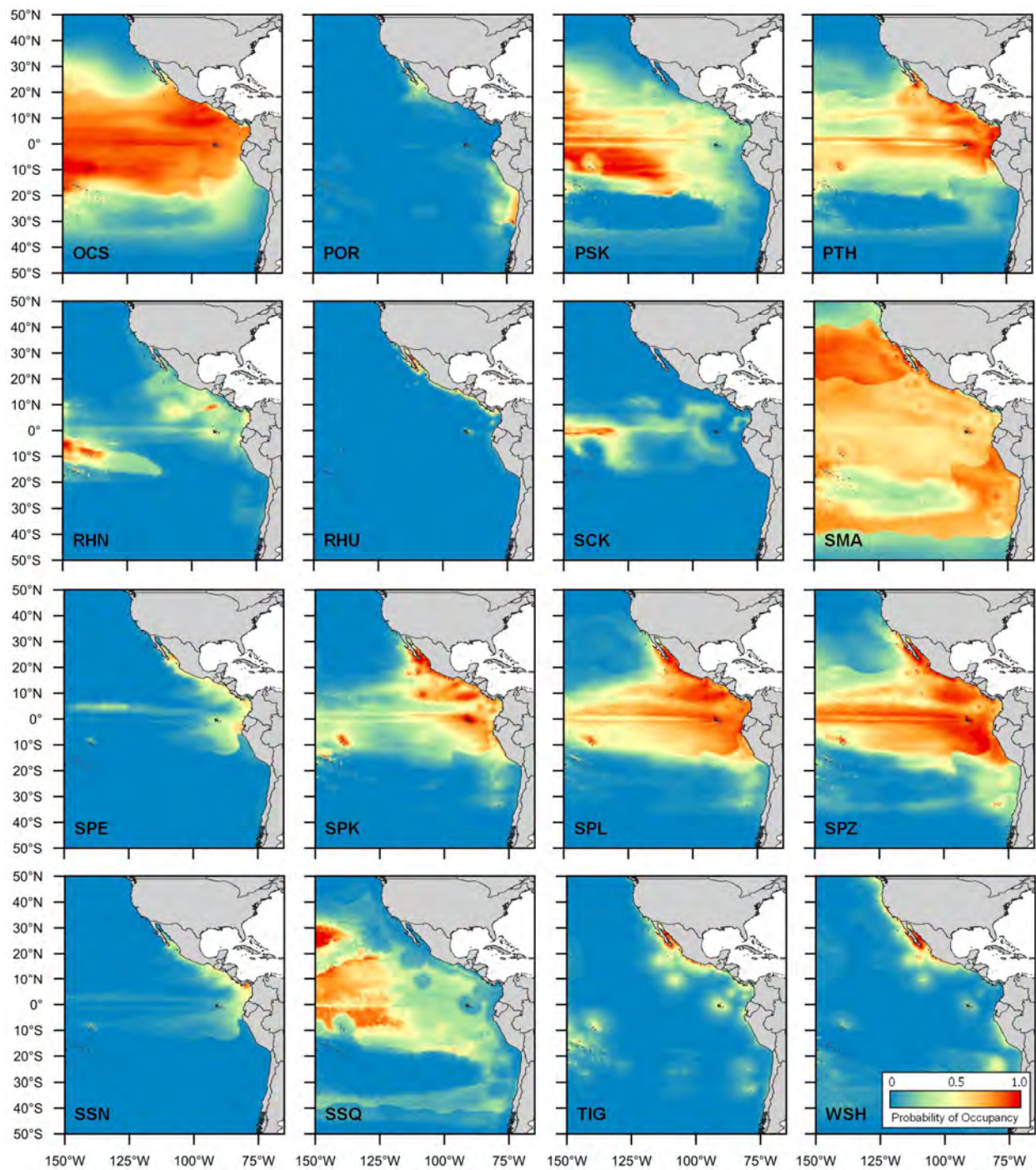


FIGURE 3. continued
FIGURA 3. continuación

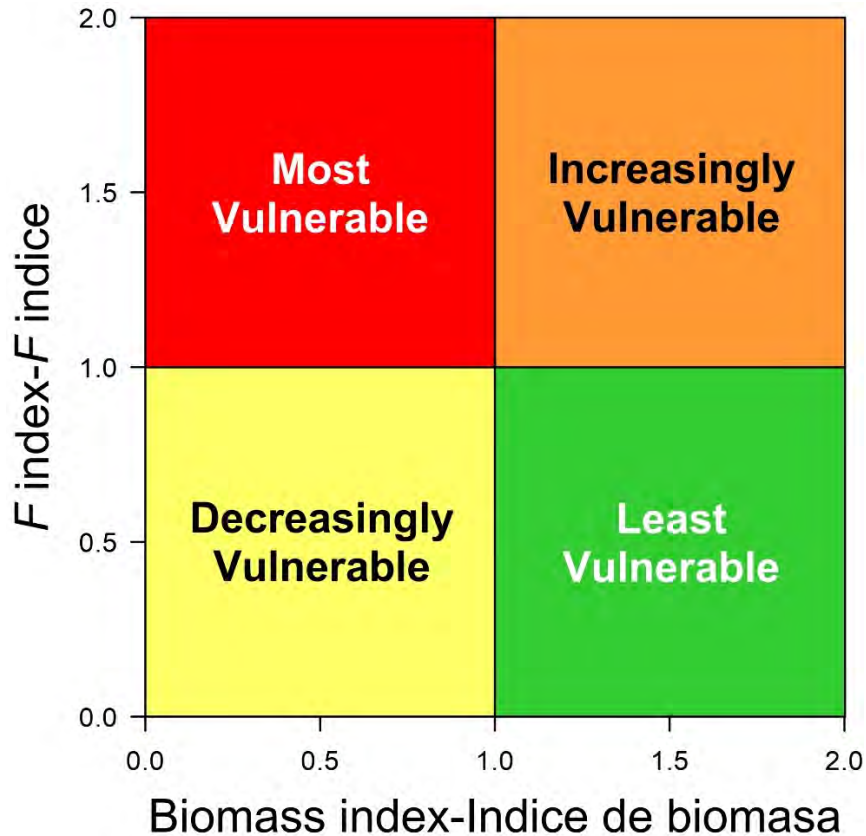


FIGURE 4. Phase plot illustrating how vulnerability status was defined for the shark species assessed using $F_{40\%}$ and $SBR_{40\%}$ from the EASI-Fish model as a reference point on the x and y axis, respectively. Vulnerability was defined by its position within one of four quadrants in the phase plot as: “Least vulnerable” (green, $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$ and $SBR_{2019}/SBR_{40\%} > 1$), “Increasingly vulnerable” (orange, $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} > 1$ and $SBR_{2019}/SBR_{40\%} > 1$), “Most vulnerable” (red, $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} > 1$ and $SBR_{2019}/SBR_{40\%} < 1$), and “Decreasingly vulnerable” (yellow, $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$ and $SBR_{2019}/SBR_{40\%} < 1$). Maximum axis limits of 2.0 are for illustrative purposes only.

FIGURA 4. Gráfica de fase ilustrando cómo se definió el estado de vulnerabilidad para las especies de tiburones evaluadas utilizando $F_{40\%}$ y $SBR_{40\%}$ del modelo EASI-Fish como punto de referencia en los ejes ‘x’ y ‘y’, respectivamente. La vulnerabilidad fue definida por su posición dentro de uno de los cuatro cuadrantes en la gráfica de fase como: “Menos vulnerable” (verde, $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$ and $SBR_{2019}/SBR_{40\%} > 1$), “Cada vez más vulnerable” (naranja, $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} > 1$ and $SBR_{2019}/SBR_{40\%} > 1$), “Más vulnerable” (rojo, $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} > 1$ and $SBR_{2019}/SBR_{40\%} < 1$), y “Cada vez menos vulnerable” (amarillo, $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$ and $SBR_{2019}/SBR_{40\%} < 1$). Los límites máximos de los ejes de 2.0 tienen un propósito ilustrativo únicamente.

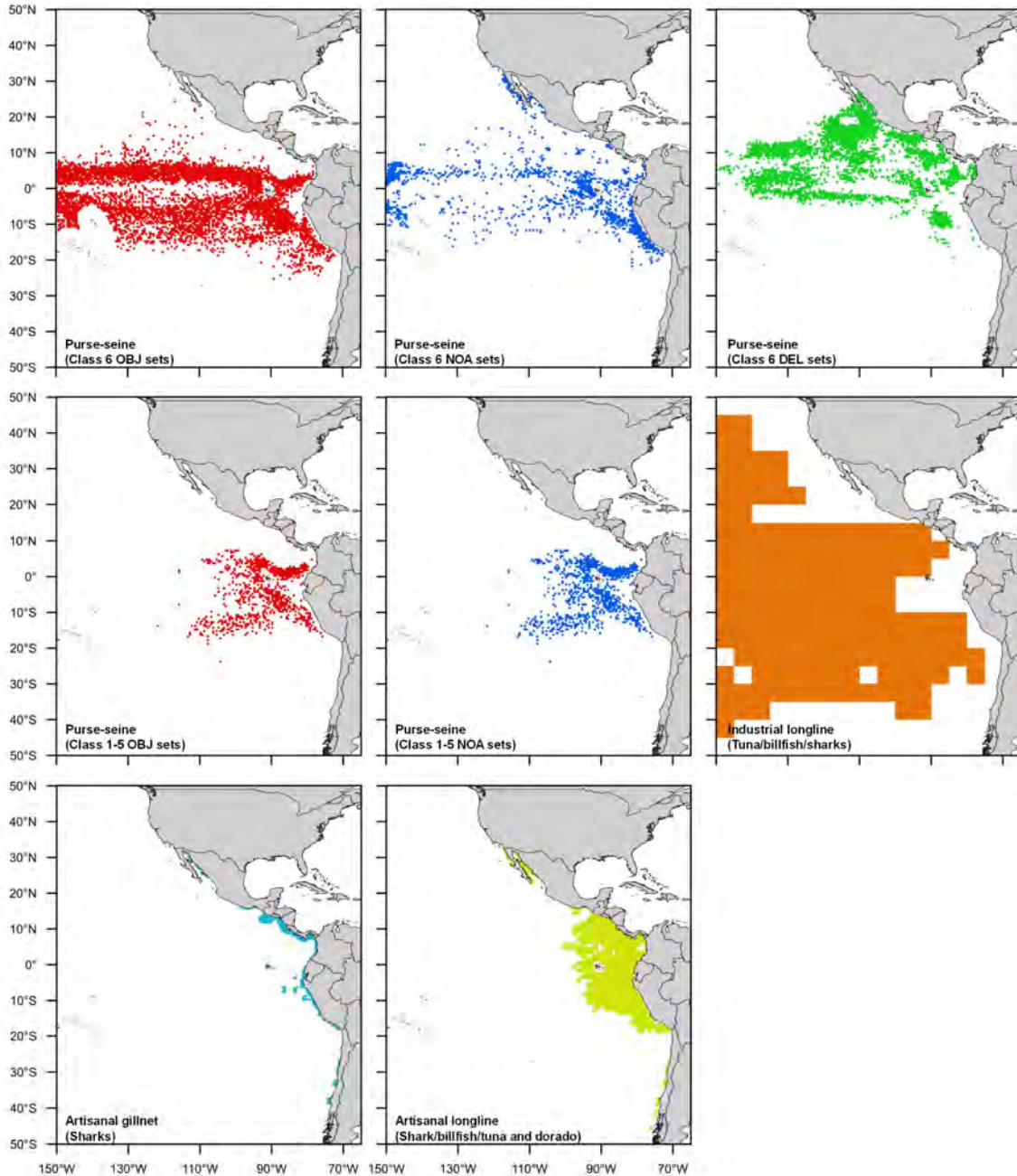


FIGURE 5. Maps showing the distribution of fishing effort (at $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ resolution; $5^\circ \times 5^\circ$ and $1^\circ \times 1^\circ$ for the industrial longline fishery) by eight fisheries in the eastern Pacific Ocean in 2019. Set types for the purse-seine fisheries are: i) sets associated with floating objects (OBJ), ii) sets on unassociated schools of tuna (NOA), and iii) sets associated with dolphins (DEL).

FIGURA 5. Mapas que muestran la distribución del esfuerzo de pesca (en resolución de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$; $5^\circ \times 5^\circ$ y $1^\circ \times 1^\circ$ para la pesquería palangrera industrial) por ocho pesquerías en el Océano Pacífico oriental en 2019. Los tipos de lance para las pesquerías de cerco son: i) lances asociados a objetos flotantes (OBJ), ii) lances sobre atunes no asociados (NOA), y iii) lances asociados a delfines (DEL).

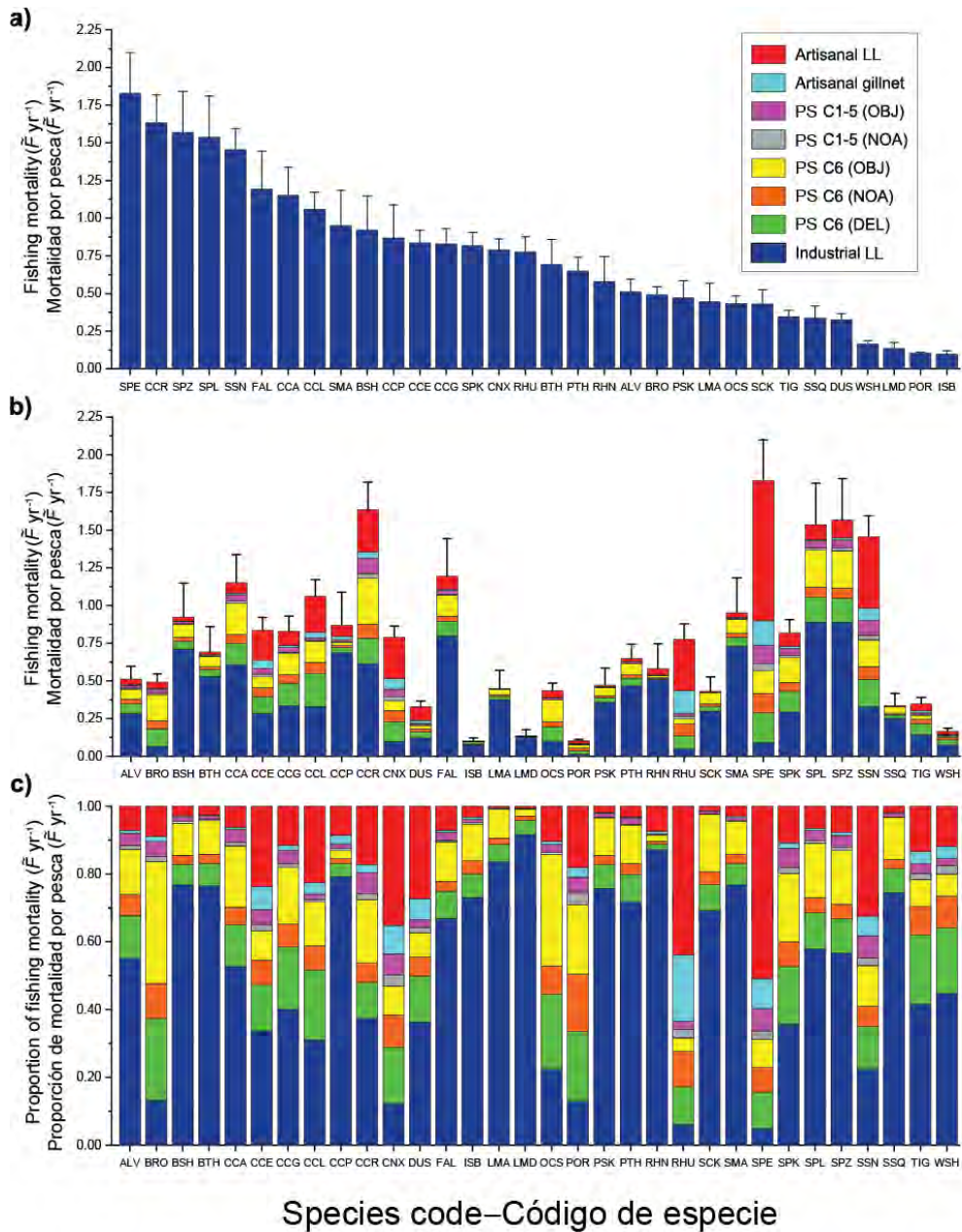


FIGURE 6. Mean (± 1 standard deviation) value of the estimated fishing mortality proxy in 2019 (\tilde{F}_{2019}) for each of the 32 shark species (see Table 2 for definitions of 3-alpha abbreviations) caught by pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean as estimated by EASI-Fish represented as: a) all gears combined, with species listed most vulnerable to least vulnerable (top panel), b) the contribution to \tilde{F}_{2019} by fishing gear, and c) the proportional contribution to \tilde{F}_{2019} by fishing gear.

FIGURA 6. Valor promedio (± 1 desviación estándar) del sustituto de la mortalidad por pesca estimada en 2019 (\tilde{F}_{2019}) para cada una de las 32 especies de tiburones (ver la Tabla 2 para las definiciones de las abreviaturas) capturadas por las pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental según las estimaciones de EASI-Fish representadas como: a) todas las artes combinadas, con las especies enlistadas de la más vulnerable a la menos vulnerable (panel superior), b) la contribución a \tilde{F}_{2019} por arte de pesca, y c) la contribución proporcional a \tilde{F}_{2019} por arte de pesca.

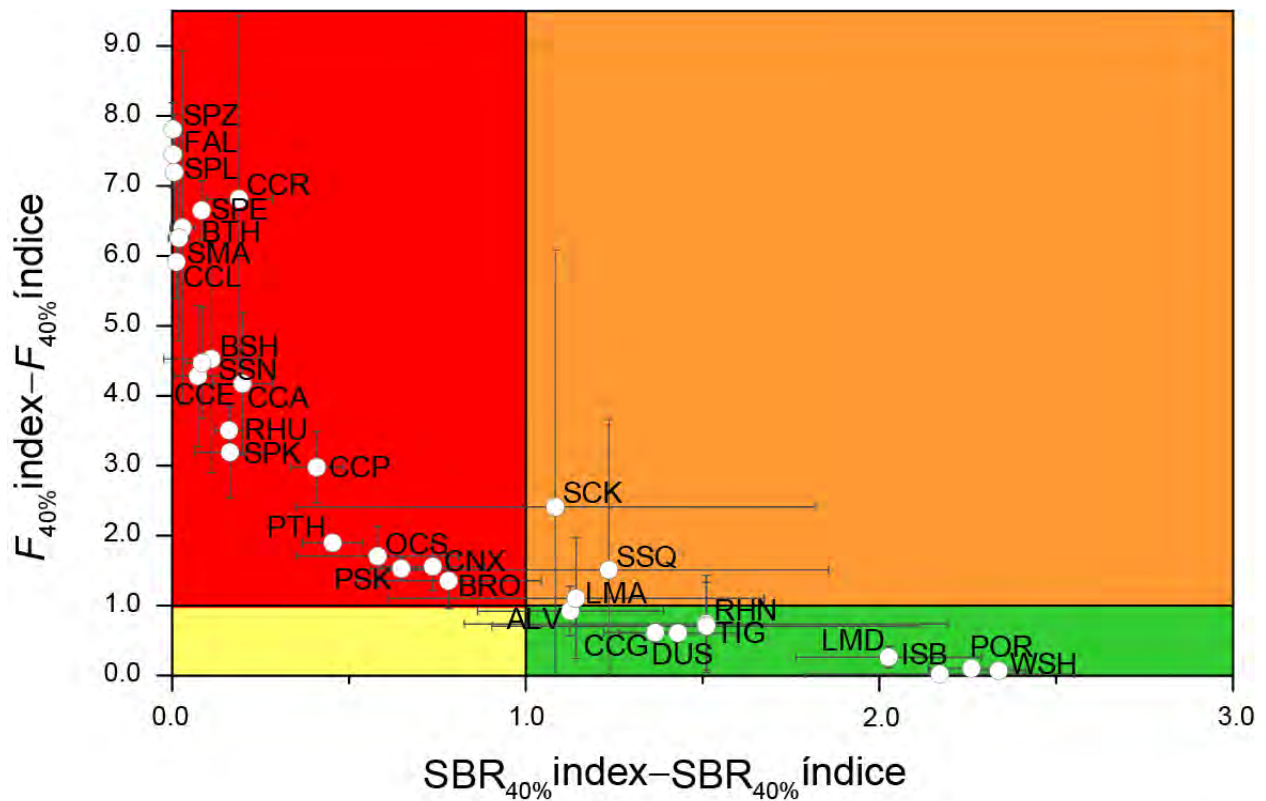


FIGURE 7. Vulnerability phase plot showing the vulnerability status of 32 shark species caught in eastern Pacific Ocean pelagic fisheries assessed by EASI-Fish represented by mean (\pm standard deviation) estimates the biological reference points $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ and $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$. Labels adjacent to symbols denote species codes shown Table 6. Vulnerability status values for each species are provided in Table 6.

FIGURA 7. Gráfica de fase de vulnerabilidad que muestra el estado de vulnerabilidad de 32 especies de tiburones capturadas en las pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental evaluadas por EASI-Fish, representadas por estimaciones promedio (\pm desviación estándar) de los puntos de referencia biológicos $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ y $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$. Las etiquetas adyacentes a los símbolos indican los códigos de especie mostrados en la Tabla 6. Los valores del estado de vulnerabilidad de cada especie se presentan en la Tabla 6.

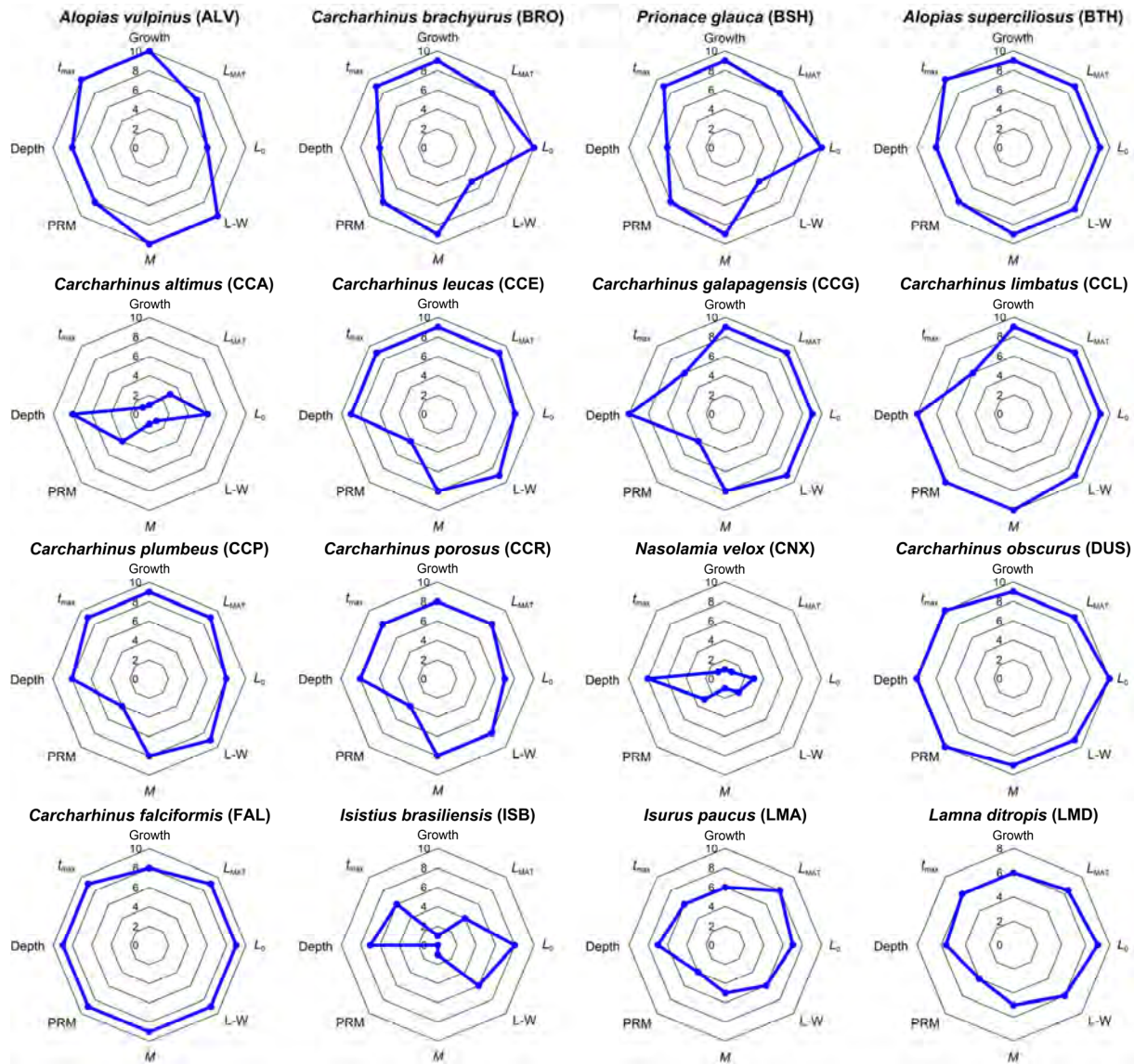


FIGURE 8. Radar plots showing the relative quality of input values for key biological and ecological parameters used in EASI-Fish models of 32 shark species caught in EPO tuna fisheries. The parameters are: maximum observed age (t_{max}), von Bertalanffy growth parameters L_{∞} , K , t_0 , (Growth), length-at-maturity (L_{MAT}), length at birth (L_0), length-weight relationship (L-W), instantaneous natural mortality rate (M), post-release mortality rate (PRM), and depth range (Depth). Scale ranges from 0 (data absent for the species and its closely related species) to 10 (high quality species-specific data derived from the EPO).

FIGURA 8. Gráficas de radar que muestran la calidad relativa de los valores de entrada de los parámetros biológicos y ecológicos clave utilizados en los modelos EASI-Fish de 32 especies de tiburones capturadas en las pesquerías atuneras del OPO. Los parámetros son: edad máxima observada (t_{max}), parámetros de crecimiento de von Bertalanffy L_{∞} , K , t_0 , (Crecimiento), talla de madurez (L_{MAT}), talla de nacimiento (L_0), relación talla-peso (L-W), tasa de mortalidad natural instantánea (M), tasa de mortalidad posliberación (MPL), y rango de profundidad (Profundidad). La escala va de 0 (ausencia de datos para la especie y especies estrechamente relacionadas) a 10 (datos de alta calidad específicos de la especie derivados del OPO).

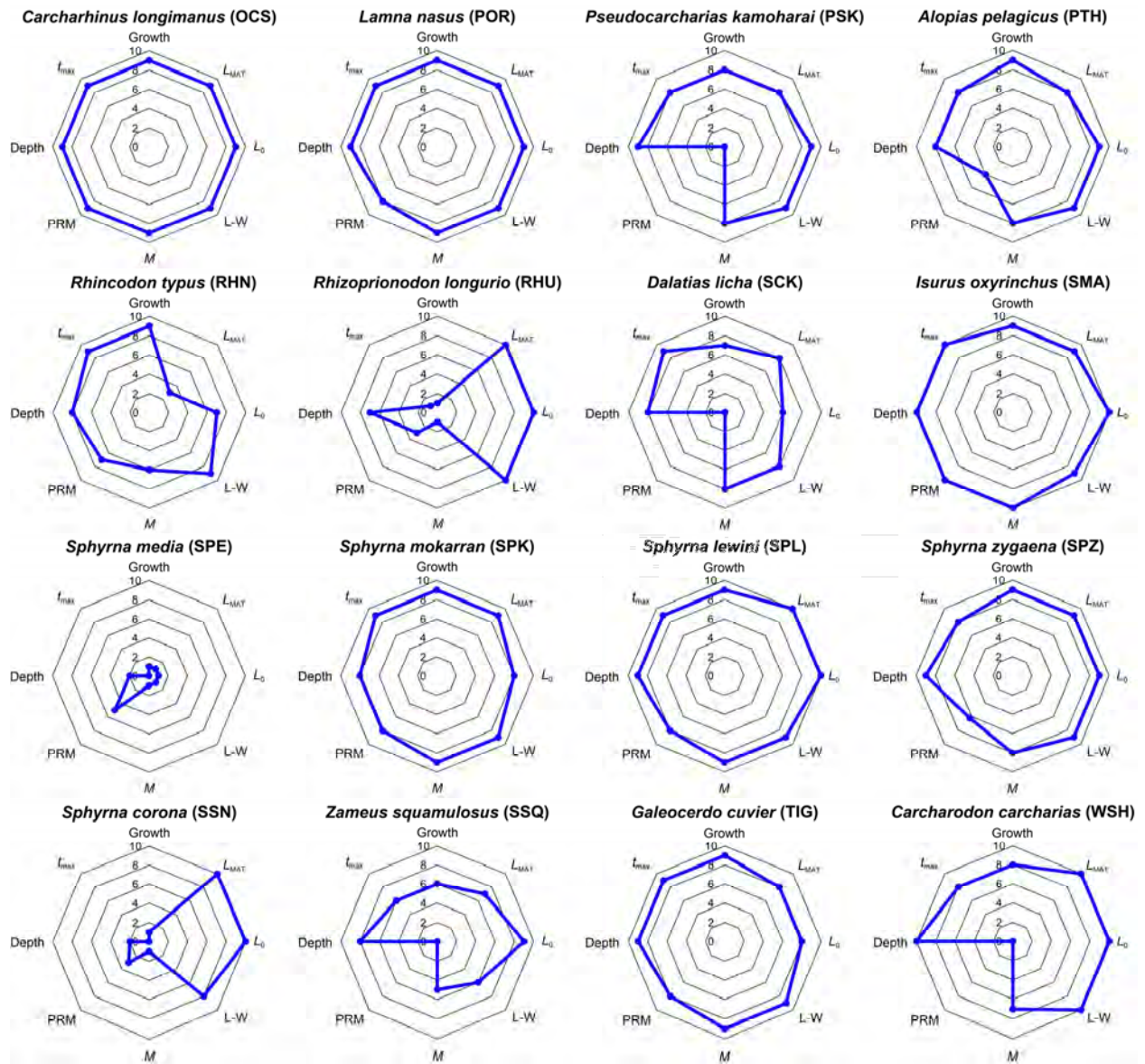


FIGURE 8. continued
 FIGURA 8. continuación

TABLE 1. Data sources and period of coverage of fishing effort data used to define the spatial distribution of effort by each fishery in the EPO. Data sources with an asterisk (*) contained fishing effort distribution maps that were manually geo-referenced and the locations of each fishing event attributed to an appropriate grid cell to indicate presence of fishing.

Fishery	Country	Year	Data resolution	Comments and data source
Industrial fisheries				
Longline	IATTC Convention Area	2019	Monthly aggregates of number of hooks deployed at 5°x5° resolution (reports by CPCs); positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution (observer data).	Unpublished data from logbooks and national observer programs submitted to the IATTC.
	Mexico (Pacific Ocean and Gulf of California)	2006–2009; 2006–2013; 2009–2012; 2018	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Castillo-Geniz <i>et al.</i> (2016)*; Castillo-Geniz <i>et al.</i> (2017)*; Carreón-Zapiain <i>et al.</i> (2018)*; Pacific Large Pelagics Program, INAPESCA*.
	Mexico (Central Pacific coast)	2003–2011	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Hernández and Valdez Flores (2016)*
Purse-seine (Class 6 - all set types)	IATTC Convention Area	2019	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Unpublished data collected by the AIDCP and National observer programs and held by the IATTC.
Purse-seine (Class 1–5 - all set types)	IATTC Convention Area	2019	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Unpublished data from logbooks, national observer programs and the TUNACONS observer program submitted to the IATTC.
Artisanal fisheries				
Surface-set gillnet	Chile (Northern and Central)	2016	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Martínez <i>et al.</i> (2017)*
	Guatemala, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panama	2018	Positions of access and unloading points allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Oliveros-Ramos <i>et al.</i> (2019)
	Mexico (Northwestern Gulf of California)	1998–1999	Positions of fishing camps allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Smith <i>et al.</i> (2009)*
	Mexico (Southwestern Gulf of California)	1998–1999	Positions of fishing camps allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Bizzarro <i>et al.</i> (2009a)*
	Mexico (Northeastern Gulf of California)	1998–1999	Positions of fishing camps allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Bizzarro <i>et al.</i> (2009b)*
	Mexico, Panama	2017–2018	Positions of fishing ports allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Ortiz-Álvarez <i>et al.</i> (2020)
	Nicaragua, Costa Rica, Colombia	2016–2017	Positions of fishing ports allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Ortiz-Álvarez <i>et al.</i> (2020)
	Peru and Chile	2005–2007;	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Alfaro-Shigueto <i>et al.</i> (2011)*
	Peru	2007	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Ayala <i>et al.</i> (2008)*
Surface-set longline	Chile (Northern and Central)	2001–2005; 2016	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Donoso and Dutton (2010); Martínez <i>et al.</i> (2017)*
	Chile (Southern)	2002	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Moreno <i>et al.</i> (2006)*
	Chile and Peru	2005–2010	Annual aggregates of number of sets at 0.5°x0.5° resolution.	Doherty <i>et al.</i> (2014)*
	Ecuador	2008–2012	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Martínez-Ortiz <i>et al.</i> (2015)*
	Ecuador, Panama, Costa Rica	2004–2010	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Unpublished IATTC observer data.
	Guatemala, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panama	2018	Positions of access and unloading points allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Oliveros-Ramos <i>et al.</i> (2019)
	Mexico (Western Sea of Cortez)	1998–1999	Positions of fishing camps allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Bizzarro <i>et al.</i> (2009a)*
	Mexico (Northeastern Gulf of California)	1998–1999	Positions of fishing camps allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Bizzarro <i>et al.</i> (2009b)*
	Mexico, Panama	2017–2018	Positions of fishing ports allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Ortiz-Álvarez <i>et al.</i> (2020)
	Nicaragua, Costa Rica, Colombia	2016–2017	Positions of fishing ports allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Ortiz-Álvarez <i>et al.</i> (2020)
	Peru	2004–2006; 2007	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Ayala <i>et al.</i> (2008)*; Alfaro-Shigueto <i>et al.</i> (2011)*

TABLE 2. Number of fishing events where either numbers or weight was recorded for each shark species in IATTC data sources for each of the eight pelagic fisheries in the EPO included in the shark vulnerability assessment. Species represented by fewer than 20 fishing records were not included in the EASI-Fish assessment (denoted by broken horizontal line), with the exception of white shark (*Carcharodon carcharias*), which is listed by the IUCN Red List of Threatened Species as “Vulnerable”. The fishery labelled “Artisanal gillnet/longline” represented combined catches for artisanal and longline data collected in the IATTC’s Central American Shark Monitoring Program. Abbreviations are purse seine (PS), Class 6 (C6), Class 1-5 (C1-5), dolphin sets (DEL), non-associated sets (NOA) and sets on floating objects (OBJ).

Code	Species	Common name	Industrial longline	PS-C6 (DEL)	PS-C6 (NOA)	PS-C6 (OBJ)	PS-C1-5 (NOA)	PS-C1-5 (OBJ)	Artisanal gillnet/longline	Artisanal longline	Total
BSH	<i>Prionace glauca</i>	Blue shark	168621	198	534	340	3	46	4	6228	175974
FAL	<i>Carcharhinus falciformis</i>	Silky shark	13440	5761	2722	55272	4	5	484	5335	83023
SMA	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Shortfin mako shark	18492	48	445	614	6	7		1973	21585
PSK	<i>Pseudocarcharias kamoharai</i>	Crocodile shark	17760						2	26	17788
OCS	<i>Carcharhinus longimanus</i>	Oceanic whitetip shark	4223	616	324	9977	2	54		49	15245
BTH	<i>Alopias superciliosus</i>	Bigeye thresher	8111	621	710	213	8	1	29	241	9934
PTH	<i>Alopias pelagicus</i>	Pelagic thresher	6075	515	506	221	11	8	94	2319	9749
SPL	<i>Sphyrna lewini</i>	Scalloped hammerhead shark	583	331	476	1851	33	55	1009	762	5100
SPZ	<i>Sphyrna zygaena</i>	Smooth hammerhead shark	2340	194	338	1971	15	51	2	76	4987
SSQ	<i>Zameus squamulosus</i>	Velvet dogfish	3038								3038
ALV	<i>Alopias vulpinus</i>	Common thresher	290	155	216	59	4		99	53	876
CCL	<i>Carcharhinus limbatus</i>	Blacktip shark	285	78	24	35	1	1	97	338	859
LMA	<i>Isurus paucus</i>	Longfin mako shark	671								671
SPK	<i>Sphyrna mokarran</i>	Great hammerhead	72	35	42	213	2	3		68	435
CCG	<i>Carcharhinus galapagensis</i>	Galapagos shark	203		5	17			1		226
BRO	<i>Carcharhinus brachyurus</i>	Copper shark	8	22	24	114					168
CNX	<i>Nasolamia velox</i>	Whitenose shark	43	2	1			5	18	92	161
RHU	<i>Rhizoprionodon longurio</i>	Pacific sharpnose shark		1	3				140	5	149
CCE	<i>Carcharhinus leucas</i>	Bull shark	2	14	21	17	2		25	39	120
TIG	<i>Galeocerdo cuvier</i>	Tiger shark	56		5	1			18	24	104
POR	<i>Lamna nasus</i>	Porbeagle	88								88
DUS	<i>Carcharhinus obscurus</i>	Dusky shark	45	2	15	10					72
ISB	<i>Isistius brasiliensis</i>	Cookie cutter shark	66								66
RHN	<i>Rhincodon typus</i>	Whale shark	1		30	29		2			62
SCK	<i>Dalatias licha</i>	Kitefin shark	60								60
LMD	<i>Lamna ditropis</i>	Salmon shark	43								43
CCR	<i>Carcharhinus porosus</i>	Smalltail shark		3		30			5		38
CCP	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	Sandbar shark		7	18	7					32
CCA	<i>Carcharhinus altimus</i>	Bignose shark		3		24					27

Code	Species	Common name	Industrial longline	PS-C6 (DEL)	PS-C6 (NOA)	PS-C6 (OBJ)	PS-C1-5 (NOA)	PS-C1-5 (OBJ)	Artisanal gillnet/ longline	Artisanal longline	Total
SSN	<i>Sphyrna corona</i>	Scalloped bonnethead	2	2	5	5			4	4	22
SPE	<i>Sphyrna media</i>	Scoophead		1	4	13				2	20
MUU	<i>Mustelus lunulatus</i>	Sicklefin smooth-hound							7	12	19
GAG	<i>Galeorhinus galeus</i>	Tope shark	19								19
CXP	<i>Cynoponticus coniceps</i>	Longnose velvet dogfish	18								18
GNC	<i>Ginglymostoma cirratum</i>	Nurse shark							2	13	15
CTK	<i>Mustelus henlei</i>	Brown smooth-hound							1	14	15
ODH	<i>Odontaspis noronhai</i>	Bigeye sand tiger shark	9								9
WSH	<i>Carcharodon carcharias</i>	Great white shark	6		1						7
SUC	<i>Squatina californica</i>	Pacific angelshark	4								4
CCT	<i>Carcharias taurus</i>	Sand tiger shark	3								3
CCQ	<i>Carcharhinus sorrah</i>	Spottail shark	2								2
CTD	<i>Mustelus dorsalis</i>	Sharptooth smooth-hound							2		2
DGS	<i>Squalus acanthias</i>	Picked/Spiny dogfish	2								2
NGB	<i>Negaprion brevirostris</i>	Lemon shark		1	1						2
SPJ	<i>Sphyrna tiburo</i>	Bonnethead			1	1					2
ALS	<i>Carcharhinus albimarginatus</i>	Silvertip shark								1	1
BSK	<i>Cetorhinus maximus</i>	Basking shark			1						1
QYW	<i>Squalus suckleyi</i>	Spotted spiny dogfish	1								1
TRB	<i>Triaenodon obesus</i>	Whitetip reef shark							1		1

TABLE 31. Number of presence records derived from the Secretariat of the Pacific Community (SPC) (western and central Pacific Ocean), IATTC (eastern Pacific Ocean), and AquaMaps (entire Pacific Ocean) and minimum and maximum probability of occupancy (ψ) threshold values for each of the 32 shark species included in the vulnerability assessment in the EPO.

Code	Scientific name	SPC	IATTC	AquaMaps	Total records	ψ threshold values
ALV	<i>Alopias vulpinus</i>	1907	481	335	2723	0.05, 0.40
BRO	<i>Carcharhinus brachyurus</i>	0	176	409	585	0.10, 0.30
BSH	<i>Prionace glauca</i>	111649	6271	1223	119143	0.30, 0.50
BTH	<i>Alopias superciliosus</i>	17351	2866	75	20292	0.20, 0.40
CCA	<i>Carcharhinus altimus</i>	0	57	14	71	0.05, 0.20
CCE	<i>Carcharhinus leucas</i>	124	124	72	320	0.10, 0.30
CCG	<i>Carcharhinus galapagensis</i>	789	111	66	966	0.10, 0.40
CCL	<i>Carcharhinus limbatus</i>	1206	296	199	1701	0.15, 0.40
CCP	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	386	38	67	491	0.15, 0.40
CCR	<i>Carcharhinus porosus</i>	0	79	0	79	0.03, 0.20
CNX	<i>Nasolamia velox</i>	4	88	0	92	0.02, 0.10
DUS	<i>Carcharhinus obscurus</i>	234	76	143	453	0.02, 0.07
FAL	<i>Carcharhinus falciformis</i>	110887	8809	126	119822	0.30, 0.50
ISB	<i>Isistius brasiliensis</i>	259	59	112	430	0.20, 0.50
LMA	<i>Isurus paucus</i>	3849	380	66	4295	0.20, 0.30
LMD	<i>Lamna ditropis</i>	221	53	252	526	0.05, 0.10
OCS	<i>Carcharhinus longimanus</i>	18593	5098	525	24216	0.20, 0.40
POR	<i>Lamna nasus</i>	5134	32	133	5299	0.05, 0.10
PSK	<i>Pseudocarcharias kamoharai</i>	6640	1432	44	8116	0.05, 0.25
PTH	<i>Alopias pelagicus</i>	3405	1635	46	5086	0.10, 0.40
RHN	<i>Rhincodon typus</i>	3731	201	130	4062	0.10, 0.20
RHU	<i>Rhizoprionodon longurio</i>	0	124	0	124	0.03, 0.20
SCK	<i>Dalatias licha</i>	0	18	0	18	0.02, 0.10
SMA	<i>Isurus oxyrinchus</i>	27243	3077	58768	89088	0.25, 0.40
SPE	<i>Sphyrna media</i>	0	55	0	55	0.03, 0.25
SPK	<i>Sphyrna mokarran</i>	525	367	107	999	0.10, 0.40
SPL	<i>Sphyrna lewini</i>	890	2017	352	3259	0.10, 0.50
SPZ	<i>Sphyrna zygaena</i>	739	1993	195	2927	0.20, 0.50
SSN	<i>Sphyrna corona</i>	0	50	0	50	0.03, 0.20
SSQ	<i>Zameus squamulosus</i>	3997	796	42	4835	0.15, 0.25
TIG	<i>Galeocerdo cuvier</i>	932	95	450	1477	0.05, 0.20
WSH	<i>Carcharodon carcharias</i>	79	79	594	752	0.07, 0.25

TABLE 4. Biological parameters for 32 shark species assessed using EASI-Fish including length type (fork length–FL, precaudal length–PCL, total length–TL), maximum recorded age (t_{\max}), von Bertalanffy growth parameters (L_{∞} , K , t_0), length-weight relationship parameters a and b , length-at-maturity (L_{MAT}), and natural mortality (M). L_{MAT} values reflect either the length-at-50% maturity (L_{50}) or the length at first maturity (L_m). Values for M show the fixed value used in stock assessment (source shown), or the mean value derived from various mortality estimators (“ M method”) defined in Table S2. Values shown in parentheses are the minimum and maximum values uniform (^U) distribution priors used in 10,000 iterations of Monte Carlo simulations. Sources of biological parameters are shown in Table S5.

Species	Length type	t_{\max} (yrs)	L_{inf} (yr ⁻¹)	K (yr ⁻¹)	t_0 (yr ⁻¹)	L-W a L-W b	L_{MAT} (cm)	M (yr ⁻¹)	M method
<i>Alopias vulpinus</i>	FL	22	251.9	0.129	-2.88	0.00001882 2.519	160.0 L_m	0.23 (0.19–0.29) ^U	$H_{t_{\max}}$, H_{nlis} , P_{nlis} , P_{LKT} , J
<i>Carcharhinus brachyurus</i>	TL	31	308.0	0.150	-1.90	0.0104 2.900	222.2 L_{50}	0.192 (0.14–0.23) ^U	$H_{t_{\max}}$, H_{nlis} , P_{nlis} , P_{LKT} , J
<i>Prionace glauca</i>	PCL	28.6	267.2	0.134	-1.13	0.00000538 3.102	156.6 L_{50}	0.19 (0.15–0.23) ^U	$H_{t_{\max}}$, H_{nlis} , P_{nlis} , P_{LKT} , J
<i>Alopias superciliosus</i>	PCL	20	224.6	0.092	-4.21	0.0000687 2.769	178.0 L_{50}	0.22 (0.14–0.32) ^U	$H_{t_{\max}}$, H_{nlis} , P_{nlis} , P_{LKT} , J
<i>Carcharhinus altimus</i>	TL	21	303.2	0.100	-2.30	0.000001016 3.461	225.0 L_{50}	0.22 (0.15–0.30) ^U	$H_{t_{\max}}$, H_{nlis} , P_{nlis} , P_{LKT} , J
<i>Carcharhinus leucas</i>	TL	27	350.7	0.082	-2.49	0.00000427 3.070	257.0 L_{50}	0.17 (0.12–0.24) ^U	$H_{t_{\max}}$, H_{nlis} , P_{nlis} , P_{LKT} , J
<i>Carcharhinus galapagensis</i>	TL	15	230.0	0.541	-0.78	0.0000057 3.028	215.0 L_m	0.50 (0.29–0.81) ^U	$H_{t_{\max}}$, H_{nlis} , P_{nlis} , P_{LKT} , J
<i>Carcharhinus limbatus</i>	TL	24	263.6	0.142	-2.40	0.00000437 3.061	200.2 L_{50}	0.22 (0.18–0.27) ^U	$H_{t_{\max}}$, H_{nlis} , P_{nlis} , P_{LKT} , J
<i>Carcharhinus plumbeus</i>	TL	23	223.0	0.100	-4.50	0.00000189 3.230	175.0 L_{50}	0.21 (0.15–0.28) ^U	$H_{t_{\max}}$, H_{nlis} , P_{nlis} , P_{LKT} , J
<i>Carcharhinus porosus</i>	TL	12	136.3	0.076	-3.28	0.013 2.759	70.0 L_m	0.33 (0.11–0.50) ^U	$H_{t_{\max}}$, H_{nlis} , P_{nlis} , P_{LKT} , J
<i>Nasolamia velox</i>	TL	15	153.3	0.190	-0.57	0.0024 3.142	90.0 L_m	0.33 (0.29–0.41) ^U	$H_{t_{\max}}$, H_{nlis} , P_{nlis} , P_{LKT} , J
<i>Carcharhinus obscurus</i>	TL	29	456.0	0.046	-4.23	0.00000203 3.216	281.0 L_{50}	0.15 (0.07–0.22) ^U	$H_{t_{\max}}$, H_{nlis} , P_{nlis} , P_{LKT} , J
<i>Carcharhinus falciformis</i>	TL	16	332.0	0.084	-2.76	0.0000273 2.860	215.0 L_{50}	0.18	Clarke <i>et al.</i> (2018)
<i>Isistius brasiliensis</i>	TL	7	43.80	0.410	-0.90	0.00000372 3.120	39.0 L_m	0.68 (0.61–0.82) ^U	$H_{t_{\max}}$, H_{nlis} , P_{nlis} , P_{LKT} , J
<i>Isurus paucus</i>	TL	31	384.6	0.090	-5.50	0.0000167 2.847	230.0 L_{50}	0.16 (0.14–0.21) ^U	$H_{t_{\max}}$, H_{nlis} , P_{nlis} , P_{LKT} , J
<i>Lamna ditropis</i>	PCL	20	207.4	0.170	-2.30	0.000044 2.875	164.7 L_{50}	0.26 (0.22–0.32) ^U	$H_{t_{\max}}$, H_{nlis} , P_{nlis} , P_{LKT} , J
<i>Carcharhinus longimanus</i>	TL	18	309.4	0.085	-2.50	0.0000166 2.891	193.4 L_{50}	0.18 (0.10–0.26) ^U	Tremblay-Boyer <i>et al.</i> (2019)

Species	Length type	t_{max} (yrs)	L_{inf} (yr ⁻¹)	K (yr ⁻¹)	t_0 (yr ⁻¹)	L-W a L-W b	L_{MAT} (cm)	M (yr ⁻¹)	M method
<i>Lamna nasus</i>	FL	35	210.9	0.086	-3.50	0.00000891 3.128	175.0 l_m	0.147 (0.12-0.19) ^U	$H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J$
<i>Pseudocarcharias kamoharai</i>	FL	13	120.7	0.186	-2.20	0.00009 2.312	84.9 l_{50}	0.36 (0.28-0.47) ^U	$H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J$
<i>Alopias pelagicus</i>	TL	24	328.1	0.121	-4.95	0.000159 2.613	285.3 l_{50}	0.21 (0.18-0.27) ^U	$H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J$
<i>Rhincodon typus</i>	TL	42	1560.7	0.042	-0.78	0.0000121 2.862	810.0 l_{50}	0.108 (0.06-0.16) ^U	$H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J$
<i>Rhizoprionodon longurio</i>	TL	15	113.0	0.190	-0.62	0.00000035 3.539	92.9 l_{50}	0.33 (0.29-0.41) ^U	$H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J$
<i>Dalatias licha</i>	TL	11	122.0	0.205	-1.98	0.00000003 3.786	132.57 l_{50}	0.41 (0.31-0.55) ^U	$H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J$
<i>Isurus oxyrinchus</i>	PCL	31	308.3	0.090	-2.5.0	0.0000167 2.847	256 l_{50}	0.13 (0.13-0.21) ^U	ISC (2018)
<i>Sphyrna media</i>	TL	14.5	153.3	0.200	-0.54	0.00000015 3.750	76.7 l_m	0.34 (0.30-0.42) ^U	$H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J$
<i>Sphyrna mokarran</i>	TL	39	402.7	0.079	-2.00	0.00000123 3.240	227.9 l_{50}	0.13 (0.11-0.17) ^U	$H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J$
<i>Sphyrna lewini</i>	TL	21	289.6	0.161	-1.00	0.00000399 3.030	219.4 l_{50}	0.23 (0.21-0.30) ^U	López-Martínez <i>et al.</i> (2020)
<i>Sphyrna zygaena</i>	TL	25	375.2	0.111	-1.31	0.0000024 3.150	200.0 l_{50}	0.15 (0.15-0.26) ^U	Tsai <i>et al.</i> (2018)
<i>Sphyrna corona</i>	TL	9	94.7	0.320	-1.00	0.00000015 3.750	56.9 l_{50}	0.54 (0.48-0.66) ^U	$H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J$
<i>Zameus squamulosus</i>	TL	54	96.1	0.072	-6.13	0.002 3.234	71.5 l_m	0.11 (0.08-0.13) ^U	$H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J$
<i>Galeocerdo cuvier</i>	TL	33	441.1	0.060	-2.50	0.000000142 3.669	330.0 l_m	0.14 (0.09-0.20) ^U	$H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J$
<i>Carcharodon carcharias</i>	FL	44	466.8	0.100	-3.70	0.00000758 3.080	417.0 l_m	0.14 (0.10-0.15) ^U	$H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J$

TABLE 5. Natural mortality (M) estimators used in the present study. A flow diagram showing the hierarchical selection of estimators depending on data available is shown in Fig. S4.

Estimator	Equation	Citation
Hoening _{t_{max}}	$M = \frac{4.3}{t_{max}}$	Hoening (1983)
Hoening _{nls}	$M = 4.899t_{max}^{-0.916}$	Then <i>et al.</i> (2015)
Jensen (J)	$M = 1.60 K$	Jensen (1996)
Pauly _{nls}	$M = 4.118K^{0.73}L_{\infty}^{-0.33}$	Then <i>et al.</i> (2015)
Pauly _{LKT}	$\log M = -0.0066 - 0.279 \ln L_{\infty}$ $+ 0.6543 \ln K + 0.4634 \ln T$	Pauly (1980)
Pauly _{KT}	$M = Ke^{-0.22+0.3 \ln T}$	Froese and Pauly (2017)
Pauly _{LT}	$M = 10^{0.566-0.718 \ln L_{\infty}} + 0.02T$	Froese and Pauly (2017)

M = instantaneous natural mortality rate (yr^{-1})

t_{max} = maximum observed age of animals in the stock.

L_{∞} = the average length of an animal if it lived to an infinite age, and known as the asymptotic length of an animal in the von Bertalanffy growth function.

K = the curvature parameter of the von Bertalanffy growth function (yr^{-1}).

T = mean water temperature ($^{\circ}\text{C}$) at the location and depth range inhabited by the species.

TABLE 6. Estimated mean (+/- standard deviation) values for proxy fishing mortality (\tilde{F}_{2019}), spawning stock biomass-per-recruit (SBR_{2019}), and biological reference points ($F_{40\%}$ and $SBR_{40\%}$) for 32 shark species in 2019 caught in pelagic fisheries of the eastern Pacific Ocean. Red, orange and green colors indicate scenarios where the stock was classified as “most vulnerable”, “increasingly vulnerable” or “least vulnerable”, respectively. Specific model parameter values used in each scenario are shown in Table 2.

Code	Species	$F_{2019}/F_{40\%}$	$F_{2019}/F_{40\%}$ Std Dev	$SBR_{2019}/SBR_{40\%}$	$SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ Std Dev
ALV	<i>Alopias vulpinus</i>	0.924	0.355	1.126	0.262
BRO	<i>Carcharhinus brachyurus</i>	1.356	0.396	0.782	0.262
BSH	<i>Prionace glauca</i>	4.526	1.623	0.111	0.134
BTH	<i>Alopias superciliosus</i>	6.404	2.526	0.030	0.036
CCA	<i>Carcharhinus altimus</i>	4.173	1.014	0.199	0.084
CCE	<i>Carcharhinus leucas</i>	4.284	1.006	0.073	0.066
CCG	<i>Carcharhinus galapagensis</i>	0.615	0.131	1.366	0.146
CCL	<i>Carcharhinus limbatus</i>	5.911	0.520	0.012	0.007
CCP	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	2.980	0.508	0.409	0.075
CCR	<i>Carcharhinus porosus</i>	6.814	2.616	0.189	0.094
CNX	<i>Nasolamia velox</i>	1.559	0.339	0.737	0.147
DUS	<i>Carcharhinus obscurus</i>	0.610	0.133	1.431	0.167
FAL	<i>Carcharhinus falciformis</i>	7.447	0.477	0.002	0.001
ISB	<i>Isistius brasiliensis</i>	0.021	0.020	2.171	0.381
LMA	<i>Isurus paucus</i>	1.104	0.858	1.142	0.533
LMD	<i>Lamna ditropis</i>	0.264	0.154	2.026	0.262
OCS	<i>Carcharhinus longimanus</i>	1.706	0.427	0.581	0.229
POR	<i>Lamna nasus</i>	0.102	0.051	2.260	0.121
PSK	<i>Pseudocarcharias kamoharai</i>	1.529	0.159	0.648	0.089
PTH	<i>Alopias pelagicus</i>	1.903	0.084	0.446	0.037
RHN	<i>Rhincodon typus</i>	0.738	0.694	1.510	0.684
RHU	<i>Rhizoprionodon longurio</i>	3.504	0.380	0.161	0.039
SCK	<i>Dalatias licha</i>	2.411	3.670	1.083	0.734
SMA	<i>Isurus oxyrinchus</i>	6.254	1.468	0.019	0.029
SPE	<i>Sphyrna media</i>	6.648	0.422	0.083	0.011
SPK	<i>Sphyrna mokarran</i>	3.192	0.649	0.163	0.099
SPL	<i>Sphyrna lewini</i>	7.196	0.821	0.006	0.003
SPZ	<i>Sphyrna zygaena</i>	7.808	0.382	0.002	0.001
SSN	<i>Sphyrna corona</i>	4.470	0.794	0.084	0.046
SSQ	<i>Zameus squamulosus</i>	1.512	2.147	1.235	0.622
TIG	<i>Galeocerdo cuvier</i>	0.708	0.624	1.511	0.606
WSH	<i>Carcharodon carcharias</i>	0.070	0.032	2.337	0.076

APPENDIX 1. Susceptibility parameter values (see Eq. 1) for the 32 species included in the EASI-Fish vulnerability assessment of sharks caught by EPO pelagic fisheries in 2019. All parameter values were fixed in the model except for G and P_{xj} , which were allowed to vary following a uniform distribution prior between the values shown in parentheses.

Code	Scientific name	Industrial longline						Purse-seine - Class 6 (DEL)						Purse-seine - Class 6 (NOA)					
		Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	Pxj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	Pxj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	Pxj
ALV	<i>Alopias vulpinus</i>	0.39-0.59	1	1	0.55-1	76-252	1	0.13-0.29	0.80	1	0.37-0.67	50-252	1	0.06-0.16	0.80	1	0.37-0.67	50-252	1
BRO	<i>Carcharhinus brachyurus</i>	0.66-0.71	1	1	0.83-1	189-280	1	0.28-0.29	0.80	1	0.56-1	74-308	1	0.12-0.14	0.80	1	0.56-1	74-308	1
BSH	<i>Prionace glauca</i>	0.59-0.68	1	1	0.63-1	34-267	1	0.10-0.13	0.80	1	0.42-1	35-267	1	0.04-0.06	0.80	1	0.42-1	35-267	1
BTH	<i>Alopias superciliosus</i>	0.68-0.79	1	1	0.55-1	69-225	1	0.14-0.20	0.80	1	0.37-0.67	69-225	1	0.06-0.08	0.80	1	0.37-0.67	69-225	1
CCA	<i>Carcharhinus altimus</i>	0.50-0.67	1	1	0.82-1	60-303	1	0.26-0.30	0.80	1	0.52-1	60-303	1	0.11-0.15	0.80	1	0.52-1	60-303	1
CCE	<i>Carcharhinus leucas</i>	0.16-0.48	1	1	1-1	56-351	1	0.25-0.25	0.80	1	0.98-1	100-294	1	0.13-0.15	0.80	1	0.98-1	100-294	1
CCG	<i>Carcharhinus galapagensis</i>	0.65-0.65	1	1	1-1	137-256	1	0.26-0.36	0.80	1	0.70-1	83-230	1	0.12-0.12	0.80	1	0.70-1	83-230	1
CCL	<i>Carcharhinus limbatus</i>	0.45-0.62	1	1	1-1	115-264	1	0.31-0.41	0.80	1	1-1	73-235	1	0.14-0.14	0.80	1	1-1	73-235	1
CCP	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	0.64-0.73	1	1	1-1	81-223	1	0.25-0.28	0.80	1	0.71-1	117-146	1	0.11-0.11	0.80	1	0.71-1	117-146	1
CCR	<i>Carcharhinus porosus</i>	0.44-0.63	1	1	1-1	28-136	1	0.21-0.27	0.80	1	1-1	28-136	1	0.10-0.17	0.80	1	1-1	28-136	1
CNX	<i>Nasalamia velox</i>	0.11-0.16	1	1	1-1	53-153	1	0.22-0.24	0.80	1	1-1	53-153	1	0.13-0.14	0.80	1	1-1	53-153	1
DUS	<i>Carcharhinus obscurus</i>	0.19-0.42	1	1	1-1	136-240	1	0.18-0.37	0.80	1	1-1	101-137	1	0.09-0.15	0.80	1	1-1	101-137	1
FAL	<i>Carcharhinus falciformis</i>	0.74-0.79	1	1	1-1	48-158	1	0.21-0.25	0.80	1	1-1	48-271	0.32-0.93	0.08-0.10	0.80	1	1-1	48-271	0.32-0.93
ISB	<i>Isistius brasiliensis</i>	0.65-0.78	1	1	0.08-0.43	20-44	1	0.08-0.15	0.80	1	0.05-0.29	14-44	1	0.06-0.06	0.80	1	0.05-0.29	14-44	1
LMA	<i>Isurus paucus</i>	0.93-0.98	1	1	0.38-1	122-331	1	0.16-0.20	0.80	1	0.25-0.65	122-385	1	0.07-0.07	0.80	1	0.25-0.65	122-385	1
LMD	<i>Lamna ditropis</i>	0.46-0.48	1	1	0.30-0.75	100-207	1	0.02-0.05	0.80	1	0.20-0.50	67-207	1	0.01-0.01	0.80	1	0.20-0.50	67-207	1
OCS	<i>Carcharhinus longimanus</i>	0.74-0.79	1	1	0.95-1	64-293	0.15-0.20	0.17-0.23	0.80	1	0.63-1	64-283	0.85-1	0.07-0.09	0.80	1	0.63-1	64-283	0.85-1
POR	<i>Lamna nasus</i>	0.12-0.14	1	1	0.43-1	126-156	1	0.07-0.10	0.80	1	0.29-0.67	58-211	1	0.07-0.07	0.80	1	0.29-0.67	58-211	1
PSK	<i>Pseudocarcharias kamoharai</i>	0.72-0.88	1	1	0.51-0.51	40-121	1	0.15-0.20	0.80	1	0.34-0.34	40-121	1	0.06-0.07	0.80	1	0.34-0.34	40-121	1
PTH	<i>Alopias pelagicus</i>	0.71-0.75	1	1	1-1	155-328	1	0.17-0.30	0.80	1	0.67-0.8	155-328	1	0.07-0.12	0.80	1	0.67-0.80	155-328	1
RHN	<i>Rhincodon typus</i>	0.70-0.83	1	1	0.30-1	64-1561	1	0.24-0.26	0.80	1	0.20-1	64-1561	0.10-0.20	0.13-0.13	0.80	1	0.20-1	64-1561	0.10-0.20
RHU	<i>Rhizoprionodon longurio</i>	0.04-0.09	1	1	1-1	31-113	1	0.13-0.15	0.80	1	1-1	31-113	1	0.13-0.13	0.80	1	1-1	31-113	1
SCK	<i>Dalatias licha</i>	0.85-0.88	1	1	0.15-1	52-139	1	0.22-0.22	0.80	1	0.09-1	35-139	1	0.10-0.13	0.80	1	0.09-1	35-139	1
SMA	<i>Isurus oxyrinchus</i>	0.67-0.68	1	1	0.75-1	60-308	1	0.12-0.14	0.80	1	0.50-1	60-308	1	0.05-0.06	0.80	1	0.50-1	60-308	1
SPE	<i>Sphyrna media</i>	0.07-0.14	1	1	1-1	30-153	1	0.23-0.31	0.80	1	1-1	30-153	1	0.18-0.19	0.80	1	1-1	30-153	1
SPK	<i>Sphyrna mokarran</i>	0.56-0.69	1	1	1-1	142-283	1	0.23-0.32	0.80	1	0.67-1	80-330	1	0.10-0.15	0.80	1	0.67-1	80-330	1
SPL	<i>Sphyrna lewini</i>	0.65-0.73	1	1	1-1	47-290	1	0.20-0.31	0.80	1	0.73-1	47-290	1	0.09-0.14	0.80	1	0.73-1	47-290	1
SPZ	<i>Sphyrna zygaena</i>	0.68-0.73	1	1	1-1	55-340	1	0.20-0.29	0.80	1	1-1	55-375	1	0.09-0.13	0.80	1	1-1	55-375	1
SSN	<i>Sphyrna corona</i>	0.16-0.52	1	1	1-1	22-95	1	0.24-0.28	0.80	1	1-1	22-95	1	0.13-0.13	0.80	1	1-1	22-95	1
SSQ	<i>Zameus squamulosus</i>	0.74-0.89	1	1	0.15-1	30-96	1	0.16-0.19	0.80	1	0.10-0.67	25-96	1	0.06-0.07	0.80	1	0.10-0.67	25-96	1
TIG	<i>Galeocerdo cuvier</i>	0.23-0.39	1	1	0.33-1	80-242	1	0.18-0.35	0.80	1	0.22-1	80-441	1	0.09-0.14	0.80	1	0.22-1	80-441	1
WSH	<i>Carcharodon carcharias</i>	0.09-0.41	1	1	0.75-1	147-467	1	0.14-0.21	0.80	1	0.50-1	147-467	1	0.06-0.11	0.80	1	0.50-1	147-467	1

APPENDIX 1. continued

Code	Scientific name	Purse-seine - Class 6 (OBJ)						Purse-seine - Class 1-5 (NOA)						Purse-seine - Class 1-5 (OBJ)					
		Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	Pxj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	Pxj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	Pxj
ALV	<i>Alopias vulpinus</i>	0.19-0.24	0.80	1	0.37-0.67	50-252	1	0.01-0.06	0.80	1	0.22-0.40	50-252	1	0.05-0.15	0.80	1	0.22-0.40	50-252	1
BRO	<i>Carcharhinus brachyurus</i>	0.40-0.42	0.80	1	0.56-1	74-308	1	0.03-0.03	0.80	1	0.33-0.60	74-308	1	0.08-0.11	0.80	1	0.33-0.60	74-308	1
BSH	<i>Prionace glauca</i>	0.15-0.20	0.80	1	0.42-1	35-267	1	0.01-0.01	0.80	1	0.25-1	35-267	1	0.04-0.05	0.80	1	0.25-1	35-267	1
BTH	<i>Alopias superciliosus</i>	0.21-0.29	0.80	1	0.37-0.67	69-225	1	0.01-0.02	0.80	1	0.22-0.40	100-216	1	0.05-0.07	0.80	1	0.22-0.40	100-216	1
CCA	<i>Carcharhinus altimus</i>	0.36-0.43	0.80	1	0.52-1	60-303	1	0.02-0.05	0.80	1	0.28-0.95	60-303	1	0.10-0.21	0.80	1	0.28-0.95	60-303	1
CCE	<i>Carcharhinus leucas</i>	0.08-0.25	0.80	1	0.98-1	100-294	1	0.04-0.05	0.80	1	0.59-1	100-294	1	0.06-0.14	0.80	1	0.59-1	100-294	1
CCG	<i>Carcharhinus galapagensis</i>	0.25-0.32	0.80	1	0.70-1	83-230	1	0.03-0.03	0.80	1	0.42-1	83-230	1	0.08-0.1	0.80	1	0.42-1	83-230	1
CCL	<i>Carcharhinus limbatus</i>	0.17-0.31	0.80	1	1-1	73-235	1	0.04-0.06	0.80	1	0.86-1	168-212	1	0.11-0.13	0.80	1	0.86-1	168-212	1
CCP	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	0.14-0.22	0.80	1	0.71-1	117-146	1	0.00-0.02	0.80	1	0.43-1	81-223	1	0.00-0.07	0.80	1	0.43-1	81-223	1
CCR	<i>Carcharhinus porosus</i>	0.34-0.45	0.80	1	1-1	28-136	1	0.02-0.06	0.80	1	1-1	28-136	1	0.10-0.20	0.80	1	1-1	28-136	1
CNX	<i>Nasolamia velox</i>	0.08-0.16	0.80	1	1-1	53-153	1	0.04-0.07	0.80	1	0.59-1	53-153	1	0.06-0.14	0.80	1	0.59-1	53-153	1
DUS	<i>Carcharhinus obscurus</i>	0.09-0.21	0.80	1	1-1	101-137	1	0.03-0.06	0.80	1	0.60-1	101-137	1	0.05-0.08	0.80	1	0.60-1	101-137	1
FAL	<i>Carcharhinus falciformis</i>	0.30-0.36	0.80	1	1-1	48-271	0.32-0.93	0.02-0.02	0.80	1	0.73-1	48-271	0.32-0.32	0.07-0.09	0.80	1	0.73-1	48-271	0.32-0.93
ISB	<i>Isistius brasiliensis</i>	0.16-0.19	0.80	1	0.05-0.29	14-44	1	0.01-0.01	0.80	1	0.03-0.17	14-44	1	0.01-0.04	0.80	1	0.03-0.17	14-44	1
LMA	<i>Isurus paucus</i>	0.29-0.31	0.80	1	0.25-0.65	122-385	1	0	0.80	1	0.14-0.37	122-385	1	0.01-0.03	0.80	1	0.14-0.37	122-385	1
LMD	<i>Lamna ditropis</i>	0.01-0.03	0.80	1	0.20-0.50	67-207	1	0	0.80	1	0.12-0.30	67-207	1	0-0	0.80	1	0.12-0.3	67-207	1
OCS	<i>Carcharhinus longimanus</i>	0.25-0.32	0.80	1	0.63-1	64-283	0.85-1	0.02-0.02	0.80	1	0.38-1	140-270	0.85-0.85	0.06-0.08	0.80	1	0.38-1	140-270	0.85-1
POR	<i>Lamna nasus</i>	0.07-0.10	0.80	1	0.29-0.67	58-211	1	0.02-0.03	0.80	1	0.17-0.40	58-211	1	0.02-0.04	0.80	1	0.17-0.4	58-211	1
PSK	<i>Pseudocarcharias kamoharai</i>	0.23-0.32	0.80	1	0.34-0.34	40-121	1	0.01-0.01	0.80	1	0.20-0.20	40-121	1	0.05-0.05	0.80	1	0.20-0.20	40-121	1
PTH	<i>Alopias pelagicus</i>	0.25-0.38	0.80	1	0.67-0.80	155-328	1	0.02-0.03	0.80	1	0.40-0.48	155-328	1	0.06-0.10	0.80	1	0.40-0.48	155-328	1
RHN	<i>Rhincodon typus</i>	0.23-0.32	0.80	1	0.20-1	64-1561	0.1-0.2	0.02-0.04	0.80	1	0.12-1	120-1300	0.1-0.1	0.04-0.10	0.80	1	0.12-1	120-1300	0.10-0.20
RHU	<i>Rhizoprionodon longurio</i>	0.01-0.10	0.80	1	1-1	31-113	1	0.01-0.06	0.80	1	1-1	31-113	1	0.00-0.06	0.80	1	1-1	31-113	1
SCK	<i>Dalatias licha</i>	0.43-0.51	0.80	1	0.09-1	35-139	1	0.00-0.02	0.80	1	0.05-0.51	35-139	1	0.03-0.08	0.80	1	0.05-0.51	35-139	1
SMA	<i>Isurus oxyrinchus</i>	0.18-0.21	0.80	1	0.50-1	60-308	1	0.01-0.01	0.80	1	0.30-1	120-195	1	0.04-0.05	0.80	1	0.30-1	120-195	1
SPE	<i>Sphyrna media</i>	0.19-0.24	0.80	1	1-1	30-153	1	0.06-0.08	0.80	1	1-1	30-153	1	0.14-0.20	0.80	1	1-1	30-153	1
SPK	<i>Sphyrna mokarran</i>	0.30-0.34	0.80	1	0.67-1	80-330	1	0.02-0.06	0.80	1	0.40-1	80-330	1	0.08-0.17	0.80	1	0.40-1	80-330	1
SPL	<i>Sphyrna lewini</i>	0.30-0.42	0.80	1	0.73-1	47-290	1	0.02-0.04	0.80	1	0.44-1	47-290	1	0.07-0.13	0.80	1	0.44-1	47-290	1
SPZ	<i>Sphyrna zygaena</i>	0.30-0.42	0.80	1	1-1	55-375	1	0.02-0.03	0.80	1	0.83-1	55-375	1	0.07-0.11	0.80	1	0.83-1	55-375	1
SSN	<i>Sphyrna corona</i>	0.14-0.36	0.80	1	1-1	22-95	1	0.04-0.06	0.80	1	1-1	22-95	1	0.14-0.15	0.80	1	1-1	22-95	1
SSQ	<i>Zameus squamulosus</i>	0.26-0.34	0.80	1	0.10-0.67	25-96	1	0.00-0.01	0.80	1	0.06-0.40	25-96	1	0.05-0.06	0.80	1	0.06-0.40	25-96	1
TIG	<i>Galeocerdo cuvier</i>	0.06-0.15	0.80	1	0.22-1	80-441	1	0.03-0.04	0.80	1	0.13-1	80-441	1	0.04-0.08	0.80	1	0.13-1	80-441	1
WSH	<i>Carcharodon carcharias</i>	0.05-0.07	0.80	1	0.50-1	147-467	1	0.02-0.04	0.80	1	0.30-1	147-467	1	0.02-0.04	0.80	1	0.30-1	147-467	1

APPENDIX 1. continued

Code	Scientific name	Artisanal gillnet						Artisanal longline					
		Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	Pxj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	Pxj
ALV	<i>Alopias vulpinus</i>	0.01-0.05	1	1	0.18-0.33	80-252	1	0.09-0.42	1	1	0.18-0.33	88-252	1
BRO	<i>Carcharhinus brachyurus</i>	0.02-0.04	1	1	0.28-0.50	74-308	1	0.16-0.20	1	1	0.28-0.50	74-308	1
BSH	<i>Prionace glauca</i>	0.01-0.01	1	1	0.21-0.83	34-267	1	0.07-0.09	1	1	0.21-0.83	34-267	1
BTH	<i>Alopias superciliosus</i>	0.01-0.01	1	1	0.18-0.33	69-225	1	0.10-0.12	1	1	0.18-0.33	69-225	1
CCA	<i>Carcharhinus altimus</i>	0.02-0.03	1	1	0.22-0.75	60-303	1	0.18-0.32	1	1	0.22-0.75	60-303	1
CCE	<i>Carcharhinus leucas</i>	0.04-0.14	1	1	0.49-1	56-351	1	0.33-0.44	1	1	0.49-1	91-315	1
CCG	<i>Carcharhinus galapagensis</i>	0.03-0.04	1	1	0.35-1	83-230	1	0.23-0.28	1	1	0.35-1	83-230	1
CCL	<i>Carcharhinus limbatus</i>	0.03-0.08	1	1	0.71-1	73-264	1	0.25-0.41	1	1	0.71-1	73-264	1
CCP	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	0.04-0.07	1	1	0.36-1	81-223	1	0.13-0.23	1	1	0.36-1	81-223	1
CCR	<i>Carcharhinus porosus</i>	0.02-0.07	1	1	1-1	28-136	1	0.18-0.40	1	1	1-1	28-136	1
CNX	<i>Nasolamia velox</i>	0.07-0.16	1	1	0.48-1	53-153	1	0.40-0.42	1	1	0.48-1	53-153	1
DUS	<i>Carcharhinus obscurus</i>	0.03-0.09	1	1	0.50-1	101-456	1	0.21-0.27	1	1	0.50-1	101-456	1
FAL	<i>Carcharhinus falciformis</i>	0.01-0.01	1	1	0.61-1	48-332	1	0.13-0.14	1	1	0.61-1	48-302	1
ISB	<i>Isistius brasiliensis</i>	0.02-0.02	1	1	0.03-0.14	14-44	1	0.06-0.10	1	1	0.03-0.14	14-44	1
LMA	<i>Isurus paucus</i>	0	1	1	0.11-0.30	122-385	1	0.02-0.05	1	1	0.11-0.30	122-385	1
LMD	<i>Lamna ditropis</i>	0	1	1	0.10-0.25	67-207	1	0.01-0.01	1	1	0.10-0.25	67-207	1
OCS	<i>Carcharhinus longimanus</i>	0.01-0.01	1	1	0.32-1	64-309	1	0.11-0.13	1	1	0.32-1	64-309	1
POR	<i>Lamna nasus</i>	0.02-0.02	1	1	0.14-0.33	58-211	1	0.12-0.13	1	1	0.14-0.33	58-211	1
PSK	<i>Pseudocarcharias kamoharai</i>	0.00-0.01	1	1	0.17-0.17	40-121	1	0.06-0.10	1	1	0.17-0.17	40-121	1
PTH	<i>Alopias pelagicus</i>	0.01-0.02	1	1	0.33-0.40	155-328	1	0.11-0.2	1	1	0.33-0.40	155-328	1
RHN	<i>Rhincodon typus</i>	0.02-0.03	1	1	0.10-1	64-1561	1	0.22-0.25	1	1	0.10-1	64-1561	1
RHU	<i>Rhizoprionodon longurio</i>	0.11-0.26	1	1	1-1	31-113	1	0.35-0.40	1	1	1-1	31-113	1
SCK	<i>Dalatias licha</i>	0	1	1	0.04-0.39	35-139	1	0.05-0.11	1	1	0.04-0.39	35-139	1
SMA	<i>Isurus oxyrinchus</i>	0.01-0.01	1	1	0.25-1	60-308	1	0.08-0.09	1	1	0.25-1	60-292	1
SPE	<i>Sphyrna media</i>	0.17-0.19	1	1	1-1	30-153	1	0.68-0.68	1	1	1-1	30-153	1
SPK	<i>Sphyrna mokarran</i>	0.02-0.04	1	1	0.33-1	70-403	1	0.16-0.38	1	1	0.33-1	110-280	1
SPL	<i>Sphyrna lewini</i>	0.02-0.03	1	1	0.36-1	47-290	1	0.14-0.25	1	1	0.36-1	47-290	1
SPZ	<i>Sphyrna zygaena</i>	0.02-0.02	1	1	0.69-1	55-375	1	0.14-0.22	1	1	0.69-1	65-315	1
SSN	<i>Sphyrna corona</i>	0.03-0.17	1	1	1-1	22-95	1	0.28-0.62	1	1	1-1	22-95	1
SSQ	<i>Zameus squamulosus</i>	0.00-0.01	1	1	0.05-0.33	25-96	1	0.06-0.09	1	1	0.05-0.33	25-96	1
TIG	<i>Galeocerdo cuvier</i>	0.03-0.10	1	1	0.11-1	80-441	1	0.20-0.29	1	1	0.11-1	80-248	1
WSH	<i>Carcharodon carcharias</i>	0.03-0.06	1	1	0.25-1	147-467	1	0.12-0.15	1	1	0.25-1	147-467	1

APPENDIX 2. Justifications and assumptions for the use of parameter values (see Table 2) for describing the susceptibility of capture of 32 shark species in the eight fisheries included in the EASI-Fish assessment for the eastern Pacific Ocean in 2019.

Species	Fishery	Resolution of grid cells for (G_x)	Fishing season duration (D_x)	Seasonal availability (A_x)	Encounterability (E_x)	Contact selectivity (C_x)	Post-release mortality (PCM) (P_x)
ALV	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m like <i>A. superciliosus</i> (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (76-460 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 62.5% PRM in Pacific industrial longlines (Musyl <i>et al.</i> , 2011).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m like <i>A. superciliosus</i> (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (50-457 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 0-26% PRM in a recreational line fishery (Heberer <i>et al.</i> , 2010; Sepulveda <i>et al.</i> , 2015).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m like <i>A. superciliosus</i> (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (50-457 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 0-26% PRM in a recreational line fishery (Heberer <i>et al.</i> , 2010; Sepulveda <i>et al.</i> , 2015).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m like <i>A. superciliosus</i> (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (50-457 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 0-26% PRM in a recreational line fishery (Heberer <i>et al.</i> , 2010; Sepulveda <i>et al.</i> , 2015).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-120 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m like <i>A. superciliosus</i> (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths in purse-seine Class 6 sets (50-457 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 0-26% PRM in a recreational line fishery (Heberer <i>et al.</i> , 2010; Sepulveda <i>et al.</i> , 2015).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-120 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m like <i>A. superciliosus</i> (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths in purse-seine Class 6 sets (50-457 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 0-26% PRM in a recreational line fishery (Heberer <i>et al.</i> , 2010; Sepulveda <i>et al.</i> , 2015).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-100 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m like <i>A. superciliosus</i> (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (80 cm TL) to L_∞ .	Assumed no release of marketable species. If released from gillnets, potential PRM for <i>Alopias</i> spp. likely to near 100% (Caretta <i>et al.</i> , 2004).
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m like <i>A. superciliosus</i> (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (88-324 cm TL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 62.5% PRM in Pacific industrial longlines (Musyl <i>et al.</i> , 2011).
BRO	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 360 (± 200-360) m (Weigmann, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (189-280cm PCL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 5.1% (95% CI 0.6-17.3%) PRM from industrial pelagic longlines based on closely related species, <i>C. obscurus</i> (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 360 (± 200-360) m (Weigmann, 2016).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (74 cm TL) to L_∞ .	Assumed 100% PRM in absence of PRM data from purse-seine sets, but noting PRM of closely related <i>C. falciformis</i> was 69-82% (Eddy <i>et al.</i> , 2016; Hutchinson <i>et al.</i> , 2015) in Pacific purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 360 (± 200-360) m (Weigmann, 2016).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (74 cm TL) to L_∞ .	Assumed 100% PRM in absence of PRM data from purse-seine sets, but noting PRM of closely related <i>C. falciformis</i> was 69-82% (Eddy <i>et al.</i> , 2016; Hutchinson <i>et al.</i> , 2015) in Pacific purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from	Assumed 100% PRM in absence of PRM data from purse-seine sets, but noting PRM of closely related <i>C. falciformis</i> was 69-82% (Eddy <i>et al.</i> , 2016;

					360 (± 200-360) m (Weigmann, 2016).	size at birth (74 cm TL) to L_{∞} .	Hutchinson <i>et al.</i> , 2015) in Pacific purse-seine sets.
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 360 (± 200-360) m (Weigmann, 2016).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (74 cm TL) to L_{∞} .	Assumed 100% PRM in absence of PRM data from purse-seine sets, but noting PRM of closely related <i>C. falciformis</i> was 69–82% (Eddy <i>et al.</i> , 2016; Hutchinson <i>et al.</i> , 2015) in Pacific purse-seine sets.
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 360 (± 200-360) m (Weigmann, 2016).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (74 cm TL) to L_{∞} .	Assumed 100% PRM in absence of PRM data from purse-seine sets, but noting PRM of closely related <i>C. falciformis</i> was 69–82% (Eddy <i>et al.</i> , 2016; Hutchinson <i>et al.</i> , 2015) in Pacific purse-seine sets.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–100 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0m to 360 (± 200-360) m (Weigmann, 2016).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (74 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0m to 360 (± 200-360) m (Weigmann, 2016).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (74 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14% PRM from industrial pelagic longlines based on closely related species, <i>C. obscurus</i> (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020).
BSH	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 150 (± 100-480) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Logistic selectivity from dominant north Pacific fleet (ISC, 2017).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 33-38% PRM from industrial pelagic longlines (Campana <i>et al.</i> , 2015; Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 150 (± 100-480) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (35-350 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 150 (± 100-480) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (35-350 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 150 (± 100-480) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (35-350 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 150 (± 100-480) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-220 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 150 (± 100-480) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-220 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0m to 150 (± 100-480) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (34 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0m to 150 (± 100-480) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (29-335 cm TL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 33-38% PRM from industrial pelagic longlines (Campana <i>et al.</i> , 2015; Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
BTH	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (15-457 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 12% PRM from industrial pelagic longlines (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021)
	Purse-seine	0.5°x0.5°	72-d	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species	Knife-edge selectivity from smallest	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to

	C6 (DEL)		closure			assumed to primarily inhabit 0m to 400 (\pm 300-543) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	to largest observed lengths (56-420 cm TL) (IATTC observer data).	indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round		NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (\pm 300-543) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (56-420 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round		OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (\pm 300-543) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (56-420 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round		NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (\pm 300-543) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-216 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round		OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (\pm 300-543) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-216 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round		Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (\pm 300-543) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (69 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species. If released from gillnets, potential PRM for <i>Alopias</i> spp. likely to near 100% (Caretta <i>et al.</i> , 2004).
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round		Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (\pm 300-543) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (50-370 cm TL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 12% PRM from industrial pelagic longlines (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021)
CCA	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round		Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 25m to 200 (\pm 125-362) m (Anderson and Stevens, 1996).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (60 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14% PRM of <i>C. obscurus</i> from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round		DEL sets fish 0-150 m. Species inhabits 25m to 200 (\pm 125-362) m (Anderson and Stevens, 1996).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (60 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round		NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 25m to 200 (\pm 125-362) m (Anderson and Stevens, 1996).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (60 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round		OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 25m to 200 (\pm 125-362) m (Anderson and Stevens, 1996).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (60 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round		NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 25m to 200 (\pm 125-362) m (Anderson and Stevens, 1996).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (60 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round		OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 25m to 200 (\pm 125-362) m (Anderson and Stevens, 1996).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (60 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round		Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species inhabits 25m to 200 (\pm 125-362) m (Anderson and Stevens, 1996).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (60 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round		Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species inhabits 25m to 200	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14% PRM of <i>C. obscurus</i> from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020)

					(± 125-362) m (Anderson and Stevens, 1996).	size at birth (60 cm TL) to L_{∞} .	
CCE	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-205) m (Brunnschweiler <i>et al.</i> , 2010).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (56 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of <i>C. obscurus</i> from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-205) m (Brunnschweiler <i>et al.</i> , 2010).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-294 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-205) m (Brunnschweiler <i>et al.</i> , 2010).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-294 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 70-205) m (Brunnschweiler <i>et al.</i> , 2010).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-294 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-205) m (Brunnschweiler <i>et al.</i> , 2010).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-294 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-205) m (Brunnschweiler <i>et al.</i> , 2010).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-294 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Species inhabits 0 m to 70 (± 50-205) m (Brunnschweiler <i>et al.</i> , 2010).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (56 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species inhabits 0 m to 70 (± 50-205) m (Brunnschweiler <i>et al.</i> , 2010).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (91-315 cm TL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of <i>C. obscurus</i> from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020)
CCG	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 0 m to 110 (± 90-286) m (Morales <i>et al.</i> , 2021).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (137-256 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of <i>C. obscurus</i> from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 110 (± 90-286) m (Morales <i>et al.</i> , 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (83 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 110 (± 90-286) m (Morales <i>et al.</i> , 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (83 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 110 (± 90-286) m (Morales <i>et al.</i> , 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (83 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 110 (± 90-286) m (Morales <i>et al.</i> , 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (83 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 110 (± 90-286) m (Morales <i>et al.</i> , 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (83 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Species inhabits 0 m to 110 (± 90-286) m (Morales <i>et al.</i> , 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (83 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013).	In absence of observed length data,	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 %

	longline		round		<i>al.</i> , 2013). Species inhabits 0 m to 110 (± 90-286) m (Morales <i>et al.</i> , 2021).	knife-edge selectivity assumed from size at birth (83 cm TL) to L_{∞} .	PRM of <i>C. obscurus</i> from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020)
CCL	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 0 m to 30 (± 20-140) m (Weigmann, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (115-292 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of <i>C. obscurus</i> from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 30 (± 20-140) m (Weigmann, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (40-235 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 30 (± 20-140) m (Weigmann, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (40-235 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 30 (± 20-140) m (Weigmann, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (40-235 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 30 (± 20-140) m (Weigmann, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (168-212 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 30 (± 20-140) m (Weigmann, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (168-212 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species inhabits 0 m to 30 (± 20-140) m (Weigmann, 2016).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (73 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species inhabits 0 m to 30 (± 20-140) m (Weigmann, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (40-270 cm TL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of <i>C. obscurus</i> from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020)	
CCP	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-280) m (Andrzejczek <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (81 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of <i>C. obscurus</i> from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-280) m (Andrzejczek <i>et al.</i> , 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (117-146 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-280) m (Andrzejczek <i>et al.</i> , 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (117-146 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-280) m (Andrzejczek <i>et al.</i> , 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (117-146 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-280) m (Andrzejczek <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (81 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-280) m (Andrzejczek <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (81 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species inhabits 0 m to 70 (± 50-280) m (Andrzejczek <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (81 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species inhabits 0 m to 70 (± 50-280) m (Andrzejczek <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (81 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of <i>C. obscurus</i> from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020)	

CCR	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 0 m to 32 (± 20-84) m (Compagno, 1984).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (28 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of <i>C. obscurus</i> from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 32 (± 20-84) m (Compagno, 1984).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (28 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 32 (± 20-84) m (Compagno, 1984).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (28 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 32 (± 20-84) m (Compagno, 1984).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (28 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 32 (± 20-84) m (Compagno, 1984).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (28 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 32 (± 20-84) m (Compagno, 1984).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (28 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of <i>Carcharhinus</i> spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species inhabits 0 m to 32 (± 20-84) m (Compagno, 1984).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (28 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species inhabits 0 m to 32 (± 20-84) m (Compagno, 1984).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (28 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of <i>C. obscurus</i> from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020)
CNX	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 15 m to 25 (± 20-192) m (Froese and Pauly, 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (53 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of a larger related species <i>C. obscurus</i> from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species inhabits 15 m to 25 (± 20-192) m (Froese and Pauly, 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (53 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger <i>Carcharhinus</i> species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 15 m to 25 (± 20-192) m (Froese and Pauly, 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (53 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger <i>Carcharhinus</i> species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 15 m to 25 (± 20-192) m (Froese and Pauly, 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (53 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger <i>Carcharhinus</i> species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 15 m to 25 (± 20-192) m (Froese and Pauly, 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (53 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger <i>Carcharhinus</i> species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 15 m to 25 (± 20-192) m (Froese and Pauly, 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (53 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger <i>Carcharhinus</i> species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species inhabits 15 m to 25 (± 20-192) m (Froese and Pauly, 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (53 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species inhabits 15 m to 25 (± 20-192) m (Froese and Pauly, 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (53 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of a larger related species <i>C. obscurus</i> from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020).
DUS	Industrial	5°x5°	Year-	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species	Knife-edge selectivity from smallest	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 %

	longline		round			assumed to primarily inhabit 0m to 125 (\pm 100-200) m (Hoffmayer <i>et al.</i> , 2014).	to largest observed lengths (136-240 cm TL) (IATTC observer data).	PRM from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round		DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 125 (\pm 100-200) m (Hoffmayer <i>et al.</i> , 2014).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (80-137 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round		NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 125 (\pm 100-200) m (Hoffmayer <i>et al.</i> , 2014).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (80-137 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round		OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 125 (\pm 100-200) m (Hoffmayer <i>et al.</i> , 2014).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (80-137 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round		NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 125 (\pm 100-200) m (Hoffmayer <i>et al.</i> , 2014).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths in purse-seine Class 6 sets (80-137 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round		OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 125 (\pm 100-200) m (Hoffmayer <i>et al.</i> , 2014).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths in purse-seine Class 6 sets (80-137 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round		Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0m to 125 (\pm 100-200) m (Hoffmayer <i>et al.</i> , 2014).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (101 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round		Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0m to 125 (\pm 100-200) m (Hoffmayer <i>et al.</i> , 2014).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (101 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14% PRM from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020).
FAL	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round		Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Logistic selectivity from EPO fleet (Aires-da-Silva <i>et al.</i> 2014). Sizes of 32-158 cm TL recorded by observers.	Assumed no release of marketable species, despite potential for 15.2% post-release mortality from longlines (Schaefer <i>et al.</i> 2021).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round		DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Logistic selectivity from EPO fleet (Aires-da-Silva <i>et al.</i> 2014). Sizes of 25-271 cm TL recorded by IATTC observers.	IATTC Resolution C-16-06 prohibits retention. PRM from purse-seine 32-93% (Poisson <i>et al.</i> 2014, Hutchinson <i>et al.</i> 2015).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round		NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Logistic selectivity from EPO fleet (Aires-da-Silva <i>et al.</i> 2014). Sizes of 25-271 cm TL recorded by IATTC observers.	IATTC Resolution C-16-06 prohibits retention. PRM from purse-seine 32-93% (Poisson <i>et al.</i> 2014, Hutchinson <i>et al.</i> 2015).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round		OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Logistic selectivity from EPO fleet (Aires-da-Silva <i>et al.</i> 2014). Sizes of 25-271 cm TL recorded by IATTC observers.	IATTC Resolution C-16-06 prohibits retention. PRM from purse-seine 32-93% (Poisson <i>et al.</i> 2014, Hutchinson <i>et al.</i> 2015).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round		NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Selectivity mirrors EPO C6 NOA fleet	IATTC Resolution C-16-06 prohibits retention. PRM from purse-seine 32-93% (Poisson <i>et al.</i> 2014, Hutchinson <i>et al.</i> 2015).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round		OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to	Selectivity mirrors EPO C6 NOA fleet	IATTC Resolution C-16-06 prohibits retention. PRM from purse-seine 32-93% (Poisson <i>et al.</i> 2014, Hutchinson <i>et al.</i> 2015).

		(Class-4-5)			100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).		
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Knife-edge selectivity from size at birth (48 cm TL).	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Logistic selectivity from EPO fleet (Aires-da-Silva <i>et al.</i> 2014). Sizes of 20–302 cm TL recorded by IATTC/WWF observers.	Assumed no release of marketable species, despite potential for 15.2% post-release mortality from longlines (Schaefer <i>et al.</i> 2021).
ISB	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100m (\pm 700-3800) m (Jahn and Haedrich, 1988).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (20-49 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100m (\pm 700-3800) m (Jahn and Haedrich, 1988).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (14 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100m (\pm 700-3800) m (Jahn and Haedrich, 1988).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (14 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100m (\pm 700-3800) m (Jahn and Haedrich, 1988).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (14 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100m (\pm 700-3800) m (Jahn and Haedrich, 1988).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (14 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100m (\pm 700-3800) m (Jahn and Haedrich, 1988).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (14 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100m (\pm 700-3800) m (Jahn and Haedrich, 1988).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (14 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100m (\pm 700-3800) m (Jahn and Haedrich, 1988).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (14 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
LMA	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 15m to 400 (\pm 300-760) m (Hueter <i>et al.</i> , 2017).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (61-331 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting PRM for closely related <i>I. oxyrinchus</i> was 6-22% from industrial pelagic longlines (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021; Miller <i>et al.</i> , 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 15 m to 400 (\pm 300-760) m (Hueter <i>et al.</i> , 2017).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (122 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 15m to 400 (\pm 300-760) m (Hueter <i>et al.</i> ,	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (122 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.

					2017).		
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 15m to 400 (± 300-760) m (Hueter <i>et al.</i> , 2017).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (122 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 15m to 400 (± 300-760) m (Hueter <i>et al.</i> , 2017).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (122 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 15m to 400 (± 300-760) m (Hueter <i>et al.</i> , 2017).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (122 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 15m to 400 (± 300-760) m (Hueter <i>et al.</i> , 2017).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (122 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 15m to 400 (± 300-760) m (Hueter <i>et al.</i> , 2017).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (122 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting PRM for closely related <i>I. oxyrinchus</i> was 6-22% from industrial pelagic longlines (Miller <i>et al.</i> , 2020; Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
LMD	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 500 (± 400-1000) m (Hulbert <i>et al.</i> , 2005).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-274 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting PRM for closely related <i>I. nasus</i> was 3.7-50.7% from industrial pelagic longlines (Campana <i>et al.</i> , 2015; Hoolihan <i>et al.</i> , 2011).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 500 (± 400-1000) m (Hulbert <i>et al.</i> , 2005).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (67 cm PCL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 500 (± 400-1000) m (Hulbert <i>et al.</i> , 2005).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (67 cm PCL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 500 (± 400-1000) m (Hulbert <i>et al.</i> , 2005).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (67 cm PCL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 500 (± 400-1000) m (Hulbert <i>et al.</i> , 2005).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (67 cm PCL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 500 (± 400-1000) m (Hulbert <i>et al.</i> , 2005).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (67 cm PCL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 500 (± 400-1000) m (Hulbert <i>et al.</i> , 2005).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (67 cm PCL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 500 (± 400-	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (67 cm PCL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting PRM for closely related <i>I. nasus</i> was 3.7-50.7% from industrial pelagic longlines (Hoolihan <i>et al.</i> , 2011; Campana <i>et al.</i> , 2015).

					1000) m (Hulbert <i>et al.</i> , 2005).		
OCS	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 120 (± 100-317) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (50-293 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-11-10 prohibits retention. PRM estimated from PSATS 15-19% from industrial pelagic longlines (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021; Musyl <i>et al.</i> , 2011). Assumed uniform PRM distribution of 15-20%.
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 120 (± 100-317) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (20-283 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-11-10 prohibits retention. PRM estimated from PSATS 93% in Atlantic industrial purse-seine fishery (Bach <i>et al.</i> , 2021). Assumed uniform PRM distribution of 85-100%.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 120 (± 100-317) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (20-283 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-11-10 prohibits retention. PRM estimated from PSATS 93% in Atlantic industrial purse-seine fishery (Bach <i>et al.</i> , 2021). Assumed uniform PRM distribution of 85-100%.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 120 (± 100-317) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (20-283 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-11-10 prohibits retention. PRM estimated from PSATS 93% in Atlantic industrial purse-seine fishery (Bach <i>et al.</i> , 2021). Assumed uniform PRM distribution of 85-100%.
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 120 (± 100-317) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (140-270 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-11-10 prohibits retention. PRM estimated from PSATS 93% in Atlantic industrial purse-seine fishery (Bach <i>et al.</i> , 2021). Assumed uniform PRM distribution of 85-100%.
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 120 (± 100-317) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (140-270 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-11-10 prohibits retention. PRM estimated from PSATS 93% in Atlantic industrial purse-seine fishery (Bach <i>et al.</i> , 2021). Assumed uniform PRM distribution of 85-100%.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 120 (± 100-317) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (64 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 120 (± 100-317) m (Musyl <i>et al.</i> , 2011).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (64 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 15-19% PRM from industrial pelagic longlines (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021; Musyl <i>et al.</i> , 2011).
POR	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 450 (± 300-700) m (Francis <i>et al.</i> , 2015).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (126-156 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting but noting potential for 3.7-50.7% PRM from industrial pelagic longlines (Campana <i>et al.</i> , 2015; Hoolihan <i>et al.</i> , 2011).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 450 (± 300-700) m (Francis <i>et al.</i> , 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (58 cm FL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 450 (± 300-700) m (Francis <i>et al.</i> , 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (58 cm FL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 450 (± 300-700) m (Francis <i>et al.</i> , 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (58 cm FL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 450 (± 300-700) m (Francis <i>et al.</i> , 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (58 cm FL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.

					2015).		
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 450 (± 300-700) m (Francis <i>et al.</i> , 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (58 cm FL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 450 (± 300-700) m (Francis <i>et al.</i> , 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (58 cm FL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 450 (± 300-700) m (Francis <i>et al.</i> , 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (58 cm FL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting but noting potential for 3.7–50.7% PRM from industrial pelagic longlines (Hoolihan <i>et al.</i> , 2011; Campana <i>et al.</i> , 2015).
PSK	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 0-590 m (Ebert <i>et al.</i> , 2021).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (40-127 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species inhabits 0-590 m (Ebert <i>et al.</i> , 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (40 cm FL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0-590 m (Ebert <i>et al.</i> , 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (40 cm FL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0-590 m (Ebert <i>et al.</i> , 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (40 cm FL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0-590 m (Ebert <i>et al.</i> , 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (40 cm FL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0-590 m (Ebert <i>et al.</i> , 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (40 cm FL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Species inhabits 0-590 m (Ebert <i>et al.</i> , 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (40 cm FL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species inhabits 0-590 m (Ebert <i>et al.</i> , 2021).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (48-105 cm FL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
PTH	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 50 m to 200 (± 150-300) m (Arostegui <i>et al.</i> , 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (56-560 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 12% PRM of closely related <i>A. superciliosus</i> from industrial pelagic longlines (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021)
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 50 m to 200 (± 150-300) m (Arostegui <i>et al.</i> , 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (62-396 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 50 m to 200 (± 150-300) m (Arostegui <i>et al.</i> , 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (62-396 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 50 m to	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (62-396	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.

					200 (± 150-300) m (Arostegui <i>et al.</i> , 2020).	cm TL) (IATTC observer data).	
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 50 m to 200 (± 150-300) m (Arostegui <i>et al.</i> , 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (160-330 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 50 m to 200 (± 150-300) m (Arostegui <i>et al.</i> , 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (160-330 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 50 m to 200 (± 150-300) m (Arostegui <i>et al.</i> , 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (155 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species. If released from gillnets, potential PRM for <i>Alopias</i> spp. likely to near 100% (Caretta <i>et al.</i> , 2004).
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 50 m to 200 (± 150-300) m (Arostegui <i>et al.</i> , 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (63-390 cm TL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 12% PRM of closely related <i>A. superciliosus</i> from industrial pelagic longlines (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021)
RHN	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 200 (± 100-1000) m (Tyminski <i>et al.</i> , 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (64 cm TL) to L_{∞} .	IATTC Resolution C-19-06 prohibits retention in purse-seine fishery only. However, it is assumed longline-caught whale sharks are released but 100% PRM assumed in absence of data.
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 200 (± 100-1000) m (Tyminski <i>et al.</i> , 2015).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (57-2000 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-19-06 mandates safe release. PRM 0% from purse-seines in Indian Ocean (Escalle <i>et al.</i> , 2018) but in absence of data from the EPO, PRM was precautionarily assumed to be 10-20%.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 200 (± 100-1000) m (Tyminski <i>et al.</i> , 2015).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (57-2000 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-19-06 mandates safe release. PRM 0% from purse-seines in Indian Ocean (Escalle <i>et al.</i> , 2018) but in absence of data from the EPO, PRM was precautionarily assumed to be 10-20%.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 200 (± 100-1000) m (Tyminski <i>et al.</i> , 2015).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (57-2000 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-19-06 mandates safe release. PRM 0% from purse-seines in Indian Ocean (Escalle <i>et al.</i> , 2018) but in absence of data from the EPO, PRM was precautionarily assumed to be 10-20%.
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 200 (± 100-1000) m (Tyminski <i>et al.</i> , 2015).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (120-1300 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-19-06 mandates safe release. PRM 0% from purse-seines in Indian Ocean (Escalle <i>et al.</i> , 2018) but in absence of data from the EPO, PRM was precautionarily assumed to be 10-20%.
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 200 (± 100-1000) m (Tyminski <i>et al.</i> , 2015).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (120-1300 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-19-06 mandates safe release. PRM 0% from purse-seines in Indian Ocean (Escalle <i>et al.</i> , 2018) but in absence of data from the EPO, PRM was precautionarily assumed to be 10-20%.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 200 (± 100-1000) m (Tyminski <i>et al.</i> , 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (64 cm TL) to L_{∞} .	Assumed species is released, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so assumed PRM of 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 200 (± 100-1000) m (Tyminski <i>et al.</i> , 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (64 cm TL) to L_{∞} .	Assumed longline-caught whale sharks are released but 100% PRM assumed in absence of data.
RHU	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 0-100 m (Alatorre-Ramirez <i>et</i>	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of a larger related species <i>C. obscurus</i> from industrial pelagic longlines

					<i>al., 2013).</i>	size at birth (31 cm TL) to L_{∞} .	(Sulikowski <i>et al.</i> , 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 27 (\pm 10-100) m (Alatorre-Ramirez <i>et al.</i> , 2013).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (31 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger <i>Carcharhinus</i> species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 27 (\pm 10-100) m (Alatorre-Ramirez <i>et al.</i> , 2013).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (31 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger <i>Carcharhinus</i> species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 27 (\pm 10-100) m (Alatorre-Ramirez <i>et al.</i> , 2013).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (31 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger <i>Carcharhinus</i> species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 27 (\pm 10-100) m (Alatorre-Ramirez <i>et al.</i> , 2013).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (31 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger <i>Carcharhinus</i> species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 27 (\pm 10-100) m (Alatorre-Ramirez <i>et al.</i> , 2013).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (31 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger <i>Carcharhinus</i> species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 27 (\pm 10-100) m (Alatorre-Ramirez <i>et al.</i> , 2013).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (31 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 27 (\pm 10-100) m (Alatorre-Ramirez <i>et al.</i> , 2013).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (112-148 cm TL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of a larger related species <i>C. obscurus</i> from industrial pelagic longlines (Sulikowski <i>et al.</i> , 2020).
SCK	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 37 m to 300 (\pm 200-1800) m (Francis <i>et al.</i> , 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (52-153 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 37 m to 300 (\pm 200-1800) m (Francis <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (35 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 37 m to 300 (\pm 200-1800) m (Francis <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (35 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 37 m to 300 (\pm 200-1800) m (Francis <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (35 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 37 m to 300 (\pm 200-1800) m (Francis <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (35 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 37 m to 300 (\pm 200-1800) m (Francis <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (35 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.

					2018).		
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 37 m to 300 (± 200-1800) m (Francis <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (35 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 37 m to 300 (± 200-1800) m (Francis <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (35 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
SMA	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 150 (± 100-400) m (Nasby-Lucas <i>et al.</i> , 2019).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (30-366 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 6-22% PRM from industrial pelagic longlines (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021; Miller <i>et al.</i> , 2020)
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 150 (± 100-400) m (Nasby-Lucas <i>et al.</i> , 2019).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (42-350 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 150 (± 100-400) m (Nasby-Lucas <i>et al.</i> , 2019).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (42-350 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 150 (± 100-400) m (Nasby-Lucas <i>et al.</i> , 2019).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (42-350 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 150 (± 100-400) m (Nasby-Lucas <i>et al.</i> , 2019).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (120-195 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 150 (± 100-400) m (Nasby-Lucas <i>et al.</i> , 2019).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (120-195 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 150 (± 100-400) m (Nasby-Lucas <i>et al.</i> , 2019).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (59 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 150 (± 100-400) m (Nasby-Lucas <i>et al.</i> , 2019).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (30-292 cm TL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 6-22% PRM from industrial pelagic longlines (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021; Miller <i>et al.</i> , 2020)
SPE	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 30 (± 20-100) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (30 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM of a larger related species <i>Sphyrna mokarran</i> from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 30 (± 20-100) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (30 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 30 (± 20-100) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (30 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> ,

					30 (± 20-100) m (Brennan, 2020).	size at birth (30 cm TL) to L_{∞} .	2016).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 30 (± 20-100) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (30 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 30 (± 20-100) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (30 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 30 (± 20-100) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (30 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 30 (± 20-100) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (30 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM of a larger related species <i>Sphyrna mokarran</i> from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
SPK	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Gallagher and Klimley, 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (142-283 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Gallagher and Klimley, 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (80-330 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Gallagher and Klimley, 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (80-330 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Gallagher and Klimley, 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (80-330 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Gallagher and Klimley, 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (80-330 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Gallagher and Klimley, 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (80-330 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Gallagher and Klimley, 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (70 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Gallagher and Klimley, 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (110-280 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
SPL	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (90-306 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM of a related species <i>Sphyrna mokarran</i> from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
	Purse-seine	0.5°x0.5°	72-d	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species	Knife-edge selectivity from smallest	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM in EPO

	C6 (DEL)		closure		assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (\pm 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	to largest observed lengths (49-400 cm TL) (IATTC observer data).	industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (\pm 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (49-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM in EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (\pm 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (49-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM in EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (\pm 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (49-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM in EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (\pm 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (49-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM in EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (\pm 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (47 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (\pm 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (47-311 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM of a related species <i>Sphyrna mokarran</i> from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
SPZ	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (\pm 50-144) m (Francis, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (96-340 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM of a related species <i>Sphyrna mokarran</i> from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (\pm 50-144) m (Francis, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (55-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (\pm 50-144) m (Francis, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (55-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (\pm 50-144) m (Francis, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (55-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (\pm 50-144) m (Francis, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (55-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (\pm 50-144) m (Francis, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (55-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martinez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (\pm 50-144) m (Francis, 2016).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (55 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (\pm 50-144)	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (65-315 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM of a related species <i>Sphyrna mokarran</i> from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).

					m (Francis, 2016).		
SSN	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 22 (± 15-95) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (22 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM of a related species <i>Sphyrna mokarran</i> from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 22 (± 15-95) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (22 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 22 (± 15-95) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (22 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 22 (± 15-95) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (22 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 22 (± 15-95) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (22 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 22 (± 15-95) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (22 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for <i>Sphyrna lewini</i> released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 22 (± 15-95) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (22 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 22 (± 15-95) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (22 cm TL) to L_{∞} .	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM of a related species <i>Sphyrna mokarran</i> from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
SSQ	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 400 (± 300-2000) m (Crow <i>et al.</i> , 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (30-213 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 400 (± 300-2000) m (Crow <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (24 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 400 (± 300-2000) m (Crow <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (24 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 400 (± 300-2000) m (Crow <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (24 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 400 (± 300-2000) m (Crow <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (24 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 400 (± 300-2000) m (Crow <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (24 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.

	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 400 (± 300-2000) m (Crow <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (24 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 400 (± 300-2000) m (Crow <i>et al.</i> , 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (24 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
TIG	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-904) m (Lipscombe <i>et al.</i> , 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (60-242 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 0% PRM from longlines in South Atlantic (Afonso and Hazin, 2014).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-904) m (Lipscombe <i>et al.</i> , 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (80 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this large species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-904) m (Lipscombe <i>et al.</i> , 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (80 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this large species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-904) m (Lipscombe <i>et al.</i> , 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (80 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this large species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-904) m (Lipscombe <i>et al.</i> , 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (80 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this large species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-904) m (Lipscombe <i>et al.</i> , 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (80 cm TL) to L_{∞} .	Assumed this large species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-904) m (Lipscombe <i>et al.</i> , 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (80 cm TL) to L_{∞} .	Assumed species is released, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so assumed PRM of 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-904) m (Lipscombe <i>et al.</i> , 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (52-248 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 0% PRM from longlines in South Atlantic (Afonso and Hazin, 2014).
WSH	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-400) m (Weng <i>et al.</i> , 2007).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (146 cm FL) to L_{∞} .	Assumed no retention of this protected species release, but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-400) m (Weng <i>et al.</i> , 2007).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (146 cm FL) to L_{∞} .	Assumed this large and rarely encountered species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-400) m (Weng <i>et al.</i> , 2007).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (146 cm FL) to L_{∞} .	Assumed this large and rarely encountered species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-400) m (Weng <i>et al.</i> , 2007).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (146 cm FL) to L_{∞} .	Assumed this large and rarely encountered species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.

Purse-seine C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-400) m (Weng <i>et al.</i> , 2007).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (146 cm FL) to L_{∞} .	Assumed this large and rarely encountered species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
Purse-seine C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-400) m (Weng <i>et al.</i> , 2007).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (146 cm FL) to L_{∞} .	Assumed this large and rarely encountered species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-400) m (Weng <i>et al.</i> , 2007).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (146 cm FL) to L_{∞} .	Assumed species is released, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis <i>et al.</i> , 2017), so assumed PRM of 100%.
Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-400) m (Weng <i>et al.</i> , 2007).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (146 cm FL) to L_{∞} .	Assumed no retention of this protected species release, but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.

APPENDIX 3. Sources of biological parameters used in EASI-Fish for assessing the 32 shark species caught in the pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean, including maximum recorded age (t_{max}), the growth parameters (L_{∞} , K , t_0), length-weight (L-W) relationship parameters a and b , length-at-maturity (L_{MAT}), and length-at-birth (L_0).

Species	t_{max} (years)	L_{∞} , K , t_0	L-W a & b	L_{MAT} (cm)	L_0 (cm)
<i>Alopias vulpinus</i>	Smith <i>et al.</i> (2008)	Teo <i>et al.</i> (2016)	Kohler <i>et al.</i> (1995)	Smith <i>et al.</i> (2008)	Smith <i>et al.</i> (2008)
<i>Carcharhinus brachyurus</i>	Drew <i>et al.</i> (2017)	Drew <i>et al.</i> (2017)	Torres (1991)	Lucifora <i>et al.</i> (2005)	Lucifora <i>et al.</i> (2005)
<i>Prionace glauca</i>	Joung <i>et al.</i> (2018)	Joung <i>et al.</i> (2018)	ISC (2017)	Fujinami <i>et al.</i> (2017)	Fujinami <i>et al.</i> (2017)
<i>Alopias superciliosus</i>	Liu <i>et al.</i> (1998)	Liu <i>et al.</i> (1998)	Liu <i>et al.</i> (1998)	Liu <i>et al.</i> (1998)	Chen <i>et al.</i> (1997)
<i>Carcharhinus altimus</i>	Ebert <i>et al.</i> (2021)	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Compagno <i>et al.</i> (1995)	White <i>et al.</i> (2006)
<i>Carcharhinus leucas</i>	Tillett <i>et al.</i> (2011)	Tillett <i>et al.</i> (2011)	Froese and Pauly (2022)	Pirog <i>et al.</i> (2019)	Neer <i>et al.</i> (2005)
<i>Carcharhinus galapagensis</i>	Cortés (2000)	De Crosta (1984)	Wetherbee <i>et al.</i> (1996)	Wetherbee <i>et al.</i> (1996)	Wetherbee <i>et al.</i> (1996)
<i>Carcharhinus limbatus</i>	Harry <i>et al.</i> (2019)	Harry <i>et al.</i> (2019)	Harry <i>et al.</i> (2019)	Harry <i>et al.</i> (2019)	Harry <i>et al.</i> (2019)
<i>Carcharhinus plumbeus</i>	Romine <i>et al.</i> (2006)	Joung <i>et al.</i> (2004)	Joung <i>et al.</i> (2004)	Joung and Chen (1995)	Joung <i>et al.</i> (2004)
<i>Carcharhinus porosus</i>	Lessa and Santana (1998)	Lessa and Santana (1998)	Lessa <i>et al.</i> (1999)	Lessa <i>et al.</i> (1999)	Lessa <i>et al.</i> (1999)
<i>Nasolamia velox</i>	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Raeisi <i>et al.</i> (2017)	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)
<i>Carcharhinus obscurus</i>	Joung <i>et al.</i> (2015)	Joung <i>et al.</i> (2015)	Joung <i>et al.</i> (2015)	Chen (2004)	Joung <i>et al.</i> (2015)
<i>Carcharhinus falciformis</i>	Sánchez-de Ita <i>et al.</i> (2011)	Joung <i>et al.</i> (2008)	Oshitani <i>et al.</i> (2003)	Joung <i>et al.</i> (2008)	Oshitani <i>et al.</i> (2003)
<i>Isistius brasiliensis</i>	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Jahn and Haedrich (1988)	Gadig and Gomes (2002)
<i>Isurus paucus</i>	Ardizzone <i>et al.</i> (2006)	Semba <i>et al.</i> (2009)	Bishop <i>et al.</i> (2006)	Ruiz-Abierno <i>et al.</i> (2021)	Gilmore (1993)
<i>Lamna ditropis</i>	Goldman and Musick (2006)	Goldman and Musick (2006)	Goldman (2002)	Goldman and Musick (2006)	Goldman (2002)
<i>Carcharhinus longimanus</i>	Joung <i>et al.</i> (2016)	Joung <i>et al.</i> (2016)	Joung <i>et al.</i> (2016)	Joung <i>et al.</i> (2016)	Joung <i>et al.</i> (2016)
<i>Lamna nasus</i>	Francis (2015)	Francis (2015)	Francis <i>et al.</i> (2008)	Francis (2015)	Francis and Stevens (2000)
<i>Pseudocarcharias kamoharai</i>	Lessa <i>et al.</i> (2016)	Lessa <i>et al.</i> (2016)	Liu and Dai (2008)	Wu <i>et al.</i> (2020)	Fujita (1981)
<i>Alopias pelagicus</i>	Drew <i>et al.</i> (2015)	Drew <i>et al.</i> (2015)	Liu <i>et al.</i> (1999)	Drew <i>et al.</i> (2015)	Drew <i>et al.</i> (2015)
<i>Rhincodon typus</i>	Wintner (2000)	Hsu <i>et al.</i> (2014)	Hsu <i>et al.</i> (2012)	Hsu <i>et al.</i> (2014)	Hsu <i>et al.</i> (2014)
<i>Rhizoprionodon longurio</i>	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Márquez-Farías <i>et al.</i> (2005)	Corro-Espinosa <i>et al.</i> (2011)	Márquez-Farías <i>et al.</i> (2005)
<i>Dalatias licha</i>	Francis <i>et al.</i> (2018)	da Silva (1988)	Kousteni (2021)	Francis <i>et al.</i> (2018)	Francis <i>et al.</i> (2018)
<i>Isurus oxyrinchus</i>	Ardizzone <i>et al.</i> (2006)	Semba <i>et al.</i> (2009)	Bishop <i>et al.</i> (2006)	Semba <i>et al.</i> (2011)	Semba <i>et al.</i> (2009)
<i>Sphyrna media</i>	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Murch (2022)
<i>Sphyrna mokarran</i>	Harry <i>et al.</i> (2011)	Harry <i>et al.</i> (2011)	Stevens and Lyle (1989)	Harry <i>et al.</i> (2011)	Harry <i>et al.</i> (2011)
<i>Sphyrna lewini</i>	Drew <i>et al.</i> (2015)	Drew <i>et al.</i> (2015)	Stevens and Lyle (1989)	Estupiñán-Montaño <i>et al.</i> (2021)	Estupiñán-Montaño <i>et al.</i> (2021)
<i>Sphyrna zygaena</i>	Rosa <i>et al.</i> (2017)	Chow (2004)	Chow (2004)	Nava Nava and Márquez-Farías (2014)	Nava Nava and Márquez-Farías (2014)
<i>Sphyrna corona</i>	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Guzman <i>et al.</i> (2020)	Orozco Guarin (2014)	Orozco Guarin (2014)
<i>Zameus squamulosus</i>	Irvine <i>et al.</i> (2006)	Irvine <i>et al.</i> (2006)	Irvine <i>et al.</i> (2006)	Crow <i>et al.</i> (2018)	Crow <i>et al.</i> (2018)

<i>Galeocerdo cuvier</i>	Holmes <i>et al.</i> (2015)	Holmes <i>et al.</i> (2015)	Holmes <i>et al.</i> (2015)	Whitney and Crow (2007)	Whitney and Crow (2007)
<i>Carcharodon carcharias</i>	Natanson and Skomal (2015)	Natanson and Skomal (2015)	Natanson and Skomal (2015)	Tanaka <i>et al.</i> (2011)	Natanson and Skomal (2015)