# COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

# **COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR**

# 14<sup>a</sup> REUNIÓN

La Jolla, California (EE. UU.) 15-19 de mayo de 2023

# **DOCUMENTO SAC-14-15**

# EVALUACIÓN DE REFERENCIA DEL PEZ ESPADA EN EL OPO SUR EN 2019

Carolina Minte-Vera, Mark N. Maunder, Haikun Xu, Juan Valero, Alexandre Aires-da-Silva

#### ÍNDICE

RESUMEN EJECUTIVO	2
1. INTRODUCCIÓN	5
2. EL MODELO CONCEPTUAL Y SUPUESTOS DE ESTRUCTURA DE POBLACIÓN	5
3. DATOS	6
3.1. Capturas	6
3.1.1. Estimación de las capturas	6
3.1.2. Tendencias de las capturas	7
3.1.3. Definiciones de las pesquerías	9
3.2. Índices de abundancia	10
3.3. Datos de composición	10
3.4. Ponderación de datos	11
4. MODELOS DE REFERENCIA	12
4.1. Estructura general de los modelos	12
4.2. Selectividades	12
4.3. Modelos por hipótesis	12
5. RESULTADOS	14
5.1. Modelo de referencia inicial (Modelo 0)	14
5.2. Modelos por hipótesis	15
5.3. Condición de la población	16
6. Discusión	18
6.1. Aumento en la productividad	19
6.2. Aumento en la disponibilidad	20
6.3. Aumento en la productividad y la disponibilidad	21
6.4. Aumento en la conectividad	21
7. Conclusion	22
8. Recomendaciones de investigación	22
9. Agradecimientos	24
10. REFERENCIAS	24
ANEXO 1. Datos de composición por talla de Ecuador	01
ANEXO 2. IVIOQEIO LEMPIANO	64
ANEXO 3. Estimaciones de la capturabilidad, por ano, para los indices de abundancia del Modelo 2	.00
Anexo 4. Ajustes a los indices de abundancia de los modelos segun las nipotesis	67

#### **RESUMEN EJECUTIVO**

- 1. La última evaluación del pez espada en el Océano Pacífico oriental (OPO) sur se realizó en 2011.
- 2. En este documento se presenta la evaluación de la población de pez espada del OPO sur de 2022. Se incluyeron datos hasta 2019, que para la mayoría de las flotas es el último año en que se cuenta con datos notificados.
- 3. Todos los modelos fueron condicionados a las capturas estimadas. Las capturas se calcularon principalmente mediante la agregación por área y por trimestre de los datos de captura por mes y por cuadrícula de 5° x 5° que presentaron los CPC. Los datos de captura que faltaban o que se presentaron en otros formatos se sustituyeron y se agregaron conforme a una serie de reglas.
- 4. Los datos principales, además de las capturas, son los índices de abundancia. Se construyeron diversos índices a partir de la estandarización de los datos de captura y esfuerzo de las flotas palangreras de Japón, Corea, España y Chile por medio de modelos espaciotemporales, y de la flota chilena de red agallera por medio de modelos lineales generalizados. Ninguno de los índices se consideró ideal para representar la población debido a una serie de limitaciones de cada uno. Todos los índices mostraron tendencias crecientes similares ya evidentes en la evaluación de 2011.
- 5. Los datos secundarios fueron los datos de composición. Los datos de composición por talla más frecuentes disponibles fueron los de longitud mandíbula inferior-cauda furcal. También se disponía de datos de peso promedio y de composición por edad, así como de longitud ojo-cauda furcal. Se ponderaron los datos de composición en los modelos para minimizar su efecto en la estimación de abundancia, permitiendo al mismo tiempo una caracterización precisa de la selectividad de cada pesquería.
- 6. Existe una incertidumbre considerable en la estructura de la población. Se desarrollaron tres modelos para representar tres hipótesis sobre la estructura de la población. La primera hipótesis (H1) supone que la población se distribuye al sur de 5°S y al este de 150°O, al igual que en la evaluación de 2011. En los últimos 10 años, se ha visto un aumento marcado en las capturas en la región ecuatorial; por lo tanto, la segunda hipótesis (H2) considera aquellas capturas como provenientes de la población del OPO sur y extiende el límite latitudinal de la población a 10°N, manteniendo el límite longitudinal en 150°O. La tercera hipótesis (H3) es como la H2, excepto que amplía el límite longitudinal a 170°O y de esta manera incluye las capturas del Pacífico central. Se considera H2 como caso de referencia.
- 7. Los modelos se construyeron con el enfoque de "áreas como flotas". Para determinar las áreas, se maximizaron las diferencias en talla para cada flota entre las áreas y se minimizó dicha diferencia dentro de un área por medio de análisis de árbol de regresión. Se establecieron cuatro áreas, que se definieron dividiendo la región al sur de 10°N en 110°O y luego dividiendo las dos áreas resultantes en 20°S. Las áreas coinciden con el modelo conceptual de la población y se aproximan al desplazamiento estacional. En el caso de la hipótesis de estructura de población H1, se utilizaron las mismas áreas que en la evaluación anterior (dos áreas divididas en 90°O), a efectos de comparación.
- 8. Los datos de captura recopilados para el OPO al sur de 10°N mostraron un aumento drástico en las capturas desde mediados de los años 2000. La captura promedio anual de 2000 a 2009 fue de unas 15,000 toneladas, mientras que de 2010 a 2019, la captura promedio anual aumentó casi al doble, alcanzando unas 29,000 toneladas. En los últimos tres años del periodo de datos recopilados (de 2017 a 2019), la captura promedio fue de unas 34,000 toneladas por año. Las flotas más importantes actualmente son la flota española de palangre, que captura alrededor del 30% del total de capturas por peso, y le siguen la flota chilena de red agallera, con un 22%, y la flota ecuatoriana de palangre, con un 20%.

- 9. Un modelo de referencia inicial (el Modelo 0) concilió el aumento simultáneo en las capturas y en los índices por un aumento paulatino en el reclutamiento, a través de un aumento en las desviaciones de reclutamiento estimadas, que se suponen independientes e idénticamente distribuidas (iid) según una distribución lognormal. La tendencia en las desviaciones de reclutamiento viola el supuesto iid, lo que indica una especificación errónea del modelo. Se obtuvieron los mismos resultados independientemente de la hipótesis de estructura de población.
- 10. Se investigaron cuatro hipótesis alternativas que podrían explicar los aumentos simultáneos en la captura y en los índices de abundancia, mediante la aplicación de diferentes modelos basados en modificaciones del modelo de referencia inicial (Modelo 0):
  - Modelo 1: Un aumento real en la productividad. El aumento en el reclutamiento se modeló con una tendencia estimada de modo que los residuales del reclutamiento dejan de presentar un patrón y satisfacen el supuesto de distribución iid.
  - Modelo 2: Aumento en la disponibilidad. Debido a que los índices derivados de diferentes flotas y artes de pesca muestran un aumento en la densidad, puede ser que el aumento aparente no sea el efecto de un cambio en las estrategias de una flota o tipo de arte de pesca determinado, sino de un cambio general en la disponibilidad para todas las artes de pesca. Este modelo ignora por completo los índices de abundancia y se ajusta únicamente a los datos de composición. Los valores esperados de los índices se utilizan para estimar las tendencias de la capturabilidad.
  - Modelo 3: Aumentos tanto en la productividad como en la disponibilidad. Se trata de una combinación de las dos hipótesis anteriores ya que la causa subyacente del aumento de disponibilidad puede también resultar favorable para la población y de esta manera pudo haber dado lugar al aumento de productividad (mayor reclutamiento). El modelo se ajusta a todos los datos y se estima un recorrido aleatorio en la capturabilidad para algunos índices.
  - Modelo 4: Estructura de la población y conectividad. Los índices derivados de las flotas que operan en el Océano Pacífico occidental muestran un aumento en la densidad en momentos similares a los de los índices del OPO (<u>SAC-13-INF-M</u>). La conectividad entre la zona ecuatorial y el OPO subtropical sur parece haber aumentado después de 2010; es posible que también haya aumentado la conectividad con el Océano Pacífico occidental y central (OPOC). Este modelo incluye las capturas en el OPOC hasta 170°O (por lo que se implementa la hipótesis de estructura de población H3).
- 11. En cierta medida, los Modelos 2 y 3 eliminan la tendencia en el reclutamiento, mientras que el Modelo 1 supone que se trata de un verdadero aumento en la productividad derivado de una tendencia creciente en el reclutamiento promedio. Todos los archivos de entrada y los resultados de salida de los modelos de esta evaluación están disponibles en formatos html y pdf.
- 12. La CIAT aún no adopta puntos de referencia para el pez espada en el OPO sur. Se utilizaron puntos de referencia dinámicos a título ilustrativo para informar sobre la condición de la población debido a los cambios potenciales en la productividad. Según puntos de referencia de biomasa reproductora arbitrarios utilizados simplemente con fines comparativos (un punto de referencia límite (PRL) de 20% de la biomasa en ausencia de pesca y un punto de referencia objetivo (PRO) de 40% de la biomasa en ausencia de pesca), la población se aproxima al PRO de la biomasa en el Modelo 3 (SSB<sub>actual</sub>/SSB<sub>F=0</sub>= 0.42). La población reproductora sería mayor que el valor correspondiente al PRO para los otros modelos (SSB<sub>actual</sub>/SSB<sub>F=0</sub>> 0.5).
- 13. Se midió la mortalidad por pesca como el efecto en la razón de potencial de desove (SPR), que es la

biomasa de la población reproductora por recluta en relación con la biomasa de la población reproductora por recluta en ausencia de pesca. Una SPR alta indica una mortalidad por pesca baja, por lo que 1-SPR es sustituto de la mortalidad por pesca. Todos los modelos estiman un fuerte aumento en la mortalidad por pesca desde el inicio de la pesquería. La intensidad de pesca se encuentra ligeramente por encima del PRO de intensidad de pesca para el Modelo 3 y por debajo del mismo para los otros modelos.

- 14. No existe suficiente información en los datos actuales para determinar la plausibilidad relativa de las hipótesis que puedan explicar los aumentos simultáneos de las capturas y de los índices de abundancia. Sin embargo, sí existen pruebas externas de que un aumento en la productividad de la población puede ser razonable debido al aumento de la presa principal del pez espada en el OPO sur, el calamar gigante. Si es así, la ordenación de la población deberá tener en cuenta las posibles disminuciones en la productividad si disminuye la abundancia de la especie presa. No obstante, las demás hipótesis también son plausibles y deben tenerse en cuenta.
- 15. Las investigaciones futuras deberían centrarse en información que podría ayudar a discriminar entre estas hipótesis, como estudios de marcado y recaptura por parientes cercanos, estudios de marcado electrónico, investigaciones sobre modelado de hábitats y cambios en el hábitat con el tiempo y la investigación de cambios en las estrategias de pesca. Los modelos que incluyen la dinámica de los depredadores y las presas pueden aportar información sobre las fuerzas que impulsan el aparente aumento en la productividad de la población de pez espada en el OPO sur.

## 1. INTRODUCCIÓN

Este informe presenta los resultados de la evaluación de referencia del pez espada (*Xiphias gladius*) en el Océano Pacífico oriental (OPO) sur, realizada por medio de Stock Synthesis (versión 3.30.19), una plataforma de modelado estadístico integrado de evaluación de poblaciones por edad (Methot y Wetzel 2013, Methot *et al.* 2020). Se realizaron gráficas y análisis auxiliares por medio de la biblioteca *r4ss* de R<sup>1</sup>. Se trata de la primera evaluación de la especie realizada por el personal científico de la CIAT en los últimos 10 años. Todos los archivos de entrada y los resultados de salida de los modelos de esta evaluación están disponibles en formatos <u>html y pdf</u>.

## 1.1. Antecedentes

El mandato de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) en virtud de la Convención de Antigua consiste en asegurar la conservación y uso sostenible a largo plazo de los atunes, especies afines y otras especies en el OPO, lo que consigue mediante la promoción, coordinación y realización de investigaciones científicas y la adopción de medidas de conservación y ordenación. Lo anterior incluye el pez espada, una especie objetivo en el OPO tanto para las pesquerías palangreras de alta mar como para las pesquerías costeras y recreativas.

El personal de la CIAT evaluó la población de pez espada en el OPO sur por última vez en 2011 (Hinton y Maunder 2012), por medio de un modelo de evaluación integrado ajustado a un índice de abundancia basado en datos de palangre y a datos de frecuencia de edad y talla de múltiples pesquerías. La especie está incluida en el plan de trabajo de investigación del personal (IATTC-95-08). En diciembre de 2020, el personal organizó el 1<sup>er</sup> taller técnico sobre el pez espada en el OPO sur (SWO-01), que tuvo por objetivo –entre otros– realizar una revisión del estado actual de los conocimientos de la población de pez espada en el OPO sur, construir un modelo conceptual de la estructura y las dinámicas de la población y las pesquerías asociadas, e identificar fuentes de datos que pudieran utilizarse en la evaluación de la población de la población de la población de la serie de recomendaciones y sugerencias, de las cuales se utilizaron la mayoría en la evaluación actual (SWO-01-REP).

Después del taller, se trabajó de manera colaborativa sobre diversos aspectos de los datos y del modelado y este trabajo se explica con detalle en este documento. En particular, al personal se le concedió el acceso a datos confidenciales de alta resolución de parte de diversos CPC, lo cual le permitió estimar algunos índices de abundancia. En el caso de los índices japoneses, el personal trabajó en colaboración con científicos nacionales.

## 2. EL MODELO CONCEPTUAL Y SUPUESTOS DE ESTRUCTURA DE POBLACIÓN

En el modelo conceptual (Figura 1) para la población del pez espada en el OPO sur se postula que la población presenta desplazamiento estacional (SWO-01-REP). Durante el otoño e invierno austral (trimestres 2 y 3), el pez espada migra hacia zonas de alimentación en el área de influencia de la corriente de Humboldt, más cerca de la costa. Durante la primavera y verano austral (trimestres 4 y 1), el pez espada se desplaza hacia las aguas más cálidas de alta mar, donde se produce el desove. No está claro el alcance de este desplazamiento, pero el marcado electrónico frente a las costas de California y Australia muestra que el pez espada es capaz de realizar migraciones extensas y de volver más o menos al mismo lugar de liberación (Evans *et al.* 2014, Sepulveda *et al.* 2020).

En el OPO sur, se encuentran zonas frontales en las áreas de influencia de la corriente de Humboldt, donde la productividad primaria y la densidad de las presas, como el calamar y la caballa, son altas. En enero-

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> https://github.com/r4ss

febrero, los individuos grandes/maduros se desplazan hacia el este para alimentarse; la CPUE también incrementa en la pesquería chilena en ese momento. De julio a septiembre, esos individuos más grandes se desplazan hacia el norte. Más tarde en el año, los remolinos obligan a los peces a desplazarse hacia el oeste y de esta manera desaparecen de las capturas chilenas. La isoterma de 24°C determina la zona de desove pero no se sabe con certeza la extensión exacta de las zonas de desove para la población del OPO sur. Se encontraron hembras reproductoras alrededor de la Isla de Pascua y también se encuentran hembras con un alto índice gonadosomático –lo cual indica el desove inminente– en zonas ecuatoriales alrededor de 180° y 140°O. Se han encontrado juveniles desde el continente hasta a 60 millas de Perú.

Estudios genéticos y genómicos apoyan la diferenciación entre poblaciones en el Océano Pacífico, pero los patrones no son evidentes. Reeb *et al.* (2000) detectaron conectividad genética en forma de  $\supset$  por medio de material de ADN mitocondrial, con indicación de una conexión de Australia, Chile, Océano Pacífico central hasta California/México y Hawái, y cierta conexión de Hawái y California/México con Japón, que a su vez era distinto de Australia. Estudios genómicos (Lu *et al.* 2016) mostraron que no existían diferencias entre muestras de las zonas templadas del Pacífico, pero que sí existían algunas diferencias entre muestras de zonas tropicales y que las zonas tropicales y templadas formaban dos grupos distintos. Existe una posibilidad de que las diferencias genómicas observadas entre los grupos de zonas templadas y zonas tropicales estén relacionadas con la diferenciación sexual (Dr. Alvarado-Bremer, comunicación personal, <u>SWO-01-REP</u>).

En la evaluación de 2011, se consideró como límite de la población el área al sur de 5°S con base en el análisis de tasas de captura por trimestre (Hinton y Deriso 1998). Las capturas de la población del OPO sur se concentraban entonces en las zonas frente a las costas de Chile y Perú. Sin embargo, en los últimos 10 años, las capturas han incrementado considerablemente en la región ecuatorial. Dichas capturas deben tenerse en cuenta en una evaluación de la población. Durante el taller sobre el pez espada, se recomendó considerar el área del OPO central entre 5°S y 10°N, ya sea en el caso base o en modelos de sensibilidad. Otra incertidumbre en la estructura de la población son las capturas al oeste de 150°O. En 150°O, las capturas son altas y parecen formar una zona continua que se extiende desde 130°O aproximadamente hasta 170°O aproximadamente. La inclusión de dicha área también se consideró en una sensibilidad. La evaluación de la población de 2022 presenta un área de traslapo con la evaluación del pez espada del OPOC sur de 2021 (SC17-SA-WP-04), lo cual corresponde al traslapo de jurisdicción entre la CIAT y la WCPFC (de 150°O a 130°S y al sur de 4°S).

A raíz de la incertidumbre en la estructura de la población, en esta evaluación se consideraron tres hipótesis de estructura de población:

H1: La población se distribuye al sur de 5°S y al este de 150°O, tal como se supuso en la evaluación anterior.

H2: La población se distribuye al sur de 10°N y al este de 150°O. Esta hipótesis se considera como caso de referencia.

H3: La población se distribuye al sur de 10°N y al este de 170°O.

#### 3. DATOS

#### 3.1. Capturas

#### 3.1.1. Estimación de las capturas

Las capturas por artes distintas a la red de cerco son notificadas anualmente a la CIAT por los Miembros y no Miembros Cooperantes (CPC) individuales, conforme a la resolución C-03-05 sobre la provisión de datos. Las capturas se notifican por especie, pero la disponibilidad y el formato de los datos varían entre

las flotas. La mayor parte de las capturas son realizadas por las flotas palangreras. La pesquería de red agallera es importante frente a las costas de Chile. Los arpones eran comunes hasta la década de 1980.

Las principales flotas palangreras notifican las capturas y el esfuerzo con datos agregados en una resolución de 5° de latitud por 5° de longitud por mes, así como para el OPO entero. Las bases de datos de la CIAT incluyen datos sobre las distribuciones espaciales y temporales de las capturas palangreras de pez espada en el OPO, al menos durante un año, para las flotas de CPC de aguas lejanas (Belice, China, Taipéi Chino, Polinesia Francesa, Japón, Corea, España, Vanuatu) y CPC ribereños (Panamá, México y Estados Unidos). Otras flotas, como las de los países ribereños, notifican las capturas palangreras y de red agallera únicamente con datos agregados por año para el OPO entero y es necesario recurrir a supuestos sobre la ubicación y cronología de las capturas para dividir las capturas según las escalas espaciales y temporales del modelo de evaluación. Las capturas pueden notificarse en unidades de peso, en números o de ambas maneras. Para la evaluación actual, Chile realizó una presentación especial de datos de capturas por red agallera y palangre, por trimestre de 2000 a 2019, y Ecuador realizó una presentación especial de capturas de viajes individuales para los años 2016 a 2020. Para los CPC centroamericanos y sudamericanos, se consultaron los datos disponibles en la base de datos de producción de capturas regionales de la FAO, actualizada hasta 2019, a través del "espacio de trabajo regional" (Regional *workspace*) en el programa FishStatJ<sup>2</sup> y se compararon con los datos presentados a la CIAT; en caso de encontrar discrepancias, se utilizaron los valores mayores, bajo un enfoque precautorio.

Se incorporaron a la evaluación actual los datos de captura nuevos y actualizados (hasta 2019) de pesquerías palangreras a disposición del personal de la CIAT al 9 de marzo de 2022. Para los años en los que podía no haber datos de captura disponibles, se fijó la captura, por CPC, en un valor igual al último año para el cual se disponía de datos de captura. Para las flotas que agregaban los datos de captura por año y por espacio, se utilizó la proporción de capturas por trimestre y por área para el año más cercano para el cual se disponía de datos con la misma resolución para desagregar las datos. Las capturas de un CPC ribereño que notificó datos de capturas agregados se sumaron al área que contenía la zona económica exclusiva (ZEE) de dicho CPC. En el caso de los CPC centroamericanos y Colombia, se utilizó la proporción de capturas por trimestre de Ecuador para dividir las capturas por trimestre. Para los años anteriores a 2000, las capturas de Chile fueron prorrateadas por trimestre según las proporciones de los años posteriores a 2000. Chile no notificó capturas con arpón de 1987 a 1999. Debido a que hubo capturas antes de 1987 y después de 1999, se supuso una ausencia de notificaciones y no una ausencia de capturas, por lo que se supuso que las capturas eran iguales a las de 1986. Todas las decisiones sobre la sustitución y la división de datos se presentan con detalle en el algoritmo de estimación de capturas<sup>3</sup>.

#### 3.1.2. Tendencias de las capturas

La población de pez espada en el OPO sur es objeto de explotación desde la década de 1940, en un inicio por dos países ribereños: Chile y Perú. La pesquería más antigua es la pesquería chilena de arpón, con capturas notificadas desde 1945 (Tabla 1, Figura 2). Perú empezó a notificar las capturas de pesquerías palangreras poco tiempo después, en 1950. A mediados de la década de 1950, la flota japonesa de palangre inició operaciones en el OPO (Suda y Shaeffer 1965); Taipéi Chino le siguió diez años después y Corea veinte años después. Antes de 1986, la población era explotada por esas dos flotas costeras y esas tres flotas de aguas lejanas. En ese periodo, las capturas conocidas fueron en promedio de 3,000 t y oscilaban entre unas 650 t y unas 7,800 t, con un pico notable en 1950 cuando Perú empezó a notificar capturas y registró unas 7,000 t. Otras flotas iniciaron operaciones en los años 1990 y rápidamente la flota española empezó a dominar las capturas.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Disponible en <u>https://www.fao.org/fishery/es/global-search?q=18238&lang=en</u> (consultado el 03/09/2022)

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> github.com/cminte/SEPO\_SWO\_assessment\_2022

A diferencia de las otras flotas de aguas lejanas que capturan pez espada como parte de la pesca de atunes con palangre, la flota española pesca pez espada como especie objetivo y llevó al Océano Pacífico su experiencia en la pesca del pez espada en otros océanos. La flota española es la principal de la pesquería desde principios de los años 2000 y actualmente (2017-2019) representa un 30% de las capturas, mientras que las otras flotas de aguas lejanas representan en conjunto el 24%.

A finales de los años 1980, Chile inició una pesquería de palangre que alcanzó su pico de capturas en 1991 y luego fue disminuyendo lentamente hasta que detuvo por completo sus operaciones en 2019. Simultáneamente, se desarrolló una pesquería de red agallera que alcanzó su apogeo inicial en 1989 y experimentó una disminución en la década de 1990, cuando las capturas chilenas palangreras fueron más altas, hasta que repuntó nuevamente a principios de los años 2000 y prosperó en los años 2010. Se registraron las mayores capturas de la pesquería chilena de red agallera en 2019.

Ecuador empezó a notificar capturas de pez espada en los años 1990, del orden de 300 a 550 t al año hasta 2007, con algunos años en los que no hubo notificación. A partir de 2008 se implementó un sistema exhaustivo de recolección de datos. Las capturas notificadas aumentan por encima de 1,000 t en la mayoría de los años y por encima de unas 3,000 t a partir de 2016 y son realizadas principalmente por la flota palangrera, que cuenta con un componente oceánico artesanal compuesto de embarcaciones nodriza con esquifes de fibra de vidrio asociados ('fibras') (Martínez-Ortiz *et al.* 2015). Se registró el máximo histórico de capturas de pez espada en 2019. También se utilizan redes agalleras, principalmente en zonas más cercanas a la costa, pero se desconocen las capturas con dicho arte de pesca antes de 2016. Para el periodo de 2016 a 2020, los datos de la presentación especial realizada por Ecuador permitieron estimar las capturas por red agallera, que son del orden de cientos de toneladas.

De modo similar a Chile, Perú también ha realizado una transición a las redes agalleras y, desde finales de los años 2000, se ha estimado que las redes agalleras eran el arte más utilizado (Guevara-Carrasco y Bertrand 2017). En años recientes, el pico de las capturas se produjo en 2012, con aproximadamente 3,000 t, muy por debajo del máximo histórico de los años 1950.

Costa Rica es el siguiente país ribereño por orden de importancia para la pesquería de pez espada. Las capturas se realizan con palangre. Desde 1991 los valores notificados oscilan entre 20 y 2,200 t, con un promedio de unas 600 t.

Otros países ribereños que han notificado capturas de pez espada asignadas a las áreas al sur de 10°N son Colombia, Guatemala, Honduras, Nicaragua y Panamá; las mayores capturas fueron registradas por Panamá en 2019 (1,300 t).

Las pesquerías de los países ribereños representan el 46% de las capturas recientes (de 2017 a 2019), de las cuales la pesquería chilena de red agallera es la más importante (22%), seguida de la pesquería ecuatoriana de palangre (16%).

A mediados de los años 1990, diversas flotas iniciaron operaciones en el OPO y las capturas aumentaron a unas 12,000 t en 1992. En esa década, las capturas siempre se encontraban por encima de 4,500 t, con un promedio de 8,000 t al año. En los años 2000, las capturas volvieron a aumentar y nunca bajaron de 8,000 t al año, con un promedio de 15,000 t. En esa década, se registró el mayor nivel de capturas en 2002, con un máximo de unas 22,000 t. En esas dos décadas, se observó una disminución después de cada pico. En los años 2010, hubo otro aumento considerable en las capturas, que oscilaron desde unas 21,000 t hasta el máximo histórico de 36,500 t en 2018. En la última década, las capturas han alcanzado un promedio de unas 29,000 t al año, casi el doble de la década anterior. En los últimos dos años considerados en esta evaluación, las capturas alcanzaron su máximo histórico de 36,500 t en 2018 y se redujeron ligeramente en 2019 hasta 34,600 t.

### 3.1.3. Definiciones de las pesquerías

Esta evaluación, al igual que la anterior, adopta el enfoque de "áreas como flotas", en el que la información espacial se considera de manera indirecta, dividiendo la supuesta distribución geográfica de la población en áreas más pequeñas con diferente disponibilidad de edades/tallas/sexos de peces (Cope y Punt 2011; Waterhouse *et al.* 2014). La disponibilidad y la selectividad de contacto de las artes de pesca se resumen entonces en una única función de selectividad. Así, las capturas se agregaron en "pesquerías" definidas por el área espacial de operación, el arte de pesca, el origen de la flota y la unidad de notificación<sup>4</sup> con la esperanza de poder combinar estrategias de pesca similares y regiones con disponibilidad similar para representar de manera precisa el efecto de las capturas en diferentes componentes de la población en el modelo de evaluación. La combinación de información espacial, el origen, el arte de pesca y la unidad de notificación llevó a definir 11 pesquerías para H1 y 21 pesquerías para H2/H3 (Tabla 2, Figura 2).

Las definiciones de las pesquerías varían según la hipótesis de estructura de población. Para la hipótesis H1, se mantuvieron las mismas definiciones de pesquerías que en la evaluación de 2011 (<u>Hinton y</u> <u>Maunder 2012</u>) para poder realizar una comparación directa con dicha evaluación. Las dos zonas definidas en la evaluación fueron, por una parte, una zona costera (al este de 90°O) y otra oceánica (de 90°O a 150°O). Para las hipótesis H2 y H3, se determinaron las zonas dividiendo los datos de frecuencia de talla disponibles por medio de árboles de regresión (Lennert-Cody *et al.* 2013). El análisis también incluyó trimestres y combinaciones cíclicas de trimestres como variables de separación debido a que la disponibilidad del pez espada puede depender de la estación en algunas regiones del OPO. Sin embargo, en comparación con las variables espaciales, la estación no explicó suficiente variabilidad para utilizarse para definir pesquerías. Para H2, se definieron cuatro áreas correspondientes a los cuatro cuadrantes obtenidos al dividir la región en 100°O y 20°S. Para H3, se añadieron las capturas de dos áreas adicionales en el Pacífico central (de 150°O a 170°O, divididas en 20°S) a las áreas adyacentes en el OPO, simplemente como una continuación de las áreas aledañas del OPO.

Se dispone de información espacial sobre las capturas de las flotas de aguas lejanas, pero falta para las flotas de los CPC ribereños, que operan en general más cerca de la costa. Para H1, las capturas de Chile y Perú se asignaron a la zona costera (área 4) y las capturas de los demás países ribereños no se incluyeron. Para H2 y H3, las capturas chilenas con palangre se asignaron a la zona costera sur (área 5, al sur de 20°S) y las capturas con red agallera se asignaron a la zona costera norte (área 4, al sur de 10°N y al norte de 10°S), mientras que las capturas peruanas, así como las capturas de los demás países ribereños, se asignaron a la zona costera norte.

El origen de la flota también se incluyó en la definición de pesquerías. Se definieron tres orígenes: ribereño, lo que incluye todos los países ribereños que pescan con embarcaciones más pequeñas; de aguas lejanas, lo que incluye todas las flotas palangreras industriales de CPC no ribereños a excepción de España, que se separó en otro grupo. La flota española es la única de aguas lejanas que pesca pez espada como especie objetivo; las otras flotas pueden tener el pez espada como objetivo secundario, siendo el objetivo principal el atún patudo. Las estrategias de pesca que utilizan estos dos grupos pueden ser diferentes. La flota española es la de mayor distribución, mientras que las otras flotas de aguas lejanas se concentran principalmente en las zonas ecuatoriales hacia el Océano Pacífico central, a excepción de la japonesa, que también puede pescar en zonas costeras (el área 4 en H1 o las áreas 4 y 5 en H2/H3).

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> En números y en peso; el peso utilizado a efectos de la conversión entre números y peso se calcula internamente en el modelo de evaluación.

Han incrementado las capturas en todas las áreas en las últimas tres décadas (Figura 3), **con el mayor aumento en la zona costera norte** (área 4 en H2/H3, Figura 4), **donde las capturas promedio recientes (2010-2019) son aproximadamente tres veces superiores a las de la década anterior (2000-2009).** Las capturas también muestran una estacionalidad distinta según el área. La mayoría de las capturas se realizan en los trimestres 2 y 3 en las zonas costeras (área 4 en H1 y áreas 4 y 5 en H2/H3, Figura 5). En cambio, en las zonas de alta mar, la mayoría de las capturas se realizan en el trimestre 4 y en cierta medida en el trimestre 1. Esta estacionalidad coincide con el modelo conceptual de la población (ver Figura 1, Sección 2).

#### 3.2. Índices de abundancia

En Stock Synthesis, un "estudio" (*survey*) es una representación de datos que no cuentan con capturas asociadas, como índices de abundancia y sus composiciones por edad/talla correspondientes. Se definieron seis estudios para H1 y nueve estudios para H2/H3 (Tabla 2), provenientes de los índices de abundancia descritos a continuación.

Un buen índice de abundancia representaría bien la población y sería proporcional al tamaño de la población. Idealmente, un índice debería abarcar periodos de tasas de explotación contrastantes para ser informativo; por ende, resulta preferible un índice que inicia cuando la tasa de explotación era baja (al inicio de la historia de explotación). Para las poblaciones de pez espada, al igual que para la mayoría de las poblaciones de peces pelágicos grandes, no se dispone de estudios independientes de la pesca y los índices de abundancia se construyen con base en datos de captura y esfuerzo (y más recientemente, en la estructura por edad o talla de las capturas, Maunder *et al.* 2020). Es necesario evaluar cuidadosamente los conjuntos de datos candidatos para la estandarización para evaluar si es probable que se cumpla el supuesto de representatividad.

Para el pez espada del OPO sur, se analizaron cuatro conjuntos de datos candidatos para producir índices de abundancia (Figura 6). Ninguno se puede considerar como ideal y en la Tabla 3 se exponen sus limitaciones y ventajas. Cabe destacar que los índices de la flota española solo se basaron en las capturas positivas debido a las limitaciones de los datos disponibles para el personal. Además, también se disponía de un índice de redes agalleras de Sáez *et al.* 2020 (Figura 6b, ver también la <u>presentación de Sáez en SWO-01, SWO-01-REP</u>) y otro de datos de palangre de Corea (SAC-13 INF-M), pero no se utilizaron para ajustar los modelos. De todos los índices construidos, los índices de Japón (SAC-13 INF-N), Chile y España se incluyeron en los modelos para H2 y H3. Para H1, de modo similar a la evaluación de 2011, se construyeron índices para la zona costera y la zona oceánica (Figura 7) basados únicamente en la CPUE estandarizada de la flota japonesa (SAC-13 INF-N). Para ello, se resumieron para cada zona (la costera y la de alta mar) las predicciones espaciales de densidad derivadas de los índices japoneses. Todos los índices muestran el fuerte aumento de principios a mediados de los años 2000, principalmente en las zonas costeras.

#### 3.3. Datos de composición

Se dispone de datos de composición por talla, edad o peso para la mayoría de las flotas.

Para las flotas palangreras de aguas lejanas, se utilizaron todos los datos de composición por talla disponibles. La mayoría de los datos provienen de la flota japonesa, que notifica la longitud ojo-cauda furcal (OCF); esta medida se transformó en longitud mandíbula inferior-cauda furcal (MICF) (Tabla 4). La resolución temporal fue de un mes y la resolución espacial varió (por ejemplo, 1° por 1°, 5° por 5°, 5° por 10°). Los datos se agregaron por pesquería y por trimestre.

Para Chile, el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) puso a disposición del personal los datos de composición por edad y talla. Se disponía de datos de MICF para el periodo de 2000 a 2019 y para las pesquerías de red agallera y palangre en una resolución de 2° por 2° por mes. Se pueden consultar detalles sobre la recolección de datos y la metodología de determinación de edad en Barría Martínez *et al.* (2021) y Cerna (2009).

Para Ecuador, la Subsecretaría de Recursos Pesqueros de dicho país puso a disposición del personal datos de composición por talla. Se disponía de datos de MICF para el periodo de 2018 a 2020 (Anexo 1, Figura A1.2). Los datos de 2018 y 2020 mostraron una distribución centrada en tallas pequeñas, mientras que los datos de 2019 mostraron una distribución centrada en tallas más grandes, como las de la flota chilena al sur (F5\_LL\_Coast\_A5, Figura 9a). Los datos combinados de 2018-2019 para Ecuador mostraron un patrón bimodal (F4\_LL\_Coast\_A4, Figura 9a). No se utilizaron los datos de composición de Ecuador para ajustar el modelo debido a que no se entiende bien el fuerte cambio en la talla. Los datos se dejaron en el modelo para ver si el modelo podía predecirlos.

En las hipótesis de estructura de población H2/H3, las selectividades de las pesquerías costeras fueron reflejadas entre sí, debido a que sólo se disponía de suficientes datos para una sola área.

Las composiciones por talla de las capturas se agregaron en intervalos de 10 cm, desde 50 cm hasta 310+ cm. Los tamaños de las muestras de entrada se calcularon como el número total de peces muestreados dividido por 100. Para la flota española, los datos fueron expandidos a la captura antes de su presentación a la CIAT; sin embargo, no existía información sobre los tamaños de muestra originales, y la cobertura espacial de la composición por talla es diferente de las capturas.

Las composiciones por talla correspondientes a los índices de abundancia se agregaron en intervalos de 10 cm, desde £50 cm hasta <sup>3</sup> 270 cm (índices españoles), o en intervalos de 20 cm, desde £ 80 cm hasta <sup>3</sup> 300 cm (índice chileno). Para la flota japonesa, se obtuvo también el peso promedio estandarizado (captura en peso/captura en número por lance) (<u>SAC-13 INF-N</u>), pero no se estimó la composición por talla estandarizada.

## 3.4. Ponderación de datos

La función objetivo incluye verosimilitudes de datos y penalizaciones de parámetros. La verosimilitud de cada componente de datos incluye un factor de ponderación relacionado con la variabilidad de cada punto de datos y un factor de ponderación global (lambda o varianza) para el componente (Tabla 5). Las funciones de verosimilitud abarcan no sólo la variabilidad del muestreo (observación), sino también la especificación errónea de modelos y la variabilidad de proceso no modelada. Para dar cabida a estas fuentes de variabilidad, a los índices elegidos para representar mejor cada periodo se les asignó un CV fijo de 0.2 (I3\_JPN\_early, I5\_JPN\_late) o bien la variabilidad estimada del modelo espaciotemporal utilizado para producir el índice se sumó a una constante de 0.1 (I1\_Chile\_Q2, I2\_Chile\_Q3), de modo que en promedio el CV fuera de 0.2 aproximadamente. Para los demás índices se asignó un CV fijo igual ya sea a 0.2 (I4\_JPN\_mid) o a las estimaciones de los modelos espaciotemporales más un parámetro de variabilidad adicional que se estimaría dentro del modelo de evaluación. Los datos de composición fueron ponderados mediante el enfoque de Francis (TA1.8 en Francis 2011), que tiene en cuenta correlaciones en los residuales, lo que da más peso a los índices a la vez que se ponderan los datos de composición lo suficiente como para poder estimar las selectividades. La única excepción fue la ponderación de los datos de composición para los índices, ya que se supone que representan la población. Se supuso que las composiciones por talla estandarizadas asociadas con los índices de abundancia de España y Chile tuvieron un tamaño de muestra de 50 para cada año y trimestre. El peso promedio estandarizado asociado

con los índices de abundancia japoneses (I4\_JPN\_mid, I5\_JPN\_late) se fijó igual a la variabilidad estimada en el peso promedio (calculado como la variación en el peso promedio predicho por el modelo espaciotemporal para cada celda de 1° por 1°).

## 4. MODELOS DE REFERENCIA

## 4.1. Estructura general de los modelos

Se configuró un modelo de referencia inicial (Modelo 0, M0) usando la hipótesis 2 de estructura de población (al sur de 10°N y al este de 150°O) siguiendo los supuestos que figuran en la Tabla 4. Ese modelo se modificó para producir los modelos de sensibilidad (Tabla 4) y los modelos correspondientes a las hipótesis alternativas para explicar el aumento simultáneo en las capturas y los índices. Varios de los supuestos utilizados para la estructura del modelo son los mismos que en la evaluación anterior y son comunes a los diferentes modelos, tal como se resume en la Tabla 4. La curva de crecimiento individual y la relación talla-peso se definen por sexo (Figura 8). La mortalidad natural es la misma para ambos sexos y es igual a 0.4. También se calcularon para el Modelo 0 análisis diagnósticos como un modelo de producción estructurado por edad (ASPM) y un análisis de curva de captura (ACC) (Carvalho *et al.* 2021, Minte-Vera *et al.* 2021).

## 4.2. Selectividades

Se estimaron selectividades por medio de funciones de distribución normal doble, lo cual permitió estimar selectividades en forma de domo o asintóticas, y *splines* o funciones logísticas (Tabla 6). Para algunas flotas fue necesario recurrir a *splines* para permitir una mayor flexibilidad en la forma de la función. Los *splines* y los valores iniciales de todas las selectividades se configuraron mediante la biblioteca en R *empirical\_selectivity* (Olivero-Ramos 2021, disponible en GitHub<sup>5</sup>).

Para algunas pesquerías se incluyeron bloques de tiempo para la selectividad. Las pesquerías españolas que operan en las zonas costeras (F8 y F9) tenían un bloque de 2000 a 2019. Alrededor del año 2000, el arte de pesca que utilizaban estas pesquerías sufrió un cambio total en su configuración y su operación, cuando pasó del método tradicional al "palangre americano" (Mejuto y García-Cortes 2005). Por lo tanto, la pesquerías anteriores y posteriores a 2000. El análisis de los residuales en los datos de frecuencia de talla derivados de los análisis preliminares indicó claramente un cambio en la selectividad, lo que a su vez indicó la necesidad de esta estructura adicional en el modelo. Las flotas de aguas lejanas que operan en la zona costera (F12) también tenían un bloque de 1994 a 2019, cuando la flota cambió los materiales de las líneas y de los anzuelos entre flotadores (<u>SAC-13 INF-M</u>).

## 4.3. Modelos por hipótesis

Modelo H1: este modelo supone la hipótesis de estructura de población H1, es decir, que la población se distribuye **al sur de 5°S y al este de 150°O**, como se supuso en la evaluación de 2011. Este modelo utiliza las mismas definiciones de pesquerías que la evaluación de 2011 e índices de abundancia similares. Todos los datos están actualizados.

Los Modelos 0 a 3 a continuación suponen la hipótesis de estructura de población H2: la población se distribuye al **sur de 10°N y al este de 150°O**.

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> remotes::install\_github("roliveros-ramos/fks")

remotes::install\_github("roliveros-ramos/empirical.selectivity")

El Modelo 0 (modelo de referencia inicial) concilia el aumento en las capturas (Figura 11a) con el aumento en los índices (Figuras 6 y 7) mediante la estimación de una tendencia constante de aumento del reclutamiento a través de una tendencia en las desviaciones de reclutamiento estimadas (Figura 11a). En el Modelo 0, las desviaciones de reclutamiento modelan la manera en que el reclutamiento difiere del reclutamiento promedio en cada año. Se supone que las desviaciones son independientes, están idénticamente distribuidas y siguen una distribución lognormal iid. Una tendencia en las desviaciones de reclutamiento podría deberse a la especificación errónea del modelo y el aumento observado en las capturas y los índices podría explicarse por múltiples hipótesis: 1) un aumento en la productividad, 2) un aumento en la disponibilidad, 3) un aumento tanto en la productividad como en la disponibilidad y 4) un aumento en la conectividad con el OPOC. Para investigar más a fondo estas hipótesis, se aplicaron varios modelos, de los cuales se seleccionaron cuatro (Tabla 7) para representarlas mejor, según se describe a continuación:

**Modelo 1**: <u>Aumento en la productividad</u>. Esta hipótesis representa la posibilidad de que la productividad de la población haya incrementado paulatinamente, desde una fase de productividad baja hasta una fase de productividad alta, debido a cambios en el reclutamiento promedio. Con el fin de representar mejor la hipótesis del aumento en el reclutamiento y evitar la violación del supuesto de desviaciones de reclutamiento iid, en el Modelo 1 se aplicó una tendencia en el parámetro de régimen para el reclutamiento. La tendencia inicia en 0, en 1945, cuando el (logaritmo del) reclutamiento virgen (InRO) se fija para que sea igual a una línea base. El InRO base se obtuvo a partir de un ASPM para un modelo corto (ejecutado solo de 1945 a 1993, Anexo 2). El modelo estima una curva logística para representar la tendencia; los parámetros estimados son la amplitud de la tendencia, el año central de la tendencia y el valor de régimen final. Los límites inferior y superior para el año central de la tendencia se especificaron como 1995 y 2019. El Modelo 1 también estima desviaciones de reclutamiento para tener en cuenta la variación en el reclutamiento alrededor de la tendencia.

**Modelo 2**: <u>Aumento en la disponibilidad</u>: Esta hipótesis explora la posibilidad de que el aumento observado en todos los índices de abundancia corresponda en realidad a un aumento en la disponibilidad de los peces para todas las flotas y artes de pesca, tal vez debido a una causa común como un cambio en el medio ambiente o un cambio en la tecnología pesquera que se utiliza tanto en los buques de palangre como en los de redes agalleras. Lo anterior implica que los índices no son sustitutos para la abundancia de la población. Así, para aplicar este modelo se ajusta un modelo como el Modelo 0 únicamente a la captura, peso promedio, edad, talla y datos generalizados de composición por talla (como un análisis de curva de captura, Carvalho *et al.* 2021). El cambio en la disponibilidad se calcula como la diferencia respecto de los valores esperados para los índices dados el Modelo 2 y los índices observados. Se comparan los coeficientes de capturabilidad por año y la biomasa vulnerable para evaluar si siguen la misma tendencia entre índices.

**Modelo 3**: <u>Aumento en la disponibilidad y aumento en la productividad</u>: Esta hipótesis se aplica mediante un modelo como el Modelo 0, pero en el que se estima la capturabilidad variable con el tiempo para todos los índices que incluyen el "periodo de transición" en el que la disponibilidad pudo haber aumentado (es decir, aproximadamente desde 1995 hasta 2009). Se supone que la capturabilidad de los índices varía con el tiempo según una distribución normal con una media de cero y una desviación estándar de 0.3, lo cual es aproximadamente igual al error de observación supuesto, y una autocorrelación de 0.4, con lo que se estiman un InR0 y desviaciones de reclutamiento. Si la productividad aumenta, se producirá una tendencia creciente en el reclutamiento promedio, lo que dará lugar a un reclutamiento promedio al final del régimen de reclutamiento mayor al InR0 base estimado por el ASPM para un modelo corto (es decir, un modelo que se ejecuta de 1945 a 1993, Anexo 2). Inicialmente esta hipótesis se realizó incluyendo una tendencia de cambio de régimen como en el Modelo 1; sin embargo, el modelo no convergió. Por lo tanto, se formuló este modelo simplificado.

El modelo a continuación aborda la especificación errónea del modelo mediante la implementación de la hipótesis de estructura de población H3: la población se distribuye al sur de 10°N y al este de 170°O.

**Modelo 4**: <u>Conectividad y estructura de población</u>: El modelo ideal para representar esta hipótesis es un modelo espacial que tiene en cuenta el desplazamiento desde el OPOC hasta el OPO e incluye datos de marcado o al menos estimaciones de la tasa de desplazamiento basadas en datos de marcado (por ejemplo, Patterson *et al.* 2021). Con los datos actuales, el modelo aplicado para representar esta hipótesis es simplemente como el Modelo 0 pero también incluye las capturas en el OPOC al sur de 10°N, entre 150°O y 170°O. Los índices y los datos de composición no se actualizan para incluir datos al oeste de 150°O.

#### 5. RESULTADOS

## 5.1. Modelo de referencia inicial (Modelo 0)

El Modelo 0 tuvo un gradiente máximo pequeño en la solución y produjo una matriz hessiana definida positiva que indicaba convergencia. El modelo fue capaz, en promedio, de ajustarse bien a los datos de composición por talla, lo que indica que las capturas se realizan aproximadamente en las tallas y edades correctas de la población y que hay una buena representación de las clases de talla que componen los índices de abundancia (Figura 9). Los únicos datos que no se predicen bien son las frecuencias de talla para F4\_LL\_Coast\_A4, que no se ajustan al modelo y corresponden a datos de Ecuador, que tiene una mezcla de años con frecuencias de talla pequeñas seguidas de años con frecuencias de talla mayores (Anexo 1). Las selectividades estimadas indicaron que, además de F3\_GN\_A5 que se supuso que tenía una selectividad asintótica, las pesquerías F7\_ESP\_A3 y F5\_LL\_Coast\_A5 también capturaron peces grandes (Figura 10). La selectividad de la flota española, que opera en las zonas costeras (F8\_ESP\_A4), pasó en el año 2000 de un rango estrecho de selectividad centrado principalmente entre 150 y 200 cm a un rango más amplio, y capturaron peces desde 100 cm hasta la talla máxima (350 cm). Las flotas de aguas lejanas (F12\_LL\_DW\_A4) tuvieron el cambio opuesto alrededor del año 2000, pasando de una amplia gama de tallas con alta selectividad (es decir, de 100 cm en adelante) a un rango estrecho centrado principalmente en juveniles de unos 80 a 100 cm. Para los índices, la selectividad elegida para ser asintótica fue 13\_JPN\_early. Sin embargo, se estimó que la selectividad para I6\_ESP\_Q1 era casi asintótica.

En el Modelo O, la tendencia creciente de los índices durante el periodo de aumento de las capturas (Figura 11a) coincidía con un aumento continuo del reclutamiento estimado desde mediados de la década del 2000 (Figura 11b), lo que permitió un buen ajuste a los índices de abundancia (Figura 11c). Como era de esperar, un ASPM basado en el Modelo O no pudo seguir los índices (Figura 11c), ya que el aumento de la captura no era consistente con el índice de abundancia y solo puede explicarse por una tendencia creciente en el reclutamiento. Un ACC basado en el Modelo O no pudo predecir los índices, lo que indica que la tendencia implícita en los datos de composición está en contradicción con los índices (Figura 11c). El ACC fue capaz de predecir bien la talla promedio de la composición por talla asociada a los índices de abundancia (Figura 11d).

El cambio del modelo a una actualización de la evaluación de 2011, que considera la hipótesis H1 para la estructura de la población (límite norte en 5°S), no resolvió la tendencia de aumento del reclutamiento (Figura 12). De hecho, la evaluación de 2011 ya presentaba el mismo patrón de reclutamiento a partir de 1990, con un aumento más pronunciado que el modelo H1 actualizado y el Modelo 0.

Los modelos de sensibilidad mostraron el mismo aumento constante del reclutamiento (Figura 13). El patrón en las desviaciones del reclutamiento no se resuelve cuando se supone que la mortalidad natural es de 0.2 en lugar de 0.4, o la inclinación es de 0.75 en lugar de 1, como se esperaba. Estos supuestos reducen la productividad de la población, que debe compensarse con reclutamientos aún mayores para dar cuenta de las capturas recientes. La estimación de la tasa de mortalidad natural ( $\hat{M} = 0.269$ ) tampoco resolvió el patrón del reclutamiento.

### 5.2. Modelos por hipótesis

Los modelos implementados para representar las cuatro hipótesis que pueden explicar el aumento en los índices con el aumento simultáneo en las capturas convergieron, como lo indican la estimación de una matriz hessiana definida positiva, la matriz de varianza-covarianza y un gradiente bajo en la solución EMV. El Modelo 4 presenta el mismo patrón de tendencia del reclutamiento que el Modelo 0, como se esperaba, ya que la única diferencia entre estos dos modelos es el aumento de las capturas dado por la inclusión de las capturas en el Océano Pacífico central (Figura 14). Los Modelos 1 y 2 muestran una distribución aleatoria alrededor del reclutamiento promedio en los últimos años, pero el Modelo 1 lo hace modelando una tendencia en el reclutamiento promedio. El Modelo 3 disminuye el patrón del reclutamiento, pero no lo resuelve completamente, ya que el aumento de la productividad no se modela explícitamente utilizando una tendencia como en el Modelo 1.

Las estimaciones del reclutamiento son muy inciertas para el periodo anterior a mediados de los años 70 (Figura 14). Para todos los modelos, existe una tendencia a la baja en el reclutamiento desde mediados de la década de 1970 hasta mediados de la década de 1980. El mismo patrón se repite dos veces en los siguientes 20 años. Después del año 2000, las estimaciones de reclutamiento varían según la hipótesis, pero los ciclos son evidentes en todas ellas (Figura 14).

La estimación más alta de la biomasa reproductora actual corresponde al Modelo 4, como se esperaba, ya que este modelo considera que la población es mayor (Figura 15). Sin embargo, después de la década de 1970, la incertidumbre de las estimaciones se superpone con las del Modelo 0 y el Modelo 1. Es posible que la incertidumbre de la biomasa reproductora esté subestimada para el Modelo 1 y el Modelo 3, porque InRO se establece en un valor fijo igual a la estimación de un modelo temprano corto (ver 4.3. Modelos por hipótesis y Anexo 2). El InRO se fijó en esos modelos para garantizar que el valor base para la tendencia en el reclutamiento se estimara basándose solamente en los datos tempranos antes de que los índices mostraran un aumento. El Modelo 3 estima una biomasa reproductora estable en los últimos 20 años debido al aumento de la productividad estimada (mayor reclutamiento promedio), además de una mayor disponibilidad. Esto significa que el modelo hace frente al aumento de las capturas incrementando el reclutamiento promedio y mejora el ajuste a los índices modificando también su capturabilidad a lo largo del tiempo. El Modelo 2 muestra una estimación mucho mayor e incierta de la biomasa virgen. Comparte con los otros modelos la disminución de finales de la década de 1970 y principios de la década de 1980, y hasta cierto punto el periodo de estabilidad de finales de las décadas de 1980 y 1990, pero muestra una continua disminución de la biomasa reproductora a partir de principios de la década del 2000 porque la pesca se produce en una población que se supone que no tiene tendencia en la productividad, y los cambios en los índices se explican por los cambios en la capturabilidad. Para poder soportar las capturas actuales sin un aumento en la productividad, el Modelo 2 estima una productividad general mucho mayor.

Todos los modelos estiman aproximadamente la misma reducción hasta el año 2000, cuando las diferencias entre los modelos comienzan a ser visibles, ya que cada modelo explica el aumento de los índices y las capturas de forma diferente (Figura 16). Todos los modelos estiman una reducción casi nula hasta principios de la década de 1970, y luego una disminución de la biomasa reproductora desde mediados de la década de 1970 hasta finales de la década de 1980, lo que supone un aumento de la reducción, seguido de un periodo de biomasa reducida que duró unos 10 años. A este periodo le siguió uno de aumento de la biomasa reproductora desde finales de la década de 1990 hasta principios de los 2000. Los Modelos 1, 2 y 3 tienen trayectorias de biomasa reproductora muy diferentes después de principios de la década del 2000. El modelo de aumento en la productividad (Modelo 1) estima que la población a partir de 2010 es aún mayor que las condiciones vírgenes. Dado que el Modelo 1 estima un aumento en la productividad, la biomasa reproductora tiende a aumentar constantemente después de 1999 hasta que se estabiliza en un segundo régimen de productividad después de 2012. El Modelo 2 estima una disminución que da lugar a una reducción de alrededor del 50% en los últimos años, ya que se hipotetiza que el aumento de las capturas es el resultado simplemente del aumento en la disponibilidad del pez espada para todas los artes de pesca. El Modelo 3 sigue un patrón intermedio entre el Modelo 1 y el Modelo 2 porque no solo se estima que la productividad general es mayor, sino que también el modelo estima las tendencias del reclutamiento desde el año 2000 para poder ajustarse mejor a los índices de abundancia.

Las diferencias entre los modelos se hacen evidentes después del año 2000, cuando las capturas aumentan sustancialmente y se dispone de más datos de composición. Los índices de abundancia no son útiles para discriminar entre las hipótesis, ya que la estimación de la capturabilidad variable (Anexo 3), sin duda, se ajustaría mejor a los índices (Anexo 4). Por lo tanto, es esencial analizar los ajustes a los datos de composición y peso promedio para investigar si estos datos apoyan una hipótesis más que las otras. La Tabla 8 muestra la diferencia de verosimilitud logarítmica negativa (NLL) entre el modelo que mejor se ajusta a un componente de datos en particular y el modelo analizado. Solo se analizaron los componentes de datos de composición por talla, lo que indica que apoya la hipótesis de aumento en la disponibilidad. Las hipótesis del aumento en la productividad y la disponibilidad están respaldadas por varios componentes de datos relacionados con las flotas palangreras que operan en las zonas costeras (por ejemplo, componentes de talla generalizados asociados con los índices palangreros chilenos I1\_Chile\_Q2, I2\_Chile\_Q3, y la composición por talla y por edad para la pesquería F5\_LL\_Coast\_A5, y la composición por talla para F8\_ESP\_A4).

#### 5.3. Condición de la población

La CIAT aún no ha establecido puntos de referencia para el pez espada en el OPO sur. Puesto que el objetivo principal de la Convención de Antigua es "... asegurar la conservación y el uso sostenible a largo plazo de las poblaciones de peces abarcadas por esta Convención, de conformidad con las normas pertinentes del derecho internacional", y pide a los Miembros de la Comisión "... determinar si, de acuerdo con la mejor información científica disponible, una población de peces ... está plenamente explotada o sobre explotada y, sobre esta base, si un incremento en la capacidad de pesca y/o el nivel de esfuerzo de pesca pondría en peligro la conservación de esa población", en esta evaluación interpretamos que la orientación general dada por la Convención de Antigua es la necesidad de determinar si la población es capaz de reponerse dada la mortalidad por pesca actual. Además, dado que existe una gran incertidumbre respecto a la productividad de la población, los puntos de referencia basados en RMS parecen

inadecuados. Por lo tanto, centraremos la determinación de la condición de la población en posibles puntos de referencia límite.

Debido a la posibilidad de grandes cambios en la productividad de la población, los puntos de referencia dinámicos podrían ser más apropiados, ya que tienen en cuenta la variabilidad de la productividad al calcular los niveles de referencia. Para una mayor exhaustividad, se muestran dos tipos de puntos de referencia límite candidatos, los de equilibrio y los dinámicos. Los puntos de referencia límite de equilibrio (PRL) se basan en los que se utilizan para los atunes tropicales en la CIAT (Res C-16-02). La CIAT adoptó un punto de referencia límite de biomasa igual a la biomasa reproductora correspondiente a una reducción del 50% del reclutamiento cuando se supone que la inclinación de la curva de reclutamiento de la población de Beverton-Holt es de 0.75. Esto corresponde a una reducción de aproximadamente el 7.7%. El punto de referencia de la mortalidad por pesca es aquélla que lleva a la población a ese nivel de reducción, dada la combinación actual de selectividades en las pesquerías. El punto de referencia dinámico se basa en el de la WCPFC. La WCPFC adoptó un punto de referencia límite dinámico de biomasa para todas las poblaciones bajo su jurisdicción del 20% de la biomasa en ausencia de pesca (20%SSB\_F=0 cuando el tiempo t es igual al tiempo actual) (https://www.wcpfc.int/harvest-strategy). La biomasa en ausencia de pesca se define como lo que sería la biomasa actual sin pesca, por lo que considera la variabilidad estimada en el reclutamiento.

El punto de referencia objetivo (PRO) es el nivel correspondiente al RMS. Los valores presentados aquí tienen el único propósito de comparar modelos, ya que los puntos de referencia para el pez espada aún no han sido adoptados por la CIAT. El punto de referencia objetivo se interpretó como un valor dinámico en las últimas evaluaciones de atunes tropicales (Minte-Vera *et al.* 2020, Xu *et al.* 2020) pero como un nivel de equilibrio anteriormente (Minte-Vera *et al.* 2018). El nivel de RMS de equilibrio para YFT fue de aproximadamente el 27% de SSBO, mientras que para BET fue del 23% de SSBO. En el caso del pez espada debería ser mayor, ya que es una especie más longeva que los atunes tropicales y su mortalidad natural es baja. Para los puntos de referencia objetivo, se calculan dos valores, 40% SSB\_F=0(t) y 50% SSB\_F=0(t), que son valores supuestos en la EEO del atún albacora del Pacífico norte (NC17-IP-06), que es más longevo que los atunes tropicales, y se muestran aquí solo como referencia.

Basándose en el PR de equilibrio, todos los modelos están por encima del PRL para los atunes tropicales (Figura 16). Según el PR dinámico, todos los modelos están por encima del PRL del 20% de biomasa en ausencia de pesca (Figura 17). La población se acerca al PRO del 40% de biomasa en ausencia de pesca si el aumento en los índices se debe tanto a un aumento en la productividad como a un aumento en la disponibilidad (Modelo 3). Si el aumento de los índices es efectivamente un aumento real de la productividad, la población está por encima del 50% de la biomasa en ausencia de pesca, aun cuando H1 o H3 se consideren como hipótesis para la estructura de la población (Modelos 1, 4 y H1). Aunque algunos componentes de datos apoyan una hipótesis sobre las demás, se considera que no hay información clara en los datos actuales para determinar la plausibilidad relativa de las hipótesis.

La mortalidad por pesca se mide como la disminución en la proporción de la biomasa reproductora producida por cada recluta debido a la pesca en relación con la biomasa por recluta en ausencia de pesca (SPR) (Goodyear 1993). Una SPR alta es indicativa de una mortalidad por pesca baja, por lo que 1-SPR es sustituto de la mortalidad por pesca. Por ejemplo, para mantener a la población en un punto de referencia objetivo de biomasa dinámico del 40% de SSB\_F=0(t)), la intensidad de pesca sería de 0.6 a largo plazo.

Todos los modelos estiman un aumento constante de la intensidad de pesca desde la década de 1970 hasta el año 2000, cuando las capturas aumentan (Figura 18). Después del 2000, el Modelo 2 mostró un aumento más pronunciado en la intensidad de pesca que los otros modelos y estima la intensidad de pesca actual más alta, seguido por el Modelo 3, pero como el Modelo 3 estimó una mortalidad por pesca más alta en 2000, terminó en una mortalidad por pesca más alta en 2019. Estos dos modelos estiman que se ha traspasado el PRO de F50%; el Modelo 3 estimó que también se ha traspasado el PRO de F40%.

Las gráficas de fase indican que el PRL de F20% no se ha traspasado en ninguna de las cuatro hipótesis más la hipótesis H1 de menor población. (Figura 19). Sin embargo, los modelos de sensibilidad indicaron que, si la mortalidad natural es menor, tanto el PRL de biomasa como el de intensidad de pesca de F20% se habrían traspasado.

El impacto de la pesca más alto es para el Modelo 3, productividad y disponibilidad, seguido del Modelo 2, disponibilidad, porque el Modelo 2 estima una productividad general mucho mayor para tener en cuenta las altas capturas actuales (Figura 20).

## 6. DISCUSIÓN

El aumento simultáneo en los índices de abundancia y en las capturas de la población de pez espada del OPO sur condujo al desarrollo de cuatro hipótesis alternativas para explicar dichos patrones. La primera hipótesis es que hay un aumento real en la productividad de la población de pez espada del OPO sur, y los índices están siguiendo un verdadero aumento en la abundancia de la población. La segunda hipótesis es que hay cambios en la disponibilidad de la población, que pueden traducirse en cambios en los parámetros de capturabilidad a lo largo del tiempo para cada índice, lo que hace que los índices no sean proporcionales a la abundancia. La tercera hipótesis es que parte de las capturas del Océano Pacífico occidental y central provienen de hecho del OPO, por lo que parte de la productividad allí se desplaza al OPO. Añadir las capturas fue la forma más sencilla de modelar la conectividad con el OPOC con los datos disponibles, lo que supone efectivamente que la conectividad es siempre alta, como en una población más grande y bien mezclada.

Para evaluar las hipótesis propuestas es necesario abordar dos preguntas: ¿Existen condiciones en el Pacífico sur que puedan causar un posible aumento en la productividad de la población, un aumento en la disponibilidad para las pesquerías o ambos? ¿Existe la posibilidad de un aumento en la conectividad con el Pacífico occidental y central?

Para analizar la hipótesis de los cambios en la productividad, es necesario revisar el origen de la productividad de la población de pez espada del OPO sur y de los factores que pueden influir en la variabilidad de la productividad. La población de pez espada del OPO sur está altamente asociada con el sistema de corriente de Humboldt (HCS), uno de los ecosistemas marinos más productivos del mundo (Thiel et al. 2007). El HCS es la porción oriental del giro anticiclónico del Pacífico suroriental a escala de cuenca, limitado por la Deriva de los Vientos del Oeste (WWD) en el sur y el sistema de corriente ecuatorial en el norte. El HCS se caracteriza por un flujo hacia el norte de agua superficial fría originada en latitudes subantárticas y una fuerte afloramiento de aguas frías originadas en las zonas ecuatoriales. Las aguas ricas en nutrientes sostienen una gran producción primaria, que es la base de una abundante producción en los niveles tróficos más altos. El HCS se extiende desde la latitud 42°S, en el sur de Chile, hasta Ecuador y las Islas Galápagos, en la línea ecuatorial. El afloramiento ocurre en la porción norte de forma casi permanente y estacional en la porción sur, con áreas localizadas de gran afloramiento (por ejemplo, los principales centros de afloramiento son 20-22°S, 32-34°S y 36-38°S). La latitud norte a la que la WWD se aproxima al continente cambia estacionalmente de 35°S a 40°S en el invierno austral a ~45°S en el verano austral. Las aguas subsuperficiales del HCS tienen bajo nivel de oxígeno. El HCS presenta una intensa estacionalidad debido a la intrusión periódica de aguas ecuatoriales. Las zonas con las mayores capturas de pez espada en el OPO sur se encuentran en las principales zonas de afloramiento del HCS. Frente a la

costa de Chile, el pez espada se desplaza estacionalmente de 40°S a partir de marzo de cada año hasta aproximadamente 18°S en febrero del año siguiente, siguiendo aproximadamente el desplazamiento espaciotemporal de las isotermas de 18° y 17°C (Espíndola *et al.* 2011).

La estacionalidad del HCS interactúa con El Niño Oscilación del Sur (ENOS). Las señales oceánicas del ENOS se originan en el Pacífico occidental y se desplazan hacia el este como ondas Kelvin ecuatoriales que se propagan hacia el polo hasta 40°S como ondas atrapadas en la costa (OAC) (Thiel *et al.* 2007). El ENOS incurre en una fuerte variabilidad interanual en el patrón estacional promedio, con una intensidad decreciente a medida que avanza hacia el sur. Durante la fase cálida de El Niño, la altura del nivel del mar aumenta, la termoclina se profundiza y la anomalía de la temperatura de la superficie del mar se vuelve positiva en el área costera del OPO. La Corriente Costera Peruana (CCP) y la Corriente Costera Chilena (CCC), que normalmente fluyen hacia la línea ecuatorial, pueden disminuir en intensidad o incluso invertir su flujo. Las OAC tienen una energía elevada. El afloramiento puede ser de agua cálida y pobre en nutrientes desde arriba de la termoclina profundizada. Durante la fase fría de La Niña, el nivel del mar costero disminuye, la termoclina se hace menos profunda y la anomalía de la temperatura de la superficie del mar se vuelve del mar costero disminuye. El flujo costero hacia la línea ecuatorial de la CCP y CCC se fortalece. Las OAC se debilitan.

El pez espada es una de las especies clave en la red trófica pelágica en el Océano Pacífico central y oriental (Lin y Zhu, 2020). Se alimentan principalmente durante el día, cuando pueden estar nadando en aguas superficiales, depredando en la distribución de la capa mixta entre las aguas subsuperficiales y la termoclina, o haciendo inmersiones prolongadas debajo de la termoclina, a menudo a profundidades > 600 m (Moore 2020, Sepulveda *et al.*, 2010; Evans *et al.*, 2014; Sepulveda *et al.*, 2018). Durante la noche, prefiere permanecer más cerca de la superficie.

#### 6.1. Aumento en la productividad

El pez espada es uno de los principales depredadores ápice del HCS (nivel trófico 5.2, SAC-13-10). En los últimos años, su presa preferida, el calamar gigante (Dosidicus gigas, Ibanez et al. 2004, Zambrano-Zambrano et al. 2019), ha aumentado en abundancia, lo que puede justificar un aumento en la productividad de la población de pez espada. Las capturas de calamares han aumentado de manera desproporcionada en el Océano Pacífico oriental sur en comparación con las zonas adyacentes del Pacífico sur (Figura 21). Las capturas se multiplicaron por quince desde principios de la década de 1990 hasta principios de la década de 2010 en el OPO sur, se cuadriplicaron en el Pacífico central occidental, se duplicaron en el Pacífico central oriental y disminuyeron un 30% en el Pacífico occidental sur. Aunque parte del aumento de las capturas puede ser consecuencia del aumento del esfuerzo, parece que el OPO sur se ha convertido en un importante punto álgido para el calamar, especialmente el calamar gigante. Antes de 1989, las descargas de calamares gigantes en Perú eran inferiores a 1000 t al año. La pesca dirigida comenzó solo después de 1991 y en 1994 las capturas rondaron las 200 000 t (Csirke et al. 2015). La mayor abundancia de esta especie en el OPO ha atraído a una gran flota de buques poteros de calamar que capturan más de medio millón de toneladas de calamar gigante al año, lo que lo convierte en el tercer recurso pesquero en biomasa en el HCS, después de la anchoa y el jurel (Montecino y Lange 2009). La expansión del área de distribución del calamar gigante también se observó en el hemisferio norte (Zeidberg y Robison 2007).

Los calamares gigantes son animales crecimiento rápido y vida corta, con plasticidad en su ciclo vital y una respuesta rápida a los cambios ambientales. Su población suele estar compuesta por individuos de una sola clase anual (Csirke *et al.* 2015). Sin embargo, en condiciones de La Niña, los calamares pueden aumentar su supervivencia a 1.5-2 años, así como más del doble de talla que en un año de El Niño, asociado a las bajas temperaturas durante un periodo clave de desarrollo (Arkhipkin *et al.* 2015). El

repentino aumento de la biomasa en el calamar gigante en los años de La Niña de 2000 a 2001 puede estar relacionado tanto con el aumento del crecimiento somático como con la longevidad.

Es posible que las condiciones para la expansión del calamar gigante persistan después de los años 2000 a 2001 de La Niña. Después del año 2000, y por lo menos hasta 2012, el calamar gigante que se pesca frente a Perú fueron casi tres veces más grandes en tamaño que los que se capturaron entre 1989 y 1999, y las áreas con CPUE elevada se han expandido considerablemente (Csirke *et al.* 2015). Las estimaciones acústicas de la abundancia de la población de calamar gigante dentro de la ZEE peruana indicaron un aumento en la abundancia de menos de 200,000 t en 1999 a 1.8 millones de t en 2004 (Csirke, 2015). En 2015, las estimaciones acústicas fueron de alrededor de 0.8 millones de t solo en la ZEE peruana. Frente a Chile, la biomasa del calamar gigante aumentó alrededor de 17 veces, pasando de unas 40,000 t en 2001 a unas 680,000 t en 2003 (Alarcón-Muñoz *et al.* 2008). En 2012, el calamar gigante fue la principal especie capturada por las pesquerías artesanales de Perú (Guevara-Carrasco y Bertrand, 2017). Este aumento en la población de la principal presa del pez espada puede haber creado las condiciones para el aumento de la productividad de la población de pez espada.

#### 6.2. Aumento en la disponibilidad

La segunda hipótesis para explicar el cambio en los índices de abundancia es un cambio en la disponibilidad. La disponibilidad de los peces puede entenderse como la densidad y distribución de los peces en relación con la de las artes de pesca (Ward 2008). Es uno de los componentes clave de la capturabilidad, que puede definirse como la proporción de animales en una población capturados por una unidad de esfuerzo. Otros de sus componentes están relacionados con las artes y las operaciones de pesca. Debido a que el aumento se observó en todos los índices simultáneamente, incluyendo índices de zonas externas como el índice de la pesquería de palangre de Nueva Zelanda (<u>SAC-13 INF-M</u>, Finucci *et al.*, 2021), y en diferentes artes, es menos probable que, si el aumento es realmente un incremento de la capturabilidad, este se deba a un cambio tecnológico adoptado en todas esas flotas aproximadamente al mismo tiempo.

En el caso de los palangreros, se han documentado varios cambios que pueden haber aumentado la capturabilidad del pez espada. Es posible que el uso de palos de luz aumente la tasa de captura 5 veces dependiendo del color de la luz que se utilice (Hazin et al. 2005). No se dispone de datos sobre el uso de palos de luz en la mayoría de las flotas. Es posible que la flota japonesa haya comenzado a utilizarlos a finales de la década de 1990 (Ward y Hindmarsh, 2007). Cuando está disponible y se incluye en la estandarización de los datos de CPUE (por ejemplo, el índice realizado a partir de la CPUE de la flota palangrera neozelandesa), el índice mostró un aumento después de mediados de la década de 2000 (SAC-13 INF-M, Finucci et al., 2021). La capacidad de detectar hábitats adecuados para el pez espada puede haber contribuido al aumento de la capturabilidad. La disponibilidad de imágenes por satélite aumentó en sofisticación y disminuyó en precio con el tiempo. Ya a mediados de la década de 1970, la flota japonesa tenía acceso a imágenes de la temperatura superficial del mar. A principios de la década del 2000, dicha flota disponía de imágenes en color del océano y de la altura de la superficie del mar (Ward y Hindmarsh, 2007). Estos datos, asociados a la ubicación precisa del buque dada por el sistema de posicionamiento global (disponible desde mediados de la década de 1980 para la flota japonesa), pueden ayudar a indicar la proximidad al hábitat adecuado para el pez espada y ayudar a perfeccionar la táctica de pesca. Además, el uso del perfilador Doppler (disponible desde finales de la década de 1980 para la flota japonesa, Ward y Hindmarsh, 2007) puede contribuir a la toma de decisiones sobre el despliegue de las artes en relación con las corrientes.

Las zonas de alta disponibilidad de pez espada parecen ser zonas frontales de alta energía cinética. En el HCS, los remolinos y filamentos de mesoescala arrastran hacia alta mar, a lo largo de cientos de kilómetros, aguas costeras frías y ricas en nutrientes (Thiel *et al.* 2007). La energía cinética de los remolinos

es más fuerte y más estrechamente asociada a la costa (~600 km) en la región entre aproximadamente 30°S y 38°S, y se aleja de la costa (>300 km) frente a Perú y aproximadamente en 30°S frente a Chile. De manera similar a otras zonas (por ejemplo, el sistema de la corriente de California, Scales et al., 2018), la CPUE más alta para la pesquería de palangre chilena se asoció con la energía frontal más alta (medida por el encuentro de las isotermas de 17°C y 18°C) dada por la intrusión de aguas ecuatoriales hacia la zona sur (sur de 36°S) (Espíndola et al. 2009, Espíndola et al. 2011). Sin embargo, el pez espada parece preferir las orillas de los remolinos (análisis sin publicar de Fernando Espíndola, IFOP), donde cazan como depredadores solitarios. Los remolinos pueden acumular nutrientes o hacer que estén disponibles en la zona fótica, lo que aumenta la productividad primaria y secundaria (Olson, 1991, Prasants, 2022). Los remolinos de núcleo cálido parecen particularmente atractivos para el pez espada. En el sistema de corrientes de Kuroshio, la CPUE del pez espada en los remolinos de núcleo cálido es aproximadamente 2 a 3 veces mayor que en los remolinos de núcleo frío (Durán Gómez et al. 2020). La detección de esas zonas mediante el uso de herramientas tecnológicas puede aumentar la capturabilidad del pez espada, mientras que los cambios en el medio ambiente que aumentan la cantidad de remolinos de mesoescala. Estos dos factores combinados o aislados pueden tener el efecto de aumentar la disponibilidad de pez espada tanto para el palangre como para la red agallera de manera simultánea.

Es posible que la disponibilidad del pez espada haya aumentado debido a los cambios en la distribución y cantidad de estructuras frontales, como los remolinos y especialmente aquellos de núcleo cálido, después del año 2000 como resultado de cambios oceanográficos. Scales *et al.* (2018) propusieron un método para cuantificar la fuerza y el número de remolinos y áreas frontales, denominado colectivamente como "estructuras lagrangianas coherentes" (LCS). Con este método, los autores estimaron las tasas de captura y la mayor probabilidad de captura en áreas con mayor número y fuerza de LCS. Los trabajos futuros deberían considerar el estudio de la dinámica de las LCS y sus relaciones con las tasas de captura del pez espada, así como el ENOS en el OPO sur para comprender si se respalda la hipótesis del aumento en la disponibilidad.

## 6.3. Aumento en la productividad y la disponibilidad

Esta hipótesis combina un aumento en la productividad, causado potencialmente por el aumento de la presa preferida del pez espada, y un aumento en la disponibilidad debido a cambios en el medio ambiente.

#### 6.4. Aumento en la conectividad

La densidad promedio estimada por el modelo espaciotemporal de los datos operacionales de palangre de captura y esfuerzo de Japón indicó que las áreas espaciales de alta densidad (o disponibilidad) en el periodo temprano estaban desconectadas (SAC-13 INF-N). Este patrón apoyó la hipótesis de Hinton y Deriso de al menos tres poblaciones en el OPO, una en el norte, una en el sur y una en el área ecuatorial. De 1994 a 2009, hay áreas de mayor densidad (o disponibilidad) y un ligero aumento en la conectividad entre esas zonas. Después de 2010, la conectividad de las áreas de alta densidad aumenta notablemente entre la zona ecuatorial y el OPO sur. Es plausible que la conectividad con el OPOC también haya aumentado. Los análisis preliminares de la densidad estimada a partir de los datos de captura y esfuerzo de la flota palangrera española sugieren un corredor de áreas de alta densidad y tallas promedio grandes en los océanos del sur alrededor de 35°S. La evaluación del pez espada en el OPOC sur (SC17-SA-WP-04) mostró tendencias de reducción similares a las de esta evaluación (Figura 16), de alrededor del 80% a alrededor del 40% de la B0 dinámica de 2000 a 2010, que coincide con el aumento en las capturas en el OPOC sur y en el OPO sur. Esta evaluación también considera las capturas en el OPO que tienen lugar en el área de traslapo CIAT-WCPFC (al sur de 4°S y entre 150°O y 130°O), que también forman parte de la actual evaluación para el OPO sur. Los datos genéticos y genómicos publicados no son concluyentes en cuanto a una separación clara de las poblaciones e incluso sugieren similitudes entre el pez espada capturado en Australia y en Chile (Lu *et al.* 2006, Lu *et al.* 2016, <u>presentación de Águila *et al.*</u> En <u>SWO-01</u>, <u>SWO-01-REP</u>). Los estudios futuros deberían investigar la conectividad potencial entre el OPO y el OPOC sur.

## 7. CONCLUSIÓN

Los índices de abundancia se tratan generalmente como la principal información que debe ajustarse bien por un modelo de evaluación (Francis 2011) bajo la hipótesis de que la población disminuiría con la pesca (y viceversa) y que los índices detectarían el efecto de la pesca. La evaluación de la población de pez espada del OPO sur se aleja considerablemente de esta hipótesis, ya que los índices parecen indicar que las mayores capturas podrían mantenerse debido a aumentos en la productividad o al desplazamiento del OPOC, o los índices muestran solo cambios en la disponibilidad del pez espada, o una combinación de estos. La hipótesis del aumento en la productividad no está respaldada por algunos de los datos de composición. Esto puede ser el resultado de una especificación errónea del modelo que, si se trata y se resuelve, puede conciliar los componentes de datos. Es posible que se necesiten fuentes de datos alternativas para discriminar entre estas hipótesis. Independientemente de la gran incertidumbre, todos los modelos estimaron que la población no rebasó los puntos de referencia límite de biomasa y pesca sugeridos, pero que podría estar acercándose a los puntos de referencia objetivo. Por lo tanto, la población debería monitorearse de cerca.

El análisis de pruebas externas sugiere que no se puede descartar la hipótesis del aumento en la productividad, ya que parece que el aumento extremo del calamar gigante puede haber favorecido a la población de pez espada, quizá incluso en detrimento de otras poblaciones (Alarcón-Muñoz *et al.* 2008 sugieren que la disminución en la población de merluza chilena, una importante presa del calamar gigante en la región, puede deberse al aumento del calamar gigante). Aquí se modeló el cambio en la productividad como un cambio en el reclutamiento. Sin embargo, es posible que el proceso real esté vinculado a otros parámetros, como cambios en la mortalidad natural de los adultos, ya que la energía proporcionada por la abundancia de presas puede traducirse en un aumento del reclutamiento, la supervivencia o cambios en el crecimiento. Si existe un aumento real de la abundancia del pez espada en el OPO sur y este está asociado con el aumento del calamar gigante, las acciones de ordenación deberían considerar la posibilidad de que esa fuente de energía disminuya en el futuro y la población de pez espada vuelva a un estado de menor productividad.

Los incrementos en los índices de abundancia con el incremento de las capturas fue la característica que dominó el enfoque de esta evaluación. Sin embargo, la reducción de la mortalidad natural (análisis de sensibilidad) influyó más en la condición de la población que cualquiera de esas hipótesis. Si la mortalidad natural de la población fuera menor en general, la población estaría experimentando una mayor intensidad de pesca y tendría un tamaño de población menor que los niveles correspondientes a los PRL sugeridos. La mortalidad natural y los posibles cambios en ella debido al aumento en la abundancia de presas deberían explorarse en el futuro.

## 8. RECOMENDACIONES DE INVESTIGACIÓN

Además de las recomendaciones de investigación de los participantes en el taller <u>SWO-01</u> (<u>SWO-01-REP</u>), deberían realizarse las siguientes investigaciones:

#### Estructura de la población:

Se debe seguir investigando la estructura de la población del pez espada en el Océano Pacífico. Los estudios que asocian marcas archivadoras con información genómica parecen prometedores (por ejemplo, la <u>presentación de Águila *et al.*</u> En <u>SWO-01</u>, <u>SWO-01-REP</u>). La conectividad entre la población del OPOC y la del OPO debería estudiarse con un estudio de marcado electrónico bien diseñado, en el que se

marquen peces entre las longitudes 150°O y 130°O, tanto en las áreas ecuatoriales como en las áreas templadas alrededor de 35°S a 40°S.

#### Datos:

<u>Captura</u>: Algunos CPC, como las naciones de Centro y Suramérica, necesitan mejorar la notificación de capturas. Las capturas deben notificarse como mínimo por arte, trimestre, indicando el área de origen y en la unidad original en la que se registraron (por peso o por número), para evitar basarse en supuestos arbitrarios para dividirla. Las capturas deberían notificarse con una resolución de 5° de latitud por 5° de longitud por mes, tal como lo requiere la resolución C-03-05, tanto en números como en peso, si se registran esas dos unidades. La disponibilidad tanto de los números como del peso permite estimar el peso promedio en espacio y tiempo, lo que puede proporcionar información sobre los procesos biológicos y pesqueros.

<u>Índices de abundancia</u>: Los índices de abundancia se obtuvieron a partir de la estandarización de datos operacionales (por lance individual) o de resolución fina de captura y esfuerzo. Se deberían seguir obteniendo índices a partir de datos operacionales e incluir más covariables. Deberían incluirse medidas de esfuerzo en número de anzuelos por lance en los datos por lance individual de la flota española, así como datos de los lances en los que no se capturó pez espada para poder estandarizar la CPUE de forma adecuada.

En las bitácoras deberían registrarse otras variables que pueden contribuir al aumento de la capturabilidad, como el número y el color de los palos de luz (Hazin *et al.* 2005), y el uso de servicios satelitales para encontrar las condiciones oceanográficas ideales para obtener tasas elevadas de captura de pez espada (Ward y Hindmarsh, 2007). Se deberían incluir datos sobre las capturas de otras especies, ya que pueden ser útiles para modelar cambios en las especies objetivo o en la estrategia de pesca (por ejemplo, Hoyle *et al.* 2019).

A pesar de la falta de covariables de capturabilidad de estrategias de pesca importantes, el aumento mostrado en varios tipos de índices de diferentes flotas y artes planteó las hipótesis de cambios en la disponibilidad. Es necesario aclarar las condiciones que pueden causar cambios en ella. Por lo tanto, deberían realizarse estudios para identificar las condiciones oceanográficas favorables para una CPUE elevada de pez espada (concretamente, la presencia de remolinos de núcleo cálido) y realizar un seguimiento de los cambios de dichas condiciones a lo largo del tiempo para evaluar si la hipótesis de aumento de disponibilidad es plausible.

Modelos espaciotemporales: Debería ampliarse el dominio espacial de la estandarización de la CPUE mediante modelos espaciotemporales para incluir el Océano Pacífico occidental y central, a fin de poder modelar de forma más adecuada hipótesis alternativas sobre la estructura de la población.

Datos de composición: Los datos de composición influyeron en los resultados de algunos de los modelos. Si bien los datos de frecuencia de talla estaban disponibles a través de la presentación a la CIAT bajo la resolución <u>C-03-05</u> sobre provisión de datos, no hay información de metadatos asociada con estos datos para comprender el muestreo y la metodología de estimación de la frecuencia de talla para la captura total de la flota. Se debería notificar información de metadatos sobre el tamaño de la muestra y el diseño y la metodología del muestreo; para que los datos estén mejor representados en el modelo de evaluación y en los modelos de estandarización. Por ejemplo, la cantidad de datos de frecuencia de talla de la flota española equivalía a la captura en números, lo que indica que los valores presentados se habían expandido al total de las capturas. Sin embargo, los datos de frecuencia de talla mostraron una distribución espacial diferente a la de las capturas, con algunas zonas de capturas elevadas sin muestras. Algunas flotas tienen muestras muy limitadas que parecen no ser representativas de las capturas; en esos casos se debería revisar el diseño de muestreo e incrementar los tamaños de las muestras.

Los machos y hembras de pez espada difieren no solo en sus parámetros de ciclo vital sino también en sus patrones de comportamiento y desplazamiento (Palko *et al.* 1981; DeMartini *et al.* 2000; Dewar *et al.* 2011, Moore 2022). Los únicos datos por sexo disponibles para esta evaluación fueron los datos de la flota chilena. Es admirable que Chile tenga un programa de muestreo tan completo. Las otras flotas deberían implementar la recolección de datos por sexo para que se puedan dilucidar aspectos del ciclo vital y especialmente de los desplazamientos y la utilización del hábitat, para modelar mejor el crecimiento, la mortalidad natural y la selectividad por sexo. En esta evaluación no se utilizaron los datos condicionales de edad por talla de Chile porque el intervalo temporal elegido para la dinámica de la población fue trimestral, mientras que los datos estaban disponibles en una escala anual. En el futuro, los datos podrían desagregarse en trimestres y utilizarse para estimar mejor el crecimiento y la mortalidad natural por sexo y explorar los cambios temporales en esos parámetros.

#### Modelado:

Esta evaluación mostró que existen al menos cuatro hipótesis que pueden explicar los patrones paradójicos del aumento en los índices de abundancia con el incremento simultáneo en las capturas. Los datos disponibles no contienen la información necesaria para poder indicar qué hipótesis es la más plausible. Es posible que sea necesario recolectar otros tipos de datos con ese fin. Por ejemplo, debería evaluarse la factibilidad del marcado y recaptura por parientes cercanos (por ejemplo, <u>SAC-12-14</u>) para estimar la abundancia (y la mortalidad natural, el desplazamiento y la estructura de la población).

Los trabajos futuros pueden considerar el uso de modelos multiespecíficos, modelos de depredador-presa o modelos de complejidad intermedia para evaluaciones de ecosistemas (por ejemplo, Plaganyi *et al.* 2022) para explorar la hipótesis de aumento de la productividad que se plantea en esta evaluación. También debería investigarse la influencia de la abundancia del calamar gigante en la mortalidad natural y el crecimiento del pez espada, además del reclutamiento, para determinar si puede conciliar el conflicto entre los datos de composición y los índices de abundancia.

## Puntos de referencia:

La CIAT debería adoptar puntos de referencia objetivo y límite y una regla de control de extracción para la población del OPO sur. Los puntos de referencia provisionales propuestos en el documento SAC-14 INF-O deberían considerarse para su adopción mientras se prueban formalmente los puntos de referencia definitivos mediante un proceso de evaluación de estrategias de ordenación.

## 9. AGRADECIMIENTOS

El personal agradece a los científicos y autoridades nacionales de Chile, España, Japón, Corea y Ecuador por compartir datos e información confidenciales, y colaborar en varios estudios que respaldan esta evaluación, así como a los participantes del 1<sup>er</sup> Taller Técnico sobre el Pez Espada en el OPO Sur (<u>SWO-01</u>) por sus sugerencias y recomendaciones.

## 10. REFERENCIAS

- Alarcón-Muñoz, R., Cubillos, L., Gatica, C. 2008. Jumbo squid (*Dosidicus gigas*) biomass off central Chile: effects on Chilean hake (*Merluccius gayi*). CalCOFI Rep., Vol. 49: 157-166/
- Arkhipkin, A., Argüelles, J., Shcherbich, Z., Yamashiro, C. Ambient temperature influence adult size and life span in jumbo squid *Dosidicus gigas*
- Barría Martínez, P., González Pizarro, A., Devia Cortés, Mora Opazo, S., Miranda Pérez, H., Barraza Sáez,
   A., Cerna Troncoso, F., Cid Mieres, L., Ortega Carrasco, J.C., 2019. Informe Final. Convenio de Desempeño 2018. Seguimiento Pesquerías Recursos Altamente Migratorios. Aspectos biológico pesqueros, año 2018. Instituto de Fomento Pesquero.

- Carvalho, F., Winker, H., Courtney, D., Kapur, M., Kell, L., Cardinale, M., Schirripa, M., Kitakado, T., Yemane, Y., Piner, K.R., Maunder, M.N., Taylor, I., Wetzel, C.R., Doering, K., Johnson, K.F., Methot, R.D. 2021. A cookbook for using model diagnostics in integrated stock assessments. Fisheries Research 240. doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105959
- Cerna, J. F. 2009. Age and growth of the swordfish (*Xiphias gladius* Linnaeus, 1758) in the southeastern Pacific off Chile (2001). Latin American Journal of Aquatic Research 37(1): 59-69.
- Claramunt, G., G. Herrera, M. Donoso and E. Acuña. 2009. Spawning period and fecundity of swordfish (*Xiphias gladius*) caught in the southeastern Pacific. Latin American Journal of Aquatic Research 37(1): 29-41.
- Cope, J.M., Punt, A.E., 2011. Reconciling stock assessment and management scales under conditions of spatially varying catch histories. Fisheries Research 107: 22–38
- Csirke, J., Alegre, A., Argüelles, J., Guevara-Carrasco, R., Mariátegui, L., Segura, M., Tafúr, R. and Yamashiro, C. 2015 Main Biological and fishery aspects of the Jumbo squid in the Peruvian Humboldt Current System. South Pacific Regional Fisheries Management Organisation. 3rd Meeting of the Scientific Committee SC-03-27
- DeMartini, E. E., J. H. Uchiyama, R. L. Humphreys Jr., J. D. Sampaga and H. A. Williams. 2007. Age and growth of swordfish (*Xiphias gladius*) caught by the Hawaii-based pelagic longline fishery. Fishery Bulletin 105: 356–367.
- Dewar, H., Prince, E.D., Musyl, M.K., Brill, R.W., Sepulveda, C., Luo, J., Foley, D., Orbesen, E. S., Domeier, M.L., Nasby-Lucas, N., Snodgrass, D., Laurs, R.M., Hoolihan, J.P., Block, B.A., McNaughton, L.M. (2011) Movements and behaviours of swordfish in the Atlantic and Pacific Oceans examined using pop-up satellite archival tags. *Fisheries Oceanography*, 20: 219–241.
- Durán Gómez, G.S., Nagai, T., Yokawa, K. 2020. Mesoscale Warm-Core Eddies Drive Interannual Modulations of Swordfish Catch in the Kuroshio Extension System. Front. Mar. Sci. 7:680. doi: 10.3389/fmars.2020.00680
- Espíndola, F., Vega, R., Yáñez, E. 2009. Identification of the spatial-temporal distribution pattern of swordfish (Xiphias gladius) in the southeastern Pacific. Latin American Journal of Aquatic Research, 37(1): 43-57.
- Espíndola, F., Yáñez, E., Barbieri, M.A. 2011. El Niño Southern Oscillation and spatial-temporal variability of the nominal performances of swordfish (*Xiphias gladius*) in the southeastern Pacific. Revista de Biología Marina y Oceanografía 46(2): 231-242
- Evans, K., Abascal, F., Kolody, D., Sippel, T., Holdsworth, J., Maru, P. 2014. The horizontal and vertical dynamics of swordfish in the South Pacific Ocean. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 450: 55–67.
- Finucci, B., Griggs,L., Sutton,P.,Fernandez, D., Anderson, O. 2021. Characterisation and CPUE indices for swordfish (*Xiphias gladius*) from the New Zealand tuna longline fishery, 1993 to 2019. New Zealand Fisheries Assessment Report 2021/07.
- Francis, R.I.C.C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 68(6): 1124-1138. https://doi.org/10.1139/f2011-025.
- Goodyear, C. P. 1993. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. In S. J. Smith, J. J. Hunt and D. Rivard [ed.] Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 67-81. https://www.iattc.org/GetAttachment/86c09697-ff71-4b6c-9d65-3cec53d762ae/Meeting-SWO-01%20report

- Guevara-Carrasco R., Bertrand A. (Eds.). 2017. Atlas de la pesca artesanal del mar del Perú. Edición IMARPE-IRD, Lima, Perú, 183 pp.
- Hazin, H.G., Hazin, F.H.V., Travassos, P., Erzini, K.2005. Effect of light-sticks and electralume attractors on surface-longline catches of swordfish (*Xiphias gladius*, Linnaeus, 1959) in the southwest equatorial Atlantic. Fisheries Research 72: 271–277.
- Hinton, M.G. and Deriso, R.B. (1998) Distribution and stock assessment of swordfish, Xiphias gladius, in the eastern Pacific Ocean from catch and effort data standardized on biological and environmental parameters. Proceedings of the International Symposium on Pacific Swordfish, December 10-13, 1994. Ensenada, Mexico. NOAA Technical Report 142. 161-179
- Hinton, M.G. and Maunder, M.N. 2012. Status of swordfish in the eastern Pacific Ocean in 2010 and outlook for the future. IATTC Stock Assessment Report 12. Status of the tuna and billfish stocks in 2010. Pag. 133 – 177
- Ibáñez, C.M., González, C., Cubillos, L. 2004. Dieta del pez espada *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758, en aguas oceánicas de Chile central en invierno de 2003. Invest. Mar., Valparaíso, 32(2): 113-120.
- Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., Minami, M. 2013. Defining population spatial units: Simultaneous analysis of frequency distributions and time series. Fisheries Research 139: 85– 92.
- Lin, Q., Zhu, J. 2020. Topology-based analysis of pelagic food web structure in the central and eastern tropical Pacific Ocean based on longline observer data. Acta Oceanol. Sin. 39 (6): 1–9.
- Lu, C. P., Chen, C. A., Hui, C. F., Tzeng, T. D., & Yeh, S. Y. 2006. Population genetic structure of the swordfish, *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758), in the Indian Ocean and west pacific inferred from the complete DNA sequence of the mitochondrial control region. Zoological studies, 45(2): 269-279.
- Lu, C-H, Smith, B.L., Hinton, M.G., Alvarado Bremer, J.R. 2016. Bayesian analyses of Pacific swordfish (*Xiphias gladius* L.) genetic differentiation using multilocus single nucleotide polymorphism (SNP) data. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 482:1-17. http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2016.03.010
- Martínez-Ortiz J, Aires-da-Silva AM, Lennert-Cody CE, Maunder MN (2015) The Ecuadorian Artisanal Fishery for Large Pelagics: Species Composition and Spatio-Temporal Dynamics. PLoS ONE 10(8): e0135136. doi:10.1371/journal.pone.0135136
- Maunder, M.N., Thorson, J.T., Xu, H., Oliveros-Ramos, R, Hoyle, S.D., Tremblay-Boyer, L. Lee, H.H., Kai, M., Chang, S.-K., Kitakado, T., Albertsen, C.M., Minte-Vera, C.V., Lennert-Cody, C.E., Aires-da-Silva, A.M., Piner, K.R. 2020a. The need for spatio-temporal modeling to determine catch-per-unit effort based indices of abundance and associated composition data for inclusion in stock assessment models. Fisheries Research 229 <u>https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105594</u>
- Mejuto, J., and B. García-Cortés. 2005. Update of scientific and technical information on the activity of the EU-Spanish surface longline fleet targeting the swordfish (*Xiphias gladius*) in the Pacific, with special reference to recent years: 2002 and 2003. Manuscript. Doc BSTC 2005, Lanzarote, Spain, June 26-27, 2005: 17 p.
- Methot, R.D., and Wetzel, C.R. 2013. Stock synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. Fisheries Research 142: 86-99.
- Methot, R.D., and Wetzel, C.R., Taylor, I.G., and Doering, K. 2020. Stock Synthesis User Manual Version 3.30.15. NOAA Fisheries Seattle, WA. NOAA. Processed Report NMFS-NWFSC-PR-2020-05
- Methot, R.D., Taylor, I.G. 2011. Adjusting for bias due to variability of estimated recruitments in fishery assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68: 1744–1760

- Minte-Vera, C.V., Maunder, M.N., Xu, H., Valero, J.L. Lennert-Cody, C.E., Aires-da-Silva, A. 2020. Yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean, 2019: benchmark assessment. 11th meeting of the Scientific Advisory Committee. Document SAC-11-07. Available from: <u>https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2020/SAC-11/Docs/\_English/SAC-11-07-MTG\_Yellowfin%20tuna%20benchmark%20assessment%202019.pdf</u>
- Minte-Vera,C.V., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. 2021. Auxiliary diagnostic analyses used to detect model misspecification and highlight potential solutions in stock assessments: application to yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. ICES Journal of Marine Science. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab213
- Montecino, V., Lange, C.B. 2009. The Humboldt Current System: Ecosystem components and processes, fisheries, and sediment studies. Progress in Oceanography 83: 65–79
- Moore, B.R. 2020.Biology, stock structure, fisheries and status of swordfish, *Xiphias gladius*, in the Pacific Ocean a review. NIWA Client Report 20200361WN. National Institute of Water and Atmospheric Research, Wellington, NZ. 46 p.
- Olson, D. B., Hitchcock, G.L., Mariano, A.J., Ashjian, C.J., Peng, G., Nero, R.W., Podestá, G. P. 1991. Life on the edge: marine life and fronts. Oceanography 7(2): 52-60.
- Palko, B.J., Beardsley, G.L., Richards, W.J. (1981) Synopsis of the biology of the swordfish, *Xiphias gladius* Linnaeus. FAO Fisheries Synopsis No. 127.
- Patterson, T., Evans, K., Hillary, R. 2021. Broadbill swordfish movements and transition rates across stock assessment spatial regions in the western and central Pacific. Western and Central Pacific Fisheries Commission. Scientific Committee Seventeenth Regular Session. WCPFC-SC17-2021/SA-IP-17
- Plaganyi, E., Blamey, L.K., Rogers, J.G.D., Tulloch, V.J.D. 2022. Playing the detective: Using multispecies approaches to estimate natural mortality rates. Fisheries Research 249: 106229. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106229
- Prants, S.V. 2022. Marine life at Lagrangian fronts. Progress in Oceanography. 204: 102790. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2022.102790
- Ramos-Cartelle, A., Fernández-Costa, J., García-Cortés, B., Mejuto, J. 2021. Updated standardized catch rates for the north Atlantic stock of swordfish (*Xiphias gladius*) from the Spanish surface longline fleet for the period 1986-2019. SCRS/2021/087 Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 78(7): 94-108
- Reeb, C.A, Arcangeli, L., Block, B.A. 2000. Structure and migration corridors in Pacific populations of the swordfish *Xiphias gladius*, as inferred through analyses of mitochondrial DNA. Marine Biology 136: 1123-1131.
- Sáez, A. P. B., Martínez, P.B., Miranda, H., 2020. Estimación de un modelo estadístico para la CPUE estandarizada en la pesquería de especies altamente migratorias. Infome. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.
- Scales, K.L., Hazen, E.L., Jacox, M.G., Castruccio, F., Maxwelle, S.M., Lewison, R.L., Bograd, S.J. 2018. Fisheries bycatch risk to marine megafauna is intensified in Lagrangian coherent structures PNAS 7362–7367.
- Sepulveda, C.A., Wang, M., Aalbers, S.A., Alvarado-Bremer, J.R. 2020. Insights into the horizontal movements, migration patterns, and stock affiliation of California swordfish. Fisheries Oceanography 29:152–168.
- Suda, A., Shaefer, M.B. 1965. General review of the Japanese tuna long-line fishery in the eastern tropical Pacific Ocean 1956-1962. Available from: <u>https://www.iattc.org/GetAttachment/02d462c2-a703-4ce4-ae4a-ff81f8ad76fd/Vol-9-No-6-1965-SUDA,-AKIRA,-and-MILNER-B-SCHAEFER\_General-review-of-the-Japanese-tuna-long-line-fishery-in-the-eastern-tropical-Pacific-Ocean-1956-1962.pdfThiel, M.,</u>

Macaya,E.C., Acuña, E., Arntz, W.E. et al. 2007. The Humboldt current system of northern and central Chile: Oceanographic processes, ecological interactions and socioeconomic feedback. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review, 45: 195-344

- Uchiyama, J.H., E.E. DeMartini and H.A. Williams. 1999. Length-weight interrelationships for swordfish, *Xiphias gladius* L., caught in the central north Pacific. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-284, 82 p.
- Ward, P., Hindmarsh, S. 2007. An overview of historical changes in the fishing gear and practices of pelagic longliners, with particular reference to Japan's Pacific fleet. Review Fish Biology and Fisheries 17:501–516. doi 10.1007/s11160-007-9051-0
- Waterhouse, L., Sampson, D.B., Maunder, M., Semmens, B.X. 2014. Using areas-as-fleets selectivity to model spatial fishing: asymptotic curves are unlikely under equilibrium conditions. Fisheries Research 158:15-25. <u>https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.01.009</u>
- Xu, H., Maunder, M.N., Minte-Vera, C., Valero, J.L., Lennert-Cody, C., Aires-da-Silva, A.2020. Bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean, 2019: benchmark assessment. Inter-American Tropical Tuna Commission. 11th meeting of the Scientific Advisory Committee. Document SAC-11-06. Available from: https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2020/SAC-11/Docs/\_English/SAC-11-06-MTG\_Bigeye%20tuna%20benchmark%20assessment%202019.pdf
- Zambrano-Zambrano, R.W., Mendoza-Moreira, P.E., Gómez-Zamora, W., Varela, J.L, 2019. Feeding ecology and consumption rate of broadbill swordfish (*Xiphias gladius*) in Ecuadorian waters. Marine Biodiversity. 49:373–380
- Zeidberg, L.D., Robison, B.H. 2007. Invasive range expansion by the Humboldt squid, *Dosidicus gigas*, in the eastern North Pacific. 104 (31) 12948-12950. <u>https://doi.org/10.1073/pnas.0702043104</u>



**FIGURE 1**. Conceptual model for the South EPO swordfish (Barría Martínez et al., 2020) overlaid on a map of known spawning and early life history areas (compiled by Lu et al., 2016).

**FIGURA 1.** Modelo conceptual para el pez espada del OPO sur (Barría Martínez et al. 2020) superpuesto sobre un mapa de las áreas conocidas de reproducción y ciclo vital temprano (compilado por Lu et al. 2016).



**FIGURE 2.** A: Map of distant water longline catches (t) of swordfish, *Xiphias glad*ius, by decade and 5° square from the Pacific Ocean, a) 1979–1988, b) 1989–1998, c) 1999–2008, d) 2009–2018 compiled by Moore (2021) overlayed with the regions corresponding to the three stock structure assumptions. **B**: Areas used for fishery definitions (Table 2) for each stock structure hypothesis. The areas for H1 are the same as in the 2011 assessment. The areas for H2 are based on tree analyses of the length frequencies, which are extended into the WCPO for H3.

FIGURA 2. A: Mapa de capturas palangreras en aguas lejanas (t) de pez espada, *Xiphias glad*ius, por década y cuadrícula de 5° del Océano Pacífico, a) 1979–1988, b) 1989–1998, c) 1999–2008, d) 2009–2018, compilado por Moore (2021), superpuesto con las regiones correspondientes a los tres supuestos de estructura de la población. B: Áreas utilizadas para las definiciones de las pesquerías (Tabla 2) para cada hipótesis de estructura de la población. Las áreas para H1 son las mismas que las de la evaluación de 2011. Las áreas para H2 se basan en análisis de árbol de las frecuencias de talla, que se extienden al OPOC para H3.



FIGURE 3. Annual catches (in weight) of swordfish in the EPO south of 10°N by fishing gear and corresponding CPC included in the stock assessment of swordfish for the South EPO.. The CPC abbreviations are: BLZ – Belize, CHL – Chile, CHN – China, COL - Colombia, CRI – Costa Rica, ECU – Ecuador, ESP – Spain, GTM – Guatemala, HND – Honduras, JPN – Japan, KOR – Korea, NIC – Nicaragua, PAN – Panamá, PER – Perú, PRT – Portugal, PYF – French Polynesia, SLV – El Salvador, TWN – Chinese Taipei, URY – Uruguay, VUT – Vanuatu. The gear abbreviations are HAR – Harpoon, LL – Longline, GN – Gillnet. FIGURA 3. Capturas anuales (en peso) de pez espada en el OPO al sur de 10°N, por arte de pesca y CPC correspondiente incluidas en la evaluación de la población de pez espada del OPO sur. Las abreviaturas de los CPC son: BLZ - Belice, CHL - Chile, CHN - China, COL - Colombia, CRI - Costa Rica, ECU - Ecuador, ESP - España, GTM - Guatemala, HND - Honduras, JPN - Japón, KOR - Corea, NIC - Nicaragua, PAN - Panamá, PER - Perú, PRT - Portugal, PYF - Polinesia Francesa, SLV - El Salvador, TWN - Taipéi Chino, URY - Uruguay, VUT - Vanuatu. Las abreviaturas de las artes de pesca son HAR - Arpón, LL - Palangre, GN - Red agallera.



**FIGURE 4**. Catches of swordfish (in weight) by fishing gear and type of fishery corresponding to the three stock-structure hypotheses, areas for fishery definitions (Table 2) and neighbor areas assumed in the stock assessment of swordfish for the south EPO. The rectangles indicate the catches included in each stock structure hypothesis.

**FIGURA 4**. Capturas de pez espada (en peso) por arte de pesca y tipo de pesquería, correspondientes a las tres hipótesis de estructura de la población, áreas para las definiciones de las pesquerías (Tabla 2) y áreas adyacentes supuestas en la evaluación del pez espada del OPO sur. Los rectángulos indican las capturas incluidas en cada hipótesis de estructura de la población.



paste(GearAbv, TypeFishery, sep = "\_")

**FIGURE 5.** Seasonality of the catches of swordfish (in weight) by fishing gear and type of fishery corresponding to the stock structure hypotheses, areas for fishery definitions (Table 2) and neighboring areas for the stock assessment of swordfish for the south EPO.

**FIGURA 5.** Estacionalidad de las capturas de pez espada (en peso) por arte de pesca y tipo de pesquería, correspondiente a las hipótesis de estructura de la población, áreas para las definiciones de las pesquerías (Tabla 2) y áreas adyacentes para la evaluación del pez espada del OPO sur.





**FIGURA 6a.** Mapas de dominios espaciales (área correspondiente a los índices) e índices estimados (e intervalo de confianza de 95%) incluidos en los modelos de evaluación.



**FIGURE 6b.** Nominal and standardized gillnet CPUE (and 95% confidence interval for the estimated year effect) for the Chilean fleet (from: Sáez et al. 2020 and Sáez <u>presentation to SWO-01</u>) **FIGURA 6b.** CPUE de redes agalleras nominal y estandarizada (e intervalo de confianza de 95% para el efecto de año estimado) para la flota chilena (de: Sáez et al. 2020 y <u>presentación de Sáez en SWO-01</u>).





**FIGURA 7**. Comparación de los índices de Japón de la evaluación de 2011 y de SAC-13-INF-M, agregados en área costera y de alta mar.



**FIGURE 8.** Biological assumptions for the swordfish assessment in the south EPO. **A**: Assumed mean length at age for males and females, the shaded region represents variation in length-at-age, assuming a CV = 10% (mean  $\pm$  1.96 standard deviations). **B**: Length-weight relationship for males and females. **C**. Maturity at age for females. **D**. Fecundity at age for females.

**FIGURA 8.** Supuestos biológicos para la evaluación del pez espada del OPO sur. **A:** Talla promedio por edad supuesta para machos y hembras, el área sombreada representa la variación en talla por edad, suponiendo un CV = 10% (promedio ± 1.96 desviaciones estándar). **B:** Relación talla-peso para machos y hembras. **C.** Madurez por edad para las hembras. **D.** Fecundidad por edad para las hembras.



**FIGURE 9.** Average length compositions weighted by the sample sizes associated with fisheries and indices. The observed values are shown as shaded area and the values predicted by the M0 model are shown as lines.

**FIGURA 9**. Composiciones por talla promedio ponderadas por los tamaños de muestra asociados a las pesquerías y los índices. Los valores observados se muestran como áreas sombreadas y los valores predichos por el modelo M0 se muestran como líneas.



**FIGURE 10.** Selectivity functions estimated from the reference model M0, for fisheries and for indices. **FIGURA 10.** Functiones de selectividad estimadas a partir del modelo de referencia M0, para pesquerías y para índices.



**FIGURE 11a.** Landings (t), aggregated by fishery and season, for the initial reference model and models that assume the stock structure hypothesis H2.

**FIGURA 11a**. Descargas (t), agregadas por pesquería y estación, para el modelo de referencia inicial y los modelos que suponen la hipótesis de estructura de población H2.



**FIGURE 11b.** Spawning biomass ratio (SSB<sub>t</sub>/SSB<sub>F=0,t</sub>) and recruitment deviations for the initial reference model M0 and its age structure production model (ASPM) and catch curve analysis (CCA) diagnostics. **FIGURA 11b.** Cociente de biomasa reproductora (SSB<sub>t</sub>/SSB<sub>F=0,t</sub>) y desviaciones del reclutamiento para el modelo de referencia inicial M0 y sus diagnósticos de modelo de producción estructurado por edad (ASPM) y análisis de curva de captura (ACC).



FIGURE 11c. Fit to the indices of abundance of the initial reference model M0 and its ASPM and CCA diagnostics.

**FIGURA 11c.** Ajuste a los índices de abundancia del modelo de referencia inicial M0 y sus diagnósticos de ASPM y ACC.



**FIGURE 11d.** Obseved mean length and its expected uncertainty and mean length predicted by the initial reference model and the CCA diagnostic.

**FIGURA 11d.** Talla promedio observada y su incertidumbre esperada, y talla promedio predicha por el modelo de referencia inicial y el diagnóstico de ACC.



**FIGURE 12.** Estimated spawning biomass, recruitment deviations, for the 2011 assessment, update model (H1) and reference model M0.

**FIGURA 12.** Biomasa reproductora estimada, desviaciones del reclutamiento, para la evaluación de 2011, modelo actualizado (H1) y modelo de referencia inicial M0.



FIGURE 13. Estimated spawning biomass, recruitment deviations, depletion and recruitment estimate for the reference model M0, estimate natural mortality model (M0\_natMest), M=0.2 (M0\_natM0\_2) and h=0.75 (M0\_h075) sensitivity models.

FIGURA 13. Biomasa reproductora estimada, desviaciones del reclutamiento, estimación de reducción y reclutamiento para el modelo de referencia M0, modelo de mortalidad natural estimada (M0\_natMest), modelos de sensibilidad M=0.2 (M0\_natM0\_2) y h=0.75 (M0\_h075).





**FIGURA 14.** Arriba: desviaciones del reclutamiento. Abajo: Estimaciones de reclutamiento absoluto para el modelo de referencia inicial M0 y los modelos correspondientes a las cuatro hipótesis que explican el aumento simultaneo de los índices de abundancia y las capturas.







**FIGURE 16**. Ratio of the estimated spawning stock biomass and the virgin spawning stock biomass (equilibrium) for the models corresponding to the four hypotheses that explain the simultaneous increase in indices of abundance and catches and the model corresponding to the stock structure hypothesis H1 (north boundary at 5°S). Note that M4 corresponds to the stock structure hypothesis H3 (western boundary at 170°W).

**FIGURA 16**. Razón entre la biomasa de la población reproductora estimada y la biomasa de la población reproductora virgen (equilibrio) para los modelos correspondientes a las cuatro hipótesis que explican el aumento simultáneo de los índices de abundancia y las capturas y el modelo correspondiente a la hipótesis de estructura de la población H1 (límite norte en 5°S). Nótese que el modelo M4 corresponde a la hipótesis de estructura de la población H3 (límite occidental en 170°O).



**FIGURE 17.** Ratio of the estimated spawning stock biomass and spawning stock biomass with no fishing (dynamic) for the models corresponding to the four hypotheses that explain the simultaneous increase in indices of abundance and catches and the model corresponding to the stock structure hypothesis H1 (north boundary at 5°S). Note that M4 corresponds to the stock structure hypothesis H3 (western boundary at 170°W).

FIGURA 17. Razón entre la biomasa de la población reproductora estimada y la biomasa de la población reproductora sin pesca (dinámica) para los modelos correspondientes a las cuatro hipótesis que explican el aumento simultáneo de los índices de abundancia y las capturas y el modelo correspondiente a la hipótesis de estructura de la población H1 (límite norte en 5°S). Nótese que el modelo M4 corresponde a la hipótesis de estructura de la población H3 (límite occidental en 170°O).



**FIGURE 18.** Fishing intensity (1-SPR) for the models corresponding to the four hypotheses that explain the simultaneous increase in indices of abundance and catches and the model corresponding to the stock structure hypothesis H1 (north boundary at 5°S). Note that M4 corresponds to the stock structure hypothesis H3 (western boundary at 170°W). Fishing intensity is a proxy for fishing mortality, based on SPR (proportion of the spawning biomass produced by each recruit with fishing relative to biomass per recruit in the unfished condition, Goodyear 1993). Large SPR are indicative of low fishing mortality, thus a proxy for fishing mortality is 1-SPR.

**FIGURA 18.** Intensidad de pesca (1-SPR) para los modelos modelos correspondientes a las cuatro hipótesis que explican el aumento simultáneo de los índices de abundancia y las capturas y el modelo correspondiente a la hipótesis de estructura de la población H1 (límite norte en 5°S). Nótese que el modelo M4 corresponde a la hipótesis de estructura de la población H3 (límite occidental en 170°O). La intensidad de pesca es un sustituto de la mortalidad por pesca, con base en SPR (proporción de la biomasa reproductora producida por cada recluta con pesca en relación con la biomasa por recluta en ausencia de pesca, Goodyear 1993). Una SPR alta indica una mortalidad por pesca baja, por lo que 1-SPR es sustituto de la mortalidad por pesca.



Spawning biomass / TRP-Biomasa reproductora / PRL

**FIGURE 19.** Phase plots: Estimated spawning biomass relative to the biomass target reference point (40%SSB<sub>F=0</sub>) versus fishing intensity relative to the suggested target reference point (F40%SPR) for the models corresponding to the four hypotheses that explain the simultaneous increase in indices of abundance and catches and the model corresponding to the stock structure hypothesis H1 (north boundary at 5°S). Note that M4 corresponds to the stock structure hypothesis H3 (western boundary at 170°W). The dashed lines correspond to the LRP of F20% and 20% SSB<sub>F=0</sub>.

**FIGURA 19.** Gráficas de fase: Biomasa reproductora estimada en relación con el punto de referencia objetivo de biomasa (40%SSB<sub>F=0</sub>) frente a la intensidad de pesca en relación con el punto de referencia objetivo sugerido (F40%SPR) para los modelos correspondientes a las cuatro hipótesis que explican el aumento simultáneo de los índices de abundancia y las capturas y el modelo correspondiente a la hipótesis de estructura de la población H1 (límite norte en 5°S). Nótese que el modelo M4 corresponde a la hipótesis de estructura de la población H3 (límite occidental en 170°O). Las líneas punteadas corresponden al PRL de F20% y 20% SSB<sub>F</sub>=0.



**FIGURE 20.** Fisheries impact: estimated trends in spawning biomass, with (red line) and without fishing (blue line), from fits of models corresponding to the four hypotheses that explain the simultaneous increase in indices of abundance and catches and the model corresponding to the stock structure hypothesis H1 (north boundary at 5°S). Note that M4 corresponds to the stock structure hypothesis H3 (western boundary at 170°W). The area between the red and the blue line represents the impact of the fisheries on the spawning biomass.

FIGURA 20. Impacto de la pesca: tendencias estimadas de la biomasa reproductora, con (línea roja) y sin (línea azul) pesca, a partir de ajustes de los modelos correspondientes a las cuatro hipótesis que explican el aumento simultáneo de los índices de abundancia y las capturas y el modelo correspondiente a la hipótesis de estructura de la población H1 (límite norte en 5°S). Nótese que el modelo M4 corresponde a la hipótesis de estructura de la población H3 (límite occidental en 170°O). El área entre la línea roja y la línea azul representa el impacto de la pesca en la biomasa reproductora.



FIGURE 21. Catches of squids recorded at the FAO database. The main squid species targeted by fisheries in the Pacific Ocean in jumbo squid.

**FIGURA 21.** Capturas de calamares registradas en la base de datos de la FAO<sup>6</sup>. La principal especie de calamar pescada en el Océano Pacífico es el calamar gigante.

<sup>&</sup>lt;sup>6</sup> Disponible en <u>https://www.fao.org/fishery/en/topic/18238?lang=en</u> (consultado el 03/09/2022)

**TABLE 1.** Annual SWO catches, in weight, in the eastern Pacific Ocean south of 10°N (March 9<sup>th</sup>, 2022, see text for details) by flag, gear and year for comparisons only. Catches in the assessment are input in the reported units. Catches for JPN in this table are an approximation done by transforming catch in numbers into weight using average weight for each area for the whole series obtained from other CPCs that report weight and numbers. JPN reports only catch in numbers in 5 by 5 by month resolution. The flag abbreviations are: CHL, Chile; COL, Colombia; CRI, Costa Rica; ECU, Ecuador; GTM, Guatemala; HDN, Honduras; NIC, Nicaragua; PAN, Panamá; PER, Perú; SLV, El Salvador; BLZ, Belize; CHN, China; JPN, Japan; KOR, Republic of Korea; PRT, Portugal; PYF, French Polynesia; TWN, Chinese Taipei; URY, Uruguay; VUT, Vanuatu; ESP, Spain. The gear abbreviations are: HAR – harpoon, LL - longline, GN – gillnet, OTH-other gear.

**TABLA 1.** Capturas anuales de SWO en peso en el Océano Pacífico oriental al sur de 10°N (9 de marzo de 2022, ver el texto para más detalles) por pabellón, arte y año solo para comparaciones. Las capturas en la evaluación se introducen en las unidades notificadas. Las capturas de JPN en esta tabla son una aproximación realizada transformando la captura en números en peso utilizando el peso promedio de cada área para la serie completa obtenida de otros CPC que notifican peso y números. JPN solo notifica capturas en números con una resolución de 5 por 5 por mes. Las abreviaturas de los pabellones son: CHL, Chile; COL, Colombia; CRI, Costa Rica; ECU, Ecuador; GTM, Guatemala; HDN, Honduras; NIC, Nicaragua; PAN, Panamá; PER, Perú; SLV, El Salvador; BLZ, Belice; CHN, China; JPN, Japón; KOR, República de Corea; PRT, Portugal; PYF, Polinesia Francesa; TWN, Taipéi Chino, URY, Uruguay; VUT, Vanuatu; ESP, España. Las abreviaturas de las artes son: HAR - arpón, LL - palangre, GN - red agallera, OTH - otras artes.

	Flotas costeras													Flotas de aguas lejanas										
	CHL	CHL	CHL	COL	CRI	ECU	ECU	GTM	HND	NIC	PAN	PER	PER	SLV	BLZ	CHN	JPN	KOR	PRT	PYF	TWN	URY	VUT	ESP
	GN	HAR	LL	LL	LL	GN	LL	LL	LL	LL	LL	GN	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL
1945		1455																						
1946		2166																						
1947		1701																						
1948		1209																						
1949		690																						
1950		786											6969											
1951		870											2424											
1952		570											1919											
1953		416											909											
1954		334											707				21							
1955		237											404				16							
1956		386											606				10							
1957		357											606				146							
1958		392											404				112							
1959		555											404				86							
1960		456											404				148							
1961		394											303				655							
1962		297											404				1071							
1963		94											202				1897							
1964		312											909				1983				0			
1965		151											303				1230				0			
1966		175											202				1462				0			
1967		203											1313				1527				31			
1968		175											808				1668				17			
1969		314											1212				5393				6			
1970		243											2424				3449				26			
1971		181											202				2008				18			
1972		141											606				1759				38			
1973		410											1960				3237				30			

1974		218											475				2134				33			
1975		137											160				1902	10			9			
1976		13											298				2995	34			34			
1977		32											424				4237	39			31			
1978		56											440				3884	37			8			
1979		40											190				3999	37			30			
1980		104											218				3408	46			17			
1981		294											92				2999	127			35			
1982		285											156				2814	69			32			
1983		342											240				3454	60			9			
1984		103											346				1862	49			15			
1985		342											93				2488	157			12			
1986	502	245	17										33				3272	316			12			
1987	1624	245	190										74				2895	203			29			
1988	3727	245	483										130				2892	110			38			
1989	4496	245	1083										84				2404	107			111			
1990	3605	245	1105				397						2				2454	430			34			
1991	3041	245	3969	29	107		305						3				2485	586			40			
1992	2556	245	3578		27		395						21				5004	269		2	32			
1993	2488	245	1979		20		29	22					77				2598	286		2	19			
1994	2307	245	1249		27		81						313				2194	256		16	44			
1995	1840	245	509		29		193						7				1449	289		24	8			
1996	385	245	2515		315		0	2					1023				1447	362		25	35			
1997	718	245	3077		1072		0	3		1			24				2010	415		23	29			2018
1998	1605	245	2642	6	419		218			4			99				2219	440		19	34			1302
1999	673	245	2007		99		177			3			42				1160	351		30	81			1121
2000	400	0	1742		407		422	1	192	1			20	2			2004	400		46	608			1807
2001	1087	21	2560		653		537	2	450	7			360	2		316	3757	840		47	1710			3426
2002	1258	15	2799		638		573		238	11			281	20		827	3469	557		4	5471			5629
2003	1006	29	2806		286		229	0	320	12		40	40			982	3035	147		69	3212			5912
2004	1697	13	1564		179		1	0	181	7		28	0	2		483	2139	946		48	2076	343		5607
2005	1987	48	1946		191		111	0	50	2		14	14			350	1535	275		51	917			4962
2006	1766	13	1259		444		811	1				47	47			350	1395	586		57	996			5152
2007	1978	12	1874		242		510	0				29	29	2		166	1504	238		35	708		81	4730
2008	2110	14	672		302		1419	1		2		63	63	3		453	1783	116		44	361		112	6717
2009	2604	20	893		447		1015	7		1		635	0	1	141	479	1960	628		45	549		122	8010
2010	3280	17	1071		673		671	1		7		422	0	1	226	649	2902	669	300	43	927		208	9115
2011	4028	26	895		929		934	3		4		1376	0		510	923	3076	765	82	47	769		114	9674
2012	5168	34	1143		2205		2414			17		2784	0		847	1223	3489	1028	156	64	1024		125	8959
2013	4186	19	652		830		1494			10		1549	0		1265	1537	3182	1347		76	908		178	8466
2014	5463	13	331		1119		2211	20		23		1877	0		298	1531	3366	985	2	89	1158		778	8034
2015	5786	29	218		1366		1851	16		19		311	0		195	1958	3347	1167	509	86	1282		596	9944
2016	6972	41	478		1330	232	3243	20		29	323	459	0		55	1414	3226	1095		77	1941		290	10602
2017	7639	23	260		1250	312	2976			8	486	154	0		78	1831	2689	1289	532	104	2345		486	8902
2018	6570	23	174		1356	287	7397	6		28	230	206	0	4	78	2519	1790	836	815	170	2336		290	11405
2019	8788	16	2		1041	48	6368	5			1301	334	0	0	51	1398	1160	464	777	133	1430		770	10538
2020						598	4642								128	1440	1370	720		133	1628		803	9979

**TABLE 2.** Fisheries defined for the stock assessment of swordfish in the south EPO. Gear: HAR: harpoon; LL: longline; GN: gillnet.

**TABLA 2.** Pesquerías definidas para la evaluación de la población de pez espada en el OPO sur. Artes: HAR: arpón; LL:palangre; GN: red agallera.

Pesquería	Arte	Origen	# área	Área	Trimestre	Datos de captura	Unidad	Abreviatura de la pesquería
F1	LL	Chile	4	Costera	Todos	Captura retenida	t	CHL_LL
F2	All	Chile + Perú	4	Costera	Todos	Captura retenida	t	CHL + PER
F3	LL	Aguas lejanas	3	Alta mar	Todos	Captura retenida	t	JPN + Like
F4	LL	Aguas lejanas	4	Costera	Todos	Captura retenida	t	JPN_Coast
F5	LL	España	3	Alta mar	Todos	Captura retenida	t	ESP_Off
F6	LL	España	4	Costera	Todos	Captura retenida	t	ESP_Coast
F7	LL	Chile	4	Costera	Todos	Captura retenida	1,000 s	CHL_LL_num
F8	LL	Aguas lejanas	3	Alta mar	Todos	Captura retenida	1,000 s	JPN+Like_num
F9	LL	Aguas lejanas	4	Costera	Todos	Captura retenida	1,000 s	JPN_Coast_num
F10	LL	España	3	Alta mar	Todos	Captura retenida	1,000 s	ESP_Off_num
F11	LL	España	4	Costera	Todos	Captura retenida	1,000 s	ESP_Coast_num
Estudio	Arte	Origen	# área	Área	Trimestre	Periodo	Unidad	Abreviatura de la pesquería
1	LL	Japón	4	Costera	Todos	1976-1993	1,000 s	JPN_index_early_coast
12	LL	Japón	4	Costera	Todos	1994-2009	1,000 s	JPN_index_mid_coast
13	LL	Japón	4	Costera	Todos	2009-2019	1,000 s	JPN_index_late_coast
14	LL	Japón	3	Alta mar	Todos	1976-1993	1,000 s	JPN_index_early_oceanic
15	LL	Japón	3	Alta mar	Todos	1994-2009	1,000 s	JPN_index_mid_oceanic
16	LL	Japón	3	Alta mar	Todos	2009-2019	1,000 s	JPN_index_late_oceanic

Hipótesis de estructura de población H1: al este de 150°O y al sur de 5°S

Hipótesis de estructura de población H2: al este de 150°O y al sur de 10°S; H3: como H2 pero al este

de 170°O

-											
Pesquería	Arte	Origen	Área H2	Área H3	Trimestre	Datos de captura	Unidad	Abreviatura de la pesquería			
F1	HAR	Coastal	4, 5	4, 5	Todos	Captura retenida	t	F1_HAR			
F2	GN	Coastal	4	4	Todos	Captura retenida	t	F2_GN_A4			
F3	GN	Coastal	5	5	Todos	Captura retenida	t	F3_GN_A5			
F4	LL	Coastal	4	4	Todos	Captura retenida	t	F4_LL_Coast_A4			
F5	LL	Coastal	5	5	Todos	Captura retenida	t	F5_LL_Coast_A5			
F6	LL	España	2	2, 6	Todos	Captura retenida	t	F6_ESP_A2			
F7	LL	España	3	3, 7	Todos	Captura retenida	t	F7_ESP_A3			
F8	LL	España	4	4	Todos	Captura retenida	t	F8_ESP_A4			
F9	LL	España	5	5	Todos	Captura retenida	t	F9_ESP_A5			
F10	LL	Aguas lejanas	2	2, 6	Todos	Captura retenida	t	F10_LL_DW_A2			
F11	LL	Aguas lejanas	3	3, 7	Todos	Captura retenida	t	F11_LL_DW_A3			
F12	LL	Aguas lejanas	4	4	Todos	Captura retenida	t	F12_LL_DW_A4			
F13	LL	Aguas lejanas	5	5	Todos	Captura retenida	t	F13_LL_DW_A5			
F14	LL	España	2	2, 6	Todos	Captura retenida	1,000 s	F14_ESP_A2_n			
F15	LL	España	3	3, 7	Todos	Captura retenida	1,000 s	F15_ESP_A3_n			
F16	LL	España	4	4	Todos	Captura retenida	1,000 s	F16_ESP_A4_n			
F17	LL	España	5	5	Todos	Captura retenida	1,000 s	F17_ESP_A5_n			
F18	LL	Aguas lejanas	2	2, 6	Todos	Captura retenida	1,000 s	F18_LL_DW_Coast_A2_n			
F19	LL	Aguas lejanas	3	3, 7	Todos	Captura retenida	1,000 s	F19_LL_DW_Coast_A3_n			
F20	LL	Aguas lejanas	4	4	Todos	Captura retenida	1,000 s	F20_LL_DW_Coast_A4_n			
F21	LL	Aguas lejanas	5	5	Todos	Captura retenida	1,000 s	F21_LL_DW_Coast_A5_n			
Estudio	Arte	Origen	Área H2	Área H3	Trimestre	Periodo	Unidad	Abreviatura de la pesquería			
1	LL	Chile	5	5	2	2000-2019	1,000 s	I1_Chile_Q2			
12	LL	Chile	5	5	3	2000-2019	1,000 s	I2_Chile_Q3			
13	LL	Japón	2-5	2-5	Todos	1976-1993	1,000 s	I3_JPN_early			
14	LL	Japón	2-5	2-5	Todos	1994-2009	1,000 s	I4_JPN_mid			
15	LL	Japón	2-5	2-5	Todos	2009-2019	1,000 s	I5_JPN_late			
16	LL	España	2-5	2-5	1	2000-2019	t	I6_ESP_Q1			
17	LL	España	2-5	2-5	2	2000-2019	t	I7_ESP_Q2			
18	LL	España	2-5	2-5	3	2000-2019	t	I8_ESP_Q3			
19	LL	España	2-5	2-5	4	2000-2019	t	19_ESP_Q4			

<b>TABLE 3.</b> Indices of abundance for the South EPO swordfish stock.
<b>TABLA 3.</b> Índices de abundancia para la población de pez espada del OPO sur.

Nombre de pabellón/índice	Datos	Resumen	Ventajas	Desventajas	Principales supuestos	Referencia
JPN 13_JPN_early 14_JPN_mid 15_JPN_late	Arte: palangre Datos operacionales (por lance individual) de captura y esfuerzo (CPUE) de las bitácoras de la flota japonesa. Capturas en número, esfuerzo en número de anzuelos.	Modelo espaciotemporal que usa R-INLA. La serie se divide en tres debido a cambios en las estrategias de la flota. Tres índices obtenidos (1975 a 1993, 1994-2010, 2011-2019).	Amplia cobertura espacial y temporal, peso promedio estandarizado disponible, índice derivado de datos operacionales a través de la colaboración con Japón.	Sin composición por talla asociada, cambios potenciales en la capturabilidad a lo largo del tiempo no eliminados en el modelado de estandarización debido a la falta de valores de covariables. Índices en una escala temporal más amplia (año) que el modelo (trimestre), sin efecto de estacionalidad incluido en la estandarización.	Los cambios en la capturabilidad están bien capturados en los tres bloques temporales, la composición por talla no expandida de la pesquería representa bien a la población.	<u>SAC-13-INF-N</u>
CHL 11_Chile_Q2 12_Chile_Q3	Arte: palangre Datos de palangre industrial disponibles mediante la colaboración con Chile a partir de bitácoras; la resolución espacial es de 2° de latitud por 2° de longitud. Capturas en números. Datos de muestreo en puerto para composición por talla y edad. Esfuerzo en número de anzuelos.	Modelo espaciotemporal que utiliza VAST con frecuencias de talla estandarizadas (2000 - 2018). Índices para el trimestre 2 y el trimestre 3 estimados por separado debido a los cambios en la anisotropía espacial por trimestre.	Amplio muestreo de la composición por talla y edad, gran cobertura de bitácoras, índice derivado de una resolución espacial fina.	Cobertura espacial restringida a áreas frente a la costa chilena, el esfuerzo disminuyó con el tiempo y la flota dejó de operar en 2019.	Población bien mezclada, la dinámica de la población está capturada por un índice con cobertura espacial restringida.	Análisis no publicados
CHL No utilizado	Arte: red agallera Datos de bitácora de la flota artesanal de redes agalleras de Chile; la resolución espacial es de 2° de latitud por 2° de longitud. Capturas en números. Esfuerzo en m² de redes caladas. Datos de muestreo en puerto para composición por talla y edad.	Modelo lineal generalizado que utiliza la distribución de Tweedie.	Amplio muestreo de la composición por talla y edad, gran cobertura de bitácoras. La flota de red agallera se expandió con el tiempo, y la industria está floreciendo, garantizando la continuación del índice en el futuro.	Cobertura espacial restringida a áreas frente a la costa chilena. La medida del esfuerzo en el área de las redes agalleras puede no representar totalmente el esfuerzo (que también puede depender del tiempo de inmersión). Índice en una escala temporal más amplia (año) que el modelo (trimestre), sin efecto de estacionalidad incluido en la estandarización.	Población bien mezclada, la dinámica de la población está capturada por un índice con cobertura espacial restringida.	Barraza <i>et al.</i> presentación a <u>SWO-01,</u> <u>SWO-01-REP.</u>
KOR No utilizado	Arte: palangre CPUE con resolución espacial fina (1° por 1°) obtenida mediante la colaboración con Corea. Capturas en números, esfuerzo en número de anzuelos.	Modelo espaciotemporal que incluye el efecto de anzuelos entre flotadores.	Gran cobertura de bitácoras, índice muestra tendencias similares en comparación con la flota japonesa.	Cobertura espacial restringida a la zona ecuatorial de 130° a 150°O, 10°N a 15°S, lejos del área donde se realiza la mayor parte de las capturas.	Población bien mezclada, la dinámica de la población está capturada por un índice con cobertura espacial restringida.	<u>SAC-13-INF-</u> M
<b>SPN</b> 16_ESP_Q1 17_ESP_Q2 18_ESP_Q3 19_ESP_Q4	Arte: palangre CPUE a partir de datos operacionales disponibles mediante la colaboración con España. Solo se dispone de capturas positivas. Capturas en	Modelo espaciotemporal que utiliza VAST (2005- 2020).	Gran cobertura de bitácoras, amplia cobertura espacial de la flota en relación con la distribución de la población.	Datos de composición por especie de las capturas disponibles para un área reducida (lo que podría permitir la inclusión del efecto objetivo en el modelo de estandarización, p. ej., Ramos- Cartelle <i>et al.</i> 2021). Solo se dispone del número de lances	El número de anzuelos no presenta cambios sistemáticos a lo largo del tiempo ni en el espacio. No hay otros cambios en la estrategia de pesca que puedan	Análisis no publicados

peso, no en números.		como medida de esfuerzo	haber influido en la	
Esfuerzo en número de		para 2005-2017. Hay indicios	capturabilidad.	
lances. No hay		de que el número de anzuelos	Anisotropía	
información sobre el		no es constante entre lances o	invariante en el	
número de anzuelos.		a lo largo del tiempo (a partir	espacio.	
		de datos de 2018-2020). No se		
		dispone de características de		
		las artes.		

**TABLE 4**. Model assumptions for the initial reference model M0 and sensitivity models.

TABLA 4. Supuestos de modelo para el modelo de referencia inicial M0 y modelos de sensibilidad.

Estructura	Supuesto	Sensibilidad	Referencia
Año de inicio	1945		
Año final	2019		
Condición inicial	Población virgen		
Escala temporal	Modelo anual con cuatro estaciones en un año		
Escala espacial	Un modelo de área, enfoque de "áreas como flotas"		
Sexo	Modelo por sexo, con crecimiento por sexo		
Función de reclutamiento	Modelo Beverton-Holt con inclinación h=1	h=0.75	
Variabilidad del reclutamiento	0.6. La rampa de corrección de sesgo y la corrección de sesgo completa se estimaron utilizando una única iteración del enfoque de Methot y Taylor (2011) como se implementó en r4ss.		Methot y Taylor (2011)
Desviaciones del reclutamiento	1964-2019 constrained to sum to zero		
Desviaciones del reclutamiento tempranas	1960-1963		
Estación de reclutamiento	1 y 2, el reclutamiento de la estación 2 se estima en relación con la estación 1		
Ojiva de madurez	0 para edades 1 y 1, 0.6 para edad 2, 0.8 para edad 3 y 1 para edades 4 y superiores		DeMartini <i>et al.</i> 2007, Claramunt <i>et al.</i> 2009 (con base en madurez por talla)
Fecundidad	lgual a la biomasa de hembras maduras		•
Tasa de mortalidad natural	0.4 -año <sup>1</sup>	0.2 año <sup>1</sup>	
Grupo <i>plus</i>	18 años (H2/H3) 15 años (H1)		
Crecimiento	Curva de crecimiento von Bertalanffy con parámetros fijos Hembras: K = 0.113, Linf = 321, talla a edad 1 = 118 Machos: K = 0.158, Linf = 279, talla a edad 1 =122 cm CV de edad 1 = 0.10, CV de edad mayor = 0.15, interpolación lineal para edades intermedias Crecimiento lineal durante edad cero, de 10 cm a talla a edad 1		Cerna (2009)
Relación longitud ojo-cauda furcal (OCF) x longitud mandíbula inferior- cauda furcal (MICF)	MICF = 8.0084 + 1.07064 × OCF para la flota japonesa MICF = 10.502 + 1.062 × OCF para la flota ecuadoriana		Uchiyama et al. (1999) para la flota japonesa Anexo 1 para la flota ecuatoriana
Relación talla-peso	Hembras Peso (kg) = $3.7 \times 10^{-6}$ MICF (cm) <sup>3.26</sup> ; y Machos Peso (kg) = $4.5 \times 10^{-6} \times [MICF (cm)^{3.21}]$		Resultados no publicados de Francisco Cerna (IFOP <sup>7</sup> , Chile)
Estructura de tallas	Población: talla mínima= 10 cm, talla máxima (talla de acumulador) 350 cm, intervalos de talla = 1cm Datos: talla mínima = 50 cm, talla máxima (talla de acumulador) 340 cm, intervalos de talla = 10 cm; 70-270 cm, 10cm para la composición por talla estandarizada de los índices españoles; 80-300 cm, 20cm para la composición por talla estandarizada de los índices chilenos.		
Relacion peso desagallado y eviscerado (GG)/peso entero	www= 1.3332 GG (n=1680 aproximadamente mitad hembras y mitad machos. R2=0.9947)		Resultados no publicados de Francisco
(WW)			Cerna (IFOP-Chile)

<sup>&</sup>lt;sup>7</sup> Instituto de Fomento Pesquero

**TABLE 5.** Data weighting assumptions used in the initial reference model M0 and derived models.**TABLA 5.** Supuestos de ponderación de datos usados en el modelo de referencia inicial M0 y en losmodelos derivados.

Componente de verosimilitud	Supuesto de ponderación
Capturas	CV=0.05
Índices	CV = 0.2 para los índices japoneses (más CV extra estimado para I4_JPN_mid)
	CV estimado en el modelo de estandarización añadido a un CV extra estimado
	(excepto para I1_Chile_Q2, I2_Chile_Q3, para los que el CV extra se fijó en 0.1).
Composición por talla y por edad	Sustituto del tamaño de la muestra por la ponderación mediante el método de Francis
	(Francis 2011). Para los datos de composición por talla estandarizados asociados a los
	índices de abundancia españoles (I6_ESP_Q1, I7_ESP_Q2, I8_ESP_Q3, I9_ESP_Q4) el
	sustituto del tamaño de la muestra se fijó en 50 (ver la Tabla 6 para consultar las
	ponderaciones finales).

**TABLE 6.** Selectivity assumptions for the fisheries and the indices of abundance, associated composition data and composition data weighting initial reference model M0 and derived models.

**TABLA 6**. Supuestos de selectividad para las pesquerías y los índices de abundancia, datos de composición asociados y ponderación de los datos de composición del modelo de referencia inicial M0 y los modelos derivados.

Abreviatura de la pesquería	Datos de composición asociados	Ponderación	Función de selectividad por talla
F1_HAR	Talla	0.1	Doble normal
F2_GN_A4	Talla (no ajustada)	0	Logística
F3_GN_A5	Talla/edad expandidas a la	0.3 / 1	Espejo F2
	captura		
F4_LL_Coast_A4	Talla (no ajustada)	0	Doble normal
F5_LL_Coast_A5	Talla/edad expandidas a la	1.2 / 1.2156	Espejo F
	captura		
F6_ESP_A2	Talla expandida a la captura	0.5	Doble normal
F7_ESP_A3	Talla expandida a la captura	0.4	Doble normal
F8_ESP_A4	Talla expandida a la captura	0.5	Doble normal
F9_ESP_A5	Talla expandida a la captura	0.6	Doble normal
F10_LL_DW_A2	Talla	0.015	Doble normal
F11_LL_DW_A3	Talla	0	Espejo F10
F12_LL_DW_A4	Talla	0.02307	Doble normal
F13_LL_DW_A5	Talla	0.026206	Doble normal
F14_ESP_A2_n	Ninguno	-	Espejo F6
F15_ESP_A3_n	Ninguno	-	Espejo F7
F16_ESP_A4_n	Ninguno	-	Espejo F8
F17_ESP_A5_n	Ninguno	-	Espejo F9
F18_LL_DW_Coast_A2_n	Ninguno	-	Espejo F10
F19_LL_DW_Coast_A3_n	Ninguno	-	Espejo F11
F20_LL_DW_Coast_A4_n	Ninguno	-	Espejo F12
F21_LL_DW_Coast_A5_n	Ninguno	-	Espejo F13
Abreviatura del índice	Datos de composición asociados	Ponderación	Función de selectividad por talla
I1_Chile_Q2	Talla estandarizada usando VAST	0.71254	Doble normal
I2_Chile_Q3	Talla estandarizada usando VAST	0.53954	Doble normal
I3_JPN_early	Talla	0.05	Logística
I4_JPN_mid	Talla/Peso promedio	0.05 / 1	Spline 3 nudos
	estandarizado (R-Inla)		
I5_JPN_late	Talla/Peso promedio	0.05 / 1	Spline 3 nudos
	estandarizado (R-Inla)		
16_ESP_Q1	Talla estandarizada usando VAST	1	Doble normal
17_ESP_Q2	Talla estandarizada usando VAST	1	Doble normal
18_ESP_Q3	Talla estandarizada usando VAST	1	Doble normal
19_ESP_Q4	Talla estandarizada usando VAST	1	Doble normal

**TABLE 7.** Hypotheses that explain the simultaneous increase in indices of abundance and catches in the south EPO and corresponding assessment models.

**TABLA 7.** Hipótesis que explican el aumento simultaneo de los índices de abundancia y las capturas en el OPO sur y modelos de evaluación correspondientes.

Hipótesis	Etiqueta en figuras	Interpretación	Descripción del modelo
1. Aumento real de la abundancia	Productividad	Existe una tendencia creciente de la productividad debido al aumento del reclutamiento.	Se estima un cambio de régimen en InRo como una tendencia que comienza en un valor fijo de productividad inferior (InRo para un modelo de 1945 a 1993).
2. Aumento de la capturabilidad (disponibilidad)	Disponibilidad	Es posible que el aumento de los índices se deba a un aumento general de la disponibilidad de los peces para todas las artes. Los índices no representan la abundancia de la población.	Se estima el modelo de curva de captura basado en M0: El modelo se ajusta solo al peso promedio, edad, talla y datos generales de composición por talla. El cambio en la disponibilidad de los índices se calcula como la diferencia entre los valores esperados de los índices y los índices observados.
3. Aumento de la abundancia y la disponibilidad	Productividad y disponibilidad	Es posible que los factores que aumentan la disponibilidad también aumenten la abundancia.	Se estima un modelo como M0, los cambios en la disponibilidad se obtienen estimando parámetros de capturabilidad que varían con el tiempo para todos los índices.
4. Estructura de la población y conectividad	Conectividad	La conectividad del área ecuatorial y el OPO sur parece haber aumentado después de 2010, tal vez la conectividad entre el OPOC y el OPO también haya aumentado.	Como M0 pero incluyendo las capturas en el OPC (áreas 6 y 7 en la Figura 2 hipótesis de estructura de la población H3).

**TABLE 8.** Support of each data component to each model measured as the difference between the negative log-likelihood (NLL) for the model being analyzed and best fitting model for that data component. The components that have three or more units of maximum difference are shown in bold, except for indices of abundance with variable catchability parameter (q). For those components, the model corresponding to each of the four hypotheses with the highest support by data component is shaded in grey. Since M2 is not fit to indices of abundance, the NLL used for this calculation are the predicted values. M0: initial reference model, M1: Productivity, M2: Availability, M3: Productivity and availability, M4: Connectivity (Larger stock).

**TABLA 8.** Apoyo de cada componente de datos a cada modelo medido como la diferencia entre la verosimilitud logarítmica negativa (NLL) para el modelo analizado y el modelo de mejor ajuste para ese componente de datos. Los componentes que tienen tres o más unidades de diferencia máxima se muestran en negritas, excepto en el caso de los índices de abundancia con parámetro de capturabilidad (q) variable. Para esos componentes, el modelo correspondiente a cada una de las cuatro hipótesis con mayor apoyo por componente de datos aparece sombreado en gris. Dado que M2 no se ajusta a índices de abundancia, la NLL utilizada para este cálculo son los valores predichos. M0: modelo de referencia inicial, M1: Productividad, M2: Disponibilidad, M3: Productividad y disponibilidad, M4: Conectividad (población más grande).

Componente de datos	Pesquería	M0	M1	M2	M3	M4	Dif. máxima	Apoyo modelos, notas
Índices	I1_Chile_Q2	22.3	22.2	32.8	0.0	22.4	32.8	*
	I2_Chile_Q3	21.5	21.0	42.1	0.0	21.6	42.1	*
	<pre>I3_JPN_early</pre>	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	1.5	M1, M3, M4, **
	I4_JPN_mid	0.8	0.5	59.1	0.0	0.9	59.1	*
	I5_JPN_late	0.1	0.1	0.8	0.0	0.2	0.8	M1, M3, M4, **
	I6_ESP_Q1	0.0	0.7	7.2	1.6	0.1	7.2	*
	I7_ESP_Q2	0.0	0.1	5.2	1.2	0.0	5.2	*
	18_ESP_Q3	0.0	0.1	10.1	1.9	0.2	10.1	*
	I9_ESP_Q4	0.2	0.0	25.3	3.0	0.5	25.3	*
Peso promedio	I4_JPN_mid	1.0	0.5	0.4	1.4	1.0	1.4	
	I5_JPN_late	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.2	
Composiciones por talla	I1_Chile_Q2	2.9	3.0	0.4	0.0	3.0	3.0	M3
generalizadas	I2_Chile_Q3	4.2	4.3	0.5	0.0	4.3	4.3	M3
Composiciones por edad	F3_GN_A5	1.8	2.0	0.0	7.5	1.4	7.5	M2
	F5_LL_Coast_A5	17.3	17.5	0.5	0.0	17.4	17.5	M3
Composiciones por talla	Total	30.4	31.5	0.0	23.1	31.5	31.5	M2
	F1_HAR	0.0	0.0	0.6	1.1	0.0	1.1	
	F2_GN_A4	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.1	
	F3_GN_A5	0.9	1.1	0.0	0.9	0.8	1.1	
	F4_LL_Coast_A4	0.3	0.3	0.0	0.0	0.4	0.4	
	F5_LL_Coast_A5	17.1	17.8	5.1	0.0	17.6	17.8	M3
	F6_ESP_A2	0.2	0.1	0.0	3.7	0.1	3.7	M1, M2, M4
	F7_ESP_A3	13.1	13.9	0.0	3.6	13.6	13.9	M2
	F8_ESP_A4	11.3	11.2	11.5	0.0	11.8	11.8	M3
	F9_ESP_A5	0.2	0.4	7.8	15.6	0.0	15.6	M1, M4
	F10_LL_DW_A2	6.5	5.2	0.0	5.0	6.8	6.8	M2
	F12_LL_DW_A4	0.3	0.0	3.9	1.1	0.4	3.9	M1, M4
	F13_LL_DW_A5	0.1	0.0	2.3	0.4	0.1	2.3	
	I3_JPN_early	3.9	4.4	0.0	4.3	4.0	4.4	M2
	I4_JPN_mid	7.3	8.0	0.0	3.2	7.0	8.0	M2
	I5_JPN_late	0.5	0.5	0.0	15.4	0.4	15.4	M2, M4
	I6_ESP_Q1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	
	I7_ESP_Q2	0.2	0.2	0.0	0.0	0.2	0.2	
	18_ESP_Q3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.2	
	I9_ESP_Q4	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	

\* No utilizado en M2, variable q en M3

\*\* No utilizado en M2

#### ANEXO 1 . Datos de composición por talla de Ecuador

Los datos de composición por talla presentados por Ecuador corresponden a 2018-2020. Los datos se proporcionaron en talla furcal (TF) o en longitud ojo-cauda furcal (OCF). En algunos casos, se proporcionaron ambas mediciones. A partir de las mediciones en pares, se calculó una conversión de longitud ojo-cauda furcal a talla furcal utilizando un modelo lineal (Tabla A2.1, Figura A2.1), en datos del Área 4 (como se define en la Figura 2 H2/H3) y para peces de más de 50 cm.

**TABLE A1.1.** Estimated coefficients for the regression of fork length (FL) into eye-fork length (EFL),  $Im(formula = FL \sim EFL)$ ,  $R^2 = 0.9894$ , n= 3554.

**TABLA A1.1**. Coeficientes estimados para la regresión de talla furcal (TF) en longitud ojo-cauda furcal (OCF), Im(fórmula = FL ~ EFL),  $R^2$ = 0.9894, n= 3554.

Coeficientes	Estimación	Error estándar
Intersección	10.502	0.275866
Pendiente	1.062	0. 001848
Error estándar residual	3.2	





**FIGURA A1.1**. Conversión de longitud ojo-cauda furcal a talla furcal basada en datos de Ecuador de 2018-2020 para el Área 4 (Figura 2 H2/H3).

Los datos de composición por talla reportados en OCF se transformaron en TF para calcular las frecuencias de talla por año y trimestre. Las frecuencias de talla también se ajustaron a la captura total de Ecuador.



FIGURE A1.2. Length composition data submitted from Ecuador raised to the catches. The top panel (a) shows the data by year and quarter, the bottom panel (b) show the aggregated data for a year. FIGURA A1.2. Datos de composición por talla presentados por Ecuador expandidos a las capturas. El panel superior (a) muestra los datos por año y trimestre, el panel inferior (b) muestra los datos agregados para un año.

#### ANEXO 2. Modelo temprano

Se construyó un modelo "temprano" corto (Modelo 1B) ajustando el Modelo 0 a datos de 1945 a 1993 (Figuras A2.1A-C). Las desviaciones de reclutamiento estimadas y la trayectoria estimada de la biomasa reproductora con y sin pesca se muestran en las Figuras A2.1D y E. A partir de un modelo de producción estructurado por edad basado en el Modelo 1b, se estimó la productividad temprana (como InR0) (Figura A2.2). Este valor se utilizó como InR0 de partida en la tendencia de la productividad supuesta para los Modelos 1 y 3 para garantizar que el valor base para la tendencia en el reclutamiento se estimara basándose solamente en los datos tempranos antes de que los índices mostraran un aumento.



**FIGURE A2.1A-C.** Model 1B: Catches 1945- 1993 (A), fit to the I3\_JPN\_early longline index (B), fits to the length composition data (C).

FIGURA A2.1A-C. Modelo 1B: capturas 1945-1993 (A); ajuste al índice de palangre I3\_JPN\_early (B); ajustes a los datos de composición por talla (C);

**FIGURE A2.1D-E** Model 1B: Estimates of log recruitment deviations (D), Estimated spawning biomass trajectory with and without fishing (trajectory of the spawning biomass of a simulated population of swordfish was never exploited), the area between the red and the blue lines is the impact of fishing (E). **FIGURA A2.1D-E**. Modelo 1B: estimaciones de las desviaciones logarítmicas del reclutamiento (D); trayectoria estimada de la biomasa reproductora con y sin pesca (trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de pez espada nunca explotada), el área entre la línea roja y la línea azul es el impacto de la pesca (E).



**FIGURE A2.2.** Model 2: ASPM Early productivity. **A:** fit to the I3\_JPN\_early longline index **B**: Estimated spawning biomass at equilibrium and trajectory with and without fishing.

**FIGURE A2.2.** Modelo 2: ASPM productividad temprana. **A:** ajuste al índice de palangre I3\_JPN\_early; **B**: biomasa reproductora estimada en equilibrio y trayectoria con y sin pesca.

ANEXO 3. Estimaciones de la capturabilidad, por año, para los índices de abundancia del Modelo 2



**FIGURE A3.1** Time series of estimated catchability deviations (computed as expected index – observed index) for Model 2.

**FIGURA A3.1**. Series de tiempo de las desviaciones estimadas de la capturabilidad (calculadas como índice esperado - índice observado) para el Modelo 2.



ANEXO 4. Ajustes a los índices de abundancia de los modelos según las hipótesis

FIGURE A4.1. Fits to the indices of abundance FIGURA A4.1. Ajustes a los índices de abundancia