

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

13ª REUNIÓN

La Jolla, California (EE. UU.)

16-20 de mayo de 2022

DOCUMENTO SAC-13-07

EL ATÚN BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL, 2021:
EVALUACIÓN PROVISIONAL

Mark N. Maunder, Haikun Xu, Carolina Minte-Vera, Juan L. Valero, Cleridy E. Lennert-Cody, y Alexandre Aires-da-Silva

ÍNDICE

RESUMEN EJECUTIVO	1
1. INTRODUCCIÓN	3
2. DATOS.....	4
3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS	9
4. MODELOS.....	13
5. RESULTADOS.....	15
6. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN.....	19
7. DIRECCIONES FUTURAS	21
AGRADECIMIENTOS	21
REFERENCIAS.....	21

RESUMEN EJECUTIVO

1. Se desarrolló una evaluación estadística integrada de captura por talla estructurada por edad para el atún barrilete en el Océano Pacífico oriental utilizando Stock Synthesis.
2. La evaluación es similar a las realizadas para el atún patudo y el atún aleta amarilla y se ajusta a índices de abundancia relativa y datos de composición por talla.
3. Aunque el personal califica la evaluación como *provisional*, la considera fiable para el asesoramiento de ordenación. El término "*provisional*" se debe a que se espera que haya mejoras adicionales en la evaluación del barrilete conforme a la metodología y plan de trabajo propuestos en 2021 que están en curso para desarrollar una evaluación de la población de barrilete en el OPO que incluya datos de marcado.
4. Existe incertidumbre sustancial sobre varios supuestos del modelo y se realizan análisis de sensibilidad para determinar si el asesoramiento de ordenación es robusto a dicha incertidumbre. En particular, existe incertidumbre sobre por qué no se observan barriletes grandes en la pesquería cerquera. Esto podría deberse a una selectividad en forma de domo, una alta mortalidad por pesca, una alta mortalidad natural de los peces viejos o a un descenso rápido de las tasas de crecimiento de los peces más viejos.
5. Se dispone de varias fuentes de datos para ajustar el modelo, pero su fiabilidad es incierta. Se llevan a cabo análisis de sensibilidad para determinar si el asesoramiento de ordenación es robusto al uso

de las diferentes fuentes de datos. Los índices de abundancia relativa incluyen: a) un índice de palangre, para el que el tamaño de muestra es bajo; b) índices de captura por lance para lances cerqueros, por tipo de lance (objetos flotantes, cardúmenes libres), para los que la relación entre la captura por lance y la abundancia es incierta; y, c) un índice basado en datos de boyas con ecosonda, que se desarrolló recientemente.

6. Se desarrolla un modelo de referencia basado en los supuestos más plausibles y se realizan análisis de sensibilidad cambiando los supuestos del modelo de referencia.
7. Los diagnósticos indican que existe un conflicto de datos, y que éste se redujo en cierta medida cuando se evaluó por separado la población al este de 120°O. Sin embargo, los resultados de ordenación fueron robustos a la inclusión o exclusión de los conjuntos de datos de composición por talla e índices de abundancia.
8. Las cantidades basadas en el RMS no pueden estimarse porque el balance entre el crecimiento y la mortalidad natural, en combinación con el supuesto de que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población, implican que deberían capturarse a las edades más tempranas para maximizar el rendimiento, lo que implica que la mortalidad por pesca óptima debería ser infinita. Por lo tanto, se utilizan un *sustituto* conservador para la biomasa objetivo de SBR = 0.3 con base en los valores del patudo y el aleta amarilla, y la mortalidad por pesca correspondiente a esa biomasa, como puntos de referencia objetivo.
9. El modelo de referencia estimó que la tasa de explotación de 2021 fue ligeramente superior al *statu quo* (nivel promedio de 2017-2019), al igual que más de la mitad de los modelos de sensibilidad, que abarcaron estar entre ligeramente y 0.1 por encima (excepto un modelo que estimó tasas de explotación elevadas).
10. El modelo de referencia y la mayoría de los análisis de sensibilidad estiman que la biomasa actual está por encima del punto de referencia objetivo y que la mortalidad por pesca está por debajo de la mortalidad por pesca objetivo.
11. Se seguirá mejorando el modelo hacia la evaluación de referencia de 2023, incluyendo la incorporación de los resultados del análisis de los datos de marcado recolectados recientemente.

1. INTRODUCCIÓN

El presente informe presenta los resultados de una evaluación de la población de atún barrilete (SKJ; *Katsuwonus pelamis*) en el Océano Pacífico oriental (OPO) utilizando una evaluación estadística integrada de la población de captura por talla estructurada por edad realizada utilizando Stock Synthesis (Methot y Wetzel, 2013; versión 3.30.19.00). Es la primera evaluación de la especie basada en un modelo integrado estructurado por edad realizada por el personal científico de la CIAT desde 2005, y también es la primera evaluación convencional de la población considerada fiable por el personal para su uso en el asesoramiento de ordenación. Aunque el personal califica la evaluación como *provisional*, la considera fiable para el asesoramiento de ordenación. El término “*provisional*” se debe a que se espera que haya mejoras adicionales en la evaluación del barrilete conforme a la metodología y plan de trabajo propuestos en 2021 que están en curso para desarrollar una evaluación de la población de barrilete en el OPO que incluya datos de marcado (ver documento [SAC-12-06](#)). Todos los archivos de entrada del modelo y los resultados de salida de esta evaluación provisional están disponibles en formato [html y pdf](#).

1.1 Antecedentes

La evaluación de referencia anterior se llevó a cabo en 2005 utilizando la metodología ASCALA (Maunder y Harley, 2005). Esta evaluación se consideró preliminar y no fiable para el asesoramiento de ordenación porque no se sabía si la captura por día de pesca de las pesquerías de cerco era proporcional a la abundancia ni si la selectividad de cerco tenía forma de domo. El último intento de evaluar la condición de la población de barrilete en el OPO fue el de Maunder (2012), en el que se aplicó una variedad de métodos (indicadores biológicos y de pesca, análisis de datos de marcado, un modelo de evaluación de población estructurado por talla y un Modelo Espacial de Dinámica de Poblaciones y Ecosistema (SEAPODYM)). Una vez más, no fue posible evaluar la condición de la población del barrilete en relación con los puntos de referencia tradicionales (por ejemplo, basados en RMS).

Si bien no se ha dispuesto de ninguna forma de evaluación convencional fiable para el barrilete, el personal de la CIAT se ha basado en una justificación de Análisis de Productividad-Susceptibilidad (APS) para hacer inferencias sobre la condición de la población de barrilete. Con base en esta justificación de evaluación de APS, dado que el barrilete y el patudo tienen aproximadamente la misma susceptibilidad al arte de cerco en el APS del OPO (Duffy *et al.* 2019), y que el barrilete es la más productiva de las dos especies, se puede inferir que, si el patudo está saludable, el barrilete también lo está. Más recientemente, en 2020, el personal combinó la justificación del APS con los elementos cuantitativos del análisis de riesgos para los atunes tropicales en el OPO. Esta evaluación combinada APS-análisis de riesgos indicó que la condición de la población de barrilete al principio de 2020 era saludable, reflejando la condición de la población asociada a las condiciones de mortalidad por pesca de *statu quo*.

Un avance importante de la implementación de la resolución [C-21-04](#) es que la justificación del APS utilizada anteriormente por el personal para evaluar el barrilete de forma *provisional* ya no es válida. Dado que las medidas adicionales establecidas en la resolución C-21-04 fueron diseñadas específicamente para evitar que se traspasen las condiciones de *statu quo* para el patudo (la especie que necesita medidas más estrictas), estas medidas no evitan necesariamente el aumento de la mortalidad por pesca para las otras dos especies, en particular para el barrilete. Por ejemplo, el nuevo esquema de LBI para las capturas de patudo podría resultar en un cambio de estrategias de pesca por parte de los buques cerqueros con una mayor mortalidad por pesca del barrilete. Por lo tanto, la condición de la población del barrilete solo puede medirse a través de una evaluación convencional. En 2021, el personal presentó un plan para desarrollar una nueva evaluación (*provisional*) para el barrilete ([IATTC 98 INF-F](#)), y la evaluación actual de la población es el producto de este plan. Aunque el personal califica la evaluación como *provisional*, la considera fiable para el asesoramiento de ordenación. El término “*provisional*” se debe a que se espera que haya mejoras adicionales en la evaluación del barrilete conforme a la metodología y plan de trabajo propuestos en 2021 que están en curso para desarrollar una evaluación de la población de barrilete en el

OPO que incluya datos de mercado (ver documento [SAC-12-06](#)). El modelado espaciotemporal se utilizará para analizar los datos de mercado recientemente disponibles obtenidos por el Programa Regional de Mercado de Atunes multianual de la CIAT en el OPO (PRMA-OPO 2019-2020, Proyecto E.4.a) y abordar los problemas de mezcla incompleta de los peces marcados. Los resultados preliminares del análisis espaciotemporal se presentarán en la reunión del CCA de 2022 (SAC-13-08), y la evaluación de referencia final en la reunión del CCA de 2023. Se espera que la inclusión de la información de los datos de mercado mejore los resultados de la evaluación. Sin embargo, el personal cree que la evaluación *provisional* y los análisis para evaluar la solidez del asesoramiento de ordenación con respecto a los supuestos del modelo se pueden utilizar para el asesoramiento de ordenación del barrilete (SAC-13-07).

Se lleva a cabo una evaluación de población para el barrilete utilizando Stock Synthesis, que es la plataforma de modelado integrado de evaluación de poblaciones utilizada para las evaluaciones del patudo y el aleta amarilla. El objetivo es evaluar valores alternativos para los supuestos inciertos y los diferentes conjuntos de datos con el fin de determinar la condición absoluta y relativa de la población y su solidez frente a estas suposiciones. La evaluación se lleva a cabo para el periodo de 2006 a 2021, lo que evita el periodo en que la pesquería sobre objetos flotantes se expandió después de mediados de la década de 1990, cubre un periodo en el que los métodos de recolección de datos de cerco fueron más consistentes, evita la posible influencia de El Niño de 1998 sobre la capturabilidad y la selectividad, y elimina un periodo de principios de la década de 2000 en el que el índice de abundancia de palangre era muy variable. El barrilete tiene una vida corta y, como resultado, la abundancia de la población tiende a ser muy variable, por lo que la información de años anteriores es menos pertinente para evaluar su condición actual.

La evaluación proporciona dos tipos de estimaciones que se pueden utilizar para el asesoramiento de ordenación: 1) estimaciones absolutas de la condición de la población en relación con los puntos de referencia sustitutos y 2) estimaciones de la condición de la población en relación con el periodo de *statu quo* (2017-2019) cuando la justificación del APS aún era válida y el personal determinó que la población estaba saludable en relación con los puntos de referencia objetivo y límite establecidos en la resolución C-16-02

2. DATOS

2.1 Pesquerías y “estudios”

Las pesquerías se definen por tipo de arte, tipo de lance cerquero [asociado a delfines (DEL), asociado a objetos flotantes (OBJ) y no asociado (NOA)] y área geográfica de operación. Esto es coherente con el enfoque de "áreas como flotas" y permite tener en cuenta la información espacial sin crear explícitamente un modelo espacial. Todos los datos disponibles para evaluar las poblaciones se obtienen de la pesquería, incluido un índice de abundancia basado en boyas con ecosonda que se utilizan en la pesquería de cerco OBJ ([FAD-06-03](#)). El índice de boyas con ecosonda depende de la pesquería, pero es independiente de la captura y, por lo tanto, debería estar menos influenciado por los cambios en la estrategia de pesca. Las pesquerías definidas en esta evaluación se ilustran en la Figura 1 y se resumen en la Tabla 1. A continuación se proporciona una descripción de estas pesquerías.

Los “estudios” (*surveys*) son un concepto de Stock Synthesis que permite el uso de datos que no están asociados con la captura. Estos no tienen que ser estrictamente estudios, pero pueden basarse en datos dependientes de la pesquería y el índice elaborado de una manera que no necesita o no debe estar asociado con la captura. Se crearon cuatro “estudios” para usarlos en la evaluación del barrilete: 1) un índice de abundancia basado en la captura por lance en la pesquería de cerco sobre objetos flotantes ([SAC-13 INF-K](#)); 2) un índice de abundancia basado en la captura por lance en la pesquería de cerco no asociada ([SAC-13 INF-K](#)); 3) un índice de abundancia basado en boyas con ecosonda ([FAD-06-03](#)) y 4) captura en número de peces por anzuelo para la pesquería de palangre japonesa.

2.1.1 Pesquerías

Se definen doce pesquerías para la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO, clasificadas por arte (red de cerco, palangre), tipo de lance cerquero y área geográfica de operación (Figura 1, Tabla 1). Una de las pesquerías se utiliza para representar peces que se descartan debido a la talla del pez y tiene plena selectividad para peces de entre 30 y 40 cm.

Las pesquerías del enfoque de áreas como flotas se definen para agrupar datos que tienen una selectividad similar, lo que es una combinación de selectividad de contacto y disponibilidad espacial. Las pesquerías definidas para los lances OBJ y NOA de cerco se identificaron utilizando un análisis de árbol de regresión de los datos de composición por talla ([SAC-13 INF-I](#)). Las pesquerías finales fueron un arreglo entre explicar la variabilidad espacial en los datos de composición por talla y la complejidad del modelo, que está relacionada con el número de pesquerías. También se investigó la variación estacional en los datos de composición por talla, pero explicó poco de la variabilidad. La variación espacial en los datos de composición por talla fue inconsistente entre las pesquerías OBJ y NOA y, por lo tanto, optamos por utilizar diferentes definiciones de pesquería para cada tipo de lance. Se utilizaron cuatro pesquerías definidas espacialmente para lances OBJ y cuatro pesquerías para lances NOA. Se capturan pocos barriletes en la pesquería de cerco DEL o en la pesquería de palangre. Por lo tanto, la pesquería DEL se dividió en dos áreas, al norte y al sur de la línea ecuatorial, y se utilizó una sola pesquería para el palangre. Estas definiciones de pesquerías son muy diferentes de las utilizadas en la evaluación anterior del barrilete (Maunder y Harley, 2005).

2.1.2 “Estudios”

Se creó un “estudio” en Stock Synthesis para cada uno de los índices de abundancia de captura por lance de cerco utilizados en la evaluación. Esto se hizo debido a que el índice representa la abundancia en todo el OPO mientras que las pesquerías están separadas por áreas espaciales para modelar mejor la talla o la edad de los peces extraídos. El índice no puede asociarse con ninguna pesquería en particular y tiene sus propios datos de composición por talla, que se ponderan por la abundancia (CPUE) más bien que por la captura ([SAC-13 INF-K](#)). El índice de boyas con ecosonda también es un índice de toda la población y, por lo tanto, también se trata como un “estudio” y su selectividad se determina mediante un ajuste a los datos de composición por talla del índice de captura por lance OBJ. La CPUE de palangre se trata como un “estudio” porque está en números, mientras que la captura está en peso. Stock Synthesis tiene la flexibilidad de reflejar la selectividad del estudio a una de las pesquerías cuando corresponda (por ejemplo, el “estudio” de palangre refleja la selectividad de la pesquería de palangre).

2.2 Captura

La captura se estima para cada una de las pesquerías tal como se describe a continuación.

2.2.1 Cerco

La información utilizada para estimar la captura total por especie proviene de cuatro fuentes principales: enlatadoras, observadores a bordo, bitácoras de buques y muestreo en puerto por parte del personal de la CIAT. La composición de la captura se estima por estratos. En pocas palabras, la captura total de atunes tropicales (aleta amarilla + barrilete + patudo) para la flota cerquera se toma de los datos de enlatadoras, de observadores o de bitácora, y se prorratea a los estratos de estimación de captura (tipo de lance x área x mes x categoría de clase de capacidad de buque) utilizando datos sobre las características operacionales recolectados por los observadores y reportados en las bitácoras. Luego se usan los datos de muestreo en puerto para calcular la composición por especie y talla de la captura para cada estrato. Las explicaciones detalladas del muestreo y los estimadores se pueden encontrar en el apéndice de Suter (2010) y en [WSBET-02-06](#).

2.2.2 Palangre

El personal de la CIAT no recolecta directamente datos sobre las capturas de palangre; más bien, estos son reportados anualmente a la CIAT por Miembros y no Miembros Cooperantes (CPC), de conformidad con la [resolución C-03-05](#) sobre provisión de datos. Las capturas se reportan por especie, pero la disponibilidad y el formato de los datos varían entre las flotas: las flotas principales reportan la captura y el esfuerzo agregados por celda de 5°-mes. Las bases de datos de la CIAT incluyen datos sobre las distribuciones espaciales y temporales de las capturas palangreras de barrilete en el OPO por parte de las flotas costeras y de aguas distantes de los CPC. Algunas flotas notifican las capturas palangreras en número y otras en peso. Dado que la captura de barrilete con palangre es solo un pequeño porcentaje de la captura total, las estimaciones anuales de captura simplemente se toman como se reportan en el *Informe de la situación de la pesquería* (ISP) y se distribuyen uniformemente entre los trimestres.

2.2.3 Otra captura

La captura de barrilete con caña solo representa un pequeño porcentaje de la captura total durante el periodo de evaluación y ha habido poca o ninguna en los últimos años. Por lo tanto, la captura se toma del ISP, se divide en partes iguales entre los trimestres y se agrega a la pesquería costera OBJ. La captura recreativa se desconoce y no se incluye en el modelo.

2.2.4 Descartes

Se consideran dos tipos de descartes, los resultantes de ineficacia en el proceso de pesca y los relacionados con la clasificación de las capturas. Ejemplos de ineficacia son la captura de un lance que excede la capacidad de almacenamiento restante del buque pesquero o el descarte de especies indeseadas de captura incidental, mientras que se supone que la clasificación de la captura ocurre cuando los pescadores descartan atún que está por debajo de cierta talla. El primero se agrega a las pesquerías y el segundo se combina en una pesquería separada con una curva de selectividad supuesta (selectividad total entre 30 y 40 cm). Los descartes de las pesquerías de palangre no se pueden estimar con los datos mínimos disponibles debido a la baja cobertura por observadores, por lo que se supone que la captura retenida representa la captura total.

2.2.5 Tendencias de captura y descarte

El atún barrilete es la principal especie objetivo de las pesquerías de cerco OBJ y NOA. Las capturas de la pesquería de cerco DEL y la pesquería de palangre representan sólo una pequeña proporción de las capturas totales de atún barrilete en el OPO.

La pesquería de cerco OBJ ha sido importante desde la década de 1970 en áreas al norte de la línea ecuatorial y cerca de la costa de Suramérica, entre 10°S y la línea ecuatorial. Sin embargo, la pesquería OBJ tuvo una expansión generalizada en el OPO después de 1992. El número de lances OBJ ha aumentado constantemente desde 2005, hasta el inicio de la pandemia de COVID-19 ([SAC-13-06](#)). Durante el periodo cubierto por el modelo, existe una gran variación estacional en la captura cerquera (Figura 2). La captura en la pesquería OBJ de alta mar (F1) aumentó a partir de 2015. Los descartes por clasificación en las pesquerías OBJ muestran una reducción a partir de alrededor de 2001, y cesaron casi por completo a partir de 2006 (Figura 2) luego de resoluciones adoptadas por la CIAT que prohibían el descarte de atunes juveniles (por ejemplo, [C-04-05](#)).

2.3 Índices de abundancia

Se consideran varios índices de abundancia para su inclusión en la evaluación del barrilete. Estos comprenden: 1) un índice de abundancia basado en la captura por lance en la pesquería de cerco OBJ ([SAC-13 INF-K](#)), 2) un índice de abundancia basado en la captura por lance en la pesquería de cerco NOA ([SAC-13 INF-K](#)), 3) un índice de abundancia basado en boyas con ecosonda ([FAD-06-03](#)) y 4) captura en números

por anzuelo para la pesquería de palangre japonesa.

2.3.1 Captura por lance en la pesquería de cerco

Los datos utilizados para elaborar el índice son los datos de captura por lance individual de los buques cerqueros. Los observadores a bordo pertenecientes al programa de observadores del Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD) han estado recolectando estos datos para buques cerqueros grandes (capacidad de acarreo >363 t) desde 1992 (Joseph 1994; Scott *et al.* 2016). Los datos de bitácora se utilizan para viajes para los que no se dispone de datos de observadores.

No es posible separar el esfuerzo de búsqueda por tipo de lance y la pesca sobre objetos flotantes no tiene una medida fiable del tiempo de búsqueda, por lo que se utiliza la captura por lance para calcular el índice de abundancia. El índice debe representar a toda la población (por ejemplo, cubrir la extensión espacial de la población). Es preferible calcular el índice basándose en la suma de las tasas de captura espacialmente explícitas (ver Maunder *et al.*, 2020). Sin embargo, existe una variación temporal en la distribución espacial del esfuerzo, lo que a veces tiene como resultado áreas sin datos. Por lo tanto, el modelado espacial de los datos de captura por lance se usa para “suplir los datos faltantes” y la región sobre la cual se calcula el índice se restringe a la porción del OPO en la que se pesca con frecuencia (ver [SAC-13 INF-K](#)). Los datos de captura por lance se estandarizaron utilizando la librería R VAST (versión 3.7.1) (Thorson y Barnett 2017, Xu *et al.* 2019). VAST ajusta un modelo delta generalizado espaciotemporal lineal mixto a los datos.

El índice de abundancia de la pesquería OBJ muestra una disminución constante a lo largo del tiempo hasta alrededor de 2015, con variabilidad de un trimestre a otro, y luego se estabiliza (Figura 3). Por el contrario, el índice de abundancia NOA muestra un aumento constante hasta alrededor de 2015 y luego se estabiliza.

2.3.2 Captura por anzuelo para la pesquería de palangre japonesa

Se capturan pocos barriletes en las pesquerías de palangre y, por lo tanto, el tamaño de la muestra para calcular los índices de abundancia basados en la CPUE es reducido. Por esta razón, se utiliza como índice de abundancia la razón de la suma de la captura a la suma del número de anzuelos pescados en cada año-trimestre. En el análisis solo se utilizan los datos de palangre de Japón.

El índice de abundancia de palangre es bajo hasta alrededor de 2006 y luego aumenta a un nivel más alto en 2014 (Figura 3). Posteriormente, el índice de palangre desciende hasta 2018 y vuelve a aumentar.

2.3.3 Índice de boyas con ecosonda

Se derivó un índice de abundancia (ECO) para el atún barrilete en el OPO para el periodo 2012-2021. Este índice se desarrolló con base en la señal de boyas satelitales con ecosonda rastreadas por GPS utilizadas en la pesquería de cerco OBJ ([FAD-06-03](#)). Las boyas con ecosonda proporcionan un valor único de biomasa sin discriminar especies o composición por talla de los peces. Por lo tanto, los datos de las boyas con ecosonda se combinaron con los datos de la pesquería sobre la composición por especie de la captura y la talla promedio para obtener el índice del barrilete. El índice ECO pasa por niveles altos y bajos (Figura 3).

2.4 Datos de composición por talla

2.4.1 Pesquerías

2.4.1.1 Cerco

Los datos de frecuencia de talla para las pesquerías de cerco son recolectados por el programa de muestreo en puerto de la CIAT en puertos de descarga en Ecuador, México, Panamá y Venezuela. Los datos disponibles en la base de datos de muestreo en puerto están determinados por el protocolo de muestreo

vigente (Suter 2010), que especifica que solo se deben muestrear aquellas bodegas con captura de un solo "estrato"; los estratos se definen por: tipo de lance (DEL, NOA, OBJ), mes y área de pesca (13 áreas; ver Figura 1 en [WSBET-02-06](#)). La metodología de estimación de captura además estratifica la captura en dos categorías de clase de capacidad de buque (clases 1-5, 'pequeños'; clase 6, 'grandes'). Para buques cerqueros grandes y pequeños, alrededor del 50%-60% y 10%-20% de los viajes, respectivamente, han sido muestreados por año, para un total de más de 800 bodegas muestreadas en la mayoría de los años ([SAC-01-11](#); [SAC-05-06](#)). La cobertura de muestreo en términos de porcentaje de la captura es menor ([SAC-02-10](#)). Las áreas de muestreo fueron diseñadas para el aleta amarilla antes del desarrollo de la pesquería sobre plantados. Desde el año 2000, tanto la celda de 5° como el área de muestreo se registran para casi todas las muestras ([SAC-03-10](#)). Idealmente, se medían 50 peces de cada especie en la bodega muestreada y, desde el año 2000, los muestreadores alternan entre contar peces por especie y medir peces por talla. Se pueden encontrar más detalles sobre el programa de muestreo de puertos en el Apéndice de Suter (2010) y en [WSBET-02-06](#). Al igual que con la composición por especie, la composición por talla de la captura, en número de peces por intervalo de 1 cm de longitud, se estima por estrato y luego se suma a través de los estratos para obtener estimaciones trimestrales para cada pesquería. Desde 2000, las estimaciones de proporciones por talla de las bodegas utilizan tanto los recuentos de especies como los datos de medición de tallas. Los detalles de los estimadores se pueden encontrar en [WSBET-02-06](#).

Las pesquerías de cerco empiezan a capturar barrilete alrededor de los 25-30 cm y la moda de la distribución de la frecuencia de talla es de unos 40 cm para aquellas pesquerías que capturan el barrilete más pequeño, que son todas las pesquerías OBJ y, sorprendentemente, los datos de composición para el índice NOA, que se compone de las pesquerías NOA que no tienen una moda de esta talla (excepto la moda secundaria en la pesquería NOA de alta mar) (Figura 4). La pesquería NOA de alta mar captura el barrilete más grande de las pesquerías de cerco (F5), seguida por la pesquería DEL del sur (F10) y la pesquería NOA central (F7). La composición por talla para la pesquería NOA de alta mar es bimodal. Varias de las pesquerías OBJ tienen una cola larga a la derecha de la distribución de composición por talla (por ejemplo, F1, F2, F3).

2.4.1.2 Palangre

Se capturan pocos barriletes en las pesquerías de palangre y, por lo tanto, el tamaño de la muestra para calcular las frecuencias de talla es bajo. Por esta razón, simplemente sumamos las composiciones por talla para cada año-trimestre. En el análisis solo se utilizan los datos de palangre de Japón, ya que Japón tiene la serie de tiempo más larga de datos de composición por talla.

La composición por talla de palangre no muestra peces de menos de 62 cm y se desconoce el motivo de esto (Figura 4b). La distribución aumenta rápidamente a partir de unos 68 cm, alcanza su punto máximo a los 78 cm y desciende rápidamente después de eso, con pocos peces de más de 86 cm.

2.4.2 Estudio

Los índices de abundancia están diseñados para representar a toda la población seleccionada por el arte de pesca utilizado para crear el índice. La simple suma de los datos hará que la composición por talla sea ponderada por el muestreo, que normalmente está relacionado con la distribución espacial de la captura. Es posible que la pesquería no esté operando proporcionalmente a la abundancia. Por lo tanto, donde sea práctico, los datos de composición por talla se ponderan espacialmente por el índice de abundancia.

Las frecuencias de talla del barrilete asociadas con los índices de abundancia de la captura por lance de cerco ("estudio") se obtuvieron sumando las observaciones de frecuencia de talla sin procesar en todas las áreas de 5°, ponderadas por la captura por lance predicha por el modelo espaciotemporal utilizado para crear el índice para el mismo arte de pesca ([SAC-13 INF-K](#)). Las clases de frecuencia de talla se definieron por intervalos de 1 cm, desde 20 cm hasta 100 cm.

Las composiciones por tallas para los dos índices de abundancia de cerco muestran una distribución típica de composición por talla, pero con una cola larga hacia la derecha (Figura 4a). Las frecuencias de talla del barrilete asociadas con el índice basado en la captura por lance de la pesquería de cerco también se usaron para el índice de boyas con ecosonda (es decir, compartían selectividad). El índice de abundancia basado en palangre utilizó los datos de composición por talla de la pesquería de palangre (es decir, compartían selectividad; Figura 4b).

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

Se desarrolló una evaluación estadística integrada de la población de captura por talla estructurada por edad para el atún barrilete en el OPO usando Stock Synthesis (versión 3.30.19.00, Methot y Wetzel 2013). Otras cantidades y gráficos auxiliares se calcularon utilizando la librería *R* *r4ss* (versión 1.43.2) y el código original disponible en el repositorio de la CIAT [IATTCassessment](#).

El periodo del modelo abarca de 2006 a 2021. El año de inicio difiere de las evaluaciones anteriores del barrilete, que comenzaron en 1975, y de las evaluaciones del patudo y del aleta amarilla, por las razones mencionadas anteriormente. El intervalo temporal del modelo es un trimestre, se definen 21 clases de edad, desde 0 trimestres hasta 20+ trimestres (5 años). La estructura de la talla de la población se definió en intervalos de 1 cm, desde 2 cm hasta 120 cm. El modelo agrupa las hembras y los machos. Las composiciones por talla se definen usando intervalos de 1 cm, desde 20 cm (agrupando todas las tallas más pequeñas) hasta 100+ cm, para las pesquerías de cerco y los “estudios”, e intervalos de 2 cm, desde 60 cm (sin agrupar todas las tallas más pequeñas) hasta 100+ cm, para la pesquería de palangre. Los modelos se ajustan a las capturas, los índices de abundancia relativa y los datos de composición por talla. Se supuso que las capturas totales observadas no estaban sesgadas y eran relativamente precisas, y se ajustaron suponiendo una distribución de error lognormal con un error estándar (SE) de 0.01.

3.1 Información biológica y demográfica

3.1.1 Crecimiento

La talla promedio por edad del barrilete en el OPO se estimó ajustando el modelo de cese de crecimiento a los datos de marcado ([SAC-13 INF-J](#); Figura 6). Dado que no se dispone de una determinación de edad fiable y de datos de marcado de peces viejos, se tuvo que suponer la edad de los peces a una talla determinada y se estimó el crecimiento asintótico a partir de los datos de composición por talla. Se pone a prueba la sensibilidad a estos supuestos.

Dado que se supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población de barrilete (es decir, la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt se establece en $h = 1$), no se necesita la edad de los individuos para modelar el retraso entre el desove y la entrada en la pesquería, y si los procesos de población (por ejemplo, mortalidad natural y selectividad) se definen en términos de talla, la edad absoluta no es pertinente. Se supone que los resultados de la evaluación basados en una curva de crecimiento que supone una edad razonable para el barrilete de 37 cm de talla (la talla más pequeña vista en los datos de marcado) serán robustos a ese supuesto y que un barrilete de 37 cm en el OPO tiene 2 trimestres de edad. No es posible una correspondencia perfecta debido a que la información sobre la mortalidad natural se agrupa en intervalos de talla de 10 cm y, por lo tanto, este supuesto se probó realizando análisis de sensibilidad a la edad supuesta.

Los datos de marcado se analizaron utilizando varios supuestos sobre la edad a los 37 cm (2, 3 y 4 trimestres) y la talla asintótica (75, 80, 85 cm). Se estimó que el crecimiento era lineal para los tamaños de los peces incluidos en los datos y esto era robusto a los supuestos de edad a 37 cm y la talla asintótica. Por lo tanto, se tomó el valor mediano del parámetro de tasa de crecimiento en todos los escenarios, $R_{max} = 26.54$ cm, que se convirtió en un intervalo trimestral dividiéndolo entre cuatro, para usarlo en el modelo de evaluación. También se utilizó la mediana del parámetro que controla cuándo se dobla la curva de

crecimiento ($K = 5.71$) y se dividió entre cuatro. Estos parámetros se mantuvieron constantes en todos los escenarios incluso cuando se cambió la talla asintótica o la edad a 37 cm.

La talla asintótica se determinó utilizando los datos de frecuencia de talla de la pesquería de palangre japonesa. La pesquería de palangre captura el atún barrilete más grande y, por lo tanto, se supone que tiene selectividad asintótica. Se hace un supuesto simple de que el pico de la composición por talla de palangre es igual a la talla asintótica. Esto está respaldado por el hecho de que la distribución a la derecha del pico implica una pequeña desviación estándar (ver más abajo). Se lleva a cabo un análisis de sensibilidad respecto al supuesto sobre la talla asintótica.

La variabilidad de la talla por edad también es importante, ya que esto también contribuirá a determinar los tamaños máximos que son plausibles en la población. El análisis de crecimiento estima tanto el error de medición como la variabilidad individual en talla por edad. Ambos son pertinentes al predecir la composición por talla porque se espera el mismo tipo de error de medición en los datos de composición por talla (cabe señalar que en la evaluación no se realizaron ajustes por encogimiento y que esto debe considerarse en investigaciones futuras). Las medidas de talla se toman de todo el intervalo temporal del modelo de evaluación (trimestre), mientras que los datos de marcado se basan en los tiempos exactos de liberación y recaptura. Calculamos esta variación adicional debido al tiempo dentro de un trimestre cuando se captura un pez como la desviación estándar de una distribución uniforme entre el crecimiento cero y el crecimiento de un trimestre completo. Este último es constante con la edad para el barrilete joven, pero hay poco o ningún crecimiento a la edad asintótica, por lo que no se suma a la desviación estándar para los individuos de talla asintótica.

$$sd[U(LB, UB)] = \sqrt{\frac{(UB - LB)^2}{12}} = \sqrt{\frac{(26.54/4)^2}{12}} = 1.92$$

Esta variación adicional se agregó (en términos de varianza) a la desviación estándar estimada por el modelo de crecimiento (tanto para el error de observación como para la variabilidad individual) para un pez de 37cm $[(0.0176 + 0.0222) \times 37\text{cm} = 1.47 \text{ cm}]$.

$$sd_{total} = \sqrt{sd_{tag}^2 + sd_U^2}$$

Lo que da una desviación estándar total de 2.42 y un coeficiente de variación (CV) de 0.065.

El CV de la talla asintótica es simplemente la suma de los coeficientes de desviación estándar para el error de observación y de proceso $0.0176 + 0.0222 = 0.0398$.

La desviación estándar para los peces en la talla asintótica también se estimó ajustando una distribución seminormal a los datos de composición por talla de palangre mientras se fijaba el promedio en la talla asintótica (78 cm). La desviación estándar se estimó en 3.85 dando un CV de 0.049. Este valor es superior al estimado a partir de los datos de marcado. Estos coeficientes de variación se utilizaron en la relación lineal entre el coeficiente de variación y la talla (el uso del modelo de cese de crecimiento en Stock Synthesis requiere establecer el coeficiente de variación para la edad cero y esto se extrapoló utilizando la relación lineal). Los análisis iniciales de la evaluación de la población descubrieron que el CV para individuos jóvenes era demasiado pequeño y causaba modas en las distribuciones predichas de composición por talla que no estaban en las observaciones y que el CV para individuos viejos también era demasiado pequeño y el modelo no podía ajustar el lado derecho de la distribución de la composición por talla de palangre. La estimación de los CV dentro de la evaluación descubrió errores numéricos. Por lo tanto, los CV se aumentaron a niveles que proporcionarían ajustes razonables y se fijaron en esos niveles (CV a la edad cero = 0.09 y CV a los 20 trimestres = 0.06). Se realiza un análisis de sensibilidad para el CV a los 20 trimestres de edad.

El peso a la edad w_a se obtiene de la talla promedio a la edad L_a de la ecuación talla-peso para el atún barrilete en el OPO (Hennemuth, 1959):

$$w_a = 5.53 \times 10^{-6} L_a^{3.336}$$

3.1.2 Mortalidad natural (M)

Usamos la mortalidad natural por clase de talla para el atún barrilete estimada por Hampton (2000) con interpolación lineal entre los puntos medios de las clases de talla (Figura 7). La estimación para peces de más de 70 cm es muy alta y probablemente esté sesgada por la selectividad en forma de domo de la pesquería de cerco. Por lo tanto, también investigamos un cronograma de mortalidad natural que es constante después de 65 cm.

La mortalidad natural es alta para los individuos jóvenes. El nivel supuesto de M para la edad 0 tiene poco impacto sobre los resultados de la evaluación porque hay pocos datos para los peces de esta talla y solo escalas arbitrarias para el reclutamiento a la edad 0.

3.1.3 Biología reproductiva y reclutamiento

Anónimo (1998: 26), Schaefer (2001) y Schaefer y Fuller (2019) proporcionan información sobre la reproducción del barrilete en el OPO. El desove está bastante extendido desde aproximadamente 19°N hasta 12°S y desde 79°O a 136°O, y es continuo durante todo el año entre aproximadamente 15°N y 10°S (Schaefer y Fuller, 2019). El desove ocurre de 24°C a 30°C, y la mayor parte tiene lugar entre 26°C y 29°C (Schaefer y Fuller, 2019). Se supone que el atún barrilete puede ser reclutado a la población pescable durante todos los trimestres del año. No se hacen supuestos firmes sobre la relación entre la biomasa de adultos y el reclutamiento en las evaluaciones históricas de la población de barrilete (es decir, la inclinación de la relación población-reclutamiento $h = 1$). Las relaciones de madurez y fecundidad por camada con la talla se toman de Schaefer y Fuller (2019). El cronograma de madurez fue tomado del área central y representado por una función de Richards y la fecundidad por camada de todo el OPO y representado por una función de potencia.

$$m_l = [1 - (1 - 3.977)e^{-0.355(l-55.122)}]^{1/(1-3.977)}$$

$$f_l = 1.0756l^{2.9838}$$

La producción reproductora por edad, que es el producto de la madurez y la fecundidad, se muestra en la Figura 8.

3.1.4 Desplazamiento y estructura de la población

El barrilete se encuentra en las aguas tropicales y subtropicales del Océano Pacífico, y se sabe que existe un intercambio considerable de peces entre áreas. La estructura de la población del barrilete ha sido estudiada por varios métodos, incluyendo análisis de estadísticas de captura, ciclo vital, marcado, datos genéticos bioquímicos y datos sobre la composición química de los otolitos de los peces. Argue (1981) y Anónimo (1984: 88-91) examinaron la información y hay dos hipótesis principales para el barrilete en el Océano Pacífico. La hipótesis de la subpoblación separada establece que hay dos o más subpoblaciones genéticamente distintas de barrilete en el Océano Pacífico, y la hipótesis clinal establece que no existen subpoblaciones separadas de barrilete en el Océano Pacífico, sino que hay aislamiento por distancia, es decir, la probabilidad de que dos peces cualesquiera se crucen es una función inversa de la distancia que los separa. Argue (1981) concluyó que los datos disponibles no favorecían ninguna de ambas hipótesis. Estudios posteriores, descritos por Anónimo (1995: 69-71) no han proporcionado información que sirva como una mejor base para las decisiones de ordenación.

Schaefer (2009) examinó toda la información disponible y concluyó que los resultados de los experimentos de marcado, junto con las investigaciones de la variación geográfica en la talla a la edad de madurez

del barrilete en el OPO, demuestran desplazamientos restringidos, con fidelidad a las regiones norte y sur del OPO. Sugirió que es probable que dos regiones del OPO, separadas aproximadamente a 15°N, representen subpoblaciones del norte y del sur separadas espacialmente con una mezcla limitada entre ellas.

El análisis de los datos de composición por talla para definir las pesquerías descubrió una primera división constante en -120°O para los tipos de lance OBJ y NOA ([SAC-13 INF-I](#)). El análisis espaciotemporal de la captura por lance OBJ encontró una captura por lance más baja entre -110°O y -130°O ([SAC-13 INF-K](#)). Esto sugiere poblaciones separadas al este y al oeste de -120°O.

Para los efectos de la evaluación de la población y la ordenación del barrilete en todo el Océano Pacífico por parte de la Comisión de Pesca del Pacífico Central y Occidental (WCPFC) y la CIAT, normalmente se supone que el barrilete del OPO no interactúa con el barrilete del Océano Pacífico occidental y central. Pese a esto, para el propósito de algunos análisis históricos se ha supuesto que hay seis subpoblaciones que no interactúan en el OPO. Sin embargo, dado que el barrilete del OPO se ha gestionado como una sola población, en esta evaluación se supone que el OPO se compone de una sola población para cumplir con los requisitos de ordenación, pero también se explora la hipótesis de una población separada al este de -120°O.

3.2 Supuestos del modelo de evaluación de poblaciones

3.2.1 Condiciones iniciales

Se supone que el modelo comienza de un estado de equilibrio no virgen (pescado), con R_{init} , el reclutamiento inicial como *offset* del reclutamiento virgen (actualmente modelado en SS como un cambio de régimen de reclutamiento promedio), y F_{init} , la mortalidad por pesca inicial estimada sin penalización asociada a las capturas iniciales en equilibrio. Se supuso que F_{init} corresponde a la pesquería F1, la pesquería cerquera sobre objetos flotantes en el área de alta mar; se eligió esta pesquería porque captura una gran cantidad de barrilete. Asimismo, se estiman 10 desviaciones de reclutamiento (trimestre) antes del trimestre inicial del modelo.

3.2.2 Selectividad

Se modelaron las selectividades como función de la talla y se supuso que tenían forma de domo para todas las flotas, excepto para la flota palangrera, que se supone que tiene selectividad asintótica. Todas las curvas de selectividad se modelan utilizando *splines* cúbicos. La selectividad asintótica de palangre supone que la selectividad por encima de la talla asintótica es constante (esto no tiene que ser necesariamente asintótico; puede estar en un nivel constante por debajo del pico que ocurre en una talla más pequeña y esta es una consecuencia de utilizar la selectividad de *splines* cúbicos en lugar de una logística) y la selectividad a 40 cm es cero. Las selectividades en forma de domo para la pesquería cerquera se limitan a tener una selectividad de cero a 20 cm y a 80 cm (90 cm para F5). Se realizaron análisis de sensibilidad para investigar la robustez de los resultados a la selectividad en forma de domo para las pesquerías cerqueras.

3.3 Ponderación de datos

Las funciones de verosimilitud abarcan no solo la variabilidad del muestreo (observación) sino también la especificación errónea del modelo y la variabilidad de proceso no modelada. Por lo tanto, los CV del índice de abundancia se incrementan añadiendo una constante a los CV estimados del modelo de estandarización para que el CV promedio en el periodo del modelo sea 0.20. En el caso del índice basado en la pesquería palangrera, simplemente utilizamos un CV constante de 0.2.

Se supuso que los datos de composición por talla tienen distribuciones multinomiales. El tamaño de muestra de entrada para las pesquerías cerqueras fue igual al número de bodegas muestreadas. El número de peces muestreados en una bodega no debería usarse para representar el tamaño de la muestra porque

los peces almacenados en la misma bodega podrían provenir del mismo cardumen y, por lo tanto, no ser muestras independientes, y sus tallas podrían estar altamente correlacionadas (Pennington *et al.* 2002). El tamaño de muestra para las pesquerías asociadas a delfines se dividió entre 10 porque esta pesquería no captura mucho barrilete y es probable que, a pesar del alto número de bodegas muestreadas, se hayan muestreado pocos barriletes en cada bodega. El tamaño de muestra de la pesquería palangrera se fijó igual al número de peces/10 porque la captura de barrilete en la pesquería palangrera es baja y las composiciones por talla fueron más variables de lo que normalmente se esperaría.

No se intentó ponderar más los datos. El método de ponderación de Francis (TA1.8 en Francis 2011) por lo general indica una mayor ponderación a la baja de los datos mientras que el método de McAllister e Ianelli (1997) tendía a querer aumentar la ponderación. En lugar de utilizar métodos de ponderación de datos, consideramos el análisis de sensibilidad para incluir diferentes conjuntos de datos y supuestos alternativos.

4. MODELOS

Existe incertidumbre sustancial en la evaluación del barrilete. Esta incertidumbre incluye la forma de las curvas de selectividad de la pesquería cerquera, la relación entre los índices de abundancia y la abundancia de la población, la tasa de mortalidad natural, particularmente para peces viejos, el crecimiento de peces viejos y la estructura de la población. También existe incertidumbre en la determinación de la edad del barrilete, pero se espera que, si se trata de manera apropiada, el modelo no será sensible a los supuestos relacionadas con la determinación de la edad. Por lo tanto, se realizaron muchos análisis de sensibilidad diversos para probar la robustez de los resultados a los supuestos, en particular la robustez de la condición estimada de la población.

Se define un modelo de referencia que representa los supuestos más plausibles y luego se definen análisis de sensibilidad como modificaciones al modelo de referencia. Similar a la terminología del modelo utilizada recientemente en el análisis de riesgos de 2020 del personal para la pesquería de atunes tropicales, se usa el término “modelo de referencia” en lugar de “modelo de caso base” como se utilizó en evaluaciones previas de la CIAT. Dado que todavía no se dispone de un análisis de riesgos para el barrilete, el personal considera que el modelo de referencia representa el conjunto de supuestos más plausibles (*estados de naturaleza*) y los otros modelos se denominan modelos de “sensibilidad”. A continuación, se define primeramente el modelo de referencia seguido de los modelos de sensibilidad.

4.1 Modelo de referencia

El modelo de referencia supone que la razón por la que se observan peces grandes en la pesquería palangrera, pero no en la pesquería cerquera, se debe a que los peces grandes no están disponibles para esta última (es decir, las pesquerías cerqueras tienen selectividad en forma de domo). El modelo de referencia tiene los siguientes supuestos y utiliza los siguientes datos.

- a) La selectividad de la pesquería palangrera es asintótica y la selectividad de la pesquería cerquera tiene forma de domo.
- b) La mortalidad natural es constante después de una talla de 65 cm.
- c) La talla asintótica es de 78 cm.
- d) La edad a 37 cm es de 2 trimestres.
- e) El CV de la talla por edad es una función lineal de la talla y para peces de edad cero es 0.09 y para la edad de 20 trimestres es 0.06.
- f) El reclutamiento es independiente del tamaño de la población (es decir, la inclinación de la relación población-reclutamiento es $h = 1$) y se estima para cada trimestre.

- g) Se supone que el reclutamiento trimestral varía en torno al nivel promedio y se especifica por una distribución lognormal con una desviación estándar de 0.6. La rampa de corrección de sesgo y la corrección de sesgo total se estimaron utilizando una sola iteración del enfoque de Methot y Taylor (2011) tal como se implementó en r4ss.
- h) Los índices de abundancia relativa de palangre y basados en boyas con ecosonda son proporcionales a la abundancia de la población seleccionada por la pesquería palangrera y la pesquería cerquera OBJ, respectivamente, y no se utilizan los otros índices (captura por lance en pesquerías OBJ y NOA).
- i) En el análisis se utilizan las composiciones por talla para todas las pesquerías, pero no las construidas para el índice de cerco para la pesquería NOA (las construidas para el índice de la pesquería de cerco OBJ se utilizan para el índice de boyas con ecosonda).

4.2 Modelos de sensibilidad

Se realizan varios análisis de sensibilidad para determinar la robustez de los resultados a los supuestos del modelo y a la inclusión de diferentes conjuntos de datos. En particular, se investigan los supuestos sobre por qué no se observa barrilete grande en la pesquería cerquera. El modelo de referencia supone que se debe a la selectividad en forma de domo ya que en la pesquería palangrera se observan peces grandes. Lo siguiente describe cómo los modelos de sensibilidad difieren del modelo de referencia.

- a) Menor talla asintótica. La talla asintótica se establece en 73 cm.
- b) Mayor talla asintótica. La talla asintótica se establece en 83 cm.
- c) Variación más baja de la talla por edad. El CV para variación en la talla asintótica se fija en 0.05.
- d) Variación más alta de la talla por edad. El CV para variación en la talla asintótica se fija en 0.07.
- e) Incluyen las estimaciones mejoradas de la captura para 2020 y 2021.
- f) Excluyen el índice de abundancia de boyas con ecosonda. El índice de abundancia de boyas con ecosonda y los datos asociados de composición por talla se excluyen del modelo y no se estima la selectividad asociada.
- g) No se incluye el índice de abundancia de palangre. El índice de abundancia de palangre y sus datos asociados de composición por talla se excluyen del modelo. La selectividad de la pesquería palangrera se fija en la estimada por el caso de referencia.
- h) Inclusión del índice de captura por lance OBJ de la pesquería cerquera. El índice de abundancia basado en la captura por lance OBJ se incluye en el modelo. Los datos asociados de composición por talla ya se incluyen en el modelo para el índice de boyas con ecosonda y la selectividad se comparte entre estos dos "estudios".
- i) Inclusión del índice de captura por lance NOA de la pesquería cerquera. El índice de abundancia basado en la captura por lance NOA y los datos asociados de composición por talla se incluyen en el modelo y se estima la selectividad.
- j) Selectividad asintótica NOA. La pesquería NOA de alta mar se limita a tener selectividad asintótica y la talla asintótica es igual a la moda de la distribución de tallas para esta pesquería (75 cm). El índice de abundancia de palangre y sus datos asociados de composición por talla se excluyen del modelo. La selectividad de la pesquería palangrera se fija en la estimada por el caso de referencia. Se utiliza el índice de abundancia de captura por lance NOA y los datos de composición.
- k) Selectividad asintótica OBJ. La pesquería OBJ costera se limita a tener selectividad asintótica y la talla asintótica es igual a la moda de la distribución de tallas para esta pesquería (65 cm). El índice

de abundancia de palangre y sus datos asociados de composición por talla se excluyen del modelo. Los datos de composición por talla de DEL y NOA se excluyen del análisis. La selectividad de la pesquería palangrera, DEL y NOA se fija en la estimada por el modelo p. Se utiliza el índice de abundancia de captura por lance OBJ.

- l) Evaluación oriental. La evaluación se realiza para el área del OPO al este de -120°O . Esto implica fijar la captura en las pesquerías de alta mar (F1 y F5) en cero, no utilizar sus datos de composición por talla y no estimar sus selectividades. El índice ECO proviene de datos principalmente al oeste de -120°O y, por lo tanto, no se utiliza. En su lugar, se utilizan el índice OBJ y sus datos de composición, pero se ajustan para representar adecuadamente el área al este de -120°O . Los datos de composición y el índice de palangre se recalculan para las áreas al este de -120°O . La captura de la pesquería palangrera no se ajusta porque es pequeña.
- m) Alta mortalidad natural para peces viejos. El supuesto de mortalidad natural constante después de 65 cm se sustituye por una mayor mortalidad natural para los peces de 75 cm, según la estimación de Hampton (2000), una tendencia lineal entre 65 cm y 75 cm y se supone que la mortalidad natural después de 75 cm se encuentra en este nivel. Se realizan varios análisis: 1) incluyendo o 2) excluyendo los datos de palangre y 3) no limitando las pesquerías cerqueras a tener forma de domo (con y sin M más alta para los peces viejos).
- n) Alta mortalidad por pesca para individuos viejos. La curva de selectividad para la pesquería NOA de alta mar (F5) se limita a ser constante después de la talla asintótica. Los datos de composición y el índice de palangre siguen ajustándose en el modelo.
- o) Reducción rápida de la tasa de crecimiento para individuos más viejos. La talla asintótica se fija en 70 cm. Se realizan varios análisis (1) incluyendo o 2) excluyendo los datos de la pesquería palangrera, (3) no limitando las pesquerías cerqueras a tener forma de domo y 4) haciendo que la pesquería NOA de alta mar (F5) tenga selectividad constante después de la talla asintótica.

5. RESULTADOS

Aunque hay muchos modelos y aspectos de los resultados disponibles de esta evaluación, no se puede presentar toda la información en este informe. Por lo tanto, éste se centra en presentar los resultados para el caso de referencia y luego en los resultados de modelos que son sustancialmente diferentes del caso de referencia, o en los que proporcionan mejores diagnósticos. También se presentan los resultados que permiten comprender las razones de estas diferencias.

El modelo se ejecuta trimestralmente y, por tanto, el etiquetado de muchas de las figuras utiliza un intervalo temporal trimestral. En estas figuras, el primer periodo es el primer trimestre de 2000. Este no es el inicio del periodo del modelo, pero es una consecuencia del periodo inicialmente considerado para la evaluación. La tabla de abajo se puede utilizar para convertir de trimestre transcurrido a año (primer trimestre) cuando sea necesario. Por ejemplo, el inicio del modelo, trimestre 1 de 2006 es el trimestre transcurrido 25 y el 4^o trimestre de 2021 es el trimestre transcurrido 88.

Año	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Trim.																	
Trans.	25	29	33	37	41	45	49	53	57	61	65	69	73	77	81	85	89

5.1 Diagnósticos del modelo de referencia

5.1.1 Convergencia del modelo

El modelo de referencia convergió con un componente de gradiente máximo bajo de $7.89\text{e-}05$ y una matriz Hessiana positiva definida. No se encontraron parámetros en los límites.

5.1.2 Ajuste a los índices de abundancia de cerco

Tanto el índice de boyas con ecosonda como el índice de palangre que incluimos en el modelo tienen CV promedio de 0.2. La raíz del error cuadrático medio (RECM) para ambos fue mucho más alto (ECO = 0.34 y 0.46) indicando ajustes deficientes. Sin embargo, visualmente proporcionaron patrones temporales consistentes con los datos (Figura 9). La RECM alta, en particular para el índice de palangre, se deba quizá a valores extremos que son valores bajos con una pequeña desviación estándar o valores altos. Curiosamente, a pesar de que el modelo de referencia no se ajusta a los índices de captura por lance de la pesquería cerquera, el modelo estima tendencias similares (Figura 10) y las RECM son inferiores (0.26 y 0.31 para OBJ y NOA, respectivamente).

5.1.3 Ajustes a los datos de frecuencia de talla

El modelo de referencia se ajusta bien a la composición por talla promedio para todas las pesquerías y para el índice ECO (Figura 4). Este último son los datos de composición por talla para el índice de captura por lance OBJ. El modelo también se ajusta a los datos de composición por talla promedio para el índice de captura por lance NOA a pesar de que estos datos no se ajustan en el modelo (la selectividad se tomó de un modelo que sí se ajustó a los datos).

5.1.4 Diagnósticos de modelo integrado

5.1.4.1 Modelo de producción estructurado por edad (ASPM) y análisis de curva de captura

El modelo de producción estructurado por edad (*age-structured production model*, ASPM) sin desviaciones de reclutamiento muestra una población más grande y estable, lo que indica que el índice de abundancia no contiene información sobre la abundancia absoluta sin tener en cuenta la variación del reclutamiento (Figura 11). Esto se espera en una especie de corta vida y altamente variable como el barrilete. No obstante, cuando se estiman las desviaciones del reclutamiento, el modelo estima una población mucho más pequeña que sugiere que los datos de composición controlan la abundancia.

Los análisis de curva de captura (ACC) estiman una biomasa más alta al inicio del periodo, pero una abundancia similar al final. Esto también sugiere que los datos de composición controlan el nivel de biomasa absoluta, pero el índice limita la tendencia.

5.1.4.2 Perfil de verosimilitud de R_0

Este diagnóstico es útil para determinar la importancia relativa de diferentes componentes de datos en las estimaciones. El perfil de verosimilitud de R_0 (en escala logarítmica) indica que hay conflicto sustancial en los datos ya que el índice ECO prefiere una biomasa mayor (R_0 más grande) y el índice de palangre prefiere biomasa menor (Figura 12a). También hay conflicto en los datos de composición e incluso dentro del mismo tipo de lance cerquero (Figura 12b y c).

5.1.4.3 Análisis retrospectivos

Los análisis retrospectivos muestran el comportamiento de los modelos cuando se agregan nuevos datos. La biomasa reproductora y el cociente de biomasa reproductora (SBR) estimados muestran poca influencia de la eliminación de años de datos y ningún patrón sistemático (Figura 13).

5.1.5 Estimaciones de parámetros

5.1.5.1 Condiciones iniciales

El modelo de referencia estima que la población se redujo sustancialmente en 2006 (Figura 16), lo que fue una consecuencia de la elevada mortalidad por pesca inicial estimada (1.05).

5.1.5.2 Selectividad

El uso de *splines* cúbicos y las colas largas a la derecha de los datos de composición por talla para algunas

pesquerías produce selectividades bimodales para muchas de las pesquerías cerqueras (Figura 14). Las selectividades bimodales indican que es posible que la pesquería combine dos o más enfoques de pesca o que el modelo está especificado incorrectamente. El *spline* cúbico es lo suficientemente flexible como para aproximar la composición por talla promedio, pero si la cantidad de cada uno de los diferentes enfoques de pesca cambia con el tiempo, el modelo puede no estar sacando los peces de la población en la talla correcta y la información proporcionada sobre abundancia puede estar sesgada. Esto puede causar resultados sesgados, en particular si los cambios son sistemáticos con el tiempo. No parece haber mucho patrón sistemático en los residuales de los ajustes a los datos de composición (Figura 5).

La selectividad de la pesquería palangrera se hace constante después de la talla asintótica (78 cm) y se estima que tiene una extremidad ascendente (izquierda) muy empinada (Figura 14). La pendiente pronunciada se debe a que los datos de composición de esta pesquería no se extienden mucho hacia la izquierda por encima de lo que predice la desviación estándar de la talla por edad en torno a la talla asintótica. El pequeño bulto en la selectividad en tallas pequeñas se encuentra por debajo de la talla truncada (60 cm) utilizada para ajustar la composición por talla y es una consecuencia de utilizar el *spline* cúbico. Dado que las capturas de barrilete por parte de la pesquería palangrera son bajas, esto no influirá en los resultados del modelo.

5.2 Resultados del modelo de referencia

5.2.1 Reclutamiento

El reclutamiento estimado se presenta en la Figura 15. Hay algunos patrones de reclutamiento a corto plazo, pero no hay tendencias a largo plazo.

5.2.2 Mortalidad por pesca (F)

La mortalidad por pesca es difícil de representar en los modelos de evaluación de poblaciones que incluyen múltiples selectividades en forma de domo. A medida que el esfuerzo entre las pesquerías cambia con el tiempo, la mortalidad por pesca relativa entre edades cambia con el tiempo. Por lo tanto, utilizamos la métrica simple de captura sobre biomasa de los peces de 2 trimestres o más de edad. Esta métrica de tasa de explotación en un trimestre muestra oscilaciones lentas a lo largo del tiempo, alcanzando un máximo al inicio del periodo y alrededor de 2016 (Figura 17). No hay indicios de que la mortalidad por pesca aumente con el tiempo, aunque la mortalidad por pesca parecía ser más baja en los periodos 2010-2014 y 2018-2021.

5.2.3 Impactos de la pesca

La pesca tenido un impacto moderado en la biomasa reproductora (Figuras 16 y 18). El impacto en el primer año es engañoso (Figura 18) porque la parametrización de la estructura por edad inicial a través de una mortalidad por pesca que no incluye el ajuste a una captura de equilibrio y, por lo tanto, no debería interpretarse como un impacto de la pesca. No obstante, dado que el barrilete tiene una vida corta, este impacto debería desaparecer después de algunos años. Las gráficas de impacto de la pesca forman la base para calcular los niveles de reducción dinámica.

5.3 Resultados del análisis de sensibilidad

Las estimaciones del nivel de reducción son robustas a varios de los análisis de sensibilidad. Estos incluyen la talla asintótica (Figura 19), el CV de la variación de la talla por edad para los individuos más viejos (Figura 19), las estimaciones mejoradas de la captura para 2020 y 2021 (Figura 20), la edad a 37 cm (Figura 21), la adición del índice de abundancia de captura por lance OBJ (Figura 22), la adición del índice de abundancia de captura por lance NOA (Figura 22), forzar a la pesquería NOA de alta mar (F_5) a tener selectividad constante después de la talla asintótica (78 cm) (Figura 26).

Cuando se fuerza a la pesquería NOA de alta mar (F_5) a tener selectividad constante después de la talla

asintótica (78cm), la selectividad no llega a cero para las edades más viejas como en el caso de referencia, pero tampoco es asintótica (Figura 27). La selectividad para peces grandes es un poco más del 40% de la selectividad completa.

Las estimaciones del nivel de reducción son moderadas o altamente sensibles a varios de los análisis de sensibilidad. Estos incluyen eliminar el índice de abundancia de palangre (Figuras 22, 25, 28), eliminar el índice de abundancia ECO y sus datos de composición por talla (Figura 22), qué pesquería se supone que tiene selectividad asintótica (Figura 23), aumentar la mortalidad natural para peces viejos (Figura 25), limitar la pesquería NOA de alta mar a tener selectividad constante después de 70 cm y utilizar L_{inf} de 70 cm (Figura 28), y cuando solo se modela la población al este de -120° O (Figura 24).

Eliminar el índice de abundancia de palangre provoca que la población esté menos reducida al inicio de la serie de tiempo (por ejemplo, Figura 22). El índice ECO comienza en 2012 y, por lo tanto, cuando se elimina el índice de palangre, no hay ningún índice que limite la tendencia de la biomasa en los primeros años. Esto también se confirma por el análisis de la curva de captura (Figura 11), el cual ilustra que los datos de composición prefieren biomasa más alta en los primeros años.

Eliminar el índice de boyas con ecosonda provoca que el nivel de reducción se vea menos reducido al final del periodo (Figura 22). El análisis de la curva de captura (Figura 11) estima que la población aumenta al final del periodo, lo que apoya que los datos de composición por talla están proporcionando información sobre el aumento de la biomasa al final del periodo.

Suponiendo que las pesquerías cerqueras tienen selectividad asintótica, resulta en estimaciones de una población más reducida, en particular después de los primeros años (Figura 23), pero estos resultados deben interpretarse con precaución porque los modelos tuvieron problemas de convergencia y la ejecución que tenía selectividad asintótica para la pesquería sobre objetos flotantes en la costa no tuvo una matriz Hessiana positiva definida.

El aumento de la mortalidad natural para peces viejos estima que la población está menos reducida en los últimos años (Figura 25). Por el contrario, si se ignoran los datos de palangre y las pesquerías cerqueras no se limitan a tener forma de domo (aunque se estima que las selectividades tienen forma de domo), se estima que la población está menos reducida en la primera parte de la serie de tiempo y más reducida al final de la serie de tiempo, lo que parece ser una consecuencia de la eliminación de los datos de palangre. Curiosamente, si la selectividad de cerco no se limita a tener forma de domo, entonces la mortalidad natural incrementada para peces viejos contrarresta la pérdida de los datos de palangre y no estima menos reducción al inicio de la serie de tiempo. Sin embargo, se estima una mayor reducción al final de la serie de tiempo y la abundancia total es mucho menor. Se estima que ninguna de las pesquerías cerqueras tiene una selectividad asintótica.

Reducir la talla asintótica a 70 cm y no limitar la selectividad de cerco a que tenga forma de domo, con o sin los datos de palangre, se ve dominado por el impacto de la eliminación de los datos de palangre, pero hacer que la selectividad de la pesquería NOA de alta mar (F5) sea asintótica hace que la población esté más reducida (Figura 28).

Solo la evaluación de la población al este de -120° O dio como resultado una biomasa reducida, como se esperaba, pero también dio como resultado una población más reducida (Figura 24). Los diagnósticos del ASPM y de curva de captura fueron similares al modelo de referencia, excepto que el ASPM estimó una biomasa mucho mayor (Figura 29). Los perfiles de componentes de verosimilitud mostraron algo de mejora, sin embargo, todavía hay cierto conflicto en los datos (Figura 30). El análisis retrospectivo no mostró ningún indicio de especificación errónea del modelo (Figura 31). Seguía habiendo selectividades bimodales (Figura 32). El ajuste a los datos de palangre es aproximadamente el mismo y el ajuste a la captura por lance OBJ es razonable (Figura 33). El ajuste a los datos de composición por talla de la pesquería cerquera es similar al modelo de referencia, pero las observaciones de frecuencia de talla de palangre tienen modas

definidas, a las que el modelo no se ajusta (Figura 34).

6. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

La resolución C-16-02 define los puntos de referencia objetivo y límite, expresados en términos de biomasa reproductora (S) y mortalidad por pesca (F), para las especies de atunes tropicales: patudo, aleta amarilla y barrilete. En 2014, la CIAT adoptó S_{RMS} (la biomasa reproductora correspondiente al RMS) y F_{RMS} (la tasa de mortalidad por pesca correspondiente al RMS) como puntos de referencia objetivo, y la biomasa reproductora que produce el 50% del reclutamiento virgen (R_0) con la relación población-reclutamiento que sigue la función de Beverton-Holt con una inclinación (h) de 0.75, y $F_{LÍMITE}$ (la tasa de mortalidad por pesca correspondiente a esa biomasa) como puntos de referencia límite.

Las evaluaciones anteriores del atún barrilete en el OPO han encontrado que la estimación de los puntos de referencia objetivo es problemática porque se supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población y el rendimiento máximo por recluta se obtiene capturando peces a edades más jóvenes que la edad de entrada en la pesquería.

El rendimiento máximo por recluta se obtiene teóricamente cuando la cohorte se extrae a una edad en la que su biomasa es máxima, lo que ocurre en:

$$N_{a+\Delta}w_{a+\Delta} = N_a w_a$$

Que se produce cuando el crecimiento equilibra la mortalidad natural.

$$\frac{w_{a+\Delta}}{w_a} = \frac{N_a}{N_{a+\Delta}}$$

Debido al rápido crecimiento y a la elevada mortalidad natural del barrilete, esta edad teórica es muy joven.

Nuestros análisis también encontraron problemática la estimación de los puntos de referencia. El rendimiento óptimo se produce al capturar los peces lo más jóvenes posible. Existe solo un estrecho rango de edades donde el crecimiento es mayor que la supervivencia (3-5 trimestres) y donde la biomasa de la cohorte aumenta. Dentro de este corto rango de edad, la biomasa de la cohorte alcanza su máximo a los 6 trimestres (Figura 35). Sin embargo, dado que la selectividad general de todas las pesquerías combinadas incluye edades superiores a 6, los cálculos de rendimiento estiman que el aumento de la mortalidad siempre aumenta el rendimiento. Por lo tanto, no se dispone de puntos de referencia basados en el RMS para el barrilete y habrá que utilizar sustitutos. En cambio, los puntos de referencia límite no se basan en el rendimiento máximo y pueden calcularse.

El **punto de referencia límite de la biomasa reproductora ($S_{LÍMITE}$)** es el umbral de S que debe ser evitado, pues cualquier reducción mayor podría poner en peligro la sostenibilidad de la población. La $S_{LÍMITE}$ provisional adoptada por la CIAT en 2014 es la biomasa reproductora que produce 50% del reclutamiento virgen (R_0) si la relación población-reclutamiento sigue la función de Beverton-Holt con una inclinación de 0.75. Esta biomasa reproductora equivale a 0.077 de la biomasa reproductora virgen de equilibrio (S_0) ([SAC-05-14](#)). La RCE requiere que se tomen medidas si la probabilidad (P) de que la biomasa reproductora (S_{actual}) esté por debajo de $S_{LÍMITE}$ es superior a 10%. Por lo tanto, con el fin de proporcionar asesoramiento de ordenación, es necesario calcular $S_{actual}/S_{LÍMITE}$ y la probabilidad de $S_{actual} < S_{LÍMITE}$ (o $P(S_{actual}/S_{LÍMITE} < 1)$).

El **punto de referencia límite de la mortalidad por pesca ($F_{LÍMITE}$)** es el umbral de F que debe evitarse porque una pesca más intensa podría poner en peligro la sostenibilidad de la población. La $F_{LÍMITE}$ provisional adoptada por la CIAT en 2014 es la tasa de mortalidad por pesca que, en condiciones de equilibrio, mantiene la S en $S_{LÍMITE}$. La RCE requiere que se tomen medidas si la probabilidad de que la mortalidad por pesca promedio durante 2017-2019 (F_{actual}) esté por encima de $F_{LÍMITE}$ es superior a 10%.

Dado que no se dispone de puntos de referencia objetivo basados en el RMS para el barrilete, utilizamos los estimados para el patudo y el aleta amarilla como sustitutos. El rango del patudo es más sensible a la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt y el rango del aleta amarilla es sensible a diversos factores (Tabla 2). Para una inclinación de $h = 1$, que es el supuesto utilizado en la evaluación del barrilete, el rango para el patudo es $S_{RMS}/S_0 = 0.20-0.24$ y el rango para el aleta amarilla es $S_{RMS}/S_0 = 0.23-0.32$. En la Tabla 2 se pueden ver otros rangos. Como sustituto de referencia conservador para el barrilete utilizamos 0.30.

La estimación del cociente de biomasa reproductora (SBR; biomasa reproductora dividida entre la biomasa reproductora sin pesca) conlleva varias cuestiones que es necesario abordar. En primer lugar, el factor de corrección de sesgo lognormal [$\exp(-0.5\sigma_R^2)$] que se aplica a la desviación del reclutamiento para estimar el reclutamiento influye en el reclutamiento estimado con respecto al parámetro de reclutamiento virgen (R_0). Por lo tanto, a menudo R_0 (cuando se supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población) no es igual al reclutamiento promedio durante el periodo que se desea que represente el reclutamiento promedio. Para garantizar que esto sea al menos aproximadamente cierto, el valor de σ_R^2 tiene que cambiarse repetidamente para que σ_R^2 sea igual a la desviación estándar de las desviaciones del reclutamiento. Las ejecuciones iniciales del modelo con $\sigma_R = 1.0$ sugirieron que $\sigma_R = 0.6$ es más apropiado y, por lo tanto, se utilizó en todos los modelos, pero todavía puede haber cierta influencia del valor de σ_R^2 . La otra cuestión es que es posible que el nivel promedio del reclutamiento cambie con el tiempo incluso en ausencia de pesca, de modo que el nivel de reducción percibido representado por el reclutamiento virgen puede no reflejar el nivel de reducción real. Por lo tanto, para calcular el nivel de reducción debería utilizarse la biomasa reproductora dinámica en ausencia de pesca, mostrada en las gráficas de impacto de la pesca utilizadas históricamente por la CIAT (reducción dinámica). El nivel de reducción dinámica se basa en el nivel histórico de reclutamiento y es particularmente relevante para poblaciones como el barrilete, cuyo reclutamiento es muy variable y no está relacionado con el tamaño de la población. En este caso, el valor de σ_R no influye en el nivel de reducción. Utilizamos la reducción dinámica para evaluar el punto de referencia objetivo y el equilibrio ajustado por el reclutamiento promedio para evaluar el punto de referencia límite.

6.1 Estimaciones de la condición de la población

El modelo de referencia estima que la biomasa reproductora está actualmente por encima del sustituto objetivo de 30% de la biomasa reproductora no explotada, tanto con el cociente de biomasa reproductora estática (SBR) o el cociente de biomasa reproductora dinámica (SBR_d) (Tabla 3). Solo tres de los análisis de sensibilidad estiman que la población está por debajo del sustituto objetivo (Figuras 36 y 40). En estos tres análisis de sensibilidad, se supone que la pesquería no asociada tiene una selectividad asintótica y/o cuando no se utilizan los datos de palangre (sensibilidades j, m3.M y o4). Ninguno de ellos estima que la población está por debajo del punto de referencia límite (Tabla 3). La regla de control de extracción de la CIAT toma en consideración la incertidumbre, en particular para el punto de referencia límite. Las estimaciones de incertidumbre para el modelo de referencia no rebasan el punto de referencia límite (Figura 16). De los tres modelos pesimistas mencionados anteriormente, solo uno se acerca a rebasar el punto de referencia límite en un 10% (Figuras 37-39) y rebasa el límite para el inicio de 2022 simplemente porque incluye un reclutamiento que no está informado por los datos y aumenta la estimación de la incertidumbre. Este análisis de sensibilidad es el que no utiliza los datos de palangre, no limita la selectividad de cerco a que tenga forma de domo y permite que la mortalidad natural sea mayor para los peces de más de 65 cm.

Las trayectorias históricas muestran que el tamaño de la población fluctúa y puede llegar a estar por debajo del punto de referencia objetivo. Cabe señalar que los valores iniciales de SBR_d son engañosos

porque el modelo no está ajustado a una captura de equilibrio inicial y la mortalidad por pesca inicial solo se utiliza como una forma de construir la estructura por edad inicial y, por lo tanto, no representa la mortalidad por pesca inicial real.

La mortalidad por pesca actual es inferior a la correspondiente a la biomasa objetivo del modelo de referencia (Figura 40). También es inferior a la mortalidad por pesca estimada por todos los análisis de sensibilidad, excepto la sensibilidad que excluye los datos de palangre, no restringe la selectividad de cerco para que tenga forma de domo y tiene una mayor mortalidad natural para los peces más viejos (Tabla 3; Figura 25).

La condición de la población en relación con el *statu quo*, definido por la mortalidad por pesca promedio durante 2017-2019, se evaluó utilizando una aproximación a la tasa de explotación, que fue la captura total dividida por la biomasa de los peces de 2 trimestres o más (Tabla 3). El modelo de referencia estimó que las tasas de explotación de 2020 fueron muy inferiores al *statu quo* y las de 2021 fueron ligeramente superiores al *statu quo* (Tabla 3). Solo un modelo estimó tasas de explotación que rebasaban el *statu quo* en 2020 (Modelo m3 M) y más de la mitad de los modelos estimaron que sí lo rebasaban en 2021, oscilando entre ligeramente y por un 0.1, excepto el modelo m3 M (Tabla 3).

7. DIRECCIONES FUTURAS

Está previsto realizar una evaluación de referencia en 2023 y actualmente se está trabajando en el análisis de los datos de marcado recientes para incluirlos en esta evaluación. Además de la investigación relacionada con los datos de marcado (SAC-13-08), es posible introducir otras mejoras en la evaluación. Éstas pueden incluir:

- Investigaciones sobre la estructura de la población y una mayor evaluación del modelo del este;
- Afinar las definiciones de las pesquerías para eliminar las distribuciones bimodales y otras distribuciones de composición por talla y selectividades indeseables.
- Investigar patrones de selectividad alternativos para evitar patrones de selectividad bimodales y otros patrones indeseables.
- Considerar la posibilidad de cambios en la selectividad según lo indicado por el análisis de la curva de captura.
- Ajustar los datos de composición por talla por el encogimiento.
- Usar los datos de composición por talla OBJ de alta mar para el índice de abundancia de boyas con ecosonda.
- Mejorar las estimaciones de la mortalidad natural utilizando datos de marcado y otra información disponible;
- Modelado espaciotemporal de los datos de composición y CPUE de palangre.

AGRADECIMIENTOS

Muchos miembros del personal de la CIAT y los CPC proporcionaron datos para la evaluación. Los miembros del personal de la CIAT y los científicos de los CPC proporcionaron asesoramiento sobre la evaluación, las pesquerías y la biología del atún barrilete. Paulina Llano brindó asistencia editorial y Christine Patnode colaboró con las figuras.

REFERENCIAS

Anonymous. 1984. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1983: 272 pp.

- Anonymous. 1995. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1994: 296 pp.
- Anonymous. 1998. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1996: 306 pp.
- Argue, A.W. (editor). 1981. Report of the Second Skipjack Survey and Assessment Programme workshop to review results from genetic analysis of skipjack blood samples. South Pacif. Comm., Skipjack Survey and Assessment Programme, Tech. Rep. 6: v, 39 pp.
- Duffy LM, Lennert-Cody CE, Olson R, Minte-Vera CV, Griffiths SP. 2019. Assessing vulnerability of bycatch species in the tuna purse seine fisheries of the eastern Pacific Ocean. *Fish Res*
- 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.
- Hampton, J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(5): 1002-1010.
- Hennemuth, R.C. 1959. Additional information on the length-weight relationship of skipjack tuna from the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 4: 23-37.
- Maunder, M.N. and Harley, S.J. 2005. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 5: 109-167.
- 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., and Kitakado, T. 2020b. 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: 105594
- McAllister, M.K. and Ianelli, J.N. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the sampling-importance resampling algorithm. *Can. J. Fish. Aquat. Sc* 54: 284–300.
- 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
- 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.
- Pennington, M., Burmeister, L.-M., Hjellvik, V. 2002. Assessing the precision of frequency distributions estimated from trawl-survey samples. *Fisheries Bulletin* 100:74-80.
- Schaefer, K.M. 2001. An assessment of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) spawning in the eastern Pacific Ocean. *Fish. Bull.* 99: 343-350.
- Schaefer, K.M. 2009. Stock structure of bigeye, yellowfin, and skipjack tunas in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 9: 203-221.
- Schaefer, K.M.; Fuller, D.W. Spatiotemporal variability in the reproductive dynamics of Skipjack Tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern Pacific Ocean. *Fish. Res.* 2019, 209, 1–13.
- Scott, M.D., Lennert-Cody, C.E., Gerrodette, T., Skaug, H.J., Minte-Vera, C.V., Hofmeister, J., Barlow, J., Chivers, S.J., Danil, K., Duffy, L.M., Olson, R.J., Hohn, A.A., Fiedler, P.C., Ballance, L.T., Forney, K.A., 2016. Data available for assessing dolphin population status in the eastern tropical Pacific Ocean. Workshop on Methods for Monitoring the Status of Eastern Tropical Pacific Ocean Dolphin Populations: [DEK-01](#)
- Suter, J.M. 2010. An evaluation of the area stratification used for sampling tunas in the eastern Pacific Ocean and implications for estimating total annual catches. [IATTC Special Report 18](#).
- Thorson, J.T., and Barnett, L.A.K. 2017. Comparing estimates of abundance trends and distribution shifts using single- and multispecies models of fishes and biogenic habitat. *ICES Journal of Marine Science* 74(5): 1311-1321.

Xu, H., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., and Minte-Vera, C.V. 2019. Spatiotemporal dynamics of the dolphin-associated purse-seine fishery for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. Fish. Res. 213: 121-131.

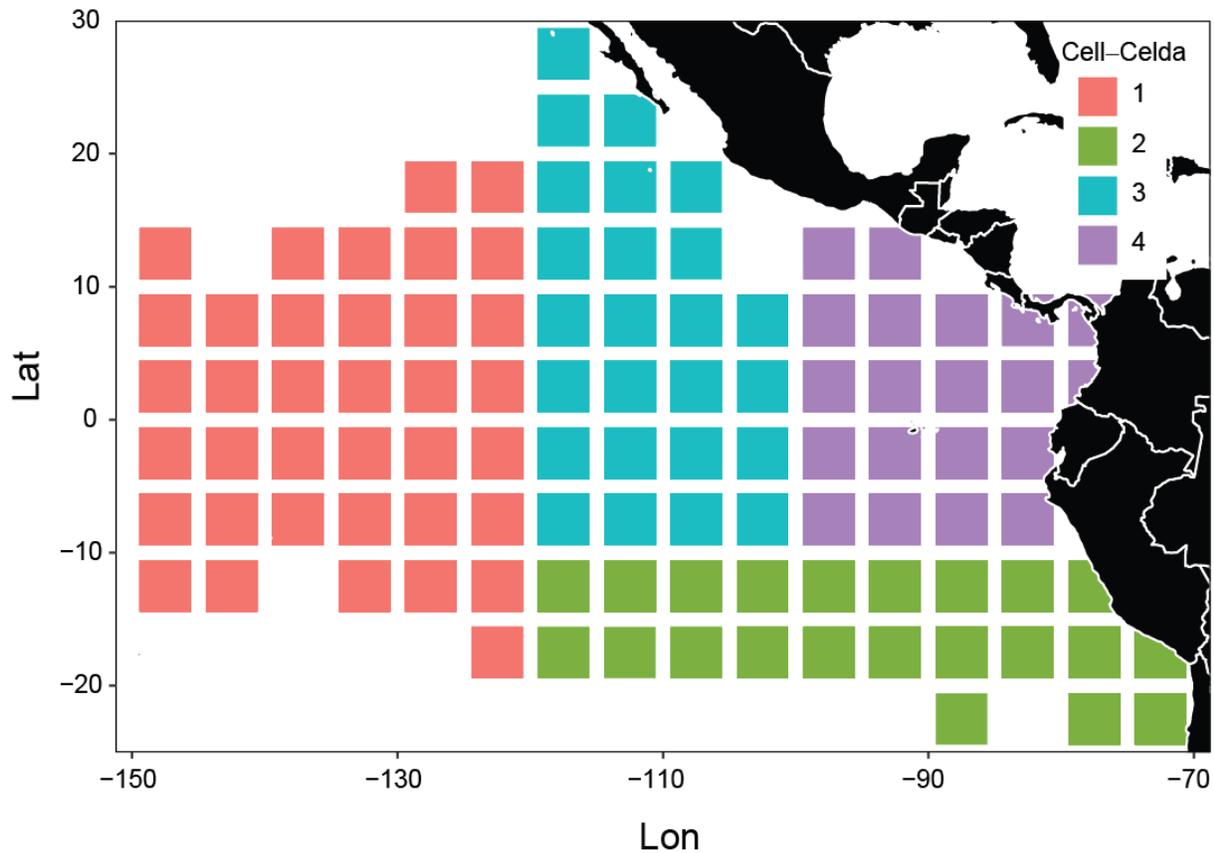


FIGURE 1a. Areas corresponding to the floating-object fishery definitions used in the stock assessment of skipjack tuna in the EPO in 2022 (Table 1). The filled squares indicate the data used to conduct the analysis to define the fisheries, which is not necessarily the same as the data used in the stock assessment.

FIGURA 1a. Áreas correspondientes a las definiciones de pesquerías sobre objetos flotantes usadas en la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO en 2022 (Tabla 1). Los cuadros rellenos indican los datos usados para realizar el análisis para definir las pesquerías, que no son necesariamente los mismos datos que se usaron en la evaluación de la población.

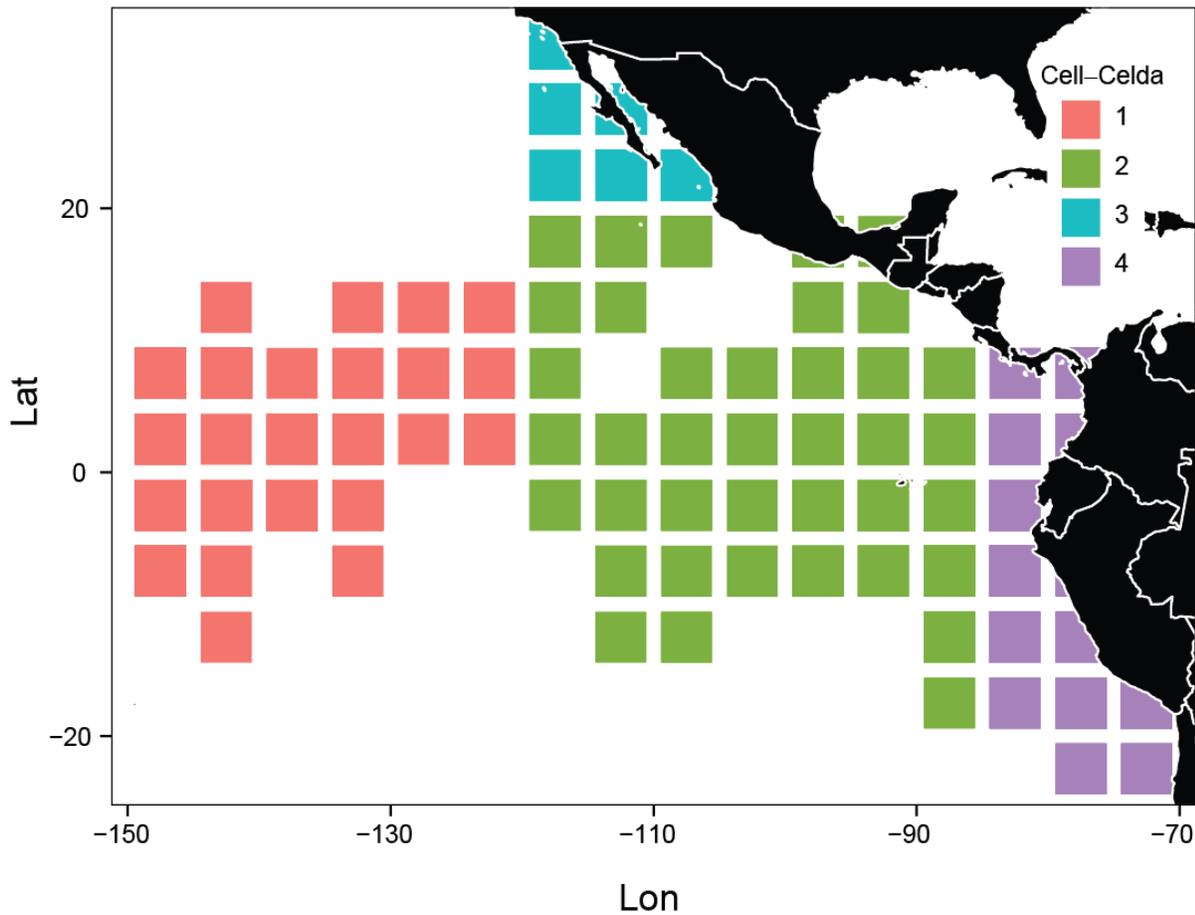


FIGURE 1b. Areas corresponding to the unassociated fishery definitions used in the stock assessment of skipjack tuna in the EPO in 2022 (Table 1). The filled squares indicate the data used to conduct the analysis to define the fisheries, which is not necessarily the same as the data used in the stock assessment.

FIGURA 1b. Áreas correspondientes a las definiciones de pesquerías no asociadas usadas en la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO en 2022 (Tabla 1). Los cuadros rellenos indican los datos usados para realizar el análisis para definir las pesquerías, que no son necesariamente los mismos datos que se usaron en la evaluación de la población.

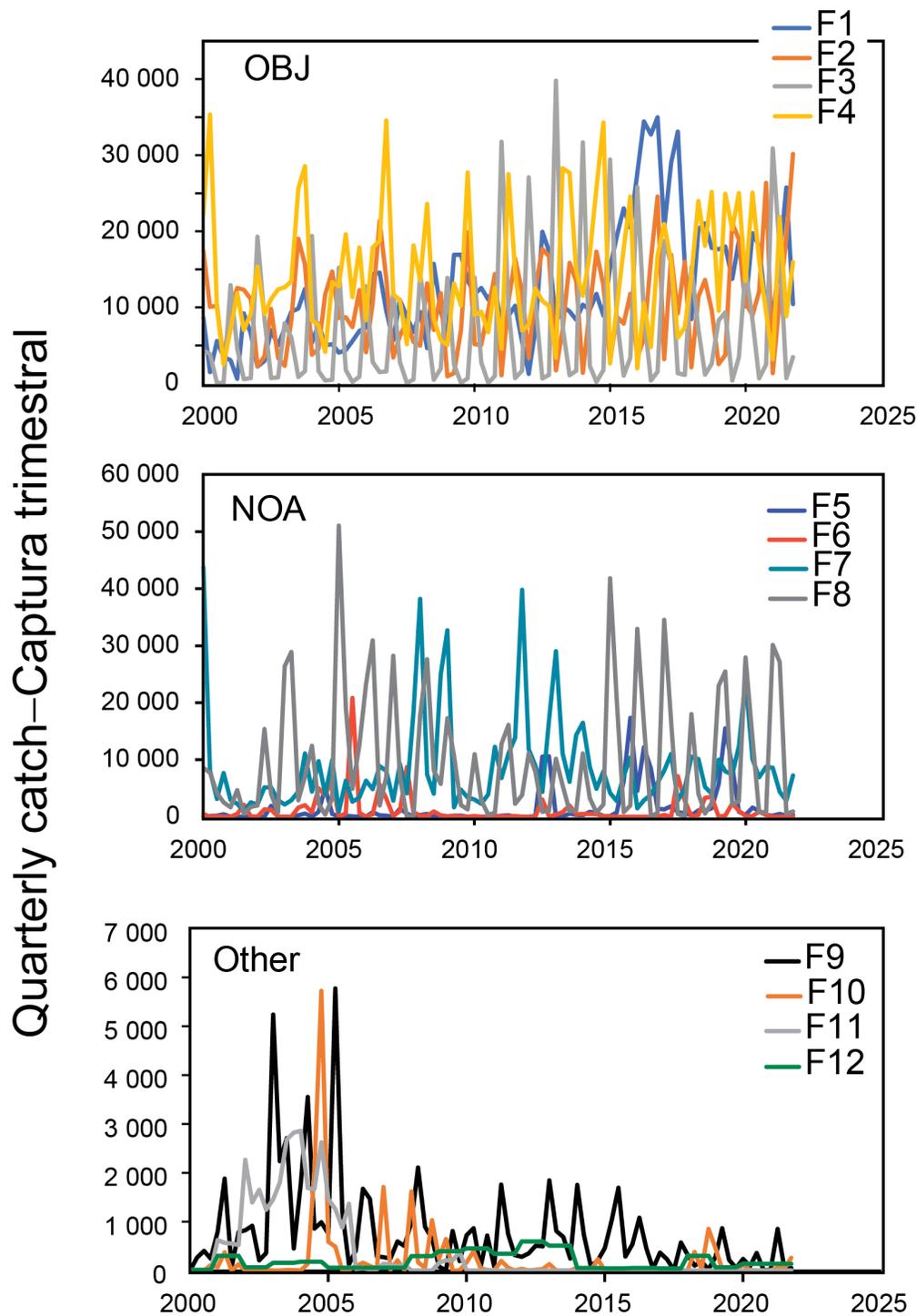


FIGURE 2. Quarterly catches of skipjack tuna, in tons, in the EPO, 2000-2021, by fishery. NOTE: The y-axis scale varies by plot.

FIGURA 2. Capturas trimestrales de atún barrilete, en toneladas, en el OPO, 2000-2021, por pesquería. NOTA: la escala del eje 'y' varía por gráfica.

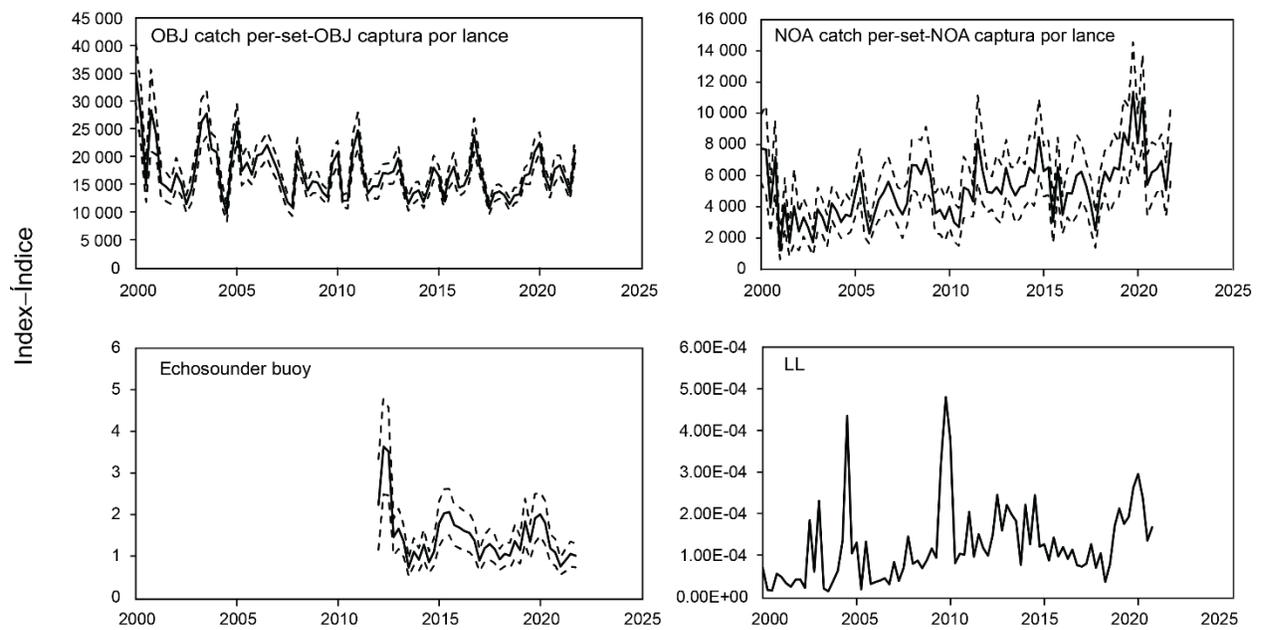


FIGURE 3. Indices of abundance used in the stock assessment of skipjack tuna in the EPO, 2000-2021 (black line), and their associated 95% confidence intervals (dashed lines). The actual data used in the assessment only include 2006 to 2021. No measure of uncertainty was calculated for the longline index.

FIGURA 3. Índices de abundancia usados en la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO, 2000-2021 (línea negra), y sus intervalos de confianza de 95% asociados (líneas discontinuas). Los datos utilizados en la evaluación solo incluyen los años 2006 a 2021. No se calculó ninguna medida de incertidumbre para el índice de palangre.

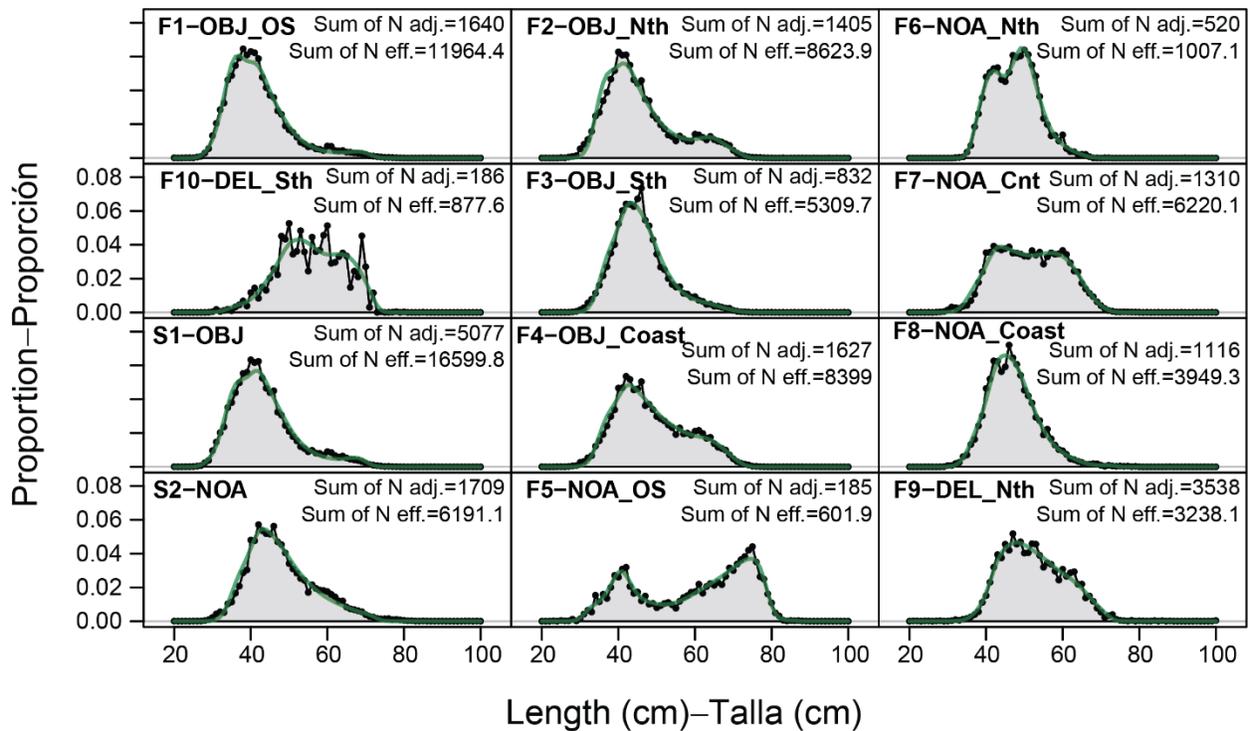


FIGURE 4a. Weighted average observed (shaded area) and predicted by the reference model (line) length-composition data, by purse seine fishery and "survey".

FIGURA 4a. Promedio ponderado de los datos de composición por talla observados (área sombreada) y predichos por el modelo de referencia (línea), por pesquería de cerco y "estudio".

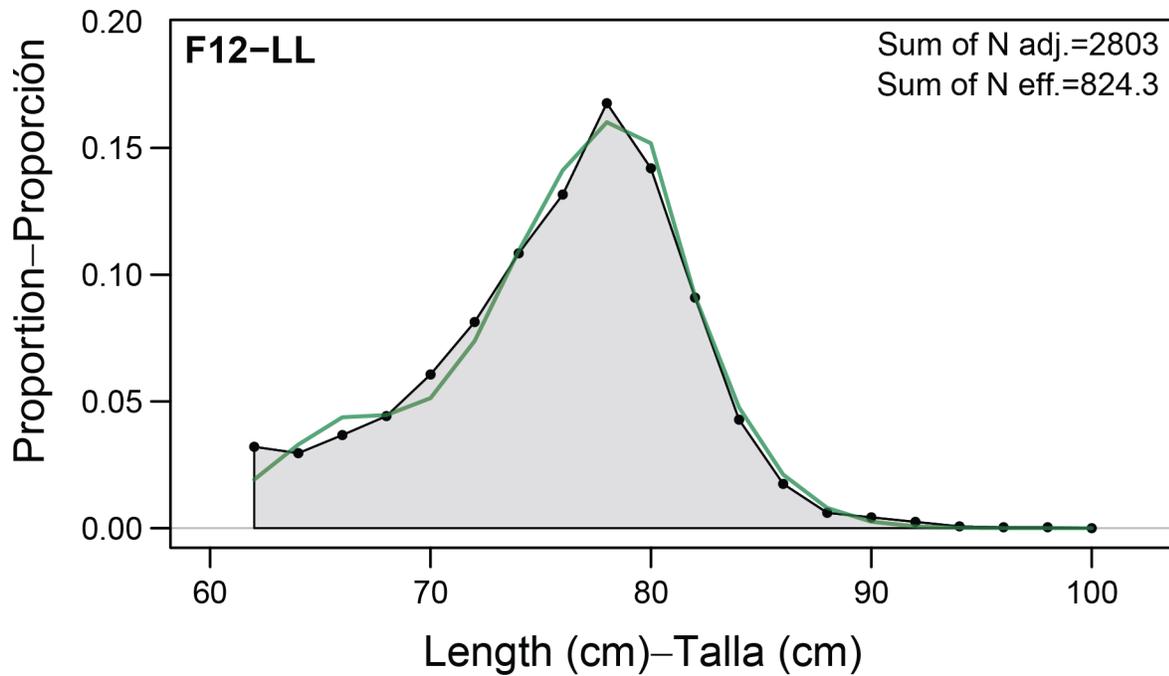


FIGURE 4b. Weighted average observed (shaded area) and predicted by the reference model (line) length-composition data for the longline fishery.

FIGURA 4b. Promedio ponderado de los datos de composición por talla observados (área sombreada) y predichos por el modelo de referencia (línea) para la pesquería palangrera.

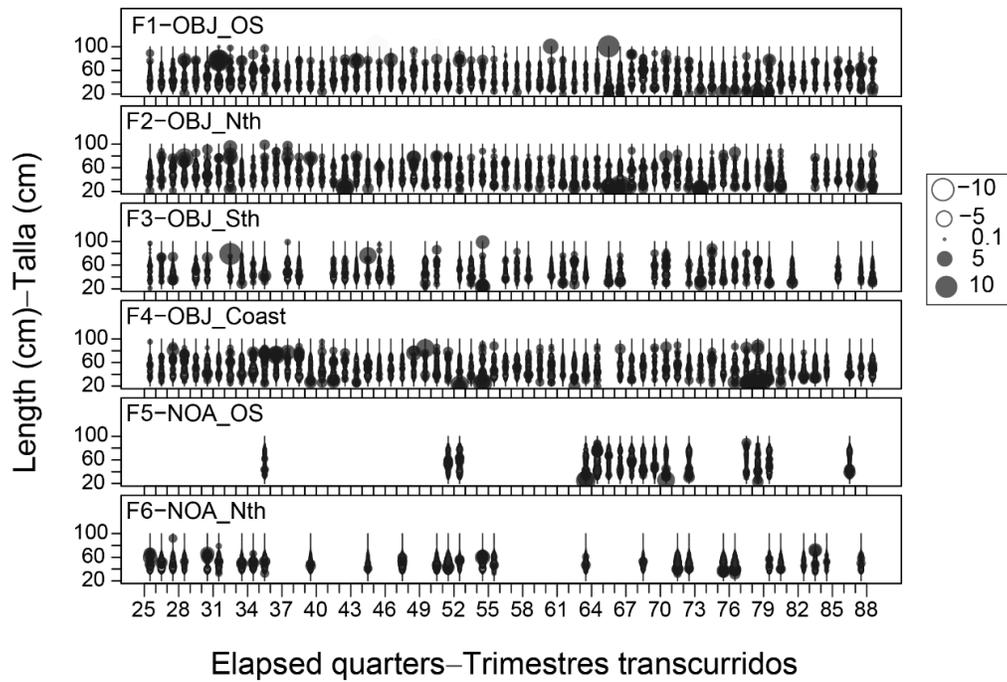


FIGURE 5a. Residual plots for the fit to the purse-seine length-composition data for the reference model.
FIGURA 5a. Gráficas de residuales para el ajuste de los datos de composición por talla de cerco para el modelo de referencia.

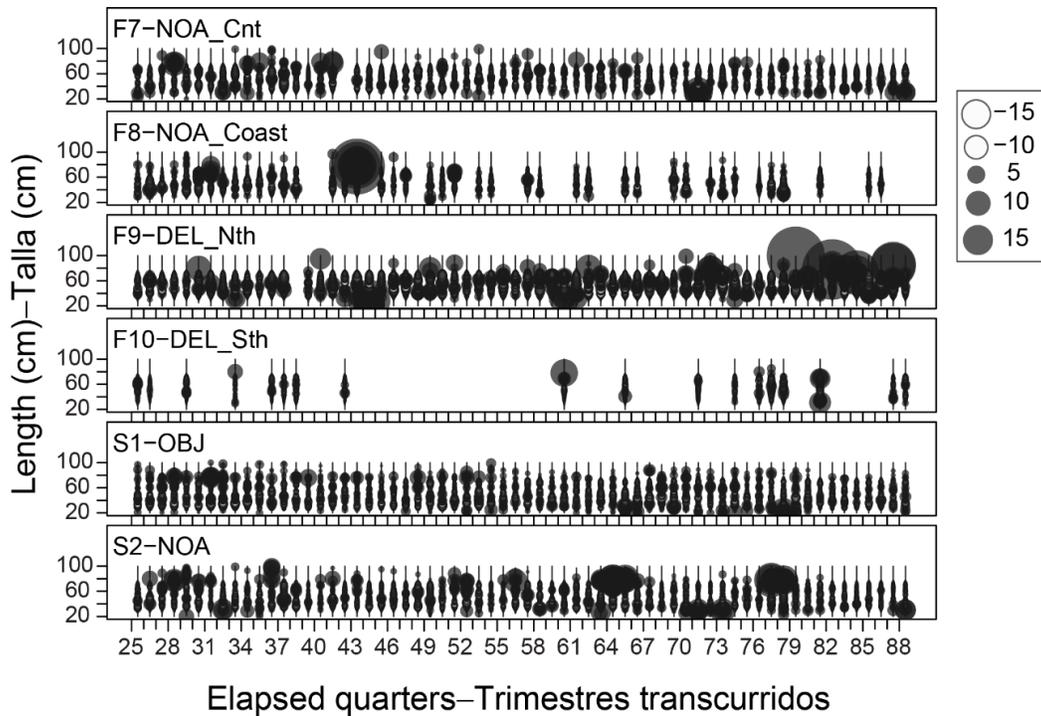


FIGURE 5b. Residual plots for the fit to the purse-seine length-composition data for the reference model.
FIGURA 5b. Gráficas de residuales para el ajuste de los datos de composición por talla de cerco para el modelo de referencia.

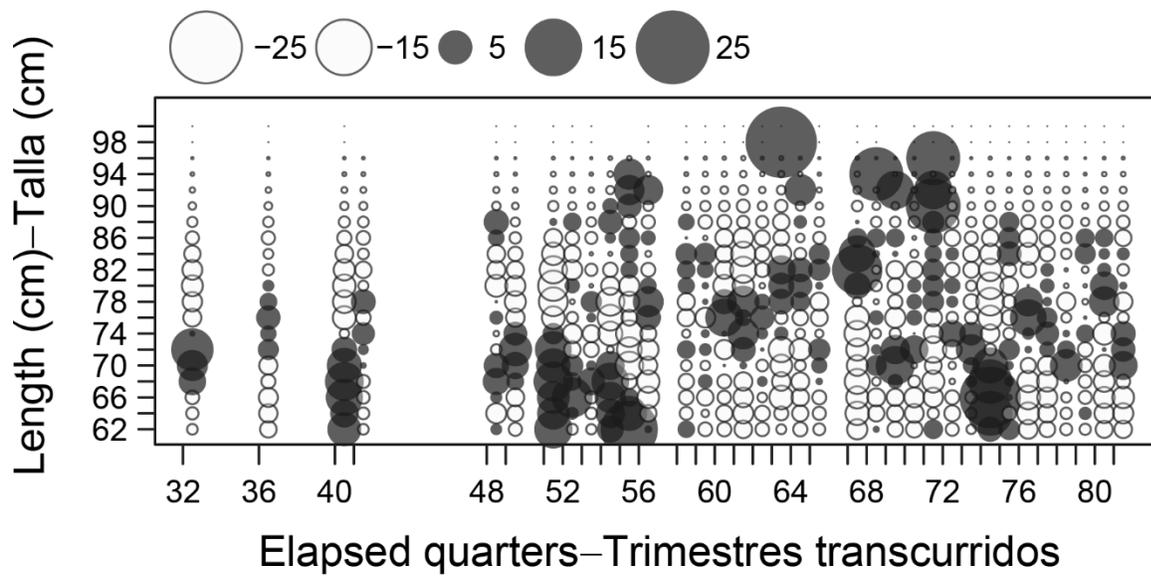


FIGURE 5c. Residual plots for the fit to the longline length-composition data for the reference model.

FIGURA 5c. Gráficas de residuales para el ajuste de los datos de composición por talla de palangre para el modelo de referencia.

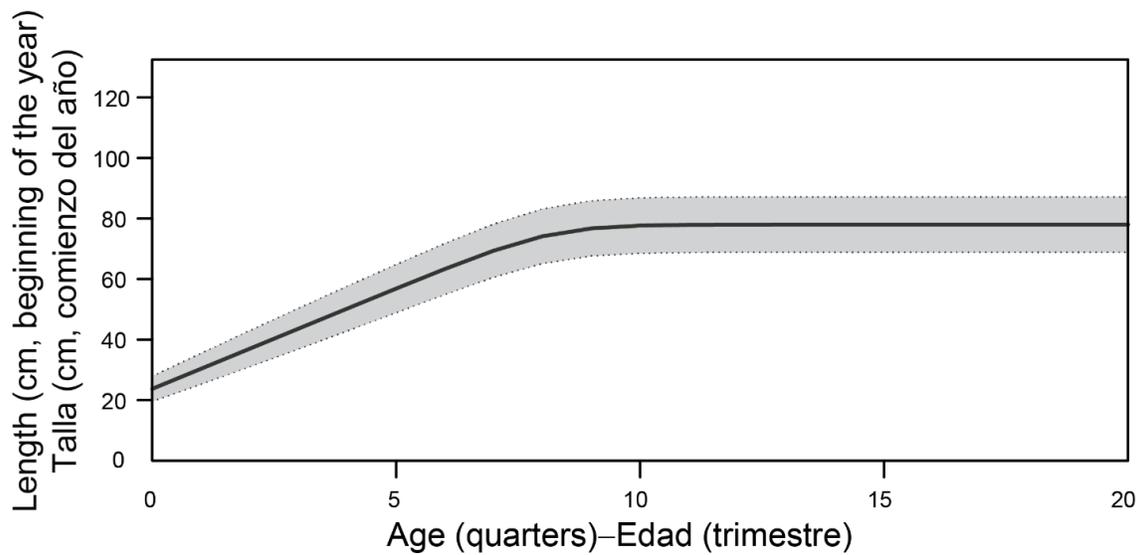


FIGURE 6. Assumed mean length-at-age in the reference model (solid line). The shaded region represents variation in length-at-age, assuming a CV = 9% at age 0 and 6% at age 20 quarters (mean \pm 1.96 standard deviations).

FIGURA 6. Talla por edad promedio supuesta en el modelo de referencia (línea continua). La región sombreada representa la variación de la talla por edad, suponiendo un CV = 9% a edad 0 y 6% a 20 trimestres de edad (promedio \pm 1.96 desviación estándar).

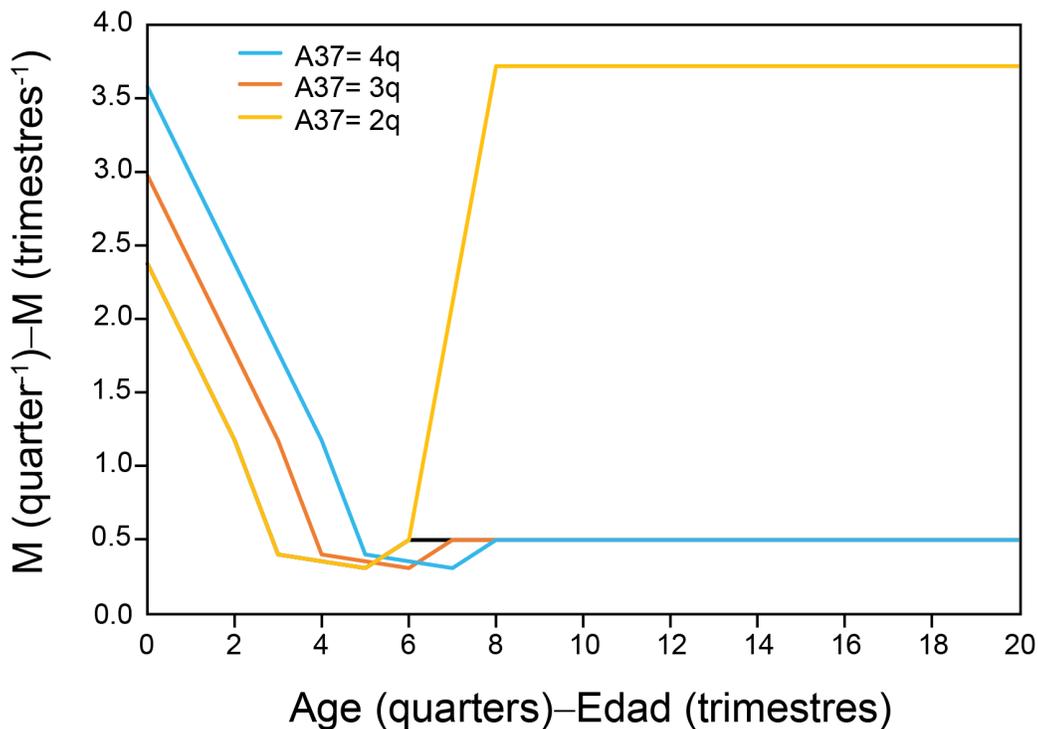


FIGURE 7. Age-specific natural mortality under different assumptions of the age at 37 cm (A37). Three of the ogives assumed constant natural mortality for fish of 65 cm and larger and one assumes constant natural mortality for individuals 75 cm and larger.

FIGURA 7. Mortalidad natural por edad bajo diferentes supuestos de la edad a los 37 cm (A37). Tres de las ojivas suponen una mortalidad natural constante para los peces de 65 cm o más y una supone una mortalidad natural constante para los individuos de 75 cm o más.

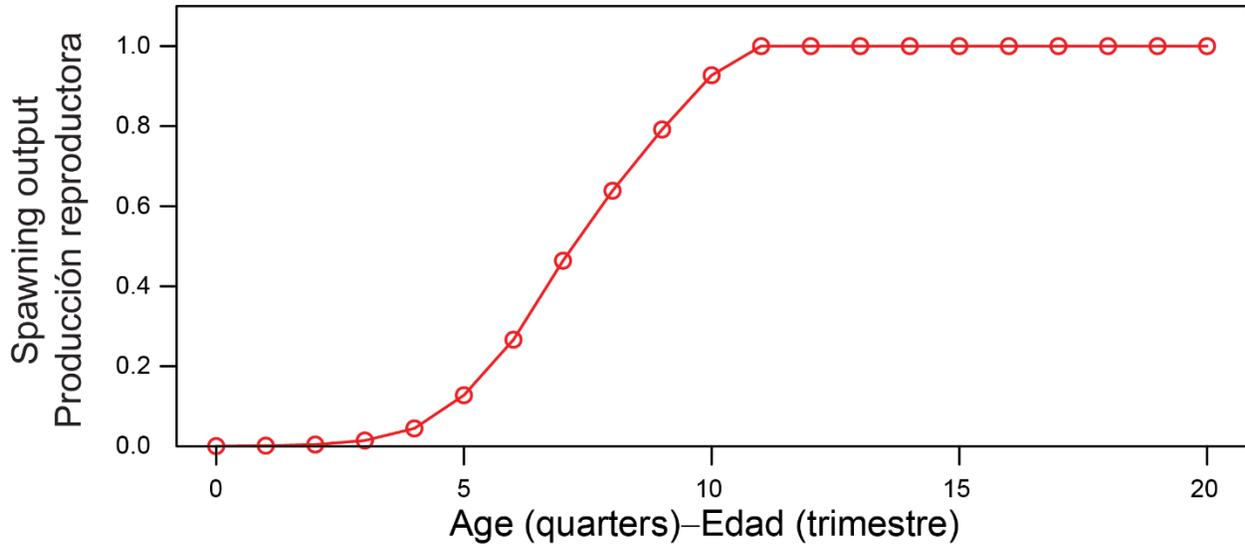


FIGURE 8. Relative contribution of each age to the reproductive output component (scaled to a maximum of one) for skipjack tuna in the EPO.

FIGURA 8. Contribución relativa de cada edad al componente de producción reproductora (escalado a un máximo de uno) para el atún barrilete en el OPO.

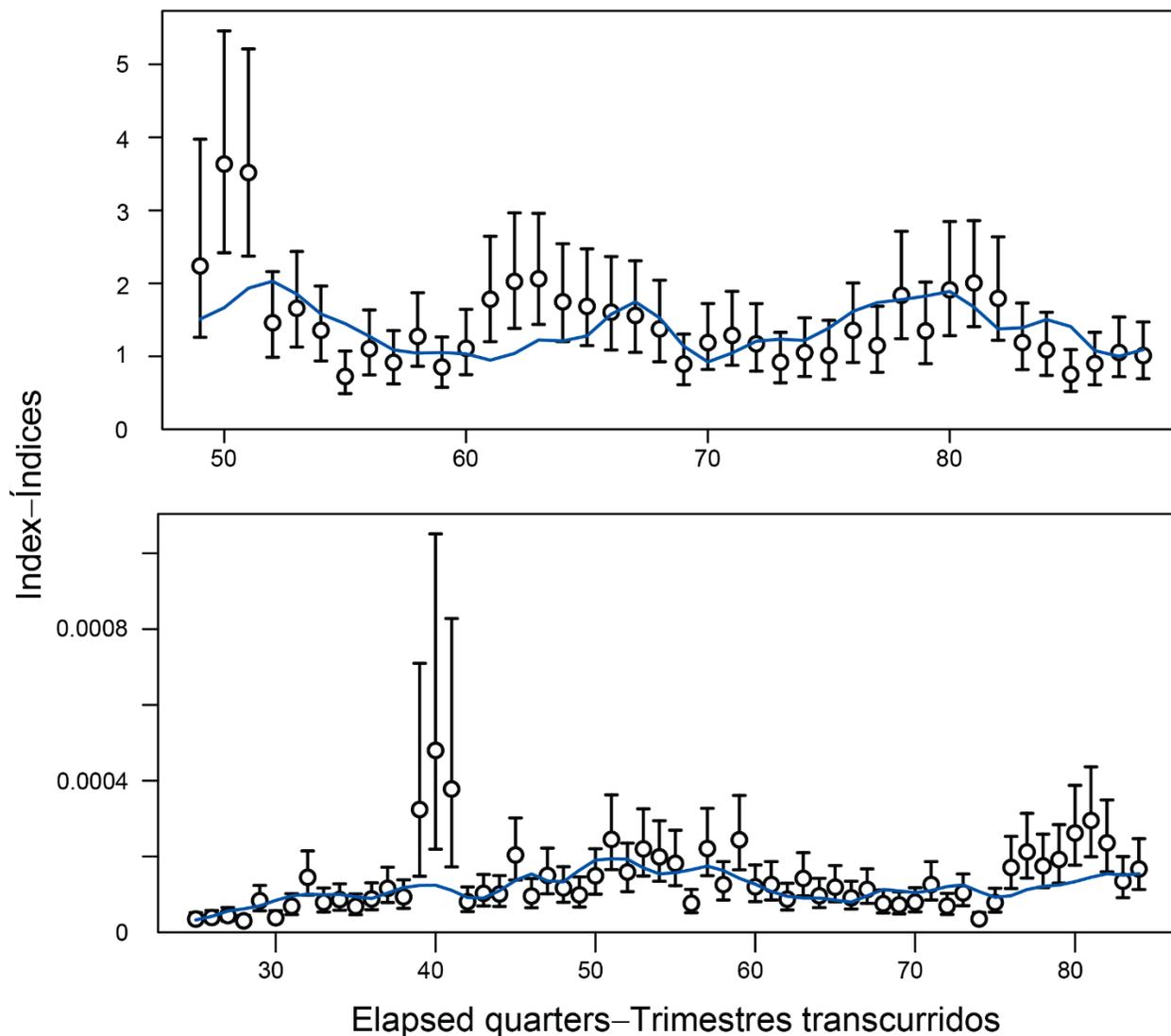


FIGURE 9. Model fits to the CPUE-based indices of abundance for the echosounder buoy index (top) and the longline index (bottom) by the reference model. The blue line represent the estimated indices, the circles are the observed CPUE values, and the vertical lines represent the uncertainty in the observations.
FIGURA 9. Ajustes del modelo a los índices de abundancia basados en la CPUE para el índice de boyas con ecosonda (arriba) y el índice de palangre (abajo) por el modelo de referencia. La línea azul representa los índices estimados, los círculos son los valores de CPUE observados y las líneas verticales representan la incertidumbre en las observaciones

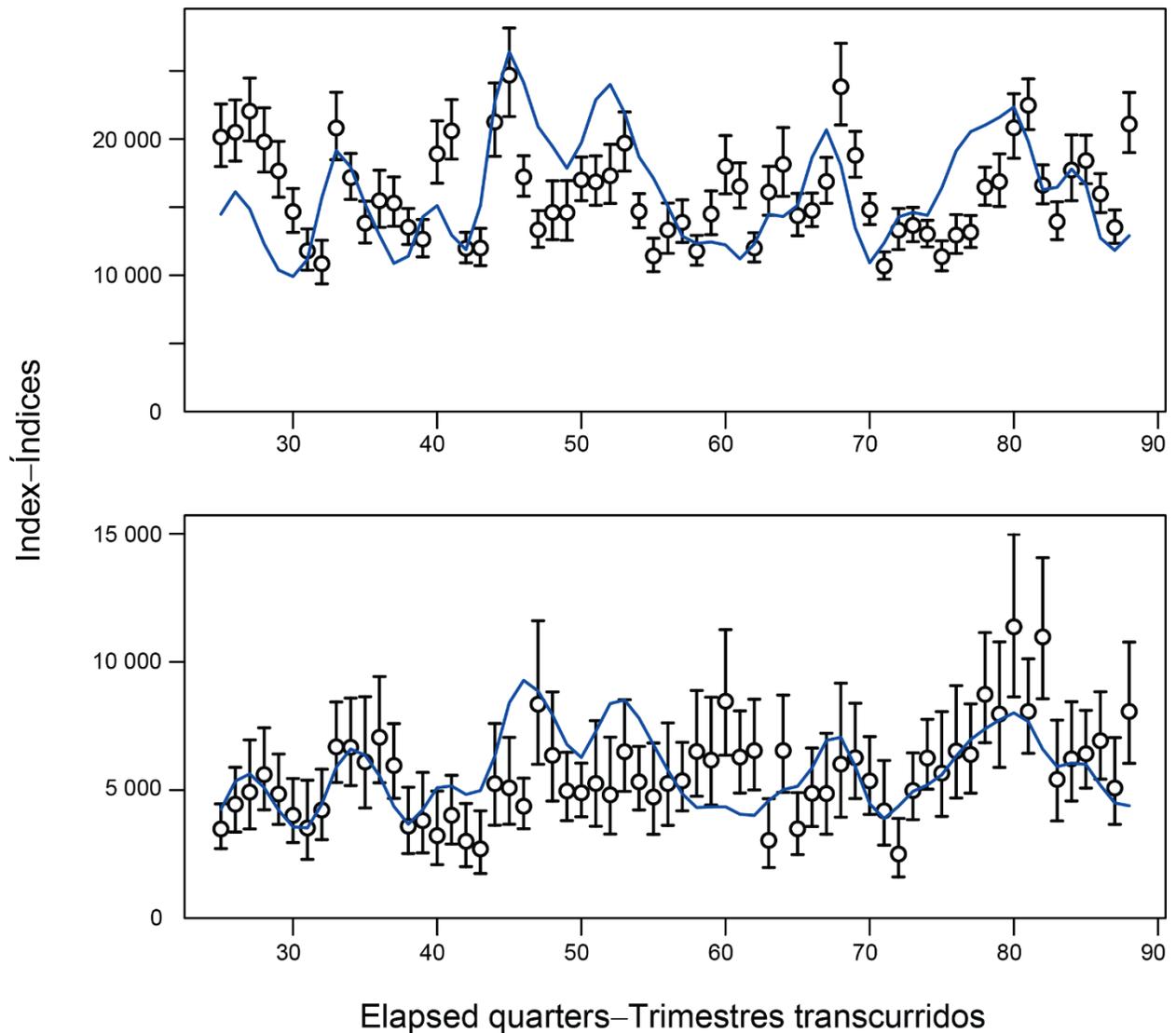


FIGURE 10. Model fits to the catch-per-set based indices of abundance for the floating object (top) and unassociated (bottom) purse-seine fisheries by the reference model. These fits are not included in the objective function. The blue line represents the estimated indices, the circles are the observed CPUE values, and the vertical lines represent the uncertainty in the observations.

FIGURA 10. Ajustes del modelo a los índices de abundancia basados en la captura por lance para las pesquerías cerqueras sobre objetos flotante (arriba) y no asociadas (abajo) por el modelo de referencia. Estos ajustes no se incluyen en la función objetiva. La línea azul representa los índices estimados, los círculos son los valores de CPUE observados y las líneas verticales representan la incertidumbre en las observaciones.

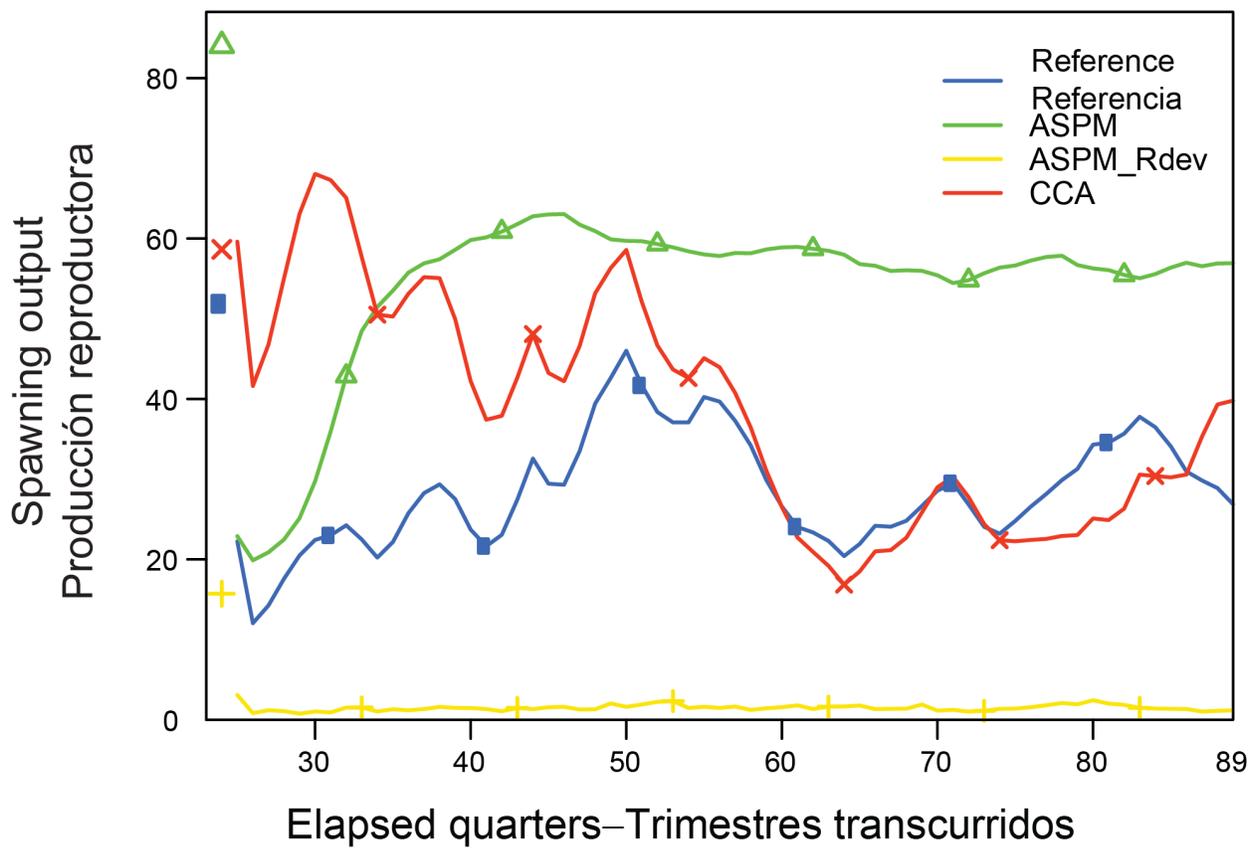


FIGURE 11a. Spawning biomass for the age-structured production model and catch-curve diagnostics for the reference model.

FIGURA 11a. Biomasa reproductora para el modelo de producción estructurado por edad y diagnóstico de la curva de captura para el modelo de referencia.

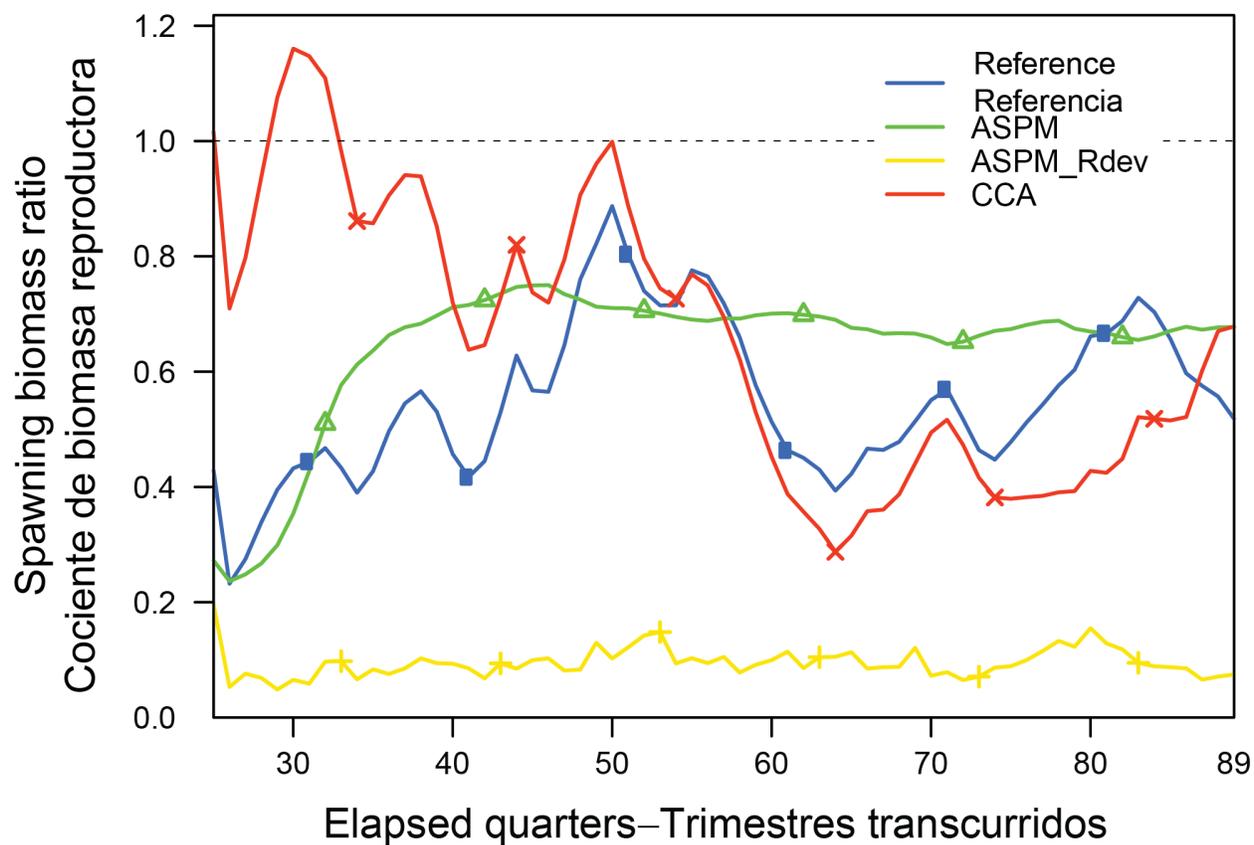


FIGURE 11b. Spawning biomass ratio for the age-structured production model and catch-curve diagnostics for the reference model.

FIGURA 11b. Cociente de biomasa reproductora para el modelo de producción estructurado por edad y diagnóstico de la curva de captura para el modelo de referencia.

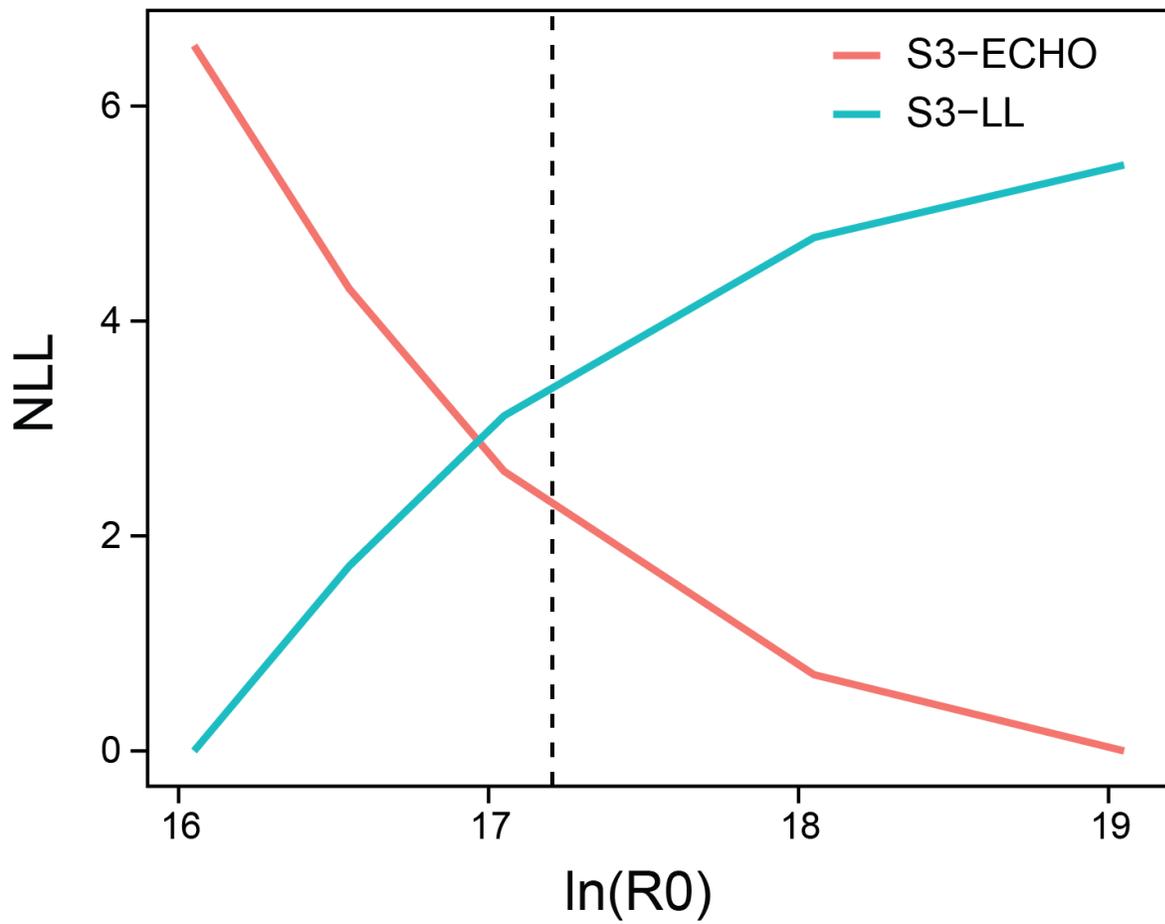


FIGURE 12a. R_0 likelihood component profile for the indices of abundance from the reference model.

FIGURA 12a. Perfil R_0 de componentes de verosimilitud para los índices de abundancia del modelo de referencia.

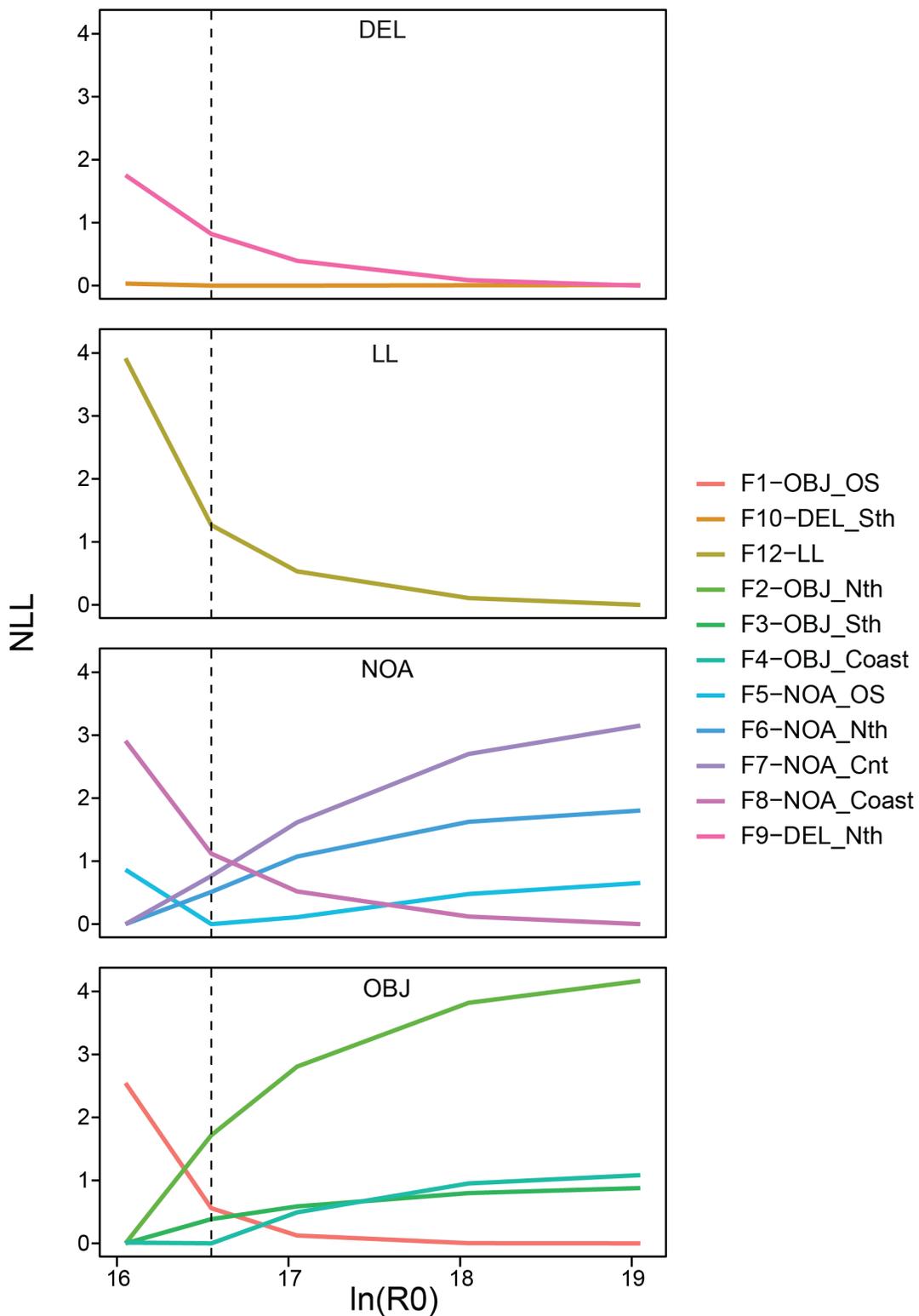


FIGURE 12b. R_0 likelihood component profile for the fishery length-composition data from the reference model.

FIGURA 12b. Perfil R_0 de componentes de verosimilitud para los datos de composición por talla del modelo de referencia.

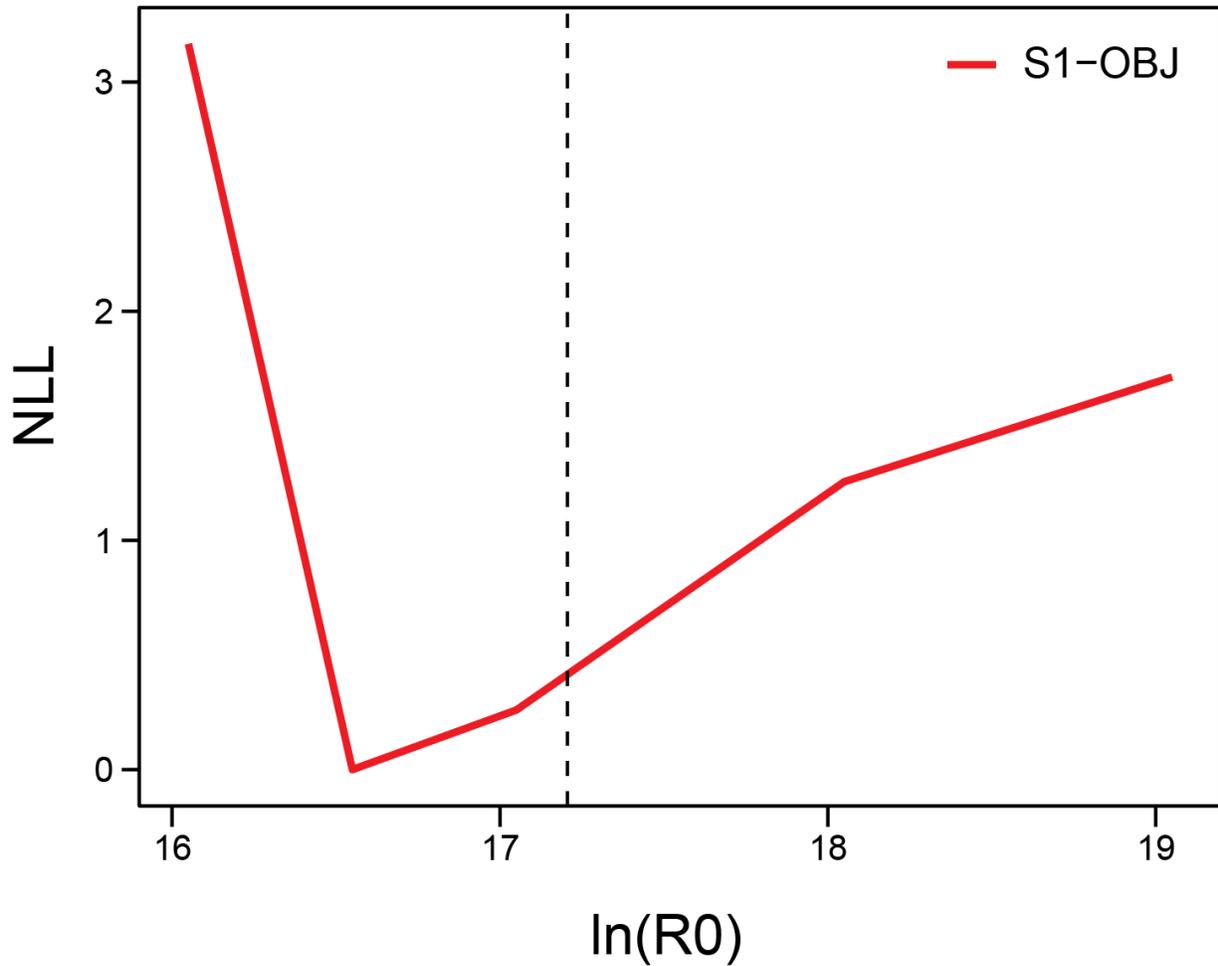


FIGURE 12c. R_0 likelihood component profile for the fishery length-composition data from the reference model.

FIGURA 12c. Perfil R_0 de componentes de verosimilitud para los datos de composición por talla del modelo de referencia.

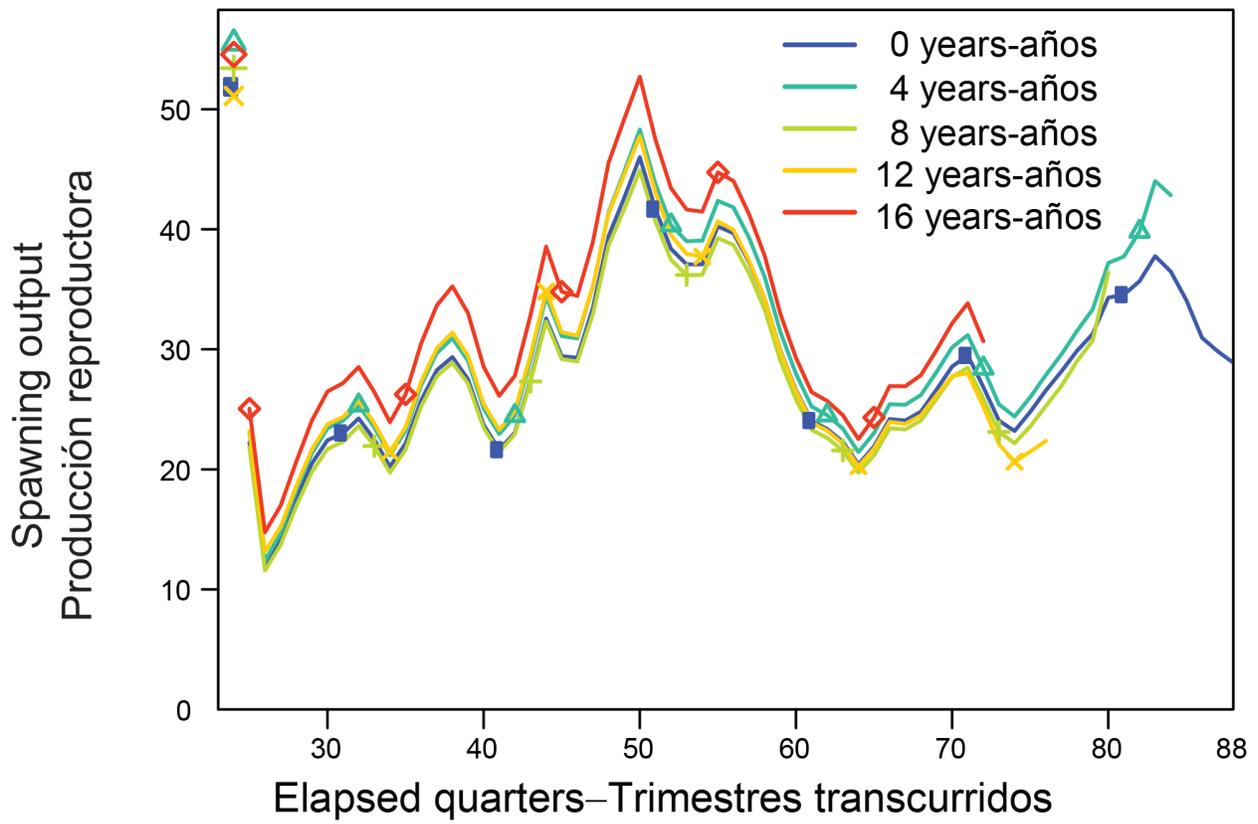


FIGURE 13a. Spawning biomass for the retrospective analysis from the reference model.

FIGURA 13a. Biomasa reproductora para el análisis retrospectivo del modelo de referencia.

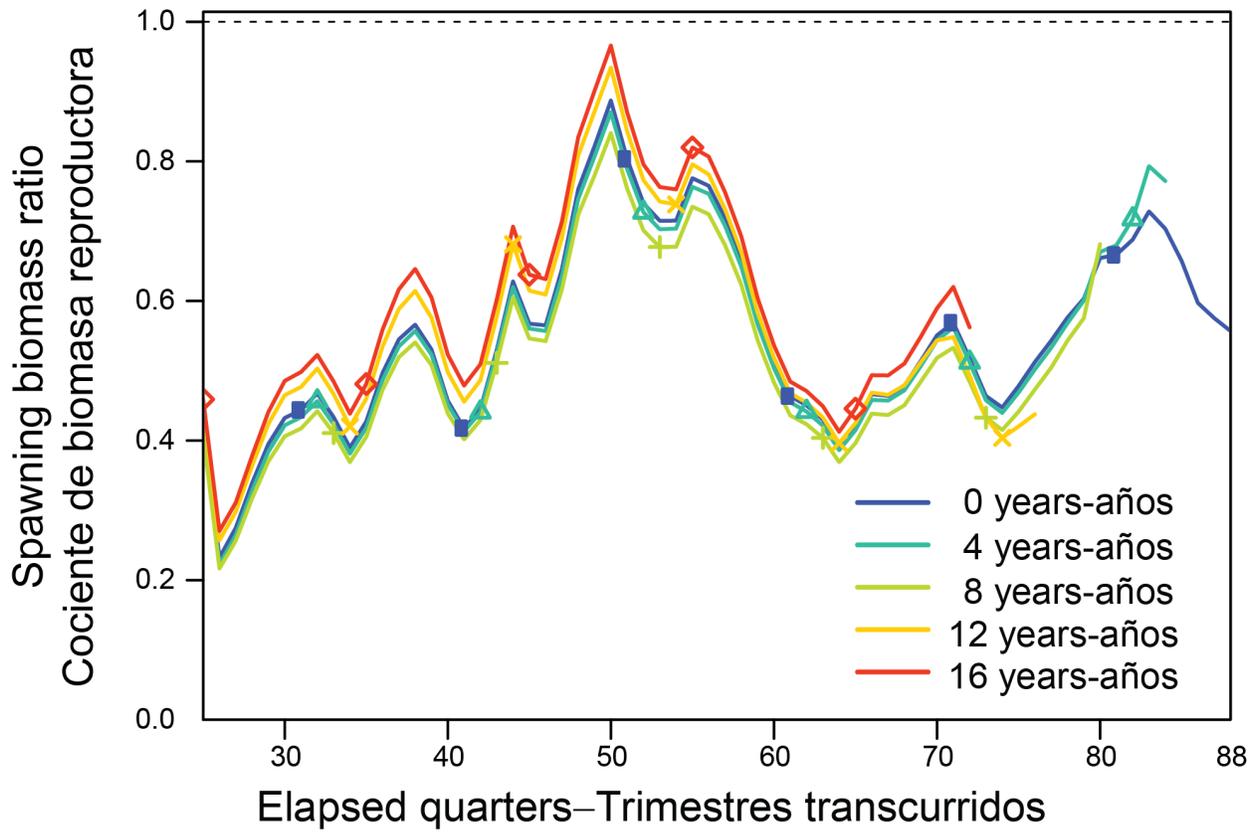


FIGURE 13b. Spawning biomass ratio for the retrospective analysis from the reference model.

FIGURA 13b. Cociente de biomasa reproductora para el análisis retrospectivo del modelo de referencia.

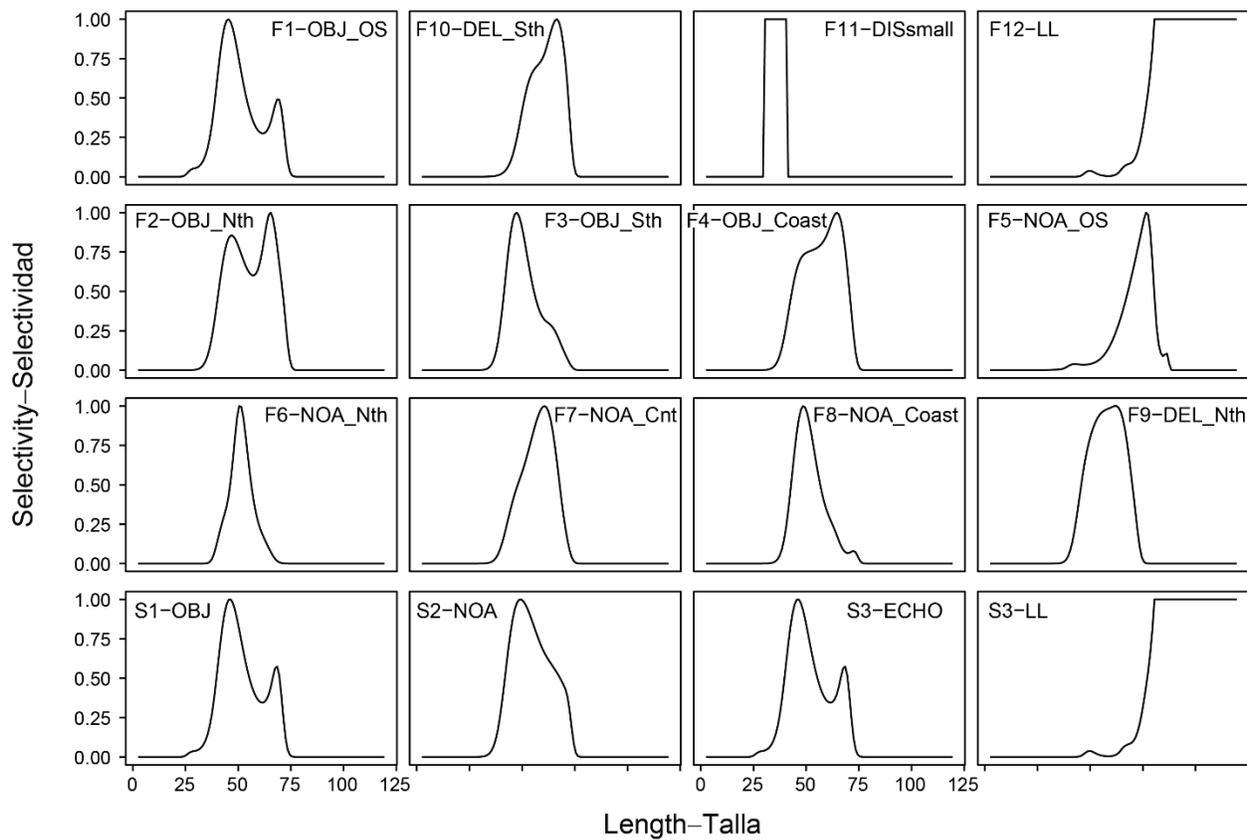


FIGURE 14. Estimated selectivity for the fisheries and “surveys” from the reference model.
FIGURA 14. Selectividad estimada para las pesquerías y “estudios” del modelo de referencia.

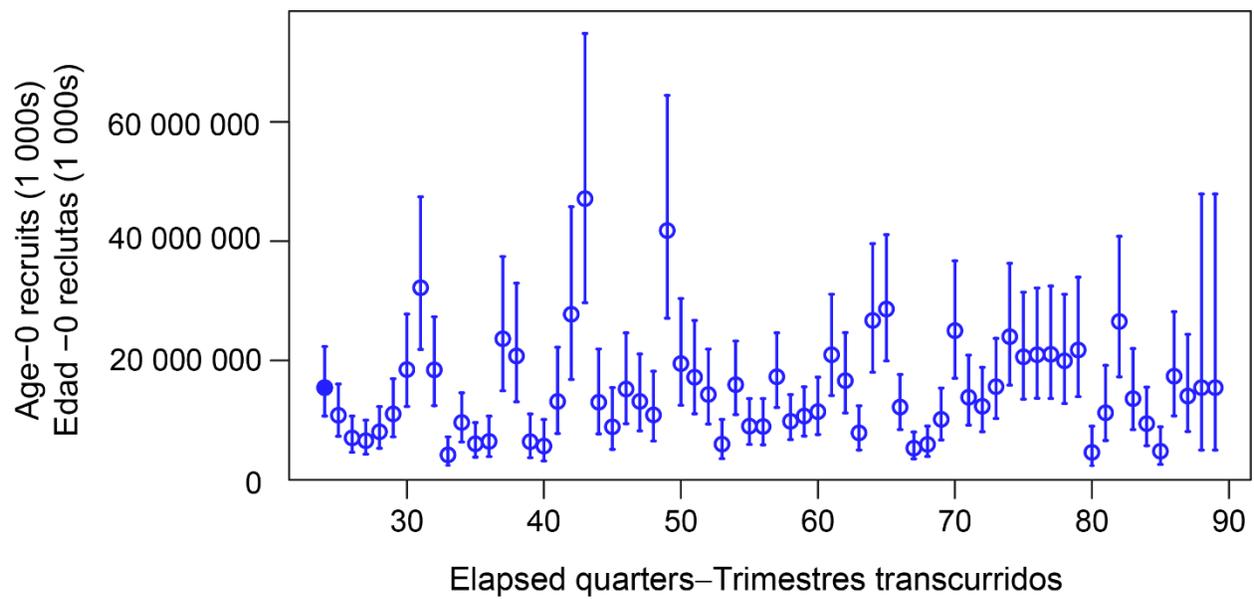


FIGURE 15. Quarterly recruitment and 95% confidence intervals of skipjack tuna estimated by the reference model.

FIGURA 15. Reclutamiento trimestral e intervalos de confianza de 95% del atún barrilete estimado por el modelo de referencia.

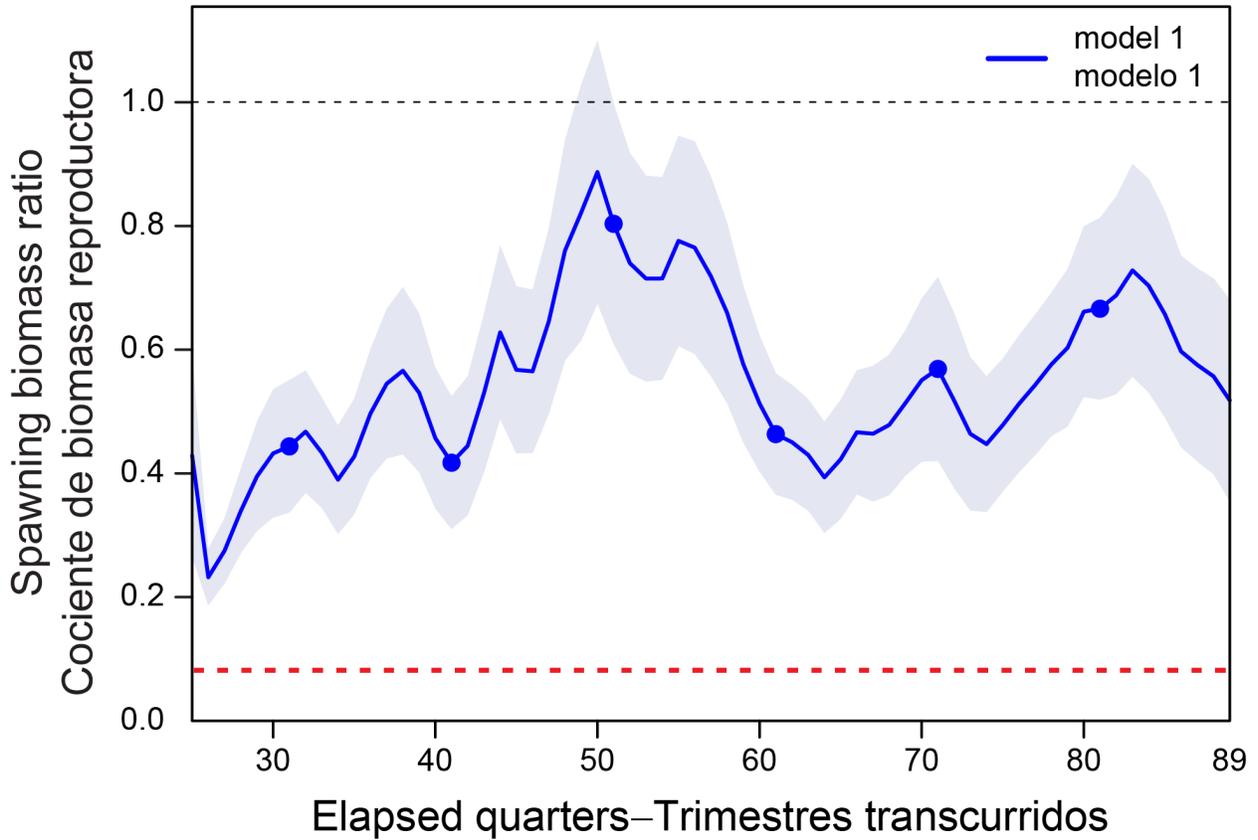


FIGURE 16. Spawning biomass ratio (SBR) for skipjack tuna in the EPO, 2006-2021 estimated by the reference model. The solid lines represent the maximum likelihood estimates and the shaded area the approximate 95% confidence intervals around those estimates. The red dashed horizontal line (at 0.077) identifies the SBR at S_{LIMIT} .

FIGURA 16. Cociente de biomasa reproductora (SBR) para el atún barrilete en el OPO, 2006-2021, estimado por el modelo de referencia. Las líneas continuas representan las estimaciones de verosimilitud máxima y el área sombreada representa los intervalos de confianza de 95% aproximados en torno a esas estimaciones. La línea horizontal roja discontinua (en 0.077) identifica el SBR en $S_{LÍMITE}$.

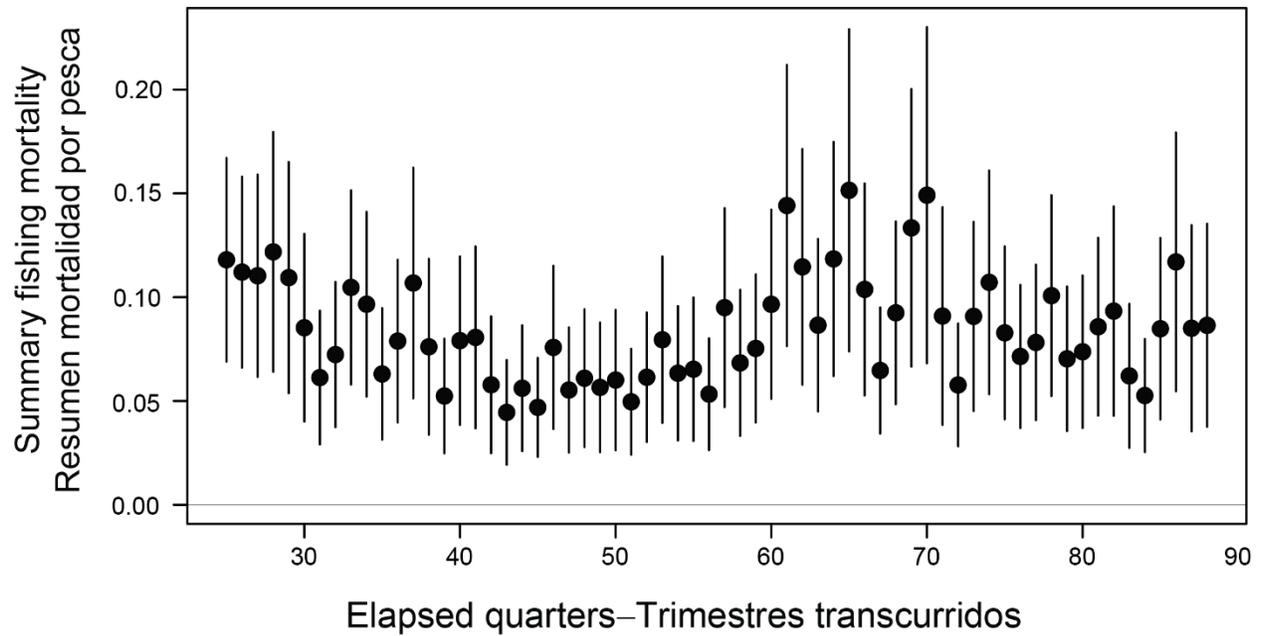


FIGURE 17. Index of quarterly exploitation rate of skipjack tuna in the EPO estimated by the reference model.

FIGURA 17. Índice de la tasa de explotación trimestral del atún barrilete en el OPO estimado por el modelo de referencia.

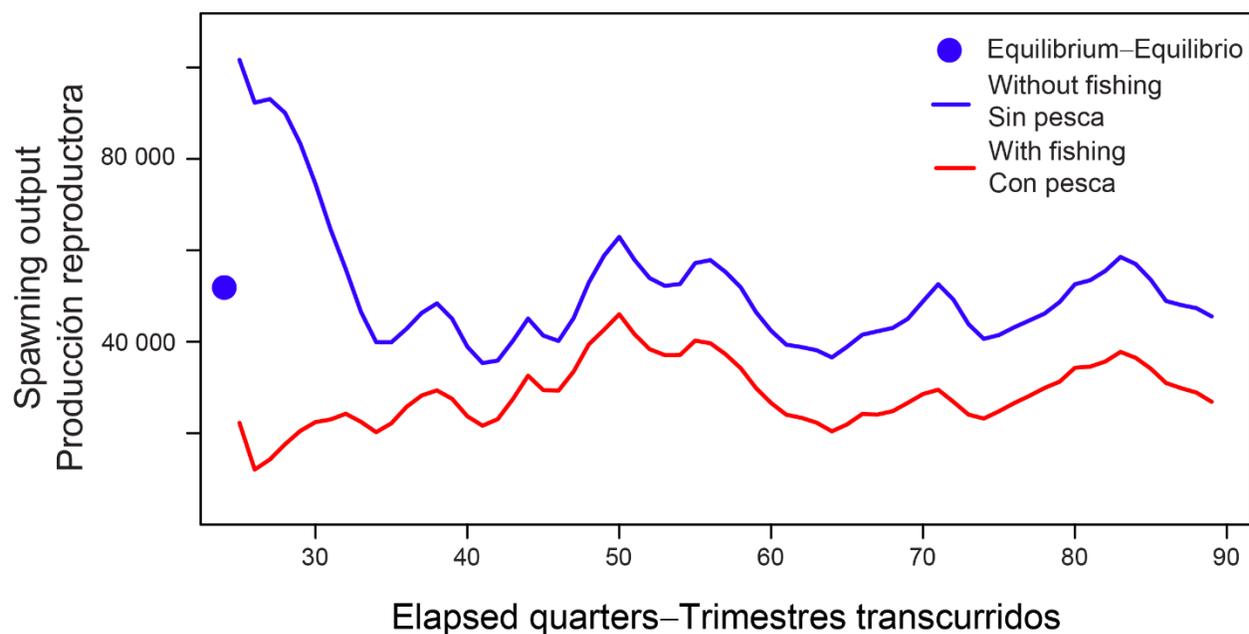


FIGURE 18. Impact of fishing, 2006-2021: trajectory of the spawning biomass (a fecundity index, see text for details) of a simulated population of skipjack tuna that was never exploited (blue line) and that predicted by the reference model (red line).

FIGURA 18. Impacto de la pesca, 2006-2021: trayectoria de la biomasa reproductora (un índice de fecundidad, ver texto para más detalles) de una población simulada de barrilete que nunca fue explotada (línea azul) y la predicha por el modelo de referencia (línea roja).

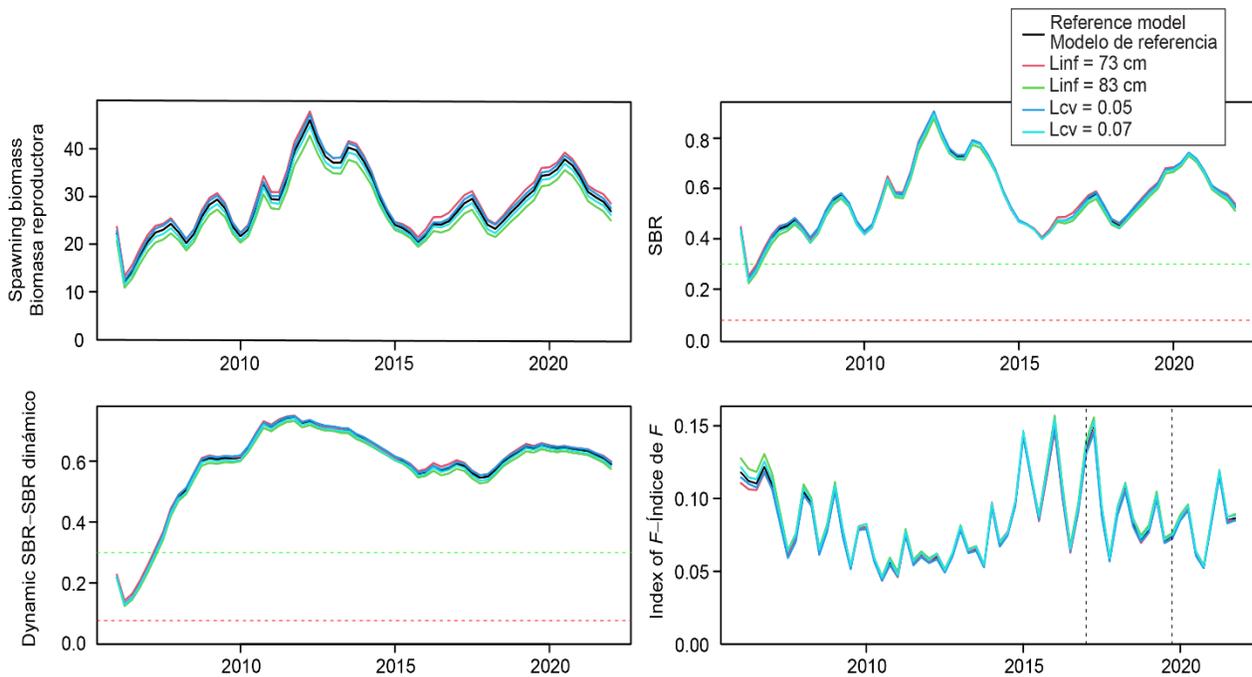


FIGURE 19. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses to the asymptotic length and the CV of variation of length at age at the asymptotic length. The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 19. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad a la talla asintótica y el CV de la variación de la talla por edad en la talla asintótica. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *status quo* (2017-2019).

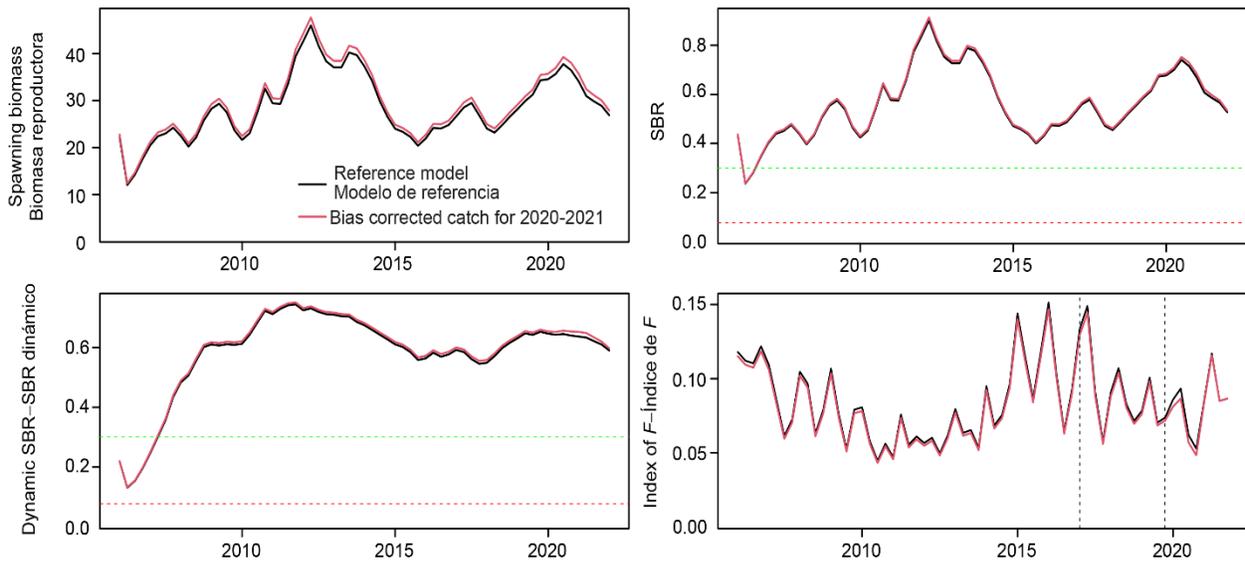


FIGURE 20. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analysis that uses the corrected catches for 2020 and 2021. The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 20. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para el análisis de sensibilidad que utiliza las capturas corregidas para 2020 y 2021. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *status quo* (2017-2019).

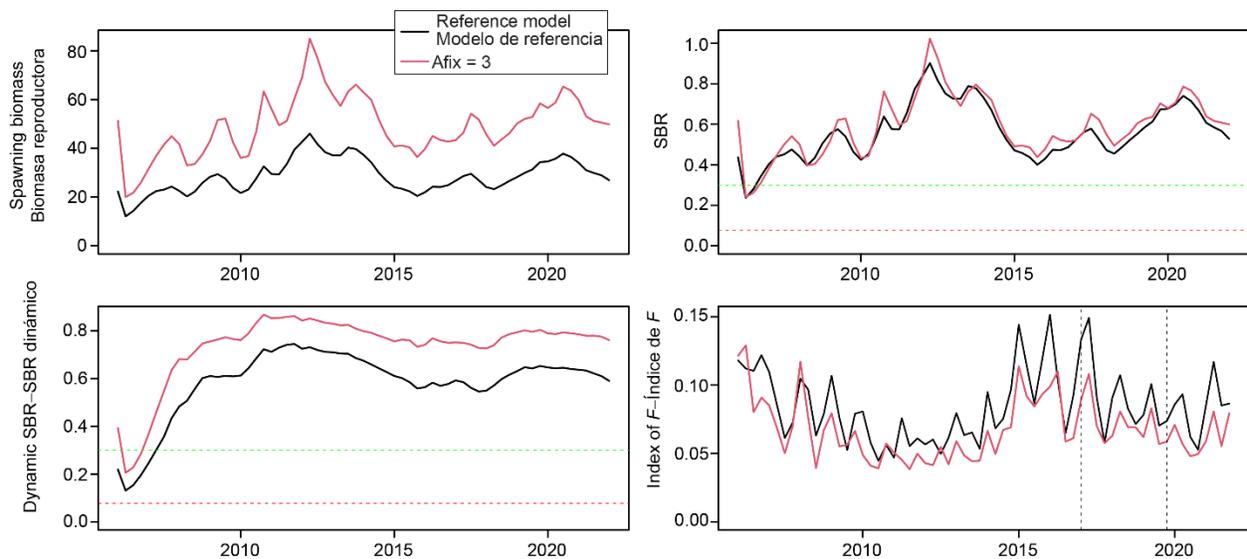


FIGURE 21. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analysis that assumes the age of a 37 cm fish is 3 quarters. The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 21. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para el análisis de sensibilidad que supone que la edad de un pez de 37 cm es 3 trimestres. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *status quo* (2017-2019).

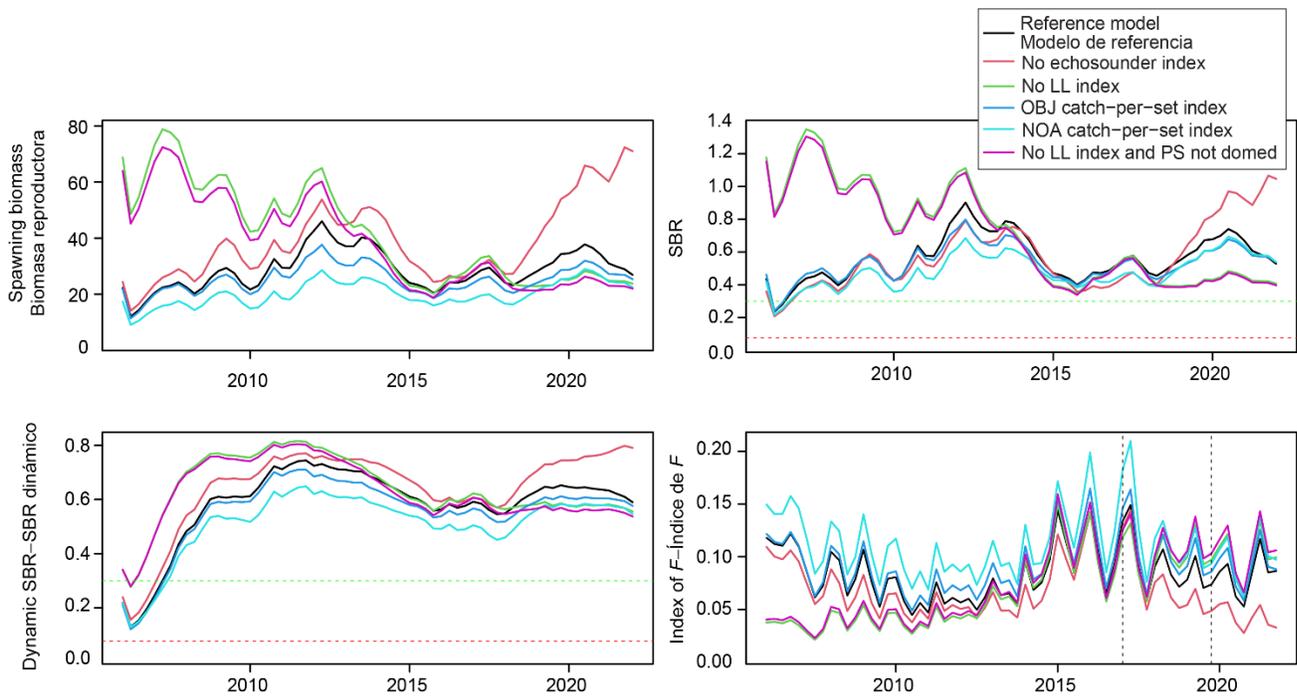


FIGURE 22. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses that include or exclude indices of abundance. The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 22. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad que incluyen o excluyen índices de abundancia. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *status quo* (2017-2019).



FIGURE 23. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses that assume asymptotic selectivity for a different fishery. The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 23. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad que suponen selectividad asintótica para una pesquería diferente. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *status quo* (2017-2019).

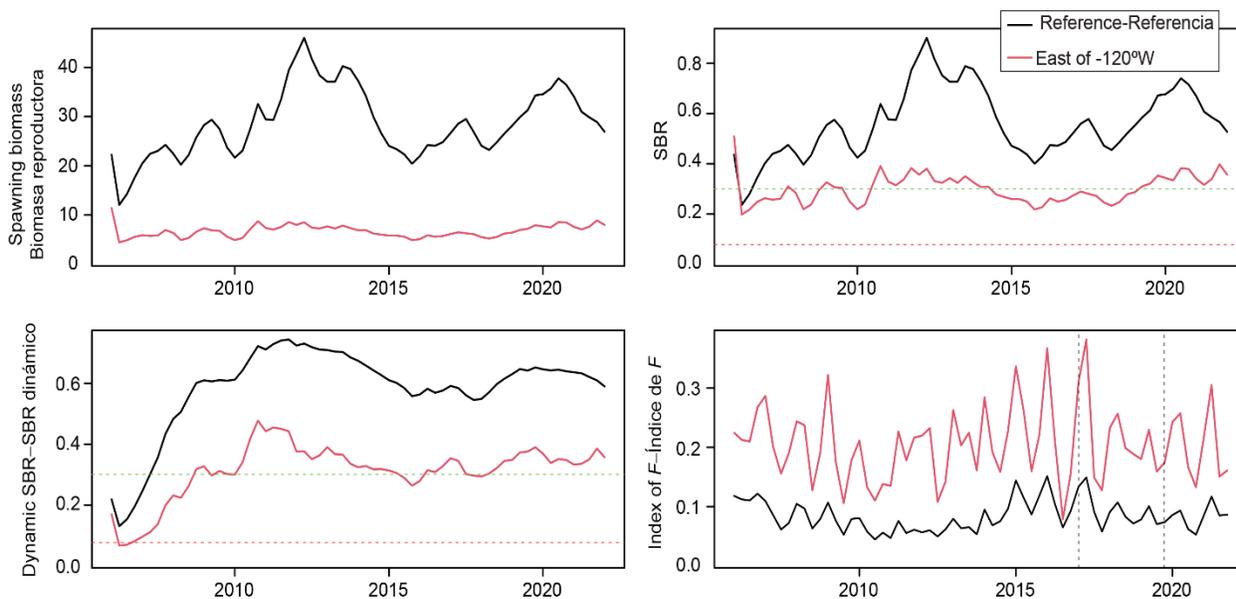


FIGURE 24. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses that only model the stock east of -120°W . The green dashed horizontal line is the target biomass reference point ($\text{SBR} = 0.3$) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point ($\text{SBR} = 0.077$). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 24. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120°O . La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa ($\text{SBR} = 0.3$) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa ($\text{SBR} = 0.077$). Las dos líneas verticales representan el periodo de *statu quo* (2017-2019).

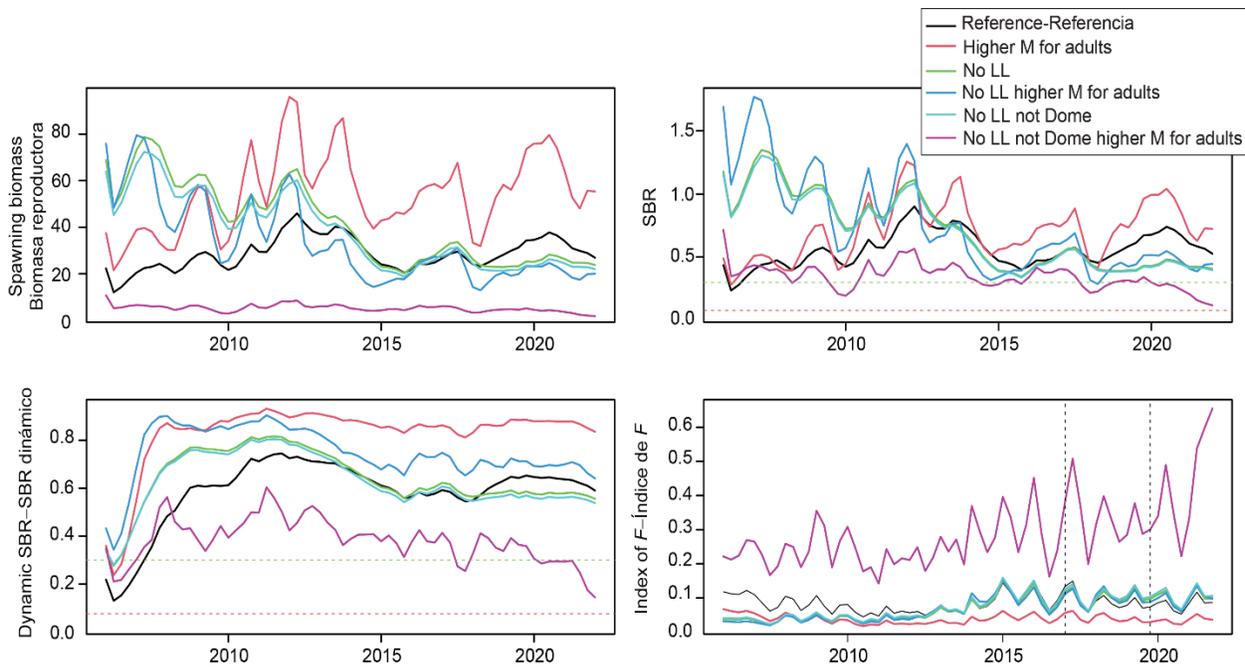


FIGURE 25. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses that have higher natural mortality for adults. The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 25. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad que tienen una mortalidad natural más elevada para los adultos. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *status quo* (2017-2019).

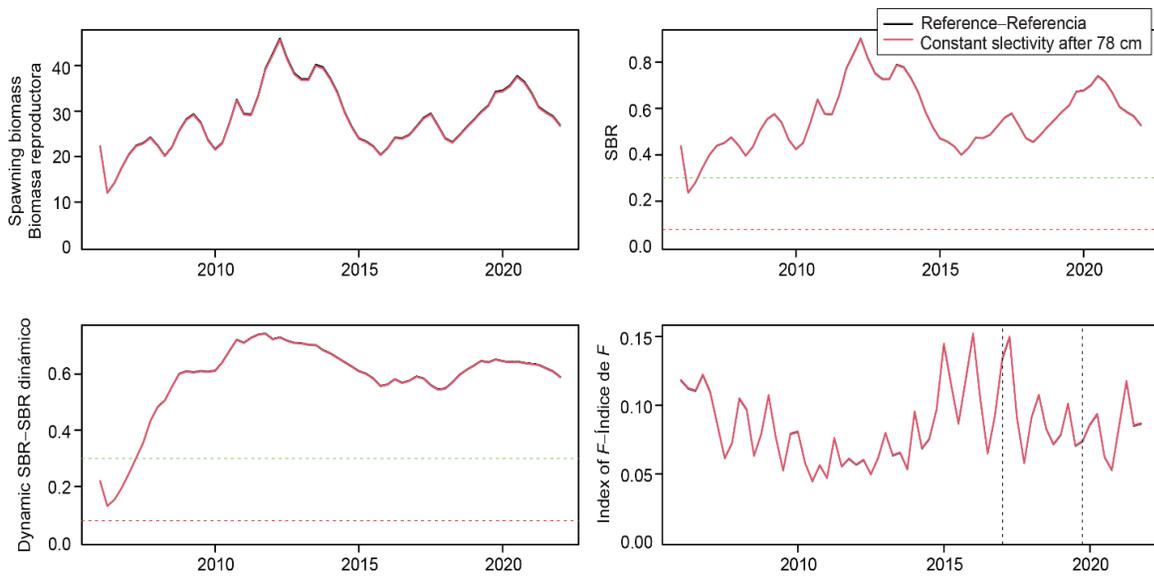


FIGURE 26. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analysis that makes the offshore NOAS fishery (F5) have constant selectivity after the asymptotic length (78 cm). The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 26. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para el análisis de sensibilidad que hace que la pesquería NOAS de alta mar (F5) tenga una selectividad constante después de la talla asintótica (78 cm). La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *status quo* (2017-2019).

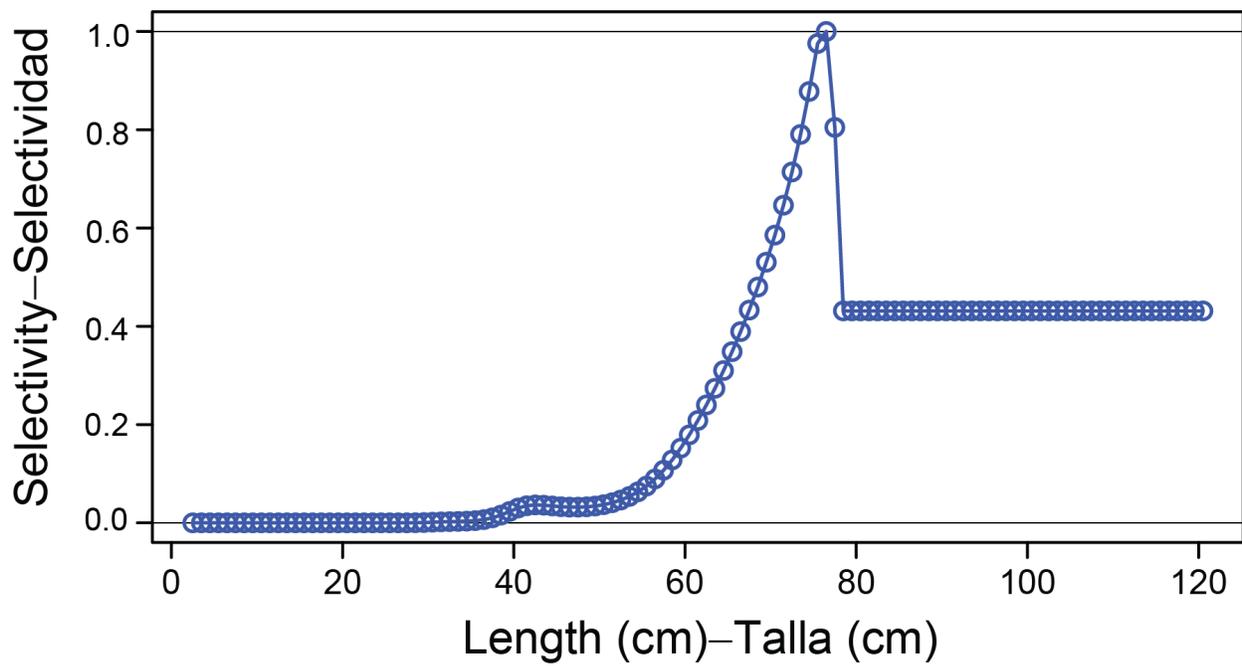


FIGURE 27. Selectivity estimated for the offshore NOAS fishery (F5) when forced to have constant selectivity after the asymptotic length (78 cm).

FIGURA 27. Selectividad estimada para la pesquería NOAS de alta mar (F5) cuando se fuerza a tener una selectividad constante después de la talla asintótica (78 cm).

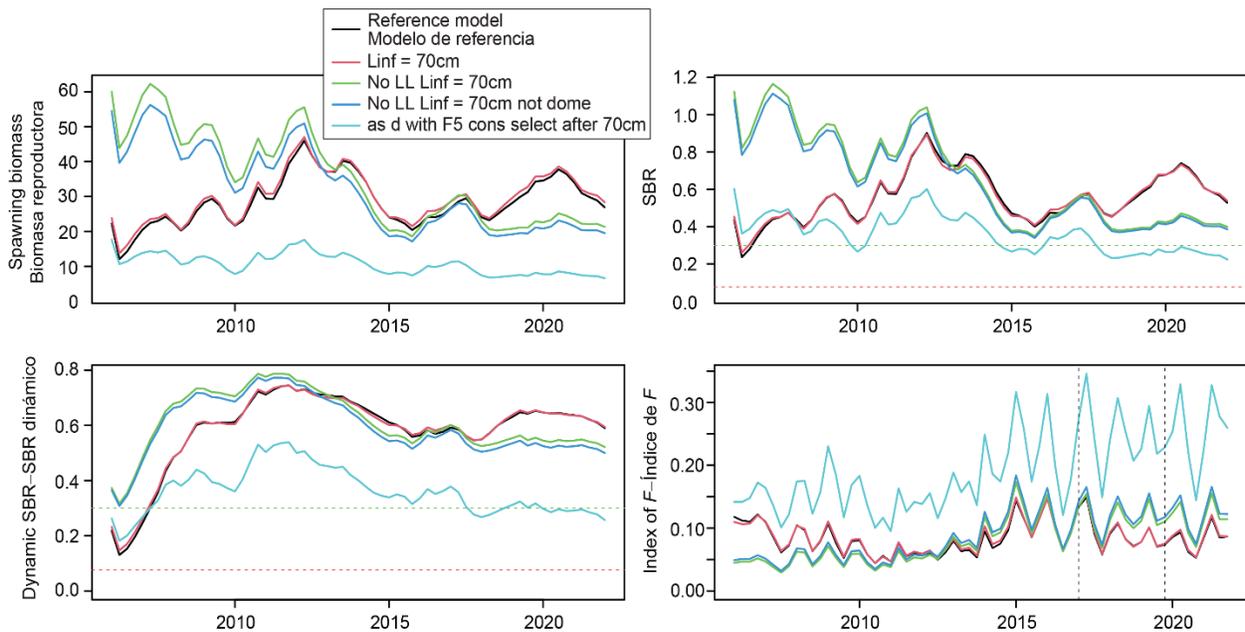


FIGURE 28. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses that investigate lowering the asymptotic length and not forcing the purse seine selectivity to be dome shaped, removing the longline data, and forcing the offshore NOA fishery (F5) to be asymptotic. The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 28. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad que investigan la reducción de la talla asintótica y no fuerzan que la selectividad de cerco tenga forma de domo, eliminando los datos de palangre y forzando que la pesquería NOA de alta mar (F5) sea asintótica. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *statu quo* (2017-2019).

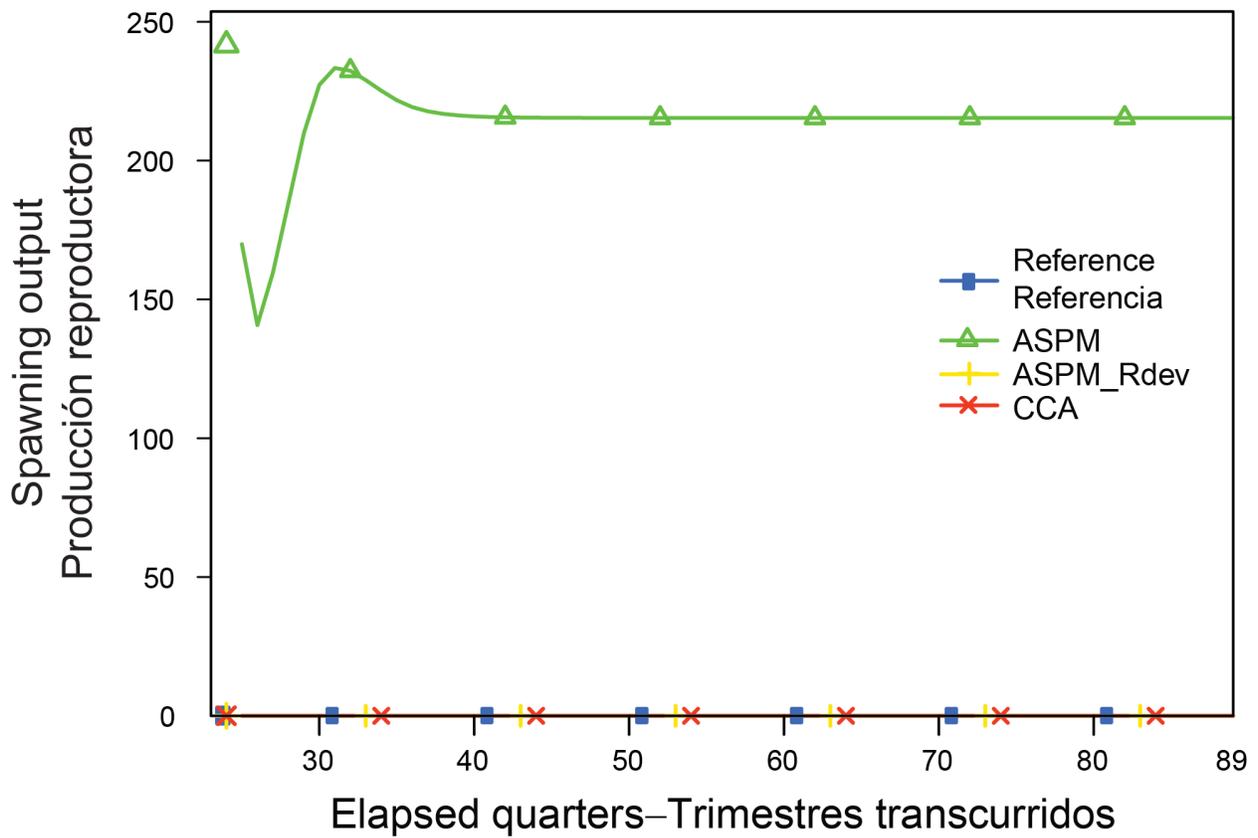


FIGURE 29a. Spawning biomass for the ASPM and catch-curve diagnostics for the sensitivity analyses that only models the stock east of -120° W.

FIGURA 29a. Biomasa reproductora para el ASPM y diagnóstico de la curva de captura para los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120° O.

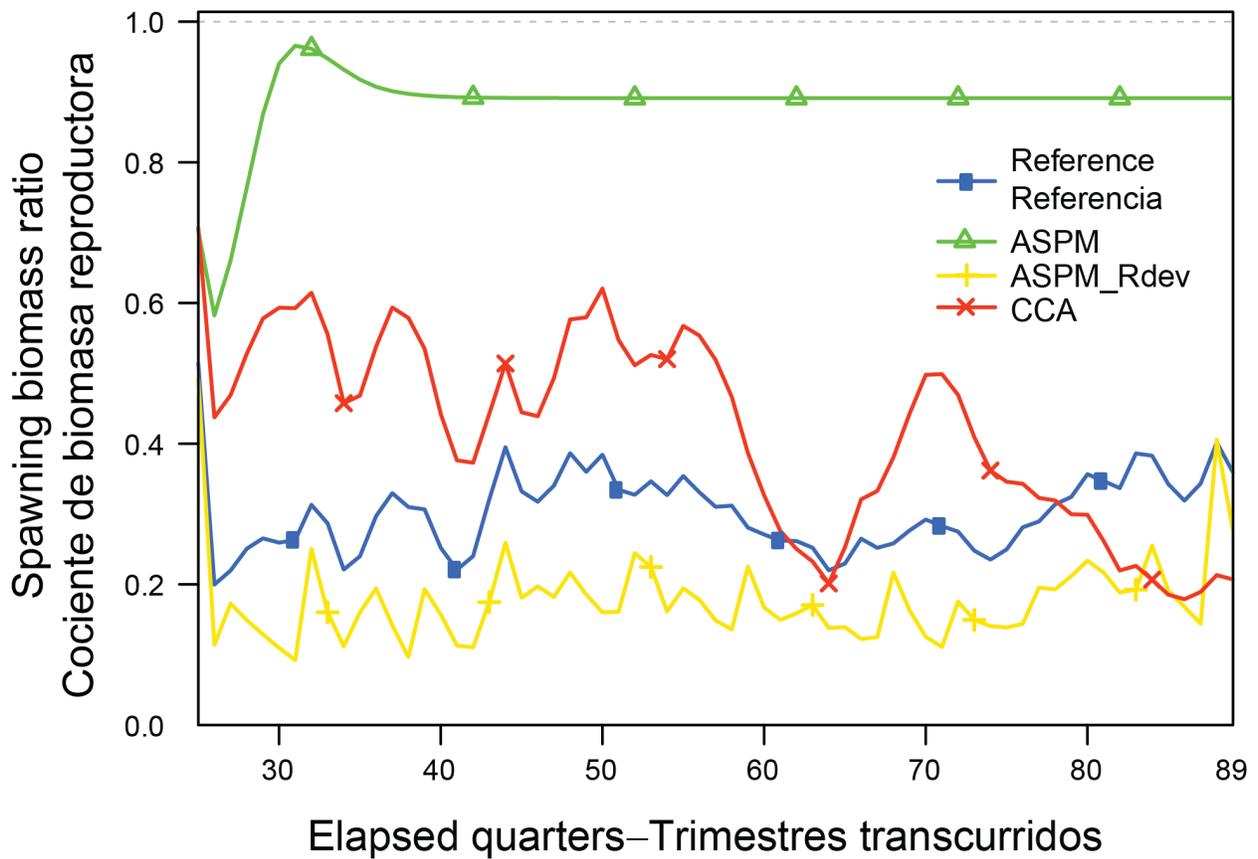


FIGURE 29b. Spawning biomass ratio for the ASPM and catch-curve diagnostics for the sensitivity analyses that only models the stock east of -120° W.

FIGURA 29b. Cociente de biomasa reproductora para el ASPM y diagnóstico de la curva de captura para los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120° O.

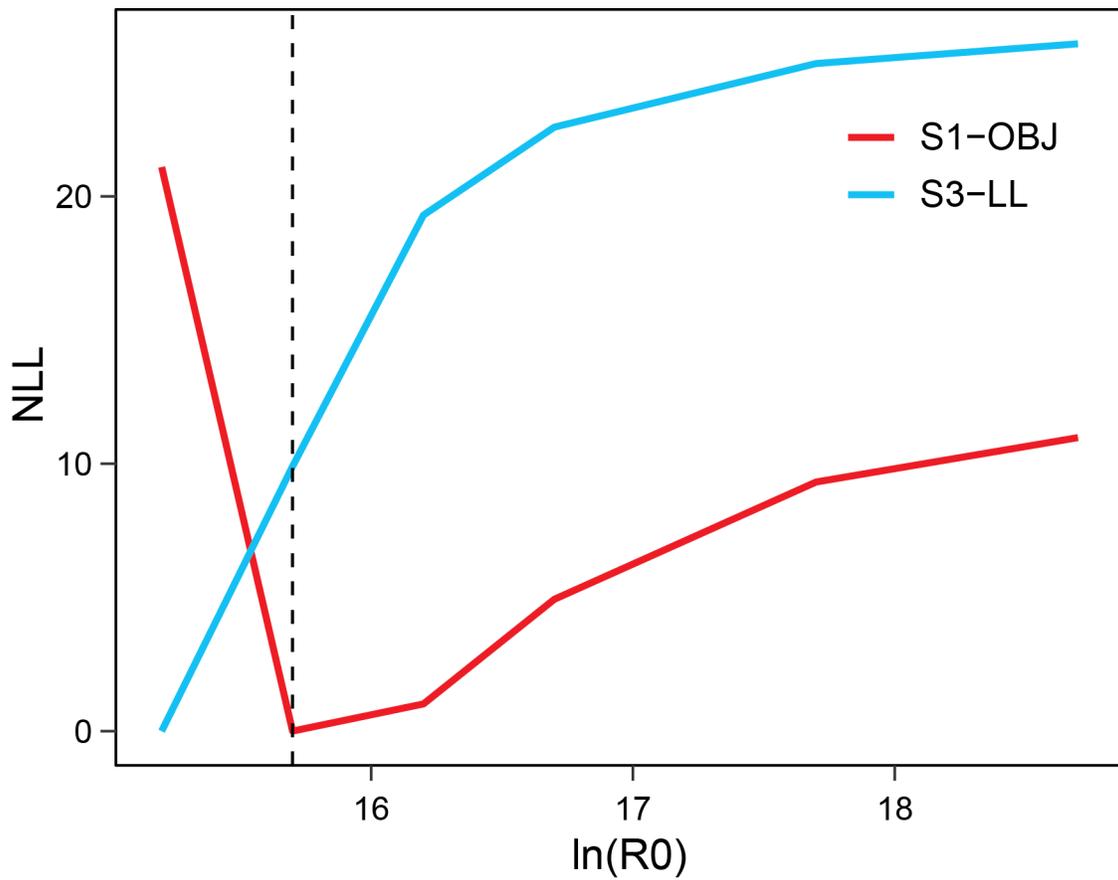


FIGURE 30a. R_0 likelihood profile for indices of abundance from the sensitivity analyses that only models the stock east of -120° W.

FIGURA 30a. Perfil R_0 de verosimilitud para los índices de abundancia de los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120° O.

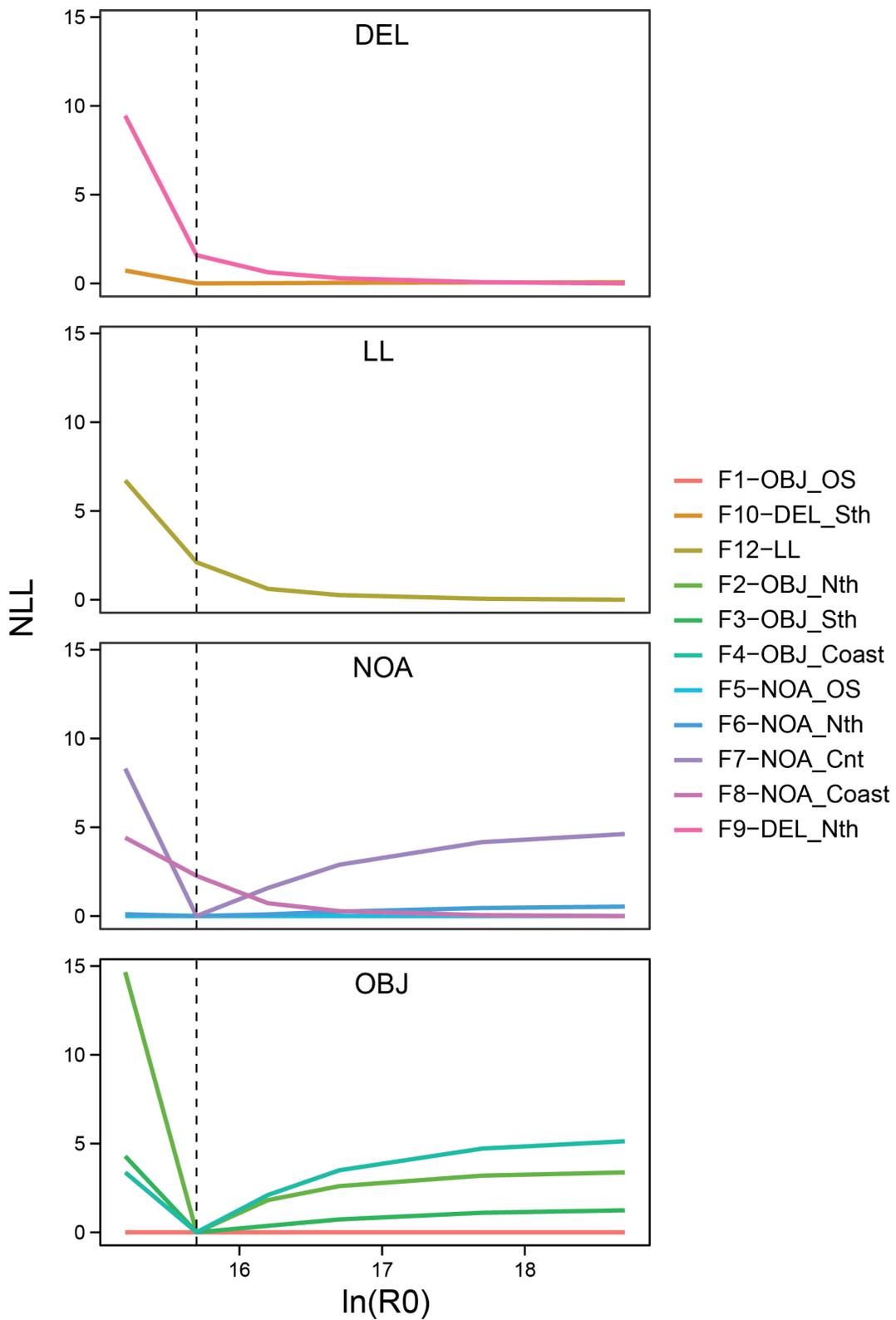


FIGURE 30b. R_0 likelihood component profile for the fishery length-composition data from the sensitivity analyses that only models the stock east of -120° W.

FIGURA 30b. Perfil R_0 de componentes de verosimilitud para los datos de composición por talla de los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120° O.

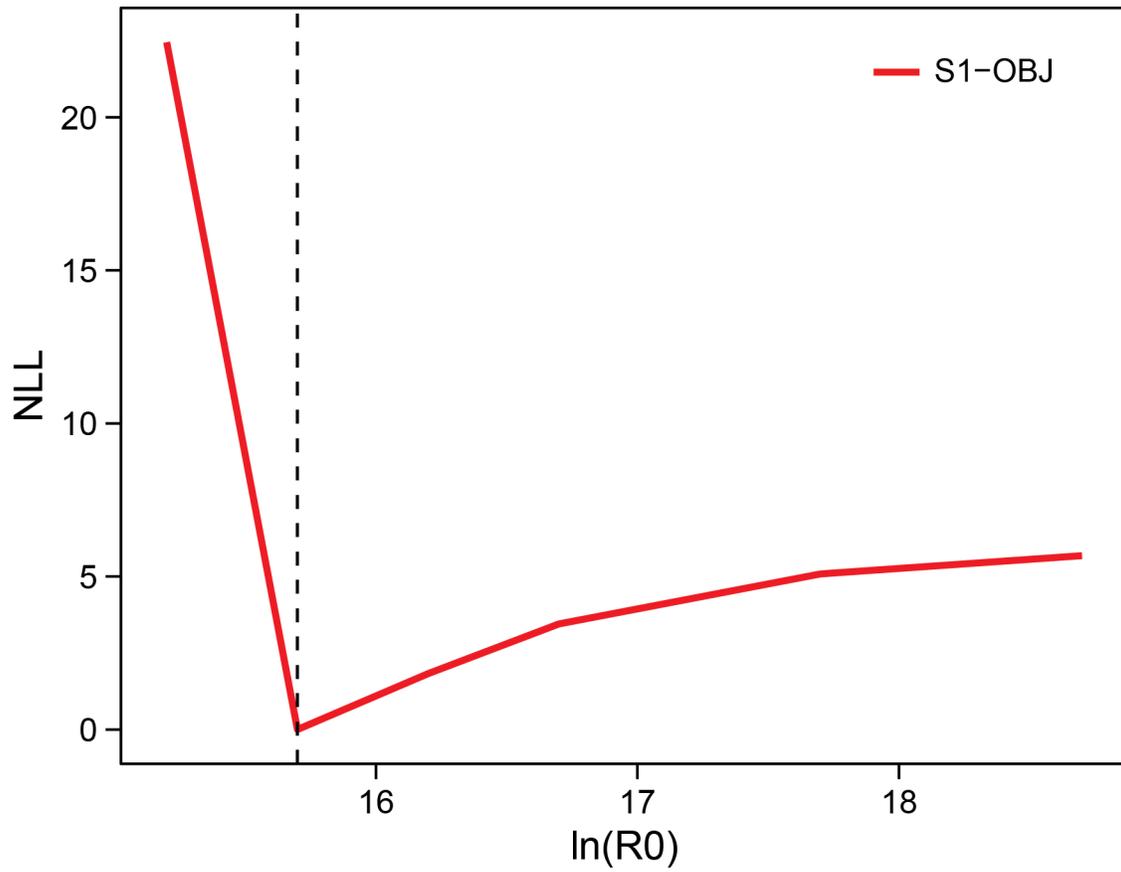


FIGURE 30c. R_0 likelihood component profile for the survey length composition from the sensitivity analyses that only models the stock east of -120° W.

FIGURA 30c. Perfil R_0 de componentes de verosimilitud para la composición por talla del estudio de los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120° O.

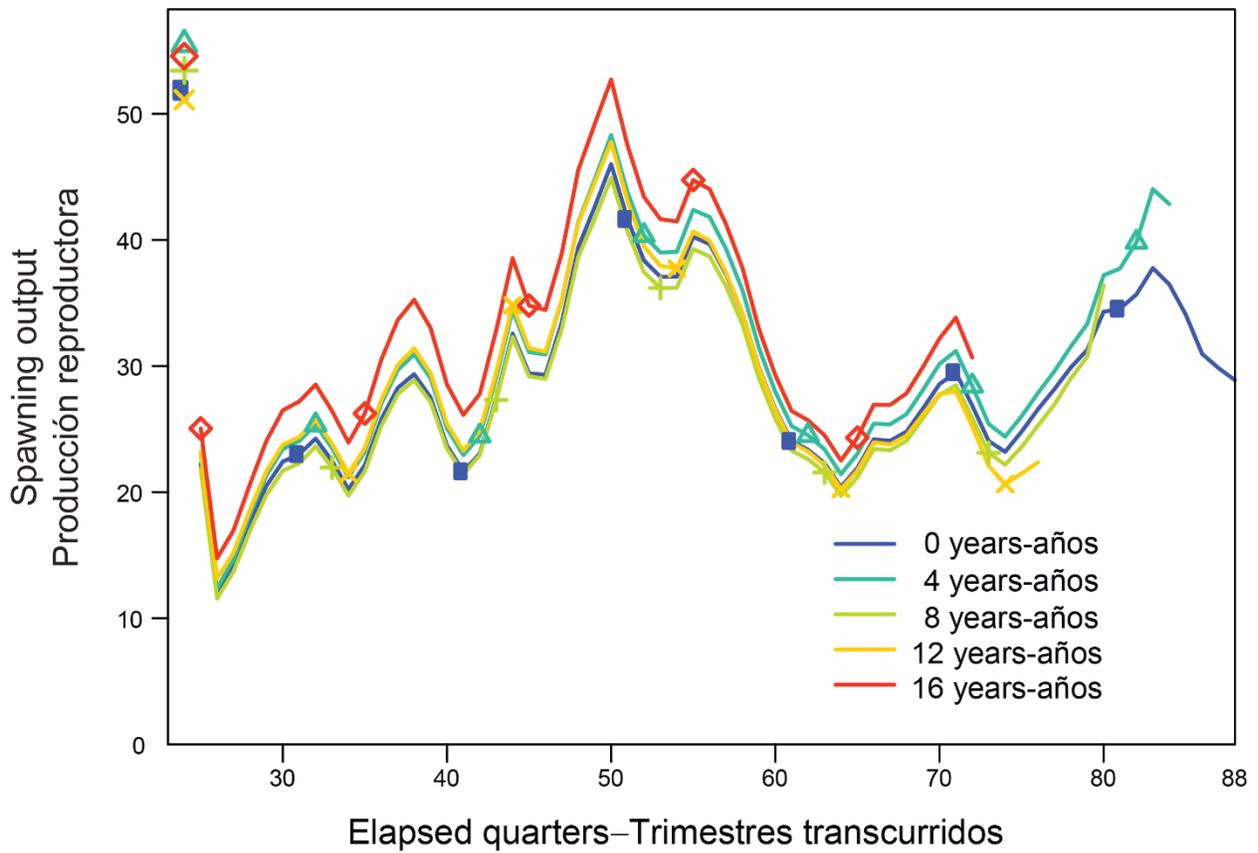


FIGURE 31. Retrospective analysis for the sensitivity analyses that only models the stock east of -120° W.
FIGURA 31. Análisis retrospectivo para los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120° O.

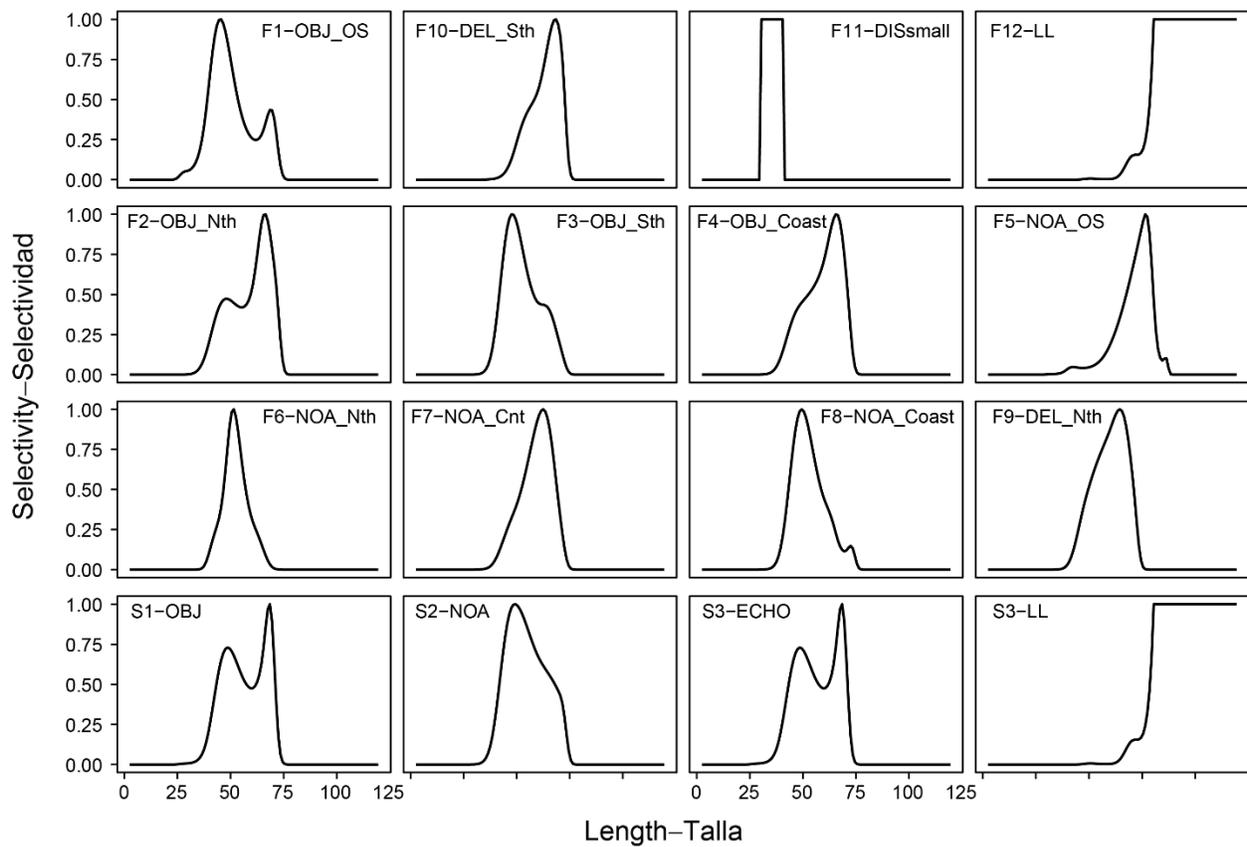


FIGURE 32. Estimated selectivity curves for the sensitivity analyses that only models the stock east of -120° W.

FIGURA 32. Curvas de selectividad estimadas para los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120°O.

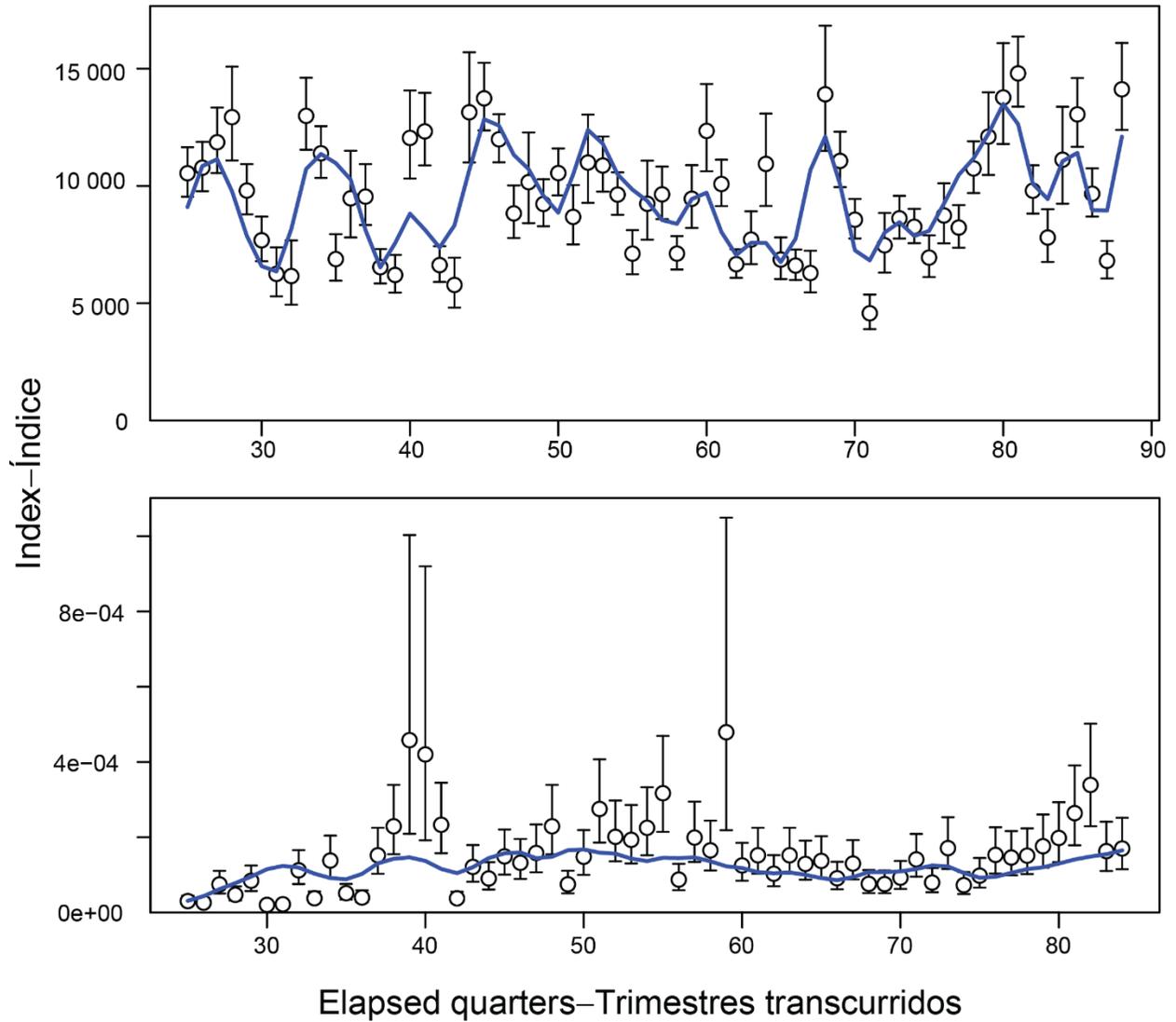


FIGURE 33. Fit to the OBJ catch-per-set (top) and longline (bottom) indices of abundance for the sensitivity analyses that only models the stock east of -120° W.

FIGURA 33. Ajuste a los índices de abundancia de captura por lance OBJ (arriba) y de palangre (abajo) para los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120° O.

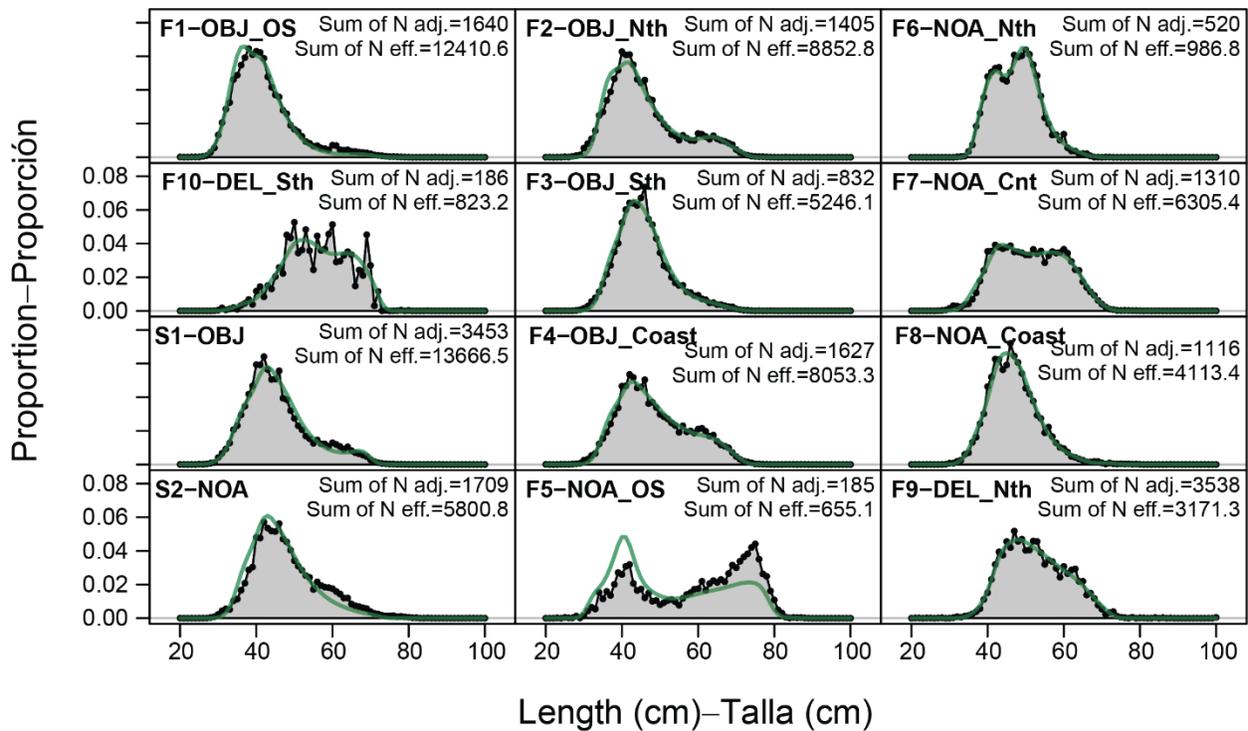


FIGURE 34a. Weighted average observed (shaded area) and predicted (line) length-composition data, by purse-seine fishery and “survey” for the analyses that only models the stock east of -120° W. The length-composition data for F1 and F5 are not fit in the model.

FIGURA 34a. Promedio ponderado de los datos de composición por talla observados (área sombreada) y predichos (línea), por pesquería de cerco y “estudio”, para los análisis que solo modelan la población al este de -120° O. Los datos de composición por talla de F1 y F5 no se ajustan al modelo.

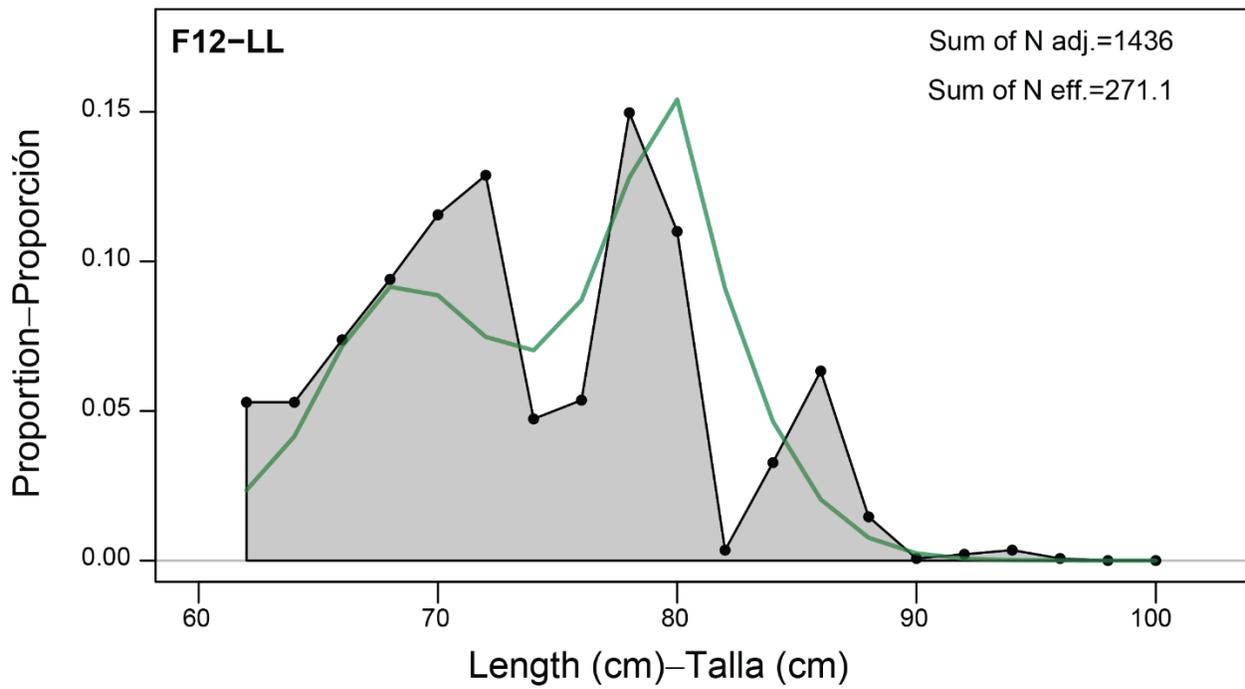


FIGURE 34b. Weighted average observed (shaded area) and predicted (line) length-composition data, by longline fishery for the analyses that only models the stock east of -120° W.

FIGURA 34b. Promedio ponderado de los datos de composición por talla observados (área sombreada) y predichos (línea), por pesquería palangrera, para los análisis que solo modelan la población al este de -120°O.

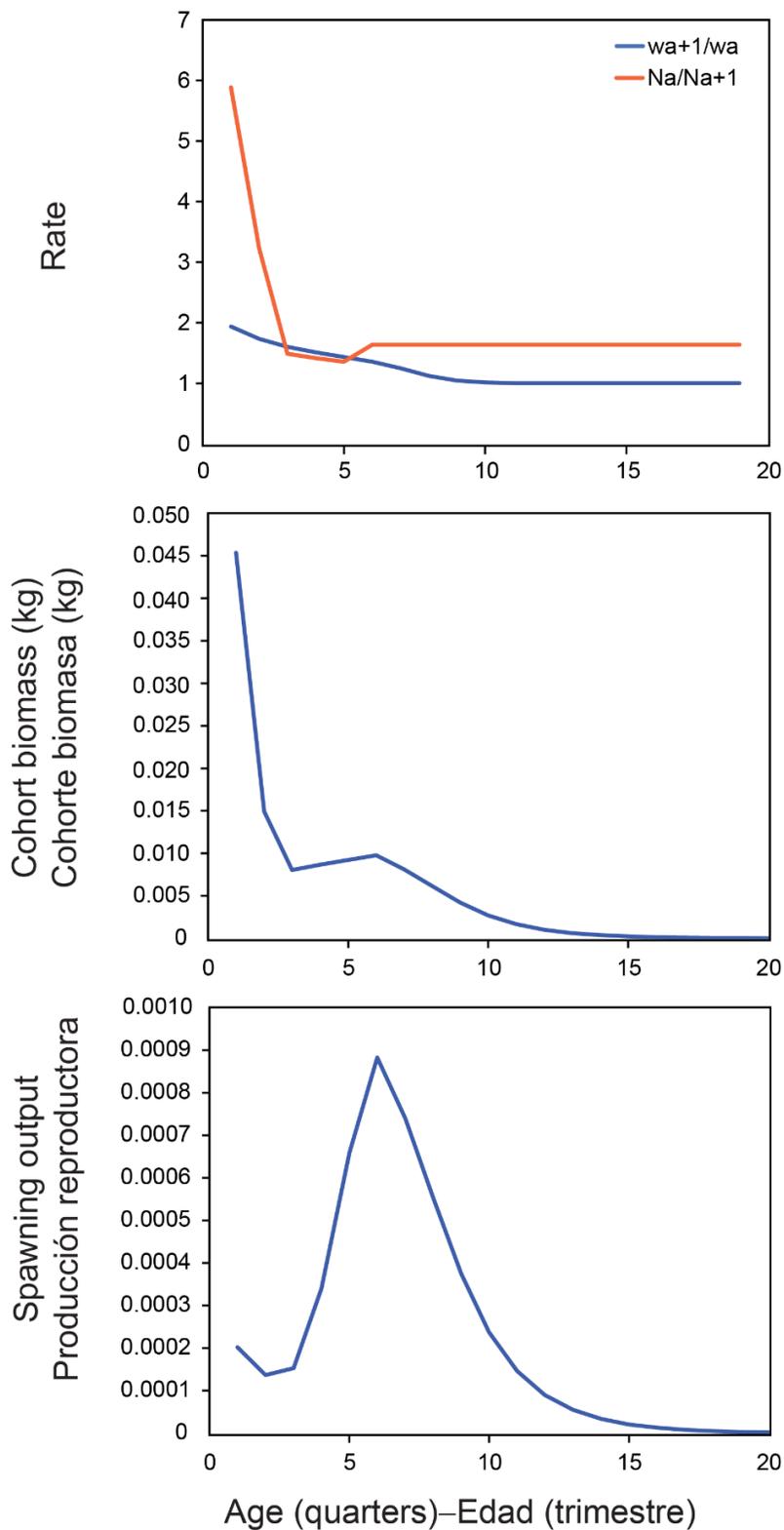


FIGURE 35. Tradeoff between growth and mortality rates at age (top), biomass of the cohort of age (middle) and spawning output of a cohort (bottom) at age.

FIGURA 35. Compensación entre las tasas de crecimiento y mortalidad por edad (arriba), la biomasa de la cohorte por edad (centro) y la producción reproductora de una cohorte (abajo) por edad.

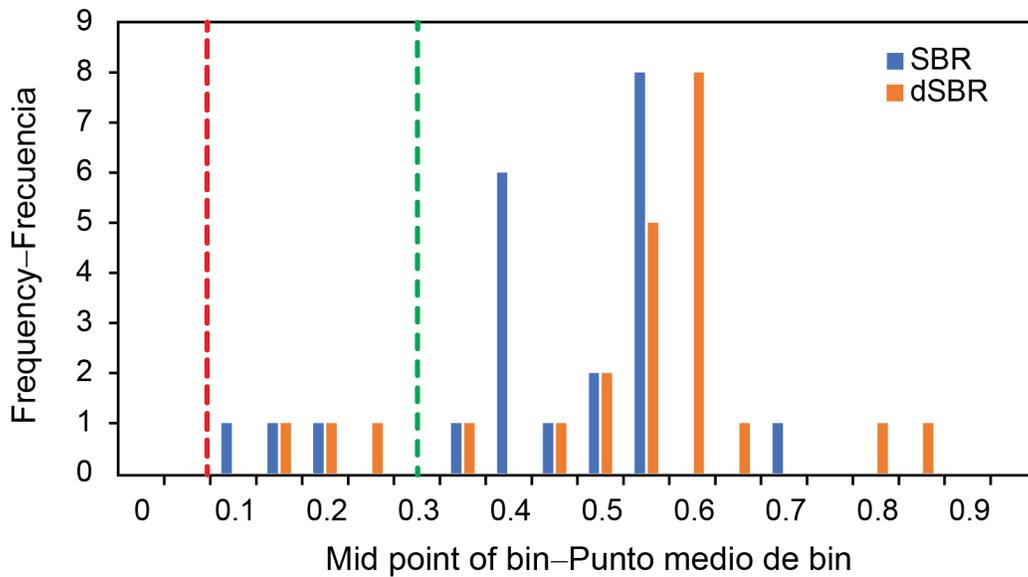


FIGURE 36. Frequency distribution of the estimates of SBR and dSBR. The vertical lines are the limit reference point (0.077) and the proxy target reference point (0.30).

FIGURA 36. Distribución de frecuencia de las estimaciones de SBR y dSBR. Las líneas verticales son el punto de referencia límite (0.077) y el punto de referencia objetivo sustituto (0.30).

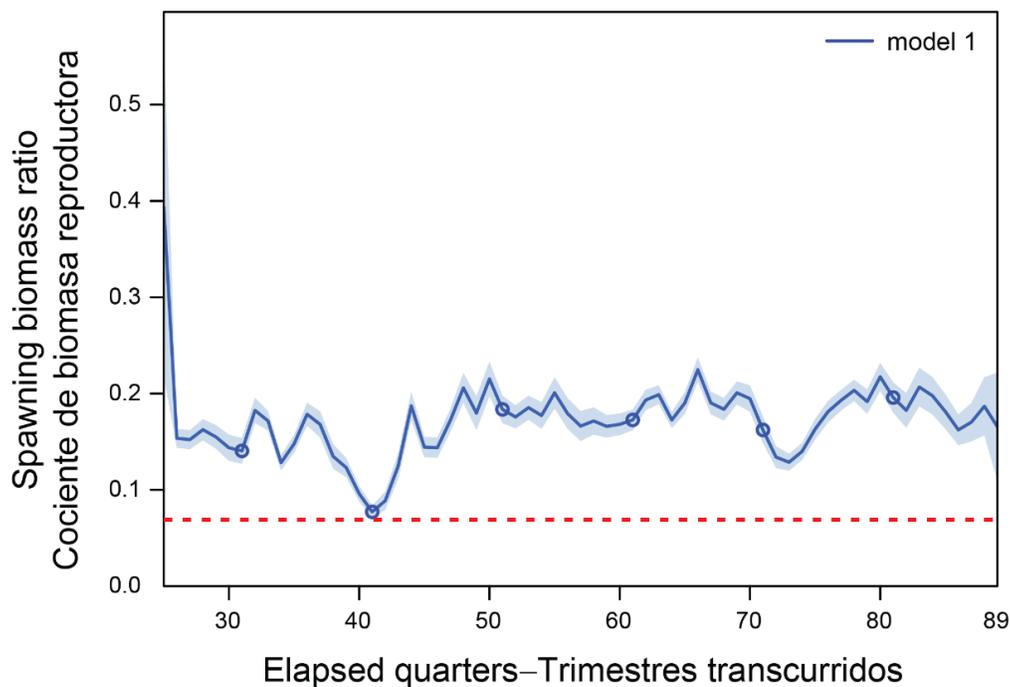


FIGURE 37. Estimate of spawning biomass ratio and 95% confidence intervals from the sensitivity where the NOA offshore fishery (F5) has asymptotic selectivity. The red dashed horizontal line (at 0.077) identifies the SBR at S_{LIMIT} .

FIGURA 37. Estimación del cociente de biomasa reproductora y los intervalos de confianza de 95% de la selectividad en la que la pesquería NOA de alta mar (F5) tiene selectividad asintótica. La línea horizontal roja discontinua (en 0.077) identifica el SBR en $S_{LÍMITE}$.

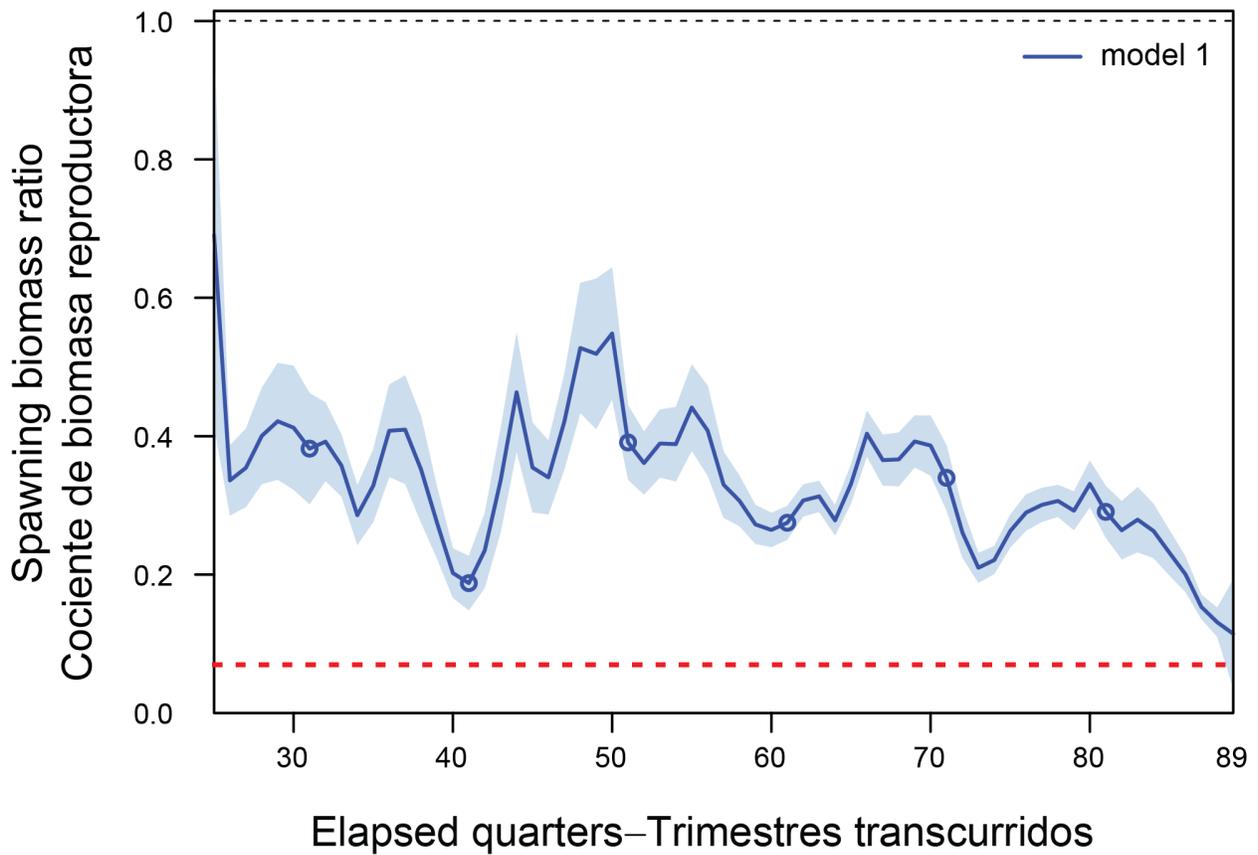


FIGURE 38. Estimate of spawning biomass ratio and 95% confidence intervals from the sensitivity that does not use the longline data, the purse seine selectivity is not forced to be dome shaped, and the natural mortality is higher for fish greater than 65 cm. The red dashed horizontal line (at 0.077) identifies the SBR at S_{LIMIT} .

FIGURA 38. Estimación del cociente de biomasa reproductora y los intervalos de confianza de 95% de la selectividad que no usa los datos de palangre, no fuerza que la selectividad de cerco tenga forma de domo, y la mortalidad natural es más elevada para los peces de más de 65 cm. La línea horizontal roja discontinua (en 0.077) identifica el SBR en $S_{LÍMITE}$.

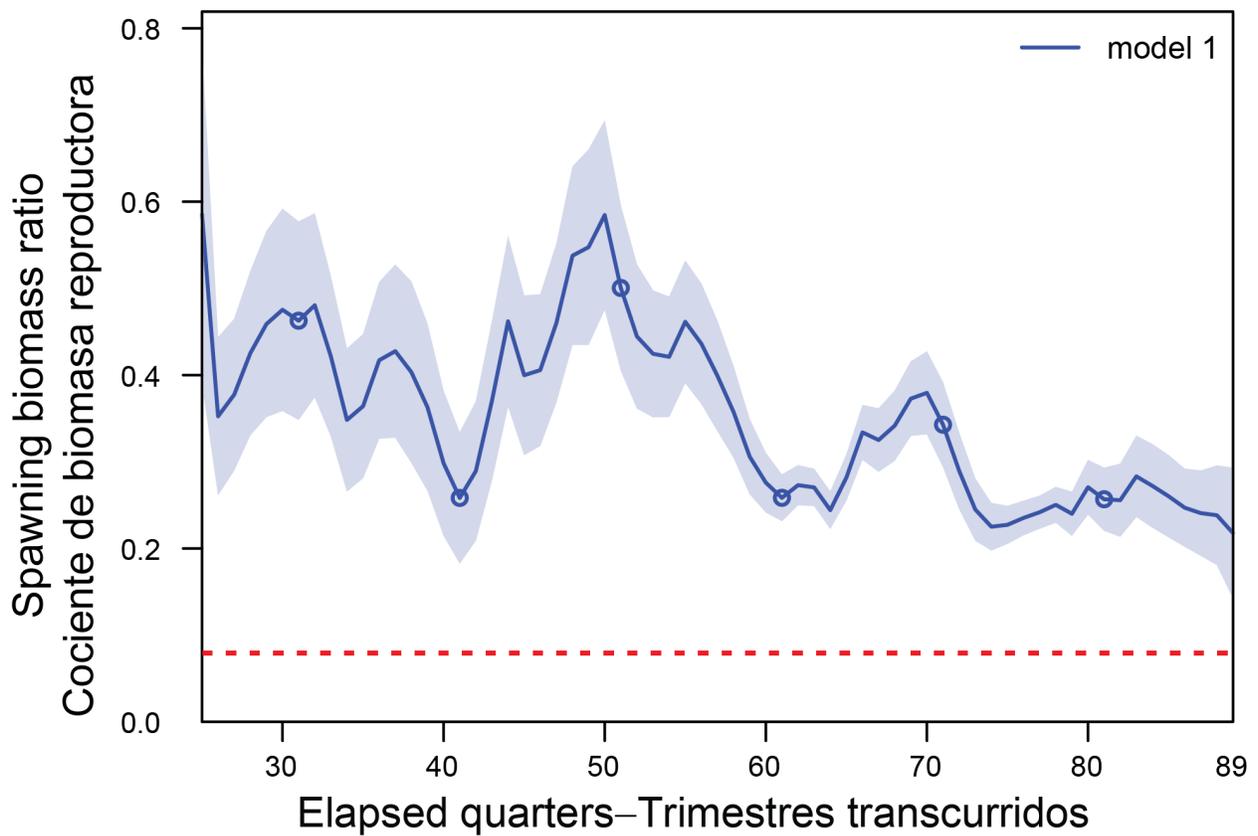


FIGURE 39. Estimate of spawning biomass ratio and 95% confidence intervals from the sensitivity that does not use the longline data, the purse seine selectivity is not forced to be dome shaped, the asymptotic length is fixed at 70 cm and the offshore NOA fishery (F5) has asymptotic selectivity. The red dashed horizontal line (at 0.077) identifies the SBR at $S_{LÍMITE}$.

FIGURA 39. Estimación del cociente de biomasa reproductora y los intervalos de confianza de 95% de la selectividad que no usa los datos de palangre, no fuerza que la selectividad de cerco tenga forma de domo, la talla asintótica se fija en 70 cm y la pesquería NOA de alta mar (F5) tiene una selectividad asintótica. La línea horizontal roja discontinua (en 0.077) identifica el SBR en $S_{LÍMITE}$.

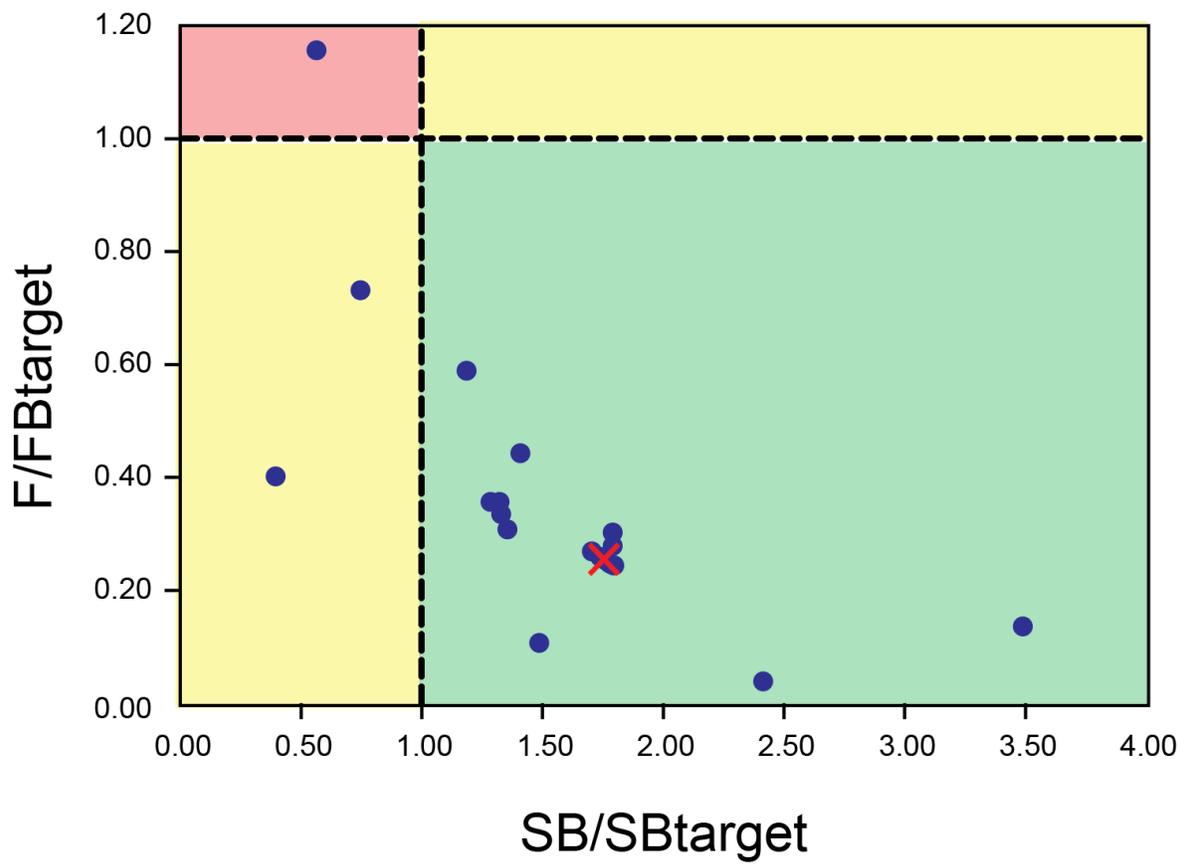


FIGURE 40. Kobe plot showing the stock status estimates from all the models.

FIGURA 40. Gráfica de Kobe que muestra las estimaciones de la condición de la población de todos los modelos.

TABLE 1. Fisheries defined for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO in 2021. **Gear:** PS: purse seine; LL: longline; **PS set type:** OBJ: floating object; NOA: unassociated; DEL: dolphin; **Area:** see Figure 1. **TABLA 1.** Pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO en 2021. **Arte de pesca:** PS: cerco; LL: palangre. **Tipo de lance PS:** OBJ: sobre objetos flotantes; NOA: no asociado; DEL: sobre delfines. **Área:** ver Figura 1.

Pesquería/estudio	Arte de pesca	Tipo de lance	Área	Unidades
F1	Cerco	OBJ	Alta mar	Peso
F2	Cerco	OBJ	Norte	Peso
F3	Cerco	OBJ	Sur	Peso
F4	Cerco	OBJ	Costera	Peso
F5	Cerco	NOA	Alta mar	Peso
F6	Cerco	NOA	Norte	Peso
F7	Cerco	NOA	Central	Peso
F8	Cerco	NOA	Costera	Peso
F9	Cerco	DEL	Norte	Peso
F10	Cerco	DEL	Sur	Peso
F11	Descartes cerco	Todos	OPO	Peso
F12	Palangre	NA	OPO	Peso
S1	Cerco	OBJ	OPO	Peso
S2	Cerco	NOA	OPO	Peso
S3	Boya con ecosonda	NA	OPO	Peso
S4	Palangre	NA	OPO	Número

TABLE 2. Ranges of S_{MSY}/S_0 estimated in the bigeye (SAC-11-06, Table 7) and yellowfin (SAC-11-07, Table 8) stock assessments.

TABLA 2. Rangos de S_{RMS}/S_0 estimados en las evaluaciones de patudo (Tabla 7, SAC-11-06) y aleta amarilla (Tabla 8, SAC-11-07).

Inclinación (<i>h</i>)	Patudo	Aleta amarilla
1.0	0.20 – 0.24	0.23 – 0.32
0.9	0.25 – 0.27	0.28 – 0.35
0.8	0.28 – 0.30	0.32 – 0.37
0.7	0.31 – 0.32	0.35 – 0.40

TABLE 3. Estimates of spawning biomass, spawning biomass ratio (SBR), dynamic spawning biomass ratio (dSBR), average recruitment over the model time period (except the 4th quarter of 2021) as a ratio of the estimated virgin recruitment for all of the models, average exploitation rate in 2020 as a ratio of the *status quo*, average exploitation rate in 2021 as a ratio of the *status quo*, and current fishing mortality as a ratio of the fishing mortality corresponding to $B_{target} = 0.3B_0$. R_{ave}/R_0 is a check to make sure the SBR based on B_0 is not biased due to the bias correction for recruitment residuals (this will affect the plots of SBR that are plotted with confidence intervals). The dSBR is adjusted by the ratio R_{ave}/R_0 . The red highlighting and text indicate where SBR or dSBR are below the proxy target reference point (0.3) and when the *status quo* fishing mortality (average of 2017-2019) has been exceeded.

TABLA 3. Estimaciones de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora (SBR), cociente de biomasa reproductora dinámica (dSBR), reclutamiento promedio a lo largo del periodo del modelo (excepto el cuarto trimestre de 2021) como razón del reclutamiento virgen estimado para todos los modelos, tasa promedio de explotación en 2020 como razón del *status quo*, tasa promedio de explotación en 2021 como razón del *status quo*, y mortalidad por pesca actual como razón de la mortalidad por pesca correspondiente a $B_{obj} = 0.3B_0$. R_{prom}/R_0 es una comprobación para asegurarse de que el SBR basado en B_0 no esté sesgado debido a la corrección del sesgo por los residuales de reclutamiento (esto afectará a las gráficas de SBR que se trazan con intervalos de confianza). El dSBR se ajusta por la razón R_{prom}/R_0 . Las celdas y el texto en rojo indican los casos en que el SBR o dSBR están por debajo del punto de referencia objetivo sustituto (0.3) y cuando se ha rebasado la mortalidad por pesca del *status quo* (promedio de 2017-2019).

Código modelo	Modelo	SB	SBR	dSBR	R_{prom}/R_0	F_{2020}/F_{sq}	F_{2021}/F_{sq}	F_{act}/F_{obj}
	Modelo de referencia	26871	0.53	0.59	0.98	0.80	1.01	0.25
a	$L_{inf} = 73$ cm	28475	0.54	0.60	0.99	0.81	1.02	0.24
b	$L_{inf} = 83$ cm	24899	0.51	0.57	0.98	0.79	1.00	0.27
c	$L_{cv} = 0.05$	27560	0.53	0.60	0.97	0.80	1.02	0.25
d	$L_{cv} = 0.07$	26086	0.52	0.58	0.99	0.79	1.01	0.26
e	Captura corregida por el sesgo para 2020-2021	27861	0.53	0.60	0.98	0.76	1.03	0.25
f	Sin índice de ecosonda	70976	1.05	0.79	1.04	0.59	0.55	0.14
g	Sin índice de palangre	23746	0.41	0.56	0.99	0.92	1.06	0.31
h	Índice de captura por lance OBJ	25339	0.54	0.58	0.98	0.81	0.95	0.28
i	Índice de captura por lance NOA	22421	0.54	0.55	0.98	0.76	0.90	0.30
j	Selectividad asintótica NOA	3688	0.17	0.18	0.98	0.93	1.00	1.16
k	Selectividad asintótica OBJ	14786	0.42	0.44	0.96	0.77	0.88	0.44
l	Este de -120	7960	0.36	0.36	1.01	0.93	0.97	0.59
m1	M más alta para adultos	55346	0.72	0.84	0.99	0.72	1.01	0.04
m2	No LL, M más alta para adultos	20029	0.45	0.64	1.00	0.88	1.09	0.11
m3 no M	No LL, no forma de domo	21993	0.40	0.54	0.99	0.92	1.07	0.36
m3 M	No LL, no forma de domo, M más alta para adultos	1772	0.12	0.14	0.97	1.05	1.59	0.40
n	Selectividad constante después de 78 cm	26674	0.53	0.59	0.98	0.80	1.01	0.26
o1	$L_{inf} = 70$ cm	28334	0.54	0.59	0.99	0.81	1.02	0.24
o2	Sin palangre, $L_{inf} = 70$ cm	21296	0.40	0.52	0.99	0.92	1.06	0.33
o3	Sin palangre, $L_{inf} = 70$ cm no domo	19489	0.39	0.50	0.99	0.92	1.07	0.36
o4	as h3 con F5 select const después de 70cm	6572	0.22	0.26	0.97	0.95	1.10	0.73

