

**COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL**

**COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR**

**11ª REUNIÓN**

La Jolla, California (EE. UU.)

11-15 de mayo de 2020<sup>1</sup>

**DOCUMENTO SAC-11-07 REV**

**EL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL, 2019:  
EVALUACIÓN DE REFERENCIA**

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

**ÍNDICE**

RESUMEN EJECUTIVO .....	2
1. INTRODUCCIÓN .....	3
1.1 Antecedentes .....	3
1.2 El nuevo enfoque.....	4
2. DATOS.....	5
2.1 Pesquerías y ‘estudios’ .....	5
2.2 Captura .....	9
2.3 Índices de abundancia .....	11
2.4 Datos de composición por tamaño .....	12
2.5 Edad condicional a la talla .....	14
3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS .....	14
3.1 Información biológica y demográfica .....	15
3.2 Dinámica de la pesca .....	17
3.3 Ponderación de datos.....	18
3.4 Diagnósticos del modelo .....	18
4. MODELOS DE REFERENCIA .....	19
5. RESULTADOS.....	21
5.1 Diagnósticos del modelo .....	21
5.2 Resultados de la evaluación .....	24
6. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN .....	27
6.1 Definición de puntos de referencia .....	27
7. DIRECCIONES FUTURAS .....	28
Agradecimientos .....	29
REFERENCIAS.....	29
Anexo 1. ....	63
Anexo 2. ....	68
Anexo 3 .....	81

<sup>1</sup> Aplazada hasta fecha posterior por decidir

## RESUMEN EJECUTIVO

1. La evaluación de referencia del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental (OPO) en 2019 forma la base de un análisis de riesgos usado para proveer asesoramiento de ordenación (SAC-11-08, SAC-11-INF-J). El análisis de riesgos abarca hipótesis alternativas sobre los estados de naturaleza. Las hipótesis fueron desarrolladas en un marco jerárquico que aborda las incertidumbres y problemas en las evaluaciones previas.
2. A diferencia de las evaluaciones previas, que se basaban en un modelo de caso base con una inclinación supuesta de 1.0 para la relación población-reclutamiento, la presente evaluación de referencia integra 12 modelos de referencia, cada uno con cuatro supuestos de inclinación (0.7, 0.8, 0.9, y 1.0), totalizando 48 modelos.
3. Los 12 modelos de referencia son desarrollados en un marco jerárquico, y combinan componentes relacionados con tres incertidumbres importantes en la evaluación previa: a) supersensibilidad a la inclusión de nuevos datos, principalmente del índice de abundancia palangrera e inconsistencias entre este índice y los índices cerqueros; b) falta de ajuste a los datos de composición por talla de la pesquería con selectividad asintótica supuesta, y c) la inclinación de la relación población reclutamiento. Además, se implementaron nuevas definiciones de las pesquerías, y se adoptaron nuevas funciones de selectividad de *spline* para la mayoría de las pesquerías.
4. Los 48 modelos para la presente evaluación indican que:
  - a. Al principio de 2020, la biomasa reproductora ( $S$ ) del aleta amarilla varió del 49% al 219% del nivel en RMS dinámico ( $S_{RMS\_d}$ ); 12 modelos sugirieron que estuvo por debajo de dicho nivel.
  - b. Durante 2017-2019 la mortalidad por pesca ( $F$ ) del aleta amarilla varió del 40% al 168% del nivel en RMS ( $F_{RMS}$ ); 14 modelos sugirieron que estuvo por encima de dicho nivel.
  - c. Al principio de 2020, la biomasa reproductora ( $S$ ) varió del 145% al 345% del nivel de referencia límite ( $S_{LÍMITE}$ ); ningún modelo sugirió que estuvo por debajo de dicho límite.
  - d. Durante 2017-2019, la mortalidad por pesca del aleta amarilla varió del 22% al 65% del nivel de referencia límite ( $F_{LÍMITE}$ ); ningún modelo sugirió que estuvo por debajo de dicho límite.
5. Todos los modelos sugieren que los valores de inclinación más bajos corresponden a estimaciones más pesimistas de la condición de la población:  $S$  más baja y  $F$  más alta con respecto a los puntos de referencia. No obstante, los modelos que suponen crecimiento fijo, una relación lineal entre el índice de abundancia y la abundancia de la población, ningún cambio en selectividad a lo largo del tiempo y selectividad asintótica para la pesquería de cerco que captura los peces más grandes (BASE), estimaron que, independientemente de la inclinación, la población estuvo por debajo del nivel de RMS ( $S < S_{RMS\_d}$ ) y la mortalidad por pesca estuvo por encima de dicho nivel ( $F > F_{RMS}$ ) a principios de 2020. Por otro lado, los modelos que suponen selectividad en forma de domo para la pesquería de cerco que captura los peces más grandes (DS, TBM.DS, TBE.DS, DDQ.DS). La condición de la población a principios de 2020 estimada por los modelos restantes depende del valor supuesto para la inclinación.
6. Una incertidumbre clave no abordada en los modelos de referencia en la presente evaluación es la estructura espacial de la población de atún aleta amarilla en el OPO. Los trabajos futuros para mejorar la evaluación enfocarán este tema.
7. Se combinan los resultados de los modelos de referencia en un análisis de riesgos para proveer asesoramiento de ordenación (SAC-11-08).

## 1. INTRODUCCIÓN

En este informe se presentan los resultados de una evaluación de referencia<sup>2</sup> de la población del atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico oriental (OPO), realizado usando *Stock Synthesis* (versión 3.30.15), una plataforma de modelado estadístico integrado de evaluación de poblaciones estructurado por edad. Es la primera evaluación de la especie realizada por el personal científico de la Comisión en el marco del [plan de trabajo de 2018 para mejorar las evaluaciones de los atunes tropicales](#) y, aunque usa la misma plataforma de modelado, la metodología  $S_{LIMIT}/S_0$  es muy diferente. La evaluación ahora forma la base para un análisis de riesgos, que toma en cuenta explícitamente la incertidumbre al determinar la condición de la población y formular el asesoramiento de ordenación. Todos los archivos de entrada y los resultados de esta evaluación de referencia están disponibles en formato [html y pdf](#).

### 1.1 Antecedentes

En años recientes, surgieron problemas y fuentes de incertidumbre en la evaluación del personal del aleta amarilla, llevando a que el personal no lo considerase suficientemente fiable para el asesoramiento de ordenación, y luego a su inclusión en el [plan de trabajo](#) en 2019. El principal problema fue que los resultados de la evaluación se volvieron demasiado sensibles a la inclusión de datos nuevos, en particular observaciones recientes para los índices de abundancia relativa de la pesquería de palangre ([SAC-10 INF-F](#)). Como parte del [plan de trabajo](#), en 2019 se realizaron un [taller sobre palangre](#) y trabajo colaborativo con los principales CPC palangreros (China, Japón, Corea, Taipéi Chino) para mejorar los conocimientos de los datos de palangre usados en las evaluaciones de los atunes aleta amarilla y patudo. Como resultado, se descubrió que la sensibilidad excesiva a la inclusión de nuevos datos podría deberse en parte a la contracción tanto de la extensión espacial como del esfuerzo de pesca de la pesquería de palangre japonesa (cuyos datos se usaron para estimar el índice palangrero de abundancia relativa), lo que ha resultado en índices menos precisos y exactos en los últimos años.

Se identificaron otros problemas asimismo relacionados con la información palangrera, tal como un cambio en los datos de composición por talla hacia peces más grandes ([SAC-10 INF-F](#)) mientras que el índice palangrero señaló una reducción en los últimos años. El trabajo colaborativo con los CPC palangreros sugirió que esto se podría deber a cambios en la pesquería (por ejemplo, arte u operación), pero el aumento reciente de la talla promedio del aleta amarilla se observa también en las capturas de las pesquerías cerqueras asociadas a delfines y algunas pesquerías cerqueras no asociadas. Esto presta plausibilidad a la hipótesis de que cambios en algunos procesos (selectividad, por ejemplo) o especificaciones erróneas en el modelo (crecimiento, por ejemplo) podrían estar relacionados con este aumento. En algunos modelos de esta evaluación de referencia se estima el crecimiento y bloques de tiempo de selectividad para representar esas hipótesis.

Otro problema influyente fue las inconsistencias entre los índices de abundancia basados en datos de CPUE estandarizada de la pesquería palangrera y en CPUE nominal de la pesquería cerquera asociada a delfines; el modelo de evaluación no se ajustó a ninguno de los dos. Se elaboró un nuevo marco de modelado espaciotemporal y se aplicó a ambos conjuntos de datos de CPUE para crear nuevos índices, pero las inconsistencias y la falta de ajuste persistieron.

Una fuente importante de incertidumbre, y potencialmente también la explicación de las inconsistencias entre los índices, es la posibilidad de que la población del aleta amarilla en el OPO tenga una estructura espacial que no es abarcada en el modelo. El trabajo del personal para la [segunda revisión externa](#) de la evaluación del aleta amarilla incluyó la exploración de modelos separados para poblaciones hipotéticas del “sur” y del “norte”, pero el panel de revisión concluyó que *“las pruebas que apoyan la hipótesis de dos poblaciones son sugerentes, más que concluyentes”,* y que existen *“más pruebas que sugerían que el [aleta*

---

<sup>2</sup> Las evaluaciones ‘de referencia’ son análisis completos de los supuestos, las metodologías y/o las fuentes de datos del modelo, mientras que en una evaluación ‘actualizada’ solo se actualizan los datos usados en la evaluación.

amarilla] en el OPO está en algún punto entre una sola población bien mezclada y dos poblaciones independientes". El panel sugirió varias avenidas de investigación por explorar para tomar en cuenta mejor la estructura poblacional en la evaluación (hipótesis de una población y de dos poblaciones). La presente evaluación fue realizada como si existiera una sola población de aleta amarilla en el OPO, pero el personal continuará evaluando hipótesis alternativas sobre la estructura espacial. Para minimizar los sesgos potenciales que resultan de hacer caso omiso a la heterogeneidad espacial, esta evaluación es ajustada principalmente a conjuntos de datos representativos del área núcleo de la pesquería, que yace al norte de 5°N, donde se logra la mayor parte de la captura. Las capturas al sur de 5°N son tomadas plenamente en cuenta en la evaluación, pero no se ajusta el modelo a los índices de abundancia y datos de composición por talla de las pesquerías en ese área. Esto limita la influencia de datos que podrían ser representativos de otra unidad poblacional.

También existe incertidumbre sobre la relación población-reclutamiento. En esta evaluación, al igual que en las anteriores, se supone una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt, pero se toma en cuenta la incertidumbre en la inclinación. La inclinación ( $h$ ) es un parámetro que especifica el efecto promedio sobre el reclutamiento de una reducción de la población reproductora. Las evaluaciones anteriores del aleta amarilla en el OPO han presentado consistentemente análisis de la sensibilidad de los resultados a diferentes supuestos sobre la inclinación, pero solo para mostrar el impacto de estos supuestos sobre las cantidades de ordenación estimadas; los resultados de estos análisis no fueron incorporados explícitamente en el asesoramiento de ordenación. En la presente evaluación, se incluyen modelos que suponen valores de  $h$  de 0.7 a 1.0.

Ninguna de las dos revisiones externas, del [patudo](#) o del [aleta amarilla](#), identificaron un sustituto específico para la metodología de modelado del personal, pero ambos paneles sugirieron una variedad de alternativas para la consideración del personal, particularmente aquellas que incorporan incertidumbre de modelo para derivar información para el asesoramiento de ordenación.

## 1.2 El nuevo enfoque

La presente evaluación de referencia de 2020 del atún aleta amarilla en el OPO, y la evaluación homóloga del patudo ([SAC-11-06](#)), representan un nuevo enfoque a las evaluaciones realizadas por el personal. Anteriormente, se usaba un enfoque de 'mejor evaluación', usando un solo modelo de 'caso base': las nuevas evaluaciones están basadas en la metodología de 'análisis de riesgos', que usa varios *modelos de referencia* para representar varios *estados de naturaleza* (supuestos) plausibles sobre la biología de los peces, la productividad de las poblaciones, y/o la operación de las pesquerías, y toma en cuenta los diferentes resultados, incorporando así efectivamente la incertidumbre en el asesoramiento de ordenación al formularlo<sup>3</sup>. Este cambio, que representa un cambio de paradigma en la CIAT, tanto para el trabajo del personal como para la toma de decisiones de la Comisión con respecto a la conservación de los atunes tropicales, también permite al personal evaluar explícitamente las declaraciones probabilísticas en la regla de control de extracción para los atunes tropicales de la CIAT establecida en la resolución [C-16-02](#).

Este nuevo enfoque a la formulación del asesoramiento de ordenación para los atunes tropicales incluye los siguientes cuatro componentes:

1. Dos **informes de evaluación de población**, para el aleta amarilla (el presente documento) y el patudo ([SAC-11-06](#)), que presentan los resultados de todos los modelos para cada especie (ajustes del modelo, diagnósticos, condición de la población);
2. Un **análisis de riesgos** ([SAC-11-08](#)), que evalúa las consecuencias de usar cada modelo como base para la ordenación de la pesquería de atunes tropicales mediante la cuantificación de la probabilidad de alcanzar los puntos de referencia objetivo y límite especificados en la regla de control de

---

<sup>3</sup> Ver SAC-11 INF-F (Maunder *et al.* 2020) para una descripción de los detalles técnicos del análisis de riesgos, usando al patudo como caso de estudio.

extracción de la CIAT;

3. **Indicadores de condición de población** ([SAC-11-05](#)) para las tres especies de atunes tropicales (patudo, barrilete, aleta amarilla); y
4. Las **recomendaciones del personal** (SAC-11-15) para la conservación de los atunes tropicales, basadas en lo anterior.

## 2. DATOS

### 2.1 Pesquerías y ‘estudios’

Se definen las pesquerías usando varios criterios, entre ellos su área geográfica de operación. Esto es consistente con el enfoque de ‘áreas como flotas’, y permite tomar en cuenta la información espacial sin construir explícitamente un modelo espacial.

Los estudios independientes de la pesca son el estándar de oro para la toma de datos para la evaluación de poblaciones explotadas. Debido a su naturaleza, la mayoría de las pesquerías atuneras del mundo no tienen ese tipo de estudios. El OPO no es excepción: todos los datos disponibles para evaluar las poblaciones provienen de la pesquería. Sin embargo, mediante un proceso de estandarización estadística de datos dependientes de la pesca, se estimó un índice de abundancia y su composición por tallas asociada. Dentro de los modelos de evaluación poblacional, el índice y su composición por talla son tratados como datos de ‘estudio’, y son por lo tanto modelados como sin captura y con una selectividad diferente de las pesquerías.

Las pesquerías y los ‘estudios’ definidos para esta evaluación se ilustran en la Figura 1, se resumen en la Tabla 1, y se describen en detalle a continuación.

#### 2.1.1 Pesquerías

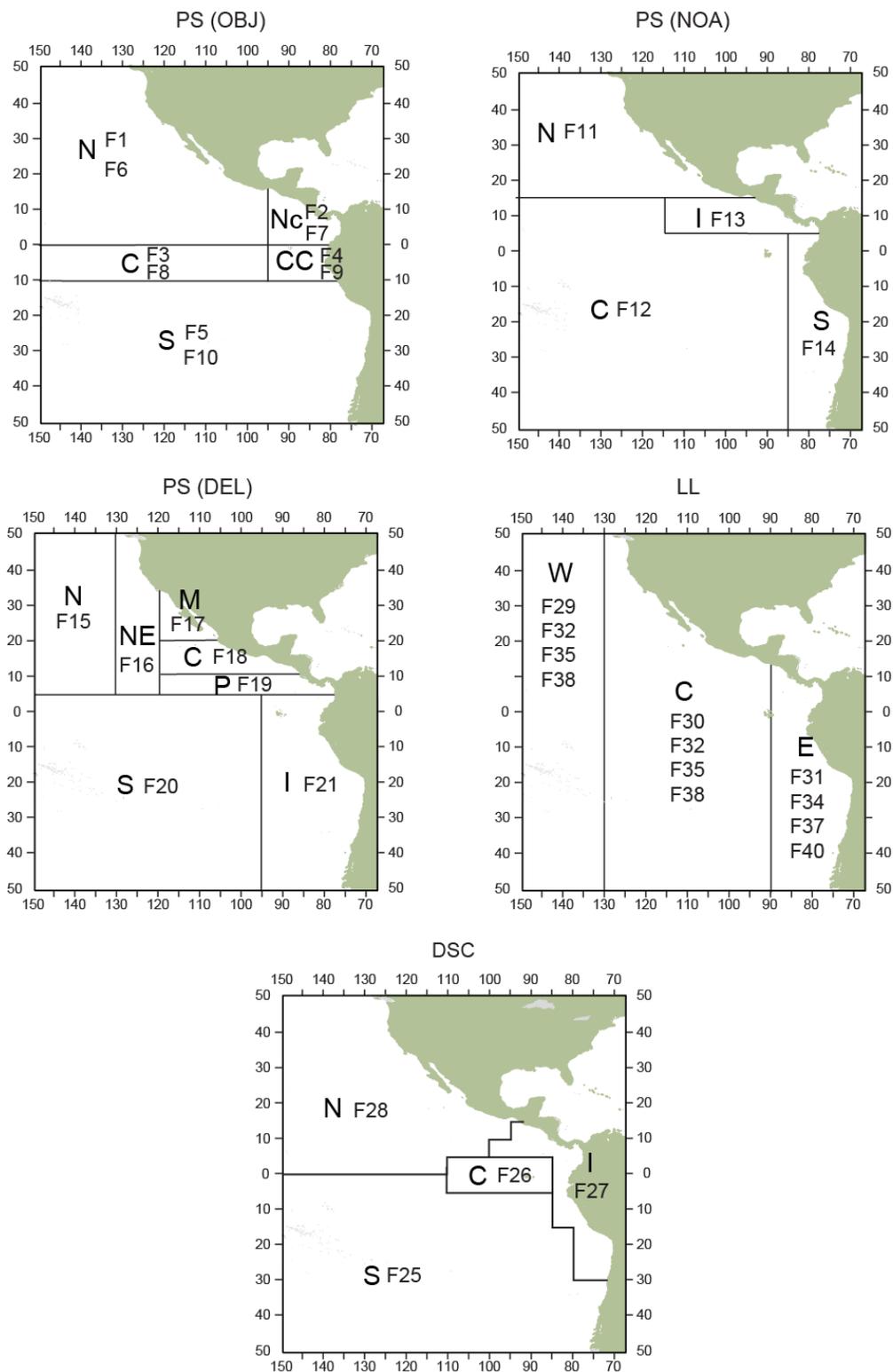
Para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO se definen 38 pesquerías, clasificadas por arte (cerco, palangre, o caña), tipo de lance cerquero (objeto flotante, no asociado, o delfín), unidad de captura (número o peso), trimestre del año, y área geográfica de operación (Figura 1, Tabla 1).

Todas las pesquerías en esta evaluación, excepto las de descarte y cañera, se definen por su área de operación delimitada con base en patrones espaciales en los datos de frecuencia de talla, identificados con análisis de árbol de regresión (Lennert-Cody *et al.* 2010). Los datos usados en los análisis provinieron, en el caso de las pesquerías de cerco, del programa de muestreo en puerto de la CIAT (Sección 2.4.1.a) durante 2000-2018, con una resolución espacial de 5°x5°, y en el caso de las pesquerías palangreras, de los datos anuales del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) de Japón, agrupados en espacio y tiempo, para la flota japonesa durante 2000-2009, con una resolución espacial de 5°x10°. Los predictores para el análisis de árbol fueron trimestre (Q); trimestre cíclico (combinaciones cíclicas de trimestres, como Q1 y Q4 vs. Q2 y Q3, Q1, Q2, y Q4 vs. Q3, *etc.*); 5° de latitud; 5° (10°) de longitud. La variable de respuesta, que fue multivariada, fue la proporción de individuos en cada intervalo de talla de 10 cm, con grupos plus para los peces más pequeños y más grandes ( $\leq 39$  cm; 40-49 cm; (...); 150-159 cm;  $\geq 160$  cm). En el caso de las pesquerías sobre objetos flotantes y palangreras, se descubrió que el trimestre cíclico (específicamente Q1 y Q4 vs. Q2 y Q3) es un predictor importante para explicar la variabilidad en las frecuencias de talla, por lo que se definieron pesquerías estacionales. Las capturas palangreras son reportadas en número por algunas flotas y en peso por otras, por lo que se definen dos pesquerías palangreras, una en número y la otra en peso, para cada combinación de área-trimestre cíclico.

La pesquería cañera (LP) representa una pequeña porción de las capturas, que disminuyen a lo largo del tiempo, por lo que fue tratada como una pesquería homogénea para el OPO entero (F22). Las pesquerías usadas para modelar los descartes (F25-F28) tienen la misma estructura que en la evaluación previa ([SAC-10-07](#)).

### 2.1.2 'Estudios'

En *Stock Synthesis*, se modela un 'estudio' como una flota con datos, tales como índices de abundancia y composiciones por edad/talla, pero sin captura. Un 'estudio' usado en esta evaluación se basó en datos de la pesquería cerquera asociada a delfines (Sección 2.3); se definieron también 'estudios' adicionales basados en datos de pesquerías palangreras, y se usaron en [preparación](#) para la evaluación de referencia presentada en la [revisión externa](#). Los estudios palangreros no son ajustados en esta evaluación, porque sus conjuntos de datos no son representativos del área núcleo de la pesquería palangrera al norte de 5°N.



**FIGURE 1.** Areas corresponding to the fishery definitions (Table 1) used in the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO in 2019

**FIGURA 1.** Áreas correspondientes a las definiciones de las pesquerías (Tabla 1) usadas en la evaluación de la población de aleta amarilla en el OPO en 2019.

**TABLE 1.** Fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO in 2019. **Gear:** PS: purse seine; LP: pole and line; LL: longline; **PS set type:** OBJ: floating object; NOA: unassociated; DEL: dolphin; **Area:** see Figure 1; **Discards:** see Section 2.2.3; **Surveys:** see Section 2.1.2.

**TABLA 1.** Pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO en 2019. **Arte:** PS: red de cerco; LP: caña y anzuelo; LL: palangre; **Tipo de lance PS:** OBJ: objeto flotante; NOA: no asociado; DEL: delfín; **Área:** ver Figura 1; **Descartes:** ver sección 2.2.3; **Estudios:** ver sección 2.1.2.

	Pesquería	Arte	Tipo de lance	Trimestres	Área	Datos de captura	Unidad
1.	F 1	PS	OBJ	1, 4	1- N	Captura retenida + descartes (ineficacias)	t
2.	F 2				2- Nc		
3.	F 3				3- C		
4.	F 4				4 -Cc		
5.	F 5				5- S		
6.	F 6			2, 3	1- N		
7.	F 7				2- Nc		
8.	F 8				3- C		
9.	F 9				4 -Cc		
10.	F 10				5- S		
11.	F 11		NOA	Todos	1- N	Captura retenida + descartes (todos)	t
12.	F 12				2- C		
13.	F 13				3- I		
14.	F 14				4- S		
15.	F 15		DEL	Todos	1- N		
16.	F 16				2- NE		
17.	F 17				3- M		
18.	F 18				4- C		
19.	F 19				5- P		
20.	F 20				6- S		
21.	F 21				7- I		
22.	F 22	LP	--	Todos	Todas	Captura retenida	t
23.	F 25	PS	OBJ	Todos	S	Descartes (clasificación por tamaño)	t
24.	F 26				C		
25.	F 27				I		
26.	F 28				N		
27.	F 29	LL	-	1, 4	W	Captura retenida	Miles
28.	F 30				C		
29.	F 31				E		
30.	F 32				W		
31.	F 33			C			
32.	F 34			E			
33.	F 35			1, 4	W		t
34.	F 36				C		
35.	F 37				E		
36.	F 38				W		
37.	F 39			2, 3	C		
38.	F 40				E		
	<b>Estudio</b>	<b>Arte</b>	<b>Años</b>	<b>Trimestres</b>		<b>Observación</b>	<b>Unidad</b>
	S 1	PS	1984-2019	Todos		Usado en la evaluación	t
	S 2a	LL	1984-1992	1, 4	No usados	Miles	
	S 2b			2, 3			
	S 2c		1995-2018	1, 4			
	S 2d			2, 3			

## 2.2 Captura

Para la presente evaluación se definen los siguientes tipos de captura:

- **Retenida:** captura retenida a bordo del buque;
- **Descartada:** captura no retenida a bordo del buque;
- **Total:** captura retenida + descartes;
- **Descarga:** captura retenida descargada del buque.

### 2.2.1 Red de cerco

La información usada para estimar la captura total por especie proviene de cuatro fuentes principales: en orden de importancia, enlatadoras, observadores a bordo, bitácoras de buques, y muestreo en puerto realizado por personal de la CIAT. Si no se dispone de información de descarga de las enlatadoras, se usa en su lugar la información de captura en las bases de datos de los observadores o de las bitácoras de los buques, en ese orden. Las bases de datos de observadores y de bitácoras contienen también otra información sobre las capturas, como el lugar y fecha de la captura, tipo de lance (sobre atunes asociados a delfines (DEL), sobre objetos flotantes (OBJ), y sobre atunes no asociados (NOA)), y capacidad de acarreo del buque (<364 t (clases 1-5) y ≥364 t (clase 6)); 'año' es la única información secundaria disponible en la base de datos de descarga. Además, desde 2000, el programa de muestreo en puerto para recolectar datos de composición por talla también ha proporcionado información sobre la composición por especie (ver Sección 2.4.1.a).

Para la presente evaluación, las capturas totales por especie del OPO fueron estimadas por estrato de captura y después fueron agrupadas para obtener estimaciones trimestrales para cada pesquería. Se definen los estratos de captura como la combinación de área, mes, tipo de lance, y capacidad de acarreo de pescado del buque. El método usado para estimar la composición por especies de la captura depende de las fuentes de datos disponibles. Las estimaciones anteriores a 2000 se basan en los totales registrados por especie en los datos de descarga, de observadores o de bitácora, según corresponda. Para corregir las capturas subestimadas de patudo, se aplica un factor que ajusta las capturas para las tres especies, con base en datos de muestreo en puerto de 2000-2004. Los totales por especie ajustados se prorratean a los estratos de captura, usando la información en las bases de datos de observadores y bitácoras. Los datos de muestreo en puerto de composición por especie y talla de la captura luego se usan para estimar la captura de cada especie por estrato de captura. Ver el anexo de Suter (2010) y el Documento [WSBET-02-06](#) para explicaciones detalladas del muestreo y los estimadores.

### 2.2.2 Palangre

El personal de la CIAT no recolecta datos sobre las capturas palangreras directamente; son reportadas anualmente a la CIAT por Miembros y no Miembros Cooperante (CPCs), de conformidad con la resolución C-03-05 sobre provisión de datos. Las capturas son reportadas por especie, pero la disponibilidad y el formato de los datos varía entre flotas: las flotas principales reportan captura y esfuerzo agrupados por celda de 5°-mes. Las bases de datos de la CIAT incluyen datos sobre las distribuciones espaciales y temporales de las capturas palangreras en el OPO por las flotas de CPC de aguas lejanas (China, Taipéi Chino, Polinesia Francesa, Japón, Corea, Vanuatu) y CPC costeros (principalmente México y Estados Unidos). Para esta evaluación, estos datos son agrupados por área de operación de la pesquería (Figura 1) y trimestre cíclico (Tabla 1). Dado que las capturas de palangre son reportadas en número por algunas flotas y en peso por otras, se definen dos pesquerías palangreras, una en número y una en peso, para cada combinación de área y trimestre cíclico (Q4, Q1 vs. Q2, Q3), y la conversión de número a peso se hace internamente en el modelo de evaluación.

En la presente evaluación se incorporaron los datos de captura actualizados y nuevos para las pesquerías palangreras (pesquerías 29-40), a disposición del personal de la CIAT el 10 de abril de 2020. Se dispuso de datos de captura nuevos o actualizados de Vanuatu (2018), Taipéi Chino (2016-2018), Polinesia Francesa (2018), China (2018), Japón (2016-2018), Corea (2018), y Estados Unidos (2014-2018). Para 2019, y para

otros años para los cuales no se disponía de datos de captura, las capturas se fijaron iguales al último año para el que había datos disponibles. En el caso de las flotas que reportaron la captura agrupada por año y celda de 5°, los datos se desagruparon usando la proporción de capturas por trimestre y área para el año más cercano del cual se disponía de datos. Las capturas de los CPC costeros que reportaron capturas agrupadas fueron añadidas al área que contenía la Zona Económica Exclusiva (ZEE) del CPC en cuestión. El algoritmo para calcular la captura por pesquería se describe en [WSBET-02-03](#).

### 2.2.3 Descartes

Se consideran dos tipos de descarte, los que resultan de ineficacias en el proceso de pesca y los relacionados con la clasificación de capturas. Ejemplos de ineficacia son capturas de un lance que superan la capacidad de almacenamiento restante en el buque pesquero o el descarte de especies de captura incidental no deseadas, mientras que se supone que ocurre clasificación de capturas cuando los pescadores descartan atunes de menos de un cierto tamaño. Se estiman ambos tipos de descarte por la pesquería de cerco, pero no se pueden estimar los descartes por las pesquerías de palangre con los escasos datos disponibles dada la baja cobertura por observadores, por lo que se supone que la captura retenida representa la captura total (Tabla 1).

En el caso de la pesquería cerquera, la cantidad de aleta amarilla descartada, independientemente de la razón, es estimada con información recolectada por observadores de la CIAT o nacionales, usando los métodos en Maunder y Watters (2003). No se dispone de datos para estimar los descartes antes de 1993, y se supone que no hubo descartes antes de ese año. Además, hay períodos para los cuales los datos de los observadores son insuficientes para estimar los descartes, en cual caso se supone que la tasa de descarte (descartes/captura retenida) es igual a la tasa de descarte del mismo trimestre del año previo o, si no se dispone de datos trimestrales, un año próximo. Las extracciones por las Pesquerías 1-10 (cerco sobre objetos flotantes) son la captura retenida más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca. Las extracciones por las pesquerías 11-14 (cerco no asociado) son capturas retenidas, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca y de clasificación de la captura. Los descartes que resultan del proceso de clasificar las capturas en las pesquerías sobre objetos flotantes son tratados por separado (Pesquerías 25-28), siguiendo la metodología de Maunder y Watters (2001). Se supone que estos descartes están compuestos solamente de peces de 1 a 3 trimestres de edad. La clasificación de capturas es infrecuente en las otras pesquerías de cerco.

### 2.2.4 Tendencias de las capturas y los descartes

El atún aleta amarilla ha sido pescado en el OPO desde principios del siglo XX (Estes 1983). Antes de los años 1950, la pesquería tuvo lugar principalmente a menos de 250 millas de las costas o alrededor de islas y montes submarinos, y fue realizada principalmente por embarcaciones cañeras (Peterson y Bayliff 1985). En los años 1950 las pesquerías palangreras comenzaron a extenderse al OPO desde el Pacífico occidental y central, alcanzando zonas costeras a mediados de los años 1960, pescando principalmente atún patudo, pero capturando aleta amarilla como especie secundaria (Shimada y Schaefer 1956; Matsu-moto y Bayliff 2008).

Las pesquerías cerqueras, asociadas principalmente a delfines, se convirtieron en el método de pesca más importante en los años 1960, y han continuado desde entonces (Figura 2). Las principales pesquerías asociadas a delfines se encuentran cerca de Centroamérica y del sur de México (F18, F19; Figura 1). La pesquería cerquera asociada a objetos flotantes ha sido importante desde los años 1970 en las zonas al norte de la línea ecuatorial (F1, F2, F6, F7; Figuras 1 y 2) y cerca de la costa de Sudamérica, entre 10°S y la línea ecuatorial (F4, F9). Las pesquerías sobre objetos flotantes se extendieron ampliamente en el OPO después de 1992. En los últimos 15 años, el número de lances sobre objetos flotantes ha aumentado constantemente hacia su nivel récord actual ([SAC-11-05](#)). Las capturas de las pesquerías sobre objetos flotantes en las áreas C (F3, F8) y S (F5, F10) aumentaron a partir de 1992. Las principales pesquerías cerqueras no asociadas ocurrieron en el norte (F11) y, a partir de 2010, en el OPO costero y costero del sur (F13, F14).

Los descartes debidos a la clasificación en las pesquerías sobre objetos flotantes muestran una reducción comenzando alrededor de 2001, y cesaron casi por completo como consecuencia de resoluciones adoptadas por la CIAT que prohibieron los descartes de atunes pequeños (por ejemplo, C-04-05).

Las capturas palangreras representan una pequeña proporción de las capturas totales de aleta amarilla en el OPO (Figura 2). Las principales áreas de pesca con palangre siempre han estado en el OPO occidental (F29, F32, F35, F38), donde ocurrió una disminución a fines de los años 2000, pero es aparente una tendencia creciente desde 2010. Las capturas palangreras en el área del OPO oriental (F31, F34, F37, F40) son caracterizadas por una estacionalidad notoria y han disminuido en los últimos años.

### **2.3 Índices de abundancia**

Aunque que se dispone de índices de abundancia cerqueros y palangreros para del aleta amarilla en el OPO, la presente evaluación incluye solamente el índice cerquero. Inconsistencia entre el índice basado en la CPUE palangrera japonesa y los índices basados en la CPUE cerquera asociada a delfines fueron encontrados. Se realizaron investigaciones extensas en colaboración con los CPCs palangreros para comprender mejor los datos, incorporar datos nuevos, y realizar análisis nuevos. Se celebró un taller, y científicos de Japón y Corea colaboraron con el personal para profundizar en el tema. Se desarrolló un nuevo marco de modelado espaciotemporal y se aplicó a los datos de CPUE para crear nuevos índices (Xu *et al.* 2019), pero las inconsistencias siguieron sin resolver. El modelo de evaluación no puede ajustarse adecuadamente a ambos tipos de índices simultáneamente. Para abordar este problema, se seleccionó el índice cerquero para esta evaluación de referencia. Esto se debe a que las capturas palangreras representan una pequeña proporción de las capturas de aleta amarilla, y la distribución de la flota japonesa viene encogiéndose hacia el OPO occidental, alejándose de las áreas núcleo de captura de aleta amarilla (ver Figura A1 en SAC-11-06). Cabe señalar que, dados estos cambios espaciales, una explicación potencial de las inconsistencias entre los índices en el modelo es la posibilidad de estructura espacial en la población de aleta amarilla en el OPO.

#### **2.3.1 Selección de datos**

Los datos usados para construir el índice son las observaciones de captura y esfuerzo por lance de buques cerqueros. Observadores a bordo del Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD) toman estos datos en buques cerqueros grandes (capacidad de acarreo >363 t) desde 1992 (Joseph, 1994; Scott *et al.*, 2016); para los viajes anteriores de estos buques, de los que no hay datos de observadores disponibles, se usaron datos de bitácora.

Ya que no es posible separar el esfuerzo de búsqueda por tipo de lance, y para limitar los datos usados para estandarizar el esfuerzo a los buques que pescan preferencialmente atunes asociados a delfines, se usó el procedimiento siguiente para limitar la estandarización a los principales caladeros y buques asociados a delfines. Se incluyeron solamente datos de celdas de muestreo  $1^{\circ} \times 1^{\circ}$  al norte de  $5^{\circ}\text{N}$  con al menos 30 años de datos durante 1985-2019, y se seleccionaron solamente buques que realizaron al menos el 75% de sus lances sobre atunes asociados a delfines durante al menos 10 de los 18 años de datos. Los 52 buques seleccionados fueron clasificados como 'buques asociados a delfines', y se usaron sus datos de para obtener el índice (Anexo 1, Figura A1).

#### **2.3.2 Procedimiento de estandarización**

La estandarización de los datos de captura y esfuerzo fue realizada usando la biblioteca VAST de R (versión 3.0.0) (Thorson y Barnett 2017, Xu *et al.* 2019, Maunder *et al.* 2020b). VAST ajusta un modelo lineal delta generalizado espaciotemporal de efectos mixtos a datos. Modela por separado la probabilidad de encuentro y la tasa de captura positiva, que se supone tienen vínculo *logit* y *log*, respectivamente, y combina los resultados para producir las estimaciones finales. El uso de modelos espaciotemporales de efecto mixto tiene varias ventajas comparado con los modelos lineales generalizados de efecto fijo usados convencionalmente en la estandarización de la CPUE. En primer lugar, la estimación de correlaciones espaciotemporales permite la predicción de tasas de captura en lugares no pescados con base en la información de

áreas/temporadas vecinas. En segundo lugar, las estimaciones de incertidumbre toman en consideración la cobertura espacial y el tamaño de la muestra. En tercer lugar, las estimaciones finales son ponderadas naturalmente por el área relacionada a cada nudo en el dominio espacial más que por el tamaño de la muestra. Tanto la probabilidad de encuentro como las tasas de captura son modeladas con predictores lineales que incluyen un término de intercepto (efecto años-trimestre), efectos de buque sobre capturabilidad y efecto espacial (Xu *et al.* 2019). El efecto espacial es representado por una malla de 200 nudos. El modelo convergió (gradiente = 0.0004) con una matriz Hessiana positiva definida.

El índice exhibe cuatro períodos evidentes (Figuras 3 y 4):

1. 1984-2000: abundancia alta, con valores máximos en 1996
2. 2001-mediados 2003: aumento marcado de la abundancia
3. Mediados 2003-principios 2015: abundancia reducida
4. Principios 2015-2019: abundancia baja

El coeficiente de variación (CV) más alto de los primeros años (Figura 4) es resultado de una cobertura espacial y tamaño de muestra más bajos.

## **2.4 Datos de composición por tamaño**

### **2.4.1 Pesquerías**

#### **2.4.1.1 Cerco**

Los datos de frecuencia de talla de las pesquerías cerqueras se obtienen a través del programa de muestreo realizado por personal de la CIAT en puertos de descarga en Ecuador, México, Panamá y Venezuela. La información auxiliar disponible en la base de datos de muestreo en puerto es determinada por el protocolo rector (Tomlinson 2002, Suter 2010), que especifica los estratos de los que se toman las muestras: capacidad de acarreo del buque, tipo de lance (DEL, NOA, OBJ), mes y área de captura (13 áreas; ver Figura 1 en [WSBET-02-06](#)). Las bodegas son la unidad principal de muestreo en un estrato, con un número desigual de bodegas muestreadas por estrato, y los pescados dentro de una bodega son la unidad secundaria de muestreo. El muestreo en ambas etapas es en gran medida oportunista, excepto que una bodega es muestreada solamente si toda la captura que contiene proviene del mismo estrato. Esta restricción puede resultar en que lances con capturas grandes predominen en las muestras (Lennert-Cody y Tomlinson 2010). Se puede muestrear más de una bodega por buque si la captura en las otras bodegas proviene de estratos diferentes, pero típicamente solo se muestrean una o dos bodegas por viaje. En el caso de los buques cerqueros grandes y pequeños, típicamente se han muestreado alrededor de 50%-60% y 10-20% de los viajes, respectivamente, por año, para un total de más de 800 bodegas muestreadas en la mayoría de los años (IATTC 2010a; Vogel 2014). La cobertura de muestreo en términos de porcentaje de la captura es menor (SAC-02-10). Las áreas de muestreo se diseñaron para el aleta amarilla antes del desarrollo de la pesquería sobre plantados. Desde 2000, se han registrado tanto la celda de 5° como el área de muestreo para casi todas las muestras (Lennert-Cody *et al.* 2012); la celda de 5° ha sido recuperada para muchas muestras anteriores a 2000. Idealmente, se midieron 50 pescados de cada especie en la bodega muestreada, y desde 2000 los muestreadores alternan entre contar los pescados por especie y medir la talla de los pescados. El protocolo varía en cierta medida con el tipo de lance asociado a la captura en la bodega y a la composición por especie de la captura en la bodega, según lo registrado por el observador o en la bitácora del buque. En el anexo de Suter (2010) y en [WSBET-02-06](#) se describe el programa de muestreo en puerto en mayor detalle.

Al igual que con la composición por especie, la composición por talla de la captura, en número de peces por intervalo de talla de 1 cm, se estima por estrato y luego se agrupa en todos los estratos para obtener estimaciones trimestrales para cada pesquería. Posteriormente, el número estimado de peces se convierte en proporción de peces por talla para la evaluación. Los números estimados por talla se obtienen multiplicando las estimaciones a nivel de bodega de la proporción por talla, combinadas en todas las

bodegas muestreadas, por la captura total estimada en número para las especies en el estrato. Desde 2000, las estimaciones de bodega de las proporciones por talla hacen uso del número de especies y los datos de medición de tallas. En el documento [WSBET-02-06](#) se pueden encontrar detalles sobre los estimadores.

La pesquería cañera y las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes capturan los peces más pequeños (Figuras 5A y 5B), y las pesquerías palangreras y la pesquería cerquera asociada a delfines capturan los peces más grandes. El tamaño medio de los peces capturados por las pesquerías de cerco muestra tendencias a lo largo del tiempo (Figura 5B). El tamaño de las muestras de las pesquerías de cerco asociadas a delfines ha ido disminuyendo ligeramente con el tiempo, mientras que las de las pesquerías sobre objetos flotantes han aumentado constantemente desde mediados de los años 1990.

#### **2.4.1.2 Palangre**

Los datos de composición por talla de las pesquerías de palangre fueron usados en ejecuciones preliminares de los modelos para obtener el mejor ajuste para la selectividad asintótica de las pesquerías de palangre. Todos modelos que componen el conjunto de referencia (vea sección 4. Modelos de Referencia) no son ajustados a estos datos debido a la posible estructura espacial de la población de atún aleta amarilla en el OPO, y al foco de la evaluación en porción de la población explotada por la pesquería de cerco.

Los datos de composición por talla de las pesquerías de palangre en esta evaluación se basan en: (1) nuevos datos de frecuencia de talla mensuales y de  $1^\circ$  de latitud  $\times$   $1^\circ$  de longitud para la flota comercial japonesa; (2) nuevos datos de esfuerzo y captura mensuales y  $1^\circ \times 1^\circ$  para buques comerciales individuales japoneses; y (3) datos de captura palangrera trimestrales y  $5^\circ \times 5^\circ$  reportados por CPC. Los datos de composición por talla deberían ser representativos de todas las capturas palangreras, por lo que se extienden las observaciones mensuales de frecuencia de talla  $1^\circ \times 1^\circ$  a la captura de la pesquería en un celda de  $5^\circ$  trimestral en los mismos estratos, como sigue:

1. Extender los datos mensuales japoneses de frecuencia de talla (resolución 1 o 2 cm)  $1^\circ \times 1^\circ$  a captura total japonesa en los mismos estratos;
2. Agrupar los datos extendidos del paso 1 a captura trimestral  $5^\circ \times 5^\circ$ ;
3. Extender las frecuencias de talla agrupadas del paso 2 a captura de total de todos los CPC en los mismos estratos;
4. Agrupar las frecuencias de talla extendidas del paso 3 en las pesquerías palangreras 29-35 de la Tabla 1.

Las composiciones por talla, desde 20 cm hasta 198+ cm, son agrupadas a intervalos de 2 cm, y se calcula el tamaño de sus muestras de entrada como el número total de peces muestreados dividido por 100. Los tamaños de muestra para cada una de las pesquerías palangreras han disminuido continuamente desde mediados de los años 1990, y alcanzaron valores muy bajos en la mayoría de los trimestres recientes debido a la disminución de las capturas de la flota japonesa y el cambio en la estrategia de muestreo de tripulantes muestreadores a observadores a bordo, y menos peces han sido muestreados

#### **2.4.2 Estudio**

Las frecuencias de talla de aleta amarilla asociadas al índice de abundancia (“estudio”) fueron también obtenidas de la estandarización de los datos de la pesquería cerquera asociada a delfines usando VAST, con la inclusión de una variable de respuesta multivariada (Thorson y Haltuch 2018, Maunder *et al.* 2020b). Los datos usados fueron las frecuencias de talla recolectadas por el programa de muestreo en puerto. Las frecuencias de talla, extendidas a la captura en la bodega, fueron agrupadas por trimestre, celda de  $5^\circ$  y tipo de lance. Los datos agrupados fueron extendidos a la captura en un estrato usando datos de las bases de datos de observadores y de bitácora. Los estratos fueron definidos como combinaciones de trimestre-celda de  $5^\circ$ . El criterio de selección de buque y celda espacial fue igual que la CPUE. La variable de respuesta multivariada fue tasa de captura por clase de frecuencia de talla (en tonelada por día<sup>-1</sup> de pesca). Las clases de frecuencia de talla fueron definidas por

intervalos de 10 cm, desde 20 hasta 190 cm.

El modelo de estandarización trata la probabilidad de encuentro y tasa de captura positiva por separado, con vínculos *logit* y *log*, respectivamente. Los predictores lineales son componentes espaciales y temporales (año-trimestre). El componente espacial es representado por 30 nudos espaciales (que agrupan las celdas de 5° para mejorar la eficacia computacional). La suma de los índices por clase de talla fue similar al índice general (sección 2. 3), indicando que las frecuencias de talla estandarizadas son una buena representación de las clases de talla representadas en el índice de abundancia. El modelo convergió (gradiente = 0.000006) con una matriz Hessiana positiva definida.

Las clases con las frecuencias más grandes variaron de 40 a 160 cm (Figura 6), con la mayoría de las tallas entre 70 y 120 cm, excepto en dos periodos: 1) 2002-2007, cuando se mantuvo un aumento de la proporción de peces pequeños (<70 cm) durante varios trimestres consecutivos; 2) 2015-2019, cuando la proporción de peces grandes (>120cm) aumentó (Figura 6).

## 2.5 Edad condicional a la talla

Se usaron datos de edad y talla (Wild 1986) para proveer información cuando el crecimiento es estimado en el modelo de evaluación. Los datos de Wild consisten en edades, basadas en conteos de incrementos diarios en otolitos, y tallas para 196 peces recolectados entre 1977 y 1979. El muestreo recolectó 15 peces en cada intervalo de 10 cm en la gama de tallas de 30 a 170 cm. Para las gamas de talla más grandes, Wild no pudo completar el muestreo de 15 peces, debido a la escasez de peces de esas tallas o porque no se podían leer los otolitos. La periodicidad diaria de los anillos ha sido validada para peces de 25 a 146 cm (Wild y Foreman, Yamanaka 1990, Wild *et al.* 1995), y las larvas hasta 16 días después de la eclosión (talla estándar 3-7 mm) (Wexler *et al.* 2001). La edad máxima obtenida fue de cuatro años (Wild 1986). Los datos de edad y talla se incluyeron como frecuencia de edades (en trimestres) condicional a la talla (clase de 10 cm), no desagrupados por sexo, provenientes del año 1985 y de F18, una pesquería cerquera asociada a delfines que captura una amplia gama de tallas de peces (Figura 5A), en los modelos que estiman parámetros de crecimiento. La Figura 7 ilustra la frecuencia de edades condicional a la clase de tallas y el supuesto fijo sobre crecimiento (ver 3.1.1).

## 3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

Se usó una plataforma de modelación estadística integrada de poblaciones con estructura de edades para realizar la evaluación de referencia del atún aleta amarilla en el OPO para 2019 (*Stock Synthesis* Versión V3.30.15;2020\_03\_26, Methot y Wetzel 2013). Se usaron dos versiones subsiguientes no publicadas (V3.30.15.03-opt y V3.30.15.04-safe, provistas por Rick Methot, NOAA Fisheries) para estimar la variabilidad de  $F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$ ,  $F_{\text{actual}}/F_{\text{LÍMITE}}$  y  $S_0$  dinámica. Se calcularon ponderaciones de Francis, correcciones del sesgo de desviación del reclutamiento y otras cantidades y gráficas auxiliares usando la biblioteca *r4ss* de R (versión 1.38.0), el conjunto de paquetes de *tidyverse* (1.3.0) y código original disponible del repositorio [IATTCassessment](#) de la CIAT.

El periodo del modelo es 1984-2019. El año inicial es diferente de las evaluaciones previas, que comenzaron en 1975, porque los datos de la pesquería de cerco antes de 1984 con la información espacial necesaria para estandarizar el índice y las frecuencias de talla son limitados. La escala temporal del modelo es el trimestre, y se definen 30 clases de edad, de 0 trimestres a 29+ trimestres (7.25 años). Se definió la estructura de tallas de la población como intervalos de 2 cm, desde 2 hasta 200+ cm. El modelo es estructurado por sexo, con mortalidad natural diferente por sexo. Se define la composición por tallas usando intervalos de 2 cm, desde 20 hasta 198+ cm, para las pesquerías, y de 10 cm para los estudios, desde 20 hasta 190 cm. Los modelos son ajustados a las capturas (con alta precisión), índices de abundancia relativa, y datos de composición por talla. Los modelos que estimaron el crecimiento fueron también ajustados a datos de edad condicional a la talla. Se supuso que las capturas totales observadas no estaban sesgadas, eran relativamente precisas, y fueron ajustadas suponiendo una distribución lognormal de errores

con un error estándar (EE) de 0.01.

### 3.1 Información biológica y demográfica

#### 3.1.1 Crecimiento

Se supone que la talla media por edad sigue una curva de Schnute-Richards (Richards, 1959; Schnute, 1981) reparametrizada con  $L_1$ ,  $L_2$ ,  $a_1$ ,  $a_2$  como implementada en *Stock Synthesis* (Methot y Wetzel 2013).

$$L_a = L_1^b + (L_2^b - L_1^b) \left( \frac{1 - \exp(-K(a - a_1))}{1 - \exp(-K(a_2 - a_1))} \right)^{1/b} \quad (\text{Ecuación 1})$$

donde  $a_1$  es la primera edad en la que el crecimiento sigue en esta curva (edad cero trimestres), y  $L_1$  es la talla promedio correspondiente a esa edad.  $L_2$  es la talla promedio a la edad  $a_2$  (29 trimestres),  $K$  es la tasa de crecimiento, y  $b$  influye en la forma de la curva de crecimiento.

Hay incertidumbre en las estimaciones de crecimiento del aleta amarilla en el OPO. Wild (1986) estimó una talla asintótica ( $L_\infty$ ) de 188.2 cm, usando una curva de Richards ajustada a los datos de otolitos de talla-edad. Sin embargo, esta estimación es una extrapolación mucho más allá de la edad máxima de cuatro años en el estudio de Wild (1986). Los datos de marcado limitados disponibles, fiables pero limitados en su distribución espacial y temporal, son consistentes con una  $L_2$  de unos 172 cm.

Maunder y Aires-da-Silva (2009) estimaron el crecimiento dentro del modelo de evaluación, se han usado estos parámetros estimados en evaluaciones previas y se usaron en esta evaluación en los modelos que supusieron crecimiento fijo. Los valores fijos de los parámetros son:  $L_1 = 18.3686$ ,  $L_2 = 182.307$ ,  $a_1 = 0$  trimestres,  $a_2 = 29$  trimestres,  $K = 0.19228628$  trimestre<sup>-1</sup>,  $b = -0.542255$ .

El mal ajuste a los datos de composición por talla (principalmente a la pesquería con selectividad asintótica, F19) de ejecuciones preliminares que suponen crecimiento fijo indica que la función de crecimiento supuesta podría no representar el crecimiento para el núcleo de la población explotada. Dada la incertidumbre en las estimaciones de crecimiento, se incluyeron modelos en el conjunto de referencia que estiman el crecimiento y que al mismo tiempo se ajustan a los datos de edad condicional a la talla.

La variabilidad de la talla por edad podría también ser importante, ya que determinará cuáles tallas son plausibles en la población. Esta evaluación supone un coeficiente de variación de 7.5% para la variabilidad de la talla por edad. Se fijó este valor en el punto medio entre el supuesto de la evaluación anterior de 10%, que se consideró demasiado alto durante la revisión externa, y el 5% usado en los modelos de investigación presentados en esa revisión, que se consideró demasiado bajo. La Figura 7 ilustra la curva de crecimiento fijo y el supuesto de variabilidad; 95% de los peces de cinco años (20 trimestres) de edad miden entre 144 y 193 cm, y 95% de los de 7.25 años ( $a_2$ ) miden entre 155 y 209 cm.

Se obtiene el peso por edad  $w_a$  reemplazando la talla media por edad  $L_a$  en la ecuación talla-peso para el aleta amarilla en el OPO (Wild 1986):

$$w_a = 1.387 \times 10^{-5} L_a^{3.086} \quad (\text{Ecuación 2})$$

#### 3.1.2 Mortalidad natural ( $M$ )

Esta evaluación, al igual que las evaluaciones previas, supone que, a medida que envejece el aleta amarilla, la tasa de mortalidad natural ( $M$ ) cambia (Maunder y Aires-da-Silva 2012). Se trata a los machos y hembras por separado en esta evaluación, con una  $M$  diferente para machos y hembras (Figura 8). La  $M$  máxima ocurre a edad 0, luego disminuye de forma casi lineal hasta que los peces alcanzan la edad de 10 trimestres, luego aumenta de nuevo para las hembras. Se estimaron estos valores mediante un ajuste a los datos de proporción de sexos por talla (Schaefer 1998), y se llevaron en cuenta los valores estimados para el aleta amarilla en el Océano Pacífico central y occidental (Hampton 2000; Hampton y Fournier 2001). Maunder y Watters (2001) escriben en detalle cómo se determinó el cronograma de  $M$  por edad para el aleta amarilla en el OPO.

El nivel supuesto de  $M$  para edad 0 no afecta los resultados de la evaluación. El reclutamiento tiene lugar a edad 0 en el modelo de evaluación. Se usa la edad 0 por comodidad, y la  $M$  supuesta para las edades no vulnerables a la pesca no representa la  $M$  real, y ajusta la escala del reclutamiento a edad 0 solamente de forma arbitraria.

### 3.1.3 Biología reproductora y reclutamiento

El aleta amarilla puede desovar casi a diario si la temperatura del agua está entre 24 y 30°C, resultando en desove durante el año entero en las latitudes bajas y en el verano en las latitudes más altas (Nishikawa *et al.* 1985; Schaefer 1998; Itano 2000). En la evaluación se usa un ‘índice’ de producción total de huevos (fecundidad;  $O_t^F$ ) en lugar de biomasa reproductora ( $S$ ), no obstante, esas dos denominaciones se usan de manera intercambiable. Éste se obtiene del estudio de biología reproductora de Schaefer (1998) (Figura 9). La fecundidad  $O_t^F$  en el momento  $t$  a la edad  $a$  es expresada por:

$$O_t^F = \sum_{a=0}^{29} \frac{p_a f_a d_a N_{a,S=1,t}}{1,000,000} \quad (\text{Ecuación 3})$$

donde  $p_a$  es la proporción de hembras maduras de edad  $a$ ,  $f_a$  es la fecundidad por camada (el número de ovocitos de núcleo migratorio o hidratados en un ovario) a edad  $a$ ,  $d_a$  es la fracción de hembras que desovan por día a edad  $a$ . Para obtener  $p_a$ ,  $f_a$ , y  $d_a$  de esas cantidades por talla estimadas por Schaefer (1998), se usó la talla media por edad (Maunder y Aires-da-Silva 2009) en las ecuaciones siguientes.

La proporción de hembras maduras de talla  $p_L$  es:

$$p_L = e^{-(\exp(-0.059347(L-85.901241)))} \quad (\text{Ecuación 4})$$

donde  $L$  es la talla furcal en centímetros.

La fecundidad por camada de una hembra de talla furcal  $L$  (en milímetros) es:

$$f_L = 0.0003747 L^{3.180758} \quad (\text{Ecuación 5})$$

La fracción de hembras que desova por día  $d_L$  a una talla furcal  $L$  (en centímetros) es:

$$d_L = 0.742(1 - e^{-0.046(L-54.892)}) \quad (\text{Ecuación 6})$$

Se estiman cuatro reclutamientos en un año. Se supone que el reclutamiento (peces de edad 0) sigue una curva de población-reclutamiento de Beverton y Holt (1957). La curva es parametrizada para que la relación entre la biomasa reproductora (fecundidad en esta evaluación) y el reclutamiento sea determinada por el reclutamiento promedio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen) y la inclinación ( $h$ ). Se define la inclinación como la proporción del reclutamiento virgen que produce una población reducida al 20% de su estado virgen. Una inclinación de 1.0 significa que la población podría producir reclutamientos iguales al nivel virgen, en promedio, en todos los niveles de biomasa reproductora, mientras que una inclinación de 0.7 indica que cuando la población está al 20% de su biomasa reproductora virgen, se produce solamente el 70% del reclutamiento virgen, en promedio.

La inclinación es un parámetro clave en las evaluaciones de poblaciones, pero su estimación es problemática (Lee *et al.* 2012). Para los atunes, existen pocas pruebas de cualquier valor en particular. En las evaluaciones previas, el modelo de caso base suponía que  $h = 1$ . La presente evaluación incorpora la incertidumbre en la inclinación mediante la inclusión de cuatro hipótesis en el modelo de referencia:  $h = 0.7$ , 0.8, 0.9, o 1.0.

Se supone que el reclutamiento varía de forma lognormal alrededor de la curva población-reclutamiento con una desviación estándar de 1 sobre el logaritmo de las desviaciones del reclutamiento. La variabilidad de los reclutamientos es limitada por una pena añadida a la función objetivo. Los reclutamientos son corregidos para que los valores esperados sean insesgados. Se calcula la corrección de sesgo usando el método de Methot y Taylor (2011).

### 3.1.4 Desplazamientos y estructura de la población

El aleta amarilla está ampliamente distribuido en las aguas tropicales y subtropicales del Océano Pacífico. Se encuentra principalmente en la capa mixta a temperaturas de entre 20° y 30°C, pero a veces hacen zambullidas ‘de rebote’ debajo de la termoclina para buscar alimento durante el día (Schaefer *et al.* 2007). Los peces juveniles y pequeños se agrupan alrededor de objetos flotantes, mientras que los peces mayores se encuentran asociados con varias especies de delfines. Aunque es considerada una especie altamente migratoria, los estudios de marcado realizados en el OPO indican que el aleta amarilla se desplaza en áreas limitadas, principalmente a menos de 1000 millas náuticas de su punto de marcado (Fink y Bayliff 1970; Bayliff 1979, 1984; Schaefer *et al.* 2011; Schaefer *et al.* 2014). No obstante, los datos de marcado no son suficientes para apoyar una mezcla completa o separación espacial (Joseph *et al.* 1964; Schaefer 2009). Los estudios genómicos son prometedores para detectar estructura poblacional, y en el Océano Pacífico existen ciertos indicios de una estructura heterogénea (Grewe *et al.* 2015; Pecoraro *et al.* 2018). No se ha realizado ningún estudio de este tipo en el OPO. Mientras que el aleta amarilla en el OPO podría estar compuesto por unidades espacialmente separadas, los datos disponibles son insuficientes para estimar tasas de desplazamiento o ayudar en la delimitación de estas unidades. Para esta evaluación, al igual que las evaluaciones previas, se supone que existe una sola población de aleta amarilla en el OPO.

## 3.2 Dinámica de la pesca

### 3.2.1 Condiciones iniciales

Se supone que un modelo comienza de un estado de equilibrio no virgen (pescado), con  $R_{init}$ , el reclutamiento inicial, como *offset* del reclutamiento virgen, 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 F16, la pesquería cerquera sobre delfines en el área NE. Se seleccionó esta pesquería porque captura una amplia gama de tallas, y por lo tanto podría representar mejor la  $F$  inicial por edad para la población. Adicionalmente, se estiman 16 desviaciones del reclutamiento (trimestre) antes del trimestre inicial del modelo.

### 3.2.2 Selectividad

Se modeló la selectividad como función de talla y edad, excepto para las pesquerías de descarte, para las cuales se supuso solamente la selectividad por edad (fijada en 1 para las edades de 1 a 3 trimestres, y 0 para las otras edades). Para todas las demás flotas, la selectividad a la edad fue fijada en 1 para todas las edades excepto la edad 0, que tiene una selectividad de 0.

Se supuso para la mayoría de las flotas que las curvas de selectividad por talla tenían forma de domo y fueron modeladas inicialmente usando funciones doble normales. Los ajustes preliminares a la función doble normal no fueron satisfactorios, e indicaron que se deberían usar funciones de selectividad más flexibles. La necesidad de formas más complejas y flexibles para la selectividad podría deberse a que la selectividad abarca no sólo el patrón de selección de arte sino también la disponibilidad espaciotemporal de los peces de distintos tamaños. Es probable que existan patrones estacionales debido a condiciones oceanográficas o desplazamientos, y éstos serán asimilados en las curvas de selectividad. Por lo tanto, se adoptaron curvas de selectividad basadas en *splines* cúbicos (Tabla 2). El número de *splines* cúbicos y la posición de los nodos fueron obtenidos inicialmente mediante un ajuste de funciones *spline* a la selectividad ‘empírica’ (la razón entre el número de peces por clase de talla en las capturas al y el número correspondiente en la, obtenida de modelos poblacionales preliminares usando supuestos de selectividad doble normales. Se realizaron los ajustes usando un ajuste externo en  $R$  (biblioteca [freeknotsplines](#)). Se realizó un ajuste inicial con las configuraciones sugeridas de los *splines* y luego se afinaron. Se incluyó siempre un nodo al principio y otro al fin de la distribución de tallas de la flota para evitar cambios excesivos en selectividad en las colas de las distribuciones. Se fijó el parámetro para uno de los *splines* en un valor arbitrario y los valores de los otros nodos fueron estimados relativos a ese parámetro en los modelos de evaluación.

Se supuso que la selectividad de las pesquerías palangreras es asintótica y fijada en valores estimados en ejecuciones preliminares. La selectividad de las pesquerías de cerco al sur de 5°N fue fijada igual a aquellas de las pesquerías palangreras. Los datos de composición para esas pesquerías no fueron ajustados en los modelos de referencia, sólo en las ejecuciones preliminares. La selectividad de las pesquerías palangreras en peso fue supuesta igual a la pesquería correspondiente en número.

El supuesto básico es que la selectividad no varía a lo largo del tiempo. Dos periodos parecen apartarse de este supuesto (Figuras 5B y 6). El primer período fue durante, y varios trimestres después de, el valor máximo del índice de abundancia alrededor de 2002 (Figura 3). El segundo período ocurrió recientemente, desde aproximadamente 2015, cuando el tamaño promedio del aleta amarilla en esta pesquería fue mayor. Ya que las composiciones por talla estandarizadas asociadas al índice (Figura 6) son derivadas de datos de la pesca asociada a delfines, esos cambios en la talla promedio se observan en el índice también. En algunos de los modelos de referencia se abordaron estas incertidumbres respecto a la selectividad.

La pesquería de cerco asociada a delfines que captura los aletas amarillas más grandes en el área núcleo (F19) fue seleccionada como la pesquería con selectividad asintótica cuyos datos de composición por tallas fueron incluidos en la función objetivo. Los modelos con selectividad asintótica no se ajustaron bien a estos datos. Para mejorar el ajuste, se consideró en algunos de los modelos de referencia también una hipótesis alternativa de que la selectividad de esta pesquería tiene forma de domo.

### 3.3 Ponderación de datos

Las funciones de verosimilitud abarcan no sólo la variabilidad del muestreo (observación), sino también especificación errónea del modelo y variabilidad de proceso no modelada. Por lo tanto, los CV del índice de abundancia se fijan iguales a los CV estimados del modelo de estandarización más un constante añadido para que el CV promedio de una gama de años sea 0.15 (el CV promedio para la serie de tiempo entera es aproximadamente 0.18).

Se supuso que los datos de composición por talla tienen distribuciones multinomiales, con la varianza proporcional al tamaño de la muestra. El tamaño de muestra de entrada para las pesquerías de cerco fue igual al número de bodegas muestreadas. El número de pescados muestreados en una bodega no puede ser usado para representar el tamaño de la muestra porque pescados almacenados en la misma bodega podrían provenir del mismo cardumen y por lo tanto no ser muestras independientes, y sus tamaños podrían estar altamente correlacionados (Pennington *et al.* 2002). Para las ejecuciones preliminares del modelo usadas para estimar la selectividad de las pesquerías de palangre, se usó la frecuencia de tallas de la pesquería palangrera y se fijó el tamaño de la muestra igual al número de pescados/100. Se usó el método de Francis para ponderar los datos de composición por talla (TA1.8 en Francis 2011). Se realizó una ejecución preliminar con ponderación igual a 1 y se calcularon factores de reponderación (“ponderaciones Francis”) con base en la precisión del ajuste del modelo a los datos de composición por talla (Tabla 2). Adicionalmente, se redujo aún más la ponderación de todas las composiciones por talla con distribución multimodal multiplicando las ponderaciones Francis por 0.5, porque es probable que las distribuciones multimodales son resultado de procesos no modelados explícitamente (por ejemplo, desplazamientos). De forma análoga al índice de abundancia, la verosimilitud de la composición por tallas también asimilará especificación errónea del modelo y variabilidad de proceso no modelada. En la Figura 5C se ilustran los tamaños de muestra ajustados.

### 3.4 Diagnósticos del modelo

Se usó un conjunto de enfoques como diagnósticos para determinar si un modelo se ajusta bien a los datos y está correctamente especificado:

**Índice de abundancia:** se comparó la raíz del error cuadrático medio (RECM) de los residuales con el CV de entrada para evaluar qué tan bien los modelos de referencia se ajustan al índice de abundancia y para evaluar la validez del supuesto de variabilidad. Se examinaron los residuales para tendencias o patrones

que podrían indicar una especificación errónea del modelo.

**Datos de composición por talla:** se compararon las curvas de selectividad predichas y empíricas para cada pesquería que tiene datos de composición. Se define la selectividad empírica de una pesquería como la captura observada media por talla de la pesquería dividida por el número medio predicho de la población por talla. Se ajustó la escala de la selectividad empírica con un valor máximo de 1, salvo indicación al contrario. Si el modelo de evaluación se ajusta bien a la composición de la pesquería, las dos curvas de selectividad deberían ser similares. Los residuales de los datos de composición por talla fueron examinados para detectar tendencias a lo largo del tiempo y a través de las clases de talla. El tamaño efectivo de la muestra (McAllister y Ianelli, 1997) implicado por el ajuste del modelo fue comparado con el tamaño de la muestra de entrada. El tamaño efectivo de la muestra es el tamaño de la muestra aleatoria necesaria, en promedio, para lograr un ajuste que es igual de bueno cuanto el ajuste del modelo al vector de composición (Methot y Wetzel 2013). Cuanto mejor el ajuste, mayor el tamaño efectivo de la muestra. Cabe señalar que el método de McAllister y Ianelli (1997) generalmente sobreestima el tamaño de muestra efectivo debido a no llevar en cuenta correlaciones en los residuos, sin embargo los patrones relativos entre pesquerías y a lo largo del tiempo deberían estar bien representados.

**Diagnósticos del modelo integrado:** se usaron modelos de producción con estructura por edad (Maunder y Piner 2015), análisis de curva de captura (Carvalho *et al.* 2017), perfiles de verosimilitud sobre el parámetro de escala global (Lee *et al.* 2014, Wang *et al.* 2014) y análisis retrospectivos (Mohn 1999, Hurtado-Ferro *et al.* 2015) para detectar especificaciones erróneas del modelo, la influencia de diferentes conjuntos de datos, y otros problemas potenciales con los modelos (Anexo 2).

#### 4. MODELOS DE REFERENCIA

Esta evaluación de referencia forma la base para un análisis de riesgos que aborda la incertidumbre con respecto a varios supuestos y que incluye explícitamente la incertidumbre en la evaluación de la condición de la población y la formulación de asesoramiento de ordenación (SAC-11-08).

El primer paso en la aplicación de un marco de análisis de riesgos (SAC-11 INF-F, Maunder *et al.* 2020a) es catalogar los problemas e incertidumbres no resueltos que necesitan ser tomados en cuenta en el asesoramiento de ordenación. Entonces se formulan varias hipótesis que representan diferentes estados de naturaleza que podrían resolver estos problemas o representar las incertidumbres y se ordenan éstas en una jerarquía. Las hipótesis más abarcadoras (hipótesis dominantes) se encuentran en el nivel más alto de la jerarquía, con los otros niveles subordinados a los niveles superiores. Los principales problemas e incertidumbres al evaluar la condición de la población de aleta amarilla incluyen: a) estructura espacial; b) inconsistencias entre el índices de abundancia basado en CPUE de la pesquería de cerco asociada a delfines y aquel basado en la CPUE de la pesquería de palangre; c) la incapacidad del modelo de ajustarse a valores altos en los índices de abundancia; y d) mal ajuste de los datos de composición para la pesquería con supuesto de selectividad asintótica.

El conjunto de hipótesis dominantes (Nivel 1, Figura 10a) aborda la cuestión de estructura espacial (SAC-11-INF-J). Aunque existen ciertos indicios de la existencia de poblaciones del norte y del sur, las divisiones no son claras y la mezcla entre las dos poblaciones potenciales podría ser episódica, o la magnitud podría variar entre años. Las hipótesis dominantes formuladas para la estructura espacial del aleta amarilla en el OPO fueron “Mezcla alta”, “Mezcla episódica/alta variabilidad”, y “Mezcla insignificante”. La primera es representada por modelos de una sola población similares a evaluaciones previas, y la segunda por modelos de una sola población impulsados por los datos de la población del norte o del sur. Esto significa que el modelo está ajustado a los datos del norte (sur) y las selectividad para las capturas del sur (norte) es fija. La tercera, “Mezcla insignificante”, es representada por dos evaluaciones independientes, una para el norte y la otra para el sur. Muchos de estos modelos fueron desarrollados para la [revisión externa](#) del aleta amarilla, y esto informó la decisión de eliminar todas las hipótesis excepto la de “Mezcla alta” del

análisis de riesgos para que fuese práctico de implementar. Por lo tanto, esta evaluación enfoca las hipótesis subordinadas a la hipótesis dominante de “Mezcla alta” (Figura 10b).

Bajo la hipótesis “Mezcla alta” están las hipótesis que abarcan el mal ajuste al índice de abundancia y los cambios en selectividad (Nivel 2A, Figura 10b), y el mal ajuste a los datos de composición por talla de la pesquería con selectividad asintótica (Nivel 2B). El Nivel 3 de la jerarquía añade tres modelos que representan distintos escenarios de inclinación ( $h$ ).

Las cuatro hipótesis relativas al mal ajuste al índice y los cambios en selectividad en el Nivel 2A (y los modelos usados para implementarlas) son:

**Índice proporcional a la abundancia (BASE):** Esta hipótesis es la más similar a la de las evaluaciones previas del aleta amarilla en el OPO. El modelo BASE es la base para los otros modelos. Supone que el índice es proporcional a la abundancia durante el periodo entero.

**Capturabilidad densodependiente (DDQ):** Esta hipótesis considera que la relación entre la abundancia y el índice es no-lineal. El modelo DDQ estima un coeficiente  $c$  que define el efecto de la abundancia sobre la capturabilidad. Supone que la flota de cerco que pesca aleta amarilla asociado a delfines captura la especie con mayor eficacia durante períodos de alta abundancia, permitiendo al modelo ajustarse mejor a los altos valores observados del índice (hiperreducción,  $c > 0$ , Methot *et al.* 2020).

**Bloque de tiempo en medio (TBM):** Durante el periodo de grandes valores del índice de abundancia y poco después, la talla promedio del aleta amarilla capturado por la pesquería sobre delfines es menor. Se supone que esto se debe a que: (a) la flota de cerco que pesca aleta amarilla asociado a delfines captura la especie con mayor eficacia durante ese periodo, permitiendo al modelo ajustarse mejor a los altos valores observados del índice, pero solamente durante ese periodo; y (b) si cambia la capturabilidad, es probable que también cambie la selectividad. El modelo TBM estima un bloque de capturabilidad y selectividad del índice durante el periodo de grandes valores.

**Bloque de tiempo al fin (TBE):** Esta hipótesis postula que la capturabilidad y selectividad para el estudio y algunas pesquerías cambió durante el periodo tardío cuando la talla promedio del aleta amarilla capturado por la pesquería sobre delfines es mayor. El modelo TBE estima un bloque en la selectividad y en la capturabilidad a partir del 2015.

Las tres hipótesis relativas al mal ajuste a los datos de composición por talla en el Nivel 2B son:

**Crecimiento fijo (BASE):** Representa la hipótesis nula que los parámetros fijos describen bien el crecimiento. El modelo es el mismo que en 2A.

**Crecimiento estimado (GRO):** El valor fijo usado para la talla asintótica es mayor que aquel de los escasos datos de marcado, pero algo consistente con los datos de otolitos (que no sirven para determinar la edad de peces viejos). Los datos de otolitos preceden el periodo de la evaluación y los de marcado son de distribución espacial y temporal limitadas. Esta hipótesis postula que podría ser apropiado estimar el crecimiento dentro del modelo de evaluación, y con el modelo se ajustaría mejor a los datos de composición por talla para la pesquería con selectividad asintótica. El modelo GRO también se ajusta a los datos de edad condicional a la talla para informar las estimaciones del crecimiento.

**Selectividad en forma de domo (DS):** Esta hipótesis postula que la selectividad de la principal pesquería de cerco sobre aleta amarilla asociada a delfines es en forma de domo. El modelo DS estima los parámetros de la curva de selectividad doble normal. Este supuesto puede permitir un mejor ajuste del modelo a los datos de composición por talla.

Las combinaciones de estas hipótesis forman las configuraciones que componen los 12 modelos de referencia para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 3), cada uno con cuatro supuestos de la inclinación de la función población reclutamiento ( $h$  igual a 0.7, 0.8, 0.9, y 1.0), para un total de 48 modelos.

## 5. RESULTADOS

### 5.1 Diagnósticos del modelo

#### 5.1.1 Convergencia del modelo

Todos los 48 modelos para el aleta amarilla convergieron (produjeron matrices Hessianas positivas definidas); 28 tuvieron gradientes máximas pequeñas ( $< 0.001$ ), y ocho (TBM.DS y TBM.GRO, con todos los valores de inclinación) gradientes máximas grandes ( $>1$ ) (Tabla 4).

#### 5.1.2 Ajuste a los índices de abundancia cerqueros

Se usan el RECM y la verosimilitud logarítmica negativa (VLN) del índice de abundancia cerquero para evaluar el ajuste de los modelos a los datos (Tabla 5, Figura 11). Valores de RECM y VLN bajos sugieren que la evaluación se ajusta bien a los datos. Los modelos con el mejor ajuste al índice de abundancia fueron aquellos con el supuesto de capturabilidad densodependiente (DDQ), seguidos por aquellos con un bloque de tiempo en medio de la serie (TBM) (Figura 11 y Figura A3). De éstos, los que estimaron el crecimiento (DDQ.GRO) tuvieron el mejor ajuste al índice y menos patrones de residuales (Figura A3). Cambiar la inclinación no mejoró el ajuste; en una configuración, el ajuste de los modelos con diferentes inclinaciones al índice es más o menos igual.

Las configuraciones del modelo que presentaron menos patrones residuales a lo largo del tiempo fueron aquellos que supusieron una relación lineal entre el índice de abundancia y su biomasa vulnerable (DDQ, DDQ.GRO y DDQ.DS) (Figura A3). Les siguieron los modelos con el bloque de tiempo en medio del periodo (TBM, TBM.GRO, TBM.DS). Estuvo presente un patrón estacional en la residuales de todos los modelos, con residuales positivos en los trimestres 1 y 2 y negativos en los trimestres 3 y 4 (Figura A4).

#### 5.1.3 Ajustes a los datos de frecuencia de talla

Los resultados en esta sección se centran en el modelo con una inclinación de 1 porque los modelos con la misma configuración, pero diferentes supuestos de inclinación, se ajustan a los datos de composición de forma casi idéntica, con un máximo de una unidad de VLN de diferencia (Tabla 6).

Para todas las pesquerías y para el estudio, el tamaño efectivo promedio de la muestra (con base en McAllister y Ianelli 1997) es entre cinco y 20 veces mayor que el tamaño de la muestra de entrada ajustada (Anexo 3, Tabla A1). Tal como se esperaba, el ajuste a las frecuencias de talla del estudio es mejor para los modelos con bloques de selectividad. El ajuste de diferentes configuraciones del modelo a la composición de frecuencia de talla es muy similar para todas las pesquerías menos tres: F3, F18, y F19. F19 es la pesquería con selectividad asintótica supuesta en tres de los modelos, en forma de domo en tres modelos, y bloques de selectividad (asintótica y en forma de domo) en seis modelos. Los modelos TBM.DS muestran el mejor ajuste a estos datos. F18 es una de las pesquerías con las capturas más grandes durante el periodo entero de la evaluación (Figura 2), y la que señala un aumento de la talla media en los últimos años (Figura 5B). El mejor ajuste a estos datos es el de los modelos que consideran que el índice está relacionado con la abundancia de forma no lineal (DDQ, DDQ.DS y DDQ.GRO). Por último, F3 es una pesquería sobre objetos flotantes que expandió a partir de mediados de los años 1990 y tiene una distribución de frecuencias de talla asimétrica hacia las tallas más grandes (Figura 5A). Los modelos con el mejor ajuste a estos datos son aquellos que estiman el crecimiento (DDQ.GRO, GRO, TBE.GRO y TBM.GRO).

Otra forma de visualizar el ajuste de los modelos a los datos de composición por talla es mediante selectividad empírica: las dos curvas deberían ser similares si el modelo se ajusta bien a los datos. En la Figura 14 se ilustra la gráfica para  $BASE\ h = 1$ . El ajuste a la mayoría de los datos de frecuencia de talla es similar, excepto F19, para la cual el ajuste del modelo que supuso selectividad en forma de domo es mejor (Figura 15).

En la Figura A5 se presentan gráficas de residuales para el estudio y las pesquerías F18 y F19. Los residuales negativos a partir de 2000 mejoran usando los modelos con un bloque de tiempo en ese momento (TBM, TBM.GRO, TBM.DS). La tendencia hacia residuales positivos al fin de la serie de tiempo es reducida por

los modelos con un bloque de tiempo al fin (TBE, TBE.GRO y TBE.DS). Por último, las tendencias hacia residuales negativos de las tallas más grandes para F19 es mejorada por los modelos que usan selectividad en forma de domo o crecimiento estimado.

#### **5.1.4 Ajuste general**

Se evaluó el ajuste general usando el criterio de información de Akaike (AIC; *Akaike Information Criterion*). Ya que algunos modelos fueron también ajustados a la edad condicional a la talla, se calculó el AIC sin este componente para que fuese más comparable entre modelos. La comparación es una aproximación, sin embargo, ya que se espera que los modelos que no usan la edad condicional a la talla tengan valores de AIC mejores que los modelos que lo usan; esto se debe a que el ajuste de los últimos a los datos seguirá afectado por la edad condicional a la talla. Los modelos con el mejor ajuste a los datos fueron TBM.DS con cualquier valor de inclinación (Tabla 6).

#### **5.1.5 Diagnósticos del modelo integrado**

##### **5.1.5.1 Modelos de producción con estructura por edad (ASPM) y análisis de curva de captura**

Los modelos de producción con estructura por edad (*age-structured production models*, ASPM) muestran tendencias diferentes que los modelos de referencia correspondientes (Figuras A6-A8). El ASPM para todos los modelos comienza de un estado reducido, luego aumenta a dos o tres veces la biomasa virgen, y se estabiliza en un cociente de biomasa reproductora (SBR, la razón de la biomasa reproductora a la biomasa reproductora virgen) de 1 durante 1990-2019. Los ASPM que estiman desviaciones del reclutamiento (ASPM-R) tienen tendencias de trayectoria de población más similares al modelo de referencia, pero con un SBR mucho más bajo. Solamente los ASPM-R con configuración de capturabilidad densodependiente (DDQ, DDQ.GRO y DDQ.DS) tienen una matriz Hessiana definida positiva, pero de éstos, solamente la configuración DDQ tiene intervalos de confianza que se solapan con el modelo de referencia. Estos resultados indican que es necesaria información sobre el reclutamiento relativo a lo largo del tiempo para extraer información de abundancia absoluta del índice de abundancia.

Los análisis de curva de captura (ACC) están alineados con los modelos de referencia en varios periodos (Figura A7). Tanto el ACC basado en la composición por talla estandarizada correspondiente al índice de abundancia como el ACC basado en las composiciones por talla de las pesquerías muestran resultados similares. Para BASE, TBM y GRO, el comienzo de la serie es notoriamente diferente para los modelos de referencia y los ACC. El índice de abundancia implicado para los ACC también indica que, para que un índice siga el mismo patrón que están infiriendo los ACC, debería ser estable durante el periodo entero, pero con grandes variaciones interanuales (Figure A8). Esto, sumado a los resultados del índice mencionados, indica que la escala de los modelos es altamente afectada por los datos de composición, pero el índice de abundancia es necesario para informar o limitar la variación y las tendencias temporales.

Las trayectorias disímiles del ACC y los modelos integrados indican especificaciones erróneas de los modelos (Figura A7). Las discrepancias observadas en el modelo BASE alrededor de 2000 y después de 2015 son resueltas por las configuraciones TBM y TBE. Los modelos de referencia DDQ encajan generalmente mejor con las ACC. Esto indica que los datos de composición por talla y el índice suelen apoyar trayectorias similares si se supone que el índice tiene una relación no lineal con la biomasa vulnerable o cuando existe un bloque de capturabilidad y selectividad para el índice y las pesquerías principales (F18 y F19).

Algunos supuestos parecen ser clave para resolver especificaciones erróneas del modelo, mientras que otros no tienen efecto: el supuesto de selectividad en forma de domo y el cambio en la capturabilidad parecen clave, mientras que estimar el crecimiento no es importante. Los modelos de referencia TBE y DS tienen la mejor correspondencia con los ACC excepto en 2001-2007, cuando el ACC predice biomasa menores que los modelos de referencia, y alrededor de 2010, cuando el ACC predice una biomasa mayor (Figura A7). El TBM resuelve las discrepancias de 2001-2007. Los modelos que estiman el crecimiento tienen patrones similares a aquellos con crecimiento fijo (e idénticos en otros aspectos). Esto indica que

comprender los cambios en las estrategias de pesca (por ejemplo, arte, comportamiento de búsqueda, demanda comercial de pescado grande) es un elemento central para la evaluación de la población de aleta amarilla.

### **5.1.5.2 Perfil de verosimilitud sobre $R_0$**

Este diagnóstico es útil para determinar la importancia relativa de diferentes componentes de datos en las estimaciones. El perfil de verosimilitud sobre  $R_0$  (en escala logarítmica) indica que los resultados para todos los modelos de referencia están impulsados por los datos de composición por talla, excepto en el caso de GRO y TBE.GRO (Figura A9). En el caso de TBM, y en cierta medida de TBM.GRO, aunque los datos de composición por talla son el componente más influyente, no contradicen el índice de abundancia. Esto significa que es posible que la inclusión de un bloque de tiempo cuando el índice indique una gran abundancia resuelva algunas especificaciones erróneas del modelo.

### **5.1.5.3 Análisis retrospectivos**

Los análisis retrospectivos muestran el comportamiento de los modelos cuando se añaden datos nuevos. Dos configuraciones del modelo mostraron inestabilidades cuando se eliminaron datos de años secuencialmente (DDQ.DS tanto para el SBR como para  $F$ , y TBM.DS para  $F$ ) (Figuras A10 y A11). Estos problemas no se resolvieron ni siquiera después de varios intentos de iniciar los ajustes del modelo a partir de diferentes valores iniciales. Las otras configuraciones del modelo que trataron el índice como una serie continua relacionada linealmente con la biomasa (BASE, GRO y DS) presentaron un patrón retrospectivo, tanto en el SBR como en  $F$ . Los otros modelos no muestran cambios significativos en los resultados al eliminar secuencialmente los datos de los años terminales, lo que indica que tratar las especificaciones erróneas en el modelo de observación para el índice de abundancia, y en las selectividades para las flotas y estudios principales, mejora la robustez de los modelos.

La evaluación anterior no se consideró fiable para el asesoramiento de ordenación porque era demasiado sensible a la adición de nuevos datos de índice de abundancia de la pesquería palangrera (SAC-10-INF-F). Estos datos ya no se usan en la evaluación, y es probable que ésta sea la razón por la que ahora la mayoría de los modelos no son demasiado sensibles a datos nuevos.

## **5.1.6 Estimaciones de los parámetros**

### **5.1.6.1 Condiciones iniciales**

Todos los modelos estiman que la población comienza a partir de un estado reducido en 1984 (biomasa reproductora que oscila entre el 14% y 72% del nivel no explotado).

### **5.1.6.2 Selectividad**

En general, las selectividades estimadas siguen bien las selectividades empíricas (Figura A12), excepto en el caso de la pesquería F19, para la cual el ajuste depende de los supuestos del modelo. Las diferencias en la selectividad de F19 ocurren principalmente en las tallas grandes (Figura 12). Cuando se supone selectividad asintótica, se estima que la selectividad en tallas de  $>100$  cm es 1. En comparación, cuando se supone selectividad en forma de domo, se estima que la selectividad alcanza el máximo (es decir, 1) alrededor de los 100 cm antes de descender a un nivel final (en  $L_2$ ) de aproximadamente cero (modelos DS). Los modelos que estiman el crecimiento predicen una proporción nula o muy baja de peces grandes ( $>175$  cm). Los modelos con un bloque de tiempo al fin (TBE) tienen mejor correspondencia entre la selectividad estimada para tallas más pequeñas y la selectividad empírica. Esto se debe durante la mayor parte del período (1984-2014), la selectividad tiene forma de domo (Figura 14). El ajuste se mejora con los modelos que usan selectividad en forma de domo o crecimiento estimado. Sin embargo, los modelos que estimaron el crecimiento predijeron que no había peces en algunas clases de talla con peces de esas tallas en las observaciones (Figura 13). Los modelos TBM estimaron diferencias en la selectividad para peces pequeños en el índice de abundancia y para peces grandes en las pesquerías. Los modelos TBE estimaron un cambio hacia tallas más grandes en la curva de selectividad de la pesquería F19 después de 2015, como se

esperaba (Figura 13).

### 5.1.6.3 Capturabilidad y densodependencia

Las estimaciones de capturabilidad para el índice de abundancia al final de la serie de tiempo oscilaron entre 86% y 91% del valor de capturabilidad para el periodo temprano, en los modelos con bloque de capturabilidad al fin (Tabla 7). Las estimaciones de capturabilidad para el índice de abundancia en los modelos con bloque en medio de la serie de tiempo son 164% a 182% de la capturabilidad para el resto del periodo, casi duplicando la capturabilidad durante ese periodo. El parámetro densodependiente osciló entre 1.7 y 2.1, en los modelos DDQs.

### 5.1.6.4 Crecimiento

Las curvas de crecimiento estimado difieren en dos aspectos principales con respecto a los valores fijos (Figura 14):  $L_1$  es aproximadamente 21 cm en vez de 18.4 cm, y  $L_2$  (que varía de 149.4 a 161.9 cm) es menor que el valor fijo (de 182.3 cm). Dado que  $L_2$  es la talla promedio de los peces más viejos, y dado el CV de 0.075 supuesto de la variación de la talla por edad, todavía se podría encontrar en la población un pez de 29 trimestres de edad de 182.4 cm o más, pero con menor probabilidad (por ejemplo, alrededor de 16 peces de cada 10,000 serían así de grandes o más grandes si el  $L_2 = 149.4$ ). Otra implicación de las funciones de crecimiento estimadas es que los peces dejan de crecer cuando tienen aproximadamente cuatro años.

## 5.2 Resultados de la evaluación

### 5.2.1 Reclutamiento

En la Figura A13 se muestran las series de tiempo de las estimaciones trimestrales del número de reclutas de edad 0 y en la Figura 15 se muestran el reclutamiento anual. Las estimaciones de reclutamiento no son sensibles al valor de la inclinación. Todos los modelos estiman un periodo inicial de reclutamiento superior al promedio, que culminó en 1999, seguido por reclutamientos inferiores al promedio. Este patrón sigue la tendencia general que se muestra en el índice de abundancia. Todos los modelos tienen un aumento en la estimación puntual del reclutamiento en el último año, pero con un gran intervalo de confianza, que es de esperar, ya que no hay mucha información en los datos sobre el reclutamiento en el año más reciente.

Los patrones generales varían en magnitud para las diferentes configuraciones. Por ejemplo, el reclutamiento elevado de 1999 es mucho mayor en el modelo DS que en el modelo TBM.DS, donde la mayor parte del aumento del índice se atribuye a un cambio en la capturabilidad, y no al resultado de un reclutamiento muy fuerte. En el modelo TBM.DS, el reclutamiento de 1999 es comparable con el de 1993. Los modelos DDQ tienen diferencias menos pronunciadas entre los periodos de reclutamiento alto y bajo, ya que gran parte de las diferencias se absorben en la relación no lineal entre el índice y la abundancia. Los modelos DS tienen el patrón opuesto: el reclutamiento en el periodo de reclutamiento alto es mucho mayor que en el periodo de reclutamiento bajo. Los modelos que estiman el crecimiento tienen estimaciones puntuales de reclutamiento similares a las de su contraparte fija, pero tienen un aumento en la incertidumbre de las estimaciones, como se esperaba. Suponer una selectividad en forma de domo para la pesquería F19 aumentó la incertidumbre de las estimaciones de reclutamiento.

De manera similar a los resultados del reclutamiento, las estimaciones de biomasa reproductora no son sensibles a la inclinación (Figura 16). Sin embargo, difieren en un punto clave: la estimación de la biomasa virgen de equilibrio. Esto se traduce en diferencias en los SBR entre los modelos con diferentes inclinaciones (Figura 17): los modelos con  $h = 1$  y  $h = 0.7$  tienen las series menos reducidas y más reducidas, respectivamente. Sin embargo, todas las estimaciones puntuales de las trayectorias con inclinación diferente están dentro de los intervalos de confianza de cada una.

Todas las trayectorias de la biomasa tienen tendencias decrecientes, pero la magnitud de las disminuciones varía. En un extremo, los modelos TBM, TMB.GRO, y TMB.DS, que muestran las disminuciones más

pronunciadas, suponen un bloque de tiempo en medio de la serie de tiempo (2001-2003) del índice de abundancia, que aísla el periodo del aumento repentino del índice de abundancia al suponer una capturabilidad diferente durante ese período; de éstos, el modelo TBM.DS tiene la mayor disminución de la biomasa. Los modelos que suponen que ese aumento del índice de abundancia en 2001-2003 es real, y no un cambio repentino en la capturabilidad, estiman menos disminuciones a lo largo del tiempo (por ejemplo, BASE, GRO, TBE). Al otro extremo, los modelos que suponen una relación no lineal entre el índice y la biomasa (DDQ, DDQ.GRO y DDQ.DS) estiman las disminuciones mínimas. Todos los modelos señalan el SBR más bajo a mediados de 2016 y una tendencia creciente posteriormente.

### 5.2.2 Mortalidad por pesca ( $F$ )

Con respecto a la mortalidad por pesca ( $F$ ), también son evidentes similitudes y contrastes entre los modelos (Figura 18). Las principales similitudes se encuentran en la magnitud relativa de  $F$  entre clases de edad. Todos los modelos indican la  $F$  más alta para peces de 21+ trimestres (5.25+ años), seguidos por peces de 11-20 trimestres (2.75-5 años). La  $F$  por edad más baja es de los peces más jóvenes, y es casi igual en todos los modelos. Todos los modelos estiman un aumento de  $F$  para las dos clases de edad más viejas a lo largo del tiempo.

La principal diferencia entre los modelos es la magnitud de  $F$  para las clases de edad más viejas. Los modelos con crecimiento fijo tienen una  $F$  más alta para los peces de edad 21 trimestres o más que los que estiman el crecimiento o suponen selectividad en forma de domo. Esto se debe a que los modelos con crecimiento fijo suponen que los peces más viejos son más grandes ( $L_2 = 182.6$  cm), y dado que estas tallas son poco frecuentes en las observaciones, eso significa que  $F$  debe ser alta. Los modelos que estiman el crecimiento explican la escasez de esos peces grandes en las observaciones disminuyendo la talla promedio de los peces más viejos ( $L_2$ ) del valor inicial de 182.6 a los valores estimados de 149.4 a 161.9 cm, dependiendo del modelo, reduciendo así la proporción de peces grandes (dado que el CV de la talla por edad es de 7.5%), como se ve en los datos. Los modelos que suponen selectividad en forma de domo implican que la falta de peces grandes en los datos se debe a que esas tallas no son vulnerables a las pesquerías cerqueras que operan al norte de 5°N (las pesquerías que proporcionan los datos de frecuencia de talla usados para ajustar los modelos). Los modelos que estiman un bloque de tiempo en la selectividad, tanto del índice como de la pesquería F19, a partir de 2015 (TBE, TBE.GRO y TBE.DS), aislando el periodo de gran incremento en las tallas con una selectividad diferente, suponen selectividad en forma de domo antes de 2015, explicando así la falta de peces grandes en el pasado suponiendo que no eran vulnerables a la pesquería cerquera antes de 2015. Es intrigante que los modelos con un bloque de tiempo en medio (TBM, TBM.GRO y TBM.DS) estimen la misma  $F$  baja que los de TBE. Usando un bloque de tiempo para la capturabilidad (2001-2003) y selectividad (2002-2007) del índice, el modelo TBM estima una trayectoria de biomasa análoga a los modelos TBE, dado que las capturas son fijas, lo que se traduce en mortalidades por pesca similares.

### 5.2.3 Impactos de la pesca

Este análisis compara el impacto sobre la biomasa reproductora de pesquerías con diferentes selectividades (Wang *et al.* 2009). Se estimó el impacto para cada tipo de pesquería proyectando la población sin sus capturas y obteniendo la biomasa reproductora resultante. El aumento de la biomasa reproductora en ausencia de las capturas de esas pesquerías relativo a la biomasa reproductora actual indica el impacto de esas pesquerías.

Todos los modelos estiman impactos similares de los diferentes tipos de pesquerías (Figura 19). Las pesquerías de palangre y de descartes por clasificación tienen el menor impacto, mientras que las pesquerías cerqueras asociadas a delfines tienen el mayor impacto a lo largo de la mayor parte del periodo. Las pesquerías no asociadas tuvieron el segundo mayor impacto en los primeros años, pero en los años 1990 el impacto de las pesquerías sobre objetos flotantes comenzó a ser importante, y superó al de las pesquerías no asociadas alrededor de 2008; en 2018, superó el impacto de las pesquerías cerqueras asociadas a delfines.

#### 5.2.4 Comparación con la evaluación previa

Una de las diferencias principales entre esta evaluación y la anterior es el uso de los datos disponibles. Las evaluaciones anteriores, incluyendo la evaluación de SAC-10, estaban ajustadas a cinco índices de abundancia, uno de la pesquería palangrera y cuatro de las pesquerías cerqueras. El índice de palangre estaba basado en la CPUE estandarizada de la flota japonesa. Los índices cerqueros eran CPUE nominales y estaban limitados a ciertas áreas del OPO. Los índices cerqueros y palangreros tenían inconsistencias que se consideraron un problema importante para las evaluaciones anteriores. Se desarrolló un nuevo marco de modelado espaciotemporal y se aplicó a los datos de CPUE para crear nuevos índices, pero no se resolvieron las inconsistencias. Las frecuencias de talla estandarizadas sugieren que es posible que los dos índices estén indexando grupos diferentes de peces. Los valores prominentes de los índices en 2001-2003, parecen ocurrir más temprano en el índice de palangre y más tarde en el índice de cerco (contrario a lo que se esperaba dados los supuestos de crecimiento y selectividad del modelo), se debieron principalmente a la cohorte de 1998 (un año importante de El Niño) en las pesquerías de palangre y a la cohorte de 1999 (de un año de La Niña igualmente importante) en las pesquerías de cerco. La razón por la cual estos índices siguieron a esas dos cohortes de manera diferente sigue siendo una cuestión no resuelta, un tema para investigaciones futuras. También se desconoce cómo (o si) otras cohortes de menor magnitud pueden estar sujetas al mismo fenómeno. Una de las hipótesis es la heterogeneidad espacial, que se aborda en cierto modo en la evaluación actual, pues los modelos se ajustan a un índice de abundancia de cerco para el OPO al norte de 5°N y también a los datos de composición por talla de las pesquerías de cerco que operan al norte de 5°N, pero no los datos de las pesquerías al sur.

Los resultados de la evaluación actual y de la anterior difieren en la incertidumbre de las estimaciones (Figura A14). La incertidumbre en el modelo de SAC-10 era muy pequeña debido a (a) las combinaciones limitadas de valores de parámetros que permitieran que el modelo se ajustara a la información contradictoria de los índices, y (b) la mayor ponderación de los datos de composición por talla comparada con los nuevos modelos, que usan el método de Francis de reponderación de datos de composición. Los intervalos de confianza para cualquier modelo en la evaluación actual son mucho más anchos que el modelo de SAC-10.

Otras diferencias importantes entre el modelo de SAC-10 y la evaluación actual son las definiciones de las pesquerías y la selectividad supuesta para cada pesquería. Las pesquerías en la evaluación actual fueron definidas usando un análisis de árbol de regresión que maximizó las diferencias en la composición por talla entre las pesquerías y minimizó la diferencia dentro de las pesquerías (en espacio y tiempo). Luego se usaron *splines* para caracterizar mejor la selectividad para cada pesquería. Los *splines* permiten una flexibilidad en las formas de las funciones de selectividad mayor que las funciones doble-normal usadas para el modelo de SAC-10. En la evaluación actual, la mortalidad por talla se caracterizó con curvas más flexibles, lo que cambió la  $F$  por edad. El modelo de SAC-10 estimó una  $F$  por edad más alta para las edades de 10 a 21 trimestres (Figura 3 en [SAC-10-07](#)), mientras que esta evaluación estima que es posible que la  $F$  para los peces de edad 21+ sea igual de alta, o más alta (Figura 18). Todos los modelos tienen una  $F$  menor para los peces de menos de 10 trimestres, similar a, pero incluso menor que, SAC-10, debido a que estiman un número mayor de reclutas. Esto también está relacionado con las funciones de selectividad de las pesquerías sobre objetos flotantes, que incluyen una gama más estrecha de tallas que las de la evaluación anterior, que corresponden a mejores ajustes a las frecuencias de talla, lo que se traduce en que algunas edades no sean plenamente seleccionadas por las pesquerías sobre objetos flotantes, dado el supuesto de variabilidad de la talla a la edad.

El impacto relativo de las diferentes pesquerías estimado en esta evaluación (Figura 19) es similar al de la evaluación previa (Figura 4 en [SAC-10-07](#)), así como la tendencia al aumento de  $F$ . La tendencia al aumento del impacto de las pesquerías sobre objetos flotantes y a la disminución del impacto de las pesquerías no asociadas que se ha mostrado en evaluaciones anteriores, también se estima para todos los modelos del

conjunto de referencia de esta evaluación. La  $F$  general ha aumentado en los últimos años, similar a lo que estimó la evaluación de SAC-10.

## 6. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

La condición de la población de aleta amarilla en el OPO se evalúa considerando cálculos basados en la biomasa reproductora y el rendimiento máximo sostenible (RMS). Mantener las poblaciones de atunes en niveles capaces de producir el RMS es el objetivo de ordenación especificado por la Convención de Antigua.

### 6.1 Definición de puntos de referencia

La resolución [C-16-02](#) define 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. Se describen a continuación, junto con el método usado para calcularlos en este documento, junto con la regla de control de extracción (RCE) que los implementa.

#### 6.1.1 Puntos de referencia límite

El **punto de referencia límite de biomasa reproductora ( $S_{LÍMITE}$ )** es el valor umbral de  $S$  que debe ser evitado, pues cualquier reducción adicional 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 ( $h$ ) de 0.75. Esta biomasa reproductora equivale a 0.077 de la biomasa reproductora virgen ( $S_0$ ) de equilibrio (Maunder y Deriso 2014 – [SAC-05-14](#)). La RCE requiere que se tomen medidas si la probabilidad ( $P$ ) de que la biomasa reproductora a principios de 2020 ( $S_{actual}$ ) esté por debajo de  $S_{LÍMITE}$  es mayor que 10%. Por lo tanto, con el fin de proporcionar asesoramiento de ordenación,  $S_{actual}/S_{LÍMITE}$ , y la probabilidad de que  $S_{actual} < S_{LÍMITE}$  (o que  $P(S_{actual}/S_{LÍMITE} < 1)$ , que se calcula suponiendo que la función de distribución de probabilidades de la razón es normal), se incluyen (Tabla 8).

El **punto de referencia límite de mortalidad por pesca ( $F_{LÍMITE}$ )** es el valor 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 el nivel de la población reproductora en  $S_{LÍMITE}$ . La RCE requiere que se tomen medidas si la probabilidad de que la  $F$  promedio en 2017-2019 ( $F_{actual}$ ) esté por encima de  $F_{LÍMITE}$  es  $> 10\%$ . Por lo tanto, con el fin de proporcionar asesoramiento de ordenación,  $F_{actual}/F_{LÍMITE}$ , y la probabilidad de que esta razón sea  $> 1$  (suponiendo que la función de distribución de probabilidades de la razón es normal), se incluyen (Tabla 8).

#### 6.1.2 Puntos de referencia objetivo

El **punto de referencia objetivo de biomasa reproductora** es el nivel de biomasa reproductora que se debe alcanzar y mantener. La CIAT adoptó  $S_{RMS}$  (la biomasa reproductora que produce el RMS) en 2014 como punto de referencia objetivo. La RCE requiere que acciones tomadas para lograr  $S_{RMS}$  tengan una probabilidad mínima de 50% de restablecer la biomasa reproductora al nivel del RMS dinámico ( $S_{RMS\_d}$ ) en cinco años o dos generaciones. Aquí,  $S_{RMS\_d}$  es igual a  $S_{RMS\_d1}$ , que se deriva proyectando la población a futuro, suponiendo reclutamiento histórico y una tasa de mortalidad por pesca que produce el RMS. El valor de  $S_{RMS\_d1}$  usado para calcular los puntos de referencia para el aleta amarilla es la  $S$  promedio en los últimos cuatro trimestres de la proyección. Con el fin de proporcionar asesoramiento de ordenación,  $S_{actual}/S_{RMS\_d1}$ , y la probabilidad de que esta razón sea  $< 1$  (suponiendo el mismo CV que para  $F_{actual}/F_{RMS}$ ), se incluyen (Tabla 8).

El RMS dinámico ( $RMS\_d$ ) es la suma de las capturas totales en los últimos cuatro trimestres de la proyección).

El **punto de referencia objetivo de mortalidad por pesca** es el nivel de mortalidad por pesca que se debe

alcanzar y mantener. La CIAT adoptó  $F_{RMS}$  (la tasa de mortalidad por pesca que produce el RMS) en 2014 como punto de referencia objetivo. Por lo tanto, con el fin de proporcionar asesoramiento de ordenación,  $F_{actual}/F_{RMS}$ , y la probabilidad de que esta razón sea  $> 1$  (suponiendo que la función de distribución de probabilidades de la razón es normal), se incluyen, asimismo el inverso de  $F_{actual}/F_{RMS}$  (el multiplicador de  $F$ ) (Tabla 8).

En la **gráfica de Kobe** (Figuras 21 y A16), la serie de tiempo de  $S_{RMS\_d}$  se calcula con base en dos aproximaciones: (1)  $S_{RMS\_d1}$  como se definió anteriormente, y  $S_{RMS\_d2} S_{0\_d} (S_{RMS}/S_0)$ , donde  $S_{0\_d}$  es la biomasa reproductora dinámica en ausencia de pesca, y  $S_{RMS}/S_0$  es el nivel de reducción que, en equilibrio, produce el RMS. Las dos aproximaciones se ponderan de la siguiente manera para obtener la trayectoria de  $S_{RMS\_d}$  (en la gráfica de Kobe:

$$S_{RMS\_d}(t) = (1 - p(t)) S_{RMS\_d1}(t) + p(t) S_{RMS\_d2}(t) \text{ (Ecuación 7)}$$

Donde  $p$  aumenta linealmente en función del año ( $t$ ) desde 0 en el año inicial hasta 1 en el año final.

### 6.1.3 Estimaciones de condición de la población

Según los 48 modelos de referencia,  $S_{actual}$  osciló entre 49% y 219% de la  $S_{RMS\_d}$  (Tabla 8, Figura 20); en 13 de los 48 modelos, la probabilidad de que  $S_{actual} < S_{RMS\_d}$  es 50% o menos.  $F_{actual}$  osciló entre 40% y 168% de la  $F_{RMS}$ ; en 14 de los 48 modelos, la probabilidad de que  $F_{actual} > F_{RMS}$  es 50% o más.

$S_{actual}$  osciló entre 145% y 345% de  $S_{LÍMITE}$ . La probabilidad de que  $S_{actual} < S_{LÍMITE}$  osciló entre 0 y 2%. La estimación puntual de  $F_{actual}$  osciló entre 22% y 65% de  $F_{LÍMITE}$ . La probabilidad de que  $F_{actual} > F_{LÍMITE}$  se estimó en cero para todos los modelos.

Todos los modelos de referencia sugieren que un valor de inclinación más bajo corresponde a estimaciones más pesimistas de la condición de la población: menor biomasa reproductora con respecto a los puntos de referencia y mayor mortalidad por pesca con respecto a los puntos de referencia. Sin embargo, independientemente del valor supuesto para la inclinación, los modelos BASE (que suponen un crecimiento fijo, una relación lineal entre el índice de abundancia y la biomasa vulnerable, ningún cambio en la selectividad y selectividad asintótica para la pesquería de cerco que captura los peces más grandes) estiman que la población está por debajo del nivel de RMS ( $S < S_{RMS\_d}$ ) y que la mortalidad por pesca está por encima de ese nivel ( $F > F_{RMS}$ ). Por el contrario, los modelos que suponen selectividad en forma de domo para la pesquería F19 (DS, TBM.DS, TBE.DS, DDQ.DS) estiman lo opuesto. La condición de la población a principios de 2020 estimada por los modelos restantes depende del valor supuesto para la inclinación. Existe incertidumbre considerable asociada a estas estimaciones (Figura 20); varios modelos que están en el cuadrante verde de la gráfica de Kobe (Figura 20) tienen intervalos de confianza que incluyen los cuadrantes amarillo y rojo, lo que implica que esos modelos también apoyan en cierta medida las hipótesis de que la población está por debajo del nivel de RMS y que la mortalidad por pesca está por encima de ese nivel.

Todos los modelos muestran una trayectoria de tipo ‘viaje de ida’ (Figura 21), que pasa gradualmente de biomasa reproductora alta y mortalidad por pesca baja a biomasa reproductora baja y mortalidad por pesca alta a lo largo del tiempo (Figura 21). En la mayoría de los modelos, la mayor parte de la trayectoria se mantuvo en el cuadrante verde de la gráfica de Kobe. El RMS (en equilibrio) y el  $S_{RMS}$  del aleta amarilla en el OPO se han mantenido estables a lo largo del tiempo (Figura 22).

Los resultados de todos estos modelos se usan en un análisis de riesgos ([SAC-11-08](#)) para evaluar la probabilidad de rebasar los puntos de referencia especificados en la regla de control de extracción.

## 7. DIRECCIONES FUTURAS

Las recomendaciones del [panel de revisión externa](#), así como las lecciones aprendidas en esta evaluación

de referencia, serán tomadas en cuenta en el futuro. Específicamente, el personal planea enfocarse en:

### **7.1. Recolección de información nueva y actualizada**

- a. Continuar su recolección y análisis de datos de cerco (captura, esfuerzo, y composición por talla);
- b. Continuar el trabajo colaborativo con los CPC palangreros;
- c. Continuar los estudios y análisis de marcado y biología.

### **7.2. Refinamientos del modelo y métodos de evaluación**

- a. Abordar la incertidumbre en la estructura espacial de la población;
- b. Continuar las investigaciones sobre los métodos de estandarización de la frecuencia de talla y la CPUE;
- c. Trabajar con CPC cerqueros para comprender los cambios en las estrategias de pesca para informar el modelado de la selectividad;
- d. Continuar explorando la incertidumbre en el crecimiento y la selectividad;
- e. Explorar la incertidumbre en la mortalidad natural;
- f. Explorar diferentes periodos de tiempo, condiciones iniciales y tipos de modelos (modelos mensuales/semanales, modelos de reducción) para la evaluación;
- g. Explorar otros diagnósticos del modelo integrado.

### **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 aleta amarilla. Nicolás Webb brindó asistencia editorial, Christine Patnode colaboró con las figuras, y Paulina Llano tradujo el texto.

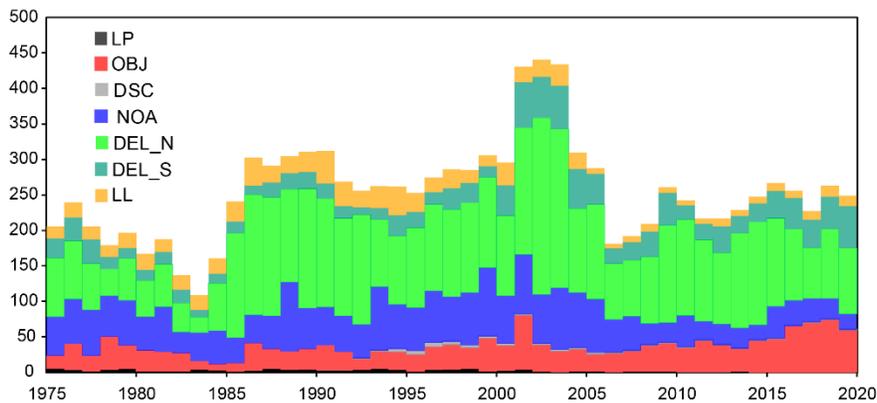
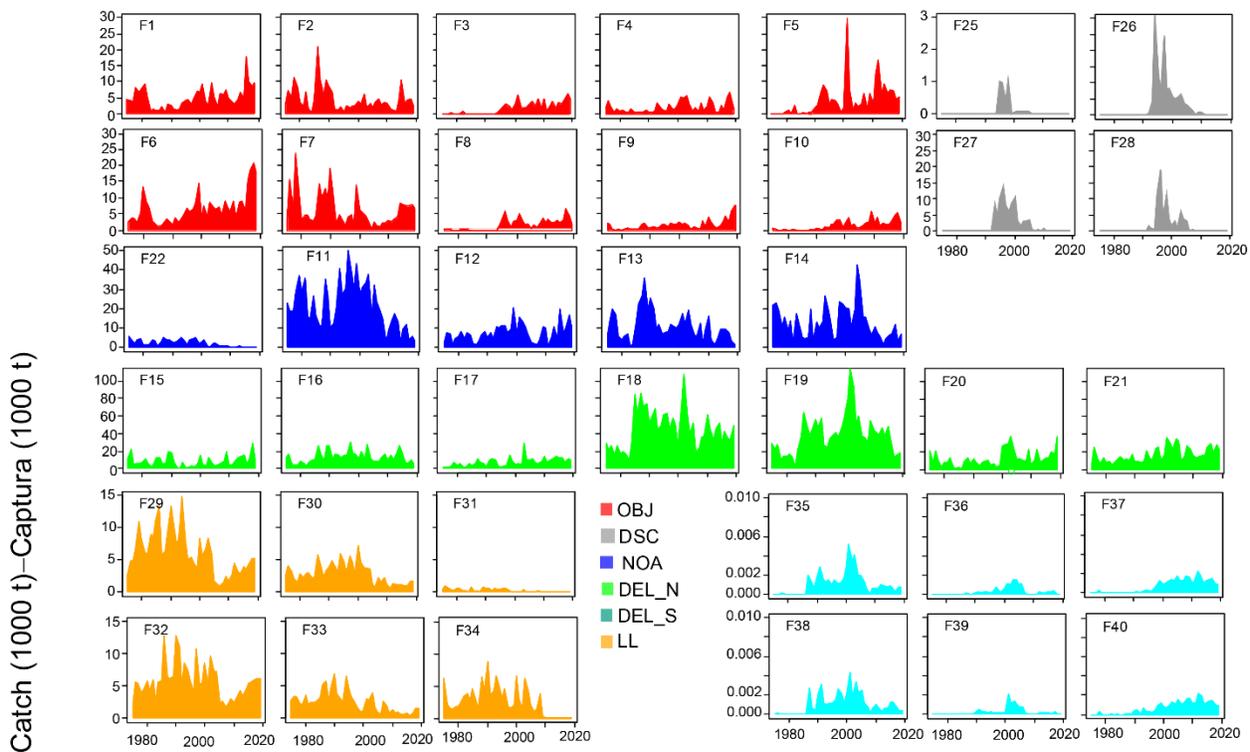
### **REFERENCIAS**

- Aires-Da-Silva, A., and Maunder, M. N. 2009. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2007 and outlook for the future. [IATTC Stock Assessment Report 9: 3-94](#)
- Bayliff, W.H. 1979. Migrations of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean as determined from tagging experiments initiated during 1968-1974. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 17: 445-506.
- Bayliff, W.H. 1979. Migrations of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean as determined from tagging experiments initiated during 1968-1974. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 17: 445-506.
- Bayliff, W.H. 1984. Migrations of yellowfin and skipjack tuna released in the central portion of the eastern Pacific Ocean, as determined by tagging experiments. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Intern. Rep.* 18: 107 p
- Beverton, R.J., and Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fisheries Investigation Series 2, volume 19, UK Ministry of Agriculture, Fisheries, and Food, London, UK.
- Carvalho, F., Punt, A.E., Chang, Y.-J., Maunder, M.N., and Piner, K.R. 2017. Can diagnostic tests help identify model misspecification in integrated stock assessments? *Fisheries Research* **192**: 28-40.
- Estes, D. H. 1983. Shio-Japanese pioneers in San Diego's Fishery. In: Boat and Ship building in San Diego; 11th Annual Cabrillo Festival Historic Seminar. San Diego California, Cabrillo Historical Association. 1: 25-43
- Fink, B.D. and W.H. Bayliff. 1970. Migrations of yellowfin and skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean as determined by tagging experiments, 1952-1964. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 15: 1-227.
- 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.

- Grewe, P., Hampton, J. 1998. An assessment of bigeye (*Thunnus obesus*) population structure in the Pacific Ocean, based on mitochondrial DNA and DNA microsatellite analysis. CSIRO Marine Research, Hobart, Australia.
- Hampton, J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(5): 1002-1010.
- Hampton, J.A., and Fournier, D.A. 2001. A spatially disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. *Mar. Freshwater Res* 52, 937–963
- Hurtado-Ferro, F., Szuwalski, C.S., Valero, J.L., Anderson, S.C., Cunningham, C.J., Johnson, K.F., Licandeo, R., McGilliard, C.R., Monnahan, C.C., Muradian, M.L., Ono, Vert-Pre, K.A, Whitten, A.R., Punt, A.E. 2015. Looking in the rear-view mirror: bias and retrospective patterns in integrated, age-structured stock assessment models *ICES Journal of Marine Science* 72(1), 99–110. doi:10.1093/icesjms/fsu19
- IATTC 2010. The IATTC program for in-port sampling of tuna catches. IATTC Document SAC-01-11. <http://www.iattc.org/Meetings/Meetings2010/Aug/English/SAC-01-11-Port-sampling-program.pdf>
- Itano, D. G., 2000. The reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in Hawaiian waters and the western tropical Pacific Ocean: project summary. SOEST 00–01, JIMAR Contribution 00–328. Pelagic Fisheries Research Program, JIMAR, University of Hawaii.
- Lee, H. H., Maunder, M.N., Piner, K.R., and Methot, R.D. 2012. Can steepness of the stock–recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models? *Fisheries Research* 125: 254-261.
- Lee, H.H., Piner, K.R., Methot, R.D., and Maunder, M.N. 2014. Use of likelihood profiling over a global scaling parameter to structure the population dynamics model: an example using blue marlin in the Pacific Ocean. *Fish. Res.* 158: 138-146.
- Lennert-Cody, C.E., and Tomlinson, P.K. 2010. Evaluation of aspects of the IATTC port sampling design and estimation procedures for tuna catches. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report*, 10: 279-309.
- Lennert-Cody, C.E., Minami, M., Tomlinson, P.K., Maunder, M.N. 2010. Exploratory analysis of spatial-temporal patterns in length-frequency data: An example of distributional regression trees. *Fisheries Research* 102: 323-326
- Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Tomlinson, P.K., Aires-da-Silva, A., Pérez, A. 2012. Progress report on the development of postratified estimators of total catch for the purse-seine fishery port-sampling data. IATTC Document SAC-03-10. <http://www.iattc.org/Meetings/Meetings2012/May/English/SAC-03-10-Post-stratified-estimators.pdf>
- Matsumoto, T. and Bayliff, W.H. 2008. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1998-2003. *Inter-American Tropical Tuna Commission, Bulletin*, 24 (1): 1-187.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and Watters, G.M. 2003. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. *IATTC Bull.* 22: 433-582.
- Maunder, M.N., and Aires-da-Silva, A. 2012. A review and evaluation of natural mortality for the assessment and management of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Document YFT-01-07.*
- Maunder, M.N., and R.B. Deriso. 2014. Proposal for biomass and fishing mortality limit reference points based on reduction in recruitment. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. 5<sup>th</sup> Scient. Adv. Com. Meeting.* SAC-05-14.

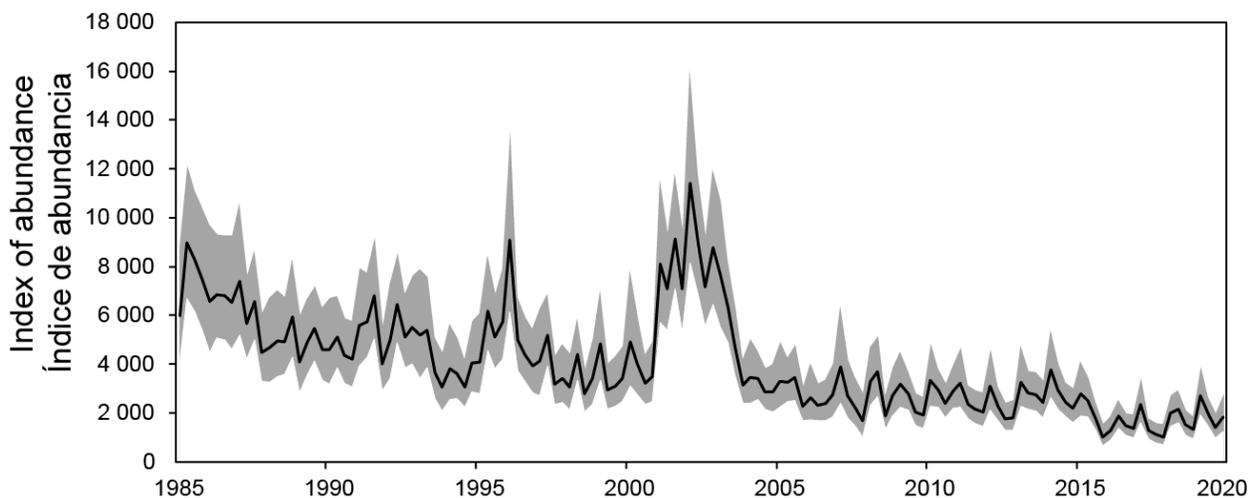
- Maunder, M.N, Xu, H., Lennert-Cody, C.E., Valero, J.L, Aires-da-Silva, A., Minte-Vera, C. 2020a Implementing reference point-based fishery harvest control rules within a probabilistic framework that considers multiple hypotheses. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 11th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-09. SAC-11-INF-F
- 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.
- Methot, R.D., and Wetzel, C.R., Taylor, I.G., and Doering, K. 2020. Stock Synthesis User Manual Version 3.30.15. NOAA Fisheries Seattle, WA. NOAA. Processed Report NMFS-NWFSC-PR-2020-05
- Mohn, R. 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* **56**(4): 473-488.
- Nishikawa, Y., Honma, M., Ueyanagi, S., Kikawa, S. 1985. Average distribution of larvae of oceanic species of scombrid fishes, 1956–1981. *Far Seas Fisheries Research Laboratories S Series* 12, 1–99.
- Pecoraro, C., Babbicci, M., France, R., Rico, C., Papetti, C., Chassot, E., Bodin, N., Cariani, A., Bargelloni, L., Tinti, F. 2018. The population genomics of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) at global geographic scale challenges current stock delineation. *Scientific Reports* 8, 13890.
- Pennington, M., Burmeister, L.-M., Hjellvik, V. 2002. Assessing the precision of frequency distributions estimated from trawl-survey samples. *Fisheries Bulletin* 100:74-80.
- Richards, F. 1959. A flexible growth function for empirical use. *Journal of experimental Botany* **10**(2): 290-301.
- Schaefer, K., Fuller, D., Hampton, J., Caillot, S., Leroy, B., Itano, D. 2015. Movements, dispersion and mixing of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) tagged and release in the equatorial Central Pacific, with conventional and archival tags. *Fisheries Research* 161, 336–355.
- Schaefer, K.M. 1998. Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 21: 203-272.
- Schaefer, K.M. 2009. Stock structure of bigeye, yellowfin, and skipjack tunas in the eastern Pacific Ocean. *IATTC Stock Assessment Report, 9, Status of the tuna and billfish stocks in 2007*: 203-221. <http://www.iattc.org/PDFFiles2/StockAssessmentReports/SAR9-Stock-Structure-SPN.pdf>
- Schaefer, K.M., Fuller, D.W., and Block, B.A. 2007. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the northeastern Pacific Ocean, ascertained through archival tag data. *Mar. Biol.*, 105: 503-525.
- Schaefer, K.M., Fuller, D.W., and Block, B.A. 2011. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the Pacific Ocean off Baja California, Mexico, determined from archival tag data analyses, including Kalman filtering. *Fish. Res.* 112, 22-37.
- Schaefer, K.M., Fuller, D.W., and Aldana, G. 2014. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in waters surrounding the Revillagigedo Islands Archipelago Biosphere Reserve, Mexico. *Fish. Ocean.* 23: 65-82.
- Schnute, J. 1981. A versatile growth model with statistically stable parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **38**(9): 1128-1140.

- 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](#)
- Shimada, B.M., and Schaefer, M. B.(1956 *A study of changes in fishing effort, abundance, and yield for yellowfin and skipjack tuna in the Eastern Tropical Pacific Ocean*. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm Bulletin, 1(7), pp. 347-469.
- 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.
- Thorson, J.T., and Haltuch, M.A. 2018. Spatiotemporal analysis of compositional data: increased precision and improved workflow using model-based inputs to stock assessment. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences (999): 1-14.
- Tomlinson, P.K. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm, Stock Assess. Rep. 2: 339-365.
- Vogel 2014 <http://www.iattc.org/Meetings/Meetings2014/May/English/SAC-05-06-Fishery-in-the-EPO-2013-PRES.pdf>
- Wang, S.-P., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., Bayliff, W.H. 2009. Evaluating fishery impacts: Application to bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. Fisheries Research **99**:106-111.
- Wang, S. P., Maunder, M.N., Piner, K.R., Aires-da-Silva, A., and Lee, H.H.. 2014. Evaluation of virgin recruitment profiling as a diagnostic for selectivity curve structure in integrated stock assessment models. Fish. Res. 158: 158-164.
- Wexler, J. B., D. Margulies, S. Masuma, N. Tezuka, K. Teruya, M. Oka, M. Kanematsu, and H. Nikaido. 2001. Age validation and growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, larvae reared in the laboratory. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull. 22:52-91.
- Wild, A., and Foreman, T. J. 1980. The relationship between otolith increments and time for yellowfin and skipjack tuna marked with tetracycline. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull. 17: 507-560.
- Wild, A., Wexler, J. B., and Foreman, T. J. 1995. Extended studies of increment deposition rates in otoliths of yellowfin and skipjack tunas. Bull. Mar. Sci. 57: 555-562.
- Wild, A. 1986. Growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull. 18: 421-482.
- 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.
- Yamanaka, K. L. 1990. Estimates of age, growth and spawning of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the Philippines as determined from examination of increments on sagittal otoliths Tuna Develop. Mgmt. Prog., Coll. Vol. Work. Doc. 3: 27-39.



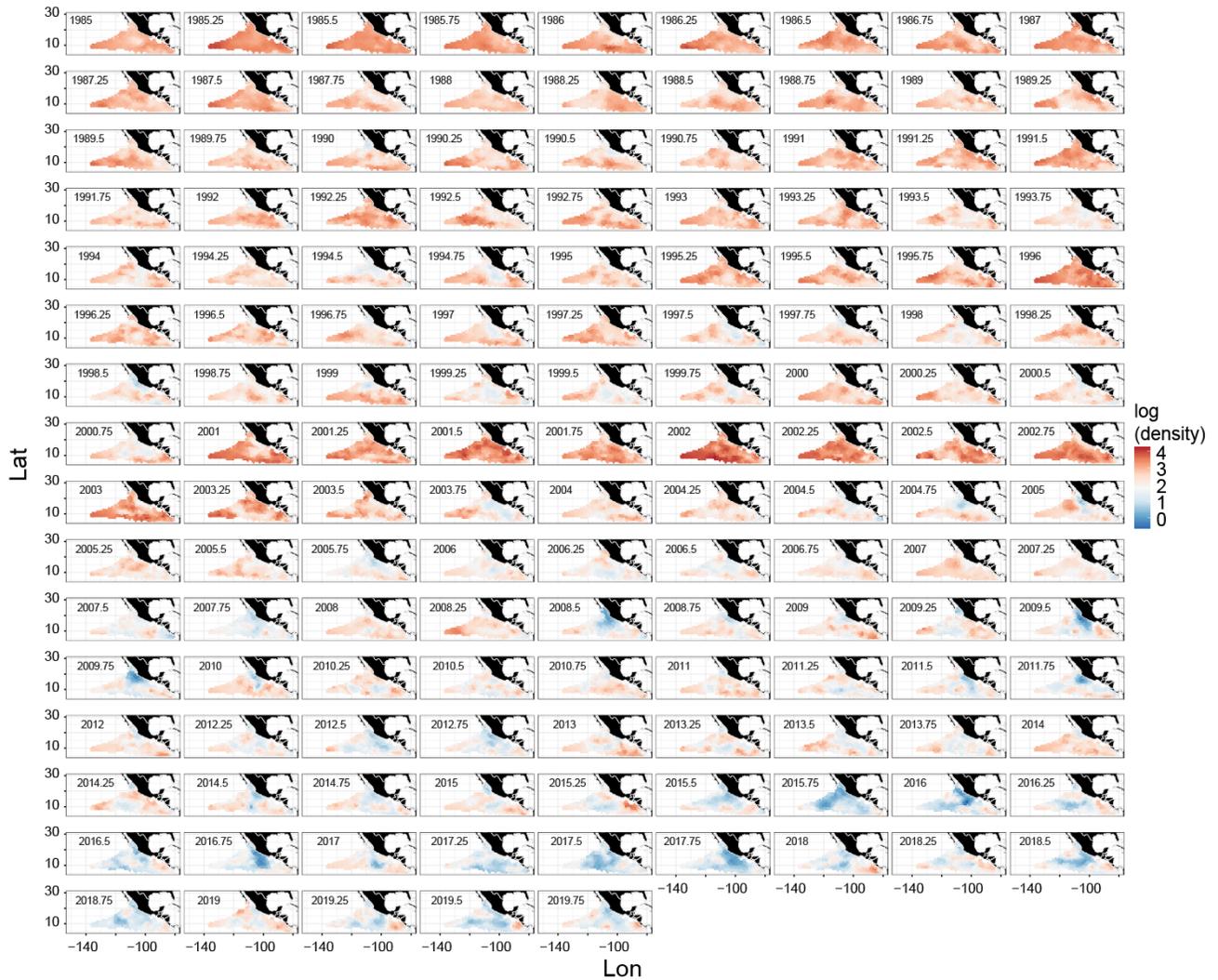
**FIGURE 2.** Annual catches of yellowfin tuna, in tons, in the EPO, 1975-2019, by fishery (top), and by gear/set type (bottom). Catches for fisheries F29-F35 are recorded in numbers of fish, and are converted to weights by the model. NOTE: The annual y-axis scale varies by color.

**FIGURA 2.** Capturas anuales de atún aleta amarilla, en toneladas, en el OPO, 1975-2019, por pesquería (arriba) y por tipo de arte/lance (abajo). The fisheries definition is in Table 1.. Las capturas de las pesquerías F29-F35 están registradas en número de peces, y el modelo las convierte en peso. NOTA: La escala anual del eje y varía por color. La definición de las pesquerías está en la Tabla 1.



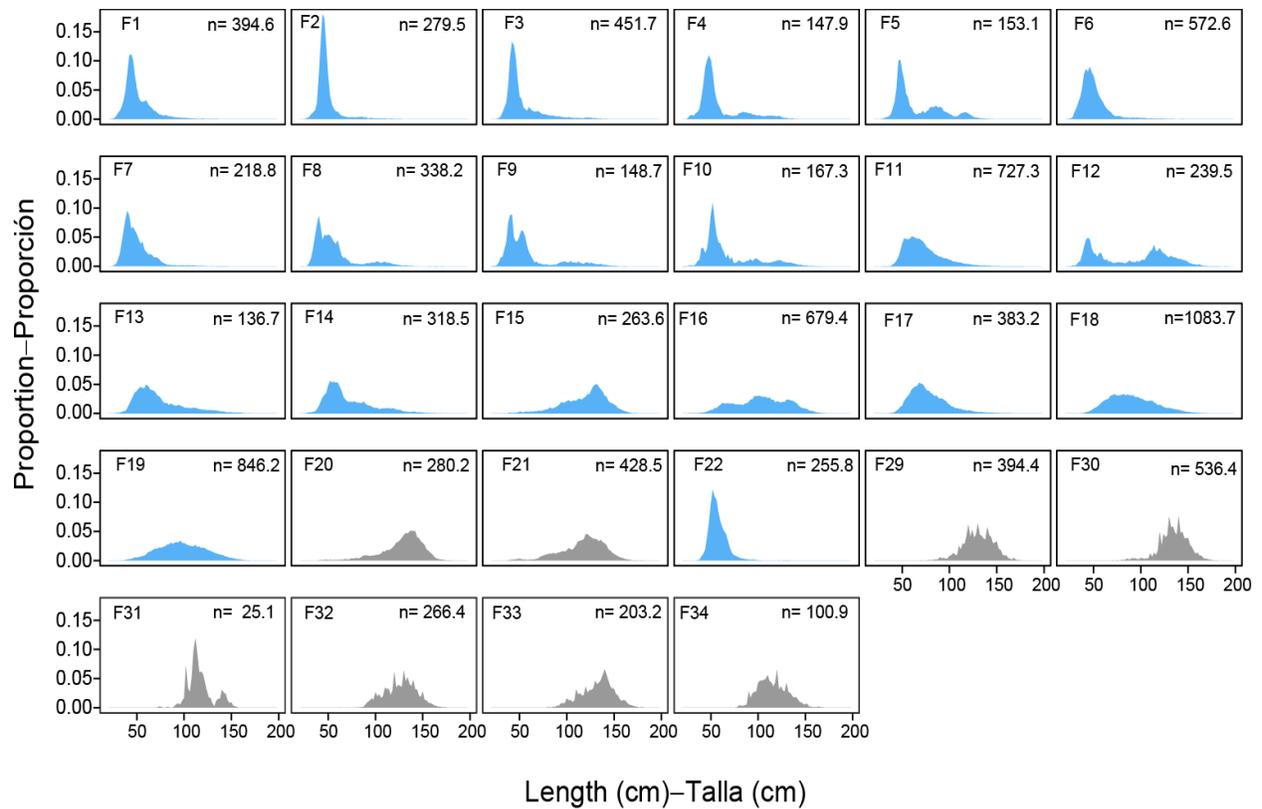
**FIGURE 3.** Standardized index of abundance used in the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019 (black line), and its associated 95% confidence interval (shading), based on data from the purse-seine fisheries on dolphins north of 5°N (F15-F19).

**FIGURA 3.** Índice de abundancia estandarizado usado en la evaluación del aleta amarilla en el OPO, 1985-2019 (línea negra), y su intervalo de confianza de 95% asociado (sombreado), basado en datos de las pesquerías cerqueras sobre delfines al norte de 5°N (F15-F19).



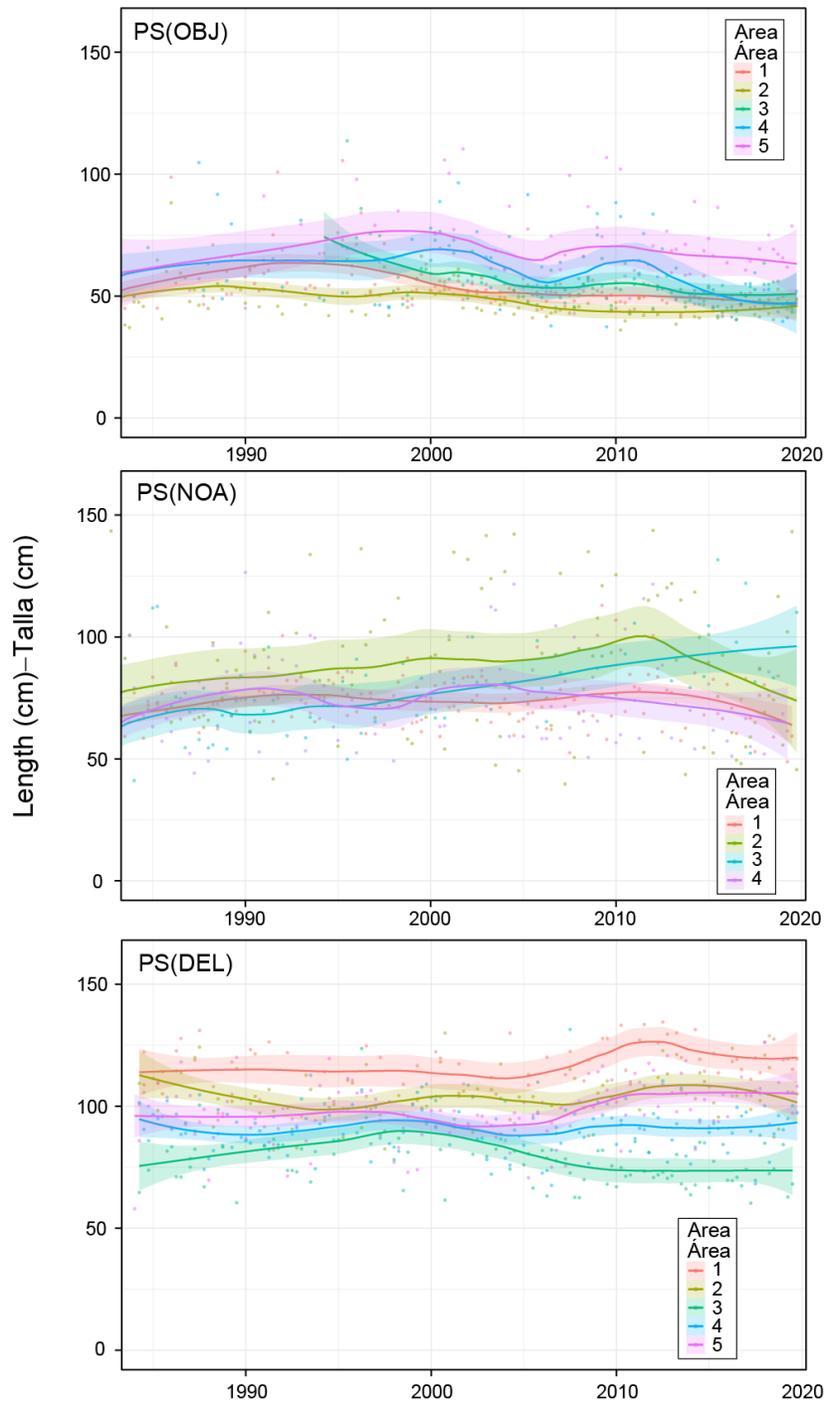
**FIGURE 4.** Log(density) of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019, by quarter, predicted by the delta-lognormal VAST model.

**FIGURA 4.** Log(densidad) del aleta amarilla en el OPO, 1985-2019, por trimestre, predicho por el modelo VAST delta-lognormal.



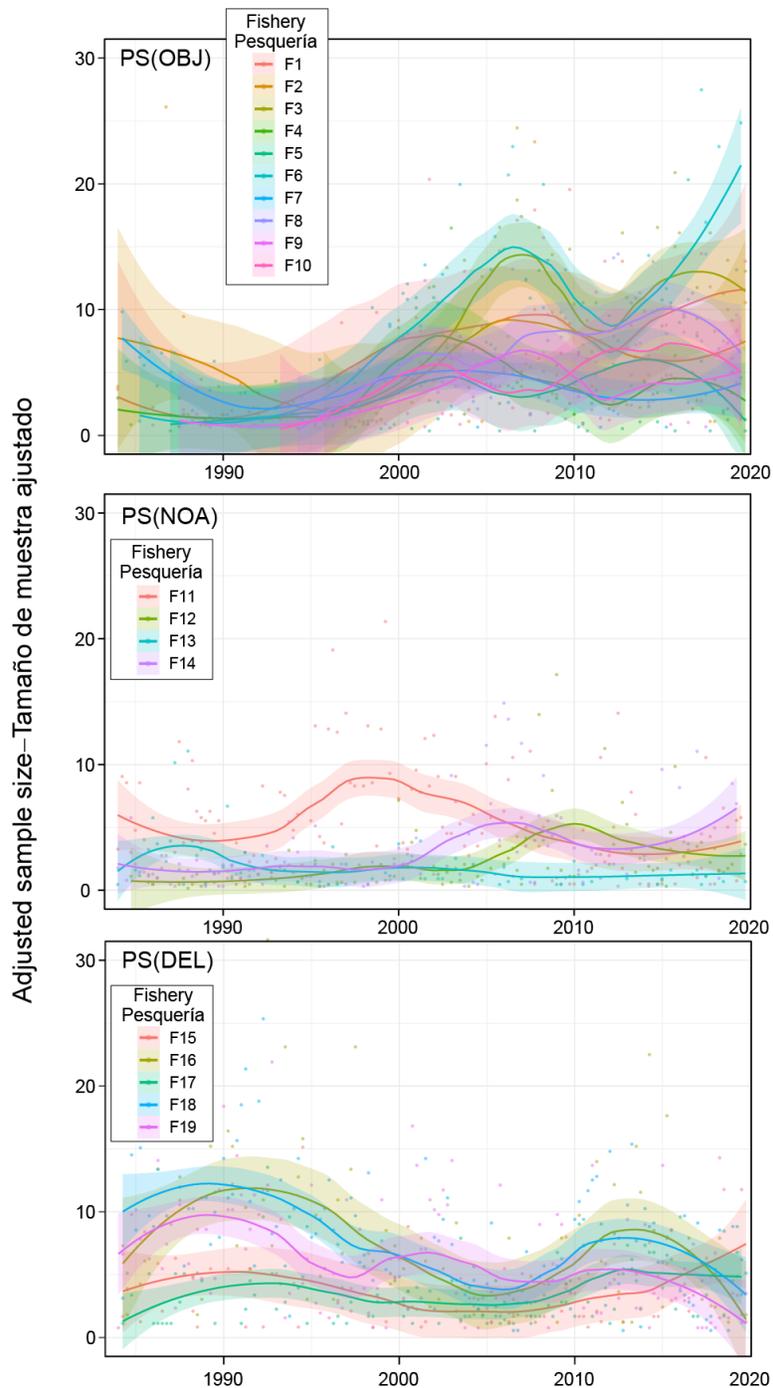
**FIGURE 5A.** Weighted average observed length composition of yellowfin tuna in the EPO, by fishery;  $n$  is the total sample size, adjusted by the weight given to the data in the models. Blue: data fitted by the reference models; grey: data not fitted.

**FIGURA 5A.** Promedio ponderado de la composición por talla observada del atún aleta amarilla en el OPO, por pesquería;  $n$  es el tamaño total de la muestra, ajustado por el peso asignado a los datos en los modelos. Azul: datos ajustados por los modelos de referencia; gris: datos no ajustados.



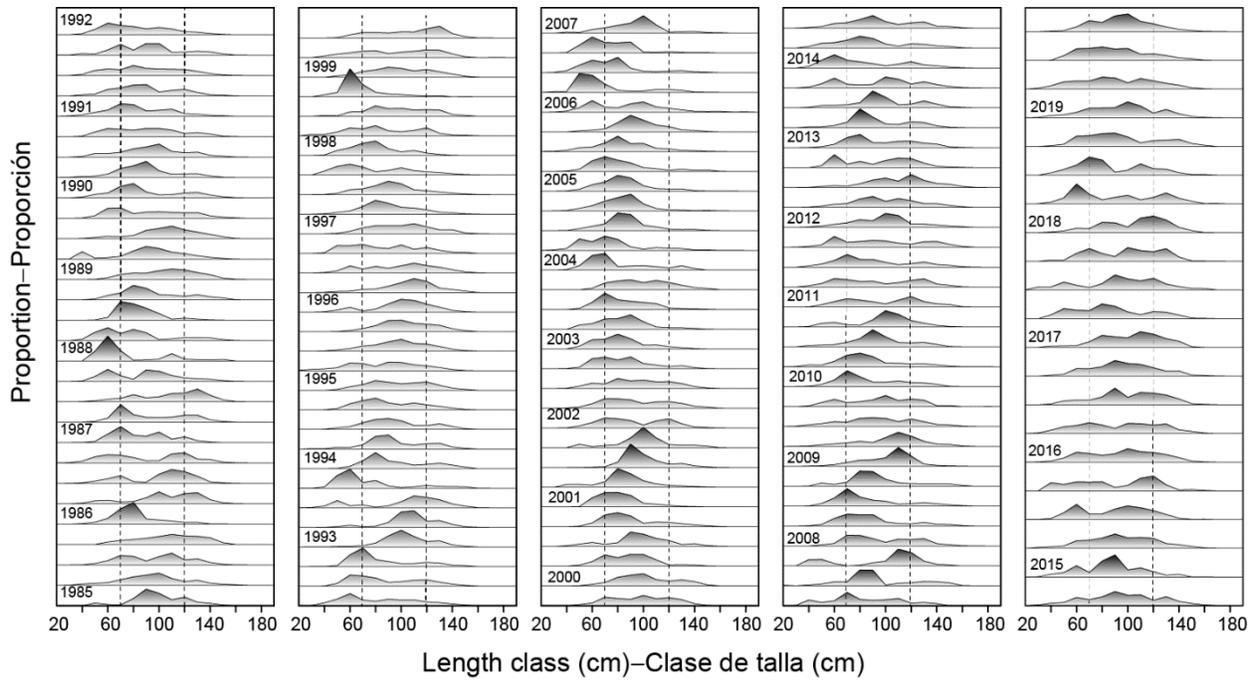
**FIGURE 5B.** Mean length of yellowfin tuna caught in purse-seine fisheries in the eastern Pacific Ocean, 1985-2019. The colored lines represent the LOESS-smoothed (span = 0.5) values. See Figure 1 and Table 1 for the definition of the areas.

**FIGURA 5B.** Talla promedio del aleta amarilla capturado en las pesquerías de cerco en el OPO, 1985-2019. Las líneas de colores representan los valores suavizados con LOESS (ancho de banda = 0.5). Ver la definición de las áreas en la Figura 1 y la Tabla 1.



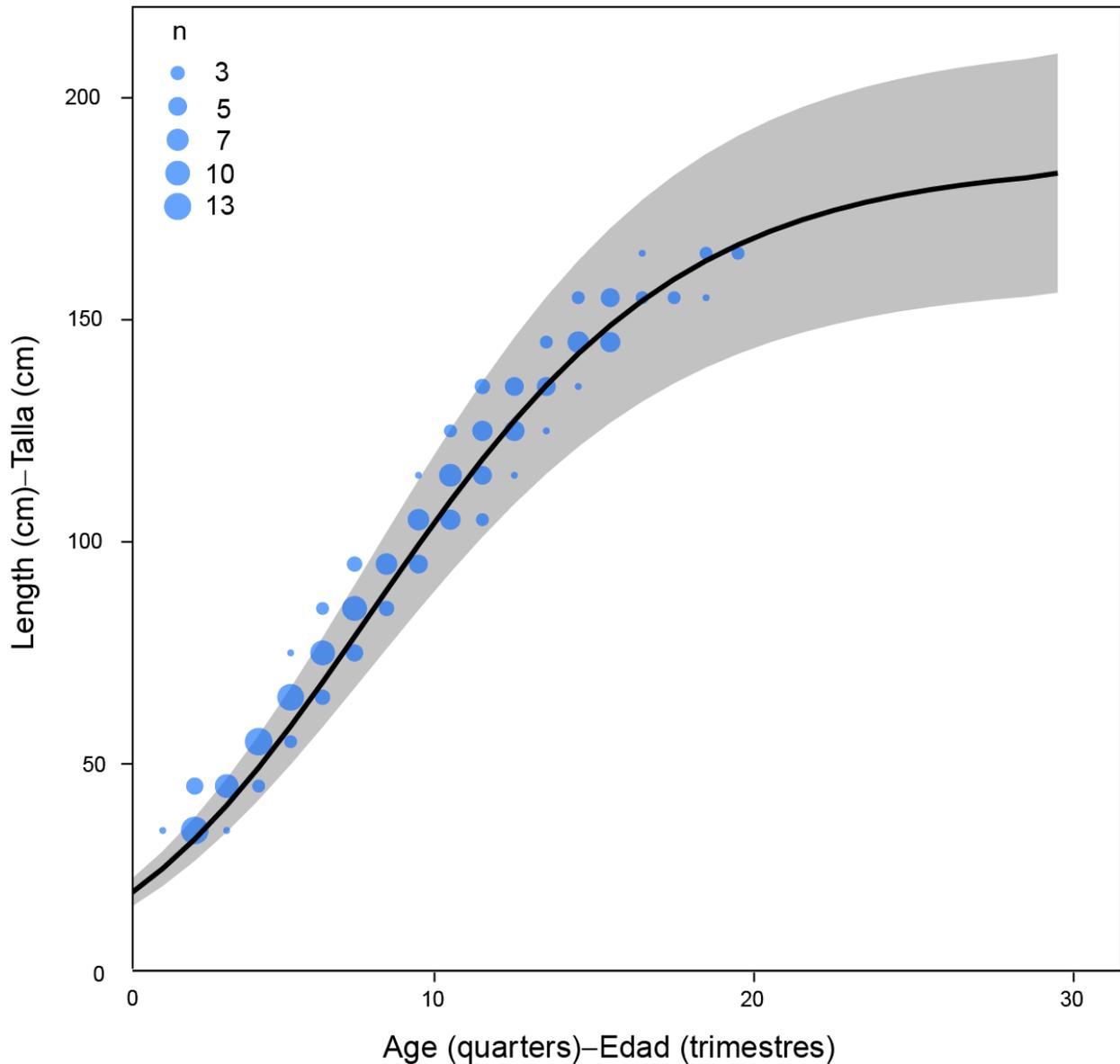
**FIGURE 5C.** Sample sizes of the length-composition data used in the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019, adjusted using the Francis weighting method. The colored lines represent the LOESS-smoothed values (span = 0.25). See Figure 1 and Table 1 for the definition of the fisheries.

**FIGURA 5C.** Tamaños de muestra de los datos de composición por talla usados en la evaluación del aleta amarilla en el OPO, 1985-2019, ajustados usando el método de ponderación de Francis. Las líneas de colores representan los valores suavizados con LOESS (ancho de banda = 0.25). Ver la definición de las pesquerías en la Figura 1 y la Tabla 1..



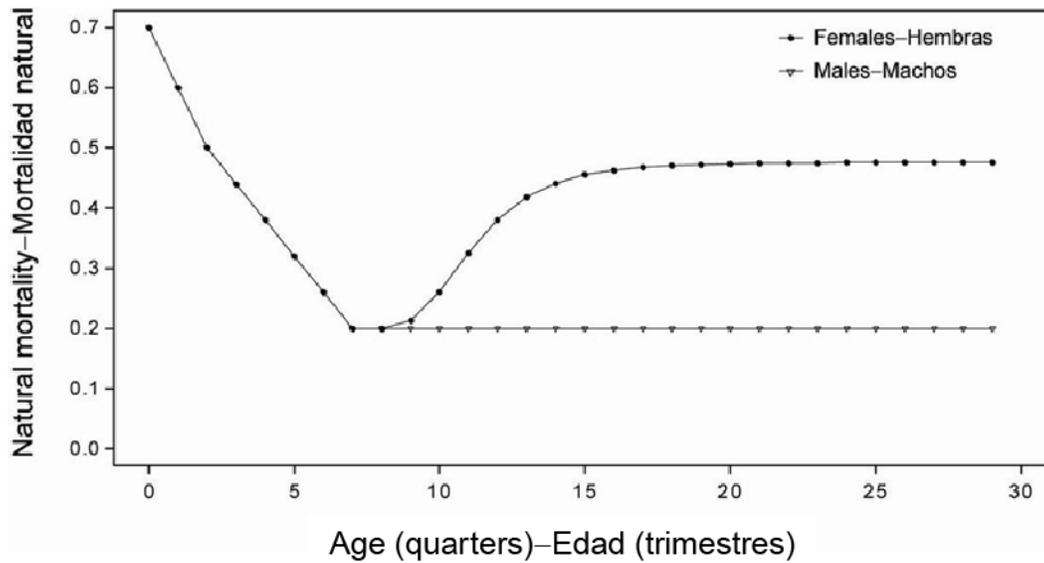
**FIGURE 6.** Standardized length compositions of yellowfin tuna in the EPO, by quarter, 1985-2019. The dashed vertical lines are at 70 and 120 cm.

**FIGURA 6.** Composición por talla estandarizada del aleta amarilla en el OPO, por trimestre, 1985-2019. Las líneas de trazos verticales están en 70 y 120 cm.



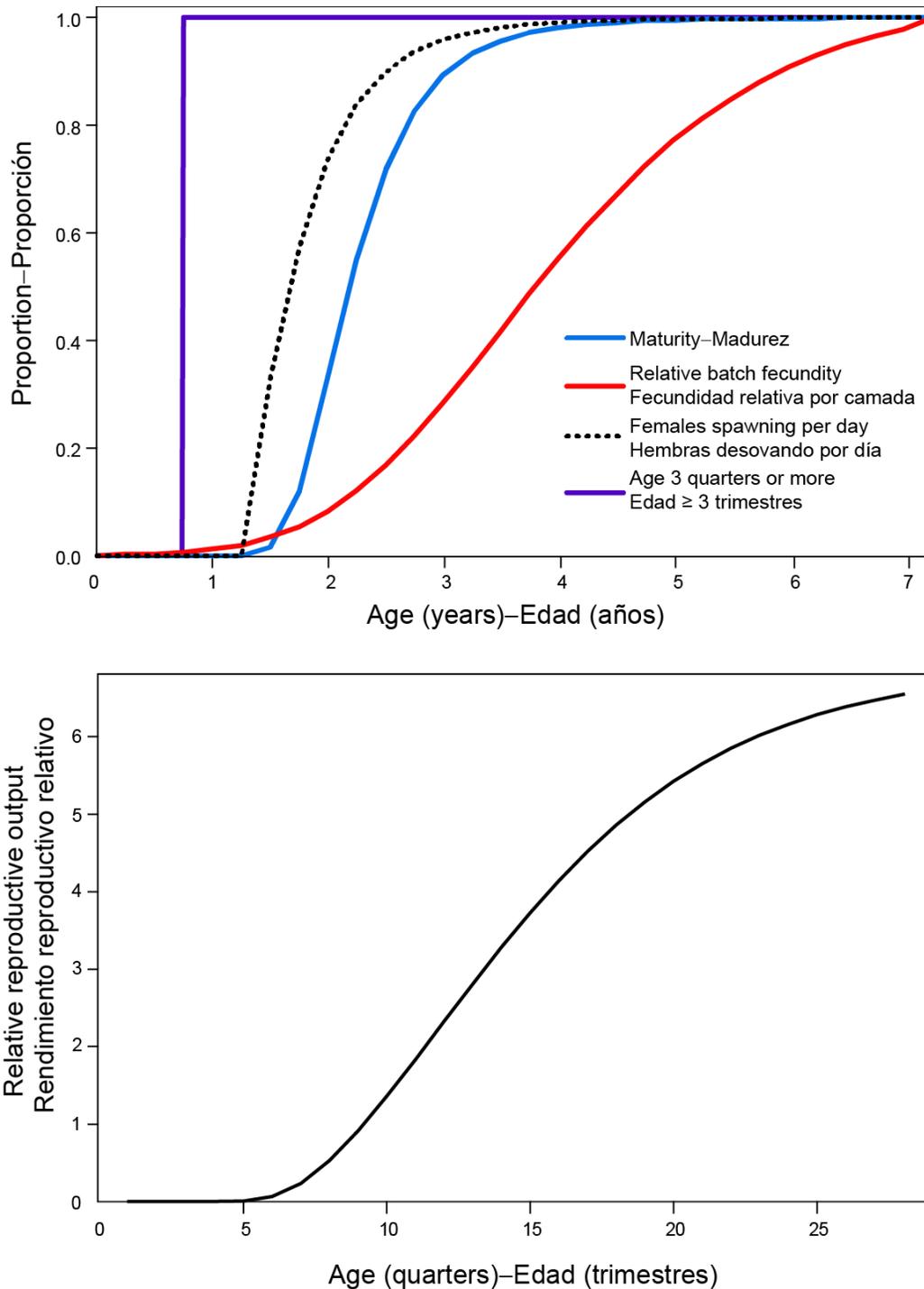
**FIGURE 7.** Age conditional on length for yellowfin tuna in the EPO, from Wild (1986). The size of the dots represents the number of fish ( $n$ ) of each age, in quarters, by 10-cm intervals. The black line is the externally-estimated growth assumed in the fixed-growth models. The shaded region represents variation in length-at-age, assuming a CV = 7.5% (mean  $\pm$  1.96 standard deviations).

**FIGURA 7.** Edad condicional a la talla para el aleta amarilla en el OPO, de Wild (1986). El tamaño de los puntos representa el número de peces ( $n$ ) de cada edad, en trimestres, por intervalo de 10 cm. La línea negra es el crecimiento, estimado externamente, supuesto en los modelos de crecimiento fijo. La región sombreada representa la variación de la talla por edad, suponiendo un CV = 7.5% (promedio  $\pm$  1.96 desviaciones estándar).



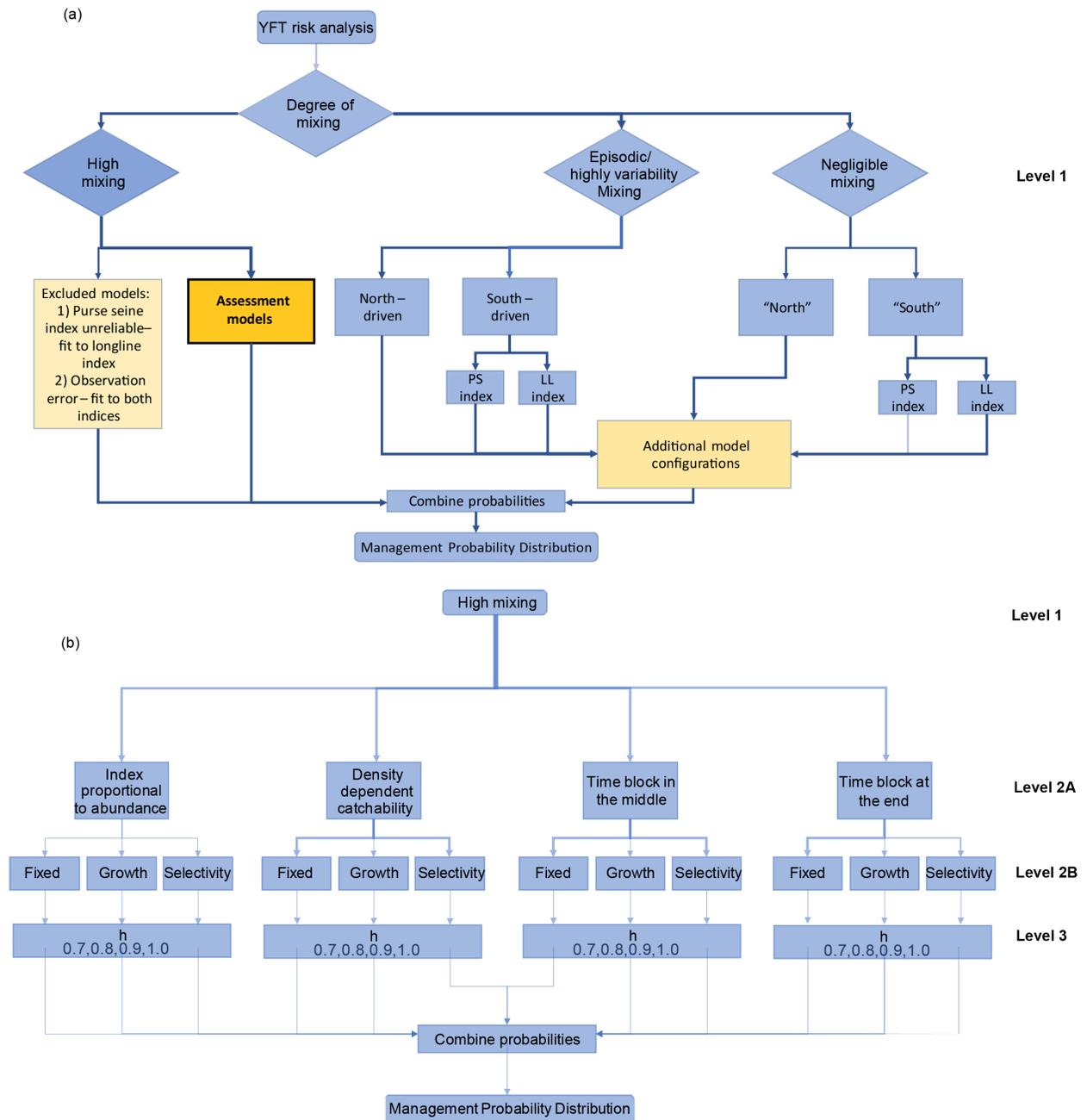
**FIGURE 8.** Natural mortality rates ( $M$ ), by age and sex, at quarterly intervals, used for the assessment of yellowfin tuna in the EPO.

**FIGURA 8.** Tasas de mortalidad natural ( $M$ ), por edad y sexo, en intervalos trimestrales, usadas para la evaluación del aleta amarilla en el OPO.



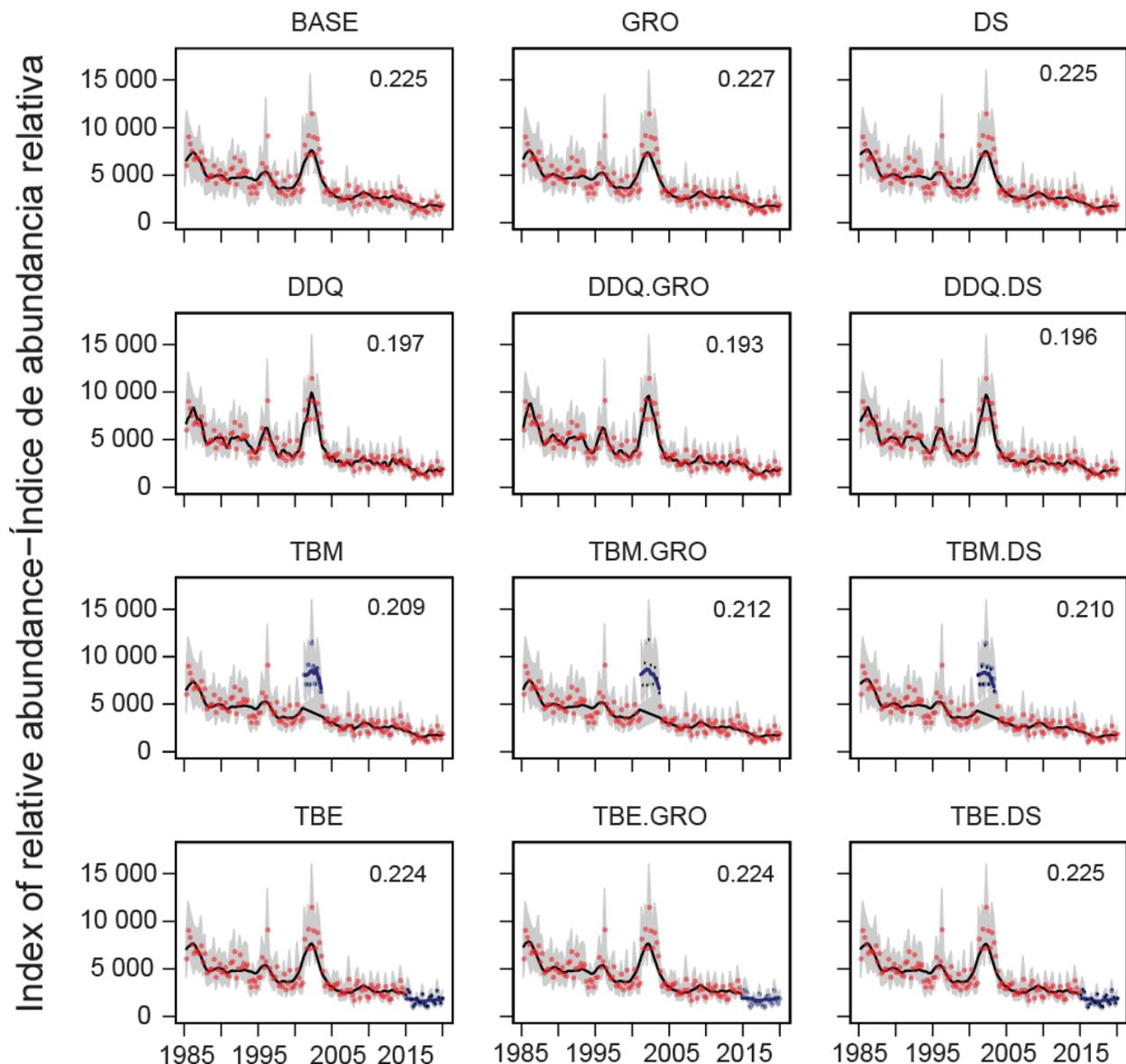
**FIGURE 9. Top:** Relative contribution of each age to the reproductive output component (scaled to a maximum of one) for yellowfin tuna in the EPO (from Schaefer 1998). **Bottom:** Relative fecundity-at-age curve used to estimate the index of spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

**FIGURA 9. Arriba:** Contribución relativa de cada edad al componente de rendimiento reproductivo (escala ajustada a un máximo de uno) del aleta amarilla en el OPO (de Schaefer 1998). **Abajo:** Curva de fecundidad relativa por edad usada para estimar el índice de biomasa reproductora del aleta amarilla en el OPO.



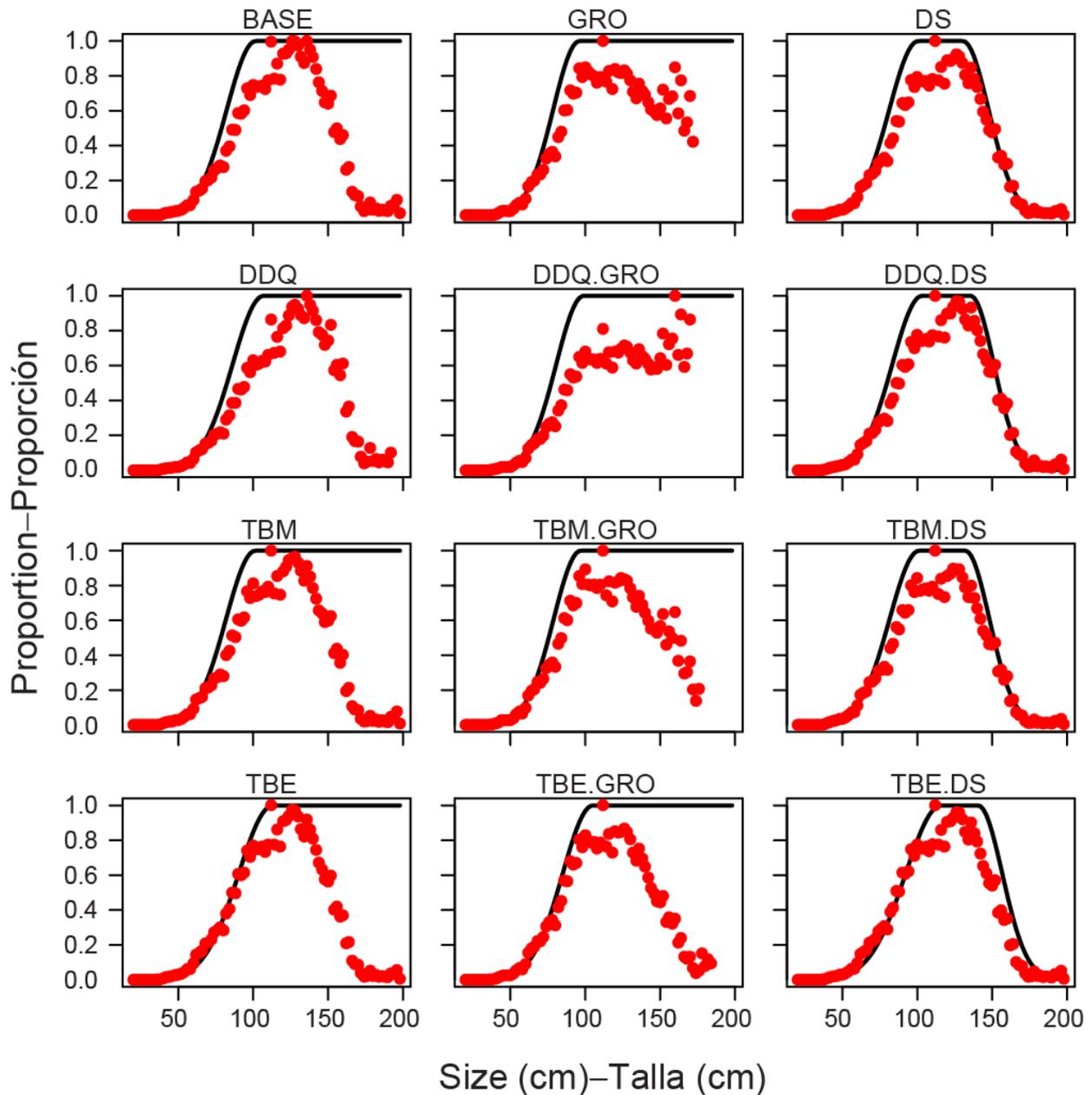
**FIGURE 10.** Flow chart of hypotheses and models (a) considered and (b) included in the yellowfin risk analysis (see text for details).

**FIGURA 10.** Diagrama de flujo de hipótesis y modelos (a) considerados y (b) incluidos en el análisis de riesgos del aleta amarilla (ver detalles en el texto).



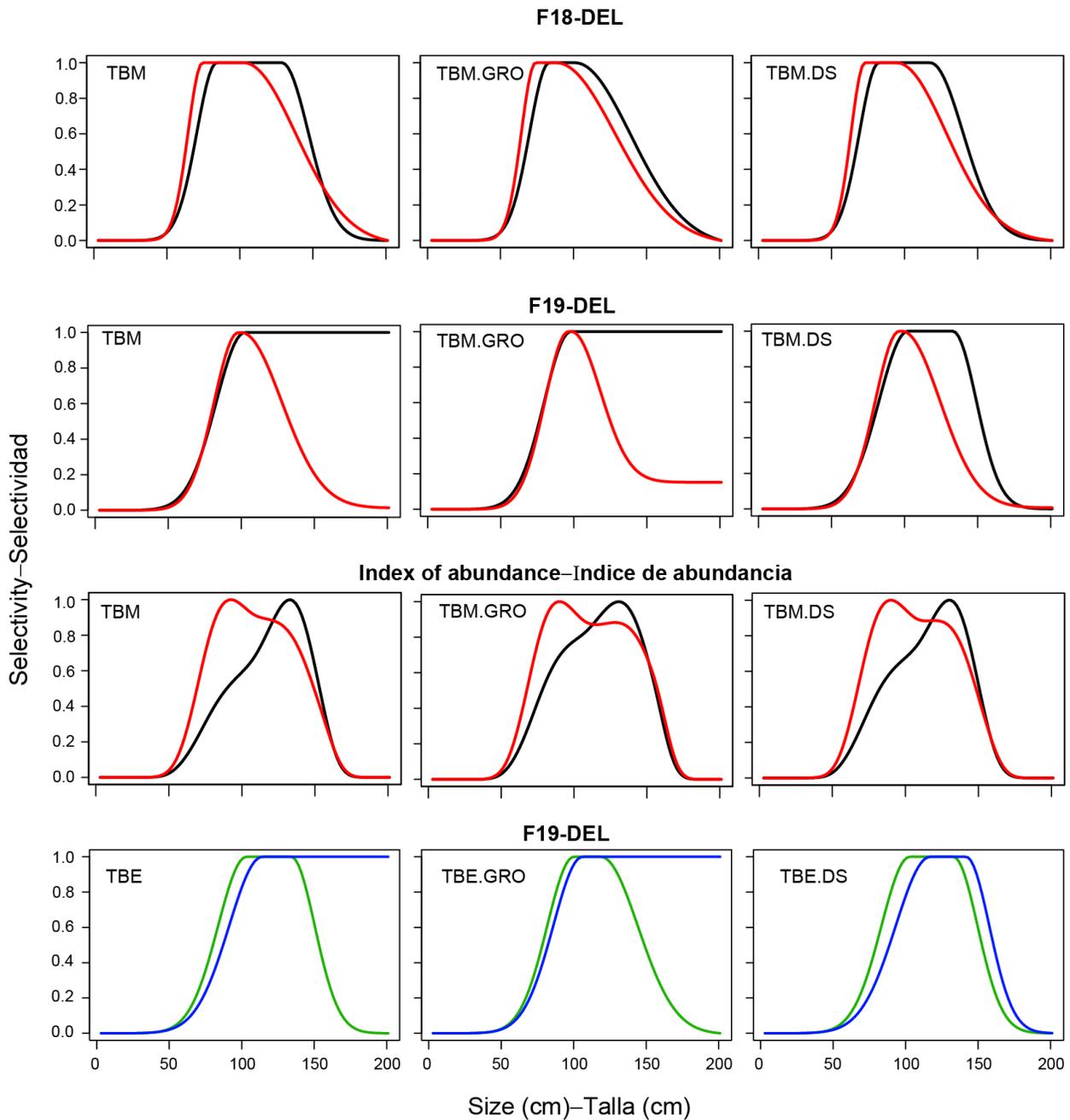
**FIGURE 11.** Model fits to the CPUE-based indices of abundance for the dolphin-associated fisheries, with steepness fixed at 1.0. The black lines represent the estimated indices, and the shading the approximate 95% confidence intervals (see 3.3). The colored dots indicate the observed CPUE values: blue dots the data corresponding to time blocks (TBM and TBE), and red dots the data outside those time blocks. See Table 3 for details of models.

**FIGURA 11.** Ajustes del modelo a los índices de abundancia basados en CPUE para las pesquerías asociadas a delfines, con la inclinación fija en 1.0. Las líneas negras representan los índices estimados, y el sombreado los intervalos de confianza de 95% aproximados (ver 3.3). Los puntos de colores indican los valores de CPUE observados: los puntos azules indican los datos correspondientes a los bloques de tiempo (TBM y TBE), y los puntos rojos los datos fuera de esos bloques de tiempo. Ver detalles de los modelos en la Tabla 3.



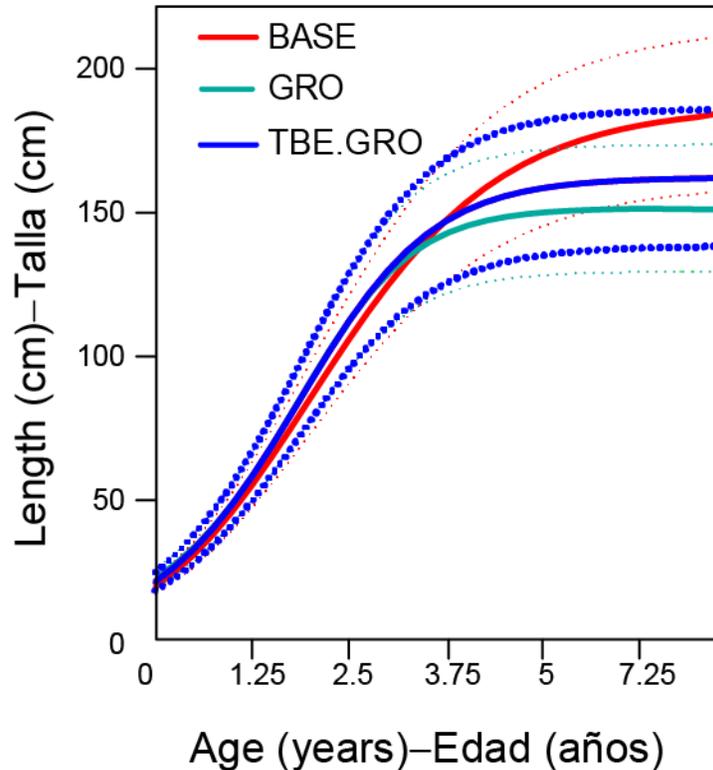
**FIGURE 12.** Comparison of estimated (black line) and empirical (red dots, see 3.2.2) average selectivity for fishery F19 in each reference model, with steepness = 1.0. The runs without red dots in the largest sizes predicted zero fish of those sizes in the population, even though there were fish in the sample. See model descriptions in Table 3.

**FIGURA 12.** Comparación de la selectividad promedio estimada (línea negra) y empírica (puntos rojos, ver 3.2.2) para la pesquería F19 en cada modelo de referencia, con inclinación = 1.0. Las ejecuciones sin puntos rojos en los tamaños más grandes predijeron cero peces de esos tamaños en la población, aunque hubo peces en la muestra. Ver descripciones de los modelos en la Tabla 3.



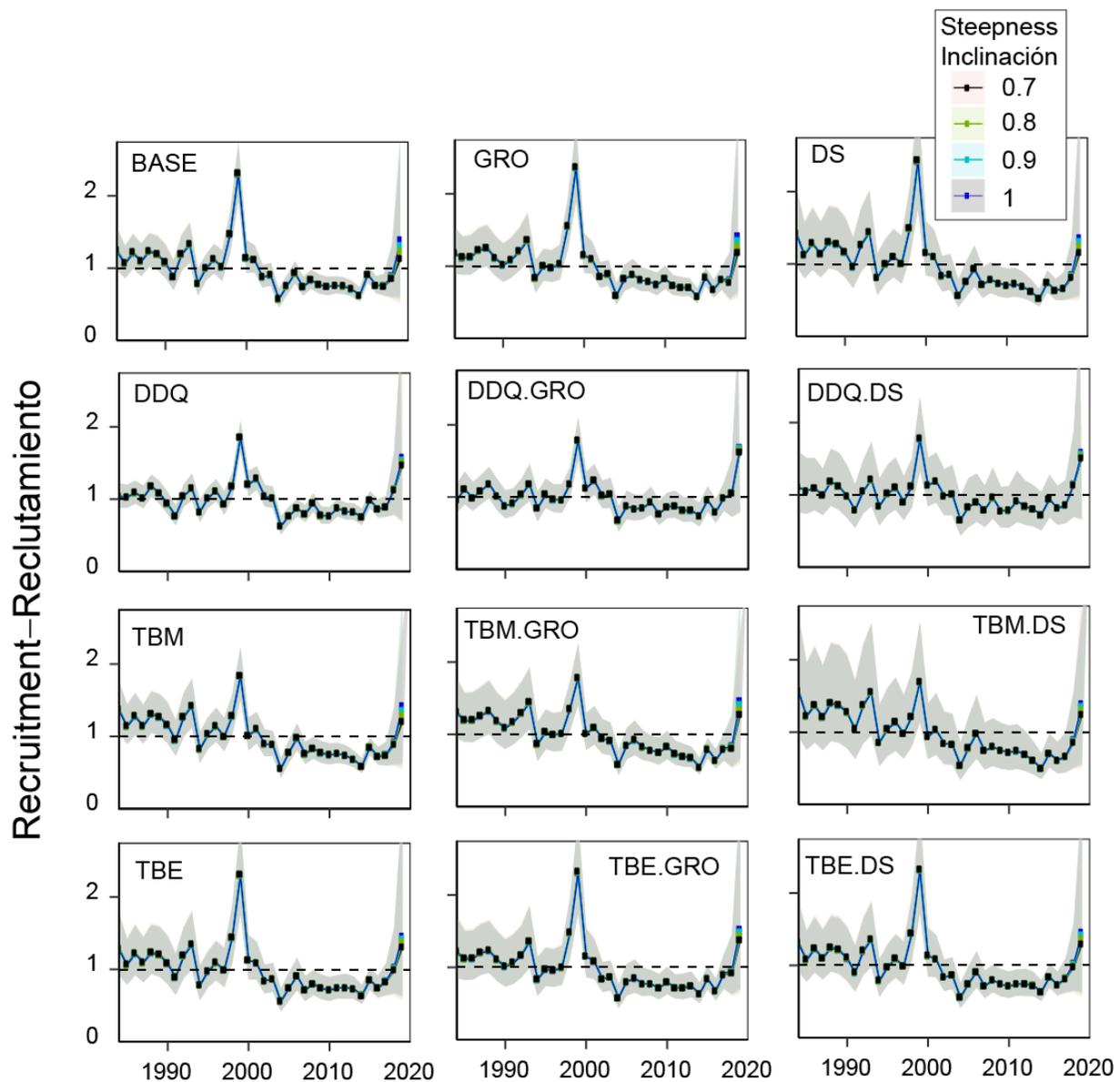
**FIGURE 13.** Estimated selectivity for the models with blocks in selectivity. The black line represents baseline selectivity, the red line the selectivity for 2002 (quarter 3) to 2007 (quarter 3). The blue and orange lines represent the selectivity for 1984-2014 and 2015-2019, respectively. See model descriptions in Table 3.

**FIGURA 13.** Selectividad estimada para los modelos con bloques de selectividad. La línea negra representa la selectividad base, la línea roja la selectividad de 2002 (trimestre 3) a 2007 (trimestre 3). Las líneas azul y naranja representan la selectividad de 1984-2014 y 2015-2019, respectivamente. Ver descripciones de los modelos en la Tabla 3.



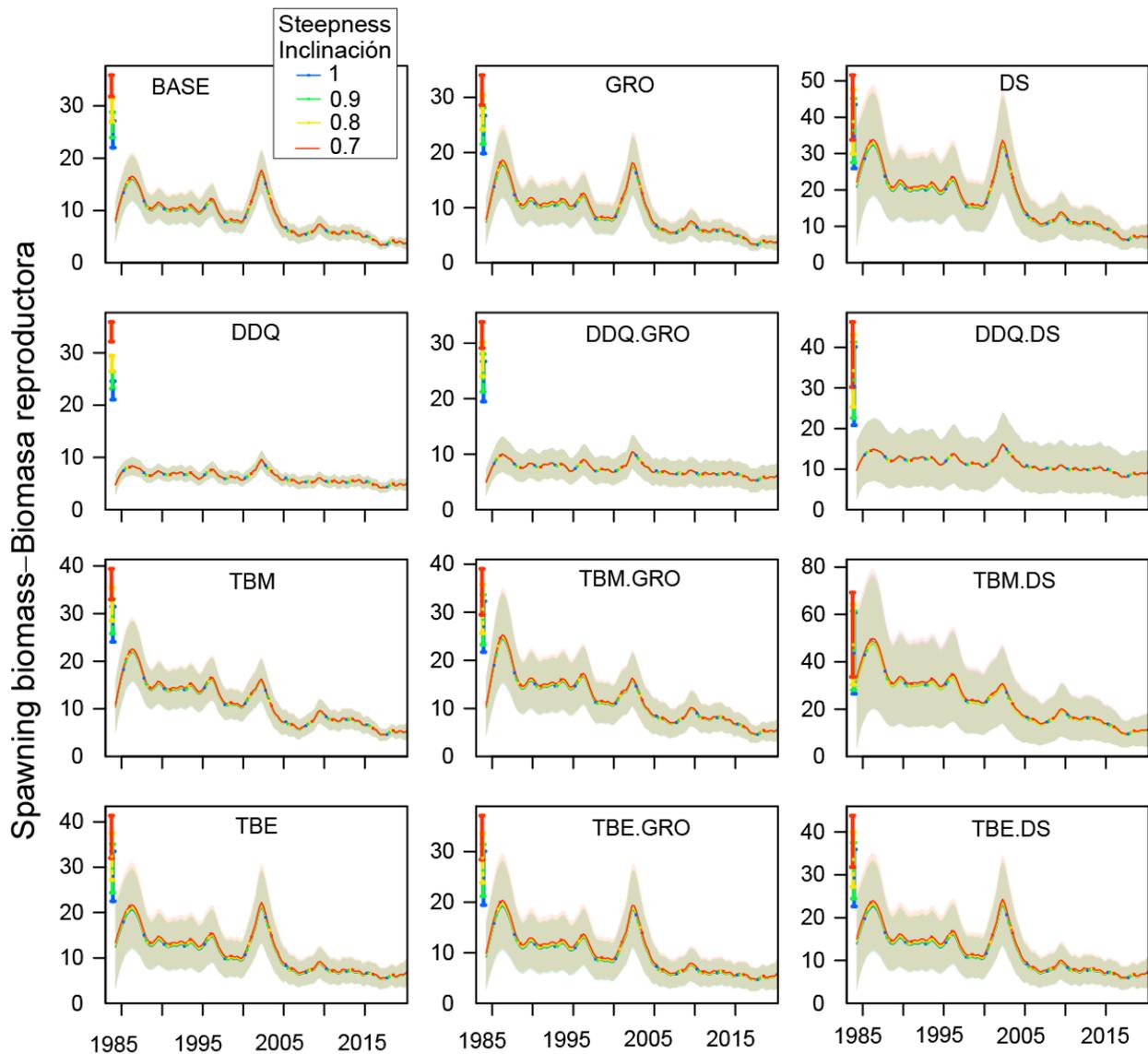
**FIGURE 14.** Schnute-Richards growth curves for different reference models in the yellowfin tuna benchmark assessment for the EPO. The solid lines represent the mean length-at-age, the dotted lines the variation in length-at-age (mean  $\pm$  1.96 standard deviations) that encompasses 95% of the fish of that age in the population (assuming the length-at-age has a normal distribution). The BASE curves is the fixed assumption. The others are estimated. The TBM.GRO curve (not shown) is similar to the GRO curve. See model descriptions in Table 3.

**FIGURA 14.** Curvas de crecimiento de Schnute-Richards de modelos de referencia diferentes de la evaluación de referencia del atún aleta amarilla del OPO. Las línea sólidas representan la talla promedio por edad, las líneas de trazos la variación de la talla por edad (promedio  $\pm$  1.96 desviaciones estándar) que comprende el 95% de los peces de esa edad en la población (suponiendo que la talla por edad tiene una distribución normal). La curva BASE es el supuesto de crecimiento fijo. Las otras son estimadas. La curva TBM.GRO (no ilustrada) es similar a la curva de GRO. Ver descripciones de los modelos en la Tabla 3.



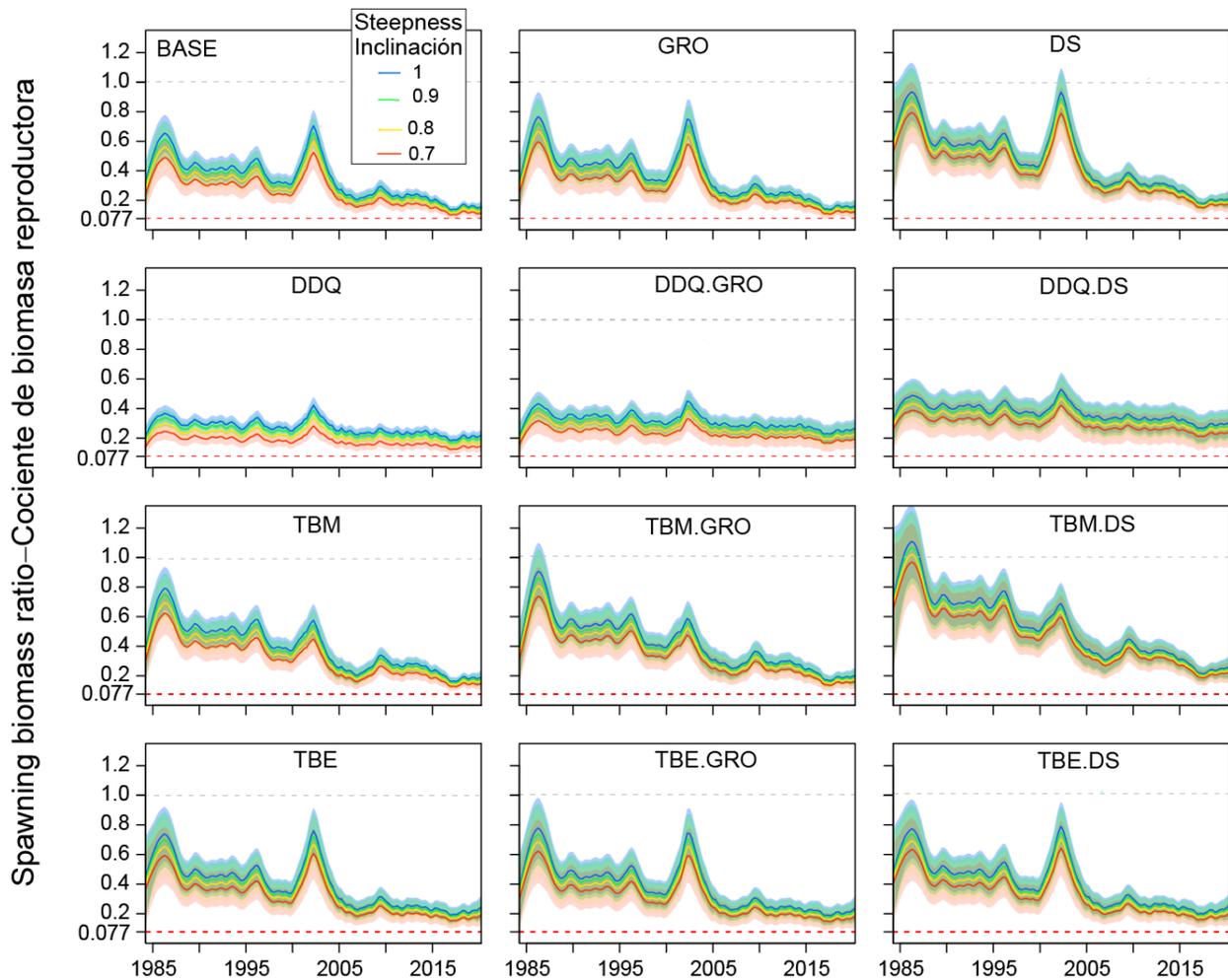
**FIGURE 15.** Annual relative recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO estimated by the reference models. The lines and dots indicate the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded areas the approximate 95% confidence intervals around the estimates. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The results for the four values of the steepness parameter ( $h$ ) are almost identical. See model descriptions in Table 3.

**FIGURA 15.** Reclutamiento anual relativo del aleta amarilla en las pesquerías del OPO estimado por los modelos de referencia. Las líneas y puntos indican las estimaciones de máxima verosimilitud (EMV) del reclutamiento, y las áreas sombreadas los intervalos de confianza de 95% aproximados alrededor de las estimaciones. Se ajusta la escala de las estimaciones para que el reclutamiento promedio sea igual a 1.0 (línea de trazos horizontal). Los resultados correspondientes a los cuatro valores del parámetro de inclinación ( $h$ ) son casi idénticos. Ver descripciones de los modelos en la Tabla 3.



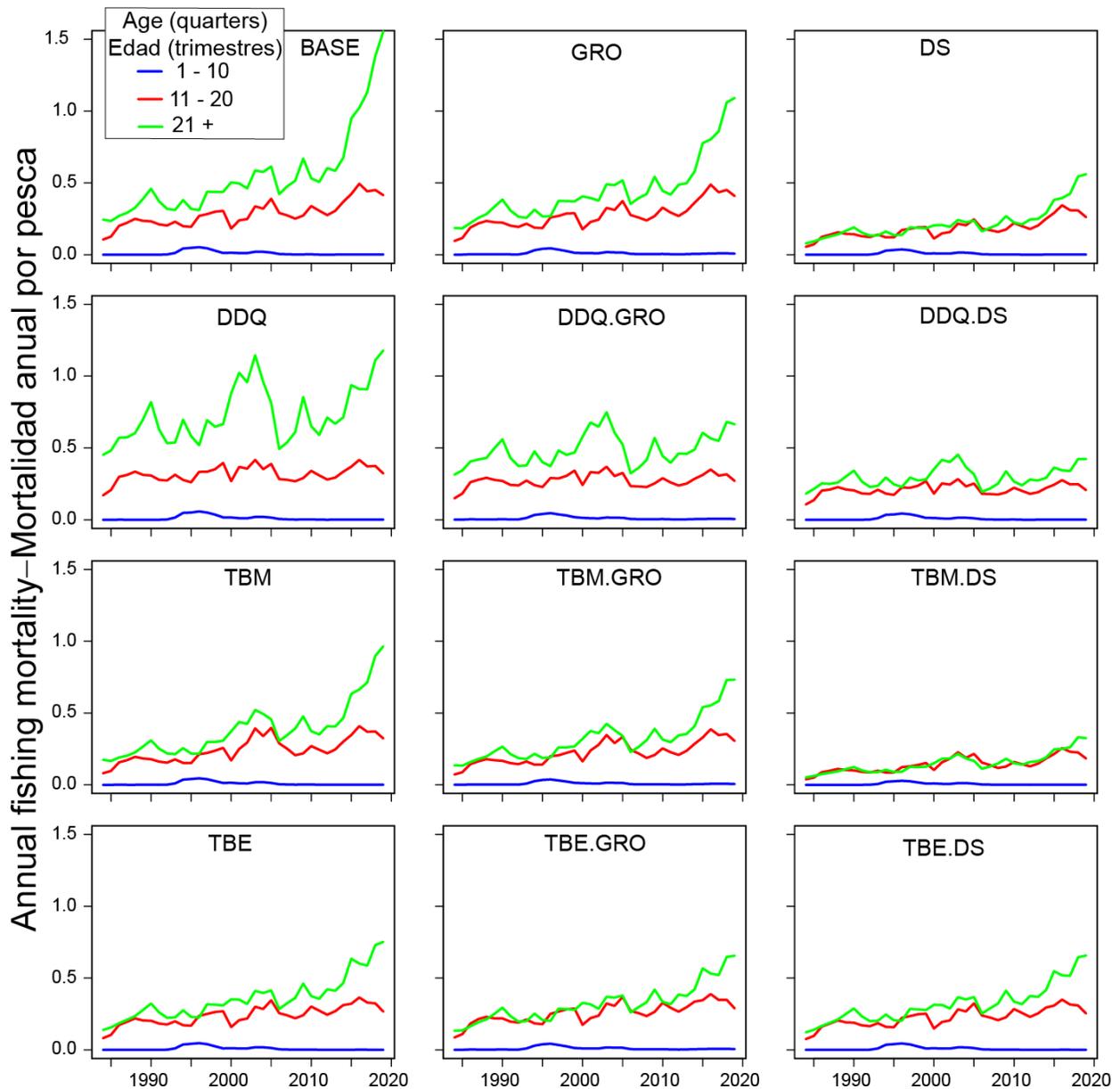
**FIGURE 16.** Spawning biomass, in thousands of fish, of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019, from the 12 reference models. The solid lines indicate the maximum likelihood estimates for four values of the steepness parameter ( $h$ ), and the shaded areas the approximate 95% confidence intervals around those estimates. The colored bars and points on the left edge of each panel are the estimates of virgin spawning biomass for each model. See model descriptions in Table 3.

**FIGURA 16.** Biomasa reproductora, en miles de peces, del aleta amarilla en el OPO, 1985-2019, de los 12 modelos de referencia. Las líneas sólidas indican las estimaciones de máxima verosimilitud correspondientes a cuatro valores del parámetro de inclinación ( $h$ ), y las áreas sombreadas los intervalos de confianza de 95% aproximados alrededor de esas estimaciones. Las barras y los puntos de color al borde izquierdo de cada panel son las estimaciones de biomasa reproductora virgen para cada modelo. Ver descripciones de los modelos en la Tabla 3



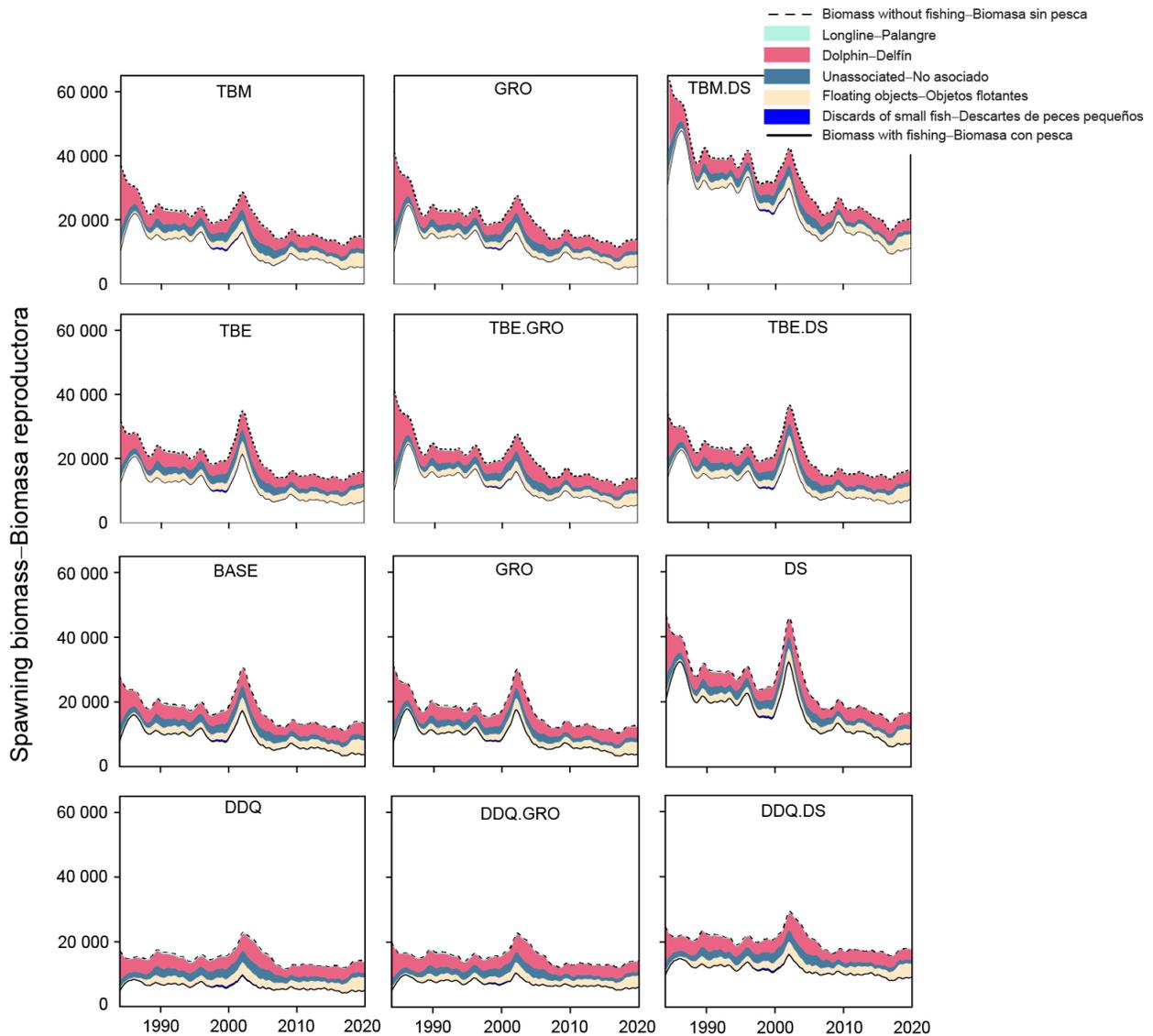
**FIGURE 17.** Spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019. The solid lines represent the maximum likelihood estimates for four values of the steepness parameter ( $h$ ), and the shaded areas the approximate 95% confidence intervals around those estimates. The red dashed horizontal line (at 0.077) identifies the SBR at  $S_{LIMIT}$ . See model descriptions in Table 3.

**FIGURA 17.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) del aleta amarilla en el OPO, 1985-2019. Las líneas sólidas representan las estimaciones de máxima verosimilitud correspondientes a cuatro valores del parámetro de inclinación ( $h$ ). Las áreas sombreadas son los intervalos de confianza de 95% aproximados alrededor de esas estimaciones. La línea de trazos horizontal roja (en 0.077) identifica el SBR en  $S_{LÍMITE}$ . Ver descripciones de los modelos en la Tabla 3



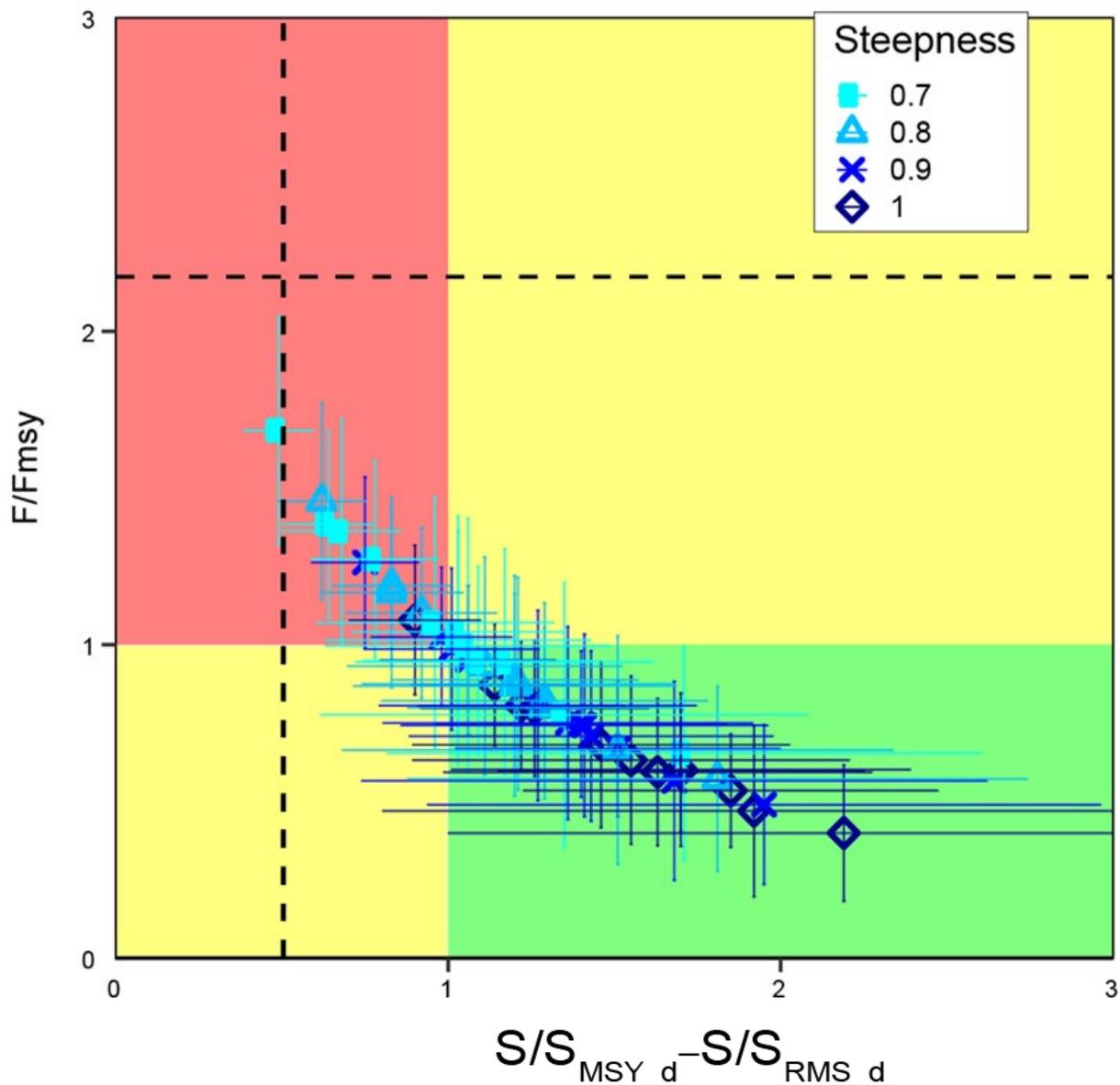
**FIGURE 18.** Average annual fishing mortality ( $F$ ) of yellowfin tuna in the EPO, by age group (in quarters), for all gears, estimated by the 12 reference models with steepness = 1.0. See model descriptions in Table 3.

**FIGURA 18.** Mortalidad por pesca ( $F$ ) anual promedio del atún aleta amarilla en el OPO, por grupo de edad (en trimestres), por todas las artes, estimada por los 12 modelos de referencia con inclinación = 1.0. Ver descripciones de los modelos en la Tabla 3.



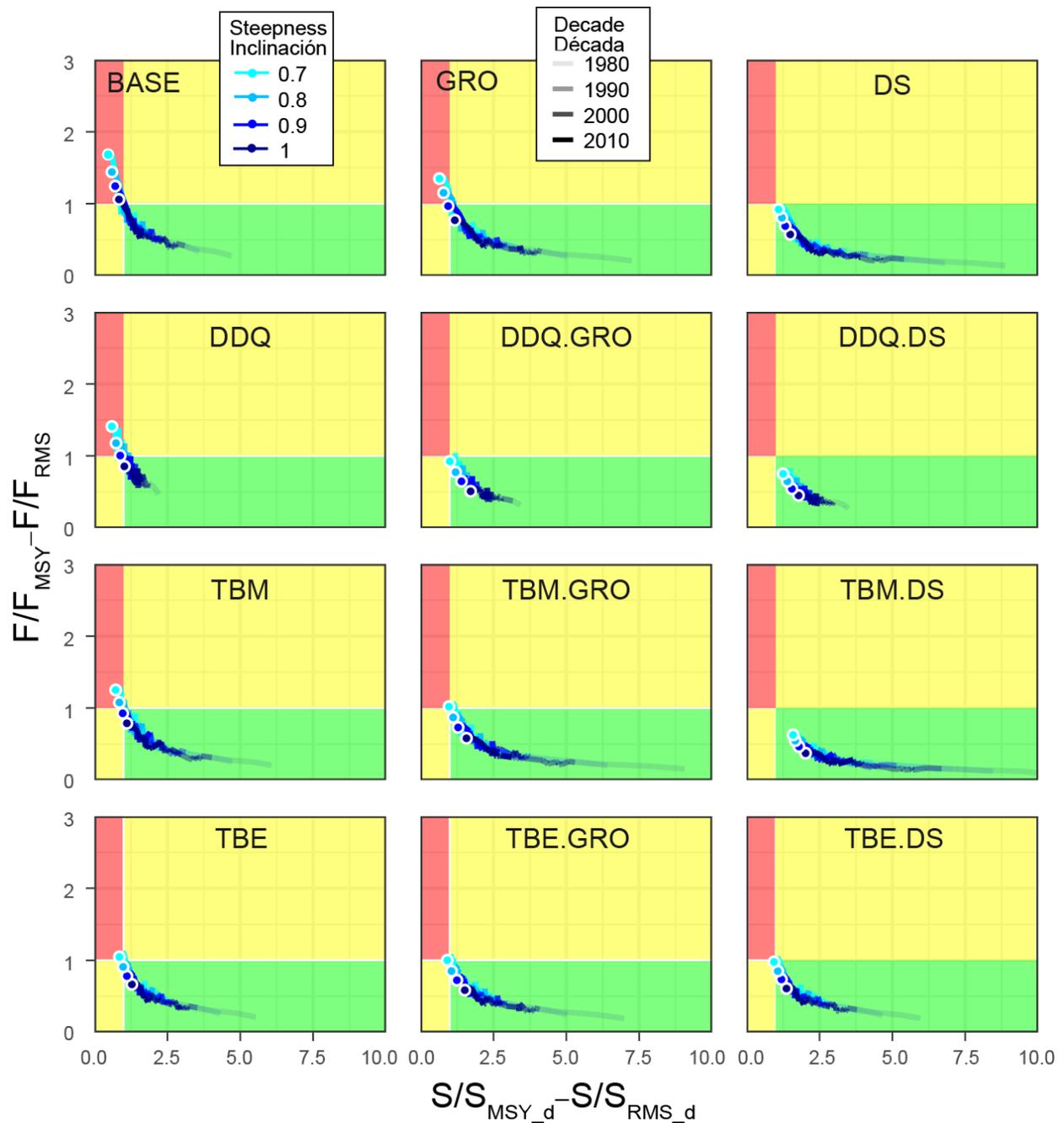
**FIGURE 19.** Impact of fishing, 1985-2019: trajectory of the spawning biomass (a fecundity index, see text for details) of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (dashed line) and that predicted by each model, with a steepness of 1.0 (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. See model descriptions in Table 3.

**FIGURA 19.** Impacto de la pesca, 1985-2019: trayectoria de la biomasa reproductora (un índice de fecundidad, ver detalles en el texto) de una población simulada de aleta amarilla que nunca fue explotada (línea de trazos) y la trayectoria predicha por cada modelo, con una inclinación de 1.0 (línea sólida). Las áreas sombreadas entre las dos líneas muestran las porciones del impacto atribuido a cada método de pesca. Ver descripciones de los modelos en la Tabla 3.



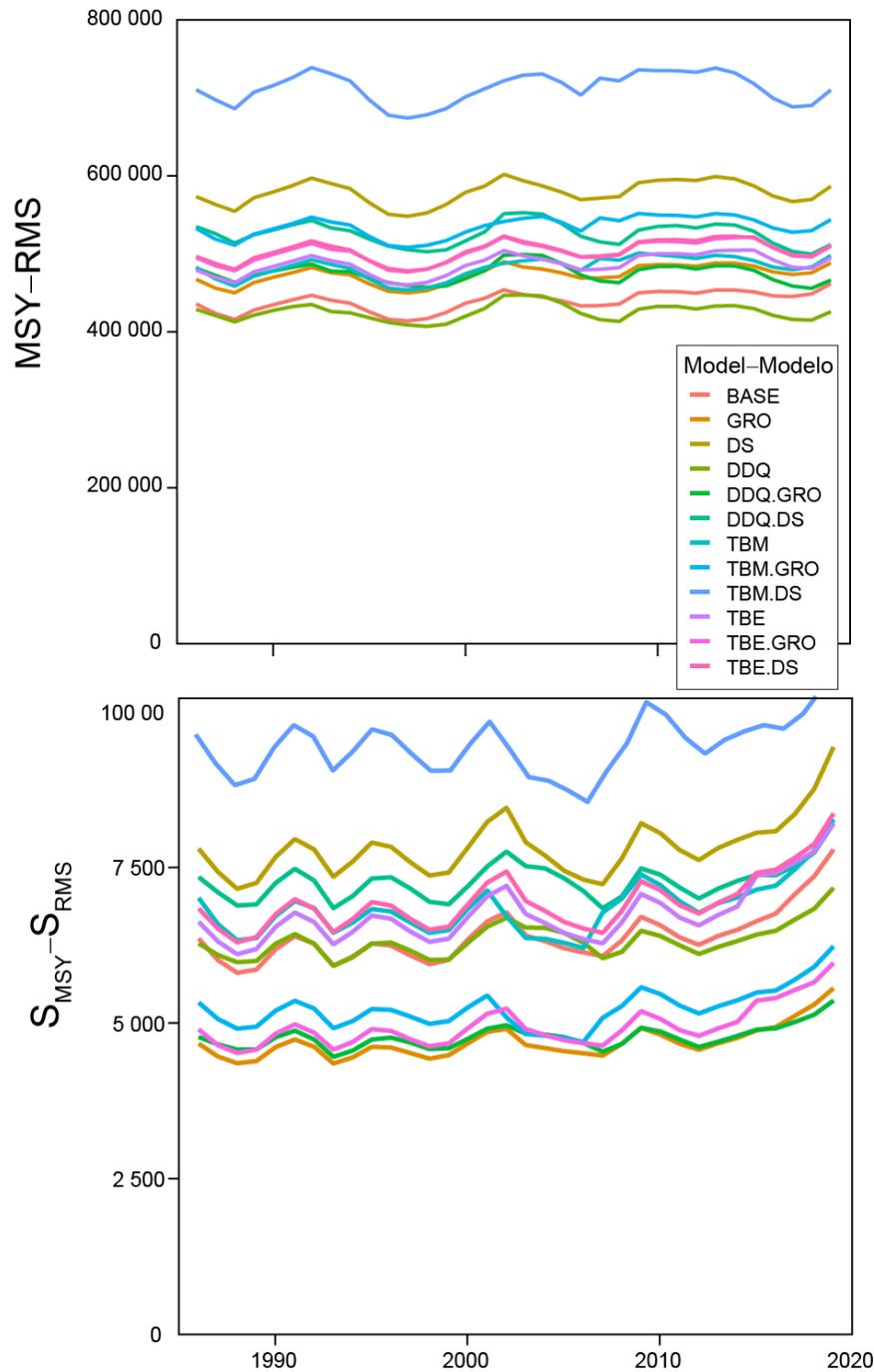
**FIGURE 20.** Kobe (phase) plot of the estimates of most recent spawning biomass ( $S_{current}$ ) and current (2017-2019) fishing mortality ( $F_{current}$ ) of yellowfin tuna in the EPO relative to their MSY-based reference points ( $S_{MSY\_d}$  and  $F_{MSY}$ ), from all models, for four values of the steepness parameter ( $h$ ). The dashed lines represent the average of all 48 limit reference points. The bars represent the 95% confidence interval of the estimates. See Figure A16 for model names.

**FIGURA 20.** Gráfica de Kobe (fase) de las estimaciones de la biomasa reproductora ( $S_{actual}$ ) más reciente y de la mortalidad por pesca ( $F_{actual}$ ) actual (2017-2019) del atún aleta amarilla en el EPO, relativas a sus puntos de referencia basados en RMS ( $S_{RMS\_d}$  y  $F_{RMS}$ ), de todos los modelos, correspondientes a cuatro valores del parámetro de inclinación ( $h$ ). Las líneas de trazos representan el promedio de los puntos de referencia límite de todos los 48 modelos. Las barras representan el intervalo de confianza de 95% de las estimaciones. Ver los nombres de los modelos en la figura A16.



**FIGURE 21.** Kobe plot of the time series of estimated spawning biomass ( $S$ ) and fishing mortality ( $F$ ) relative to their MSY reference points, for each combination of reference model and steepness assumption. Each dot is based on the average  $F$  over three years. The white circles represent the most recent estimates. See Table 3 for explanation of model names.

**FIGURA 21.** Gráfica de Kobe de las series de tiempo de la biomasa reproductora ( $S$ ) y mortalidad por pesca ( $F$ ) estimadas con respecto a sus puntos de referencia de RMS, para cada combinación de modelo de referencia y supuesto de inclinación. Cada punto se basa en la  $F$  promedio en tres años. Los puntos de color representan las estimaciones más recientes. En la Tabla 3 se explican los nombres de los modelos.



**FIGURE 22.** Estimates of spawning biomass ( $S$ ) and the associated maximum sustainable yield in equilibrium ( $S_{MSY}$ ) using the average age-specific fishing mortality for each year, for all models, with steepness = 1.0. See Table 3 for explanation of model names.

**FIGURA 22.** Estimaciones del rendimiento máximo sostenible (RMS) y la biomasa reproductora asociada ( $S_{RMS}$ ) usando el promedio de la mortalidad por pesca por edad para cada año. Solo se muestran las estimaciones para un supuesto de inclinación de 1.0. En la Tabla 3 se explican los nombres de los modelos.

**TABLE 2.** Selectivity (at length unless noted otherwise) and weighting of composition data specified for the fisheries and surveys in the assessment. The asymptotic curves were modeled using a double-normal function. Selectivity at age was 1.0 for ages 1 to 29 quarters (unless noted otherwise). Sel – selectivity assumption, W – length-frequency data weighting. The number in parenthesis after *splines* is the number of knots. D. normal is the double normal selectivity function. F-A: Fixed-Asymptotic.

**TABLA 2.** Selectividad (por talla, salvo indicación al contrario) y ponderación de los datos de composición especificados para las pesquerías y estudios en la evaluación. Las curvas asintóticas fueron modeladas con una función doble normal. La selectividad por edad fue 1.0 para las edades 1 a 29 (salvo indicación al contrario). Sel – supuesto de selectividad, W - ponderación de los datos de frecuencia detalladas. El número entre parentesis despues *splines* es el número de nudos. D. normal es la funcion de selectividad doble normal. F-A: Fija-Asintótica

<b>Fishery - Pesquería</b>	<b>F1</b>	<b>F2</b>	<b>F3</b>	<b>F4</b>	<b>F5</b>	<b>F6</b>
Sel	<i>Splines</i> (12)	<i>Splines</i> (11)	<i>Splines</i> (10)	<i>Splines</i> (10)	<i>Splines</i> (9)	<i>Splines</i> (9)
W	Francis/2	Francis	Francis/2	Francis/2	Francis/2	Francis
<b>Fishery - Pesquería</b>	<b>F7</b>	<b>F8</b>	<b>F9</b>	<b>F10</b>	<b>F11</b>	<b>F12</b>
Sel	<i>Splines</i> (6)	<i>Splines</i> (12)	<i>Splines</i> (14)	<i>Splines</i> (11)	<i>Splines</i> (10)	<i>Splines</i> (8)
W	Francis/2	Francis/2	Francis/2	Francis/2	Francis	Francis/2
<b>Fishery - Pesquería</b>	<b>F13</b>	<b>F14</b>	<b>F15</b>	<b>F16</b>	<b>F17</b>	<b>F18</b>
Sel	<i>Splines</i> (8)	<i>Splines</i> (9)	<i>Splines</i> (7)	<i>Splines</i> (10)	<i>Splines</i> (7)	Table - Tabla 3
W	Francis/2	Francis/2	Francis	Francis/2	Francis	Francis
<b>Fishery - Pesquería</b>	<b>F19</b>	<b>F20</b>	<b>F21</b>	<b>F22</b>		
Sel	D normal	F-A	F-A	<i>Splines</i> (9)		
W	Francis	0	0	Francis		
<b>Fishery - Pesquería</b>	<b>F25</b>	<b>F26</b>	<b>F27</b>	<b>F28</b>	<b>F29</b>	<b>F30</b>
Sel	Ages Edades 3-5	Ages Edades 3-5	Age Edades 3-5	Ages Edades 3-5	F-A	F-A
W	-	-	-	-	0	0
<b>Fishery - Pesquería</b>	<b>F31</b>	<b>F32</b>	<b>F33</b>	<b>F34</b>	<b>F35</b>	<b>F36</b>
Sel	F-A	F-A	F-A	F-A	= F29	= F30
W	0	0	0	0	0	0
<b>Fishery - Pesquería</b>	<b>F37</b>	<b>F38</b>	<b>F39</b>	<b>F40</b>		
Sel	= F31	= F32	= F33	= F34		
W	0	0	0	0		
<b>Survey - Estudio</b>	<b>S41</b>	<b>S23</b>	<b>S24</b>	<b>S42</b>	<b>S43</b>	
Sel	<i>Splines</i> (5)	D. normal	D. normal	D. normal	D. normal	
W	Francis	0	0	0	0	

**TABLE 3.** Reference models for the benchmark assessment of the yellowfin tuna in the EPO. The model input files and results for this assessment are available in [html and pdf formats](#).

**TABLA 3.** Modelos de referencia para la evaluación de referencia del atún aleta amarilla en el OPO. Los archivos de entrada del modelo y los resultados de esta evaluación están disponibles en [formato html y pdf](#).

	Modelo	Crecimiento	Capturabilidad de índice	Índice de selectividad	Selectividad F19	Selectividad F18	Datos adicionales
1.	BASE	Fijo	Constante	Constante	Asintótica	Domo <i>Splines</i> (11 nudos)	
2.	GRO	Estimado	Constante	Constante	Asintótica		Edad por talla
3.	DS	Fijo	Constante	Constante	Domo		
4.	DDQ	Fijo	Densodependiente	Constante	Asintótica		
5.	DDQ.GRO	Estimado	Densodependiente	Constante	Asintótica		Edad por talla
6.	DDQ.DS	Fijo	Densodependiente	Constante	Domo		
7.	TBM	Fijo	Bloques: Línea de base, 2001-2003.Q2	Bloque: 1984 – 2002.Q2 2002.Q3-2007.Q3	Bloques: Asintótica (línea de base), Domo (2002.Q3-2007.Q3)	Bloque doble normal: Domo (línea de base) Domo (2002.Q3-2007.Q3)	
8.	TBM.GRO	Estimado	Bloques: Línea de base, 2001-2003.Q2	Bloque: 1984 – 2002.Q2 2002.Q3-2007.Q3			Edad por talla
9.	TBM.DS	Fijo	Bloques: Línea de base, 2001-2003.Q2	Bloque: 1984 – 2002.Q2 2002.Q3-2007.Q3			
10.	TBE	Fijo	Bloques: Línea de base, 2001-2003.Q2	Constante	Bloques: Domo (1984-2014), Asintótica (2015-2019)	Forma de domo <i>Splines</i> (11 nudos)	
11.	TBE.GRO	Estimado	Bloques: Línea de base, 2001-2003.Q2	Constante			Edad por talla
12.	TBE.DS	Fijo	Bloques: Línea de base, 2001-2003.Q2	Constante			

**TABLE 4.** Maximum gradients of the models.

**TABLA 4.** Gradientes máximos de los modelos.

Steepness- Inclinación (h)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	BASE	GRO	DS	DDQ	DDQ.GRO	DDQ.DS	TBM	TBM.GRO	TBM.DS	TBE	TBE.GRO	TBE.DS
1.0	0.0013	0.0001	0.0001	0.0002	0.0000	0.0002	0.0022	3.5	10.5	0.0002	0.0001	0.0001
0.9	0.0001	0.0001	0.0001	0.0006	0.0109	0.0030	0.0005	3.5	1.1	0.0000	0.0041	0.0001
0.8	0.0001	0.0132	0.0001	0.0002	0.0000	0.0016	0.0002	11.2	1.3	0.0005	0.0000	0.0004
0.7	0.0002	0.0004	0.0001	0.0285	0.0013	0.0006	0.0010	4.4	9.8	0.0016	0.0008	0.0014

**TABLE 5** Root mean square error (RMSE) and negative log-likelihood (NLL) for the index of abundance for all model runs.

**TABLA 5.** La raíz del error cuadrático medio (RECM) y log-verosimilitud negativa (LVN) para el índice de abundancia en todas las ejecuciones de los modelos.

Steepness- Inclinación (h)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	BASE	GRO	DS	DDQ	DDQ.GRO	DDQ.DS	TBM	TBM.GRO	TBM.DS	TBE	TBE.GRO	TBE.DS
<b>RECM</b>												
1.0	0.23	0.23			0.19	0.20	0.21	0.21	0.21	0.22	0.22	0.22
0.9	0.23	0.23	0.22	0.22	0.20	0.20	0.21	0.21	0.21	0.22	0.22	0.22
0.8	0.23	0.23	0.23	0.20	0.19	0.20	0.21	0.21	0.21	0.22	0.22	0.22
0.7	0.23	0.23	0.23	0.20	0.19	0.20	0.21	0.21	0.21	0.22	0.22	0.22
<b>Differences to the lowest NLL - Diferencias de LVN al más bajo (164.85)</b>												
1.0	32.3	34.8	32.3	4.5	0.0	2.5	16.0	17.3	16.2	31.8	32.1	32.0
0.9	32.3	34.8	32.3	4.5	0.1	2.5	16.0	17.3	16.2	31.8	32.1	32.0
0.8	32.4	34.9	32.4	4.5	0.1	2.6	16.0	17.4	16.3	31.9	32.2	32.0
0.7	32.5	35.2	32.5	4.5	0.1	2.6	16.0	17.4	16.3	32.0	32.4	32.2

**TABLE 6.** Number of estimated parameters, negative log-likelihood (NLL): (1) without the conditional age-at-length data, (2) only the age-at-length data and Akaike information criterion (AIC) estimated excluding the conditional age-at-length data, reported as the difference to the model with the lowest value ( $\Delta$  AIC).

**TABLA 6.** Número de parámetros estimados, log-verosimilitud negativa (LVN): (1) sin los datos de edad condicional a la talla y (2) solo los datos de edad condicional a la talla y criterio de información de Akaike (AIC) estimado excluyendo los datos de edad condicional a la talla, presentado como diferencia al modelo con el menor valor ( $\Delta$  AIC).

Steepness- Inclinación (h)	Number of estimated parameters - Número de parámetros estimados											
	BASE	GRO	DS	DDQ	DDQ.GRO	DDQ.DS	TBM	TBM.GRO	TBM.DS	TBE	TBE.GRO	TBE.DS
1.0	332	336	334	333	337	335	339	343	341	341	345	343
0.9	332	336	334	333	337	335	339	343	341	341	345	343
0.8	332	336	334	333	337	335	339	343	341	341	345	343
0.7	332											
	1. NLL, without age-at-length data - LVN, sin datos de edad por talla											
1.0	2134.1	2112.3	2127.0	2107.3	2071.6	2079.7	2087.4	2069.8	2058.9	2127.0	2035.8	2125.9
0.9	2133.7	2111.8	2126.6	2106.7	2071.6	2079.6	2086.8	2069.2	2058.3	2126.6	2035.5	2125.5
0.8	2133.4	2111.5	2126.2	2106.1	2071.6	2079.6	2086.3	2068.7	2057.6	2126.2	2035.2	2125.1
0.7	2133.4											
	2. NLL, only age-at-length data - LVN, solo datos de edad por talla											
1.0	N/A	56.0	N/A	N/A	55.8	N/A	N/A	50.3	N/A	N/A	N/A	55.4
0.9	N/A	56.0	N/A	N/A	55.8	N/A	N/A	50.3	N/A	N/A	N/A	55.4
0.8	N/A	56.0	N/A	N/A	55.8	N/A	N/A	50.2	N/A	N/A	N/A	55.3
0.7	N/A											
	$\Delta$ AIC without age-at-length data, $\Delta$ AIC sin datos de edad por talla (AIC min = 4795.7)											
1.0	136.6	100.9	87.0	55.3	21.5	33.7	57.1	30.0	4.1	140.2	131.7	142.0
0.9	135.7	99.8	85.7	55.2	21.5	33.6	56.0	28.8	2.8	139.4	130.9	141.2
0.8	135.1	99.2	84.5	55.1	21.5	33.5	54.9	27.7	1.4	138.8	130.4	140.5
0.7	135.2	99.4	83.5	55.2	21.6	33.5	54.3	27.0	0.0	138.5	130.3	140.1

**TABLE 7.** Ratio between catchabilities of the index of abundance in the block ( $q_{2015-2019}$  or  $q_{2001-2003.Q2}$ ) and the baseline ( $q$ ) and non-linearity coefficient  $c$ , for each model and steepness value of the stock-recruitment function ( $h$ ) (see Table 3 and 5.1.6.c) .

**TABLA 7.** Razón entre las capturabilidades del índice de abundancia en el bloque ( $q_{2015-2019}$  or  $q_{2001-2003.Q2}$ ) y la línea de base ( $q$ ) y el coeficiente de no linealidad  $c$ , para cada modelo y valor de la inclinación de la función población reclutamiento ( $h$ ) (vea la Tabla 3 y 5.1.6.c) .

$h$	$q_{2015-2019}/q$		
	TBE	TBE.GRO	TBE.DS
1.0	0.91	0.92	0.86
0.9	0.92	0.92	0.86
0.8	0.92	0.93	0.87
0.7	0.92	0.93	0.87
	$q_{2001-2003.Q2}/q$		
	TBM	TBM.GRO	TBM.DS
1.0	1.64	1.82	1.74
0.9	1.64	1.81	1.74
0.8	1.65	1.81	1.74
0.7	1.65	1.82	1.75
	$c$		
	DDQ	DDQ.GRO	DDQ.DS
1.0	1.7	2.2	2.1
0.9	1.7	2.2	2.1
0.8	1.7	2.2	2.0
0.7	1.7	2.2	2.0

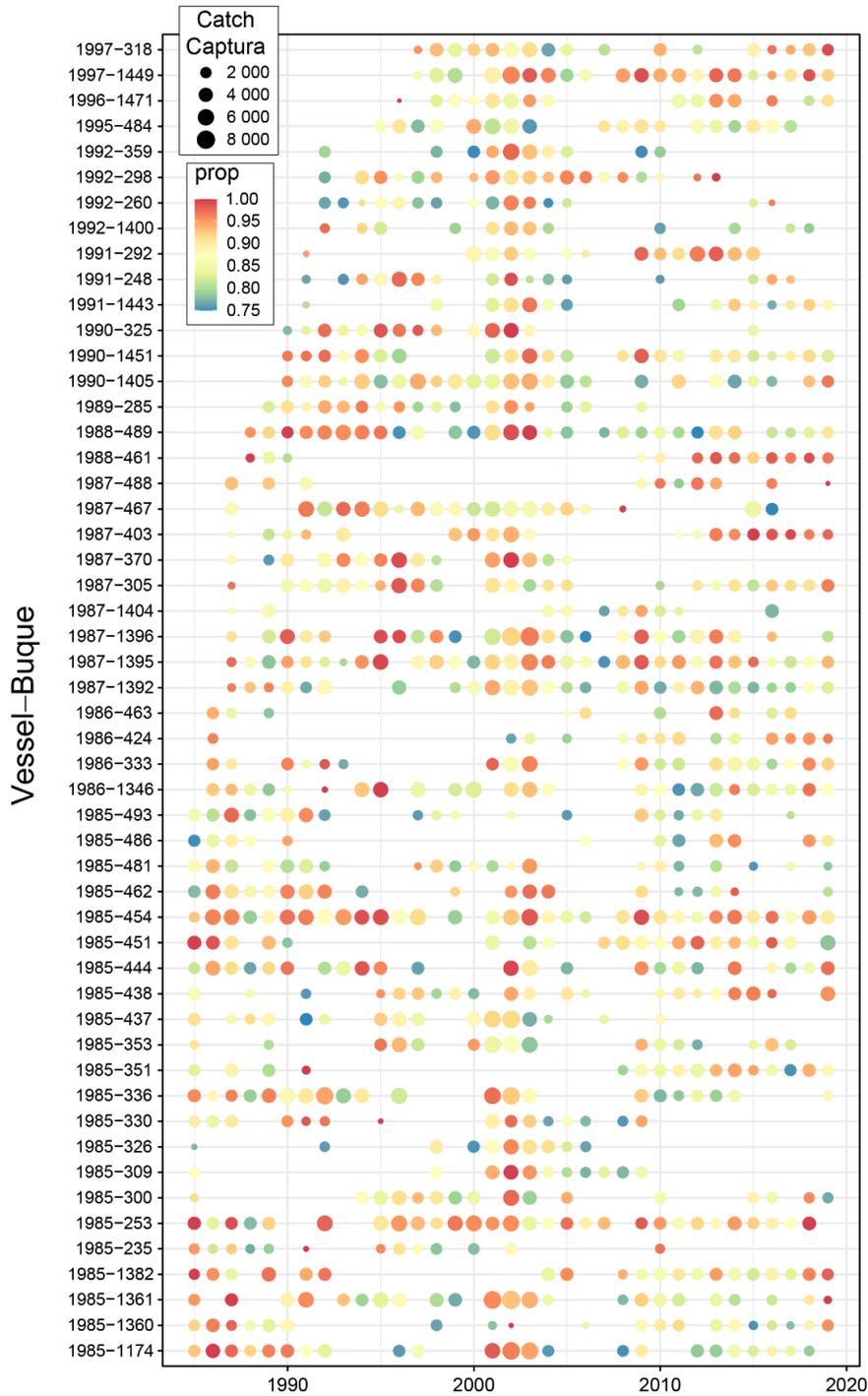
**TABLE 8.** Management table for yellowfin tuna in the EPO, 2020. Respectively,  $S_{current}$  and  $S_{MSY\_d}$  are the spawning biomass at the beginning of 2020 and at dynamic MSY level;  $F_{current}$  and  $F_{MSY}$  are the fishing mortality during 2017-2019 and at MSY; and  $S_{LIMIT}$  and  $F_{LIMIT}$  are the limit reference points for spawning biomass and fishing mortality.  $C_{current}$  is the total catch of yellowfin in 2019, in metric tons, and MSY\_d is the dynamic MSY, for each reference model and steepness value of the stock-recruitment function ( $h$ ). (See 6.1 for the definitions of the quantities reported).

**TABLA 8.** Tabla de ordenación para el atún aleta amarilla en el OPO, 2020. Respectivamente,  $S_{actual}$  y  $S_{RMS\_d}$  son la biomasa reproductora a principios de 2020 y en RMS dinámico;  $F_{actual}$  y  $F_{RMS}$  son la mortalidad por pesca durante 2017-2019 y en RMS; y  $S_{LÍMITE}$  y  $F_{LÍMITE}$  son los puntos de referencia límite de biomasa reproductora y mortalidad por pesca.  $C_{actual}$  es la captura total (en toneladas) de aleta amarilla en 2019 y RMS\_d es el RMS dinámico, para cada modelo de referencia y valor de la inclinación de la función población reclutamiento ( $h$ ). (Vea 6.1 para la definición de las cantidades presentadas).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	BASE	GRO	DS	DDQ	DDQ.GRO	DDQ.DS	TBM	TBM.GRO	TBM.DS	TBE	TBE.GRO	TBE.DS
<b><math>h = 1.0</math></b>												
RMS	461,752	488,404	586,672	425,788	466,324	511,876	497,760	543,960	710,188	494,796	509,932	510,824
RMS_d	257,732	263,175	290,662	271,054	299,762	319,271	269,331	288,203	353,699	290,869	300,961	297,008
$C_{actual}/RMS\_d$	0.97	0.95	0.87	0.92	0.83	0.79	0.93	0.87	0.72	0.86	0.83	0.85
$S_{RMS}/S_0$	0.32	0.24	0.27	0.31	0.23	0.27	0.30	0.23	0.26	0.29	0.24	0.29
$S_{actual}/S_0$	0.15	0.16	0.21	0.22	0.27	0.30	0.19	0.20	0.26	0.24	0.24	0.25
$S_{RMS}/S_{LÍMITE}$	2.00	2.09	2.71	2.84	3.45	3.93	2.47	2.62	3.37	3.17	3.05	3.26
$p(S_{actual} < S_{LÍMITE})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$F_{actual}/F_{LÍMITE}$	0.40	0.40	0.27	0.33	0.28	0.22	0.33	0.31	0.20	0.28	0.30	0.27
$p(F_{actual} > F_{LÍMITE})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$S_{actual}/S_{RMS\_d}$	0.90	1.26	1.63	1.14	1.85	1.92	1.22	1.70	2.19	1.46	1.70	1.55
$p(S_{actual} < S_{RMS\_d})$	0.84	0.07	0.03	0.14	0.00	0.05	0.08	0.01	0.03	0.06	0.02	0.05
$F_{actual}/F_{RMS}$	1.08	0.80	0.59	0.87	0.53	0.47	0.81	0.60	0.40	0.68	0.60	0.63
$p(F_{actual} > F_{RMS})$	0.74	0.03	0.00	0.10	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
<b><math>h = 0.9</math></b>												
RMS	468,040	481,752	573,148	436,744	459,168	501,548	496,352	528,252	677,592	493,256	501,144	506,556
RMS_d	260,403	252,946	267,120	267,881	276,496	293,116	259,476	263,425	308,512	276,548	278,752	279,319
$C_{actual}/RMS\_d$	0.96	0.98	0.94	0.93	0.90	0.86	0.97	0.95	0.82	0.91	0.90	0.90
$S_{RMS}/S_0$	0.35	0.29	0.31	0.35	0.28	0.31	0.33	0.28	0.30	0.33	0.29	0.32
$S_{actual}/S_0$	0.14	0.15	0.20	0.20	0.25	0.29	0.18	0.19	0.25	0.23	0.22	0.24
$S_{RMS}/S_{LÍMITE}$	1.86	1.95	2.59	2.61	3.23	3.73	2.32	2.47	3.24	2.97	3.05	3.06
$p(S_{actual} < S_{LÍMITE})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$F_{actual}/F_{LÍMITE}$	0.47	0.46	0.31	0.38	0.32	0.25	0.38	0.36	0.23	0.33	0.30	0.31
$p(F_{actual} > F_{LÍMITE})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

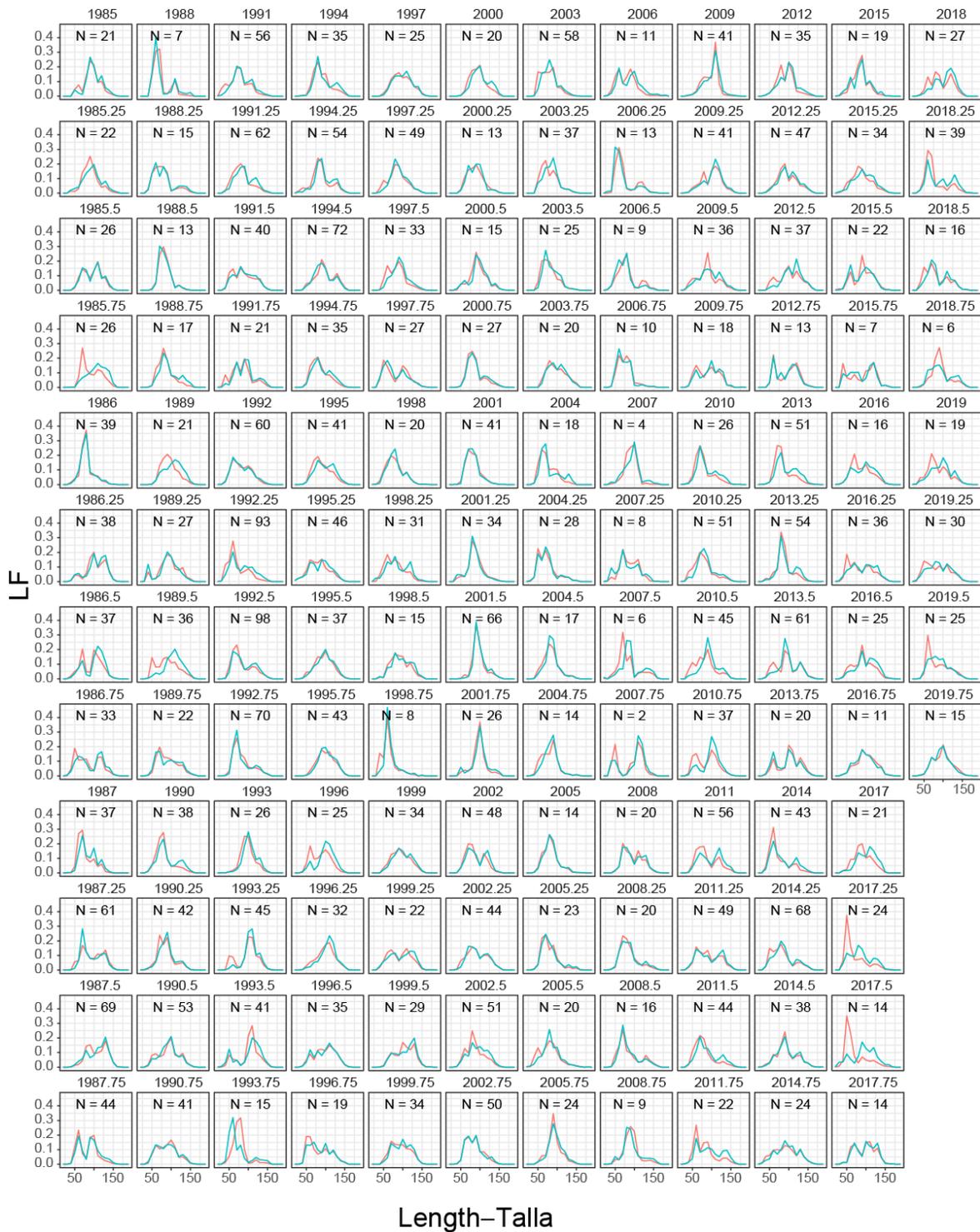
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	BASE	GRO	DS	DDQ	DDQ.GRO	DDQ.DS	TBM	TBM.GRO	TBM.DS	TBE	TBE.GRO	TBE.DS
$S_{actual}/S_{RMS\_d}$	0.75	1.01	1.43	0.98	1.51	1.68	1.06	1.40	1.95	1.27	1.41	1.36
$p(S_{actual}<S_{RMS\_d})$	1.00	0.47	0.06	0.57	0.02	0.08	0.33	0.04	0.03	0.13	0.07	0.10
$F_{actual}/F_{RMS}$	1.26	0.99	0.71	1.02	0.67	0.57	0.95	0.75	0.49	0.81	0.74	0.75
$p(F_{actual}>F_{RMS})$	0.97	0.46	0.02	0.59	0.00	0.00	0.34	0.02	0.00	0.10	0.04	0.06
<b>h = 0.8</b>												
RMS	483,904	485,012	565,840	462,136	463,640	498,952	502,580	521,748	658,140	499,520	502,460	509,704
RMS_d	269,568	251,063	249,703	271,954	261,577	272,308	254,710	248,137	276,016	268,398	266,591	267,751
$C_{actual}/RMS\_d$	0.92	0.99	1.01	0.92	0.95	0.93	0.98	1.01	0.92	0.94	0.94	0.94
$S_{RMS}/S_0$	0.37	0.32	0.34	0.37	0.32	0.34	0.36	0.32	0.33	0.36	0.32	0.35
$S_{actual}/S_0$	0.13	0.14	0.19	0.18	0.23	0.27	0.16	0.18	0.24	0.21	0.20	0.22
$S_{RMS}/S_{LIMITE}$	1.68	1.79	2.44	2.31	2.93	3.46	2.13	2.30	3.07	2.74	2.63	2.83
$p(S_{actual}<S_{LIMITE})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$F_{actual}/F_{LIMITE}$	0.55	0.53	0.36	0.45	0.37	0.29	0.44	0.42	0.26	0.38	0.41	0.37
$p(F_{actual}>F_{LIMITE})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$S_{actual}/S_{RMS\_d}$	0.62	0.83	1.29	0.83	1.29	1.51	0.92	1.20	1.81	1.11	1.21	1.20
$p(S_{actual}<S_{RMS\_d})$	1.00	0.94	0.12	0.97	0.08	0.11	0.75	0.15	0.04	0.30	0.19	0.21
$F_{actual}/F_{RMS}$	1.46	1.17	0.82	1.19	0.80	0.66	1.10	0.89	0.57	0.93	0.88	0.87
$p(F_{actual}>F_{RMS})$	1.00	0.86	0.13	0.93	0.06	0.04	0.77	0.21	0.00	0.35	0.24	0.23
<b>h = 0.7</b>												
RMS	518,192	502,584	566,512	521,896	488,020	508,960	521,792	526,380	650,584	518,396	517,428	524,164
RMS_d	289,293	256,702	235,527	291,255	254,438	255,332	255,934	238,816	248,957	266,352	262,019	261,308
$C_{actual}/RMS\_d$	0.86	0.97	1.07	0.86	0.98	0.99	0.98	1.04	1.02	0.94	0.96	0.96
$S_{RMS}/S_0$	0.40	0.35	0.37	0.40	0.35	0.37	0.38	0.35	0.36	0.38	0.35	0.38
$S_{actual}/S_0$	0.11	0.12	0.17	0.15	0.19	0.24	0.15	0.16	0.22	0.19	0.18	0.20
$S_{RMS}/S_{LIMITE}$	1.45	1.58	2.26	1.90	2.53	3.10	1.90	3.21	2.89	2.44	2.35	2.55
$p(S_{actual}<S_{LIMITE})$	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$F_{actual}/F_{LIMITE}$	0.65	0.62	0.42	0.54	0.44	0.34	0.52	0.33	0.30	0.45	0.47	0.43
$p(F_{actual}>F_{LIMITE})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$S_{actual}/S_{RMS\_d}$	0.49	0.68	1.17	0.64	1.09	1.35	0.78	1.03	1.71	0.96	1.03	1.06
$p(S_{actual}<S_{RMS\_d})$	1.00	1.00	0.23	1.00	0.31	0.17	0.99	0.43	0.06	0.59	0.44	0.39
$F_{actual}/F_{RMS}$	1.68	1.36	0.94	1.38	0.95	0.78	1.27	1.04	0.65	1.07	1.01	1.00
$p(F_{actual}>F_{RMS})$	1.00	0.98	0.38	0.99	0.37	0.15	0.95	0.60	0.02	0.64	0.53	0.49

ANEXO 1.



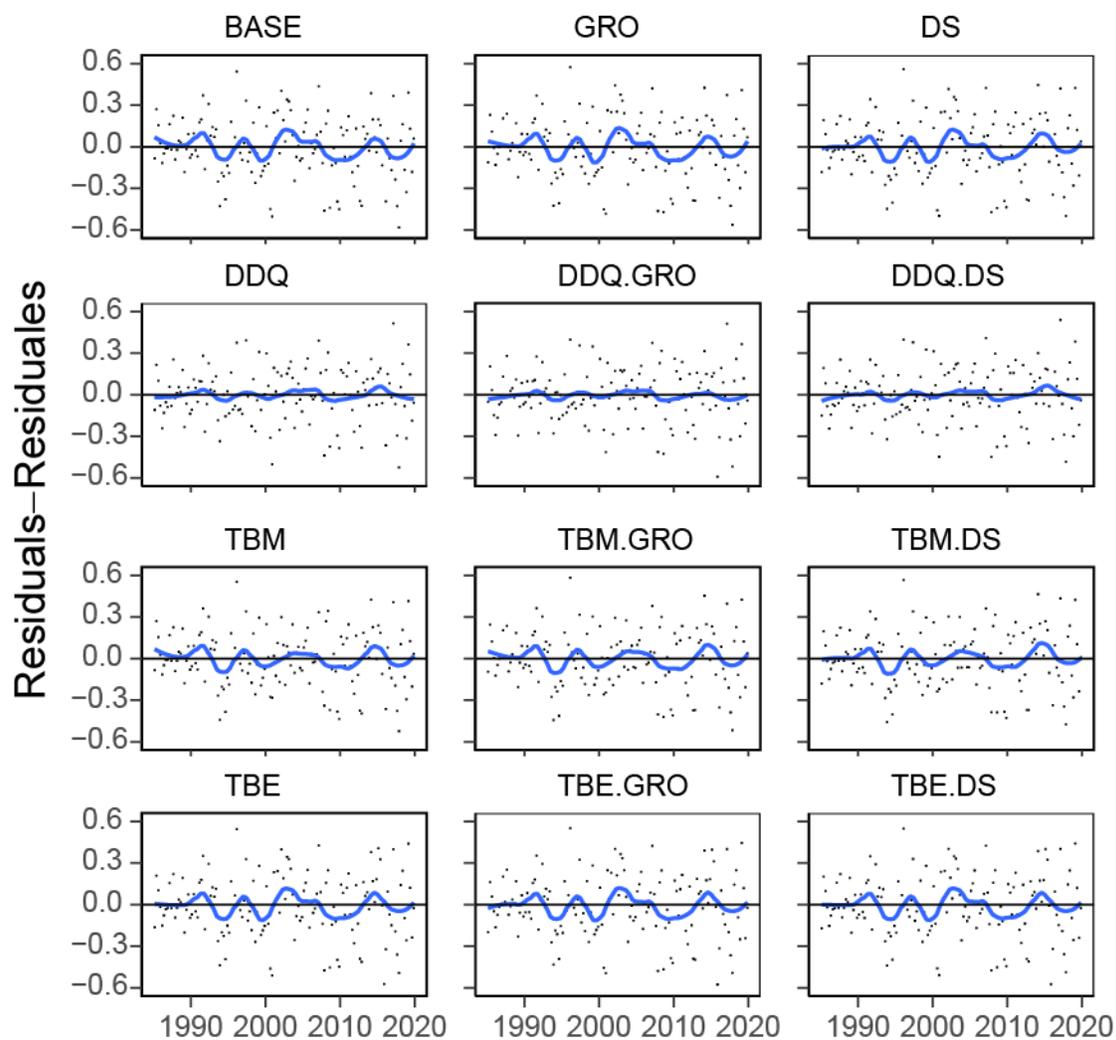
**FIGURE A1.** Vessels included in the standardization of CPUE to obtain the index of abundance coming from the dolphin-associated fisheries. Vessels (indicated by their codes) are shown on the y-axis. The size of the dot represents the annual catch, and the color the annual proportion of sets on dolphins.

**FIGURA A1.** Buques incluidos en la estandarización de la CPUE para el índice de abundancia proveniente de las pesquerías asociada a delfines. Los buques (indicados por sus códigos) se muestran en el eje y. El tamaño del punto representa la captura anual, y el color la proporción anual de lances sobre delfines.



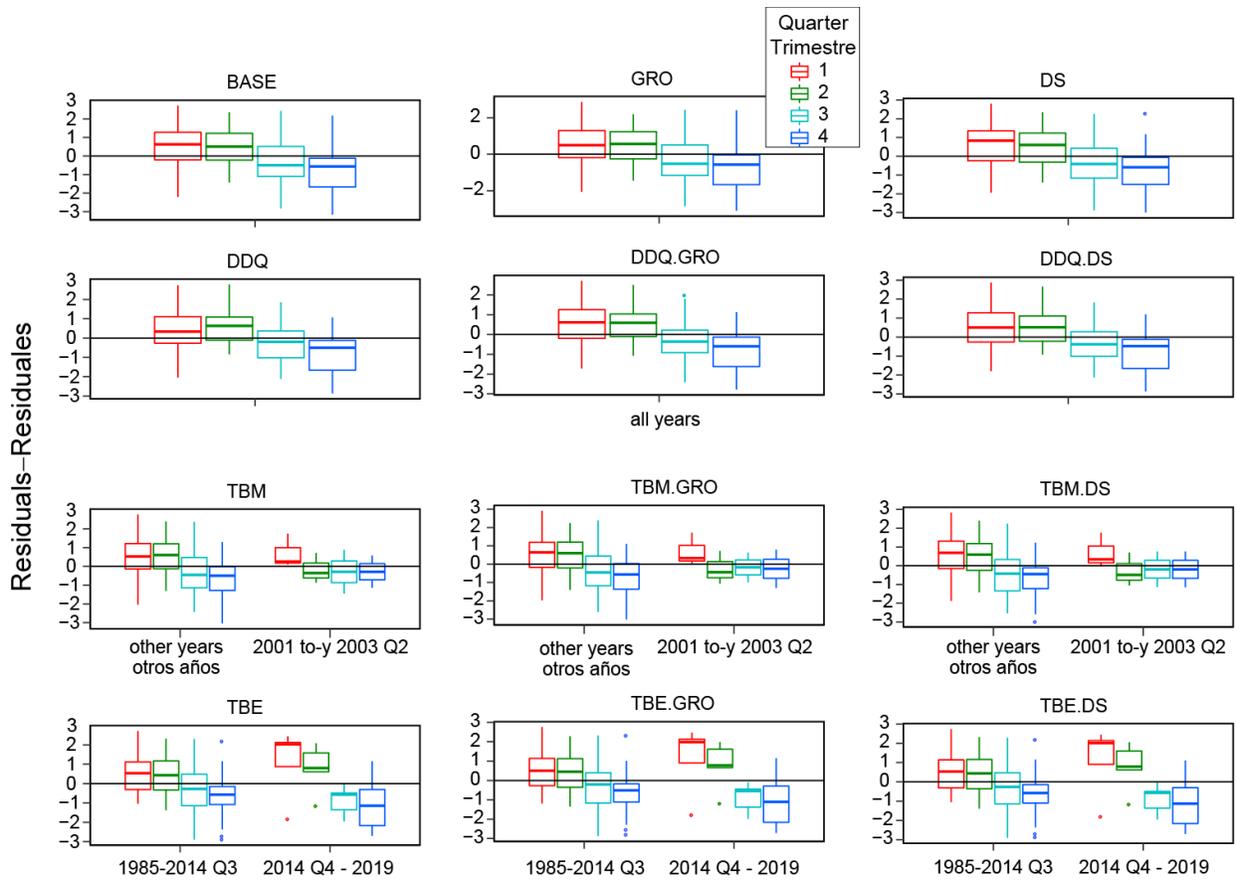
**FIGURE A2.** Comparison of nominal (red lines) and standardized (blue lines) length frequencies used to represent the index of abundance.

**FIGURA A2.** Comparación de las frecuencias de talla nominales (líneas rojas) y estandarizadas (líneas azules) usadas para representar el índice de abundancia.



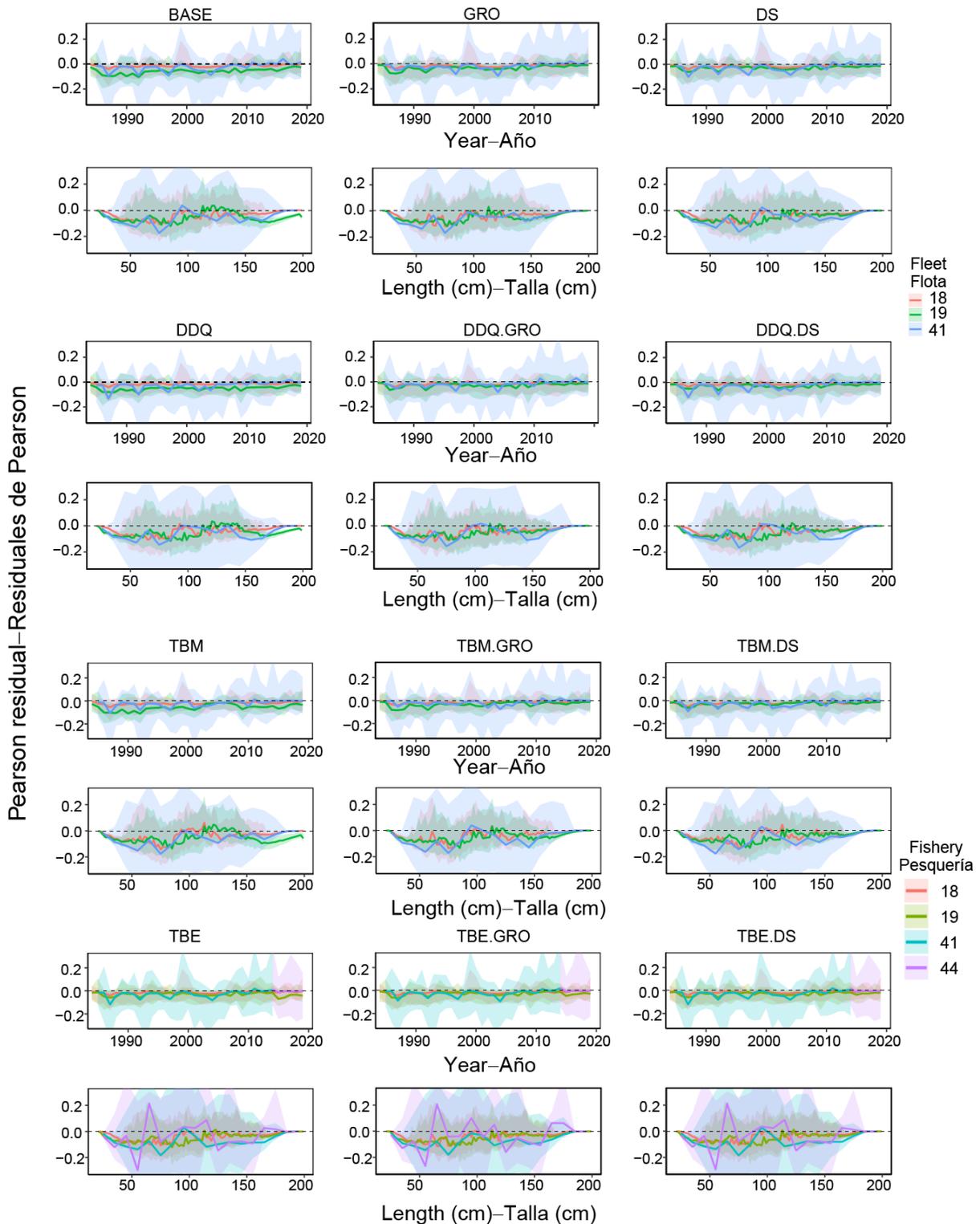
**FIGURE A3.** Residuals ( $\log(\text{observed index}) - \log(\text{expected index})$ ) for the twelve model configurations with steepness  $h = 1$ . The lines were built using the *R stats::loess* function for fitting a local polynomial smoother with span = 0.25.

**FIGURA A3.** Residuales ( $\log(\text{índice observado}) - \log(\text{índice esperado})$ ) para las 12 configuraciones de los modelos con inclinación  $h = 1$ . Las líneas se construyeron usando la función de *R stats::loess* para ajustar un suavizador polinomial local con ancho de banda = 0.25.



**FIGURE A4.** Residual (log (observed index)-log(expected index)) plots for the twelve model configurations with steepness = 1.

**FIGURA A4.** Gráficas de residuales (log (índice observado)-log (índice esperado)) para las 12 configuraciones de los modelos con inclinación = 1.



**FIGURE A5.** Residual plots for the survey (41 – baseline period and 44 - block) and fisheries F18 and F19. The lines are the median residuals and the shaded area are the 25th and 75th percentiles.

**FIGURA A5.** Gráficas de residuales para el estudio (41 y 44) y las pesquerías F18 y F19. Las líneas representan los residuales medianos y el área sombreada los percentiles de 25 y 75.

## Anexo 2.

### DIAGNÓSTICOS DE MODELOS INTEGRADOS

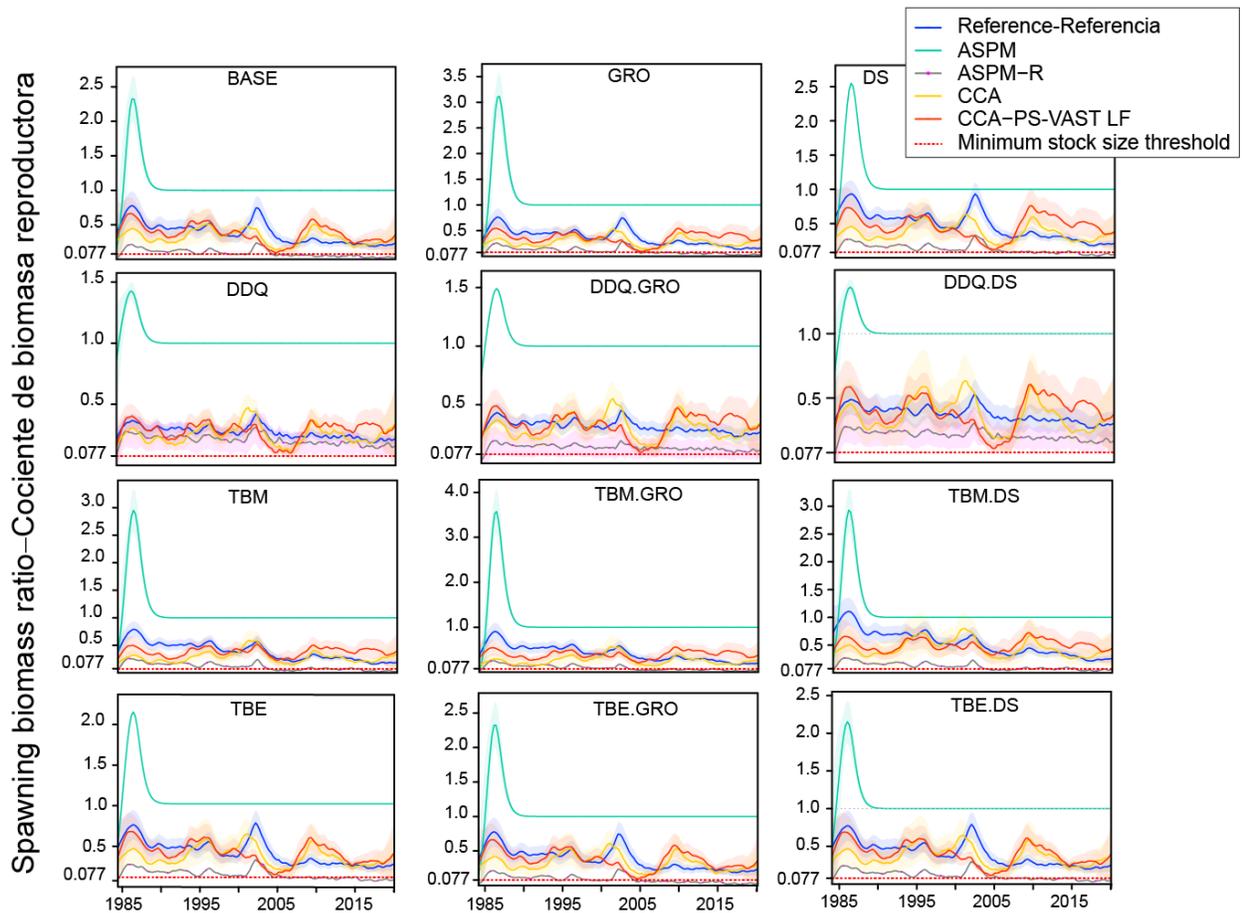
**Modelo de producción con estructura por edad (*age-structured production model, ASPM*):** este diagnóstico (Maunder y Piner 2015) puede usarse para: (i) evaluar especificaciones erróneas del modelo, (ii) determinar la influencia de los datos de composición en las estimaciones de abundancia absoluta y las tendencias de la abundancia, y (iii) comprobar si la captura por sí sola puede explicar las tendencias de los índices de abundancia. El diagnóstico de ASPM se calcula de la siguiente manera: (i) ejecutar el modelo de caso base; (ii) fijar los parámetros de selectividad en la estimación de máxima verosimilitud (EMV) del modelo de caso base, (iii) desactivar la estimación de todos los parámetros excepto los parámetros de escala ( $R_0$ ), y fijar las desviaciones de reclutamiento en cero; (iv) ajustar el modelo a los índices de abundancia solamente; (v) comparar la trayectoria estimada con la del caso base. Hay evidencia de la existencia de una función de producción si el ASPM puede ajustarse bien a los índices de abundancia que tienen un buen contraste (es decir, los que tienen tendencias decrecientes y/o crecientes); también es probable que el índice, en combinación con las capturas, proporcione información sobre la abundancia absoluta (Maunder y Piner 2015). Cuando las capturas no pueden explicar los cambios en el índice de abundancia, el ASPM no se ajustará bien al índice. Esto puede tener varias causas: (i) la población es impulsada por el reclutamiento; (ii) la población aún no ha disminuido hasta el punto en que la captura es un factor importante que influye en la abundancia, (iii) el modelo de caso base es incorrecto, o (iv) los índices de abundancia relativa no son proporcionales a la abundancia. Comprobar si la población está impulsada por el reclutamiento implica estimar desviaciones del reclutamiento al ajustar el modelo (ASPM-R). Si esto todavía no permite capturar la trayectoria de la población estimada en el modelo integrado, se puede concluir que la información sobre la escala en el modelo integrado proviene de los datos de composición por talla. Los grandes intervalos de confianza sobre la abundancia estimada por el ASPM también indican que el índice de abundancia contiene poca información sobre la abundancia absoluta.

El **análisis de curva de captura (ACC)** se realiza ajustando el modelo integrado solo a los datos de composición por talla, y estimando todos los parámetros excepto los parámetros auxiliares asociados al índice (Carvalho *et al.* 2017). La disminución del logaritmo de la proporción de la captura por edad con la edad (la curva de captura) proporciona información sobre la mortalidad por pesca (visto que la mortalidad natural se supone conocida), y cuando se combina con los datos de captura, proporciona información sobre la abundancia. El ACC es usado para verificar si la tendencia temporal implícita por los datos de composición por talla es consistente con la que proviene del índice de abundancia. Si las dos tendencias son similares, entonces hay más confianza de que la tendencia de la abundancia estimada es exacta. Se usaron dos variantes del ACC, una que se ajusta únicamente a los datos de las pesquerías y otra que se ajusta únicamente a los datos del estudio.

**Perfil de verosimilitud sobre el parámetro de escala global:** Se usa un perfil de verosimilitud del reclutamiento promedio en una población no explotada (virgen) en escala logarítmica,  $\ln R_0$ , para determinar si la información sobre la escala de biomasa absoluta es consistente entre los conjuntos de datos (por ejemplo, Francis 2011; Lee *et al.* 2014; Wang *et al.* 2014 2). El perfil se hace fijando  $\ln R_0$  a un rango de valores alrededor de la estimación de máxima verosimilitud (EMV) y estimando todos los demás parámetros, obteniendo luego la contribución de cada conjunto de datos y componentes de la penalización a la verosimilitud condicionada del valor de  $\ln R_0$ . El perfil cuantifica cómo se degrada el ajuste a cada componente de datos al cambiar la escala de la población. Los datos con gran cantidad de información sobre la escala de la población mostrarán una pérdida de ajuste (menor verosimilitud, o mayor log-verosimilitud negativa) a medida que la escala de la población se modifica con respecto a su mejor estimación (Lee *et al.* 2001). Si los diferentes componentes de datos favorecen diferentes valores de  $\ln R_0$ , hay información

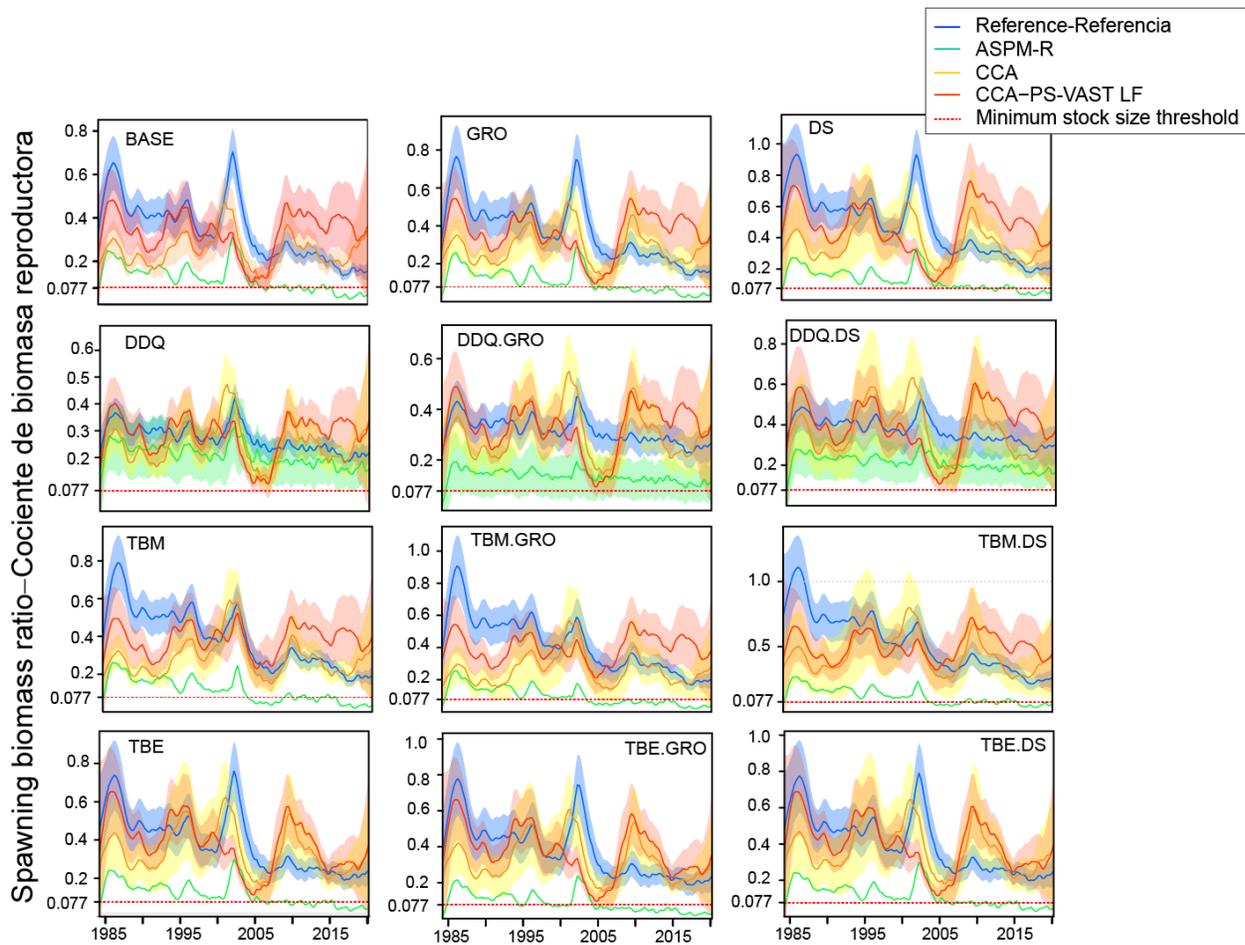
contradictoria entre ellos, condicionada por el modelo, lo que apunta a una posible especificación errónea del modelo.

**Análisis retrospectivos:** estos análisis son útiles para determinar cuán consistente es un método de evaluación de un año a otro (Mohn 1999). El análisis se realiza generalmente eliminando los datos del último periodo de tiempo, luego repitiendo el ajuste del modelo sin cambiar el método y los supuestos, eliminando el último y el penúltimo, ejecutando el modelo de nuevo y así sucesivamente, hasta que se elimine una cantidad deseada de datos de forma acumulativa. Esto muestra el efecto sobre las cantidades estimadas resultantes de incluir más datos. Las inconsistencias en los resultados de esta eliminación progresiva de datos son una señal de insuficiencias en los modelos de evaluación. El modelo de evaluación tiene un periodo de tiempo trimestral, pero los nuevos datos se actualizan anualmente (cuatro trimestres a la vez). Así pues, el análisis retrospectivo se hizo eliminando años enteros de datos a la vez.



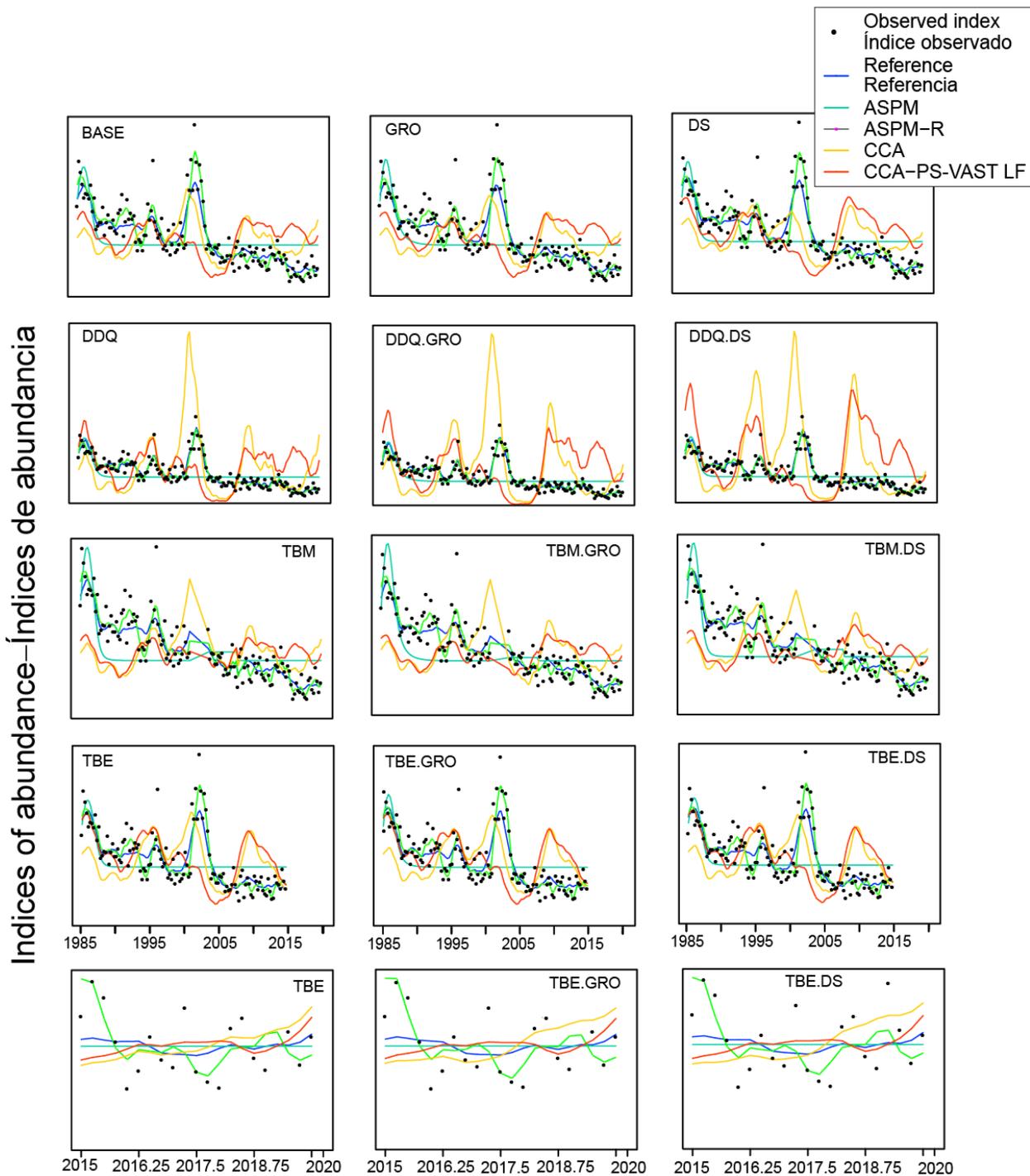
**FIGURE A6.** Spawning biomass ratios of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019, estimated by the 12 reference models and the corresponding diagnostic models (ASPM, ASPM-R, CCA, CCA-PS-VAST LF). The red dotted line at 0.077 indicates  $S = S_{LIMIT}$ .

**FIGURA A6.** Cocientes de biomasa reproductora del aleta amarilla en el OPO, 1985-2019, estimados por los 12 modelos de referencia y los modelos diagnósticos correspondientes (ASPM, ASPM-R, ACC, CCA-PS-VAST LF). La línea de trazos roja en 0.077 indica  $S = S_{LÍMITE}$ .



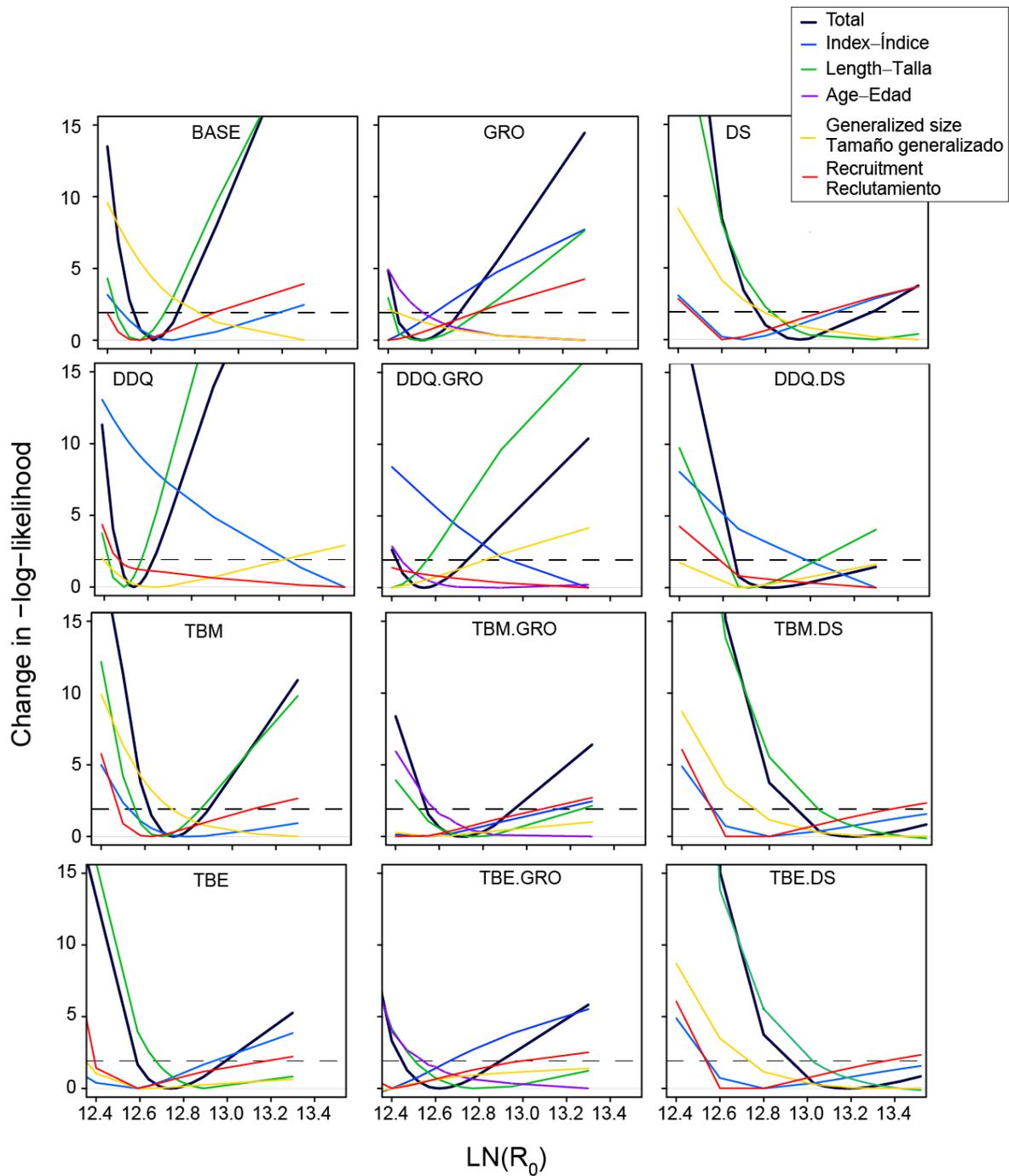
**FIGURE A7.** Spawning biomass ratios of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019, estimated by the 12 reference models and the corresponding diagnostic models (ASPM-R, CCA, CCA-PS-VAST LF). The lines represent the maximum likelihood estimate (MLE), and the shaded areas the confidence intervals (CI). Models without CI did not produce a positive definite hessia (all ASPM-R except DDQ, DDQ.GRO, DDQ.DS).. The red dotted line at 0.077 indicates  $S=S_{LIMIT}$ .

**FIGURA A7.** Cocientes de biomasa reproductora del aleta amarilla en el OPO, 1985-2019, estimados por los 12 modelos de referencia y los modelos diagnósticos correspondientes (ASPM-R, ACC, ACC-PS-VAST LF). Las líneas representan la estimación de máxima verosimilitud (EMV) y las áreas sombreadas los intervalos de confianza (IC). Los modelos sin IC no produjeron una matriz Hessiana positiva definida (todos los ASPM-R excepto DDQ, DDQ.GRO, DDQ.DS). La línea de trazos roja en 0.077 indica  $S= S_{LÍMITE}$ .



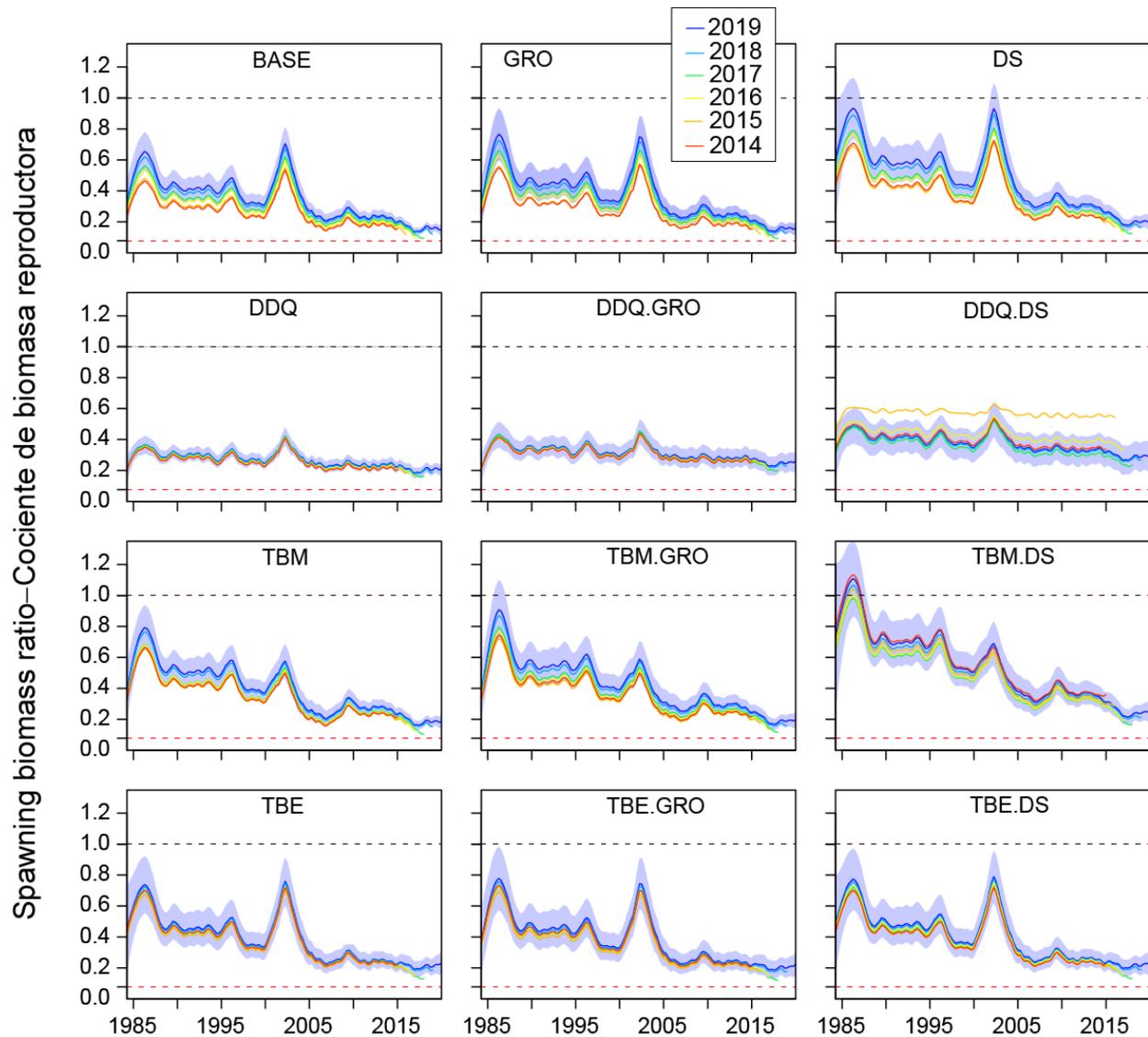
**FIGURE A8.** Abundance index of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019, estimated by each reference model and the corresponding diagnostic models. The lines represent the maximum likelihood estimates (MLE) or the predictions (for CCA, CCA-PS-VAST LF), the dots are the observed values .

**FIGURA A8.** Índice de abundancia del atún aleta amarilla en el OPO estimados por cada modelo de referencia y los modelos diagnósticos correspondientes. Las líneas representan la estimación de máxima verosimilitud (EMV) o los valores predichos (para CCA, CCA-PS-VAST LF), los puntos son los valores observados



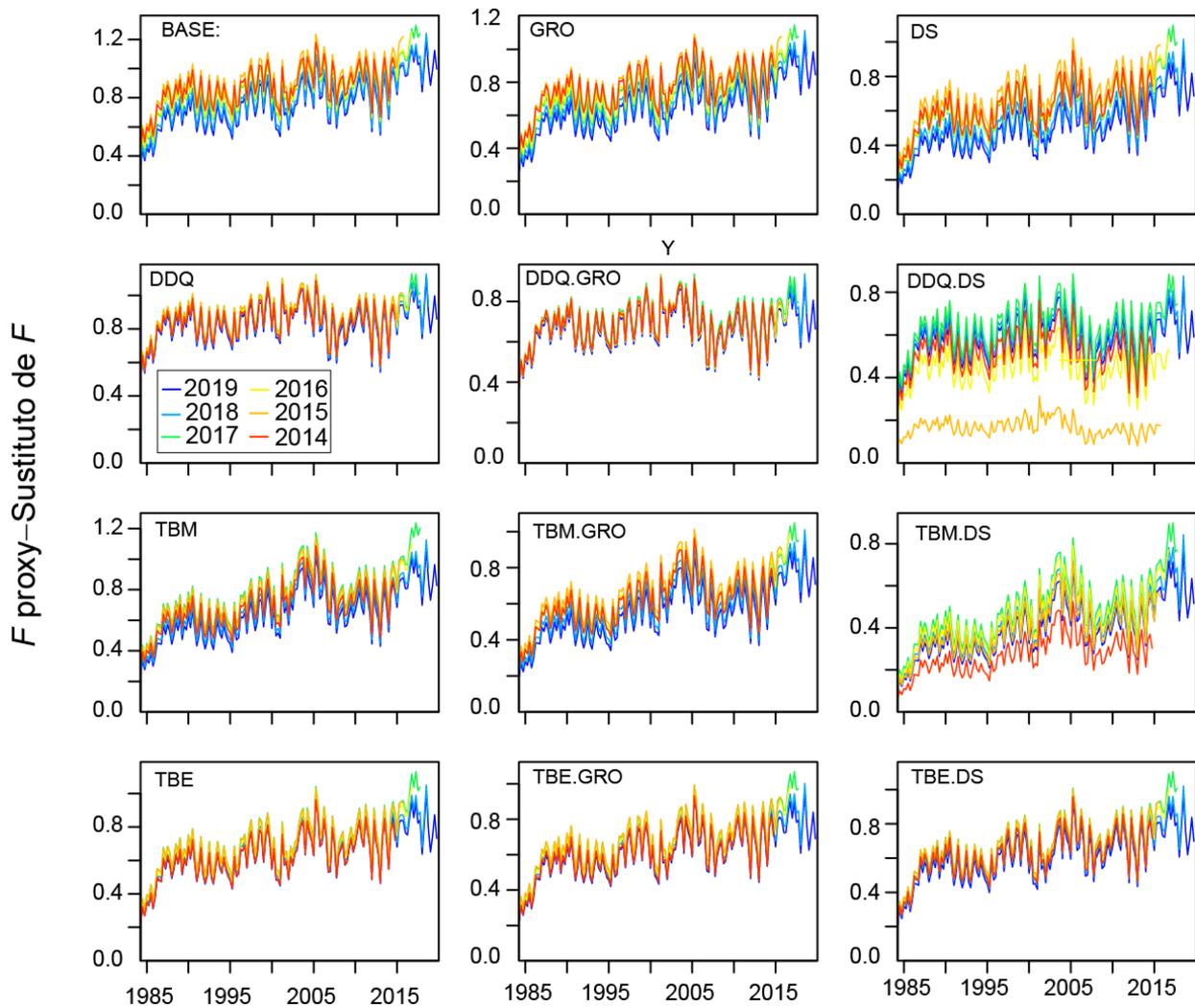
**FIGURE A9.** Comparison of the likelihood profile for  $\ln R_0$  (scaling parameter) for the twelve reference models for yellowfin tuna in the EPO. The two points where the dotted line crosses the total likelihood line are the lower and upper values of the 95% confidence interval (obtained from the chi-square distribution with one degree of freedom).

**FIGURA A9.** Comparación del perfil de verosimilitud para  $\ln R_0$  (parámetro de escala) para los 12 modelos de referencia para el aleta amarilla en el OPO. Los dos puntos donde la línea de trazos cruza la línea de la verosimilitud total son el valor mínimo y máximo del intervalo de confianza del 95% (obtenido de la distribución chi-cuadrada con un grado de libertad)



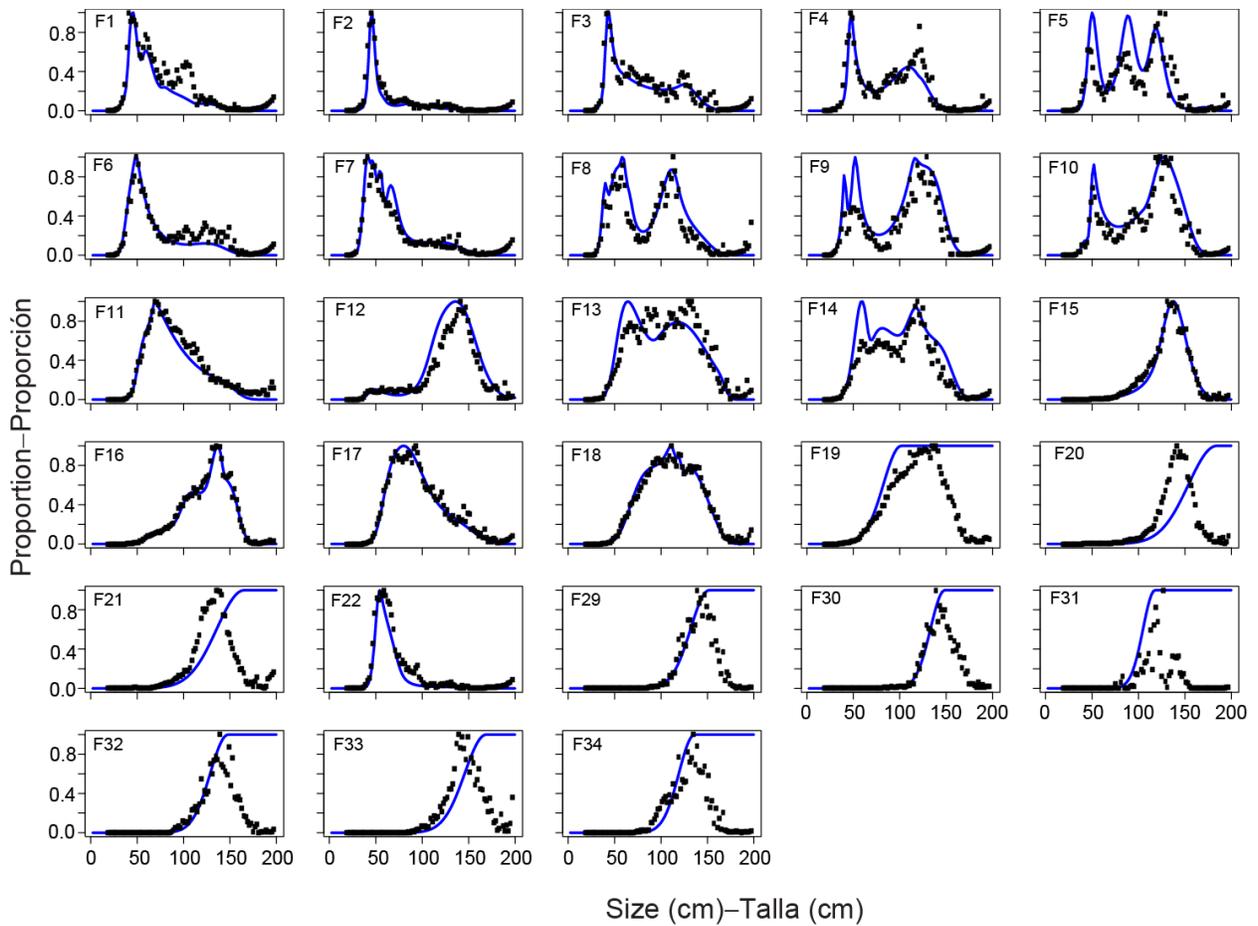
**FIGURE A10.** Retrospective patterns of the spawning biomass ratio (SBR) for the 12 reference models for yellowfin tuna in the EPO. The black and red dashed lines indicate  $SBR = 1$  ( $S=S_0$ ) and  $SBR = 0.077$  ( $S=S_{LIMIT}$ ), respectively.

**FIGURA A10.** Patrones retrospectivos del cociente de biomasa reproductora para los 12 modelos de referencia para el atún aleta amarilla en el OPO. Las líneas de trazos negra y roja indican  $SBR = 1$  ( $S=S_0$ ) y  $SBR = 0.077$  ( $S=S_{LÍMITE}$ ), respectivamente.



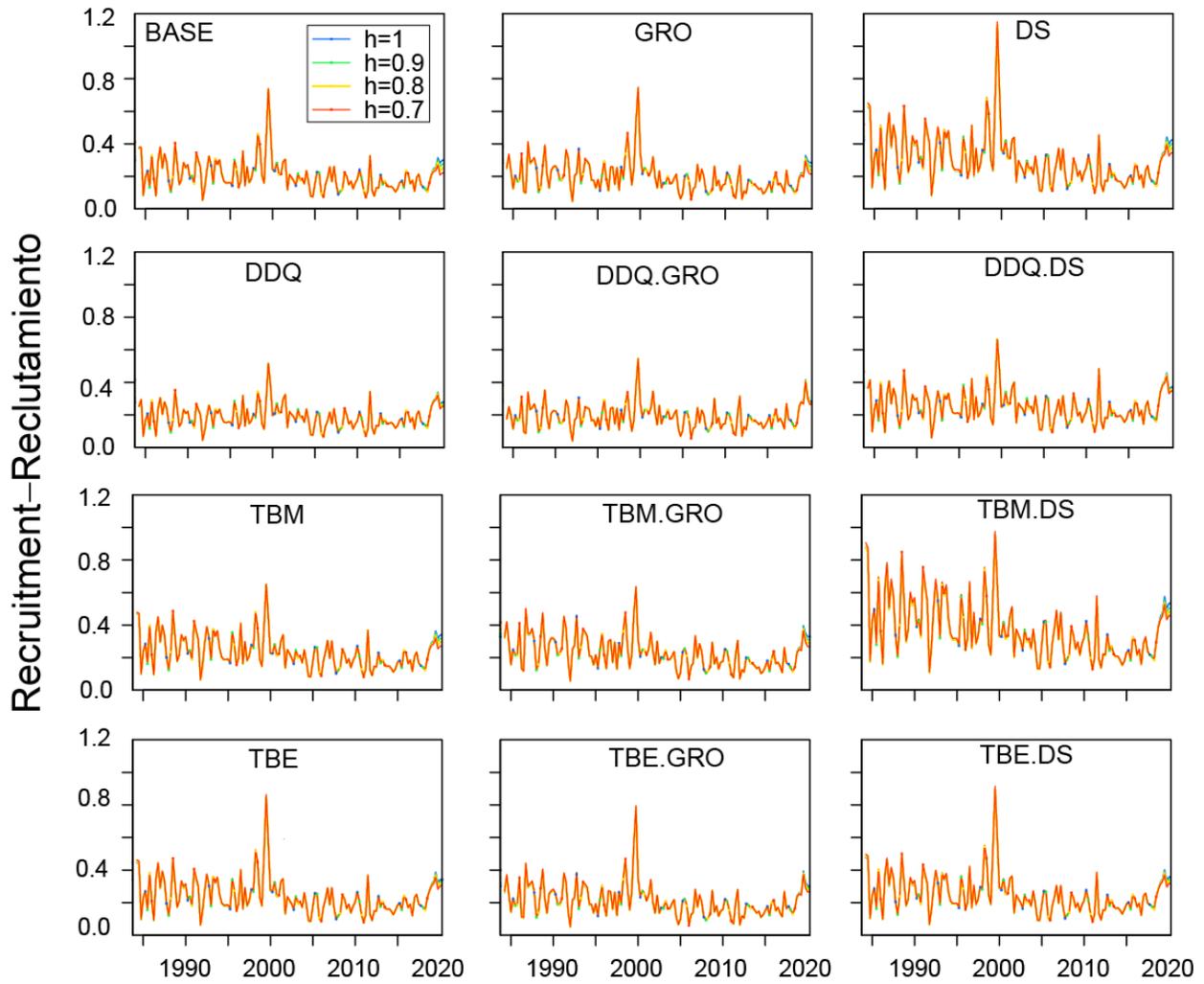
**FIGURE A11.** Retrospective patterns of fishing mortality proxy  $[(1-SBR)/(1-SBR_{MSY})]$ , 1984-2019, for the 12 reference models for yellowfin tuna in the EPO.

**FIGURA A11.** Patrones retrospectivos del sustituto de mortalidad por pesca  $[(1-SBR)/(1-SBR_{RMS})]$ , 1984-2019, para los 12 modelos de referencia para el aleta amarilla en el OPO.



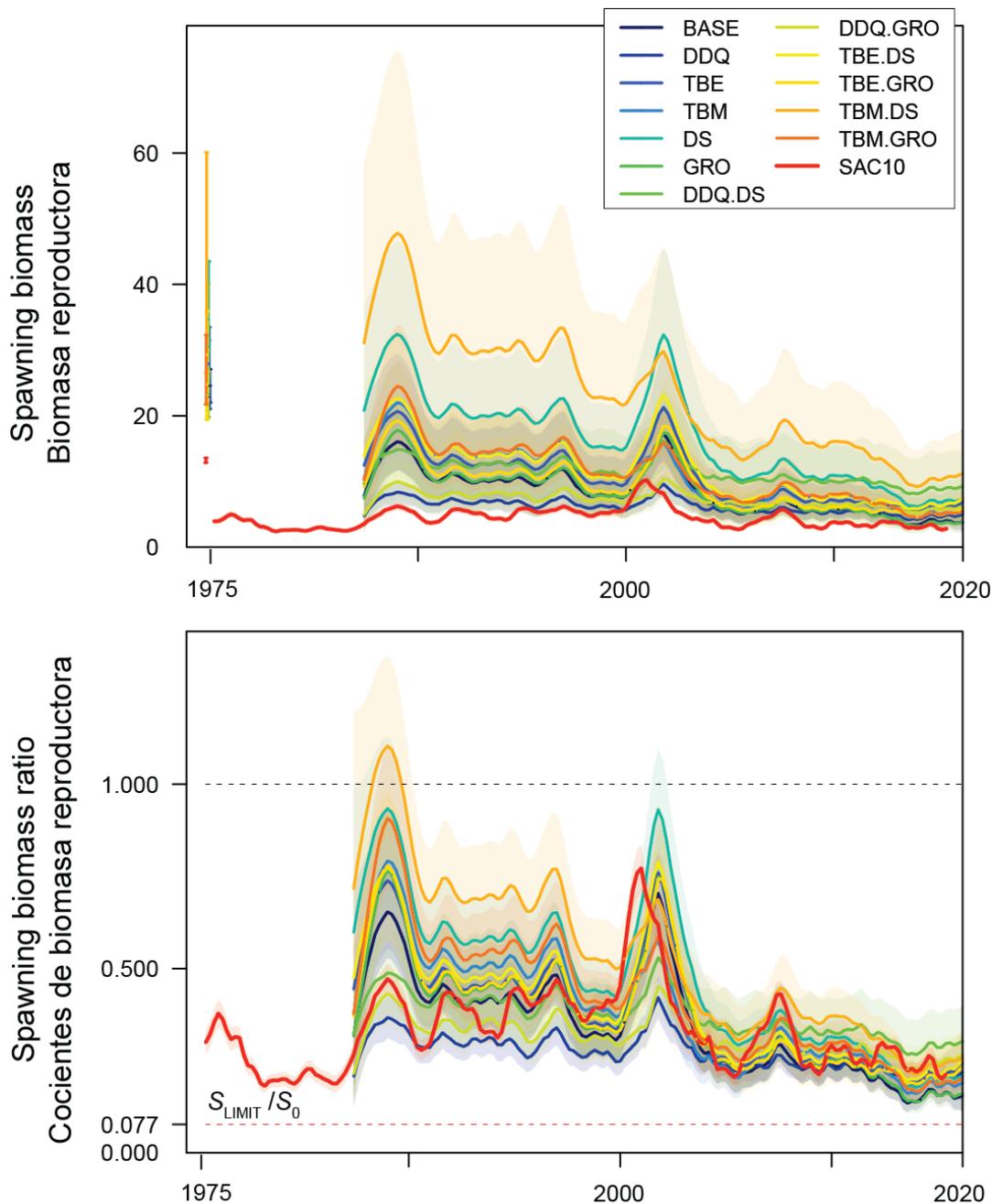
**FIGURE A12.** Estimated (purple line) and empirical (black dots) average selectivity, by fishery, for the BASE model with  $h = 1$  (see text for details).

**FIGURA A12.** Selectividad promedio estimada (línea morada) y empírica (puntos negros), por pesquería, para el modelo BASE con  $h = 1$  (ver detalles en el texto).

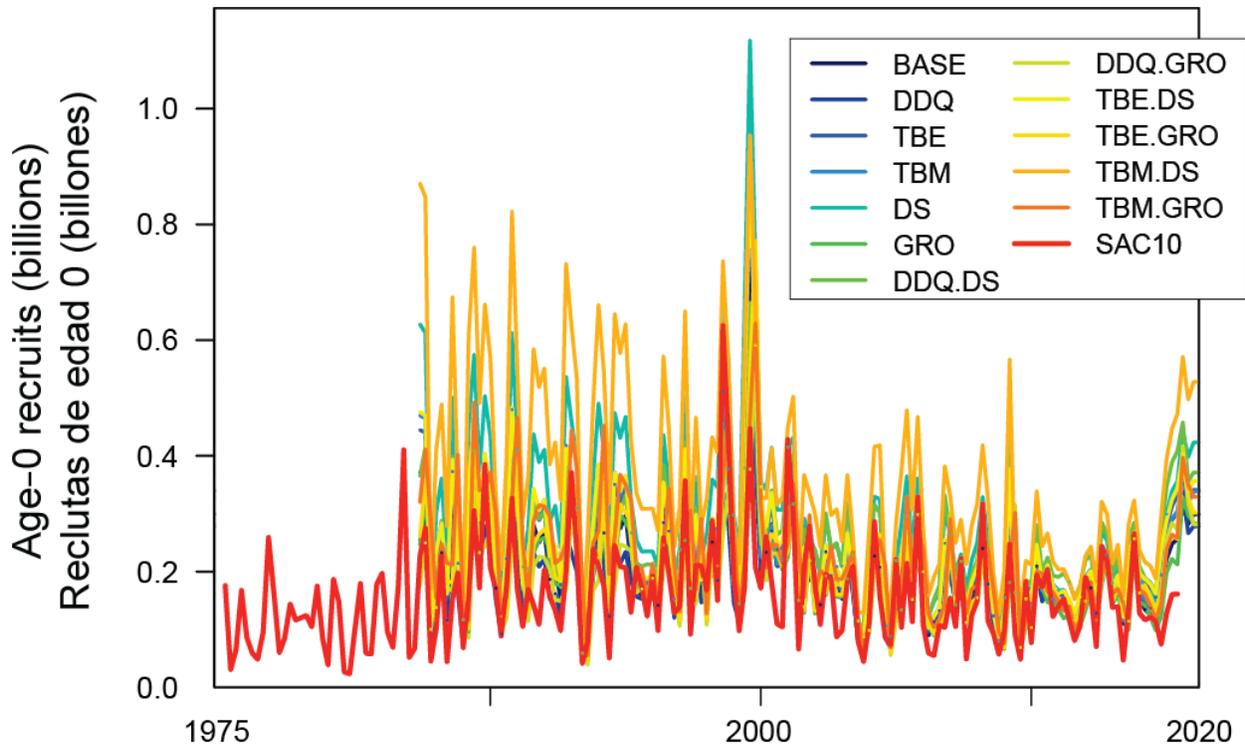


**FIGURE A13.** Quarterly recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO, 1984-2019, estimated by the 48 models.

**FIGURA A13.** Reclutamiento trimestral del aleta amarilla en las pesquerías del OPO estimado los 48 modelos.

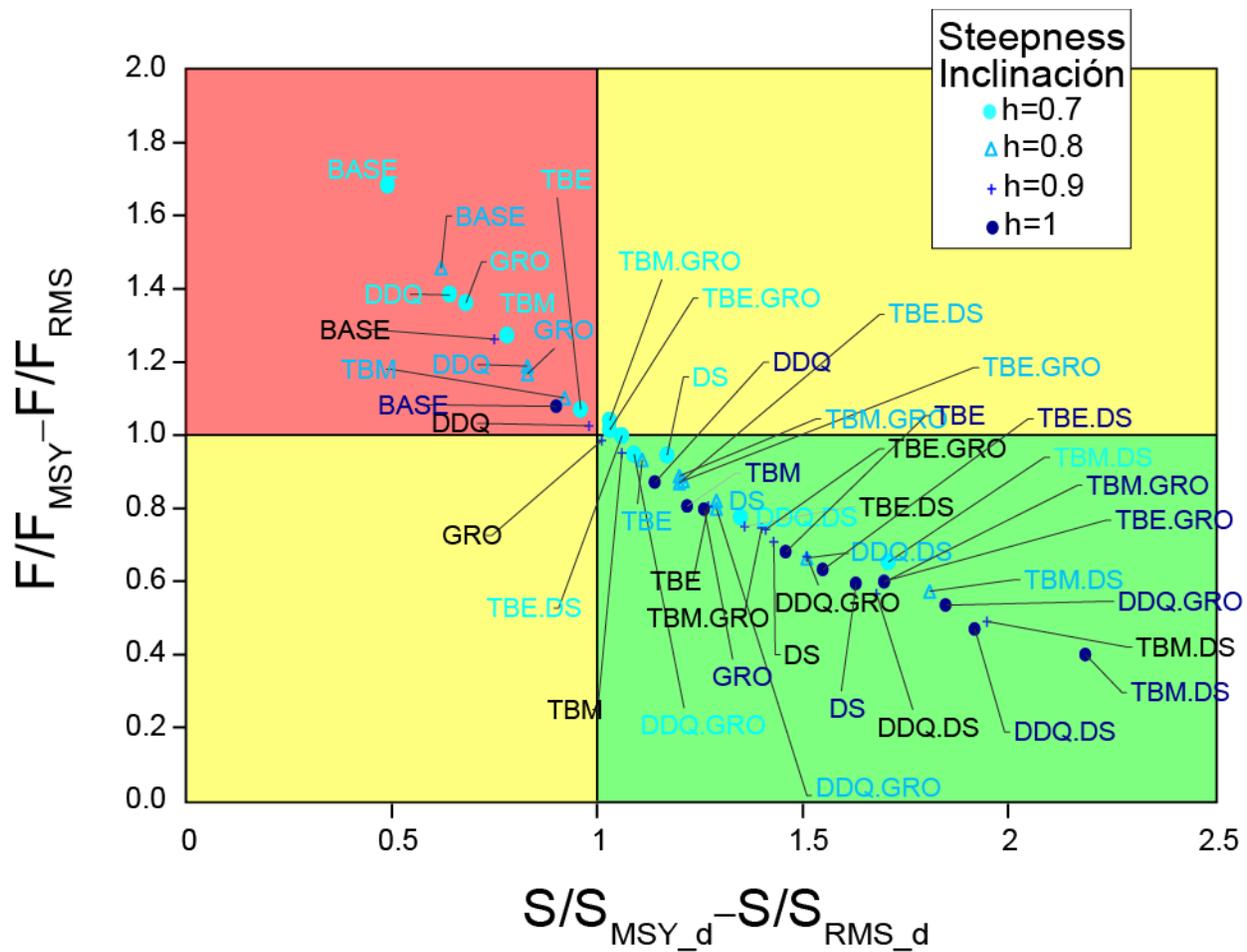


**FIGURE A14.** Spawning biomass (top) and spawning biomass ratios (SBRs; bottom) of yellowfin tuna in the EPO, for the 12 reference models with  $h = 1.0$  (2020) and for the previous assessment (SAC-10, 2019; red line). The solid lines represent the maximum likelihood estimates, and the shaded areas their approximate 95% confidence intervals. Top: the colored bars and points on the left edge are the estimates of virgin spawning biomass for each model. Bottom: the red dashed horizontal line (at 0.077) identifies the  $S=S_{LIMIT}$ . **FIGURE A14.** Biomasa reproductora (arriba) y cociente de biomasa reproductora (abajo) del aleta amarilla en el OPO para los 12 modelos de referencia con  $h = 1.0$  (2020) y para la evaluación previa (SAC 10, 2019; línea roja). Las líneas representan las estimaciones de máxima verosimilitud y las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza aproximados de 95% alrededor de esas estimaciones. Arriba: Las barras y los puntos de color al principio del panel son las estimaciones de biomasa reproductora virgen para cada modelo. La línea horizontal punteada roja (en 0.077) identifica el  $S=S_{LIMIT}$ .



**FIGURE A15.** Quarterly recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO, by the 12 reference models with  $h = 1.0$  (1984- 2020) and by the previous assessment model (SAC-10,1975-2019).

**FIGURA A15.** Reclutamiento trimestral estimado de aleta amarilla en las pesquerías del OPO de los 12 modelos con inclinación  $h = 1.0$  (1984- 2020) y por el del modelo de la evaluación anterior (SAC-10, 1975-2019).



**FIGURE A16.** Kobe (phase) plot of the point estimate by models of most recent spawning biomass ( $S$ ) and current (2017-2019) fishing mortality ( $F$ ) of yellowfin tuna in the EPO relative to their MSY-based reference points ( $S_{MSY\_d}$  and  $F_{MSY}$ ), from the 12 reference models (see Table 3 and Figure 2) with four values of the steepness parameter ( $h$ ).

**FIGURA A16.** Gráfica de Kobe (fase) de las estimaciones puntuales por modelo de la biomasa reproductora ( $S$ ) más reciente y de la mortalidad por pesca ( $F$ ) actual (2017-2019) del atún aleta amarilla en el EPO, relativas a sus puntos de referencia basados en RMS ( $S_{RMS\_d}$  y  $F_{RMS}$ ), de los 12 modelos de referencia (ver Tabla 3 y Figura 2) con a cuatro valores del parámetro de inclinación ( $h$ ).

### ANEXO 3

**TABLE A1.** Average adjusted input sample size ( $n$  adj) and average effective sample size for each fishery and for the survey, by model, with  $h = 1$ . The data in the shaded cells were not used in the models. Data in boldface indicate the fisheries with the largest ranges in effective sample size.

**TABLA A1.** Tamaño promedio de la muestra de entrada ajustado ( $n$  adj) y tamaño promedio efectivo de la muestra para cada pesquería y para el estudio, por modelo, con  $h = 1$ . Los datos en las casillas sombreadas no fueron usados en los modelos. Datos en negritas indican las pesquerías con los mayores rangos de tamaño de muestra.

Survey	n adj	Effective n												Range
		BASE	DDQ	DDQ.DS	DDQ.GRO	DS	GRO	TBE	TBE.DS	TBE.GRO	TBM	TBM.DS	TBM.GRO	
<b>Survey</b>	11.8	59	62	63	63	61	60	64	64	65	64	64	63	7
<b>Fisheries</b>														
F1	7.3	63	64	63	61	62	61	62	62	61	63	63	61	3
F2	6.1	36	35	35	35	36	35	36	36	35	36	36	35	1
F3	9.4	58	59	59	72	58	70	59	59	70	59	59	72	14
F4	4.0	33	33	33	32	33	32	33	33	32	33	33	32	2
F5	3.6	40	39	38	38	40	40	41	41	40	40	39	39	3
F6	9.4	83	83	82	87	83	88	83	83	88	83	83	87	6
F7	4.1	38	37	37	35	38	36	39	39	36	38	38	35	4
F8	6.8	55	55	54	52	55	53	55	55	52	55	55	53	3
F9	3.8	30	30	30	31	30	32	30	30	31	30	30	31	2
F10	4.8	25	26	26	25	25	24	25	25	25	26	26	25	1
F11	5.3	63	61	61	61	63	62	63	63	62	63	62	62	2
F12	2.3	25	25	25	24	25	25	25	25	25	25	25	25	1
F13	2.0	33	33	33	34	34	34	34	34	34	34	34	34	1
F14	3.0	22	21	22	21	22	21	22	22	21	22	22	21	1
F15	4.1	108	107	106	105	109	107	109	109	109	109	109	108	4
F16	7.5	113	113	113	114	114	115	114	114	116	114	115	115	3
F17	3.8	53	53	53	53	53	54	53	53	54	53	53	53	1
<b>F18</b>	7.8	159	161	162	162	160	160	160	160	160	155	157	155	8
<b>F19</b>	6.2	105	110	111	111	110	107	110	110	111	108	114	111	9
F20	4.2	61	69	48	101	44	103	52	50	66	53	40	92	63
F21	4.5	45	47	39	50	37	50	40	39	41	41	35	47	15
F22	5.2	45	45	45	50	45	50	45	45	50	45	45	49	5
F29	6.9	44	49	41	55	38	54	42	41	45	42	37	52	18
F30	8.9	58	67	55	77	49	76	54	53	62	55	47	74	31
F31	2.8	18	19	17	18	16	18	17	17	17	18	17	18	2
F32	5.0	47	52	45	52	42	49	45	44	45	45	40	48	12
F33	3.4	31	35	28	44	26	41	28	28	31	28	25	38	19
F34	2.0	23	26	23	24	21	23	22	22	22	23	21	23	4